Министерство природных ресурсов
и охраны окружающей среды
Республики Беларусь
Министерство образования
Республики Беларусь
Министерство лесного хозяйства
Республики Беларусь
Национальная академия наук Беларуси
Минский городской исполнительный комитет
РУП «ЦНИИКИВР»
УО «Белорусский государственный
технологический университет»

Ministry of Natural Resources
and Environmental Protection
of the Republic of Belarus
Ministry of Education
of the Republic of Belarus
Ministry of Forestry
of the Republic of Belarus
National Academy of Sciences of Belarus
Minsk City Executive Committee
RUE «CRICUWR»
Educational Institution "Belarusian State
Technological University"

МАТЕРИАЛЫ

V Международного Водного Форума «Водные ресурсы и климат»

Часть 2

5–6 октября 2017 г.

г. Минск, Республика Беларусь

MATERIALS

5th International Water Forum «Water Resources and Climate»

Part 2

October 5–6, 2017

Minsk, Republic of Belarus

УДК [502.171:546.212+628.16+621.22] (06)
ББК 26.222я73
В62

Р е ц е н з е н т ы : зам. директора РУП «ЦНИИКИВР»,
канд. техн. наук *С.А. Дубенок*
профессор, декан факультета инженерных систем и экологии
Брестского государственного технического университета, д.г.н.
А.А. Волчек

Члены редколлегии: профессор, д-р техн. наук *О.Б. Дормешкин*
доцент, канд. техн. наук *И.А. Гребенчикова*
доцент, канд. техн. наук *А.В. Лихачева*
доцент, канд. хим. наук *Л.А. Шибека*

Водные ресурсы и климат : материалы докладов V Международного Водного Форума: в 2 ч. – Минск : БГТУ, 2017. – Ч. 2. – 262 с.
ISBN 978-985-530-632-1
ISBN 978-985-530-634-5 (Ч. 2)

Сборник составлен по материалам докладов V Международного Водного Форума «Водные ресурсы и климат», проведенного в учреждении образования Белорусский государственный технологический университет». В представленных материалах рассмотрены основные направления и проблемные вопросы использования и охраны водных ресурсов в условиях изменяющегося климата. Представлены современные подходы по защите водных ресурсов от загрязнения, технологии очистки загрязненных вод. В докладах также отражены аспекты трансграничного сотрудничества Беларуси с соседними странами, а также вопросы гидроэнергетики и использования рекреационного потенциала рек и озер Беларуси.

ISBN 978-985-530-632-1
ISBN 978-985-530-634-5 (Ч. 2)

© УО «Белорусский государственный технологический университет», 2017

ОРГАНИЗАЦИОННЫЙ КОМИТЕТ

Малкина Ия Витальевна	Первый заместитель Министра природных ресурсов и охраны окружающей среды Республики Беларусь
Войтов Игорь Витальевич	Ректор учреждения образования «Белорусский государственный технологический университет»
Завьялов Сергей Владимирович	начальник управления регулирования воздействий на атмосферный воздух и водные ресурсы
Козакевич Светлана Николаевна	заместитель начальника отдела международного сотрудничества
Лабазнов Роман Юрьевич	начальник государственного учреждения «Республиканский центр по гидрометеорологии, контролю радиоактивного загрязнения и мониторингу окружающей среды»
Мазуркевич Юлия Валерьевна	начальник отдела науки информатизации (секретарь)
Станкевич Александр Петрович	директор республиканского унитарного предприятия «Центральный научно-исследовательский институт комплексного использования водных ресурсов»

ПРОГРАММНЫЙ КОМИТЕТ ФОРУМА

Антипирович Юлия Федоровна	младший научный сотрудник отдела гидроэкологических исследований республиканского унитарного предприятия «Центральный научно-исследовательский институт комплексного использования водных ресурсов»
Г ерменчук Мария Григорьевна	Первый заместитель начальника государственного учреждения «Республиканский центр по гидрометеорологии, контролю радиоактивного загрязнения и мониторингу окружающей среды»
Гриб Анна Дмитриевна	ведущий специалист сектора правовой, кадровой и организационной работы республиканского унитарного предприятия «Центральный научно-исследовательский институт комплексного использования водных ресурсов»
Леонтьев Виктор Николаевич	заведующий кафедрой биотехнологии и биоэкологи учреждения образования «Белорусский государственный технологический университет»
Лихачева Анна Владимировна	доцент кафедры промышленной экологии учреждения образования «Белорусский государственный технологический университет»
Марцуль Владимир Николаевич	заведующий кафедрой промышленной экологии учреждения образования «Белорусский государственный технологический университет»
Морозова Олеся Александровна	консультант отдела науки и информатизации Министерства природных ресурсов и охраны окружающей среды Республики Беларусь
Слиж Татьяна Вячеславовна	начальник отдела использования и охраны вод Министерства природных ресурсов и охраны окружающей среды Республики Беларусь
Сушко Светлана Валерьевна	консультант отдела науки и информатизации Министерства природных ресурсов и охраны окружающей среды Республики Беларусь
Черник Елена Олеговна	заведующий сектором информационного и выставочного обеспечения научной деятельности учреждения образования «Белорусский государственный технологический университет»

СОВРЕМЕННЫЕ ПОДХОДЫ ПО ЗАЩИТЕ ВОДНЫХ РЕСУРСОВ ОТ ЗАГРЯЗНЕНИЯ И ИСТОЩЕНИЯ, ТЕХНОЛОГИИ ОЧИСТКИ ВОД

Председатель	Ася Михайловна Пеньковская, к.т.н., заведующий сектором использования водных ресурсов РУП «Центральный научно-исследовательский институт комплексного использования водных ресурсов»
Зам. Председателя	Раиса Михайловна Маркевич, доцент кафедры биотехнологии и биоэкологии, канд. хим. наук, доцент
Секретарь	Ирина Александровна Гребенчикова, доцент кафедры биотехнологии и биоэкологии, канд. техн. наук

УДК 631.674+631.95(075.8)

П.И. Пыленок, ст. науч. сотр., доц., д-р техн. наук
Всероссийский научно-исследовательский институт гидротехники и мелиорации
им. А.Н. Костякова, г. Рязань, Россия

ПОВЫШЕНИЕ ЭФФЕКТИВНОСТИ УПРАВЛЕНИЯ ВОДНЫМИ РЕСУРСАМИ МЕЛИОРИРУЕМЫХ ТЕРРИТОРИЙ НА ОСНОВЕ ГИДРОМЕЛИОРАТИВНОГО РЕЦИКЛИНГА

В последние десятилетия в центральной России имеют место неблагоприятные последствия аридизации климата. Например, впервые за всю историю наблюдения в 1997 году не произошло весеннее половодье на крупном притоке Волги – реке Оке. Это явление в последующем из уникального стало регулярным и более продолжительным. Уже четыре года подряд, начиная с 2014 г. не происходит весеннего половодья, что существенно ухудшает экологическое состояние ландшафтов Окской поймы. В условиях осуходливания крупной водной артерии и аномально жаркого лета в 2010 году наблюдалось региональное понижение глубины залегания грунтовых вод, произошли лесные и торфяные пожары в Мещерской низменности, в результате погибли 62 человека, выгорело более 4 млн. га лесов, общий экономический ущерб составил свыше 12 млрд. рублей.

В сложившихся природно-экономических условиях стал вопрос о судьбе осушаемых торфяных болот центральной России, которые сегодня практически не используются в сельскохозяйственном производстве. Предлагается их затоплять и возвращать в исходное состояние, в котором они были до осушения. Такое возвращение антропогенных ландшафтов в исходное состояние можно обозначить применяемым в экологии термином ренатурализация. При этом фактор водного режима, безусловно, является одним из важнейших, но далеко не единственным. Предполагается, что вслед за восстановлением болотного водного режима уже под действием естественных сукцессий произойдет постепенная регенерация других компонентов болотного ландшафта, включая торфонакопление.

Близкие проблемы возникают в отношении выработанных торфяников, которые нуждаются в рекультивации, и также представляют определенную пожарную опасность. При затоплении осушенных болот возникает множество профессиональных вопросов, не решив которые, можно бессмысленно затратить огромные материальные и финансовые ресурсы, не достигнув желаемой цели. Нельзя сбрасывать со счетов и моральный аспект. Ведь речь идет об уничтожении результатов труда людей – мелиораторов, которые создавали условия не только для высокопроизводительного сельскохозяйственного и лесохозяйственного производства, но и для комфортного проживания населения на заболоченных территориях.

Согласно данным о водном балансе Земли, в болотах, занимающих площадь 2,7 млн. км^2, содержится около 11 тыс. км^3 воды, что составляет 0,03 % общих запасов пресных вод. Примерно 10 % территории России покрыто болотами, в которых сосредоточено около 3 тыс. км^3 статических запасов природных вод [6]. Кажущееся водное изобилие естественных болот, быстро убывает при их осушении. Средний за 53 года дефицит естественного увлажнения теплого периода года составляет 84-159 мм, увеличиваясь с северо-запада на юго-восток Мещерской низменности [5]. Поэтому требуется рациональное использование водных ресурсов для обеспечения экологической устойчивости и пожарной безопасности мелиорируемых территорий.

Методика. При осушении торфяной залежи из ее верхнего слоя (слоя осушения, который условно можно принять равным норме осушения – 0,8-1,2 м для сельскохозяйственных целей) отводится избыточная влага, объем которой зависит от биологических и водно-физических свойств торфа и может быть определен по формуле:

$$V = \mu\left(H_{\text{о}} - H_{\text{б}}\right) = \mu\Delta H \qquad (1)$$

где V – объем воды вытекающей из почвы под действием сил гравитации на единицу площади, м; μ – суммарный коэффициент водоотдачи в долях единицы; H_o – глубина залегания уровня грунтовых вод от поверхности земли при осушении, м; $H_б$ – глубина залегания уровня болотных вод от поверхности земли в естественном состоянии, м.

В случае обводнения необходимо осуществить обратный осушению процесс, называемый *субирригацией*, для чего потребуется обеспечить подъем уровня грунтовых вод (УГВ) с глубины H_o до $H_б$. С определенными допущениями принимаем, что в осушенную торфяную залежь для восстановления естественного водного режима нужно подать примерно тот же объем воды, который отводится при осушении (1) и может достигать 3000 м^3/га.

Для оценки потребности в воде для целей ренатурализации необходимы значения водоотдачи торфа и данные о снижении уровня грунтовых (болотных) вод (ΔН) под действием осушения. Коэффициент суммарной водоотдачи низинных торфов составляет 0,05-0,24 [2]. В специальных определениях в торфяных лизиметрических монолитах на Вожской осушительной системе суммарная водоотдача по нашим данным составляла 0,2-0,25.

Чтобы установить воднoресурсные возможности увлажнения осушаемых торфяно-болотных почв, предлагается использовать выполненное нами ранее [4] гидрологическое обоснование гидромелиоративных рециклинговых технологий, которое позволяет оценить надежность внутренних водных ресурсов не только для целей сельскохозяйственного орошения, но и для пожарной безопасности мелиорируемого агроландшафта. Для расчетов было предложено выделять три типа гидромелиоративного рециклинга.

Оперативный рециклинг, когда для увлажнения используется актуальный дренажный сток в режиме реального времени без применения накопительных емкостей, суточное регулирование (устраиваются емкости суточного регулирования) или недельное регулирование; увлажняемая площадь в этом случае определяется из соотношения:

$$F_{\text{увл}}^{\text{опер}} = 8,64 \frac{F_{\text{ос}}}{m_{\text{бр}}} \sum_{1}^{t_{\min}} q_i t_i \qquad (2)$$

Сезонный рециклинг, когда сток весеннего (предпосевного-посевного) периода накапливается в прудах-накопителях и используется для увлажнения в будущие засушливые периоды вегетационного периода этого же года; увлажняемая площадь в этом случае увеличивается и определяется из следующего соотношения:

$$F_{\text{увл}}^{\text{сез}} = 8,64 \frac{F_{\text{ос}}}{M_{\text{бр}}} \sum_{1}^{t_{\text{вес}}} q_i t_i \qquad (3)$$

Многолетний гидромелиоративный рециклинг, когда аккумулируется дренажный сток влажных лет и используется для увлажнения в вегетационные периоды будущих засушливых лет; увлажняемая площадь достигает максимального значения и определяется соотношением:

$$F_{\text{увл}}^{\text{мн}} = 8,64 \frac{F_{\text{ос}}}{M_{\text{бр}}} \sum_{1}^{t_г} q_i t_i \qquad (4)$$

В вышеприведенных формулах приняты следующие обозначения: $F_{\text{увл}}^{\text{опер}}$, $F_{\text{увл}}^{\text{сез}}$ и $F_{\text{увл}}^{\text{мн}}$ – площадь увлажнения дренажными водами при оперативном, сезонном и многолетнем регулировании стока, га; $F_{\text{ос}}$ – площадь осушения (водосбора) мелиоративного модуля (системы), га; $m_{бр}$ – поливная (разовая) норма увлажнения, мм; $M_{бр}$ – сезонная (оросительная) норма увлажнения, мм; q_i – модуль дренажного i-го периода, л/с га; t_i – продолжительность i-го периода, сут; t_{min} – продолжительность минимального межполивного интервала, сут; $t_{вес}$ – продолжительность предпосевного-посевного периода стока; $t_г$ – продолжительность заполнения накопительных емкостей при многолетнем регулировании.

Основная трудность расчета по приведенным формулам часто связана с недостатком и часто ненадежностью данных о дренажном стоке. Поэтому для оценочных расчетов нами

использованы фактические данные о дренажном стоке на мелиоративно-болотных стационарах Мещерской низменности. В расчетах использованы следующие параметры режима увлажнения осушаемых торфяно-болотных почв: поливные нормы – 300 м3/га; минимальные межполивные интервалы для картофеля – 10 суток, для капусты – 9 суток, многолетних трав – 55 суток.

Результаты и обсуждение. Для осушаемых торфяно-болотных почв бассейна р. Вожа, водосборная площадь которого в 18,5 раза превышает площадь осушения, расчеты выполнены для условий острозасушливого периода с мая по август 1979 г., вероятность непревышения суммы атмосферных осадков которого составила 90 %. Оперативное увлажнение 29-46 % площади осушения под капустой и картофелем надежно обеспечено в июне-августе. В мае для всех культур, а также в июне-августе для трав дренажных вод в избытке хватает для увлажнения всей осушаемой площади (таблица 1).

Таблица 1 – Расчетные площади (га) увлажнения осушаемых земель

Показатели	«Вожа»				«Тинки-2»			
	май	июнь	июль	август	май	июнь	июль	август
Модуль стока[1] (q_i), л/с га	0,11	0,0086	0,0078	0,006	0,33	0,27	0,22	0,19
Картофель (t_{min} =10 сут)	3643	285	258	199	217*/304	164/250	117/204	90/177
Многолетние травы (t_{min} =55 сут)	20038	1570	1420	1090	1191/1668	898/1375	642/1118	495/972
Капуста (t_{min} =9 сут)	3279	256	232	179	195/273	147/225	105/183	81/159

* В числителе – за вычетом санитарного расхода (50 % бытового стока в межень) и потерь воды на испарение; в знаменателе – из условия полного использования дренажного стока

Расчет сезонного регулирования стока для условий этого же острозасушливого года для минимального зарегистрированного модуля стока 0,03 л/с га показывает, что только майского объема стока при его аккумулировании с избытком хватает для увлажнения всей осушаемой площади «Вожа» при размере оросительной нормы 1500 м^3/га.

На объекте «Макеевский мыс» площади регулярного увлажнения в засушливые годы могут быть увеличены только за счет применения сезонного регулирования. Объемы стока посевного периода достаточно велики, по данным Г.И. Ершовой, только в мае слой откачки составляет 23 мм.

В засушливый вегетационный период на системе «Тинки 2», площадь водосбора которой в 9,5 раз превышает площадь осушения, дренажными водами при условии обеспечения санитарного расхода в магистральном канале можно увлажнять 28-67 % осушаемой площади (см. таблицу 1) при возделывании картофеля, 26-62 % при возделывании капусты, а в случае выращивания многолетних трав потенциальная увлажняемая площадь в 1,5-3,7 раза больше площади осушения. В условиях сезонного рециклинга с увлажнением всей осушаемой площади, как показывают расчеты по формуле (3), достаточно аккумулирования стока за период с третьей декады апреля до конца мая.

Полученные результаты говорят о гидрологической надежности реализации гидромелиоративного рециклинга в условиях Мещерской низменности на осушаемых болотах с грунтовым и грунтово-намывным ТВП. Учитывая, что при грунтово-напорном ТВП модуль дренажного стока существенно выше (до 2 л/с га), повышается и гидрологическая надежность.

Второй важный вывод состоит в том, что полноводооборотные гидромелиоративные системы, реализующие многолетний рециклинг, в условиях отмеченных ТВП (грунтового, грунтово-намывного) и соотношении площади водосбора к площади осушения 1:10 и бо-

[1] Модули стока рассчитаны по экспериментальным гидрологическим данным, полученным *В.Г. Мирошниченко на* объекте «Вожа»; *К.Н. Евсенкиным* - на системе «Тинки-2»..

лее гидрологически не целесообразны, как в случае грунтово-напорного ТВП вне зависимости от степени осушенности водосбора.

Эффективность ренатурализации болот может быть существенно повышена, если восстановление уровня грунтовых вод осуществлять не до $H_б$, а до нормы осушения лесов ($H_л$ = 0,3-0,5 м). Результаты расчета с учетом размера фактического понижения УГВ при осушении болот [2] для $\mu=0,2$ приведены в таблице 2, из которой следует возможность уменьшения объемов водоподачи (нетто) примерно на 1000 м^3/га, а объемы воды для ренатурализации осушаемых болот не превышают экологическую норму увлажнения, размер которой обоснован нами ранее и составляет 1550 м^3/га. Сравнение данных таблиц 1 и 2 позволяет также заключить, что объемов дренажных вод вполне достаточно для решения задачи ренатурализации и пожаротушения. С учетом практики получения через 20 лет прироста древесины 250 м^3/га следует, что затраты на ренатурализацию болот и лесопосадки окупятся значительно быстрее, чем на банальное затопление.

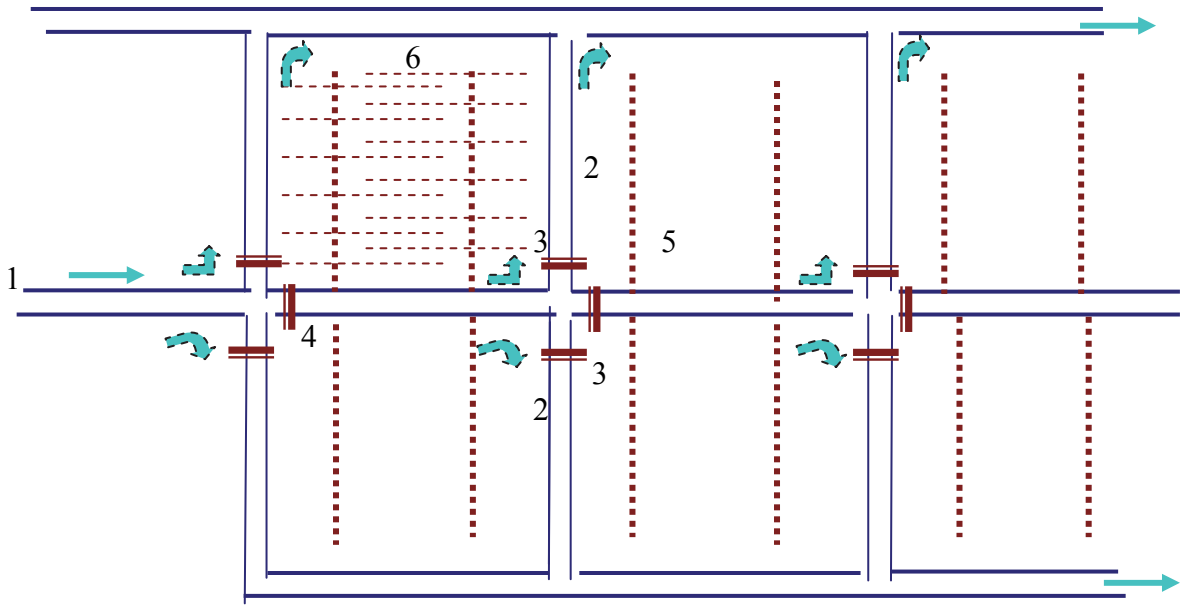
Таблица 2 – Оценочные значения объемов воды для ренатурализации осушаемых болот

Тип болота и водного питания	Способы осушения	Понижение уровня ΔН, м	Требуемый подъем УГВ до нормы лесоосушения $\Delta H_л$, м	Объем воды для восстановления УГВ, м^3/га	
				полного	до нормы лесоосушеня
Террасные и котловинные с грунтовым ТВП	Мелкие каналы (1,0-1,4м)	0,4-0,7	0,1-0,2	1400	400
	Глубокие каналы (1,5-2,0м)	0,6-0,9	0,3-0,4	1800	800
	Закрытый дренаж (1,0-1,4м)	0,5-0,8	0,2-0,3	1600	600
	Глубокие каналы (1,5-2,0м), врезанные дном в песок	0,8-1,2	0,5-0,7	2400	1400
Пойменные с грунтово-намывным ТВП	Глубокие каналы (1,5-2,0м) с машинным водоотводом	0,8-1,0	0,5	2000	1000
	Дренаж (1,0-2,0м) с машинным водоотводом	0,7-0,9	0,2-0,4	1800	800
Водораздельные с грунтовым ТВП	Лесомелиорация	0,2-0,4	0	800	0

Технологии ренатурализации болот. В литературе и практике на сегодня не сложилось ясного представления о целях, способах и последствиях затопления осушаемых болот. В этой связи нами было выделено и рассмотрено пять возможных технологий затопления или ренатурализации болот [2]. Наиболее прогрессивной, но наименее разработанной является рециклинговая технология, соединяющая принцип слияния водных потоков (осушение) и принцип разделения (бифуркации) водных потоков (увлажнение). При этом циклы осушения и увлажнения последовательно сменяют друг друга. Оттличие новой технологии от трациционной состоит также в многократном повторении рециклига во времени и пространстве.

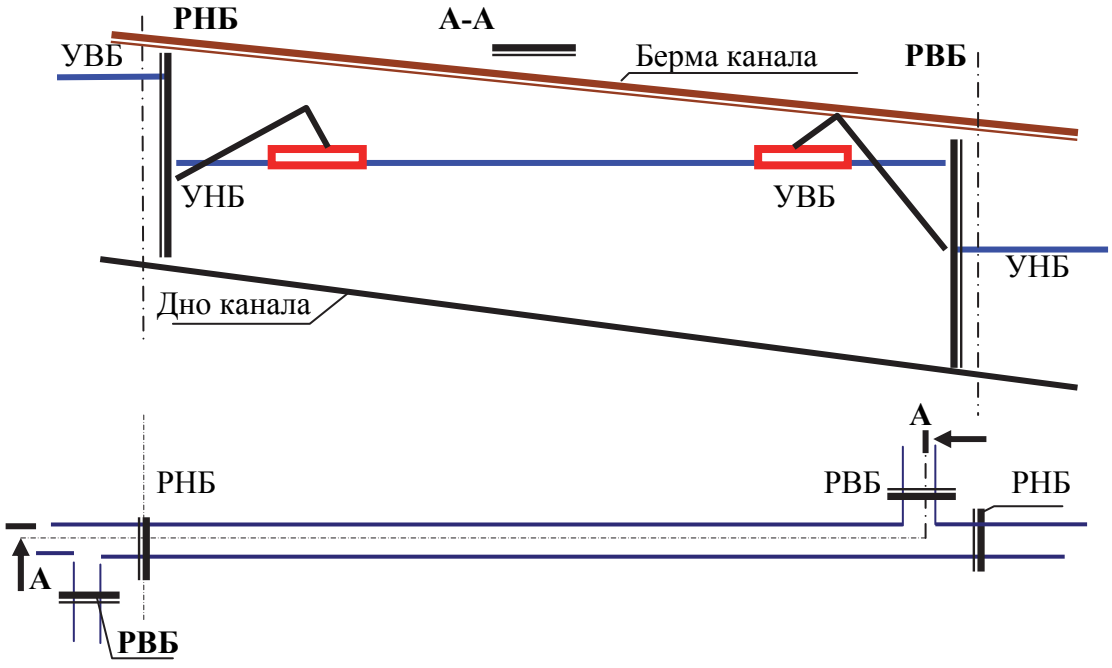
С учетом этого была разработана и запатентована конструкция такой системы [3], состоящая из каскадно расположенных каналов-накопителей, каждый из которых в истоко-

вой части оснащен регулятором уровня воды нижнего бьефа, что обеспечивает водоподачу при снижении в нем уровня воды (рисунки. 1, 2). В устьевой части канала для разделения его с нижерасположенным модулем устраивается земляная перемычка с водовыпуском донного типа (на выходе которого – регулятор нижнего бьефа) и отводящий канал с регулятором уровня воды в верхнем бьефе.



1 – магистральный канал; 2 – отводной канал; 3 – регулятор верхнего бьефа; 4 – регулятор нижнего бьефа; 5 – закрытый коллектор; 6 – радиальный дренаж; 7 – закрытый дренаж; 8 – противоположно-направленный дренаж (стрелками показано направление движения воды)

Рисунок 1 – Водооборотная осушительно-увлажнительная система незамкнутого типа с каскадным расположением каналов-накопителей дренажных вод



УВБ – уровень верхнего бьефа; УНБ – уровень нижнего бьефа; РВБ – регулятор верхнего бьефа; РНБ – регулятор нижнего бьефа

Рисунок 2 – Канал-накопитель дренажных вод

Предложенная конструкция, благодаря чередованию узлов слияния и бифуркуции водного потока позволяет максимально использовать водные ресурсы мелиорируемой территории и обеспечивать как экологическую устойчивость, так и пожарную безопасность мелиорируемых торфяно-болотных ландшафтов, что приобретает особую актуальность в связи с нарастающей аридизацией климата в Центральной России. Технология гидромелиоративного рециклинга была использована в 2014 году при разработке проекта восстановления комплекса выработанных торфяников объекта «Завидово», расположенного на территории Московской и Тверской областей России. Такой подход предлагается целесообразным также при разработке и реализации бассейновых схем мелиорации земель.

Список использованных источников

1 Маслов Б.С. Гидрология торфяных болот. – М.: Россельхозакадемия, 2009. – 266 с.

2 Пыленок П.И. Ренатурализация осушенных болот: гидрологические предпосылки и технологии // Доклады Российской академии сельскохозяйственных наук, 2013, №1, с. 38-42.

3 Пыленок П.И., Бородычев В.В., Салдаев А.М. Осушительно-увлажнительная мелиоративная система. // Патент РФ №2233075, Бюл. №21, 2004.

4 Пыленок П.И. Проблемы рационального использования природных ресурсов и устойчивое развитие Полесья: сб. докл. Междунар. научн. конф. (Минск, 14-17 сент. 2016 г.). В 2 т. Т 2. Минск: Беларусская наука, 2016, с. 106-110.

5 Семенова К.С. Обоснование противопожарного шлюзования осушенных торфяников в условиях мещерской низменности// Автореф… дисс. канд. техн. наук. М.. 2016.

6 Черняев А.М. (ред.) Россия: Водно-ресурсный потенциал. – Екатеринбург, Аэрокосмоэкология, 1998. – 342 с.

УДК 628.1

В.С. Гевод, доц., д-р хим. наук; И.А. Борисов, студ.
Украинский государственный химико-технологический университет, г. Днепр, Украина

ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПИТЬЕВОЙ ВОДЫ ВНУТРИ ВОДОПРОВОДОВ И ЭКОНОМИЧНЫЙ СПОСОБ ЕЁ ДООЧИСТКИ В МЕСТАХ ПОТРЕБЛЕНИЯ

В настоящее время подавляющее большинство населения крупных городов обеспечивается питьевой водой предприятиями централизованной водоподготовки. С выхода из этих предприятий очищенная и обеззараженная, а иногда и специально обессоленная природная вода подается к потребителям по магистральным и локальным водопроводам.

На протяжении многих десятилетий считалось очевидным, что качество водопроводной воды зависит только от совершенства её начальной очистки на предприятии водоподготовки. Поэтому если при подаче в водопровод вода соответствовала требованиям токсикологической и микробиологической безопасности, то не вызывало сомнений, что при исправном водопроводе качество воды на его любом участке будет таким же, как и на входе в водопровод. Но по мере расширения селитебных территорий и охвата все большего количества населения централизованным водоснабжением было обнаружено, что с увеличением протяженности водопроводов в химическом и микробиологическом составах водопроводной воды происходят изменения [1]. И эти изменения столь драматичны, что качество воды на периферийных участках протяженных водопроводов почти всегда «де факто» оказывается ниже санитарно-гигиенических нормативов.

Деградация качества воды внутри водопроводов происходит в результате коррозии водопроводных труб, появления и развития биологических обрастаний в водопроводных системах и накопления в воде хлорорганических производных.

Раскрытие причин вторичного загрязнения водопроводной воды и осознание рисков, связанных с её употреблением, инициировало разработку и насыщение потребительского рынка различными водоочистительными устройствами типа «pointofentry» и «pointofuse».

В семействе этих изделий водоочистители [5] заслуживают особого внимания как в связи с реализованным в них способом очистки воды, так и в связи с их экономичностью и экологической привлекательностью.

Принцип действия созданных приборов основан на использовании сопряженных физико-химических и микробиологических процессов удаления примесей из очищаемой воды без применения сменных фильтров и расходуемых материалов [2-4]. Очистка воды происходит при её непрерывной прокачке по замкнутой траектории через гравитационную фильтрующую зернистую загрузку, водо-воздушный эжектор и усовершенствованной флотатор (пузырьково-пленочный экстрактор). Таким образом, обеспечивается синхронная реализация процессов «механической» фильтрации, биологической фильтрации, аэрации и пузырьково-пленочной экстракции взвесей, коллоидных частиц, истинно растворенных эндогенных и экзогенных поверхностно-активных веществ (ПАВ) и комплементарных по отношению к ним поверхностно-инактивных примесей воды с участием положительных обратных связей между функциональными узлами в образующейся водоочистительной системе.

При этом гравитационная фильтрующая зернистая загрузка удаляет изводы крупно- и мелкодисперсные частицы ржавчины (продукты коррозии водопроводных труб) и фрагменты биологических обрастаний трубопроводов, в том числе их планктонную форму. Понижается также концентрация растворенных в воде органических веществ, которые поглощаются аэробной микрофлорой, инкубированной на зернах фильтрующей загрузки.

Эжектор создает в очищаемой воде поток воздушных пузырьков. Тем самым он обеспечивает удаление из воды её летучих примесей за счет обменной абсорбции, а нелетучих поверхностно-активных веществ – за счет их адсорбции на пузырьковых оболочках.

Насыщая воду атмосферным кислородом, водо-воздушный эжектор стимулирует также жизнедеятельность аэробных бактерий в поровом пространстве зернистой загрузки. В результате повышается эффективность биологической фильтрации, которая обеспечивается колониями этих бактерий.

Усовершенствованный флотатор (пузырьково-пленочный экстрактор) удаляет из очищаемой воды загрязнения, адсорбированные на поверхности пузырьков воздуха.

Эвакуируя из водного объема поверхностно-активные вещества – ингибиторы бактериального метаболизма, пузырьково-пленочный экстрактор дополнительно стимулирует жизнедеятельность аэробных гетеротрофов в поровом пространстве фильтрующей загрузки. А аэробные гетеротрофы, выделяя в очищаемую воду дополнительное количество поверхностно-активных продуктов своего метаболизма (которые являются эндогенными поверхностно-активными флокулянтами и собирателями ионов), обеспечивают приращение производительности пузырьково-пленочного экстрактора.

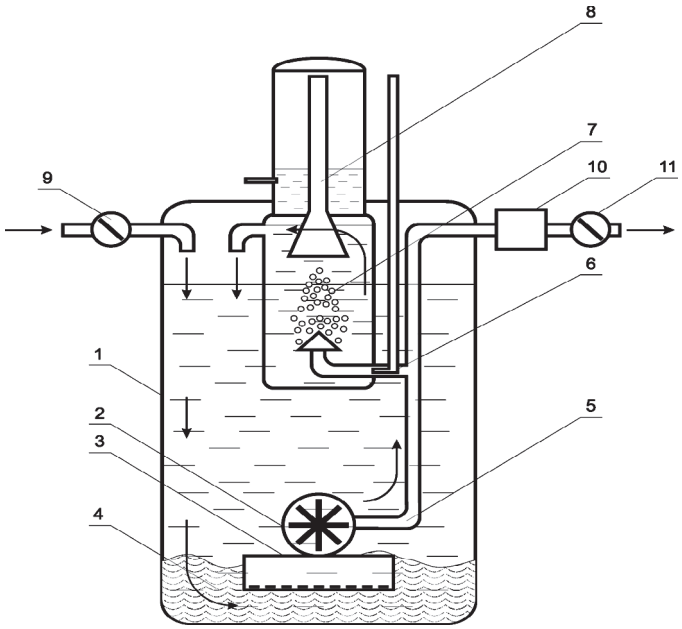
Устройство созданных водоочистителей показано на рисунке 1 [3, 4].

Очистка воды происходит в корпусе аппарата (1) с использованием энергииводного потока, создаваемого центробежным насосом (2). Насос соединен с дренажным устройством (3), заглубленным в гравитационную зернистую фильтрующую загрузку (4). Загрузка состоит из калиброванного кварцевого песка или изсмеси этого песка с гранулированным мезопористым активированным углем.

Насос (2) обеспечивает непрерывную прокачку очищаемой воды через фильтрующую загрузку (4). Её тело вначале работает как контактный гетерокоагулятор и адсорбционный фильтр, а по мере появления и развития биообрастаний на зернах фильтрующего материала, превращается в биофильтр, объединяющий функции биопреципитатора и биокаталитического реактора.

Нагнетательная магистраль (5) от насоса (2) направляет поток фильтрата из зернистой загрузки (4) через эжектор (6) в модуль усовершенствованного флотатора (пузырьково-пленочного экстрактора). Составными частями этого модуля являются барботажный отсек (7) и собственно пузырьково-пленочный экстрактор (8).

В эжекторе (6) скоростная струя фильтрата, выходящая из егонагнетательного патрубкав камеру смешения (на рисунке не показана) засасывает атмосферный воздух и создает там водно-воздушную смесь с высоким газонаполнением.



1 – корпус аппарата; 2 – центробежный насос; 3 – дренажное устройство; 4 – фильтрующая загрузка; 5 – нагнетательная магистраль насоса; 6 – эжектор воздуха; 7 – барботажный отсек; 8 – пузырьково-пленочный экстрактор; 9 – кран подачи воды на очистку; 10 – УФ-стерилизатор; 11 – кран для отвода очищенной воды

Рисунок 1 – Схематическое устройство созданных водоочистителей

Из камеры смешения водно-воздушная смесь поступает в барботажный отсек (7), где из неё выделяется совокупность всплывающих воздушных пузырей.

На протяжении времени своего существования в водной среде, воздушные пузыри абсорбируют из окружающего водного пространства растворенные газы (летучие хлорорганические производные, сероводород, меркаптан, двуокись углерода) и адсорбируют эндогенные и экзогенные ПАВ с комплементарными по отношению к ним поверхностно - инактивными неорганическими примесями.

При этом сам водный объем насыщается кислородом воздуха, диффундирующим в воду из пузырей воздушного потока.

Достигая границы раздела фаз вода – атмосфера, пузыри разрушаются и из их внутреннего пространства улетучиваются газы, абсорбированные из воды, а примеси, адсорбированные на пузырьковых оболочках, высвобождаются на водную поверхность, образуя там зону насыщения (мономолекулярный слой) с концентрацией достаточной для того, чтобы накопившиеся ПАВ можно было удалять подходящим способом.

В созданных водоочистителях поверхностно – активные примеси и комплементарные по отношению к ним поверхностно-инактивные загрязнения воды эвакуируются из барботажного отсека через пузырьково-пленочный экстрактор (8).

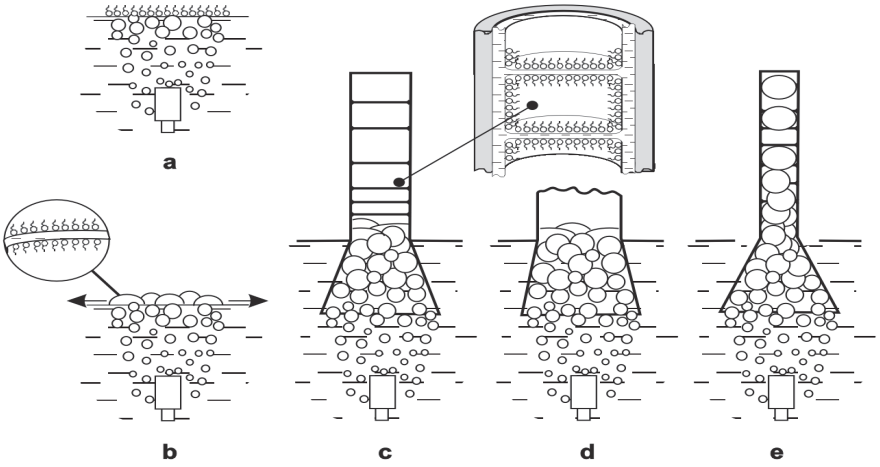
«Механизм» образования флотационного концентрата, и как он удаляется с помощью пузырьково-пленочного экстрактора показывает рисунок 2 [2].

В массиве фильтрующей загрузки продукты коррозии трубопроводов и нерастворимые в воде фрагменты биообрастаний водопроводных труб, (взвеси и «планктон»), задерживаются по механизмам инерционной и безынерционной гетерокоагуляции, а растворенные органические примеси биоокисляются аэробной микрофлорой, сформировавшей свои биообрастания на поверхности зерен загрузки.

Стабильность работы биофильтрационной ступени обеспечивается непрерывным насыщением фильтруемой воды кислородом из инжектируемого атмосферного воздуха.

При этом насыщение водного потока кислородом воздуха в барботажном отсеке пузырьково-пленочного экстрактора стимулирует активность микрофлоры в поровом пространстве зернистого фильтра. Вследствие этого к константе (к1) скорости изъятия приме-

сей из воды в объеме этого фильтра, добавляется величина (Δк), которая обусловливает соответствующее увеличение (к1) за счет интенсификации процесса биофильтрации при насыщении фильтруемой воды атмосферным кислородом. Одновременно концентрация поверхностно-активных продуктов микробиального метаболизма на выходе из биофильтра также возрастает. Но эти продукты являются природными флокулянтами и коллекторами ионных примесей воды. Они обеспечивают дополнительное агрегирование коллоидных частиц в барботажном отсеке пузырьково-пленочного экстрактора и их прилипание (адгезию) к пузырькам воздуха.Поэтому константа скорости пузырьково-пленочной экстракции(к2) увеличивается на величину (Δк2) и в результате получается значение (к2+ Δк2).



a – адсорбция поверхностно-активных примесей воды на пузырьковых оболочках и накопление этих примесей на водной поверхности в результате слияния оболочек воздушных пузырей с водной гладью;
b – формирование зачатков пены из накапливающегося флотоконцентрата. Пузырьки воздуха при перемещении через границу раздела фаз вода-атмосфера покрываются адсорбционными монослоями ПАВ с обеих сторон;
c – процесс внутри пузырьково – пленочного экстрактора с оптимальными размерами. Из потока воздушных пузырьков с ПАВ, адсорбированными на их поверхности, образуется поток тонких жидкостных пленок концентрата удаляемых загрязнений (токсичных экзоферментов, полипептидов, липидов). Строение пленок показано на выделенном фрагменте;
d, e – процессы внутри пузырьково-пленочных экстракторов с не оптимальными размерами. В случае (d) пузырьковые сферы разрушаются, не образуя воздушно-пленочного потока, а в случае (e) возникает явление аэролифта

Рисунок 2 – Иллюстрация принципа действия пузырьково-пленочного экстрактора и стадии процесса пузырьково – пленочной экстракции

Но при пузырьково-пленочной экстракции продукты микробиального метаболизма вместе с другими примесями непрерывно выводятся из циркулирующего водного потока через отводящий канал пузырьково-пленочного экстрактора. Как следствие, в фильтрационно-флотационной системе реализуется еще одна положительная обратная связь. Ее сущность состоит в том, что микробиальные метаболиты при их накоплении в среде существования бактерий угнетают активность бактериальных клеток по законам химической кинетики. И по этим же законам бактериальная активность возрастает, когда продукты бактериального метаболизма изымаются из инкубационной среды. В результате, к величине суммы (к1 + Δк) добавляется составляющая (Δк3), которая отображает повышение эффективности процесса биофильтрации за счет изъятия из фильтруемой воды бактериальных ингибиторов. В итоге результирующая константа скорости изъятия примесей в пространстве песчаного фильтра приобретает вид: (к1 + Δк+ Δк3).

Поэтому зернистый фильтр и пузырьково-пленочный экстрактор, функционирующие в циркуляционном режиме, обеспечивают друг друга дополнительными возможностями удаления примесей за счет возникновения синергизма в этой системе. Иными словами, биообрастания, инкубированные в зернистом фильтре, обогащают фильтрат веществами, которые являются природными флокулянтами и тем самым повышают эффективность пузырьково-пленочной экстракции. А пузырьково-пленочная экстракция, принцип действия которой связан с насыщением водного потока кислородом воздуха и удалением из него продуктов жизнедеятельности бактерий, усиливает работу биофильтра. Это продолжается до тех пор, пока в циркулирующем водном потоке не исчерпаются компоненты питания для биологических обрастаний.

Таким образом, в циркуляционной водоочистительной системе между зернистым фильтром и пузырьково-пленочным экстрактором возникают три положительные обратные связи. Две из них направлены от пузырьково-пленочного экстрактора к песчаному фильтру и одна - от песчаного фильтра к пузырьково-пленочному экстрактору. Эти обратные связи существенно усиливают потенциал как фильтрационной, так и флотационной стадий в водоочистительной системе с циркуляционным принципом действия и тем самым обеспечивают появление у неё нового качества – эмерджентность.

Абсолютный вклад обратных связей зависит как от возраста и видового состава биологических обрастаний, образующихся на зернах фильтрующей загрузки, так и от присутствия в воде примесей, которые являются источниками бактериального питания. В первую очередь биологические обрастания поглощают из загрязненной воды те виды органических соединений, которые легко усваиваются ферментными системами бактериальных клеток. А при исчерпании этих соединений, бактерии начинают «разрушать» более сложные органические вещества.

Циркуляционный режим обеспечивает возможность одновременной очистки воды от примесей, которые относятся к разным классам и категориям по степени дисперсности и природе происхождения. Это органические соединения и неорганические соединения, седиментирующие и не седиментирующие примеси, коллоидные и истинно растворенные поверхностно-активные и поверхностно-инактивные вещества, растворенные газы, ионы и т. д.

Качество очистки воды разработанными водоочистителями удовлетворяет нормативам ВООЗ, Европейским директивам и Национальным санитарным правилам и нормам «Вода питна». Результаты контрольных испытаний этих приборов в городахУкраины: Киеве, Черкассах, Днепре, Запорожье, Никополе, Херсоне представлены в таблице [3].

Таблица – Результаты контрольных испытаний инновационных водоочистителей

№	Наименование показателя	Исходная вода	Очищенная вода	Норма НТД	Примечание
1	Цветность, градусы	20-50□	<5	<20	токсичные комплексы гуминовых веществ с тяжелыми металлами
2	Запах, баллы	2-3□	1	2	
3	Мутность, мг/дмі	4-14□	<0,5	<1,5	вирусная опасность
4	pH	7,25±0,3□	7,32-8,5	6,0ч9,0	привкус
5	Вкус и привкус, бал.	2-3□	1	2	
6	Остаточный хлор, мг/дмі	1,2□	<0,3	0,8ч1,2	сильный окислитель, запах, привкус
7	Хлороформ, мг/дмі	0,1	не обнар.	≤0,06	канцероген
8	Череххлористый углерод, мг/дмі	0,004-0,006□	не обнар.	≤0,005	канцероген
9	Нитраты, мг/дмі	4,0±0,5	<2	<45,0	кроветворение
10	Нитриты, мг/дмі	0,0031	<0,002	<3,0	
11	Алюминий, мг/дмі	0,24±0,02	<0,05	≤0,2	поражение центральной нервной системы

Окончание таблицы

№	Наименование показателя	Исходная вода	Очищенная вода	Норма НТД	Примечание
12	Железо, мг/дмі	3,0-14,0	<0,1	≤0,2	сердечно-сосудистые заболевания
13	Кадмий, мг/дмі	0,0005	не обнар.	≤0,001	поражение почек
14	Марганец, мг/дмі	<0,001	<0,001	≤0,05	
15	Медь, мг/дмі	0,06±0,001	0,04±0,0,001	<1	дейст.на почки.
16	Стронций,мг/дмі	0,103	<0,09	<2,0	
17	Аммиак	<0,04	не обнар.	<0,5	
18	ПАВ, мг/л*	0,5-3,0□	<0,025	<1,0	канцероген
19	СПАВ, мг/л*	0,5-1,6□	<0,04	<0	канцероген
20	Мышьяк, мг/л	0,005±0,0001	не обнар.	≤0,05	действие на кожу, нервн.систему
21	Перманганатная окисляемость, мг/дмі	4-8□	<3	≤5	
22	ОМЧ (на 100 мл)	63-630□	не обнар.	<100	
23	Коли-индекс*	100000□□	<3	<3	

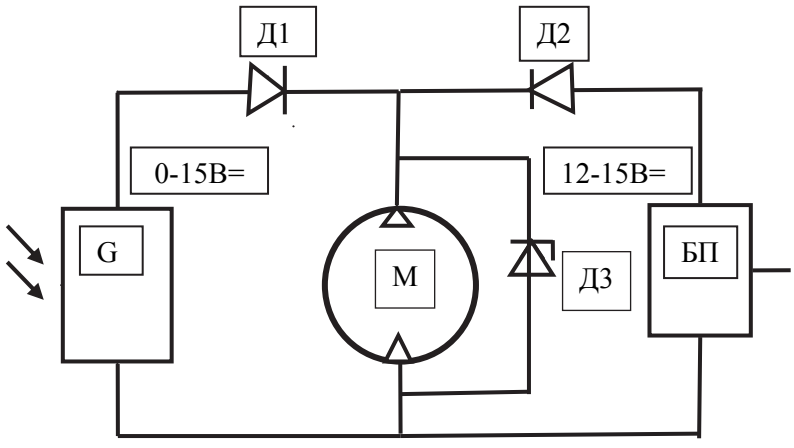
□ - вариация показателей качества исходной воды в водопроводных системах перечисленных городов; □□-показатели в нагрузочных экспериментах.

Разности между значениями показателей во второй и третьей колонках этой таблицы характеризуют эффективность изъятия конкретных видов загрязнений.

Созданные водоочистители одинаково хорошо очищают воду, как в начальный период их эксплуатации (новые приборы), так и по истечении многих лет интенсивной работы.

Не имея в своем составе расходуемых материалов, они являются ЭКОЭФФЕКТИВНЫМИ, и этим выгодно отличаются от других водоочистительных устройств.

Затраты электрической энергии, обеспечивающие очистку воды в этих приборах составляют примерно 1,5 Вт. часа на литр очищаемой воды. То есть водоочистители «Аквилегия» являются как ЭКОЭФФЕКТИВНЫМИ, так и ЭНЕРГОСБЕРЕГАЮЩИМИ. Их питание может производиться как от сети переменного электрического тока с напряжением 220 В, так и по гибридной схеме с использованием солнечной батареи, как показано на рисунке 3.



БП – выпрямительный блок питания от сети переменного тока 220В с выходным напряжением постоснного тока 12-15 В, G – солнечная батарея с номинальной мощностью 30 Вт и выходным напряжением 0-15 В., М – силовой агрегат – безколлекторный мотор - насос водоочистителя с потребляемой мощностью 10 Вт при питании постоянным током с напряжением 12 В, Д1-Д2 – диод Шоттки, Д3 – стабилитрон

Рисунок 3 – Схема гибридного питания водоочистителей «Аквилегия» от сети переменного тока и от солнечной батареи

При достаточной мощности электрического тока, получаемого от солнечной батареи в светлое время суток, диодный переключатель Д1Д2 (диод Шоттки) блокирует подачу на водоочиститель электрической энергии из адаптера сети переменного тока с напряжением 220 вольт и открывает подачу электрической энергии от солнечной батареи. В результате в светлое время суток достигается существенная экономия потребления энергии из сети переменного тока. При этом затраты на приобретение солнечной батареи для гибридного питания разработанных водоочистителей окупаются за 3-4 года.

Список использованных источников

1 Point-of-Use or Point-of-Entry Treatment Options for Small Drinking Water Systems. The Cadmus Group, Inc. Arlington, VA, United States Environmental Protection Agency Office of Water 4607 EPA 815-R-06-010 April 2006, PDF.2

2 Гевод В.С, Решетняк И.Л., Шклярова И.Г., Хохлов А.С., Гевод С.В. Поверхностно-активные и другие загрязнения в водопроводной питьевой воде: Свойства, мониторинг, причины накоплений и экономичное удаление, Изд-во УГХТУ, 2002. 240 с.

3 Гевод В.С., Гевод С.В. Водоочистка по принципу вращающегося колеса, Изд-во «Грани», Днепропетровск 2015, 242 с.

4 V.S.Gevod and I.L.Reshetnyak, Water Purification Devices: State-of-the Art Review [Text]. Handbook of Surface and Colloid Chemistry. Fourth Edition. Aditor K.S. Birdi. - CRC Press Taylor and Francis Group: Boca Raton, London, New York, 2015. - Chapter 8. - P. 481-542.

5 Водоочистители «Аквилегия». aquilegia.com.ua

УДК. 333.93:628.12.70.85.37

С.М. Абикенова
Казахский национальный аграрный университет, г. Алматы, Казахстан

ВЛИЯНИЯ ФИЛЬТРАЦИОННОГО СТОКА ИЗ РИСОВЫХ ЧЕКОВ НА ОРОСИТЕЛЬНУЮ НОРМУ И УРОЖАЙНОСТЬ РИСА

Резюме. В статье изложены результаты проведенных исследований на Акдалинской рисовой системе по изучению фильтрационного сток, оросительной нормы и урожайность риса. Установлено, что технология орошения риса должна быть безсбросовая. Водопотребление сопутствующих культуры рисового севооборота обеспечивает за счет субирригации от грунтовых вод.

Summary. The paper presents the results of research on Akdalinskoy rice system to study the percolating water, irrigation rates and yields of rice. Found that irrigation technology of rice should be free of fault. Water consumption associated culture of rice crop rotation is ensured by sub-irrigation from groundwater.

Түйін. Мақалада Ақдала күріштік жүйесінде жүргізілген сүзілу ағыны мен суғару нормасы және күріш өнімінің нәтижелері келтірілген. Күріш ауыспалы егістігіндегі басқа дақылдар жер асты суларынан келген суды пайдаланады.

В силу специфических особенностей природного комплекса – высокая водопроницаемость пласта, низкая минерализация грунтовых вод, равнинный рельеф, условия Акдалинская рисовая система оцениваются как весьма благоприятные для развития рисосеяния. На Акдалинской рисовой системы освоены 4-х, 7-ми и 8-ми польные рисово-люцерновые севообороты. Ведущей культурой массива является – рис. Рисом ежегодно засевается 9-10 тыс. га из общей площади орошения 29 тыс. га. Второй культурой является незаменимый предшественник риса – люцерна. Как покровные культуры возделываются также пшеница и ячмень.

Техническое состояние Акдалинской рисовой системы можно оценить как удовлетворительное. Однако количество гидротехнических сооружений на 1000 га недостаточно, по сравнению с Краснодарской рисовой системы 50-70 шт. на 1000 га, что усложняет водораспределению и управлением поливной водой на рисовой системе (таблица 1).

Таблица 1 – Показатели технического состояния Акдалинской рисовой системы

Коэффициент земельного использования	Коэффициент полезного действия			Техническое состояния оросительной дренажно-сбросной сети и гидротехнических сооружений	Количество гидротехнических сооружений на 1000 га	Удельная протяженность	
	магистральных каналов	внутрихозяйственных каналов	всей сети			оросительная сети	дренажно-сбросной
0,35-0,85	0,66-0,80	0,60-0,80	0,60-0,70	удовлетворительное	20-50	10-12	50-60

Состояние орошаемых земель на Акдалинской рисовой системе можно характеризовать как удовлетворительное, из 29 тыс. га неблагополучных земель 1625 га или 3,5 % по сравнению с Кызылординской рисовой системы неблагополучных земель составляет 12,5 %.

Уровень грунтовых вод на Акдалинской рисовой системе в осенние зимний период залегает на глубине 1,5-2,0 местами 2,5-3,0 м. Минерализация грунтовых вод невысокая 2,5-3,5 г/л, повсеместно развивается гидроморфный и полугидроморфных режим почвогрунта и только на незначительной площади менее 3,5 % от орошаемой площади грунтовые вод залегают 1,0-1,5 м, где имеет место луговоболотной режим почв.

Возделывание риса отличается от других сельскохозяйственных культур повышенным требованием к режиму орошения. Водный режим поля, занятого под рис, – необходимый агротехнический прием при выращивании этой культуры. Обычно практикуют выращивание риса в условиях постоянного затопления со слоем воды после сева 7-8 см, после всходов – 10-15 см, в фазу кущения – 3-5 см, затем 10-15 см до молочно-восковой спелости. При орошении риса с установлением постоянного слоя воды на поле необходимы два периода: первый – первоначальное затопление водой, второй – регулирование уровня воды в рисовом чеке в период вегетации растений. Первоначальное затопление – короткий по времени период – ограничивается созданием слоя воды на рисовом чеке после посева.

Трудоемкость затопления связана с тем, что за короткий промежуток времени расходуется большое количество поливной воды, необходимой для полного насыщения почвы и создания слоя на ее поверхности. На этот период затрачивается около 1/3 оросительной нормы риса. Оросительные нормы риса корректируются в зависимости от гидрогеологических и почвенно-мелиоративных условий орошаемого и изменяются в значительных пределах от 19 тыс. м3/га до 40 тыс. м3/га и более.

При нормирование водопотребление риса на орошаемых землях Акдалинской рисовой системы, установлено что в формирование величины оросительной нормы и урожайности влияет величина фильтрации воды из рисовых чеков. При норме высева риса 680 семян на 1 м^2, всходы риса составляют и при фильтрации воды из рисовых чеков менее 10 мм/сут – 148 шт/м^2, 10-15 мм/сут – 224 шт/м^2, 15-20 мм/сут – 230 шт/м^2, более 20 мм/сут – 221 шт/м2. Количество всходов от высеянных семян риса составляет, соответственно 29 %, 32,9 %, 33,4 %, 31,4 %. Перед кущением растений риса процент изреженности всходов растений риса составляет: при фильтрации менее 10 мм/сут – 10,2 %, 10-15 мм/сут – 2,7 %, 15-20 мм/сут – 3,5 %, более 20 мм/сут – 9,1 % (таблица 2).

Таблица 2 – Влияние фильтрации воды из рисовых чеков на густоту всходов и изреженность растении риса

Фильтрационный сток, мм/сут	Количество высеянных семян риса, шт/м^2	Количество растений риса на 1 м^2			
		В период появления всходов		В период полных всходов, перед кущением	
		К-во, шт	% к высянному	К-во, шт	% изжеренность
Менее 10	680	198	29,0	178	10,2
10 - 15	680	224	32,9	218	2,7
15 - 20	680	230	33,4	222	3,5
Более 20	680	221	31,4	201	9,1

Урожайность риса зависит от величины суточной фильтрации воды из рисовых чеках, при фильтрации воды менее 10 мм/сут урожайность риса составляет 43,1-48,1 ц/га, при фильтрации воды из рисовых чеках 10-15 мм/сут урожайность риса увеличивается до 48,8-50,9 ц/га, фильтрация 15-20 мм/сут и более снижает урожайность риса до 42,5-46,8 ц/га (таблица 3).

Таблица 3 – Фильтрационный сток, оросительная норма и урожайность риса

№ п/п	Фильтрация воды из рисовых чеков, мм/сут	Количество рисовых чеков, шт.	Площадь всех чеков, га	Объем фильтрации за оросительный период, тыс. $м^3$/га	Оросительная норма риса, тыс. $м^3$/га	Урожайность риса, ц/га	Затраты воды на одну тонну зерна, риса $м^3$/ц
1	Менее 10	9	18,3	2,2-5,6	19,1-21,8	43,1-48,1	443-453
2	10-15	31	66,9	5,9-10,6	22,4-25,3	48,8-50,9	459-497
3	15-20	8	16,2	10,8-14,9	25,4-29,7	42,5-46,8	597-634
4	Более 20	6	12,6	15,1-26,5	38,7-43,3	42,5-46,2	910-937

Оросительная норма риса увеличивается с увеличением фильтрации и воды из рисовых чеков. При фильтрации воды из рисовых чеков чеков менее 10 мм/сут оросительная норма составляет 19,1-21,8 тыс. $м^3$/га, более 20 мм/сут – 38,7-43,3 тыс. $м^3$/га, из них дренажно-сбросной сток составляет 8-12 тыс. $м^3$/га. Влияние величины фильтрации воды из рисовых чеков на урожайность риса и оросительную норму показано на рисунке 1.

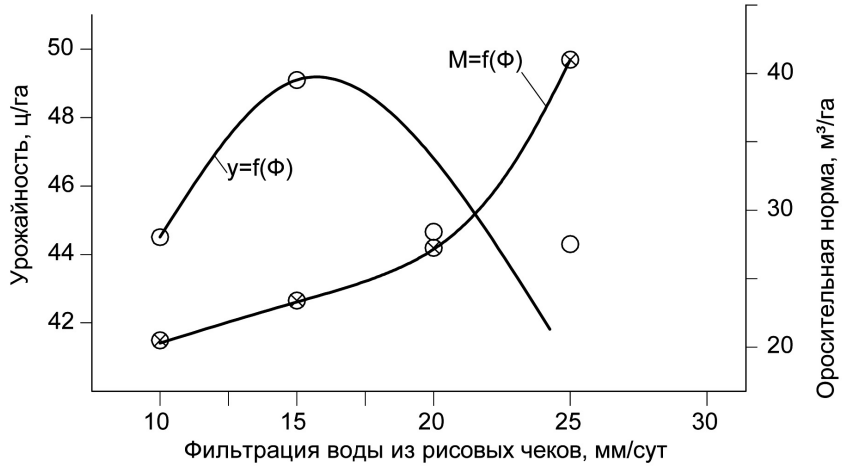


Рисунок 1 – Влияние величины фильтрации воды из рисовых чеков на оросительную норму и урожайность риса

Акдалинская рисовая система расположена на хорошо дренируемых землях в пойме р. Иле. Подстилающие мелкозернистые пески являются хорошим перераспределители грунтового потока с посевов риса на прилагающие земли, занятыми суходольными культурами: люцерны, кукурузы, пшеницы и др. Уровень грунтовых вод в оросительный период находится на глубине 1,2-1,5 м на посевах суходольных культур, на посевах риса – 0,1-0,3 м. Грунтовые воды слабо минерализованы 2,0-2,5 г/л и участвуют в субирригации суходольных культур, покрывая дефицит влажности почв до 65 % от суммарного водопотребления.

На посевах риса фильтрационный сток с затопленных рисовых чеков обеспечивает вынос солей и вредных соединений из корнеобитаемого слоя почв растений риса в грунтовые воды и дренажно-сбросную сеть. Фильтрация воды из затопленных рисовых чеков в оросительный период выше 10 мм/сут. отмечается на 83,3 % орошаемой площади, на остальной площади фильтрация ниже 10 мм/сут., но достаточная для водообмена на рисовых чеках. На всех рисовых чеках в период возделывания риса технология орошения риса

должна быть безсбросовая. Водообмен на рисовых чеках происходит за счет фильтрационного стока, при этом минерализация воды в оросительный период на рисовых чеках не повышает 1,5 г/л, при допустимой 2,5 г/л.

Оросительная норма риса зависит от величины фильтрационного стока и изменяется в широких пределах от 19,1 тыс. $м^3$/га до 43,3 $м^3$/га. При фильтрационном стоке из рисовых чеков за поливной период 5,9-10,6 тыс. $м^3$/га, оросительная норма риса равна 19-22 тыс. $м^3$/га, при фильтрационном стоке 15-26 тыс. $м^3$/га оросительная норма риса увеличивается до 38,7-43,3 тыс. $м^3$/га. Рисовые чеки с оросительной нормой менее 25 тыс. $м^3$/га составляют 74 % орошаемых земель, на 26 % орошаемой площади оросительная норма риса и превышает проектной нормы 22-25 тыс. $м^3$/га в 1,5-2,0 раза.

Урожайность риса зависит от величины фильтрационного стока. Наибольшая урожайность риса 48,8-50,9 ц/га получена с чеков, на которых фильтрационный сток за оросительный период составляет 10,8-14,9 тыс. $м^3$/га или 10-15 мм/сут. На рисовых чеках с фильтрационным стоком за оросительный период 15,1-26,5 тыс. $м^3$/га урожайность риса снижается до 42,5-46,2 ц/га, а затраты воды на один центнер зерна риса возрастают до 910-937 $м^3$/ц. Это связано с тем, что вместе с фильтрационным стоком на этих чеках из почвы вымываются и питательные элементы в грунтовые воды.

Расчеты экономической эффективности возделывания риса на Акдалинской рисовой системы показывают о высокой рентабельности возделывания риса в этой рисосеющей зоне. Прибыль от выращивания риса составляет 70748-100510 тенге/га, а рентабельность 50-72 %. Наибольшая прибыль 100510 тенге/га и рентабельность – 72 % отмечается на чеках с фильтрацией воды в оросительный период 10-15 мм/сут., что составляет 57,4 % орошаемых земель. На остальной площади урожайность риса выше проектной 40 ц/га и рентабельность составляет 50 % и более.

Список использованных источников

1 Рау А.Г. «Водораспределения на рисовых системах» Агропромиздат Колос М. 1988 стр. 85.

2 В.П. Амелин С.А. Владимиров «Эколого-ландшафтные основы устойчивого рисоводства Кубанский Государственный Аграрный Университет» Краснодар 2008 г.

3 Джамантинов Х. и др. «Внедрение технологий устойчивого производства риса в условиях вторичного засоления почв Приаралья». Научный журнал №12, Рисоводство Краснодар 2008 г. стр. 65-69.

4 Westcott, M. Vines K. Sprinkle vs. Flood irrigation for rice II Bull I northeast Research Station – 1983-P 84-86.

УДК. 631.672:622.245

Т.И. Есполов, академик НАН РК; А.А. Яковлев, канд. техн. наук;
Е.С. Саркынов, канд. техн. наук; Е.К. Ауелбек, докторант
Казахский национальный аграрный университет, г. Алматы, Казахстан

ОБОСНОВАНИЕ КОНСТРУКТИВНО–ТЕХНОЛОГИЧЕСКОЙ СХЕМЫ ПЕРЕДВИЖНОЙ УСТАНОВКИ ДЛЯ ОЧИСТКИ И ДЕЗИНФЕКЦИИ ШАХТНЫХ КОЛОДЦЕВ И ТЕХОБСЛУЖИВАНИЯ ВОДОПОДЪЁМНОГО ОБОРУДОВАНИЯ

Аннотация. Дано обоснование конструктивно-технологической схемы передвижной установки для очистки и дезинфекции шахтных колодцев и техобслуживания водоподъёмного оборудования с использованием гидравлического метода размыва и удаления грунтовых отложений и грейферного метода удаления посторонних предметов, обеспечивающих выполнение всех технологических операций и улучшение технологических параметров установки – увеличения производительности в 1,2-1,3 раза. Дан краткий анализ обзора предшествующих исследований по восстановлению дебита шахтных колодцев посредст-

вом их очистки от заиления и посторонних предметов и их сервисного обслуживания. Приведена конструктивно–технологическая схема разработанной передвижной установки для очистки и дезинфекции шахтных колодцев и техобслуживания водоподъёмного оборудования в НАО КазНАУ с описанием устройства, отличительных признаков и новизны по сравнению с аналогами. На конструкцию передвижной установки для очистки и дезинфекции шахтных колодцев подана заявка на патент изобретения KZ, патентообладателем которой является НАО КазНАУ, а авторами – авторы данной статьи.

Ключевые слова. Передвижная установка, конструктивно-технологическая схема, шахтный колодец, очистка, дезинфекция, гидроразмыв, двухкамерный пневмонасос, грейфер, сервисное обслуживание, устройство, технологический процесс, новизна, патент.

Введение. В настоящее время в Республике Казахстан 54,2 % сельхоз товаропроизводителей АПК имеют своё автономное водообеспечение за счёт организации служб по механизации водоснабжения, которые осуществляются преимущественно за счёт подземных вод - трубчатыми и шахтными колодцами (75 %) [1, 2, 3].

На пастбищах Казахстана имеется около 31 тыс. шахтных колодцев (всего около 46 тыс.шт.) и около 28 тыс. скважин (всего около 42 тыс. шт.) [2, 3].

Оно требует надлежащего состояния основных водоисточников, обводнительных сооружений и водоподъёмного оборудования.

Однако более 70 % существующих подземных водоисточников требуют сервисного обслуживания и ремонта по восстановлению их дебита и дезинфекции водоисточника и профилактики водопойного пункта, особенно шахтных колодцев [2, 3, 4].

В настоящее время их сервисное обслуживание и ремонт находится на низком уровне из-за отсутствия в производстве специализированных передвижных установок для этих целей, что приводит с каждым годом к ухудшению состояния водоисточников, снижению качества питьевой воды, к уменьшению их срока службы и понижению надёжности работы водоподъёмного оборудования.

Отсутствие эффективного сервисного обслуживания и ремонта подземных водоисточников и водоподъёмно-технических средствах сказываются на снижении конкурентоспособности выпускаемой продукции.

Поэтому повышение эффективности водоснабжения посредством своевременного и качественного сервисного обслуживания, ремонта подземных водоисточников и водоподъёмно-технических средств является актуальной проблемой, решение которой можно осуществить разработкой передвижной установки для очистки и дезинфекции шахтных колодцев и техобслуживания водоподъёмного оборудования, выполняющей все технологические операции, и их внедрение в разных регионах Казахстана.

Объект и методы исследования. Объектом исследования является конструктивно–технологическая схема передвижной установки для очистки и дезинфекции шахтных колодцев и техобслуживания водоподъёмного оборудования

Методы исследования: патентные, маркетинговые, аналитические и экспериментальные.

Результаты исследований. Обзор предшествующих исследований. В Казахстане разрабатывались передвижные установки для очистки шахтных колодцев. Так, в 1965-70 годах в КазНИИВХ проведены исследования и разработан гидромеханический очиститель шахтных колодцев под маркой ГМОШК, образцы которого имели положительные результаты, однако он мог работать на лёгко заиленных грунтах и выполнял лишь одну операцию по удалению грунтовых отложений.

В 1967-70 годах в Зональном конструкторском бюро Минсельхоза Казахстана разработана аналогичная конструкция очистителя шахтного колодца под маркой ОШК-2, отличающаяся применением специального пескового центробежного насоса с приводом от электродвигателя в герметичном исполнении, однако он имел те же недостатки, которыми обладала конструкция КазНИИВХ.

В 1970-80 годах проводились исследования в Казахском государственном сельскохозяйственном институте (КазГосСХИ), где разработана технология пневмогидравлического удаления грунтовых наносов и создана передвижная экспериментальная установка,

которая была опробована в хозяйственных условиях с положительными результатами, однако как и другие установки она выполняла одну технологическую операцию - удаление грунтовых отложений.

Большая работа по разработке очистителей шахтных колодцев проведена в КазНИИМЭСХ (НПО «Казсельхозмеханизация» в начале в 1960-80 годах, где предложен вибрационный метод очистки от грунтовых отложений повышенной твёрдости и разработана конструкция под маркой ОШК-30 (ОШК-30А) на базе автомобиля высокой проходимости ЗИЛ-131, а в 1985-90 годах исследован грейферный метод очистки шахтных колодцев и разработана конструкция под маркой ОШК-30Б, которая выполняла две технологические операции: удаление грейфером посторонних предметов и удаление грунтовых отложений, однако из шахты колодца грунтовые отложения полностью не удалялись. Результаты хозяйственных испытаний были положительными, однако конструкция основного рабочего узла – пневматического грейфера была не доработана. В дальнейшем очиститель шахтных колодцев был доработан в ГСК Бовцемаш (Казахстан) под маркой ОШК-Ф-40 на базе автомобиля высокой проходимости ГАЗ-66 и механического грейфера, опытные образцы которых были внедрены, но они не нашли широкого применения из-за несовершенных рабочих органов и отсутствия таковых для проведения дезинфекции водоисточника, профилактики водопойного пункта и техобслуживания водоподъёмного оборудования.

Используются другие способы очистки шахтных колодцев от посторонних предметов и иловых отложений, например, контейнерный способ, однако он также выполняет две технологические операции: удаление посторонних предметов и иловых отложений, при чём последние удаляются не полностью, т.к. по периметру вокруг контейнера образуется накопление грунтовых отложений, которые отрицательно влияют при повторной установки контейнера.

Опыт эксплуатации шахтных колодцев и установленного на нём водоподъёмного оборудования показал, что должна быть единая система сервисного обслуживания и ремонта, включающего восстановления дебита и проведение дезинфекции водоисточника, профилактики водопойного пункта и техобслуживание водоподъёмного оборудования.

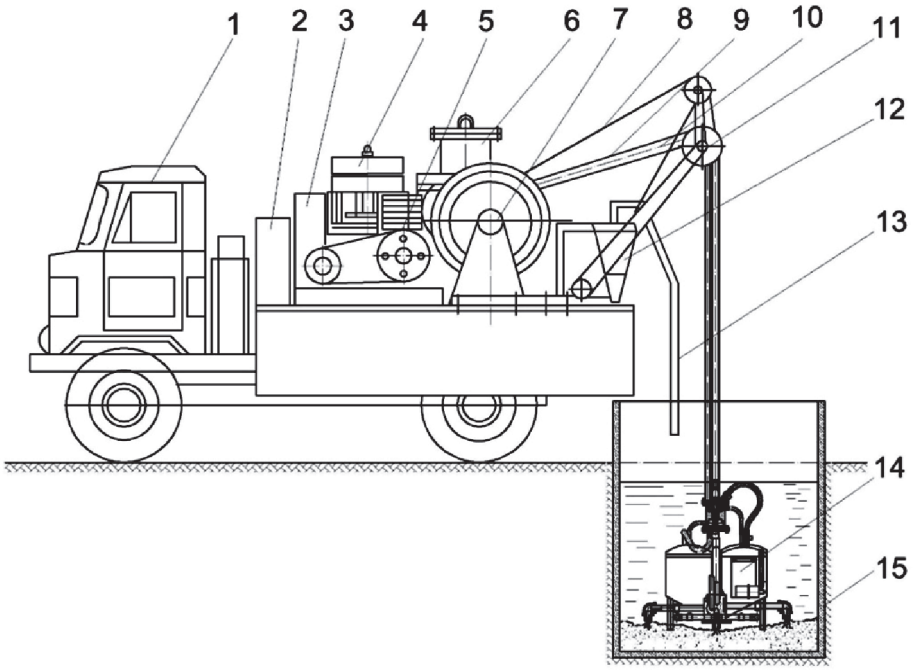
Предложенная в НАО Каз НАУ конструктивно-технологической схемы передвижной установки для очистки и дезинфекции шахтных колодцев и техобслуживания водоподъёмного оборудования была разработана с использованием существующих аналогов и наработок авторов статьи [5]. Она обеспечивает улучшение основных параметров установки путём совершенствования технологических процессов: гидроразмыва донного грунта, пневмовзмучивания и подачи водо-грунтовой смеси двухкамерным пневмонасосом, который одновременно выполняет все три вида технологических процессов при равномерном гидроразмыве, пневмовзмучивании и подачи, в результате повышается производительность удаления донного грунта из шахтного колодца, а также выполнение передвижной установкой всех необходимых технологических операций: удаление посторонних предметов из шахты колодца; дезинфекции внутренней поверхности шахты и воды в колодце; откачку загрязнённой воды после её дезинфекции до полного осветления; профилактику водопойного пункта; техобслуживания водоподъёмного оборудования.

На конструкцию передвижной установки для очистки и дезинфекции шахтных колодцев подана заявка на патент изобретения KZ, патентообладателем которой является НАО КазНАУ, а авторами – авторы данной статьи.

Передвижная установка для очистки и дезинфекции шахтных колодцев техобслуживания водоподъёмного оборудования (рисунок 1 и 2) состоит из автомобиля высокой проходимости, автономной электростанции, пульта управления, дезинфектора, пневмогрейфера, компрессора с ресивером, лебёдки с барабанами и намотанным тросом рукавами водогрунтоподъёмным и воздухоподающим, стрелы спуско-подъёмной, гидроциклона с рукавом водосливным и двухкамерного пневмонасоса.

Основным рабочим органом передвижной установки для очистки и дезинфекции шахтных колодцев является двухкамерный пневмонасос 14 (см. рисунок 1), показанный в плане на рисунке 2, который выполняет четыре технологических процесса: гидроразмыв

донного грунта, пневмовзмучивание водогрунтовой смеси, подачи водогрунтовой смеси на поверхность земли и откачки загрязнённой воды до полного её осветления.



1 – автомобиль; 2 – автономная электростанция; 3 – пульта управления; 4 – дезинфектор; 5 – пневмогрейфер; 6 – компрессор с ресивером; 7 – лебёдка; 8 – трос; 9 и 10 – рукава водогрунтоподъёмный и воздухоподающий; 11 – стрела спускоподъёмная; 12 – гидроциклон; 13 – рукав водосливной гидроциклона; 14 – двухкамерный пневмонасос; 15 – шахтный колодец

Рисунок 1 – Конструктивно-технологическая схема передвижной установки для очистки и дезинфекции шахтных колодцев и техобслуживании водоподъёмного оборудования

Двухкамерный пневмонасос включает: двухпоточный воздухораспределитель с двухседельными клапанами и воздуховпускными трубками и соединительными рукавами, две камеры вытеснения с воздушными колпаками, клапаны всасывающие, поплавковые и нагнетательные, напорную камеру с нагнетательной трубой, импульсные трубки, корпус воздухораспределения со сливным клапаном и крышки корпуса воздухораспределения с воздуховпускным и отводящим патрубками.

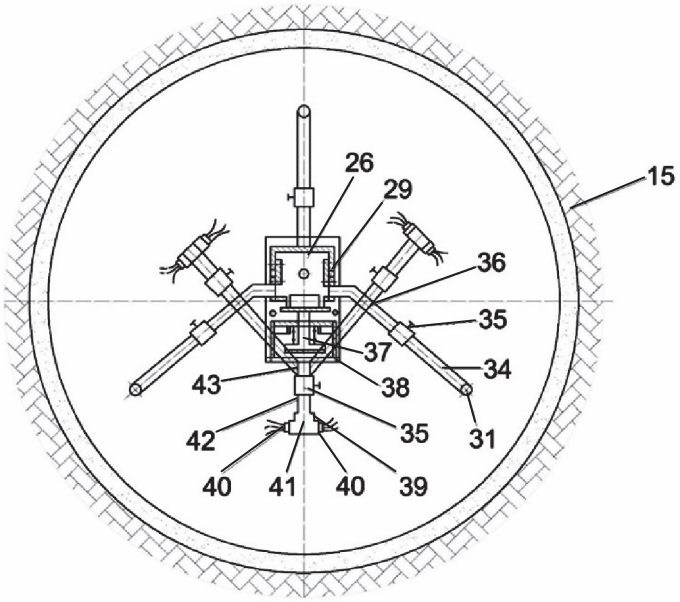
Двухпоточный воздухораспределитель которого выполнен с вертикальным расположением двухседельных клапанов и своими потоками соединён через воздуховпускные трубки с камерами вытеснения, а камеры привода через соединительные рукава – со снабжёнными воздушными колпаками, соединенные через импульсные трубки с поплавковыми клапанами. Напорная камера с нагнетательной трубой снабжена устройством гидроразмыва с соплами, соединительными угольниками, трубками, вентилями и гидрораспределителем. Корпус воздухораспределения со сливным клапаном и крышкой снабжён устройством пневмовзмучивания с распылителями, соединительными тройниками, трубками, вентилями и пневмораспределителем. При этом сжатый воздух из ресивера компрессора через рукав воздухоподающий и патрубок крышки подаётся в корпус воздухораспределения, из которого через воздуховыпускной патрубок и соединительный рукав подаётся в центральную камеру двухпоточного воздухораспределителя. Который посредством двухседельных клапанов автоматически распределяет подачу сжатого воздуха в камеры вытеснения и сбрасывает из них под уровень воды в колодце отработанный сжатый воздух после вытеснения из них водо-грунтовой смеси через напорную камеру в нагнетательную трубу

Дезинфектор 4 (см. рисунок 1) включает бак для транспортирования дезинфицирующего раствора и съёмный разбрызгиватель, состоящий из сдвоенной ёмкости для дезинфицирующего раствора, патрубка для подсоединения воздухоподающего рукава, пробки заливной и распределителя с распылителями. Распределитель крепится к днищу стойками крепления и соединён со сдвоенной ёмкостью посредством соединительно-распределительного устройств, сдвоенные ёмкости которого снабжены гидрозатворной трубкой. Соединительно-распределительное устройство выполнено из тройника, отводной трубки и вентиля с отводным патрубком для подключения рукава к снабжённому устройству проведения профилактики водопойного пункта и из вентиля и соединительного патрубка с накидной гайкой, соединённого с входным патрубком распределителя распылителей для подачи в него под давлением сжатого воздуха для распыления дезинфицирующего раствора посредством снабжённой гидрозатворной трубки.

Пневмогрейфер 5 (см. рисунок 1) включает: челюсти, шарниры челюстей, оси, раму подвески челюстей, пневмопривод, крышку с серьгой, пневмоцилиндр, поршень, шток привода, траверсу штока, тяг привода и шарниров тяг привода, пневмопривод которого выполнен с расположенными шарнирами на наружной части челюстей и соединённых осями к неподвижным шарнирам рамы, жёстко закреплённой к корпусу цилиндра, а тяги привода соединены к подвижным шарнирам, расположенным на внутренней части челюстей.

Лебёдка 7 (см. рисунок 1) состоит из барабана для намотки троса необходимой канатоёмкостью, троса, неподвижно закреплённого одним концом к барабану и привода барабана, привод барабана которого снабжён барабанами для намотки рукавов водогрунтоподъёмного и воздухоподающего, входные части которых закреплены на соответствующих барабанах и соединены с возможностью вращения барабанов: водогрунтоподъёмного рукава с входным патрубком гидроциклона, а воздухоподающего – с выпускным патрубком ресивера компрессора, причём барабаны снабжены раздельными муфтами для их включения во вращательное движение и выключения.

Стрела 11 (см. рисунок 1) спускоподъёмная состоит из стрелы и блока под трос, стрела которого выполнена с шарнирным креплением и откидывающейся в пределах рабочего и транспортного положений, и снабжена блоками с осевым перемещением под рукава водогрунтоподъёмный и воздухоподающий.



15 – шахтный колодец;
26 – напорная камера с нагнетательной трубой;
29 – клапан нагнетательный;
31 – устройство гидроразмыва;
34, 42 – трубки;
35 – вентили;
36 – гидрораспределитель;
37 – корпус воздухораспределения;
38 – патрубок крышки;
39 – устройство пневмовзмучивания;
40 – распылители;
41 – тройники;
43 – пневмораспределитель

Рисунок 2 – Вид в плане устройства гидроразмыва и пневмовзмучивания двухкамерного пневмонасоса

Приспособления и устройства для технического обслуживания водоподъёмного оборудования и профилактики водопойного пункта включают: устройство (прибор) для заме-

ра статического и динамического уровня воды в шахтном колодце и его глубины, прибор для определения качества воды в водоисточнике, водомер для замера подачи насосной установки, набор инструмента для пуска и наладки водоподъёмного оборудования на оптимальный режим работы и устройства для профилактики водопойного пункта, состоящего из распылителя дезинфицирующего раствора и шланга, который подсоединяется к выходному патрубку съёмного разбрызгивателя дезинфектора.

Выводы:

1. На основании выполненных исследований обоснована конструктивно-технологическая схема передвижной установки для очистки и дезинфекции шахтных колодцев и техобслуживания водоподъёмного оборудования с использованием гидравлического метода размыва и удаления грунтовых отложений и грейферного метода удаления посторонних предметов, обеспечивающих выполнение всех технологических операций и улучшение технологических параметров установки – увеличения производительности в 1,2-1,3 раза.

2. Дана конструктивно–технологическая схема разработанной передвижной установки в НАО КазНАУ с описанием устройства, отличительных признаков и новизны по сравнению с аналогами, на конструкцию которой подана заявка на патент изобретения KZ.

Список использованных источников

1 Каплан Р. М., Яковлев А. А. Механизация водоснабжения на пастбищах.- Алма-Ата: Кайнар, 1986.-184 с.

2 Яковлев А. А., Нестеров Е. В., Саркынов Е. Механизация водоснабжения сельхозформирований АПК в рыночных условиях // Вестник сельскохозяйственной науки Казахстана: Журнал № 12. – Алматы, 2004. – С.61-62

3 Разработать технологические процессы и технические средства механизации и электрификации производства животноводческой продукции. Разработать технические средства механизации водообеспечения фермерских хозяйств: Отчёт о НИР (заключительный). РГКП КазНИИМЭСХ. Руководитель Яковлев А. А. – 08.09.06.И. Книга 3 № ГР 0197 РК 01087. – Алматы, 2000. – 195 с.

4 Каплан Р. М., Алещенко Г. Р. Механизация очистки и дезинфекции шахтных колодцев.на пастбищах. – Алма-Ата: Кайнар, 1983. –15 с.

5 Яковлев А. А. Пневмокамерные водоподъёмники для пастбищного водоснабжения: Монография/ А. А. Яковлев. – Алматы: Изд. «Айтумар», 2015. – 245 с.

УДК 742

Н.Х. Ибраев[1], д-р. техн. наук, проф.; Б.М. Баджанов[2], ст. науч. сотр.
[1]Казахский национальный технический университет им. К.И. Сатпаева, г. Алматы,
[2]Казахский научно-исследовательский институт водного хозяйства, г. Тараз, Казахстан

ВОЗМОЖНОСТИ И ПЕРСПЕКТИВЫ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ГИДРОГЕЛЕВЫХ МАТЕРИАЛОВ

Аннотация. В статье рассмотрены перспективы и возможности использования амфотерных гидрогелей для обессоливания высокоминерализованных вод. Оценены их преимущества и недостатки от традиционных технологии обессоливания вод.

Ключевые слова: вода, обессоливание, гидрогель

Аңдатпа. Мақала жоғары минералданған суларын тұщыландыру келешегін және пайдалану амфотерлі гидрогельдердің мүмкіндіктерін зерттейді. Олардың артықшылықтары мен дәстүрлі су тұщыту технологиясын кемшіліктері бағаланған.

Түйінді сөздер: су, тұщыту, гидрогель

Abstract. The article examines the prospects and possibilities of use amphoteric hydrogels for desalination of highly mineralized water. Assess their advantages and disadvantages of traditional water desalination technology.

Keywords: water, desalination, hydrogel

Для Казахстана, как и для многих стран Центральной Азии, возвратные воды в составе коллекторно-дренажных, сбросных и сточных вод от орошения, промышленности и коммунально-бытового хозяйства можно расматривать как дополнительный ресурс для использования. Большинство регионов РК в настоящее время остро нуждается в качественной питьевой воде, и зачастую используют наземные и подземные высокоминерализованные водоисточники с минерализацией 3 г/л и выше. Так, например, жители Мангыстауской области в качестве питьевой воды и полива лесонасаждения потребляют техническую воду из водовода «Астрахань-Мангышлак». Наиболее остро стоит вопрос обеспечения населения Аральского региона качественной питьевой водой. Вследствие повышенного загрязнения поверхностного водоисточника реки Сырдарья и физического износа водоочистных сооружений население городов Кызылорды, Аральска и прилегающих к водоисточнику населенных пунктов используют воду не соответствующую нормативным требованиям. Кроме того, маргинальные воды (возвратные воды, коллекторно-дренажные, сточные промышленно - коммунально-бытовые воды) после их очистки можно расматривать как дополнительный водный ресурс.

Для многих процессов в теплоэнергетике, химии, электронике требуется вода, содержащая предельное количества солей, вплоть до сверхчистой, которая практически не должна их содержать. Уровень солесодержания в поверхностных и подземных водах обусловливается качеством притекаемых вод из вышерасположенных природных источников (которые существенно варьируются в разных геологических регионах вследствие различной растворимости минералов и в особенности, из за территориального расположения Республики Казахстан в низовьях трансграничных рек Иртыш, Или, Сырдарья и Урал).

Нормами на питьевую воду предусмотрено, что их солесодержание должно быть менее 1 г/л, и лишь по специальному решению разрешается использовать воду с солесодержанием до 1,5 г/л, для полива сельхоз культур. Однако в ряде регионов поверхностные и подземные воды превышают по минерализации предельные значения в несколько раз. Морская вода в Северном Аральском и Каспийском морях, высокоминерализована и варьируется в пределах от 10 до 40 г/л. Для использования таких вод для питьевых и других целей ее опресняют на дорогостоящих установках. Поэтому, поиск альтернативных путей обессоливания и очистки воды, освобождение сточных вод от ионов тяжелых металлов с разработкой безреагентных, экологически чистых и энергосберегающих технологии актуален.

В ходе поиска решений проблемы, «КазНТУ» были разработаны амфотерные гидрогели, способные обессоливать высокоминерализованные воды. Сущность предложения состоит в том, что амфотерные гидрогели сорбируют минерализованную воду за счет эффекта Доннана и обратно десорбируют чистую воду под действием наложенного извне постоянного электрического поля (при напряжении от 3 до 9 В и значении тока 1-2 мА). Принципиальная схема процесса обессоливания воды с помощью гидрогеля показана на рисунке 1.

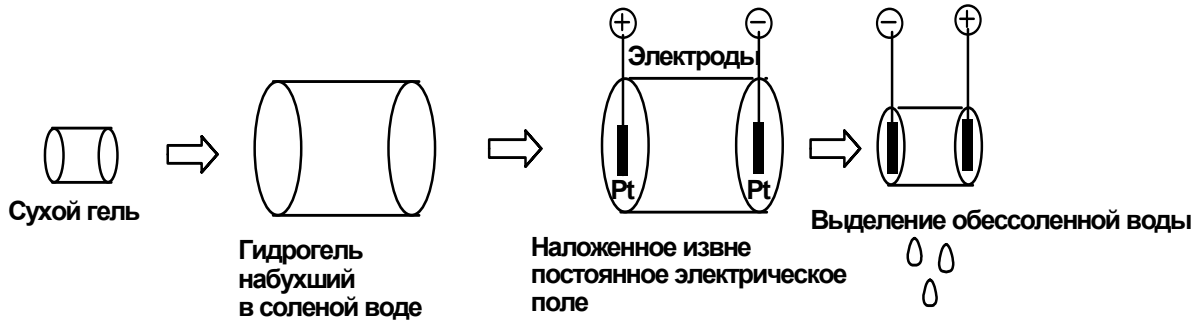


Рисунок 1 – Схема обессоливания воды

Сухой гель, поглощая соленую воду, увеличивается в объеме в 5-10 раз по сравнению с первоначальным объемом. При подаче постоянного электрического напряжения на обкладки гидрогеля он начинает сжиматься и выделять обессоленную воду. Предварительные резуль-

таты показали, что предлагаемый метод позволяет обессоливать минерализованную воду, содержащую от 5 до 10 г/л смеси различных солей (KCl, NaCl, $CaCl_2$, $MgCl_2$, $CaSO_4$, $MgSO_4$, Na_2CO_3). Солестойкость амфотерных гелей состоит в обнаруженном нами впервые явлении – «антиполиэлектролитном эффекте», т. е. аккумуляции вокруг положительных и отрицательных зарядов цепных молекул анионов и катионов солей. В случае линейного полиамфолита этот эффект приводит к увеличению вязкости раствора, а в случае сшитого аналога – набуханию пространственной сетки. Удаление воды из объема геля осуществляется путем наложенного извне постоянного электрического тока (электростимуляция).

Проведенные предварительные лабораторные эксперименты показали, что гидрогелевые материалы способны к селективному извлечению ионов переходных металлов из модельных растворов, а сорбционная емкость гидрогелей по отношению к различным ионам металлов и условия их регенерации в разы больше, чем используемых в настоящее время методы электродиализа и обратного осмоса (рисунок 2).

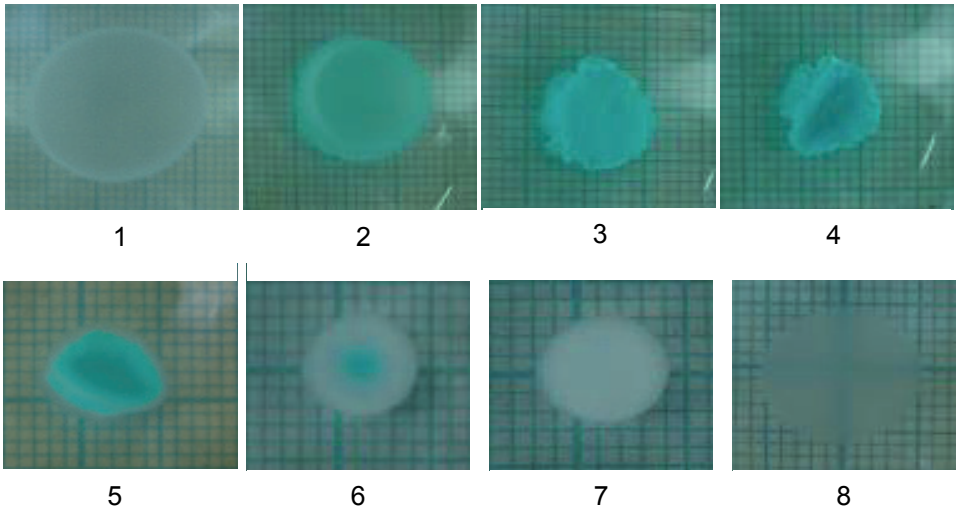


**Рисунок 2 – Сорбция (2-4) и десорбция (5-7) Cu^{2+} гидрогелем.
Начальное и конечное состояние гидрогеля (1, 8).
Сорбция Cu^{2+} в течение 10 (2), 40 (3) и 120 мин. (4).
Десорбция Cu^{2+} раствором 0.1н HCl в течение 3 (5), 15 (6) и 60 мин. (7).
Восстановленный гидрогель (8)**

В процессе сорбции тонкая окрашенная пленка, образующаяся на поверхности гидрогеля, постепенно распространяется во весь объем образца. Как и в случае сорбции, процесс десорбции начинается с поверхности гидрогеля и распространяется в глубь образца.

После окончания десорбции периодическая промывка гидрогелей водой приводит к их полному восстановлению. Высокая адсорбционная и десорбционная способность гидрогелей по отношению к различным ионам металлов, а также регенерируемость выдвигает их в качестве перспективных материалов для извлечения металлов и ионообменной хроматографии (рисунок 3).

На основе полученных результатов разработан принципиально новый подход по очистке промышленных стоков с помощью сильно набухающих гидрогелей в комбинации с электростимулированием (рисунок 4).

Технологическая схема очистки стоков заключающаяся в том, что предварительно очищенный от взвесей и мути раствор подается в колонну, заполненную частично набухшим гидрогелем помещенного между двумя электродами в виде сетки. В случае использования пористого металла он может одновременно служить как электродом, так и фильтром. На электроды подается постоянное напряжение. Выделившаяся в результате контракции геля очищенная вода удаляется через нижний патрубок. Процесс очистки стоков вполне можно сделать непрерывным и автоматизированным. Для этого верхний слой гид-

рогеля необходимо постоянно подпитывать очищаемым раствором, а с нижней стороны отводить очищенную воду, регулируя скорость подачи и отвода жидкости.

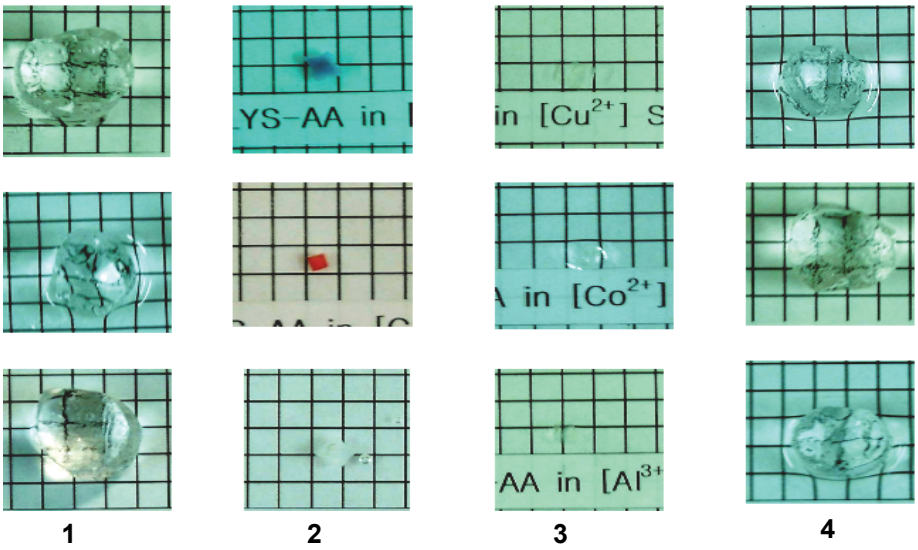


Рисунок 3 – Исходный гель (1); сорбция (2) и десорбция (3) ионов меди, кобальта и алюминия; регенерация гидрогеля (4)

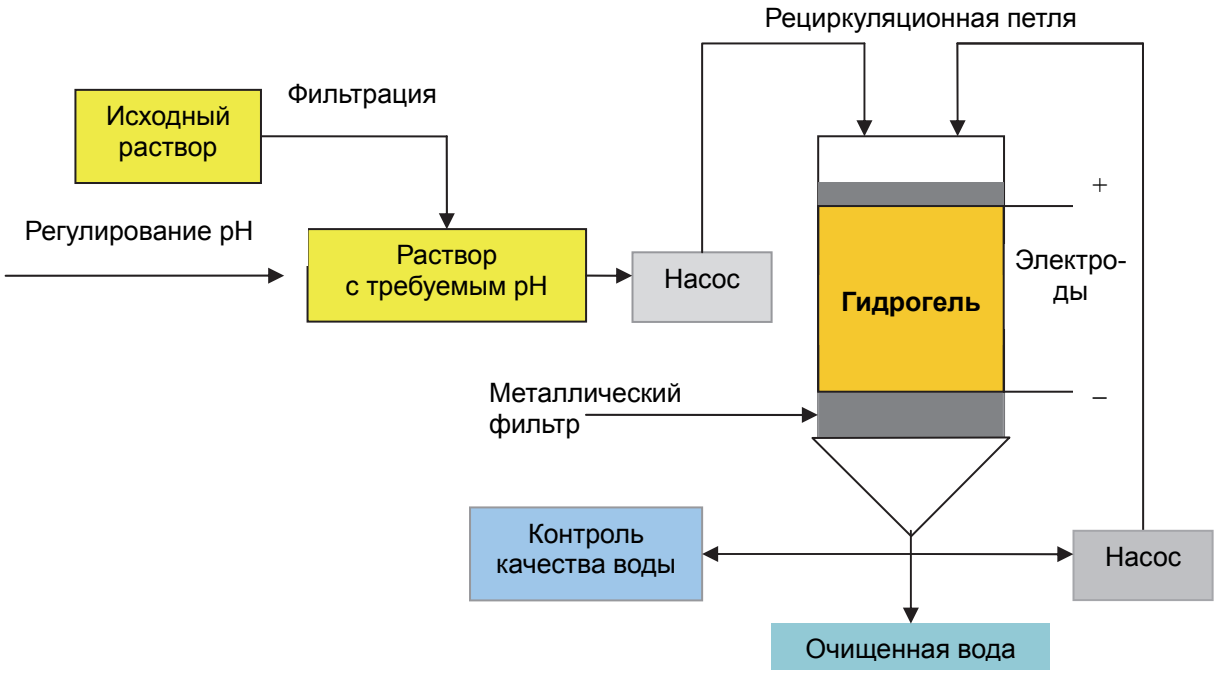


Рисунок 4 – Предлагаемая технологическая схема очистки сточных вод гидрогелями

Ниже в таблице 1 приведены преимущества и недостатки традиционных технологии обессоливания и предлагаемого способа.

Данные по сорбции и десорбции воды, а также математическая модель, учитывающая явление массопереноса, позволили определить эксплуатационные параметры установки. Основываясь на принципе набухания-сжатия амфотерных гидрогелевых материалов под воздействием внешних стимулов (ионная сила раствора (набухание), электрическое напряжение (сжатие)), проводятся работы по созданию установки (производственная модель) и лабораторные испытания по обессоливания воды с различной минерализацией и сочетанием смесей различных солей. В перспективе разработанная лабораторная установ-

ка может служить моделью для создания пилотной модули с более высокой степенью производительности.

Таблица 1 – Преимущества и недостатки традиционных технологии обессоливания и предлагаемого способа

Параметры	Электродиализ	Обратный осмос	Гидрогелевая технология
Надежность	Мин.	Ср.	Макс.
Степень обессоливания	Мин.	Ср.	Макс.
Удаление органики	Мин.	Макс.	Макс.
Удаление микрофлоры	Ср.	Макс.	Макс.
Удаление взвесей	Мин.	Макс.	Макс.
Удаление растворенных газов	Мин.	Мин.	Макс.
Требования к предподготовке	Макс.	Макс.	Мин.
Энергозатраты	Макс.	Макс.	Мин.
Расход реагентов	Мин.	Мин.	Мин.
Расход питающей воды	Макс.	Макс.	Макс.
Объем отходов	Мин.	Макс.	Мин.
Возможность переработки отходов	Макс.	Мин.	Мин.
Возможность сброса отходов	Мин.	Макс.	Мин.

Разработанные гидрогелевые материалы и технологии могут представлять определенный интерес для заинтересованных лиц по очистки и повторному использованию возвратных вод, и в особенности очистки промышленных стоков.

Данные фундаментальные основы создания специальных материалов были разработаны в ходе выполнения Международных проектов ИНТАС-Казахстан-00/31 «Синтез и исследование полиамфотерных гелей», ИНТАС-00/57 «Новое поколение умных полимеров и полимерных материалов для биотехнологии» и ИНТАС-00/113 «Новые полимерные системы для биоразделения».

УДК 502.51:502.17:620.95

О.А. Белый, доц., канд. техн. наук; А.Е. Бернацкий
ГНУ «Центр системного анализа и стратегических исследований НАН Беларуси»,
г. Минск, Беларусь

БИОГАЗОВЫЕ ТЕХНОЛОГИИ – ПЕРСПЕКТИВНЫЙ МЕТОД СНИЖЕНИЯ ЗАГРЯЗНЕНИЙ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

Природа щедро одарила Беларусь водными ресурсами. Годовой возобновляемый ресурс пресных вод оценивается в 60 – 80 млрд м^3, из которых около 70 % приходится на поверхностные воды, остальное – на подземные воды.

Вместе с тем, потребление воды, а также количество сточных вод, загрязняющих водные объекты сохраняется достаточно большим (рисунок 1).

За период 2005–2015 годы по Республике Беларусь в целом наметилась постепенная тенденция к сокращению объема сбрасываемых в поверхностные водные объекты сточных вод на 276 млн. м^3 или на 24 %. В 2015 году объемы стоков составли 870 млн. м^3, причем 71,7 % от этого объема составляли очищенные сточные воды (624 млн. м^3).

Основными источниками образования сточных вод, поступающих на очистные сооружения, являются:

– система коммунальной канализации, обслуживающей население (ок. 430 млн. м^3/год),

– промышленное производство (190 млн. м^3/год);

– сельскохозяйственное водоснабжение и производство сельхозпродукции (8 млн. м^3/год),

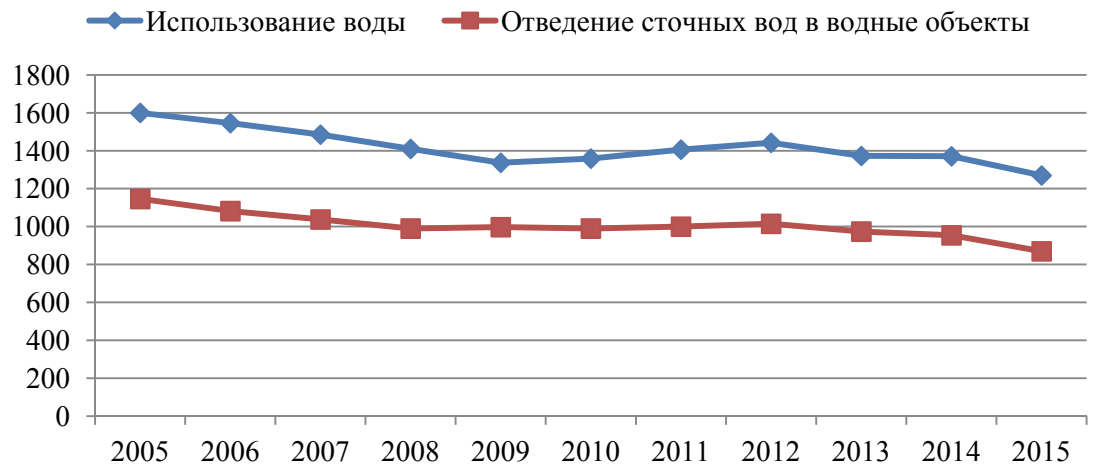


Рисунок 1 – Использование воды и отведение сточных вод в водные объекты (млн м^3) [1]

Одной из наиболее сложных проблем, связанных с очисткой городских сточных вод, является обезвреживание и использование образующихся осадков. Управление осадком сточных вод является неотъемлемой частью работы любых современных очистных сооружений водоотведения.

В процессе очистки образуются два основных вида осадков – сырой осадок и избыточный активный ил. Ежегодно в Беларуси образуется более 170 тысяч тонн осадков (в пересчете на сухую массу)**.** В условиях отсутствия отработанных в Беларуси технологий переработки, осадки сточных вод направляются для длительного хранения на иловые площадки, которые превращаются в объекты длительного хранения. При этом наблюдается химическое и биологическое загрязнение атмосферы, подземных вод, почвы. В настоящее время в Республике Беларусь накоплено более 9,4 млн. тонн осадков. Площадь иловых площадок, на которых находятся осадки коммунальных очистных сооружений, в 3-5 раз превышает площадь полигонов твердых коммунальных отходов.

При этом осадок представляет собой потенциальную угрозу для окружающей среды, обусловленную содержанием целого ряда опасных для здоровья населения и природы токсичных элементов и органических загрязнителей.

В группу потенциально токсичных элементов входят тяжелые металлы, такие как кадмий, хром (в виде Cr^{3+} и Cr^{6+}), медь, ртуть, никель, свинец и цинк. К группе органических загрязнителей относят полиароматические углеводороды, полихлорированные бифенилы, полихлорированные дибензо-п-диоксины и дибензо-п-фураны, ди-(2-этилгексил)-фталат, линейные алкилбензосульфонаты, нонилфенол и нонилфенолэтоксилат и др.

В городских сточных водах и осадках обнаружено уже более 6000 органических соединений преимущественно антропогенного происхождения. Большая часть органических соединений подвергается биодеградации. Однако соединения, входящие в группу органических загрязнителей, практически не обезвреживаютсяи способны накапливаться в осадках сточных вод и объектах окружающей среды [2].

В практическом и техническом отношении существуют следующие проблемы обработки осадка:

– необходимость стабилизации, так как осадок не является инертным и может иметь неприятный запах;

– уменьшение влажности и объема осадка до минимума;

– использование энергетического потенциала осадка;

– сокращение количества вредных микроорганизмов с целью минимизации воздействия при взаимодействии с людьми, животными или растениями;

– извлечение (по возможности) фосфора и других полезных элементов для использования в отраслях экономики (к прим. в сельском хозяйстве).

Вместе с тем, наиболее универсальным подходом в обезвреживании осадков может быть анаэробное сбраживание их в биогазовых установках. Оно позволяет свести биологические и химические процессы к минимуму. Содержащиеся в осадке концентрированные органические и неорганические вещества при дефиците кислорода разлагаются, превращаясь в метан и конечные неорганические продукты. Основными преимуществами сбраживания являются стабилизация осадка сточных вод, уменьшение его объема, устранение выделения запахов благодаря разложению летучих органических соединений, а также подавление жизнедеятельности или нейтрализация болезнетворных микроорганизмов (патогенных для человека, животных и растений). Параллельно с этим осуществляется производство биогаза, который далее используется для получения тепловой и электрической энергии. Получаемая энергия может обеспечивать часть собственных нужд очистных сооружений: работу мешалок и насосов, подогрев загружаемого в метантенк осадка, обогрев реактора и сушку осадка. Также можно продавать излишки энергии ближайшим потребителям. Учитывая неизбежность образования коммунальных и производственных сточных вод, вырабатываемый биогаз является возобновляемым источником энергии.

Сам же осадок из потенциальной опасности для окружающей среды в процессе биогазовой переработки превращается в материал, пригодный для дальнейшего полезного использования в качестве почвоулавливающих добавок, материалов для рекультивации земель.

Схожее негативное воздействие на окружающую природную среду оказывают жидкие стоки животноводческих ферм. Усугубляет экологические проблемы и то, что Беларусь идет по пути концентрации сельскохозяйственного производства. Сегодня в стране функционирует 668 крупных комплексов по выращиванию крупного рогатого скота, 112 свинокомплексов и 55 птицефабрик. Большинство из них не оборудовано полным комплексом очистных сооружений. Как следствие, ежегодно около 75 млн т жидких стоков поступает на поля орошения и просачивается до уровня грунтовых вод, сбрасывается в реки и водоемы.

В бассейнах большинства рек нашей страны объем загрязнений, поступивших в реки и водоемы, обусловленных функционированием объектов животноводства (азот аммонийный, нитратный, фосфаты, органические вещества), превышает 50 % от их общего объема. Интенсивная сельскохозяйственная деятельность также неизбежно приводит к загрязнению подземных вод, о чем свидетельствуют, к примеру, данные Минского областного центра гигиены, эпидемиологии и общественного здоровья [3]. Согласно их исследованиям, качество воды из общественных колодцев не соответствовало гигиеническим нормативам по санитарно-химическим показателям в 39,9 % отобранных проб, по микробиологическим – в 14,9 % проб. По санитарно-химическим показателям питьевая вода из колодцев не соответствует гигиеническим нормативам, в основном, из-за повышенного содержания нитратов, попадающих в подземные воды при внесении жидких животноводческих стоков на поля для удобрения.

Тем не менее, учета таких источников загрязнения, как поля фильтрации и навозные лагуны, а также их воздействия на гидросферу в рамках системы государственного контроля в республике не ведется. Искаженная и неполная картина об источниках загрязнения рек и водоемов затрудняет объективную оценку проводимых и планируемых водоохранных мероприятий, не стимулирует организации коммунального и сельского хозяйства к осуществлению природоохранной деятельности.

Биогазовая технология может широко использоваться в Беларуси также и для переработки жидких стоков животноводческих ферм, которые оказывают существенное влияние на качество подземных и поверхностных вод.

В этой связи одним из важнейших шагов для расширения перспектив использования биогазовых технологий в Беларуси является изменение типовых проектов строительства и модернизации очистных сооружений канализаций и животноводческих ферм, что позволит учесть при проектировании возможность строительства биогазового комплекса и тем самым снизить капитальные затраты на его возведение. Это будет являться мало затратным

шагом по созданию условий для широкого внедрения биогазовых технологий в коммунальном и сельском хозяйстве.

Особенностью сточных вод и жидких стоков животноводческих ферм является низкая концентрация сухого вещества (3-5 %). В этой связи, для эффективности функционирования биогазовых установок на подобных субстратах целесообразно применять различные методы их уплотнения. Увеличение содержания сухого вещества приводит к сокращению времени сбраживания и расхода электроэнергии для нагрева осадка. При этом объем метантенка можно существенно уменьшить.

Также целесообразно использовать в биогазовых установках косубстраты, обладающие большим содержанием органических веществ, а значит, большим выходом биогаза не единицу объема (таблица 1). Это могут быть различные отходы растениеводства и пищевой промышленности.

Распространение биогазовых технологий будет способствовать снижению себестоимости обработки сточных вод и стоков за чет использования производимой электрической и тепловой энергии, снижения затрат на покупку химикатов и реагентов, сокращения нагрузки на очистные сооружения и экологических налогов.

Биогазовое направление видится перспективным методом снижения антропогенной нагрузки на окружающую среду, и позволит получить комплексный эффект при переработке органических отходов коммунального и сельского хозяйства. Для дальнейшего эффективного развития этой отрасли необходимо приложить большие усилия по совершенствованию законодательства, устранению стереотипов и преодолению барьеров, существующих в биоэнергетике Беларуси.

Одним из таких барьеров является установление квот на создание установок по использованию возобновляемых источников энергии. Целесообразность такой меры, в особенности для биоэнергетики, на раннем этапе ее развития не оправдана, т.к. биогазовое направление имеет ряд дополнительных эффектов, дающих развитию данного сектора энергетики дополнительную значимость и перспективность.

Таблица 1 – Основные свойства субстратов для биогазовых технологий [4, 5]

Субстрат	Сухое вещество (СВ), %	Органическое сухое вещество, % СВ	Выход биогаза, $м^3/т$	Объем CH_4, $м^3/т$ СВ
Твердый осадок сточных вод	4	80	20	306
Избыточный активный ил	4	80	11	264
Навозная жижа КРС	10	80	25	210
Свиная навозная жижа	6	80	28	250
Навоз КРС	25	80	80	250
Птичий помет	40	75	140	280
Кукурузный силос	33	95	200	340
Солома зерновых	33	95	190	329
Травяной силос	35	90	180	310
Рапсовый жмых	92	87	660	396
Картофельная мезга	13	90	80	336
Жом сахарной свеклы	24	95	68	218
Фруктовые выжимки	35	88	148	453

Объекты биогазовой энергетики решают не столько энергетические, сколько экологические проблемы коммунального и сельского хозяйства. Учитывая то, что коммерческая целесообразность строительства биогазовых установок на низкоэффективных субстратах (таких как осадки сточных вод и жидкие животноводческие стоки) труднодостижима, государству необходимо стимулировать реализацию подобных проектов. Это позволит существенно улучшить экологическую ситуацию в районе расположения очистных сооружений.

Список использованных источников

1 Водные ресурсы [Электронный ресурс] // Национальный статистический комитет Республики Беларусь. Режим доступа: http://www.belstat.gov.by/ofitsialnaya-statistika/makroekonomika-i-okruzhayushchaya-sreda/okruzhayuschaya-sreda/sovmestnaya-sistema-ekologicheskoi-informatsii2/c-vodnye-resursy/.

2 Шепелева Н. И., Марцуль В. Н., Войтов И. В. Использование биотестирования осадков сточных вод для сравнения вариантов их обработки // Природопользование. Сборник научных трудов. Вып. 30. Институт природопользования НАН Беларуси, 2016.

3 Минский областной центр гигиены, эпидемиологии и общественного здоровья (Электронный ресурс). Режим доступа: http://gigiena.minsk-region.by/ru/obraz/statyi?id= 1258.

4 Leitfaden Biogas – Von der GewinnungzurNutzung // FachagenturNachwachsendeRohstoffe, Gьlzow, 2013.

5 ТКП 17.02-05-2011 (02120) Охрана окружающей среды и природопользование. Порядок расчета экономической эффективности биогазовых комплексов // Министерство природных ресурсов и охраны окружающей среды Республики Беларусь, Минск, 2011 г.

УДК 66.011

Е.В. Груздева, доц., канд. хим. наук;
И.Р. Дречевич; Н.П. Макарченко, доц., канд. техн. наук
ГВУЗ УГХТУ, г. Днепр, Украина

ИНТЕГРАЦИЯ СОВРЕМЕННОГО ПРОГРАММНОГО ОБЕСПЕЧЕНИЯ ПО МОДЕЛИРОВАНИЮ И ОПТИМИЗАЦИИ СИСТЕМ ВОДОСНАБЖЕНИЯ В УЧЕБНЫЙ ПРОЦЕСС

Наличие чистой пресной воды – необходимое условие существования всех живых организмов на планете. На долю пресной воды, пригодной к употреблению, приходится всего 3 % от общего ее количества. При этом воду используют не только в хозяйственно-бытовых нуждах, но и практически во всех производственных циклах (особо чистая, технически свежая, технологическая, оборотная, последовательно используемая, сточная вода и т. д.), а значит, она влияет на все факторы, определяющие качество жизни человека. Несмотря на это, человек в процессе своей деятельности нещадно загрязняет воду

Резкое ухудшение качества пресной воды происходит в результате загрязнения ее химическими и радиоактивными веществами, ядохимикатами, синтетическими удобрениями, поступающими в биосферу с твердыми бытовыми и промышленными отходами, газовыми выбросами и канализационными стоками и нерационального ее использования [1]. Накопление химических веществ, трудно разлагающихся в воде и почве, снижает способность водоемов к самоочищению, нарушая естественный процесс биологической очистки, стало глобальной экологической проблемой современности.

Одним из направлений улучшения качества воды является моделирование и оптимизация систем водоснабжения и создание определенных режимов водных источников, обеспечивающих бесперебойное использование водных ресурсов всеми потребителями. Распределение ограниченных водных ресурсов между сельскохозяйственной, промышленной, коммунальной сферами и окружающей средой, требует точного учета всех возможных источников воды и ее качества, потребностей в воде, планирования режимов потребления, комплекса специальных гидротехнических сооружений, а также комплекса мероприятий по охране водных ресурсов от загрязнения и истощения.

При решении сложных задач управления водными ресурсами, водоподготовки и очистки сточных вод в настоящее время используют различные программы моделирования, например, WEAP, STOAT, WEST, SimEau, WaterNet и т.д. Так, программы STOAT и SimEau – это симуляторы для процессов очистки сточных вод и водоподготовки, соответственно, позволяющие разрабатывать технологические схемы с использованием технологии drag-and-

drop. Для планирования и оценки водных ресурсов используют компьютерную систему, ориентированную на широкий круг пользователей, и использующую интегрированный подход к планированию водных ресурсов – WEAP ("WaterEvaluationAndPlanning" system).

Основная цель WEAP – разработка практичной, простой модели для интегрированного планирования водных ресурсов и анализа результатов планирования, контроля качества воды и охраны экосистем. Она учитывает эффективность работы оборудования и приспособлений, стратегий повторного использования воды, цены, схемы распределительной системы в равнозначном учете источников воды. Объектами исследованийслужат различные источники питания водой (реки, ручьи, грунтовые воды, резервуары, опреснительные установки), отвода воды, изменения в потреблении воды и загрязнение окружающей среды.

Программа проста в использовании и имеет удобный интерфейс (рисунок 1).

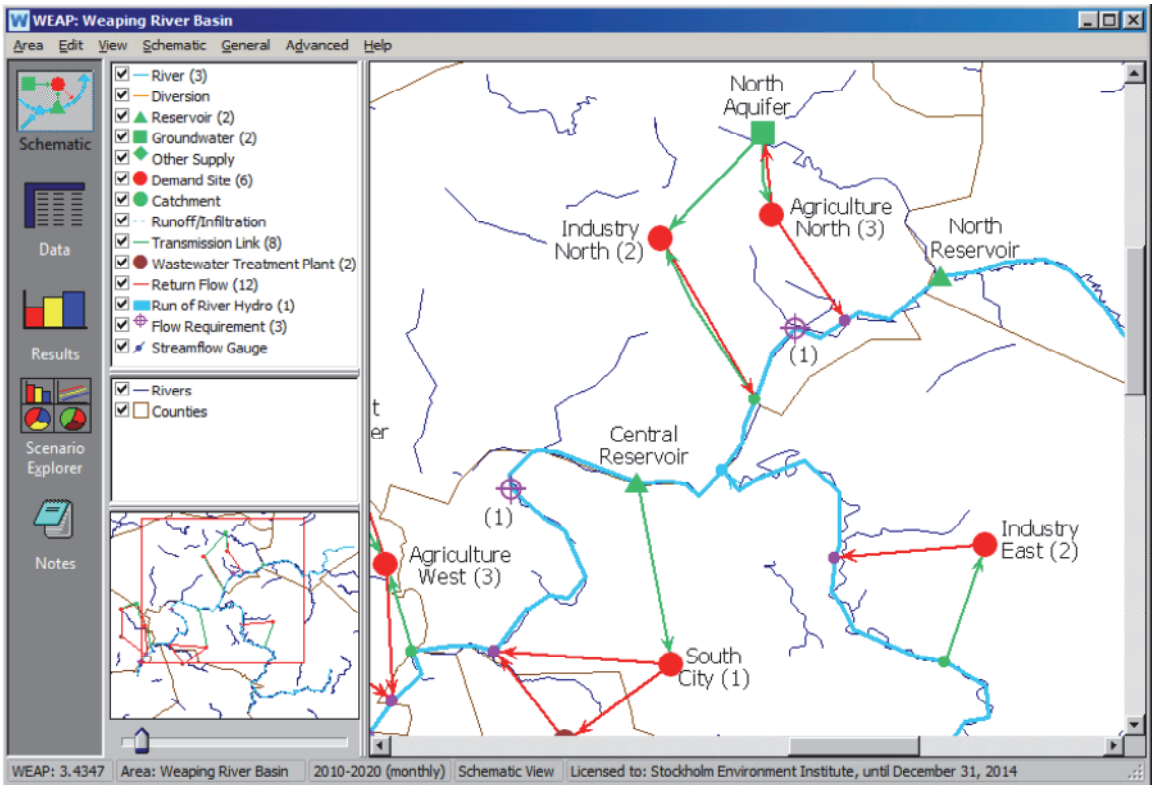


Рисунок 1 – Интерфейс компьютерной программы WEAP

WEAP может использоваться:

1) как база данных, учитывая нормативы, принятые в стране. При этом система обеспечивает водобалансовые расчеты (как в настоящем времени, так и в будущем), поддерживая баланс массы воды при расчете перемещения ее от источников к потребителям по речной сети;

2) как инструмент прогнозирования водопотребления, возможных загрязнений, очистки и сброса воды,позволяет рассчитать поведение водного объекта в случае изменения потребления воды, ссылаясь на данные при использовании воды из этого водного объекта промышленностью, сельским хозяйством и коммунально-бытовыми объектами [2].

WEAP охватывает широкий круг вопросов, например: анализ секторального спроса в воде, сохранение водных ресурсов, права на водные ресурсы, распределение водных ресурсов, подземных вод и водных потоков, работы водохранилищ, гидроэнергетику, отслеживание загрязнений окружающей среды, требования экосистем, а также анализ выгодности проектных затрат и т.д.

Широкие возможности WEAP позволяют производить такие вычисления: потребность воды, поступление воды в речную сеть, движение воды, фильтрация воды, мелиоративные нормы для конкретных культур, расход воды и ее накопление, образование загрязнений, очистка оборотной воды, изменение качества воды при различных гидрологических сценариях.

Для анализа поведение водных объектов система WEAP позволяет устанавливать несколько альтернативных вариантов будущей политики управления, цен и климата – сценарии, которые охватывают широкий круг вопросов, например [2, 3]:

Влияние роста населения на нагрузку на водные объекты.

Влияние изменения режимов работы водохранилищ.

Влияние внедрения водосберегающих технологий.

Влияние изменения режима поступления поверхностных вод в подземные водные горизонты.

Влияние ужесточения нормативных показателей качества воды.

Влияние применения технологий многократного использования воды.

Влияние изменений, вызванных использованием передовых технологий в ирригации.

Влияние изменений, происходящих при смене сельскохозяйственных культур.

Влияние изменения климатических условий на поступление и потребление воды.

Влияние изменений землепользованияна речной сток и т.д.

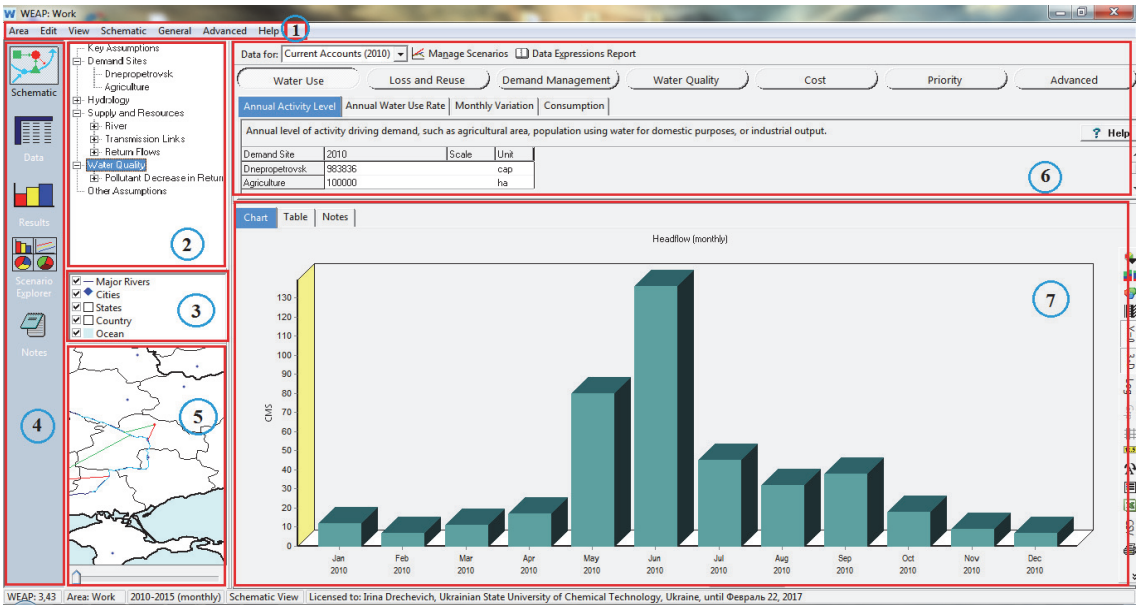
Эти сценарии можно рассматривать одновременно и для анализа и для сравнения, при моделировании ситуаций, изучая водные объекты. Сценарии WEAP принимают во внимание требования для водных экосистем разных регионов. Реализация сценариев позволяет получить краткую информацию о загрязнении воды, об изменении физических, химических, биологических и бактериологических показателей влияющих на систему в целом.

WEAP позволяет: устанавливать необходимые временные рамки, пространственные границы, компоненты или объекты водной системы для проведения определенного исследования; устанавливать шаг калибровки в разработке приложений сценария, что дает представление о фактической потребности в воде, изменении нагрузки, ресурсов и расходных материалов на водную систему; находить альтернативные решения при использовании воды водоемов, а также прогнозировать влияние принятых решений на водные ресурсы.

WEAP, подобно геоинформационной системе, позволяет легко создавать, изменять модели и входные данные, получать информацию (результаты) в виде карт, графиков и таблиц (рисунок 2). А возможность интеграции WEAP с такими моделями и программными продуктами как MODFLOW, MODPATH, PEST (наиболее разработанные и широко используемые во всем мире программы для решения задач связанных с моделированием движения подземных вод), QUAL2K (стационарная одномерная модель реки, ручьев, озер и качества воды с учетом гидравлических особенностей водоемов), Excel (редактор таблиц MS Office) и GAMS (программа предназначена для решения различных задач методами математической оптимизации) делает программу доступной и востребованной для большого количества квалифицированных специалистов различных организаций. А возможность бесплатного использования системы позволяет использовать ее для обучения студентов в высших учебных заведениях.

Так, например, навыки пользования системой WEAP получают магистры Украинского государственного химико-технологического университета при изучении дисциплины «Управление водными ресурсами», которая была внесена в программу обучения специальности «Экология» в рамках реализации международных образовательных проектов «Водная Гармония – Интеграция Образования, Исследований, Инновации и Предпринимательства» и «Гармонизация дипломного образования, связанного с водными ресурсами (Водная Гармония)».

Использование WEAP при обучении, позволяет магистрам использовать разные сценарии (общее увеличение спроса на воду; изменения потребления воды в различных городских, сельскохозяйственных и промышленных условиях; изменение темпов роста населения в г. Днепр; изменения климата в регионе и др.), учиться моделировать и управлять водными ресурсами реки Днепр. Использование сценария WEAP «Метод речной воды» (WaterYearMethod)» позволяет магистрам оценивать возможность повторного использования городских сточных воддля сельского хозяйства, что особенно актуально для Украины. Такой сценарий позволяет оценить возможность целесообразности установки дополнительных очистных сооружений, для очистки сточных вод учитывая качество воды, а также изменить приоритеты вторичного использования очищенной воды (рисунок 3).



1 – главное меню; 2 – дерево-меню; 3 – меню «Избранное»; 4 – боковая панель; 5 – схематический обзор; 6 – площадь введения данных в программу; 7 – площадь выведения результатов на экран

Рисунок 2 – Общий вид ПО WEAP

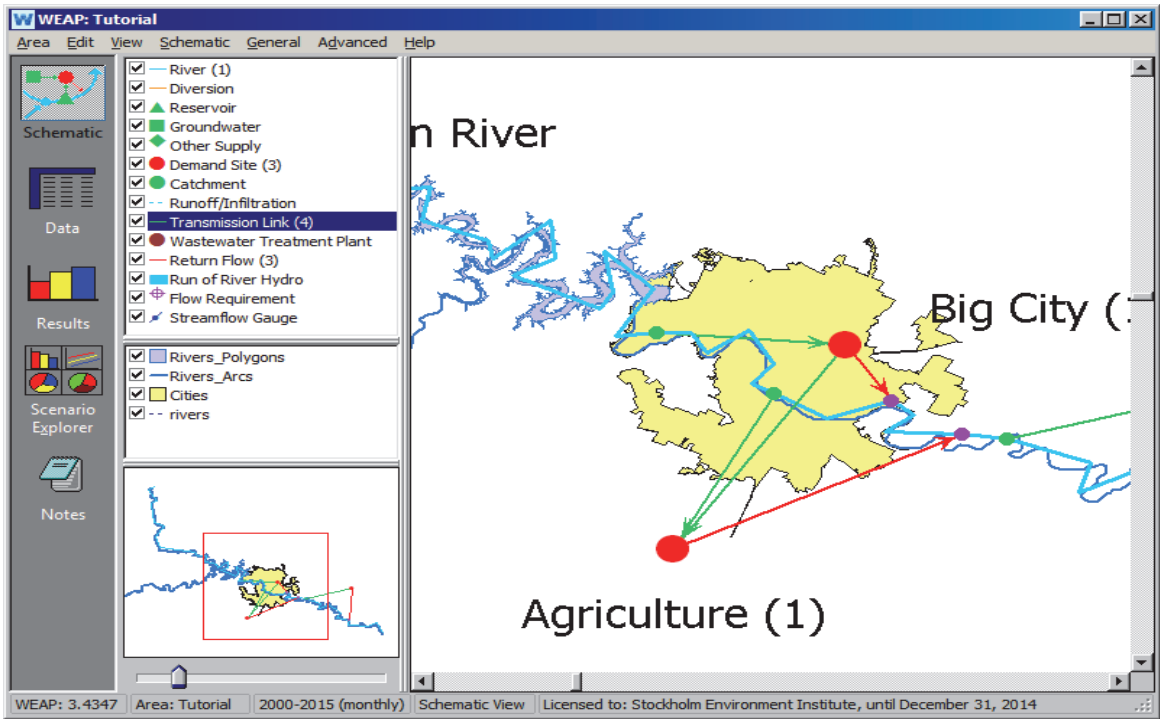


Рисунок 3 – Создание сценария потребления воды с вторичным использованием городских сточных вод в сельском хозяйстве

Таким образом, внедрение в учебный процесс компьютерной программы WEAP, при подготовке магистров, позволяет подготовить высококвалифицированных специалистов способных анализировать, моделировать и эффективно организовыватьвесь комплекс необходимых мероприятий в водоснабжении.

Список использованныхисточников

1 Яковлев, С.В. Рациональное использование водных ресурсов / С.В. Яковлев, И.В. Прозоров, Е.Н. Иванов, И.Г. Губий. – Учебное издание для вузов. – Москва: Высшая школа, 1991. – 400 с.

2 www.weap21.org.

3 Физико-химические методы очистки воды. Управление водными ресурсами / Под редакцией И.М. Астрелина и Х. Ратнавиры. – Учебное издание. – Проект «WaterHarmony», 2015. – 515 с.

УДК 621.182.12

Н.Д. Кошель[1], проф., д-р техн. наук; Е.В. Смирнова[1], доц., канд. техн. наук;
В.В. Буртовая[1]; Т.В. Пришедько[2]
[1]УГХТУ, г. Днепр, Украина,
[2]Институт транспортных систем и технологий НАН Украины, г. Днепр, Украина

ВЛИЯНИЕ ВНЕШНЕГО ЭЛЕКТРИЧЕСКОГО ПОЛЯ НА КИНЕТИКУ ИОННОГО ОБМЕНА

Введение. Одна из наиболее распространенных и известных технологий очистки воды в промышленных масштабах – ионный обмен. Между твердофазным ионообменным материалом и водой с примесями солей происходит обмен ионами. Например, при пропускании через анионит воды, содержащей NaCl, из раствора поглощаются анионы Cl^-, а в раствор переходят гидроксильные ионы:

$$R\text{-}OH + Cl^- \rightarrow R\text{–}Cl^- + OH^-.$$

После насыщения анионита ионами Cl^- его подвергают регенерации концентрированным раствором NaOH и материал восстанавливается в рабочей OH-форме. Аналогичные процессы обмена протекают и в катионообменных материалах.

Процессы ионного обмена имеют чисто диффузионную природу. Некоторые сложности в теоретической трактовке кинетики обменных процессов связаны с тем, что в этих системах имеет место сопряженная диффузия нескольких разнозарядных ионов, перемещающихся в противоположных направлениях, в условиях взаимодействия их собственных электрических полей. Вопросы кинетики ионного обмена представляют практический интерес, поскольку они определяют параметры технологического процесса и габаритные размеры оборудования. Более важен в этом смысле процесс на стадии регенерации ионита, который обычно длится часами. Ранее в [1] было показано, что из решения системы уравнений нестационарной диффузии всех подвижных частиц в твердофазной сферической частице размером d можно получить в первом приближении выражение для динамики изменения средней концентрации удаляемого компонента:

$$\frac{c^*(\tau)}{c_0} = \frac{8}{\pi^2}\exp\left(-\frac{\tau}{\tau^*}\right), \qquad \tau^* = \frac{d^2}{\pi^2 D} \quad , \tag{1}$$

где c_0 – начальная концентрация ионов данного вида в частице, c- концентрация в произвольный момент времени, D-коэффициент диффузии в твердой фазе; x – координата, отсчитываемая от границы раздела фаз; τ – время; τ^* – характерный параметр процесса, который называют «время релаксации».

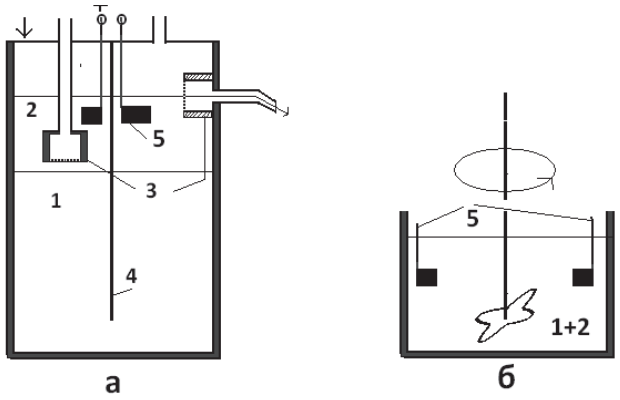
Из уравнений (1) для d =0.03 см и при $D \approx 10^{-7}$ $см^2/с$ можно оценить значение $\tau^* \approx$ 900 с (15 минут), а время регенерации при указанных условиях и степени регенерации 95 % составляет около 40 минут. При более точных оценках с учетом торможения за счет электростатического взаимодействия полей ионов это время будет в несколько раз больше. Эти ориентировочные оценки достаточно близки к параметрам промышленных технологий водоподготовки.

Можно было предположить, что процесс регенерации ионита можно ускорить путем наложения на ионообменную колонку электрического поля, т. е. при пропускании некото-

рого тока через слой ионита. Электрический ток в электролитах представляет собой поток ионов, движущихся под действием градиента электрического потенциала в растворе, На радиально ориентированные векторы диффузионных потоков ионов в частице накладывается дополнительно электромиграционная составляющая, направленная вдоль вектора градиента потенциала. Сделанные в [1] оценки показывают, что для серной кислоты при плотностях токов 0.001-0.05 А/см^2 в расчете на модуль вектора миграционной скорости время прохождения ионом расстояния d =0.03 см соответственно находится в интервале 100-2 мин, что соизмеримо с диффузионным временем. Реально же, если проинтегрировать неоднородно ориентированные в пространстве векторы ионных потоков на всей поверхности сферы, получится некоторый ненулевой суммарный эффект (замедление или ускорение процесса обмена), для которого неизвестны количественны оценки.

В [2] на примере катионитовой смолы Ку-2-8 при поглощении ионов Cu^{2+} было впервые экспериментально показано, что наложение слабого электрического поля, на уровне 1-3 В/см, обеспечивает на стадии регенерации значительный, до 50 %, положительный эффект ускорения обменного процесса. Представлялось интересным проверить характер суммарного эффекта также на анионообменных смолах

Экспериментальные установки и условия опытов. В качестве образцов ИОМ мы использовали аниониты **АН-2ФН** и **Purolite A-400.** Изучали кинетику ионного обмена на лабораторных установках разных конструкций с системой контроля состава раствора по электропроводности, при извлечении хлорид-ионов и с регенерацией ионита щелочью [3]. В опытах использовали порции ионита массой 50-60 г. Схемы устройства лабораторных установок показаны на рисунке 1.



а – проточная модель колонки; б – непроточная ячейка с перемешиванием; 1 – ионит; 2 – вода; 3 – сетчатые фильтры для защиты от уноса гранул ионита; 4 – перегородка; 5 –электроды

Рисунок 1 – Схемы лабораторных установок для изучения ионного обмена.

Колонка, показанная на рисунке 1а, предназначена для физического моделирования работы промышленных ионообменных систем. Она сконструирована для работы с наложением электрического поля и с раздельным удалением продуктов электролиза – водорода и кислорода. Для этого колонка разделена перегородкой 4 на две сообщающиеся камеры сечением 8 см^2 и общей высотой слоя ионита в двух камерах 8-15 см. Анод – платина, катод – никель. В модели колонки «а» кинетические характеристики процесса зависят от скорости протока растворов и геометрической конфигурации рабочего слоя. В плотноупакованном слое ионита поверхности частиц находятся в неравнодоступных условиях, что заметно искажает результаты кинетических оценок материала. Более точные оценки можно получить в условиях интенсивного перемешивания раствора со взвешенным слоем ионита в ячейке, показанной на рисунке 1б. В этой ячейке можно, по-видимому, ослабить или исключить действие торможения переноса в диффузионном слое в растворе и получить данные о кинетике процесса в твердой фазе.

Смолы предварительно насыщали в растворе 1М NaOH, Перед извлечением хлорид-иона слой ионита промывали, прокачивая через колонку «а» дистиллированную воду перистальтическим насосом Heidolph B-V 01-03 со скоростью до 1 л/час.

В опытах с наложением электрического поля ток через колонку и ячейку пропускали от внешнего источника регулируемого постоянного напряжения. Использовали плотности тока до 2 мА/см^2 при разной полярности. В колонке «а» в качестве анода, устойчивого в хлоридных растворах, использовали платинированный титан, в ячейке «б» – оба электрода платиновые.

Определение состояния системы. Состояние системы однозначно определяется концентрацией в растворе одного из обмениваемых ионов – OH^- или Cl^-. Химический анализ в разбавленных растворах, которые использовались, дает большую ошибку из-за очень слабой окраски и вытекающей отсюда сложности определения точки эквивалентности. К тому же процедура анализа относительно длительная, а возможная дополнительная подготовки пробы для повышения точности (концентрирование) вообще делает ее малопригодной при изучении быстрой динамики состояния системы вблизи начала процесса

Определение концентрации ионов OH^- по величине **pH** с помощью стеклянного электрода показало, что при добавлении хлорид- ионов линии калибровки значительно смещаются. Это смещение при пересчете можно было бы учесть, однако оно является дополнительным источником погрешности. Определение же концентрации хлорид-ионов по потенциалу электродов Ag-AgCl, Hg-$HgCl_2$ вообще невозможно из-за образования в щелочной среде двух взаимодействующих малорастворимых соединений, хлорида и гидроксида серебра. Даже при небольшом содержании NaOH потенциал зондового электрода практически перестает зависеть от концентрации NaCl.

Наиболее приемлемым оказалось установление состава раствора по его удельной электропроводности (рисунок 2). Числа на графиках – значения параметра α_S. Крайние линии соответствуют чистым растворам NaCl и NaOH.

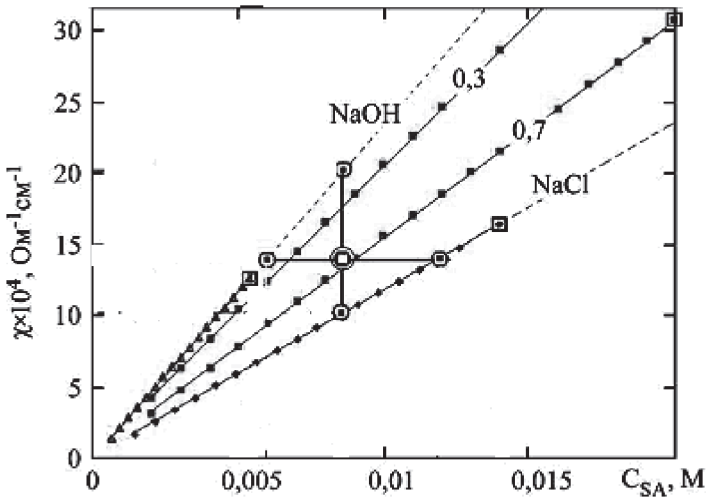


Рисунок 2 – Концентрационные зависимости электропроводности смешанных растворов NaCl и NaOH, рассчитанные для t = 25^{o}C, C_{SA} = 0,02 М

Модельные растворы состоят только из двух компонентов, NaOH и NaCl. В процессе обмена их суммарная молярная концентрация сохраняется постоянной, а меняется лишь их соотношение. Из-за аномального механизма переноса ионов H^+ и OH^- в водных растворах проводимости солей и щелочей существенно различаются Это и позволяет использовать электропроводность для определения состава смешанного раствора (рисунок 2). Удельную электропроводность раствора χ измеряли на постоянном токе в специальной четырехэлектродной ячейке. Температуру растворов измеряли термометром с точностью 0.2 ^{o}C.

В алгоритме обработки результатов измерений мы использовали теоретические (рассчитанные по классическим уравнениям Робинсона-Стокса) и справочные экспериментальные данные для отдельных компонентов при концентрациях до 0.02 М и температурах 15-27 °С. Конечным результатом расчетного алгоритма является нелинейная зависимость доли NaCl в смешанном растворе, $\alpha_S=C_S/C_{SA}$, от его удельной электропроводности χ_{SA}:

$$\chi_{SA} = C_{SA}\cdot\alpha_S\left[\ \lambda_S^0 - k_S\cdot\sqrt{C_{SA}\cdot\alpha_S}\right] + C_{SA}\cdot(1-\alpha_S)\cdot\left[\ \lambda_A^0 - k_A\cdot\sqrt{C_{SA}\cdot(1-\alpha_S)}\right] \qquad (2)$$

где C_{SA} – суммарная концентрация раствора; λ_S^0 ,λ_A^0 – предельные эквивалентные проводимости NaCl и NaOH; k_S ,k_A – соответствующие константы в уравнении Кольрауша $\lambda = \lambda^0 - k\cdot\sqrt{C}$.

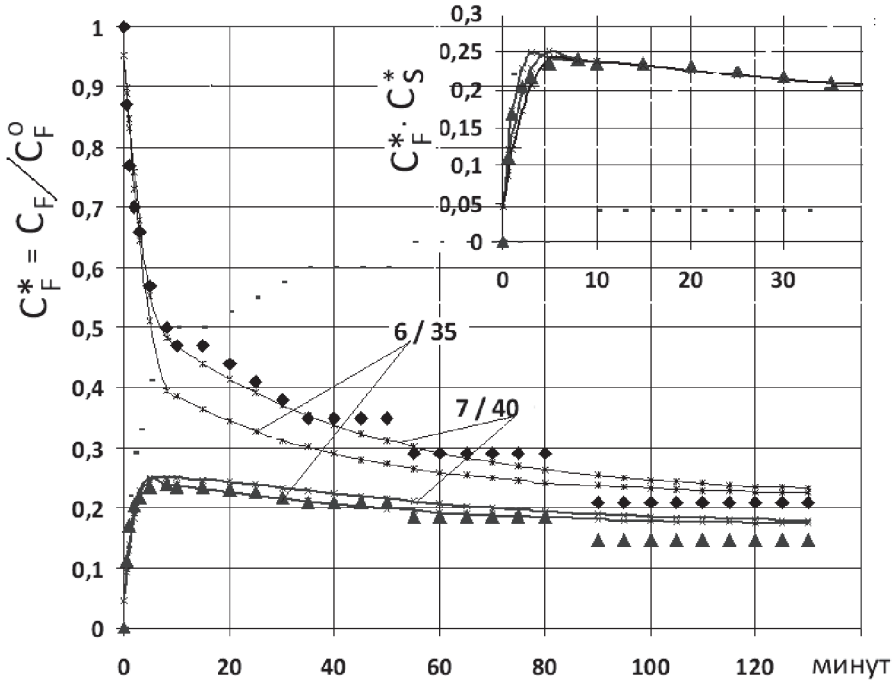
Все перечисленные параметры есть функции температуры, они аппроксимированы многочленами третьей степени. Решение уравнения находили путем компъютерной обработки [4] результатов измерений на пробах.

Кинетические характеристики смолы АН-2ФН

На рисунке 3 показана динамика изменения концентрации хлорид-иона C_F в растворе при поглощении хлорида в условиях интенсивного перемешивания. Можно видеть, что кривая динамики $C_F(t)$ состоит из двух частей – быстрой и медленной. Она аппроксимируется двумя участками – экспоненциальной функцией с характерными параметрами t* и t**.

$$C_F^* = (1-C_F^{\min})\times\exp(-\frac{t}{t*}) + C_F^{\min} \quad \text{и} \quad C_F^{**} = (1-C_F^{\min})\times\exp(-\frac{t}{t**}) + C_F^{\min}\ , \qquad (3)$$

где $C_F^{\min}$ – концентрация хлорид-ионов в растворе в конце опыта.



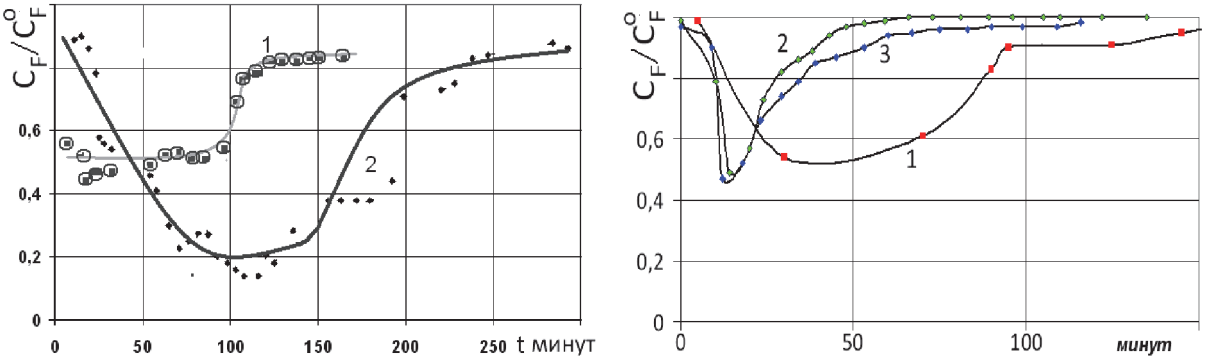
Для чисел на кривых числитель – t*, знаменатель – t**

Рисунок 3– Динамика изменения относительной концентрации хлорид-ионов в растворе и произведения относительных концентраций в двух фазах

Отсюда можно заключить, что на первом участке идет интенсивное поглощение хлорида и процесс контролируется стадией переноса в растворе. На втором этапе после насыщения поверхности частиц ионита хлоридом диффузионное сопротивление в твердой фазе становится преобладающим. Так как графики динамики относительных концентраций хлорида $C_S(t)/C^o_S$ (t) в твердой и в жидкой $C_F(t)/ C^o_F(t)$ фазах симметричны, их произведение представляет собой кривую с максимумом в момент времени, когда относительные

концентрации в обеих фазах равны. (время полупоглощения $t_{1/2} = t^*$). Для смолы АН-2ФН характерные времена t* и t** равны соответственно ≈7 минут и ≈35 минут.

Динамика изменения концентраций в процессе извлечения хлор-ионов. Динамическая кривая процесса ионного обмена на аниоците АН-2ФН, полученная в опыте на проточной колонке «а», показана на рисунке 4. Вначале на кривой 1 фиксируется основной участок кривой с приблизительно постоянной степенью извлечения хлор-ионов $(1-\alpha_S) = (1-C_S/C_{SA})$. В конце этого участка наблюдается скачок до уровня $\alpha_S \sim 0.8$. Момент возникновения скачка – аналог понятия «время до проскока». Сравнивая две приведенные на рис.4-а динамические характеристики процесса, можно видеть, что на основном участке на кривой 2 средняя глубина извлечения хлор-ионов $(1-\alpha_S)$ при наложении электрического поля увеличилась почти в два раза, и также в 2 раза увеличилось время до проскока .



а б

Поглощение ионов Cl^- из раствора 0.02М NaCl ионитом АН-2ФН (а) и Purolite A- 400 (б); 1 – без тока; 2 – ток 20 мА; 3 – 10 мА

Рисунок 4 – Динамика изменения доли NaCl в растворе на выходе колонки. Проток 19 см^3/с

Для смолы Purolite A-400 наблюдался негативный эффект (рисунок 4-б) – существенное сокращение обменной емкости и времени до проскока.

Список использованных источников

1 Кошель Н.Д., Магдыч Е.А., Акимов А.М. Вопросы химии и химической технологии. -2007. -№5. – С. 180-182.

2 Кошель Н.Д., Магдыч Е.А., Акимов А.М. Вопросы химии и химической технологии. ВХХТ. -2008 №5 -С. 147-149.

3 N. D. Koshel , O. V. Smyrnova , M. V. Kostyrya. 8th Conference on Materials Science & Condensed Matter Physics. September 12 - 16, 2016 - Chisinau, Moldova. P. 332

4 Н.Д.Кошель, М.В.Костыря. Электронная обработка материалов. – 2017, 53(2) С 103-109.

УДК 504.064.47:628.386

О.С. Залыгина, доц., канд. техн. наук; В.И. Чепрасова, асп.
Белорусский государственный технологический университет, г. Минск, Беларусь

О ВОЗМОЖНОСТИ ПОЛУЧЕНИЯ ПИГМЕНТОВ ИЗ ОТРАБОТАННЫХ ЭЛЕКТРОЛИТОВ ГАЛЬВАНИЧЕСКОГО ПРОИЗВОДСТВА

В настоящее время в Республике Беларусь гальваническое производство функционирует более чем на 140 предприятиях. Наиболее распространенными по объему производства являются: цинковые (4,2 млн. м^2), никелевые (1,19 млн. м^2), фосфатные (1,37 млн. м^2),

химически оксидированные (0,442 млн. $м^2$) и хромовые (0,12 млн. $м^2$) покрытия (без учета ОАО «Белорусский металлургический завод») [1].

Гальваническое производство является одним из наиболее опасных с экологической точки зрения, прежде всего, за счет образования большого количества сточных вод, что обусловлено высокой водоемкостью производства.

Основное количество сточных вод в гальваническом производстве образуется при многочисленных операциях промывки деталей между стадиями технологического процесса. В состав промывных сточных вод входят свободные минеральные кислоты, щелочи, цианидные соединения, соединения шестивалентного хрома, соли цинка, никеля, меди, кадмия и других металлов в зависимости от вида наносимого покрытия. Концентрация ионов тяжелых металлов в промывных сточных водах колеблется от нескольких мг/л до 1 г/л. Очистка сточных вод гальванических производств Республики Беларусь в большинстве случаев осуществляется реагентным методом, гальванокоагуляцией или электрокоагуляцией, что позволяет снизить содержание ионов тяжелых металлов до установленных норм допустимых концентраций.

Однако, в настоящее время остается нерешенной проблема образования отработанных технологических растворов, прежде всего, отработанных электролитов, которые характеризуются высокой концентрацией ионов тяжелых металлов (до 250 г/л), обладающих токсичным, канцерогенным и мутагенным действием. Отработанные электролиты гальванического производства образуются периодически (от 1 до 4 раз в год) в зависимости от режима слива гальванических ванн и характеризуются небольшим расходом, который определяется объемом гальванических ванн и количеством таких ванн на предприятии.

Анализ работы очистных сооружений гальванических производств Республики Беларусь показывает [2], что на большинстве предприятий осуществляется совместный сброс и очистка отработанных растворов электролитов и промывных сточных вод. Объемы сбрасываемых отработанных растворов электролитов составляют порядка 2-3 % от общего количества сточных вод гальванического производства, однако концентрация ионов тяжелых металлов в них в 100-150 раз превышает соответствующую концентрацию в промывных водах. Содержание загрязняющих веществ в отработанных электролитах составляет от 40 до 70 % от общего объема загрязнений.

Периодический характер таких сбросов приводит к нарушению работы очистных сооружений, ухудшению качества очистки и ее удорожанию, а также к безвозвратным потерям тяжелых металлов. Действующие системы очистки позволяют в таком случае извлечь только 30 % тяжелых металлов. Наличие в составе сточных вод растворимых солей с концентрацией свыше 100 г/л, являющихся компонентами исходных электролитов, существенно осложняет их очистку от ионов тяжелых металлов.

Совместная очистка отработанных растворов электролитов и промывных сточных вод также приводит к образованию больших объемов осадков, которые в большинстве случаев хранятся на территории предприятий. Их хранение занимает полезные площади и вызывает риск попадания тяжелых металлов и других загрязняющих веществ в водоносные горизонты земной поверхности.

В связи с этим, целесообразно производить раздельное отведение промывных сточных вод и отработанных растворов электролитов с последующей переработкой последних.

Существуют различные методы переработки отработанных электролитов: регенерация, извлечение ценных металлов, получение пигментов.

Регенерация по сравнению с другими направлениями обращения с отработанными растворами электролитов является более предпочтительной, поскольку позволяет вновь использовать регенерированный раствор. Однако электролит может выдерживать лишь определенное количество циклов регенерации, поскольку происходит накопление в нем продуктов разложения блескообразователей, выравнивающих добавок, смачивателей и др., полное удаление которых является достаточно трудоемким процессом. Кроме этого, согласно данным [3] стоимость оборудования для регенерации отработанных растворов электролитов составляет десятки тысяч евро.

Извлечение металлов из отработанных электролитов также требует сложного дорогостоящего оборудования и реагентов, зачастую является весьма энергоемким процессом; кроме этого, как правило, не обеспечивает достаточно полного извлечения ионов металлов.

Относительно новым и перспективным направлением является получение из отработанных электролитов пигментов, т.к. ионы металлов, входящих в их состав (хрома, никеля, цинка, меди и т.д.), обладают хромофорными свойствами. В настоящее время в Республике Беларусь отсутствует производство пигментов, они полностью закупаются за рубежом, в основном в Германии, Чехии, Китае, Испании и т.д. Кроме этого, в Беларуси отсутствует сырьевая база для их производства. Например, сырьем для получения цинксодержащих пигментов служат полиметаллические руды, содержащие 1-4 % цинка в виде сульфида. При получении цинковых белил по способу Ветерилля в качестве сырья можно использовать концентрат ZnS, получаемый путем обогащения полиметаллических руд селективной флотацией, или смитсонит ($ZnCO_3$), месторождения которого имеются в Италии, Греции, Намибии, США, России (Восточное Забайкалье).

Таким образом, для решения задачи импортозамещения актуальной является организация в Беларуси производства пигментов из отходов, в частности, из отработанных электролитов. Поэтому целью работы является исследование возможности получения пигментов из отработанных электролитов гальванического производства, что позволит как решить проблему импортозамещения, так и снизить негативное воздействие гальванического производства на окружающую среду.

Для исследований были отобраны отработанные электролиты цинкования, никелирования, меднения, хромирования и кадмирования ряда белорусских предприятий.

Концентрацию ионов цинка в отработанных электролитах и фильтратах определяли титриметрическим методом с эриохромом черным Т, ионов никеля – с мурексидом, меди – с йодидом калия.

Для идентификации фазового состава полученных осадков использовали метод рентгенофазового анализа, который проводили на рентгеновском дифрактометре D8 Advance Bruker (Германия) с пошаговым методом съемки (с шагом по углу 2θ – 0,03° и выдержкой в каждой точке 3 секунды) в диапазоне углов θ2 от 20 до 80°. Расшифровку дифрактограмм проводили с помощью программы Match и программного комплекса EVA (Bruker) с использованием базы данных ICDDPDF-2.

Элементный состав образцов и исследование их микроструктуры проводили методом электронной сканирующей микроскопии на электронном сканирующем микроскопе JSM-5610 LV с системой химического анализа EDXJED-2201 (JEOL, Япония).

Термогравиметрический анализ и дифференциальную сканирующую калориметрию осуществляли с помощью термоаналитической системы TGA/DSC-1/1600 HF (METTLER TOLEDO Instruments, Швейцария).

Для установления возможности использования отработанных электролитов в качестве сырья для производства пигментов было определено содержание в них хромофорных ионов: концентрация Zn^{2+} составила от 17,5 до 52,3 г/л, Ni^{2+} от 51,4 до 95,4 г/л, Cu^{2+} от 30.8 до 41,5 г/л, Cr^{6+} от 114,4 до 244,5 г/л, Cd^{2+} от 18,5 до 30,1 г/л. Высокие концентрации хромофорных ионов свидетельствуют о возможности получения пигментов на основе отработанных электролитов гальванического производства.

Выбор реагентов для осаждения хромофорных ионов осуществлялся, исходя из составов существующих пигментов и возможности наиболее полного извлечения ионов тяжелых металлов из отработанных электролитов. Осаждение проводилось следующим образом: в отработанный электролит дозировали раствор осадителя, образовавшийся осадок выдерживали под слоем маточного раствора в течение определенного времени, промывали водой и высушивали при температуре 80-100 °С. Для отработанного электролита хромирования перед стадией осаждения осуществляли восстановление Cr(VI) до Cr(III) раствором сульфита натрия Na_2SO_3. В качестве осадителей использовались карбонат натрия, фосфат натрия и гидроксид натрия.

При осаждении Cr^{3+} во всех случаях наблюдалось образование осадка зеленого цвета, однако высокое содержание Cr^{6+} в фильтрате (до 50 г/л) и сложность восстановления Cr(VI) до Cr(III) делает получение такого пигмента нецелесообразным.

При осаждении Cd^{2+} наиболее дешевым и доступным реагентом (карбонатом натрия) наблюдается высокая степень извлечения кадмия из отработанного электролита (более 99 %) и образуется осадок белого цвета $CdCO_3$, что подтверждается данными рентгенофазового анализа. На основании термогравиметрического анализа была выбрана температура термообработки карбоната кадмия 370°С, при которой происходит разложение $CdCO_3$ с образованием CdO, что также подтверждается данными рентгенофазового анализа. Существуют две формы оксида кадмия: альфа-форма (бесцветное вещество) и бета-форма (кристаллы красно-бурого цвета). В нашем случае образовался CdO бета-формы насыщенного цвета, который по своим цветовым характеристикам может использоваться в качестве пигмента. Кроме этого, CdO – важный полупроводниковый материал, который широко использовался в фотодиодах, фототранзисторах и тому подобном оборудовании. Однако, соединения кадмия характеризуются высокой токсичностью, вследствие чего в последнее время их использование запрещается. Поэтому получение кадмийсодержащих пигментов нецелесообразно.

Для осаждения меди из отработанных электролитов меднения использовали фосфат натрия, т.к. при применении других осадителей наблюдалась высокая остаточная концентрация Cu^{2+} в фильтрате. При этом по данным рентгенофазового анализа образуется тригидрат ортофосфата меди $Cu_3(PO_4)_2 \cdot 3H_2O$ голубого цвета. Для выбора режима термообработки был проведен термогравиметрический анализ. Как свидетельствуют его данные, дегидратация $Cu_3(PO_4)_2 \cdot 3H_2O$ протекает довольно сложно и в широком интервале температур до 600 °С. Это подтверждается данными рентгенофазового анализа – на рентгенограмме образца, прокаленного при температуре 600 °С наблюдаются характеристические пики безводного ортофосфата меди бирюзового цвета.

В качестве осадителей ионов никеля из отработанных электролитов никелирования были выбраны гидроксид и фосфат натрия, т.к. их использование позволяет выделить Ni^{2+} в виде гидроксида и фосфата никеля, которые широко применяются в качестве пигмента в керамической, стекольной и лакокрасочной промышленности.

При осаждении Ni^{2+} гидроксидом натрия в избытке щелочи (pH>13) остаточная концентрация Ni^{2+} в фильтрате составила менее 0,03 мг/л. Согласно литературным данным такое высокое значение pH также обеспечивает образование бруситоподобной β-фазы $Ni(OH)_2$ зеленого цвета, которая характеризуется плотной слоистой структурой с параметрами гексагональной ячейки [4], что облегчает последующую отмывку осадка от водорастворимых солей и его фильтрование. Данные рентгенофазового анализа свидетельствуют об образовании $3Ni(OH)_2 \cdot 2H_2O$; $Ni_{1,945}O_3H_{0,815}$ и $Ni_2O_2(OH)_4$. Судя по характеру рентгенограммы, на которой наблюдаются не отдельные, ярко выраженные характеристические пики, а ряд совмещенных пиков, это не механическая смесь продуктов реакции, а твердая фаза переменного состава. Таким образом, можно предположить образование гидроксида никеля с различным содержанием гидроксогрупп на один атом никеля (не более двух), не распадающийся на отдельные компоненты, пока в его составе присутствуют хотя бы небольшие количества воды. По данным термогравиметрического анализа была выбрана температура термообработки 350 °С, при которой происходит образование оксида никеля NiO черного цвета.

При использовании в качестве осадителя фосфата натрия при его избытке наблюдалось образование не только фосфата никеля $Ni_3(PO_4)_2 \cdot 8H_2O$, но и никель-натрий фосфатов с различным соотношением никеля и натрия, что подтверждается как данными электронной сканирующей микроскопии, так и рентгенофазового анализа. Это может быть связано со встраиванием ионов натрия Na^+ в кристаллическую решетку фосфата никеля при избытке осадителя. При недостатке фосфата натрия образуется только $Ni_3(PO_4)_2 \cdot 8H_2O$ зеленого цвета, при термообработке которого происходит дегидратация с образованием безводного фосфата никеля желтого цвета.

Осаждение Zn^{2+} из отработанных электролитов цинкования производили карбонатом натрия и фосфатами натрия (Na_2HPO_4, Na_3PO_4), т.к. при использовании в качестве осади-

теля растворов щелочей происходит образование амфотерного гидроксида цинка, который растворяется при pH более 10,5 [5].

Использование дигидрофосфата натрия NaH_2PO_4 нецелесообразно, поскольку в результате его взаимодействия с хлоридом цинка $ZnCl_2$, содержащимся в отработанном электролите цинкования, происходит образование кислой соли – дигидрофосфата цинка $Zn(H_2PO_4)_2$. Точных данных о растворимости $Zn(H_2PO_4)_2$ нет, но она сопоставима с растворимостью сульфата цинка, который является хорошо растворимым соединением.

При использовании в качестве осадителя раствора карбоната натрия на рентгенограмме наблюдаются характеристические пики основного карбоната цинка $Zn_5(OH)_6(CO_3)_2$ белого цвета, который при температуре 230 °С разлагается с образованием оксида цинка также белого цвета. Однако при осаждение Zn^{2+} из отработанных растворов электролитов с низкой концентрацией ионов цинка образование осадка при использовании карбоната натрия не наблюдается.

Согласно данным рентгенофазового анализа при осаждении Zn^{2+} фосфатом натрия из отработанного электролита цинкования образуется тетрагидрат ортофосфата цинка $Zn_3(PO_4)_2 \cdot 4H_2O$ и цинк-аммоний фосфат $ZnNH_4PO_4$ вследствие высокого содержания в отработанном электролите хлорида аммония NH_4Cl. При использовании в качестве осаждающего раствора гидрофосфата натрия образуется только цинк-аммоний фосфат, что обусловлено более высоким значением pH по сравнению с осаждением фосфатом натрия. Данные термогравиметрического анализа свидетельствуют о сложных превращениях полученных осадков при термообработке. В обоих случаях при температуре около 380 °С происходит разложение цинк-аммоний фосфата $ZnNH_4PO_4$, которое сопровождается выделением аммиака и образованием аморфного пирофосфата цинка $Zn_2P_2O_7$ через стадию образования гидрофосфата цинка $ZnHPO_4$. При дальнейшем повышении температуры до 450-500 °С происходит переход аморфного $Zn_2P_2O_7$ в кристаллическое состояние, что подтверждается данными рентгенофазового анализа. Все полученные соединения имеют белый цвет.

Таким образом, можно рекомендовать получение пигментов различной цветовой гаммы из отработанных электролитов цинкования, меднения и никелирования путем осаждения хромофорных ионов гидроксидом или фосфатом натрия с последующей термообработкой либо без нее (таблица).

Таблица – Состав и цвет пигментов в зависимости от условий получения

Вид электролита	Осаждающий раствор	Температура термообработки	Химический состав	Цвет
Хлораммонийный электролит цинкования	Na_3PO_4	без термообработки	$Zn_3(PO_4)_2 \cdot 4H_2O$ и $ZnNH_4PO_4$	белый
		380 и 500 °С	$Zn_3(PO_4)_2$ и $Zn_2P_2O_7$	белый
	Na_2HPO_4	без термообработки	$ZnNH_4PO_4$	белый
		380 и 500 °С	$Zn_2P_2O_7$	белый
Сернокислый электролит никелирования	$Na(OH)_2$	без термообработки	$3Ni(OH)_2 \cdot 2H_2O$; $Ni_{1,945}O_3H_{0,815}$ и $Ni_2O_2(OH)_4$	зеленый
		350 °С	NiO	Ччрный
	Na_3PO_4 (в недостатке)	без термообработки	$Ni_3(PO_4)_2 \cdot 8H_2O$	зеленый
		800 °С	$Ni_3(PO_4)_2$	желтый
Сернокислый электролит меднения	Na_3PO_4	без термообработки	$Cu_3(PO_4)_2 \cdot 3H_2O$	голубой
		600 °С	$Cu_3(PO_4)_2$	бирюзовый

Таким образом, проведенные исследования свидетельствуют о возможности получения пигментов широкой цветовой гаммы из отработанных электролитов цинкования, никелирования и меднения гальванического производства. Это позволит решить проблему импортозамещения пигментов и снизить воздействие гальванического производства на окружающую среду.

Список использованных источников

1 Жарский И.М. Анализ состояния и перспективы развития гальванического производства в Республике Беларусь / И.М. Жарский, А.А. Черник. // Создание новых и совершенствование действующих технологий и оборудования нанесения гальванических и их замещающих покрытий: мат. республиканского науч. семинара, Минск, 2011. – С. 154-155.

2 Марцуль В.Н. Очистка сточных вод гальванических цехов предприятий Республики Беларусь / В.Н. Марцуль, О.С. Залыгина, А.В. Лихачева, В.И. Романовский // Труды БГТУ. Химическая технология неорганических материалов и веществ. − 2013. − №3. – С. 61-66.

3 Integrated pollution prevention and control. Reference Document on Best Available Techniques for Surface Treatment of Metals and Plastics. – European commission – August, 2006. – 582 p.

4 Oliva P. Rewiew of the structure and the electrochemistry of nickel hydroxides and oxyhydroxides / P. Oliva, J. Leonardi, J.F. Laurent, C. Delmas, J.S. Braconnier, M. Figlarz, A. Guibert // J. Power Sources. – 1982. − vol.8. − pp. 229-255.

5 Лурье Ю.Ю. Справочник по аналитической химии. – Изд.5-е, перераб. и доп.; М.: Химия. – 1979. – 480 с.

УДК 621.926

Д.Н. Боровский, канд. техн. наук
Белорусский государственный технологический университет, г. Минск, Беларусь

ИЗМЕЛЬЧЕНИЕ ПОЛИМЕРИЗАЦИОННЫХ ИОНИТОВ В ВЕРТИКАЛЬНОЙ ЦЕНТРОБЕЖНО-ШАРОВОЙ МЕЛЬНИЦЕ

Иониты используются в водоподготовке и по происхождению они делятся на природные (пески, глинистые минералы) и синтетические, например синтетические смолы. Ионитовые фильтры и электродиализные установки с ионитовыми мембранами применяют для опреснения морской или грунтовой воды с высоким солесодержанием. В гидрометаллургии иониты используют в процессах обогащения сырья, разделения и очистки редких элементов. Переработка радиоактивных отходов, удаление многих вредных примесей из сточных вод также успешно осуществляются с использованием ионитов [1]. По методу получения синтетические иониты подразделяют на полимеризационные и поликонденсационные. Синтетические иониты полимеризационного типа производятся в виде шарообразных частиц с размером в диапазоне от 0,3 до 2,0 мм [1, 2].

Несмотря на своевременную регенерацию ионитов, они приходят в негодность и представляют собой промышленные отходы. Средний срок службы ионитов зависит от условий эксплуатации, но не превышает шести лет. Эти отходы можно использовать вторично в качестве коагулянтов или флокулянтов, но для этого необходимо получить тонкодисперсный порошок. Все полимеризационные иониты имеют достаточно высокую прочность, но у поликонденсационных она существенно ниже, поэтому для дальнейших исследований по их измельчению были выбраны полимеризационные иониты.

В работах [3 − 5] показано, что наименее энергоемкими способом воздействия на материал при тонком измельчении можно считать раздавливание и удар. Для сверхтонкого измельчения не обойтись без использования более энергозатратного способа − истирания. Этот способ в комбинации с ударом реализуется в тихоходных барабанных мельницах, недостатком которых является высокая металлоемкость и энергоемкость проведения процесса. Повысить эффективность процесса измельчения можно за счет интенсификации движения измельчающих тел в рабочей камере, что может быть реализовано в быстроходных шаровых мельницах: планетарных, центробежно-шаровых, вибрационных. Простота конструкции и организации замкнутого цикла работы предопределяют преимущественную возможность использования центробежно-шаровых мельниц для тонкого и сверхтонкого помола.

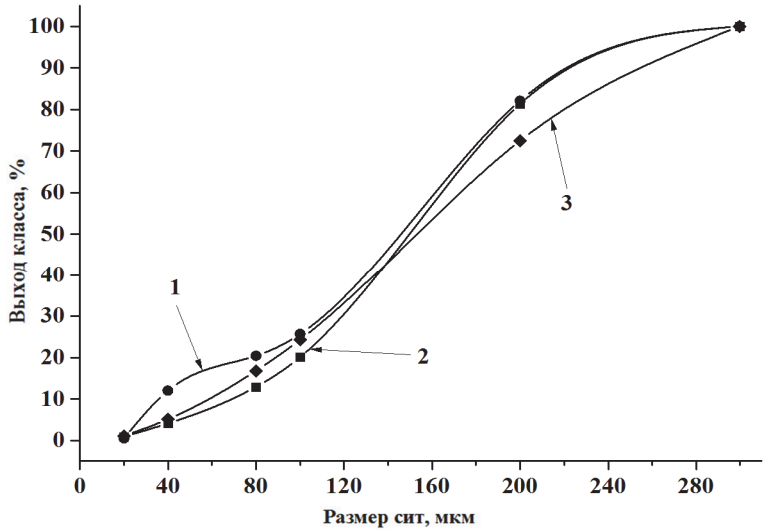
Вертикальные центробежно-шаровые мельницы представляют собой пустотелый корпус, в нижней части которого вертикально установлен вращающийся ротор. Измельчающие тела и материал описывают внутри замкнутую траекторию по пути ротор – кольцо − свободный полет − возврат на ротор. В результате этого увеличиваются силовые факторы воздействия за счет инерционных сил и вероятность контакта мелющих тел и материала, что способствует повышению эффективности измельчения.

Целью данной работы являлось определение возможности использования центробежно-шаровых мельниц для измельчения ионитов и установление зависимости изменения фракционного состава ионитов от линейной скорости ротора.

Экспериментальные исследования по помолу полимеризационных ионитов с размером частиц 1,3 мм и плотностью 1180 кг/м^3 проводились на мельнице при линейной скорости ротора $v_л$ = 3ч7 м/с. В качестве мелющих тел применялись стальные шары диаметром 2,8ч18 мм. Линейная скорость корзины классификатора составляла $v_к$ = 4,5ч5,5 м/с, так как плотность ионитов меньше плотности клинкера и скорость уноса частиц готового продукта будет выше. Измельченный материал удалялся из помольной зоны непрерывно воздушным потоком, скорость которого в кольцевом зазоре (l = 1,1 мм) между ротором и корпусом составляла $v_в$ = 15ч25 м/с.

Для использования ионитов в качестве коагулянтов или флокулянтов необходимо, чтобы размер частиц после измельчения не превышал 200 мкм. Поэтому, для большей наглядности, полученные экспериментальные данные представлены в виде характеристики крупности «по минусу» (рисунок 1) при различных линейных скоростях ротора. Из них видно, что в результате измельчения 80 % частиц готового продукта имеют размер менее 200 мкм.

При увеличении линейной скорости ротора мельницы (рисунок 1) процентное содержание крупной фракции возрастает. Это в большей степени объясняется тем, что повысить тонину помола при сухом измельчении можно только за счет истирания, в данном случае это будет соответствовать первой кривой (рисунок 1). Истирающее воздействие на материал в большей степени реализуется в переходном режиме работы мельницы, когда мелющие тела находятся на неподвижном кольце. Но в общем случае влияние скорости ротора на дисперсность конечного продукта незначительно.



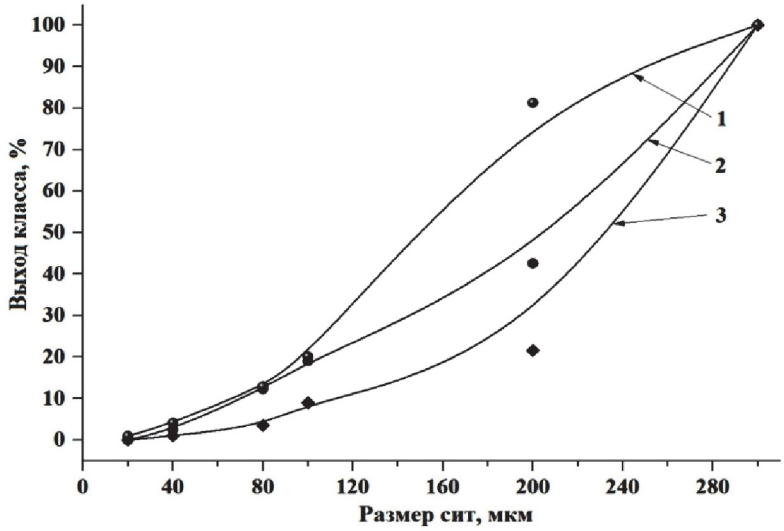
1 − $v_л$ = 3 м/с; 2 − $v_л$ = 5 м/с; 3 − $v_л$ = 7 м/с

Рисунок 1 – Характеристика крупности ионитов с влажностью W = 5 % при различных линейных скоростях ротора мельницы, фиксированных значениях скорости газа в кольцевом зазоре $v_в$ = 20 м/с и линейной скорости корзины классификатора $v_к$ = 4,5 м/с

Более значительное влияние на фракционный состав готового продукта оказывает начальная влажность исходного сырья (рисунки 2 и 3), которая определялась по термостатно-весовому методу. На рисунке 3 представлен фракционный состав измельченных

ионитов, полученный на лазерном микроанализаторе фирмы «Fritsch» при помощи измерительного комплекса «Analysette 22».

Как видно из графиков (рисунки 2 и 3) при снижении влажности эффективность измельчения полимеризационных ионитов повышается, что объясняется повышением их хрупкости. Также при снижении влажности уменьшается их налипание на мелющие тела и слипание между собой, тем самым обеспечивается условие своевременного удаления измельченного материала из зоны помола.



1 − W_1 = 5 %; 2 − W_2 = 10 %; 3 − W_3 = 20 %

Рисунок 2 – Характеристика крупности ионитов при различной влажности материала *W*, фиксированных значениях скорости газа в кольцевом зазоре $v_в$ = 20 м/с, линейных скоростях ротора $v_л$ = 5 м/с и корзины классификатора $v_к$ = 4,5 м/с

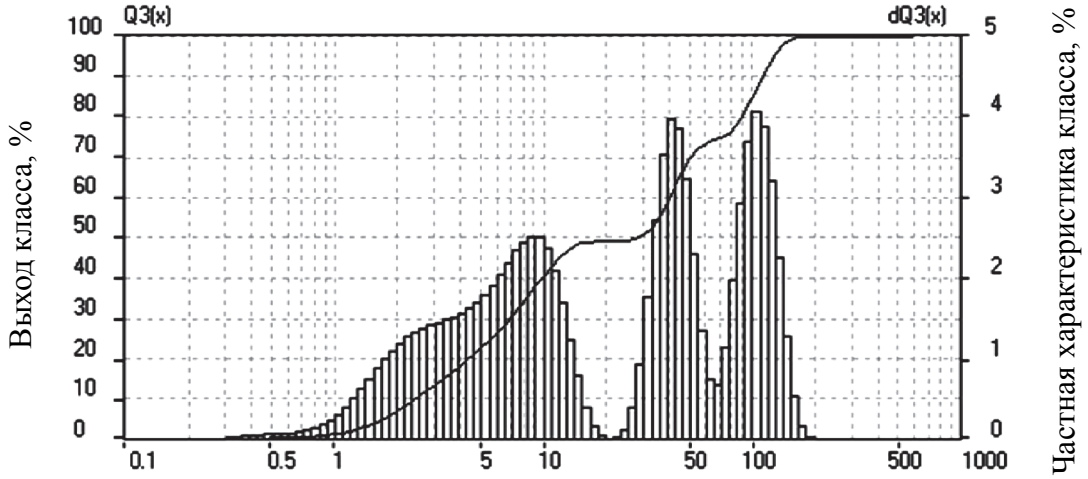


Рисунок 3 – Характеристика крупности ионитов при влажности материала *W* = 5%, фиксированных значениях скорости газа в кольцевом зазоре $v_в$ = 20 м/с, линейных скоростях ротора $v_л$ = 5 м/с и корзины классификатора $v_к$ = 5,5 м/с

В процессе измельчения рабочие тела изнашиваются, причем величина износа зависит как от физико-химических свойств измельчаемого продута и мелющих тел, так и от технологических параметров мельницы. Поэтому дополнительно при помоле полимеризационных ионитов была проведена оценка величины намола шаров различных диаметров. Результаты представлены в таблице 1.

Таблица 1 – Намол шаров после измельчения 100 кг ионитов

Диаметр шаров, мм	Материал мелющих тел	Масса до измельчения, кг	Масса после измельчения, кг	Намол шаров, кг		Процент износа шаров, %	
				на 100 кг	на 1000 кг	на 100 кг	на 1000 кг
2,8	ШХ15	3,490	3,412	0,078	0,780	2,235	22,350
6,0		3,400	3,352	0,048	0,480	1,142	11,420
12,0		3,600	3,578	0,022	0,220	0,611	6,110
18,0		3,586	3,577	0,009	0,090	0,250	2,500

Из таблицы 1 видно, что чем меньше диаметр мелющих тел, тем выше величина их намола. Это объясняется тем, что при истирающем виде воздействия на материал с уменьшением размеров шаров сокращается объем пустот. При этом увеличивается поверхность контакта мелющих тел с материалом, в результате чего происходит более интенсивный износ шаров.

Таким образом, полученные результаты позволили оценить эффективность процесса измельчения полимеризационных ионитов в вертикальной центробежной мельнице.

Из проведенных экспериментов можно сделать вывод, что ионит представляет собой довольно трудно измельчаемый материал. В центробежно-шаровой мельнице можно реализовать только предварительный помол, первую стадию, причем с обязательной подсушкой исходного продукта. Для более тонкого помола необходим поиск более эффективного способа помола и помольного агрегата, возможно основанного на каком-либо разрушающем физическом эффекте.

Список использованных источников

1 Амфлетт, Ч. Неорганические иониты / Ч. Амфлетт. − М.: Мир, 1966. − 189 с.

2 Гельферих, Ф. Иониты. Основы ионного обмена / Ф. Гельферих. − М.: Мир, 1962. − 492 с.

3 Боровский, Д.Н. Исследование процесса помола в центробежно-шаровой мельнице / Д.Н. Боровский, П.Е. Вайтехович, Д.В. Семененко // Новейшие достижения в области импортозамещения в химической промышленности и производстве строительных материалов: материалы междунар. н-т напр, Минск, 25-27 ноября 2009 г.: в 2 ч. / УО «БГТУ»; редкол.: Жарский И.М. [и др.] – Минск: БГТУ, 2009. – С. 309-313.

4 Вайтехович, П. Е. Перспективы и пути развития шарового измельчения в химической промышленности / П. Е. Вайтехович, Д. В. Семененко, Д. Н. Боровский, В. И. Козловский // МНТК «Проблемы и инновационные решения в химической технологии» «ПИРХТ-2013», Воронеж, 1-3 октября 2013 г. / ФГБОУ ВПО «ВГУИТ». − Воронеж: ВГУИТ, 2013. − С. 232−234.

5 Боровский, Д. Н. Измельчение материалов в вертикальной центробежно-шаровой мельнице с классификационной камерой / Д. Н. Боровский, П. Е. Вайтехович // Вестник ПГУ. Сер. В, Промышленность. Прикладные науки. − 2013. − №3. − С. 135−138.

УДК 551.491.48; 543.3

Ю.Г. Янута, вед. науч. сотр., канд. техн. наук;
А.М. Абрамец, вед. науч. сотр., канд. техн. наук
Институт природопользования НАН Беларуси, г. Минск, Беларусь

ОСОБЕННОСТИ СТРОЕНИЯ ВОДОРАСТВОРИМЫХ ГУМИНОВЫХ ВЕЩЕСТВ ПОДЗЕМНЫХ И ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД

Гуминовые соединения (ГС) наиболее распространенные природные органические вещества на Земле. Они представляют собой продукты превращения органических веществ в биосфере. По некоторым данным более 60 % органического углерода на нашей

планете находится в форме ГС. Их содержание в разных компонентах биосферы различно. К примеру, более 90 % органической массы каменного угля некоторых месторождений представлено ГС. С химической точки зрения ГС весьма реакционноспособны. В своей структуре они содержат как гидрофильные так и липофильные фрагменты. Гидрофильные группы представлены кислородсодержащими (карбоксильными, гидроксильными и др.), азотсодержащими (аминогруппы, азо- , диазо- и др.) и другими функциональными группами [1]. Общепринято классифицировать ГС по их растворимости в кислых и щелочных водных средах на гумин – соединения нерастворимые ни в щелочной ни в кислой средах, гуминовые кислоты (ГК) – соединения растворимые в щелочной и кислой среде до pH 2, и фульвокислоты (ФК) – соединения растворимые во всем диапазоне pH [2]. При исследовании водорастворимых ГС (ВГС) мы имеем ввиду фракцию ГК растворимую в воде, а также ФК.

Высокая реакционная способность, дисперсность ВГС, а также низкая концентрация в водах вызывает сложности их определения. В литературе данные об особенностях строения водорастворимых ВГС различны. В этой связи, целью нашей работы являлось выявление специфики строения ВГС выделенных из поверхностных и подземных вод.

При миграции через линзы каустобиолитов, подземные воды насыщаются ВГС, высокая лабильность которых вызывает сложности, как с их количественным определением в водной среде, так и их удалением из нее.

ВГС были выделены из поверхностных вод ненарушенного верхового болота «Туршевка-Чертово» и подземных вод. Выделение ВГС осуществляли постадийно. На первом этапе удаляли взвешенные вещества фильтрованием, после чего ВГС концентрировали вымораживанием с формированием однонаправленного фронта фазовых переходов «жидкость–лед». Полученный концентрат упаривали на роторном испарителе при 60 ^{o}C, и досушивали в сушильном шкафу при температуре 50 ^{o}C. Подготовку анионообменного материала: диэтиламиноэтилцеллюлозы (ДЭАЭЦ) осуществляли путем перевода его в OH-форму по методу, изложенному в [3].

Разделение ВГС на ФК и водорастворимые ГК осуществляли поэтапно: на первом этапе отделяли взвешенные вещества фильтрованием, затем фильтрат подкисляли 1,0 н HCl до pH 2. Кислый фильтрат выдерживали в течение 24 часов при периодическом контроле pH раствора. Затем из раствора извлекали водорастворимые ГК центрифугированием на центрифуге Sigma 4-16 KS при следующих параметрах: время разделения – 10 минут, частота вращения ротора – 12000 об$^{-1}$, температура – 20 ^{o}C, т.е. водорастворимые ГК переходили в осадок, а в растворе оставались ФК.

ИК-спектры образцов регистрировали на автоматизированном комплексе на основе спектрофотометра Specord M-80 и ПЭВМ IBM в диапазоне от 4000 до 400 см$^{-1}$. Образцы для исследования готовили по стандартной методике запрессовки с KBr. Концентрация анализи-руемого вещества в таблетке составляла 0,5-1,5 %.

Спектры ЭПР регистрировали на радиоспектрометре РЭ-1301, снабженном источником повышенной СВЧ-мощности (50 мВт), в атмосфере воздуха при комнатной температуре. Сигналы органических парамагнитных центров (ПМЦ) записывали при низком и высоком уровнях СВЧ-мощности: 0,1 и 50 мВт соответственно. Ширину и значение g-фактора определяли по компонентам сверхтонкой структуры иона Mn^{2+}. В качестве эталона концентрации ПМЦ использован образец витринита.

Содержание ВГС в растворах определяли с использованием колориметрического метода, при длине волны 440 нм в кювете с длиной оптического пути 10 мм. Общее содержание ВГС в воде, а также интервал отбора проб представлен в таблице 1.

ВГС образуют устойчивые соединения с матрицей анионообменного материала по фронту фильтрации не более 5 см от поверхности ДЭАЭЦ. Образующийся при этом фронт является устойчивым, а последующее элюирование дистиллированной водой не приводит к перемещению (разрыву) фронта в колонке.

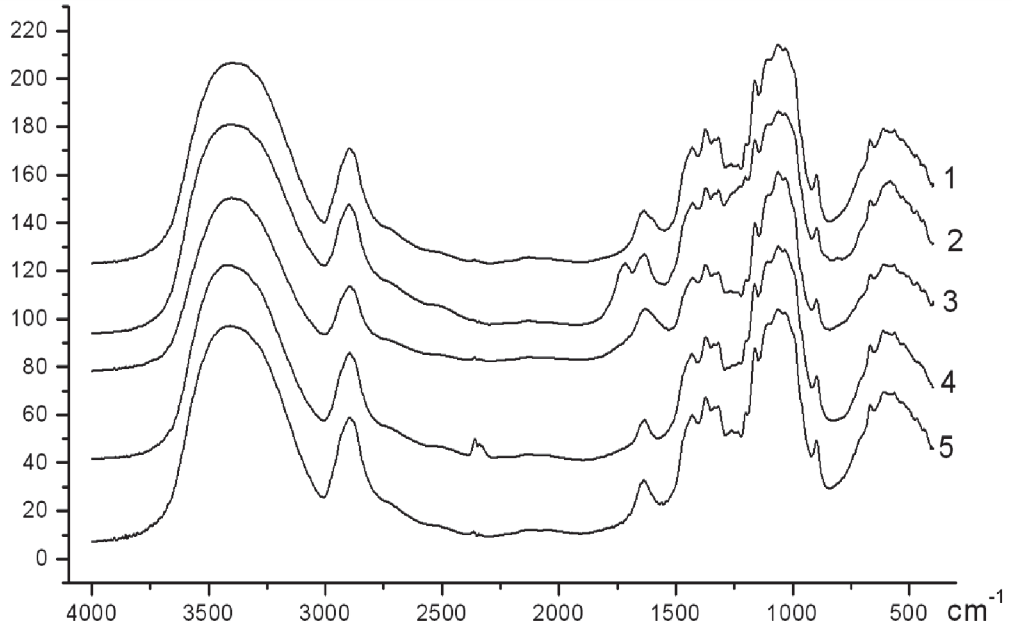
Особенности взаимодействия ВГС с матрицей анионообменного материала оценивали путем определения устойчивости полученного комплекса к воздействию разных факто-

ров. Авторы [3] регенерацию ДЭАЭЦ рекомендуют проводить с использованием последовательной обработки 0,5 н NaOH → H_2SO_4→ NaOH. Установлено, что данный способ позволяет удалить более 92 % от количества сорбированных ионообменным материалом ВГС из поверхностных вод. При исследовании ВГС подземных вод, данная цифра составляет около 80 % и существенно зависит от глубины отбора вод.

Таблица 1 – Глубина отбора образцов воды и общее содержание в них ВГС

№ образца	Глубина отбора проб, м	Концентрация ГС, мг/л
1	191,2-202,0	32,1
2	220,0-230,0	30,6
3	250-262	29,8
4	поверхностные воды	97,7

На рисунке представлены данные ИК-спектроскопии образцов комплекса ВГС с анионитом обработанного разными способами.



1 – комплекс, обработанный 0,5 н NaOH; 2 – комплекс, обработанный 0,5 н H_2SO_4; 3 – комплекс без обработки; 4 – ДЭАЭЦ обработанная 0,5 н H_2SO_4; 5 – ДЭАЭЦ обработанная 0,5 н NaOH

Рисунок – ИК-спектры комплекса ВГС с ДЭАЭЦ, обработанного разными способами

Из полученных данных видно, что при обработке комплекса 0,5 н H_2SO_4 (кривая 2) на спектре появляется пик с максимумом при 1720 $см^{-1}$. Данный максимум обусловлен валентными колебаниями связи C=O кислот; плечо на 1770 $см^{-1}$. Отсутствие этого сигнала на других спектрах свидетельствует о присутствии в комплексе карбоксильных групп в виде карбоксилат-ионов. Таким образом, метод последовательной обработки позволяет разделить компоненты ВГС, связанные с катионами железа, и свободные от них, однако не обеспечивает полного извлечения ВГС, т.к. часть их прочно связана с анионообменным материалом, что не позволяет данным методом полностью извлечь ВГС. При этом, ИК-спектроскопия не позволяет количественно оценить содержание ВГС связанные с анионообменным материалом. Возможно лишь качественно идентифицировать наличие ВГС в структуре комплекса при его обработке кислотой.

Изучение комплексов ДЭАЭЦ с ФК, выделенными из поверхностных (вода верхового торфяного месторождения «Туршевка-Чертово») и подземных вод (глубина отбора 220,0-230,0 м) показало, что комплексы ФК подземных вод содержат в своем составе меньше алифатических фрагментов, по сравнению с ФК поверхностных вод. Аналогичная закономерность прослеживается и для ВГК. Данный факт связан с различной «зрелостью», т.е. метоморфизмом каустобиолитов, что согласуется с данными [1].

Высокая чувствительность метода ЭПР, а также «прозрачность» ДЭАЭЦ создала предпосылки идентификации ВГС с последующим количественным определением данных материалов. ЭПР-сигнал для ВГС имеет следующие параметры: ΔН0,1 мВт =7,0 Гс; ΔН50 мВт, = 7,4 Гс; g0,1мВт = 2,0031; g10 мВт = 20034; А/А0 = 1,4. Данные характеристики не свойственны для гуминовых веществ торфа. В образцах комплекса ЭПР-сигнал не регистрировался, что может означать отсутствие больших систем полисопряжения как для ФК выделенных из поверхностных, так и из подземных вод. Следует отметить, что полученные данные несколько расходятся с данными о структурных особенностях ФК приведенных в ряде работ [1, 2], в которых указывается, что ФК, в отличие от ГК, обладают более конденсированной структурой. Можно констатировать, что применение ЭПР-спектроскопия не может быть использовано как для целей качественной идентификации, так и количественного определения содержания ВГС в комплексе с анионообменным материалом.

Высокая реакционная способность ВГС приводит к присутствию в них различных катионов. Изучение содержания железа в ВГС осуществляли по методу изложенному в [3]. Содержание свободных, связанных ГС, а также связанного железа представлено в таблице 2.

Таблица 2 – Формы нахождения ГС в воде

№ образца	Содержание ГС, мг/л		Концентрация Fe^{3+}, мг/л
	свободных	связанных	
1	30,0	2,1	0,31
2	26,3	4,5	0,39
3	16,8	13,0	0,52
4	96,4	1,3	0,12

Следует отметить, что качественная реакция с роданидом калия на ионы железа в исходных пробах дала отрицательный результат, а это одназначно свидетельствует о высокой степени комплексообразования катионов железа с ВГС. Полученные результаты позволяют сделать вывод, что увеличение глубины отбора, ведет к росту содержания в них катионов железа. При этом пока не вполне ясна причина данного явления. Связано это может быть, как с повышением реакционной способности ВГС, так и с отсутствием катионов железа в среде которая фильтрует воду, содержащую ВГС.

Таким образом исследованиями установлено, что как ФК- так и ВГК не содержат в своем составе высококонденсированные ароматические фрагменты, которые могут быть использованы для их детектирования методом ЭПР-спектроскопии.

Показано также, что как ФК, так и ВГК подземных вод содержат в своем составе меньше алифатических фрагментов по сравнению с ВГС выделенными из поверхностных вод.

Список использованных источников

1 Горовая, А.И. Гуминовые вещества. Строение, функции, механизм действия, протекторные свойства, экологическая роль / А.И. Горовая, Д.С. Орлов, О.В. Щербенко; под ред. И.И. Лиштвана. Киев: Наукова думка, 1995.

2 Попов, А.И. Гуминовые вещества: свойства, строение, образование / А.И. Попов. СПб.: Изд-во С.-Петерб. гос. ун-т., 2004.

3 Кирюхин В.К. Определение органических веществ в подземных водах / В.К. Кирюхин, С.Г. Мелькановицкая, В.М. Швец. – Москва: Недра, 1976. – 189 с.

УДК 628.16

А.Д. Воробьев[1]; О.Б. Дормешкин[1]; И.В. Шестак[2]; П.Д. Воробьев[2]
[1]Белорусский государственный технологический университет, г. Минск, Беларусь
[2]Институт общей и неорганической химии НАН Беларуси, г. Минск, Беларусь

ИНГИБИРОВАНИЕ ОСАДКООБРАЗОВАНИЯ В ВОДООБОРОТНЫХ СИСТЕМАХ В ПРИСУТСТВИИ ОРГАНИЧЕСКИХ ДОБАВОК

Вопросы влияния различных факторов на кристаллизацию неорганических солей в водных растворах являются предметом постоянных научных исследований. Это обусловлено широким распространением процессов образования и роста кристаллов в природе, возможностью получения новых материалов, а также необходимостью регулирования кристаллизации неорганических солей в технологиях обогащения минеральных руд, стабилизационной обработки оборотной воды в системах химических, нефтехимических предприятий и энергетики. Несмотря на значительные достижения и интересные результаты в области исследования кристаллизации карбоната кальция [1], вопросы влияния на данный процесс добавок различной природы и pH остаются малоизученными. Научный интерес в данном случае стимулируется как необходимостью получения новых соединений кальция определенного строения и состава, так и актуальностью решения проблемы предотвращения или ингибирования кристаллизации карбоната кальция при стабилизационной обработке воды.

В настоящей работе изложены результаты исследования кристаллизации карбоната кальция в присутствии неорганических солей магния в области pH от 7,5 до 9,5, а также водорастворимых полимеров, содержащих карбоксильные (полиакриловая кислота в виде натриевой соли - ПА) и гидроксильные (полиэтиленгликоль - ПЭГ) функциональные группы с различной молекулярной массой, позволяющие оценить влияние различных факторов на полиморфный состав и свойства осадка карбоната кальция, расширить представление омеханизме кристаллизации неорганических солей и использовать полученные данные на практике.

Кристаллические осадки исследовали методами рентгенофазового анализа (РФА) и ИК спектроскопии. ИК спектры поглощения образцов снимали на инфракрасном Фурье спектрометре «Protйgй 460» (Nicolet). Идентификацию кристаллических фаз осадков проводили методом РФА на дифрактометре DRON-3 с использованием программного пакета «WinXpow» и базы рентгенографических порош-ковых стандартов «JCPDS PDF2».

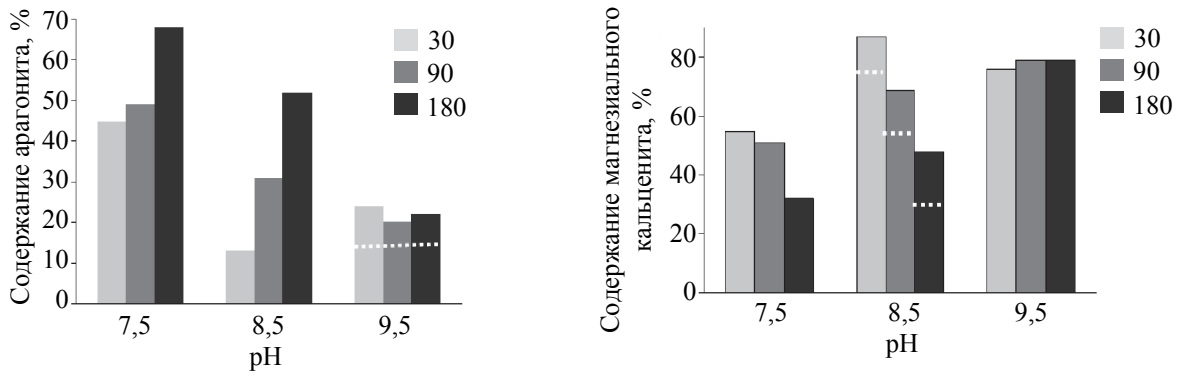
Поверхность и структуру образцов карбонатных осадков исследовали на сканирующем электронном микроскопе с низковакуумным режимом работы JSM-5610 6 LV (Япония).

Известно, что карбонат кальция представлен тремя основными полиморфными модификациями: кальцит, арагонит и ватерит. Кальцит и арагонит имеют один и тот же состав, однако атомы в этих минералах распределены различным образом, в результате чего арагонит примерно в десять раз более растворим, чем кальцит. Кальцит является наиболее стабильной полиморфной модификацией карбоната кальция, образует правильные кристаллы различной формы: призматической, пластинчатой, ромбоэдрической и др. [2].

По данным РФА, основными полиморфными модификациями карбоната кальция при t=80 °С в присутствии магния являются арагонит и магнезиальный кальцит. С увеличением продолжительности термообработки от 30 до 180 мин содержание кристаллической фазы арагонита повышается в 1,5 раза при pH 7 и в 4 раза при pH 8,5 (рисунок 1а). Это обусловлено увеличением содержания карбонат-ионов в растворе с ростом pH вследствие практически полной диссоциации ионов $(HCO_3)^-$ при pH 9,5 и более высокой скоростью их кристаллизации по сравнению с бикарбонат-ионами.

Содержание магнезиального кальцита увеличивается с ростом pH, уменьшается с увеличением времени кристаллизации при pH 7,5 и 8,5 и практически не меняется при pH 9,5 (рисунок 1б).

Кристаллическая фаза арагонита при высоком значении pH (9,5) дополнена гидроксилсодержащими соединениями кальция, в частности, $Ca_3(CO_3)_2(OH)_2 \cdot H_2O$, фаза магнезиального кальцита при pH 8,5 – полиморфной модификацией периклаза (MgO), что отмечено на рисунке 1 пунктирными линиями.



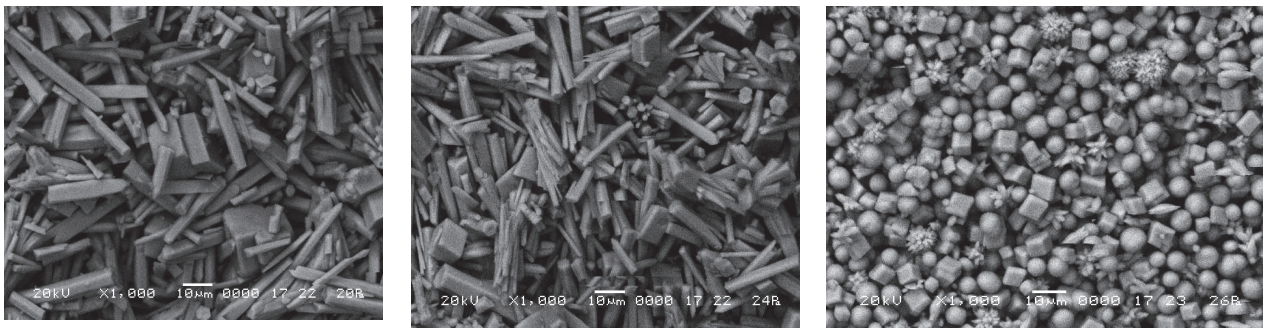
а б

Рисунок 1 – Фазовый состав карбоната кальция в зависимости от времени осаждения и pH

По мере повышения pH с увеличением концентрации CO_3^{2-} вследствие диссоциации $(HCO_3)^-$ соотношение Ca^{2+}/CO_3^{2-} приближается к стехиометрическому, соответственно, скорость зародышеобразования увеличивается, а скорость роста кристаллов снижается [6], что в нашем случае проявляется в изменении формы и уменьшении размеров кристаллов, сформированных при pH 9,5 (рисунок 2).

Из рисунка 2 видно, что при pH 7 и 8,5 в осадке присутствует вытянутые игольчатые кристаллы арагонита. В образце, полученном при pH 9,5, фаза арагонита не просматривается, тогда как хорошо видны более мелкие кристаллы кубической и шарообразной формы, вероятно, представляющие собой магнезиальный кальцит.

Полиморфный состав осажденного в присутствии ионов магния карбоната кальция обусловлен способностью магния сорбироваться на отрицательно заряженных участках поверхности образовавшихся кристаллов, изоморфно замещая кальций в его кристаллической решетке с образованием магнезиального кальцита [3]. Термодинамическая стабильность последнего определяется соотношением ионов Mg^{2+} и Ca^{2+} и при определенных условиях способствует осаждению арагонита как наиболее термодинамическистабильной фазы. Это обусловлено тем, что с ростом температуры растворимость кальцита увеличивается быстрее, чем арагонита, и кристаллы карбоната кальция в форме арагонита имеют меньшую растворимость, чем кальцита. Влияние магния проявляется в изоморфном замещении ионов Ca^{2+} в гексагональной кристаллической решетке кальцита, что приводит к изменению скорости роста и формы кристаллов [4].



а б в

Рисунок 2 – Изображение осадка карбоната кальция, полученного при pH 7,5 (а); 8,5 (б); 9,5 (в) (увеличение 1000 раз)

Для объективной оценки влияния добавок на кристаллизацию карбонатов кальция и фазовый состав образующегося осадка с точки зрения изменения структуры карбонат-ионов в работе использован метод ИК спектроскопии. Как видно из рисунке 3, полоса карбонатного поглощения имеет сложную природу, ее контур формируется в результате наложения нескольких близко расположенных конформационно-чувствительных полос, что вызывает необходимость применения методов разделения спектрального профиля на индивидуальные полосы.

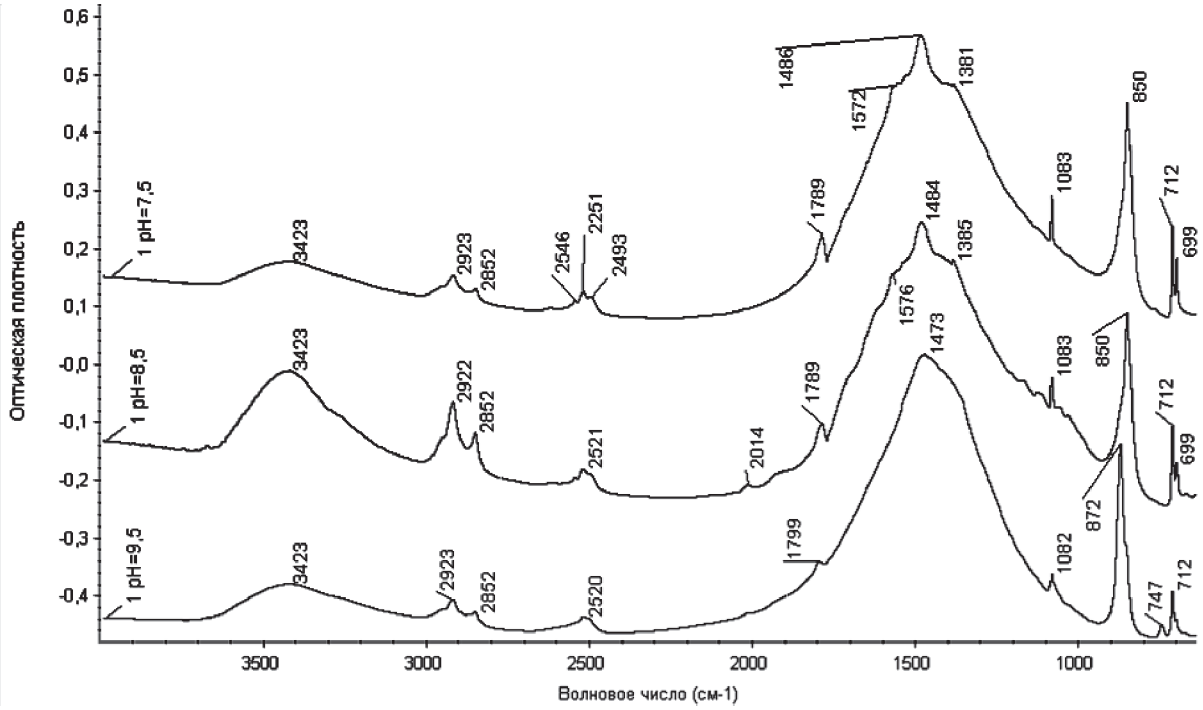


Рисунок 3 – ИК спектры осадка карбоната кальция, полученного в присутствии магния при значениях pH 7,5 (1); 8,5 (2); 9,5 (3)

Для выделения отдельных полос с помощью программного обеспечения Origin 7,5 было проведено разложение перекрытых спектральных кривых области 2200–1000 см-1 на лоренцевы компоненты. Оптимизация параметров разложенных индивидуальных полос при фиксированном положении их максимумов проводилась с использованием коэффициента корреляции R2, позволяющего судить о допустимой степени точности. Спектральные характеристики индивидуальных полос были использованы для построения спектральных моделей.

Уменьшение числа лоренцевых компонент свидетельствует о снижении скорости кристаллизации карбонатов при повышении pH. В связи с тем, что этот процесс сопровождается увеличением скорости зародышеобразования, в системе образуется большое количество зародышей, которые или снова растворяются, или начинают расти с участием ионов магния и кальция, образуя мелкие кристаллы магнезиального кальцита. В растворах магниевых солей в результате гидролиза происходит образование окиси и гидроокиси магния. Выделившиеся в твердую фазу соединения магния, адсорбируясь на частицах карбоната кальция, задерживают их рост.

Полученные данные согласуются с данными в [5] об ингибировании кристаллизации магнием и увеличении индукционного периода образования карбоната кальция. В исследуемой системе в присутствии магния рост кристаллов карбоната кальция замедляется и полиморфная модификация магнезиального кальцита менее стабильна по сравнению с моносоединением кальция – арагонитом.

Таким образом, кристаллизация карбоната кальция при температуре 80 °С в присутствии ионов магния в соотношениях, близких к содержанию в природной пресной воде,

приводит к образованию магнезиального кальцита переменного состава и арагонита, который в исследуемых условиях является термодинамически наиболее устойчивой фазой. Как показали результаты выполненных исследований, по мере повышения pH от 7 до 9,5 количество арагонита в карбонате кальция уменьшается от 68 до 15 % и увеличивается доля магнезиального кальцита от 32 до 76 % (таблица).

Таблица – Фазовый состав осадка, полученного в присутствии полимеров при различных значениях pH (3 ч)

pH	Контроль	$ПА_{5000}$	$ПЭГ_{2000}$	ПА+ПЭГ
	Фазовый состав, % аморфная фаза / магнезиальный кальцит / арагонит			
7,0	0/32/68	0/55/45	0/48/52	0/100/0
8,5	0/48/52	0/80/20	0/50/50	0/96/4
9,5	10/76/15	18 (В)*/64/18	10/89/1	2/98/0

* В – ватерит

Данные, приведенные в таблице, свидетельствуют о том, что присутствие ПЭГ или ПА при кристаллизации оказывает существенное влияние на полиморфный состав осадка. Введение полимеров при pH 7,0 и 8,5 приводит к росту содержания магнезиального кальцита и уменьшению количества фазы арагонита. С ростом pH до 9,5 и увеличением содержания карбонат-ионов в растворе интенсивность образования и скорость роста кристаллов возрастает. В таких условиях процесс кристаллизации протекает очень быстро, что приводит к формированию и сохранению в растворе наряду с магнезиальным кальцитом и арагонитом аморфных фаз – $Ca_3(CO_3)_2(OH)_2 \cdot H_2O$, а в случае ПА – ватерита (таблица).

Наблюдаемые изменения структуры осадка и морфологии кристаллов, образованных в присутствии композиции ПАК+ПЭГ, по сравнению с индивидуальными компонентами объясняется их совместным влиянием на механизм кристаллизации карбоната кальция.При взаимодействии кислородных атомов карбонатной группы с окружающими их атомами (например, ионами натрия, магния, гидроксильными группами ПЭГ, карбоксильными группами ПА), связи С–О перестают быть эквивалентными. Нарушение эквивалентности вследствие изменения углов и длин связей приводит к деформации карбонат-иона, что находит отражение в ИК спектре и может быть определено по изменению числа лоренцевых компонент n спектрального профиля: чем больше искажение спектрального профиля и числа n, тем больше нарушение кристаллической структуры и возникновение структурных дефектов в кристаллах.

В присутствии композиции ПАК+ПЭГ в спектрах карбонатных осадков увеличивается интенсивность полосы поглощения, характерной для органических карбонатов (1780 $см^{-1}$), что свидетельствует об участии полимеров (ПА и ПЭГ) в формировании кристаллических осадков карбонатов. ПА благодаря взаимодействию карбоксильной группы с катионом встраивается в кристаллическую решетку, искажая и замедляя формирование кристаллов.ПЭГ вносит существенный вклад в изменение формы карбонат-иона, что показал анализ ИК спектров осадка карбоната, полученного в присутствии данного полимера. Установлено, что для осадков, полученных в присутствии ПЭГ, характерно наличие полос поглощения так называемой бидентатно-хелатной формы карбонатов. Осадок такой формы образуется вследствие образования координационных соединений с участием неподеленных электронных пар кислорода гидроксильных групп ПЭГ.

Таким образом, кристаллизация карбоната кальция при температуре 80 °С в присутствии ионов магния в соотношениях, близких к содержанию в природной пресной воде, приводит к образованию магнезиального кальцита переменного состава и арагонита, который в исследуемых условиях является термодинамически наиболее устойчивой фазой.

С ростом pH от 7 до 9,5 и увеличением содержания карбонат-ионов в растворе интенсивность образования и скорость роста кристаллов возрастает. Присутствие магния

приводит к снижению скорости кристаллизации и увеличению скорости образования зародышей кристаллов, которые растут с участием ионов магния и кальция, образуя мелкие кристаллы магнезиального кальцита. Влияние магния проявляется в изоморфном замещении ионов кальция в кристаллической решетке кальцита, что приводит к изменению скорости роста и формы кристаллов.В присутствии полимерной композиции осадок карбонатов образуется практически полностью в наименее стабильной форме магнезиального кальцита, что, вероятно, связано со способностью рассматриваемых органических полимерных соединений встраиваться в кристаллическую решетку, ограничивая участие молекул $CaCO_3$ в формировании кристаллов.

Список использованных источников

1 Hounslow M. J., Mumtaz H. S., Collier A. P., Barrick J. P., Bramley A. S. // Chemical Engineering Science. 2001. V. 56. P. 2543 – 2552.

2 Ридер Р.Д. Карбонаты: минералогия и химия. М.:Мир, 1987. 494 с.

3 Chena T., Neville A., Yuan M. // J. Cryst. Growth. 2005. V. 275. P. 1341–1347.

4 Wei H., Shena Q., Zhao Y., Wanga D., Xu D. // J. Cryst. Growth. 2003. V. 250. P. 516-524.

5 Loste E., Wilson R. Seshadri R., Meldrum F. // J. Cryst. Growth. 2003. V. 254. P. 206–218.

УДК 504.064.4:628.3

Е.В. Гапанович, науч. сотр., канд. техн. наук;
О.Г. Савич-Шемет, науч. сотр., канд. геогр. наук; Ю.П. Анцух, мл. науч. сотр.;
Е.В. Лаптик, стажер, мл. науч. сотр.
Институт природопользования НАН Беларуси, г. Минск, Беларусь

ОСОБЕННОСТИ РАЗВИТИЯ СИСТЕМЫ ДОЖДЕВОЙ КАНАЛИЗАЦИИ Г. МИНСКА

Введение. Поверхностный (дождевой, талый) сток, формирующийся на урбанизированной территории, является значимым фактором загрязнения поверхностных водных объектов. В современных условиях интенсивного градостроительного развития крупных городов, его химический состав и уровень загрязнения определяется комплексом взаимосвязанных факторов: соотношением площадей различных функциональных зон, с тенденцией расширения жилых зон с высокой плотностью застройки; интенсивным развитием городской транспортной инфраструктуры на фоне видимого прироста парка личного автотранспорта; увеличением водонепроницаемых поверхностей, обуславливающих изменение водного баланса территории [1-3].

Организация отведения поверхностного стока с территории большого города путем создания системы дождевой канализации является сложной и многогранной задачей, для решения которой требуется всесторонний анализ условий и закономерностей формирования поверхностного стока с территории города, поиска путей достижения нормативного качества его очистки и др.

Структура водоотводящей системы дождевого стока г. Минска. Отведение поверхностных сточных вод с территории г. Минска осуществляется по раздельной схеме канализирования городской территории, реализуется на основе самотечного принципа транспортирования водных потоков с использованием уклонов рельефа – наследуя ложбины стока и поймы малых рек – притоков р. Свислочь (рр. Лошицы, Мышки, Немиги, Переспы, Дражни и др.) и непосредственно р. Свислочь.

В связи с этим структуру водоотводящей системы дождевого стока можно рассматривать как систему коллекторно-речной сети, состоящей как из природных, так и инженерных элементов, которыми являются:

– собственно, городские системы дождевой канализации;

– малые реки, частично или полностью заключенные в коллектор;

– очистные сооружения в устьевой части коллекторов;

– водоприемники сточных вод – поверхностные водные объекты.

Основные направления развития дождевой канализации г. Минска тесно увязаны с градостроительными условиями (элементы водного благоустройства) и водохозяйственными вопросами (сбор, транспортирование, очистка поверхностного стока, поступление в водоприемник).

Принципиальные положения схемы дождевой канализации г. Минска, разработанные в 70-х годах прошлого века, кардинально отличаются от принятых в странах Западной Европы схем отведения и очистки поверхностного стока. Схема дождевой канализации г. Минска, основанная на принципе централизации, построена на локализации и сведении потоков поверхностных сточных вод с водосборных площадей в магистральный коллектор с целью последующей очистки в замыкающем створе перед выпуском в поверхностный водный объект.

При отведении поверхностного стока в водный объект приоритетными показателями являются содержание взвешенных веществ и нефтепродуктов, иммобилизованных на грубодисперсных примесях или присутствующих в свободном состоянии (в виде пленки), в эмульгированном или растворенном виде [3].

В основу работы функционирующих в настоящее время очистных сооружений поверхностного стока основных коллекторов дождевой канализации г. Минска положен механических способ очистки, включающий, как правило, отстаивание, фильтрование через различные загрузки из природных и синтетических материалов [1].

В последнее десятилетие наблюдается повышение интенсивности градостроительного освоения территорий г. Минска, возникают несоответствия между изменившимися условиями формирования поверхностного стока, и возможностью его отведения и очистки на построенных в ряде случаев, более 70 лет назад в замыкающем створе магистральных дождевых коллекторов очистных сооружениях. В связи с этим, назрела необходимость поиска подходов к разработке концепции схемы отведения поверхностного стока г. Минска, проведения глубокого научного анализа особенностей формирования дождевого стока с учетом разнообразия стокообразующих факторов в пределах городской территории, характера выпадения, накопления и перераспределения атмосферных осадков в площадном и временном разрезах.

Особенности системы дождевой канализации дождевого стока г. Минска в современных условиях. Функционирование в целом системы дождевой канализации города, эффективность работы очистных сооружений в замыкающем створе дождевого коллектора, обусловлена преимущественно количественными и качественными параметрами поверхностных сточных вод, формируемых в водосборном бассейне каждого коллектора.

Объемы поверхностного стока, формирующегося на территории бассейнов стока, напрямую зависят от площади водосборного бассейна главного коллектора, количества и неравномерности в площадном и временном разрезах выпавших осадков.

Качество поверхностного стока в целом по бассейну определяется функциональным использованием его территории (жилая, общественная, производственная, специального назначения транспортная), наличием инженерного благоустройства, уровнем технического обслуживания водоотводящих сетей, присутствием диффузионных источников поступления загрязняющих веществ.

Размер водосборной площади является значимым фактором, определяющим возможность очистки поверхностных сточных вод с использованием механического способа (создании больших аккумулирующих емкостей).

На территории г. Минска выделено 26 водосборных бассейнов, дождевых коллекторов, наследующих в различной степени естественную сеть тальвегов высокой концентрации поверхностного стока и водотоков, что отражает современную структуру схемы дождевой канализации города.

Площади водосборов городской системы дождевых коллекторов, замыкаемые очистными сооружениями, изменяются от 0,23 км^2 (водосбор с очистных сооружений квартала в

границах улиц Козыревская-Солнечная-Любаво-Роменская) до 90,7 км^2 (водосбор очистных сооружений пруда-регулятора по ул. Инженерной).

Наибольший размер имеет водосбор очистных сооружений пруда-регулятора по ул. Инженерной, его площадь составляет порядка 37 % водосборной площади города (т.е. охватывает ~ 1/3 его территории).

Длина водосборов дождевых коллекторов системы дождевой канализации г. Минска изменяется ориентировочно от 0,23 км (водосбор квартала в границах улиц Козыревская-Солнечная-Любаво-Роменская) до 19,2 км (водосбор очистных сооружений пруда-регулятора по ул. Инженерной). Ряд водосборов коллекторов («Центр», «Запад», «Слепянка» и «Дражня») имеют вытянутую в плане форму и наибольшую протяженность: 15; 10; 19,2 км соответственно. Для этих водосборов существенное значение при формировании параметров поверхностного стока в количественном отношении имеет мозаичность выпадения атмосферных осадков, в качественном – усреднение качества поверхностного стока, с потерей смысла «первой», самой загрязненной порции дождя, и времени его «добегания» до очистных сооружений.

Комплексный анализ геометрических характеристик водосборов основных дождевых коллекторов (магистральных) в современных условиях выявил видимую диспропорцию размеров водосборной площади, обуславливающей объем формируемого стока и возможности его аккумуляции и очистки на существующих очистных сооружениях механической очистки отстойного типа.

Среднегодовой объем поверхностного стока, формируемого на территории г. Минска и поступающего в сети дождевой канализации и на очистные сооружения составляет порядка 85,3 тыс.м^3. Из них ~ 74 % отводится магистральными коллекторами:

– «Слепянка», «Дражня» – 38 %;

– «Запад», «Юго-Запад» – 19 %;

– «Центр» – 12 %;

– «Комаровский» – 5 %.

В площадном распределении функциональных зон по бассейнам стока большинства коллекторов в настоящее время превалируют жилые территории, и составляютпо отдельным коллекторам до 81,5 % от площади водосбора коллектора. Размер промышленных территорий сопоставим с размером транспортных зон и составляет в среднем 20 - 25 %.

Установлено, в настоящее время наблюдается тенденция увеличения и преобладания в разрезе городских территорий удельного веса водонепроницаемых площадей над открытыми пространствами, зелеными зонами, газонами.

Анализ эффективности работы очистных сооружений, устроенных на выпусках дождевых коллекторов г. Минска, оцениваемой по динамике качества поверхностных сточных вод на выпуске в поверхностный водный объект, позволил выделить ряд ключевых аспектов, определяющих изменение условий формирования, устанавливающих возможностьэффективной очистки поверхностного стока в существующих условиях:

– увеличение водосборной площади магистральных дождевых коллекторов, с перераспределением функционального использования территории в пределах локальных бассейнов стока;

– значительное увеличение протяженности магистральных коллекторов, не позволяющее обеспечить при очистке на очистных сооружениях перераспределение объемов, выделение первой, наиболее загрязненной части дождевого стока;

– изменение климатических факторов формирования поверхностного стока: времени наступления и продолжительностью периодов оттепелей в зимний период,наложение в одном временном периоде весеннего половодья и выпадения осадков в виде дождя.

Таким образом, с учетом особенностей функционирования системы водоотведения и очистки поверхностного стока с территории г. Минска, предложены принципиальные направления развития схемы дождевой канализации городав изменяющихся условияхформирования количественных и качественных параметров поверхностного стокана водосборной площади:

– реализация бассейнового подхода в работе коллекторов дождевой канализации как основного принципа управления водным хозяйством г. Минска в части отведения поверхностных сточных вод,что позволит уйти от принципа централизации отведения поверхностных сточных вод, в том числе на локальном уровне территорий нового градостроительного освоения;

– создание административной структуры бассейнового управления основныхколлекторов, с целью реализации принципа рационального использования водных ресурсов, целевого распределения материальных ресурсов с персонализацией ответственности за эффективность работы элементов системы дождевой канализации;

– оптимизация водосборных площадей существующих дождевых коллекторов с точки зрения возможности выделения и аккумуляции первой порции дождя (децентрализация системы дождевой канализации, уход от принципа сведения потоков поверхностных сточных вод в один магистральный коллектор). Большие размеры водосборных площадей коллекторов обуславливают усреднение стока по мере поступления его к очистным сооружениям, при этом теряет смысл понятие «первой» порции дождя. Ситуация усугубляется, если учесть мозаичность выпадения дождя по территории города;

– обеспечение систематического контроля за соблюдением промышленными субъектами установленных требований к составу и допустимым концентрациям загрязняющих веществ в сбрасываемых с их территорий в городские сети дождевой канализации г. Минска поверхностных и нормативно чистых (очищенных) производственных сточных водах;

– установление дифференцированного (повышающего) тарифа на услуги канализации при наличии в сбрасываемых поверхностных и нормативно чистых (очищенных) сточных водах загрязняющих веществ, превышающих допустимые концентрации, с целью стимулирования предприятиями рассмотрения вопросов строительства или реконструкции существующих локальных очистных сооружений для достижения более высокой степени очистки поверхностных сточных вод;

– внедрение автоматической системы мониторинга качества поверхностных сточных вод (автоматические датчики контроля) системы дождевой канализации города для усиления ведомственного контроля.

Список использованных источников

1 Дикаревский, В.С. Отведение и очистка поверхностных сточных вод / В.С. Дикаревский. – Л.: Стройиздат, 1986. – 224 с.

2 Алексеев М.И., Курганов А.М. Организация отведения поверхностного (дождевого и талого) с урбанизированных территорий. М.: Изд-во АСВ; СПб.: СПбГАСУ, 2000. 352 с.

3 Чечевичкин В.Н., Ватин Н.И. Особенности состава и очистки поверхностного стока крупных городов // Magazineof. CivilEngineering, No.6, 2014. – Pp. 67-74.

UDC 504.06+628.16

M. Litynska, N. Tolstopalova, I. Astrelin
NTUU “KPI”, Kyiv, Ukraine

INFLUENCE OF PREPARATION CONDITIONS ON AS(V) SORPTION EFFICIENCY APPLYING ACTIVATED CARBON DOPED BY IRON OXYHYDROXIDE

1. Introduction and Theoretical Background. Anthropogenic and natural factors often make the surface and ground water sources unfit for drinking purpose therefore it is necessary to clean it. Arsenic belongs to chemical elements, which are often found in natural waters and make it unsuitable for consumption without special treatment [1, 2].

Arsenic is released into water bodies as a result of human activity (arsenic dyes and pigments production, usage of arsenic pesticides, producing of arsenic semiconductors, sulphide ore

production, etc.) and natural processes (leaching from arsenic rocks and minerals, forest fires, volcanic activity) (Figure 1).

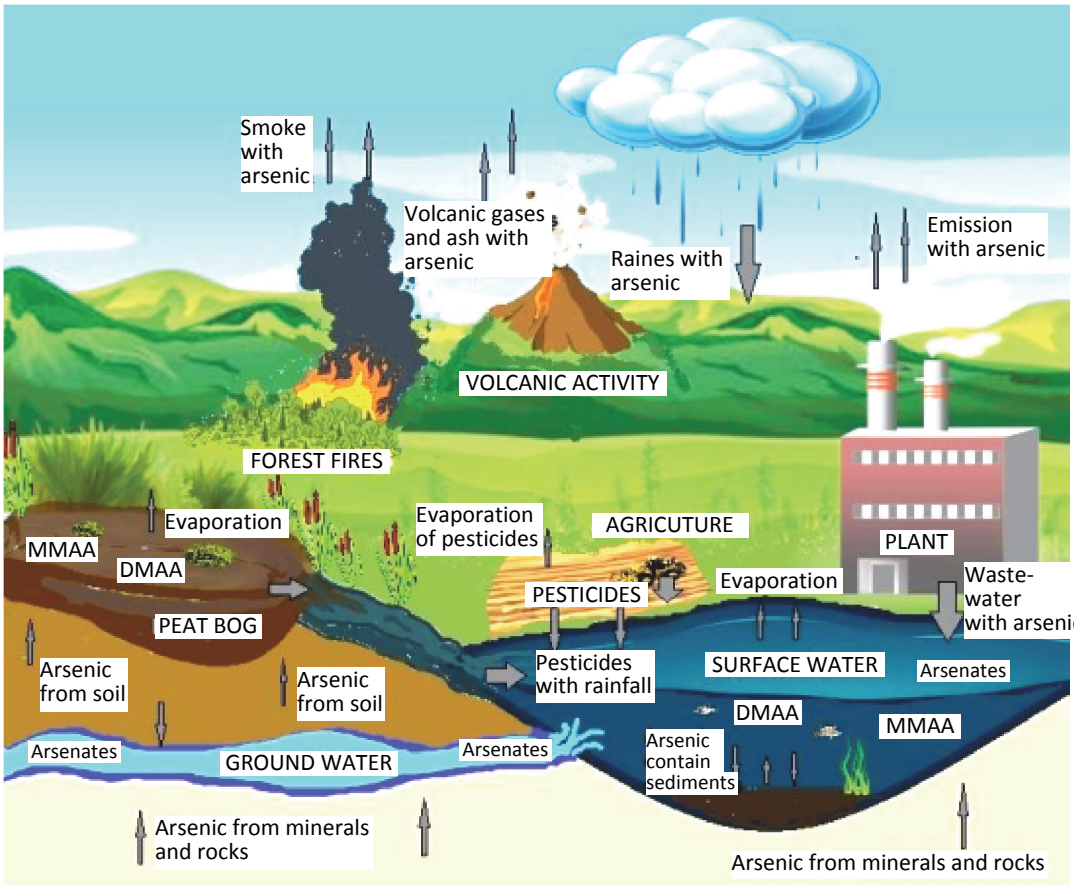


Figure 1 – Sources and pathways of arsenic compounds getting into natural waters

According to the EU Directive the maximum permissible concentration of arsenic in drinking water is 10 μg/l. But in many countries (China, Chile, Malaysia, Taiwan, etc.) arsenic content in natural waters is much higher than this level [1-3].

Long-term consumption of arsenic compounds, contained in drinking water, can cause serious health problems [2, 4].

So, dearsenication is very important stage of the drinking water treatment.

Arsenic compounds can be removed from water by different methods (ion exchange, coagulation, reverse osmosis, adsorption, lime softening, etc.). Adsorption is one of the most popular methods of arsenic removal. As usual sorbents for arsenic removal contain compounds of iron, aluminium or manganese, because these elements can effectively remove arsenic compounds.

Granular adsorbents are more comfortable for usage than powder sorbents due to easier separation from water. But poorly soluble arsenates of iron, aluminium or manganese can block the reaction surface and adsorption material inside the granules can not be used. So, cheap and highly porous carrier, for example activated carbons, can be good solution of these problems.

2. Materials and Methods. Four adsorbents were used to determine the influence of preparation conditions on As(V) sorption efficiency applying activated carbon doped by iron oxyhydroxide:

– birch activated carbon (Sorbent 1);

– birch activated carbon doped by iron oxyhydroxide (Sorbent 2);

– birch activated carbon additionally activated by H_2O_2 and doped by iron oxyhydroxide (Sorbent 3);

– birch activated carbon additionally activated by $KMnO_4$ and doped by iron oxyhydroxide (Sorbent 4).

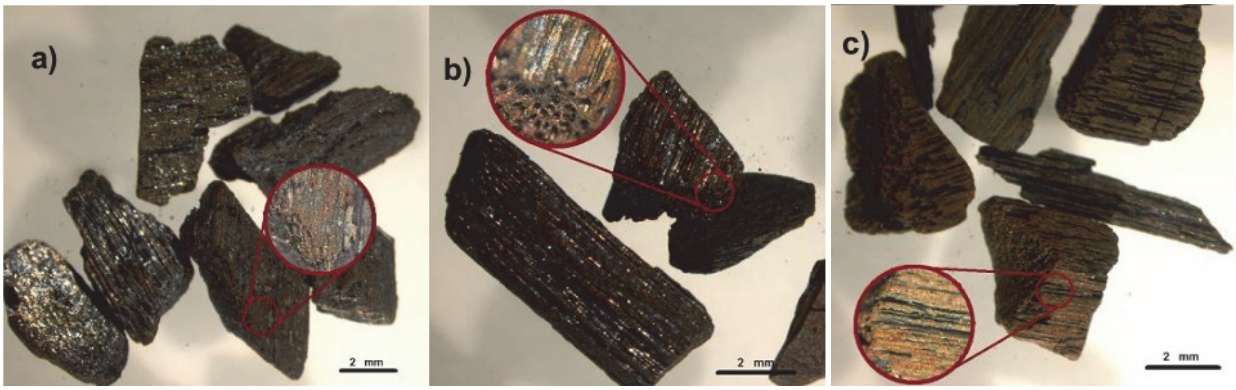
Stereo microscopy was obtained with magnification 1 and 5 by microscope Leica S8AP0.

For sorption experiments Na_2HAsO_4 solution were used. Portions (200 ml) of Na_2HAsO_4 solution (initial concentration of As(V) was 500 μg/l) were placed in a conical flasks (volume of flask is 250 ml) with screw caps. Sorbent dose was 0.5 g/l. Sorbents were dosed into flasks. After that flasks are placed on the orbital shaker. Shaking durations are: 5; 10; 20; 40; 90; 120 minutes. After sorption solutions were filtered throw glassfiber filter with pore size 1.2 μm.

Systea Easy Chem was used for determination of As(V) concentration in filtrate after sorption. Typical Systea methodic for orthophosphate determination was adapted for As(V). This methodic is based on usage of ammonium molibdate and antimony oxalate, formation of blue complex and photometric measurements with wavelength 880 nm.

3. Results and Discussions. According to the results of stereo microscopy, all doped sorbents (Figure 2) showed formation of iron oxyhidroxide layer on the surface of grains of birch activated carbon. Sorbent 2 (birch activated carbon doped by iron oxyhydroxide) and Sorbent 3 (birch activated carbon additionally activated by H_2O_2 and doped by iron oxyhydroxide) demonstrated the same view of iron oxyhydroxide layer.

Sorbent 4 (birch activated carbon additionally activated by $KMnO_4$ and doped by iron oxyhydroxide) (Figure 4) demonstrated higher efficiency of iron oxyhydroxide doping than other doped sorbents. Grains of Sorbent 4 are browner then grains of other sorbents due to larger thickness of iron oxyhydroxide layer.



a – Sorbent 2 (birch activated carbon doped by iron oxyhydroxide); b – Sorbent 3 (birch activated carbon additionally activated by H_2O_2 and doped by iron oxyhydroxide); c – Sorbent 4 (birch activated carbon additionally activated by $KMnO_4$ and doped by iron oxyhydroxide)

Figure 2 – Stereo microscopy

Dopping by iron oxyhydroxide dramatically increased treating efficiency of birch activated carbon (Figure 3).

Pre-oxidized adsorbents (Sorbent 3 and 4) had higher efficiency of As(V) removal than adsorbent without additional activation (Sorbent 2), 87.4 %, 89.4 % and 86.2 %, respectively, for 120 min duration of sorption. Birch activated carbon additionally activated by $KMnO_4$ and doped by iron oxyhydroxide demonstrates higher efficiency than other doped sorbents. Additional activation by H_2O_2 or $KMnO_4$ increased amount of oxygen group on the surface of carbon. Iron preferred to bond with oxygen groups. So it increased efficiency of iron oxyhydroxide doping. Usage of $KMnO_4$ also doped carbons by MnO_2, which is effective in arsenic compounds removal.

But H_2O_2 and $KMnO_4$ are expensive and $KMnO_4$ is limited to sale due to its presence in precursor list of many countries, including Ukraine. So, additional activation by H_2O_2 or $KMnO_4$ dramatically increases adsorbent cost with insignificant increasing of effectiveness. Thus, birch activated carbon doped by iron oxyhydroxide without additional activation and pre-oxidation is the most perspective among these adsorbents.

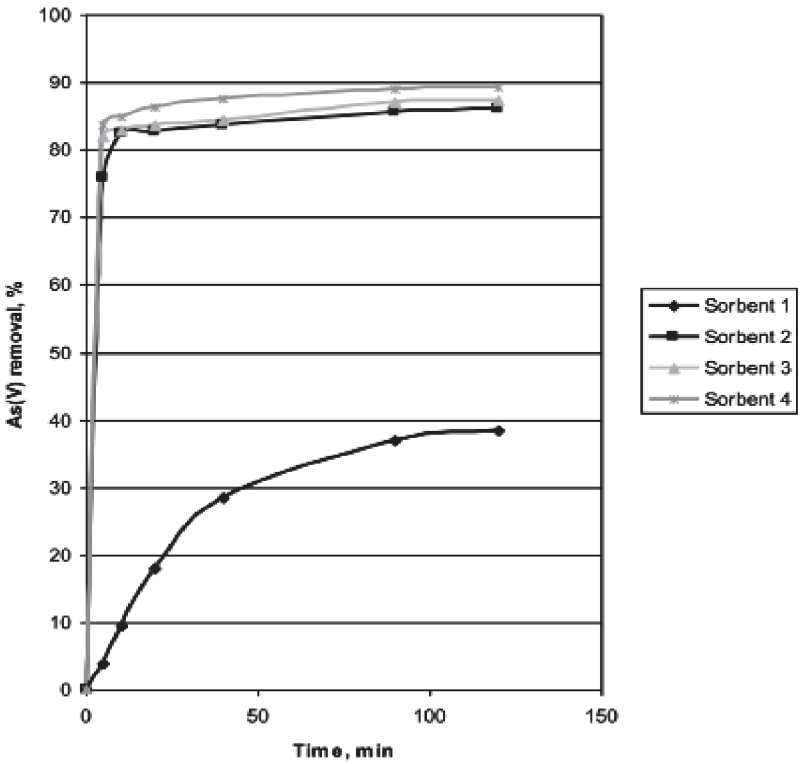


Figure 5 – As(V) removal applying activated carbons with different preparation

4. Conclusions. According to the EU Directive the maximum permissible concentration of arsenic in drinking water is 10 μg/l. But in many countries (China, Chile, Malaysia, Taiwan, etc.) arsenic content in natural waters is much higher than this level.

Four adsorbents were used to determine the influence of preparation conditions on As(V) sorption efficiency applying activated carbon doped by iron oxyhydroxide: birch activated carbon (Sorbent 1); birch activated carbon doped by iron oxyhydroxide (Sorbent 2); birch activated carbon additionally activated by H_2O_2 and doped by iron oxyhydroxide (Sorbent 3) and birch activated carbon additionally activated by $KMnO_4$ and doped by iron oxyhydroxide (Sorbent 4).

Dopping by iron oxyhydroxide dramatically increased treating efficiency of birch activated carbon. But H_2O_2 and KMnO 4 are expensive and $KMnO_4$ is limited to sale due to its presence in precursor list of many countries, including Ukraine. So, additional activation by H_2O_2 or $KMnO_4$ dramatically increases adsorbent cost with insignificant increasing of effectiveness. Thus, birch activated carbon doped by iron oxyhydroxide without additional activation and pre-oxidation is the most perspective among these adsorbents.

References

1 Litynska, M., Tolstopalova, N., & Astrelin, I. (2017). Neutralization of arsenic pollutants, contained in natural waters: The theoretical analysis of solubility of some arsenates and optimization of the processes, 2(1), 1–8. http://doi.org/10.7508/jwent.2017.01.001

2 Litynska, M., Astrelin, I., & Tolstopalova, N. (2017). Ways of Arsenic Compounds Getting into Natural Waters. Modern Environmental Science and Engineering, 3(01), 50–60. http://doi.org/10.15341/mese(2333-2581)/01.03.2017/007

3 He, J., & Charlet, L. (2013). A review of arsenic presence in China drinking water. Journal of Hydrology, 492, 79–88. http://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.04.007

4 Літинська, М. І., Астрелін, І. М., Толстопалова, Н. М. (2016). Забруднення природних вод арсеновмісними сполуками: Причини та можливі способи вирішення проблеми. Вода та водоочисні технології, 1(18): 13–22.

5 Малецкий, З., Митченко, Т., & Макарова, Н. (2012). Сравнительная оценка сорбционных свойств промышленных и экспериментальных гибридных материалов по отношению к примесям As(III) и As(V) в воде, Вода і водоочисні технології. Науково-технічні вісті, 21–30.

УДК 541.183.5:553.611

Н.М. Фомина, ст. преп.; Г.С. Столяренко, проф., д-р техн. наук; Д.В. Хижняк, асп.
Черкасский государственный технологический университет, г. Черкассы, Украина

ИЗУЧЕНИЕ АДСОРБЦИОННЫХ СВОЙСТВ ПРИРОДНЫХ АКТИВИРОВАННЫХ СОРБЕНТОВ ПО ОТНОШЕНИЮ К ПЕСТИЦИДАМ (ДДТ, ДДД, ДДЕ, α-,β-,γ-ТХЦГ, ТМТД, карбофосу)

Резкое ухудшение состояния главных источников водоснабжения, которое произошло впоследствии неудовлетворительной хозяйственной деятельности, загрязнения водоёмов и подземных горизонтов полютантами привело к нарушению природных процессов самоочистки водоёмов, обострило проблему получения качественной питьевой воды на действующих водопроводных станциях. Для г. Черкассы главным источником питьевой воды является р. Днепр. Очистная станция водоподготовки находится на 17 км выше по течению от г. Черкассы в с. Сокирно, что расположено на берегу р. Днепр.

В процессе хлорирования такого раствора, который содержит нитраты, пестициды, фосфаты, фенолы, ионы тяжелых металлов, нефтепродукты, ядохимикаты, радионуклиды и патогенные микрорганизмы, количество низкомолекулярных хлорорганических соединений увеличивается в 2-3 раза, синтезируются изомеры насыщенных углеводородов, простые спирты, сложные эфиры, винилацетат, пропилацетат; тетрагидрофуран, этилбензол, орто, мета- и пароксилолы, диэтиловый эфир и хлорпроизводные [1].

Использование озона вместо хлорирования на стадии водоподготовки полностью исключается поскольку необходимая доза озона [2] при контакте озоно-воздушной смеси составляет 6,4-8,5 г/м^3, а это нецелесообразно с экономической точки зрения.,

С целью уменьшения содержания органических соединений, хлопроизводных и пестицидов в воде после хлорирования предлагается на стадии фильтрации вместо песка использовать природные сорбенты [3]. В качестве сырья для их производства целесообразно использовать бентонитовые глины Черкасского месторождения, которые добываются на ПАО «Дашуковские бентониты», с общим объемом более 50 млн. тон [4].

Исследования, проведенные в Лаборатории экологических проблем ЧГТУ, позволяют утверждать, что адсорбционные способности бентонитовой глины различного уровня (по отношению к органическим соединениям) могут быть значительно выше в том случае, если пройдут разные стадии активации. Условное обозначение номера активации связано с её геологическим происхождением, то есть указывает на размещение определенного слоя глины в геологическом разрезе. В качестве основных были использованы следующие методы активации глины:

1. Метод щелочной активации (модифицированная глина соответствующего слоя получена при обработке солевыми добавками при средних температурах) 2Щ-400 обозначает обработку глины второго уровня щелочью при температуре 400 ^{o}C.

2. Метод кислотной активации (модифицированная глина соответствующего слоя получена при обработке кислотными растворами при определенных температурах) 2К-100 обозначает обработку глины второго уровня кислотой при температуре 100 ^{o}C.

3. Метод среднетемпературной обработки: 4Т-400 обозначает грануляционную обработку природной глины четвертого уровня при температуре 400 ^{o}C без модифицированных добавок.

Эти виды активированной глины сравнивались по своей адсорбционной способности с природной глиной, которая прошла грануляцию (например 2Б, 3Б и 4Б) при температурах 100-150 ^{o}C. В качестве предмета исследований были выбраны пестициды, которые имеют наименьшие показатели сорбции.

Проведены лабораторные исследования по очистке воды от различных соединений. Установлено, что модификации 2К-100 и 4Щ имеют в 3-10 разов выше адсорбционный обьём по ряду токсических соединений.

Даной работой была поставлена задача определить адсорбционный обьём для таких соеединений как петициды, а именно ДДТ и его метаболиты ДДД и ДДЕ, α-, β-, γ- ГХЦГ, ТМТД и карбофос. Эти соединения запрещены к использованию, но до сих пор содержатся в поверхностных водах. Все они являются токсичными и вредными для здоровья людей и животных [5].

Для получения необходимых данных по стадиям адсорбции пестицидов были проведены исследования по снижению содержания органических полютантов. Исследования по адсорбции проводились в колонке, которая наполнялась гранулированной глиной размером гранул 1-2,5 мм, а также до 5 мм. Для прочности гранул их обжигали в муфельной печи. После подготовки глины (каждую фракцию по очереди) засыпали в колонку слоями: 10 г глины размером гранул 5 мм и 25 г размером гранул 1-2,5 мм. Общая масса сорбента в адсорбционной колонке составляла 35 г. Высота слоя сорбента в колонке составляла 100мм. После этого сквозь слой сорбента дробным методом (по 100 $см^3$) пропускалась вода, которая содержала известное количество пестицидов, скорость подачи воды составляла 10 капель в секунду. Для того, чтобы вода не вымывала из колонки частички глины, на дно колонки клали металлическую сетку, а поверх неё слой стекловаты. Содержание пестицидов после колонки определяли в каждых 100$см^3$ очищенной воды.

Другой лабораторной установкой, которая использовалась для исследований, была дистилляционная установка с дефлегматором для очистки растворителя. В качестве растворителя при проведении анализов на содержание пестицидов в воде был выбран н-гексан. Для проведения анализа использовался растворитель марки ЧДА или ХЧ (по методике требуется ОСЧ). Очистка растворителя проводилась следующим образом: в распределительную воронку объемом 250 $см^3$ наливали 100 $см^3$ растворителя и добавляли 6-8 $см^3$ концентрированной серной кислоты. После перемешивания и разделения фаз кислоту сливали, а растворитель заливали новой порцией кислоты. Этот процесс проводили до тех пор, пока цвет кислоты переставал изменяться. После этого растворитель трижды промывали водой в количестве 150 $см^3$. Чтобы избавится от остатков воды, примеси которой негативно влияют на анализ, в посуду с очищенным растворителем добавляли в количестве 30 г безводный сульфат натрия, заранее просушенный в сушильном шкафу при температуре 150 °С в течение 4 часов. Далее растворитель перегоняли при температуре, соответствующей температуре его кипения, и только после этого растворитель использовали для проведения анализа.

Для подготовки рабочих водных растворов был использован бидистилят. В соответствии с заданием (приготовить раствор) обозначало внести в неё некоторое количество каждого пестицида в количествах, которые не превышали бы 10 ГДК. Для этого брали стандарт, что представляет собой ампулу, в которой в виде порошка или органического раствора находится данный пестицид. Готовили стандартный раствор, в котором растворителем был н-гексан. Концентрация стандартного раствора составляла 0,1 мг/$см^3$. Исходя из этого, путем разведения готовили водные растворы с концентрацией близкой до 10 ГДК: 1 $см^3$ основного стандартного раствора вносили в 100 $см^3$ воды. Концентрация пестицидов в образцах водных растворов составляла следующие значения (в ГДК): ДДТ- 8, ДДД - 10, ДДЕ -8,1, γ - ГХЦГ - 10, α - ГХЦГ - 10 , β - ГХЦГ - 10, карбофос - 10 , ТМТД - 10.

Перед тем, как пропустить воду через колонку с сорбентом, определяли концентрацию пестицидов в воде. После двухчасового встряхивания раствора количество пестицидов, которое перешли в жидкую фазу, было определено с помощью дополнительного анализа.

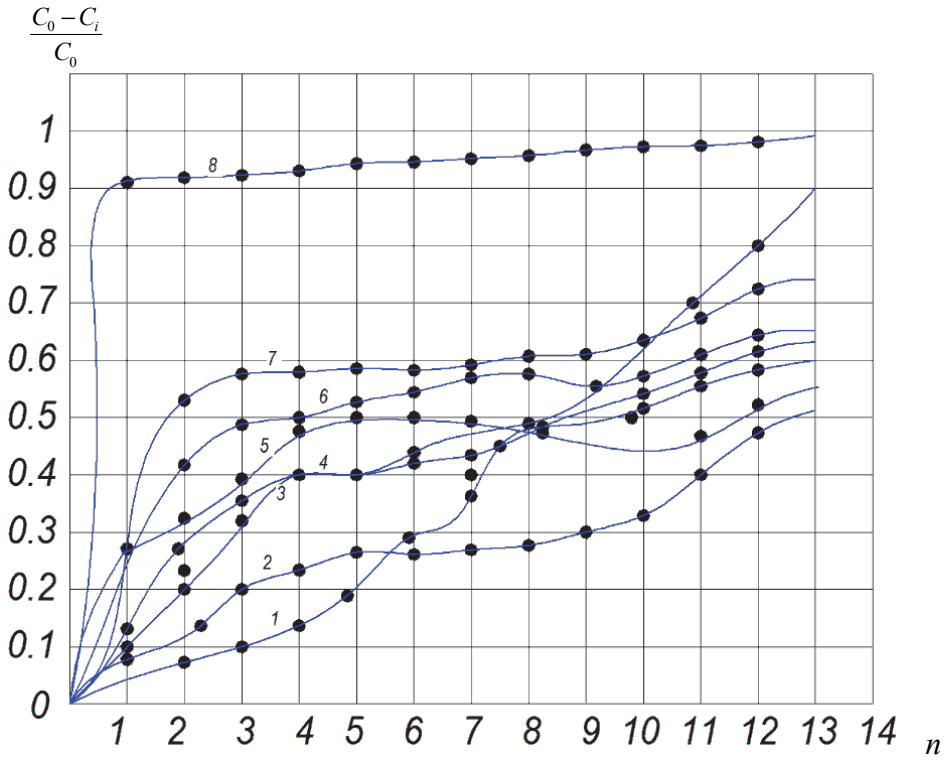
Этот анализ состоит из того, что воду выпаривают до сухого остатка, добавляют 2-3 $см^3$ н – гексана и определяют количество пестицидов хроматографическими методами. Результаты данного анализа внесены в таблицу 1.

Определив концентрацию пестицидов в рабочем растворе его направляли на стадию адсорбционной очистки природным сорбентом.

Таблица 1 – Количество пестицидов в растворе

Наименование пестицида	Исходное околичество пестицидов в исходном рабочем растворе
ДДТ	80
ДДД	97
ДДЕ	100
α - ГХЦГ	100
β - ГХЦГ	100
γ - ГХЦГ	100
ТМТД	50
Карбофос	100

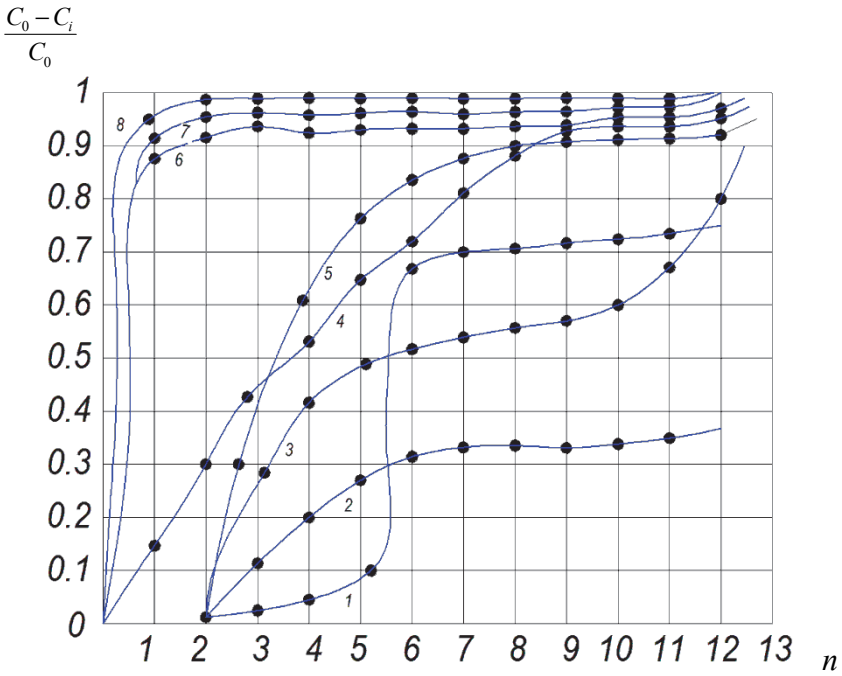
На рисунках 1-2 представлено результаты анализа воды двух дробных серий для различных модификациий глины. Анализ осуществляли хроматографическими методами. Лучшие результаты равновесного адсорбционного объема для всех пестицидов показала глина марки 4Т-100 с условным обозначением 2. Из полученных результатов анализа можно сделать вывод, что бентонитовая глина владеет свойством эффективно сорбировать из воды растворенные в ней органические соединения, в частности пестициды.



1 – ТМТД; 2 – β-ГХЦГ; 3 – ДДТ; 4 – ДДЕ; 5 – ДДД; 6 – α-ГХЦГ; 7 – γ-ГХЦГ; 8 – карбофос

Рисунок 1 – Зависимость степени адсорбции от количества проб воды, пропущенной через глину №1

Определение динамической объемной емкости активированных глин по отношению к пестицидам проводились на стендовой установке с адсорбционной колонкой на неподвижном слое сорбента по ранее представленной методике. По результатам экспериментов определено, что динамическая объёмная емкость активированных глин выше чем у глин природных. Для глин природных она составляет 0,1398 мг/г глины; для активированных глин – 0,2019 мг/г глины.



1 – ДДЕ; 2 – ТМТД; 3 – γ-ГХЦГ; 4 – α-ГХЦГ; 5 – β-ГХЦГ; 6 – карбофос; 7 – ДДТ; 8 – ДДД

Рисунок 2 – Зависимость степени адсорбции от количества проб пропущенной воды через глину №2

Результаты анализа были получены при использовании газо-жидкостного хроматографа марки «Цвет-500», который с помощью компьютера и прибора представил результаты в виде компьютерных хромотограмм. Хроматограмма анализа проведенного с начальными концентрациями пестицидов на глине №1 представлена на рисунке 3.

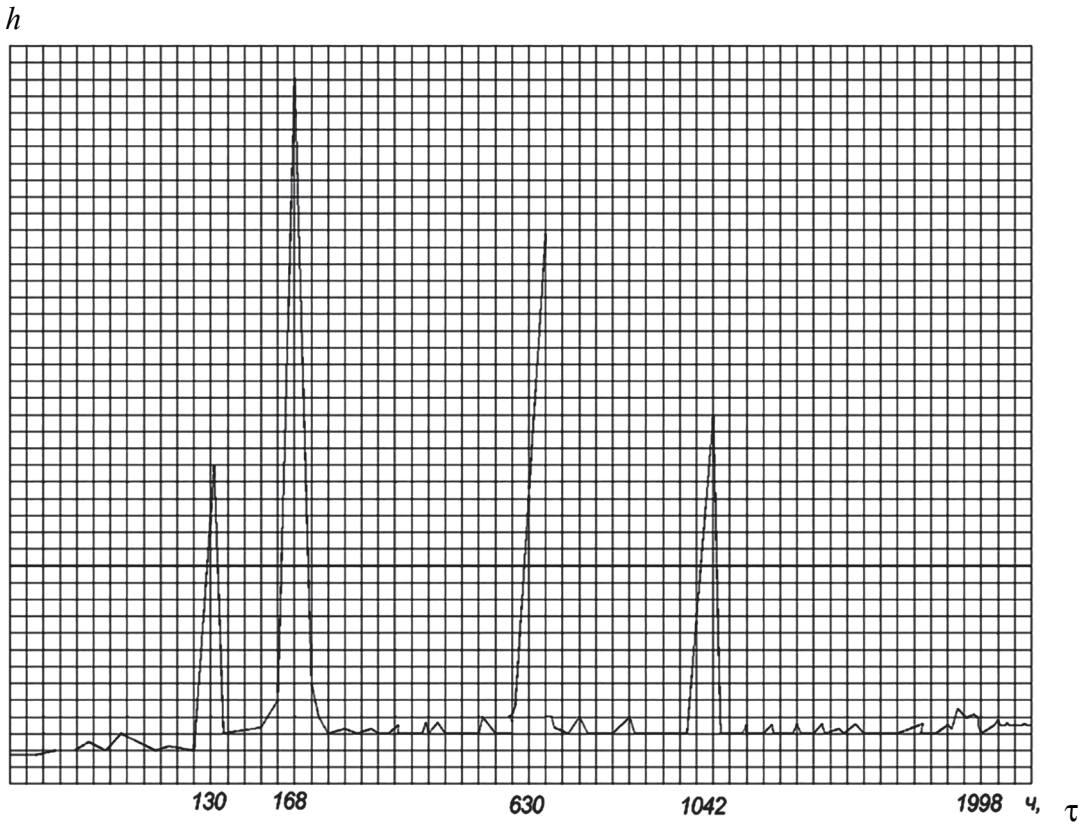


Рисунок 3 – Хроматограмма анализа проведенного с начальными концентрациями пестицидов на глине №1

Необходимо отметить, что пик каждого пестицида имеет свой вид. Каждый пик на хроматограмме выходить в своё характерное время. Время выхода пика α- і β- ГХЦГ (то два пестицида представлены в виде одно пика) составляет приблизительно 130 с, γ - ГХЦГ - 168 с, ДДЕ - 630 с, ДДД - 1042 с, ДДТ – колеблется от от 1998 до 2000 с.

Каждый пик имеет характерный вид. Пики ГХЦГ – острые и высокие (самый высокий пик – γ - ГХЦГ, пики ДДЕ – узкие и высокие, ДДД – острые, но невысокие, а пики ДДТ – пологие.

При использовании неочищенного растворителя на хроматограмах появлялись пики загрязнения, которые тяжело отличить от пиков пестицидов, которые анализировались. Поэтому при эксперименте было уделено большое значение чистоте начальных растворов. Расчет площадей пиков проводился с помощью компьютерных программ, а также с помощью формул.

Бентонитовые глины показали высокие адсорбционные показатели не только для пестицидов, и для ионов тяжелых металлов и органических соединений (углеводородов).

Проверка результатов лабораторных исследований проведена на стендовой установке.

Стендовая установка была размещена на водозаборе коммунального предприятия «Черкассыводоканал» и представляет собой адсорбционный аппарат загруженный 5 кг гранулированной активированной химическим путем бентонитовой глины, которая дополнена 10 кг глины термической активации. Каждая гранула представляет собой шарик размером от 6 до 10 мм в диаметре и создана за счет сцепления природной глины второго слоя. Перед загрузкой шарики проходили специальную термическую обработку. Подготовленные таким образом гранулы из бентонитовой глины проработав 6 месяцев в днепровской воде не изменили свои геометрические параметры и после регенерации были использованы повторно.

Адсорбционная колонна технологической схемы была обеспечена стадией предварительной фильтрации на кварцевом песке, регуляторами расхода, контролирующими приборами и была подсоединена к системе нагнетания к насосам первого подъёма. Колонна работала при постоянных скоростях фильтрации 5,1±0,1 м/г. Проводились отборы проб до и после адсорбционной колонны.

Аналитический контроль осуществлялся по всем видам загрязнений, а также на содержание пестицидов и хлорпроизводных. Стандарт анализы по всем видам загрязнений проводились паралельно в двух аттестованных лабораториях г.Черкассы. Ваналитический контроль на содержание хлорпроизводных, а также аналитический контроль пестицидов проводился с исползованием хроматографического анализа по стандартным методикам.

Химический анализ воды проводился в сответствии с утвержденными нормативными документами.

Результаты исследований на стендовой установке полностью подтвердили лабораторные эксперименты.

Список использованных источников

1 Фоміна Н.М. Дослідження процесу очищення стічної води від іонів цинку з використанням бентонітової глини різної модифікації// Вісник Черкаського інженерно-технологічного інститута. - РВВ ЧІТІ.:Черкаси. - 1999, №1. – С. 105-110.

2 Столяренко Г.С. Рациональная технология водоподготовки г.Черкассы // НТРС, Химическая промышленность; серия :Актуальные вопросы химии и химической технологии. - Из-во НИИТЭХИМа.:Черкаси. - 1993, вып.3. - С. 7-10.

3 Тарасевич Ю.И., Овчаренко Ф.Д. Лиофильность и адсорбционная способность активированных бентонитов Украины. В кн. Природные минеральные сорбенты. - Киев.: Изд-во АН УССР, 1960. – 301 с.

4 Тарасевич Ю.И. Природные сорбенты в процессе очистки воды. - Киев.: Наукова думка, 1961. – 208 с.

5 Travin C., Hatter-Frey A., Siiforgelte, Dioxin, dioxinevery where// Environ, Sci and Fechnol. 1989. 23. № 9. P. 1063-1064

УДК 544.77:661.185

Ж.В. Бондаренко, доц., канд. техн. наук; М.В. Амосова, студ.
Белорусский государственный технологический университет, г. Минск, Беларусь

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ВОДЫ В ПРОИЗВОДСТВЕ ГИГИЕНИЧЕСКИХ МОЮЩИХ СРЕДСТВ

Вода входит в состав большинства косметических продуктов. Она относится к основным видам сырья для гигиенических моющих средств и от качества используемой в производстве воды зависит качество готовой продукции. Вода может вызвать образование взвеси или осадка, снизить пенообразующую способность моющих средств (из-за содержания солей жесткости); повлиять на запах продукта (из-за химического взаимодействия присутствующих органических примесей и ингредиентов средства, например, антиоксидантов); изменить окраску композиции (из-за взаимодействия солей железа с консервантами); повлиять на микробиологическую чистоту и др. [1]. Поэтому к воде, используемой в производстве гигиенических моющих средств, предъявляются высокие требования и по своим показателям она должна соответствовать питьевой воде.

Предприятия по производству косметических средств имеют специальные участки (отделения) водоподготовки, целью которых является повышения качества используемой воды за счет очистки ее от примесей, которые могут вызывать нежелательные реакции при контакте с кожей человека, снижения содержания солей, удаления органических примесей, обеззараживания воды. Для подготовки воды используют различные методы: фильтрование, обратный осмос, ионообменную очистку, УФ-стерилизацию и др.

К основным компонентам гигиенических моющих средств, обеспечивающих их функциональное действие, относятся также поверхностно-активные вещества (ПАВ). Они выступают в качестве пенообразователей, смачивающих и моющих компонентов, солюбилизаторов отдушек и биологически активных компонентов и др. [2]. Потребительские свойства данной группы косметических средств зависят не только от присутствующих в их составе ПАВ, в первую очередь анионных, но и от условий применения продукта, в частности, жесткости используемой воды. Поэтому данная работа была направлена на исследование влияния солей жесткости на пенообразующую способность водных растворов анионных ПАВ и устойчивость полученных пен.

Для исследований были выбраны препараты ПАВ, содержащие в качестве поверхностно-активных компонентов лаурилсульфат натрия (Texapon K12G) и смесь диэтоксилаурилсульфата и диэтоксимиристилсульфата натрия (Genapol LRO). Характеристика препаратов ПАВ представлена в таблице 1.

Таблица 1 – Характеристика препаратов ПАВ

Наименование показателя	Значение показателя для препарата ПАВ	
	Texapon K12G	Genapol LRO
Внешний вид	Мелкие гранулы светло кремового цвета	Вязкая жидкость с перламутровым оттенком
pH 1 %-ного водного раствора	10,1	8,7
Содержание ПАВ, %	97,9	69,5
Хлорид натрия, %	0,6	0,1
Сульфат натрия, %	0,5	0,2
Несульфатные компоненты, %	1,0	0,2
Молярная масса, г/моль	288	384

Пенообразующая способность и устойчивость пен определяются поверхностно-активными свойствами ПАВ на границе раздела «воздух – раствор ПАВ». Поэтому пред-

варительно были изучены поверхностные свойства препаратов ПАВ. Сталагмометрическим методом определено поверхностное натяжение водных растворов в области концентраций ПАВ 0,02–50,00 г/л (температура 22 °С), построены изотермы поверхностного натяжения и с их использованием рассчитаны поверхностная активность (g), константы уравнения Шишковского (A, B), предельная адсорбция по Лэнгмюру (a_∞) и средняя площадь, занимаемая молекулой ПАВ в насыщенном мономолекулярном слое [3]. Полученные результаты представлены в таблице 2.

Таблица 2 – Поверхностные характеристики препаратов ПАВ

Препарат ПАВ	$g \cdot 10^{-7}$, Гиббс	$a_\infty \cdot 10^6$, моль/м^2	S_0, (Е)^2	$A \cdot 10^6$, м^3/моль	$B \cdot 10^{-3}$, Дж/м^2	$K_{адс.}$, л/моль
Texapon K12G	2,0	5,40	31	1,5	13,26	1683
Genapol LRO	4,7	4,76	35	4,0	11,67	8827

Поверхностно-активные свойства исследуемых ПАВ определяются строением поверхностно-активных анионов, входящих в состав препаратов молекул ПАВ:

$CH_3–(CH_2)_{11}–OSO_3^-$ (Texapon K12G);

$CH_3–(CH_2)_{11}–O–(CH_2–CH_2–O)_2–SO_3^-$ и $CH_3–(CH_2)_{13}–O–(CH_2–CH_2–O)_2–SO_3^-$ (Genapol LRO).

Согласно уравнению Шишковского, описывающему изотерму поверхностного натяжения, величина поверхностного натяжения зависит от численного значения констант: B определяется природой полярной части молекулы ПАВ, A – природой неполярного углеводородного радикала. Полученные в исследованиях значения констант свидетельствуют о том, что на поверхностное натяжение (кроме концентрации) в большей степени влияет различие в длине углеводородного радикала, а в меньшей – различие полярных частей молекул исследуемых ПАВ. Препарат Genapol LRO обладает большей способностью понижать поверхностное натяжение при увеличении концентрации раствора и имеет значение поверхностной активности в 2,4 раза выше, чем препарат Texapon K12G. Также он обладает более высокой адсорбционной способностью и образует насыщенный мономолекулярный слой при меньшей концентрации.

В соответствии с ГОСТ 22567.1−77 определение пенообразующей способности гигиенических моющих средств осуществляется в воде жесткостью 3,57 мг экв/дм^3, содержащей хлористый кальций и сернокислый магний в определенном количестве. Поэтому было изучено влияние концентрации ПАВ (Texapon K12G и Genapol LRO) на пенообразующую способность их водных растворов в воде указанной жесткости. Концентрацию ПАВ в растворе варьировали от 0,2 до 20,0 г/л. Исследование проводили на приборе Росс-Майлса при температуре 18–20°С; пенообразующую способность ПАВ оценивали по пенному числу и устойчивости полученных пен. Пенное число определяли как высоту столба пены (мм), образуемую через 30 с после истечения исследуемого раствора из пипетки прибора Росс-Майлса, а устойчивость рассчитывали по отношению высоты столба пены через 5 мин ее существования к пенному числу и выражали в процентах. Полученные данные представлены на рисунках 1 и 2.

Исследования показали, что при увеличении концентрации ПАВ в жесткой воде пенное число возрастает до некоторого значения, а потом практически не изменяется. Однако меньшие изменения показателя происходят при использовании этоксилированного ПАВ Genapol LRO. При увеличении его концентрации в растворе от 0,2 до 20,0 г/л пенное число повышается на 50 мм, а в случае использования препарата ПАВ на основе лаурилсульфата натрия – на 160 мм. Также препарат Genapol LRO отличается более высокой пенообразующей способностью при малых концентрациях (0,2–0,6 г/л). Устойчивость пен полученных с использованием Genapol LRO практически не изменяется в рамках исследуемых параметров и составляет 94–96 %, а при применении Texapon K12G показатель возрастает

более чем в 3 раза в интервале концентраций ПАВ 0,2–1,0 г/л, а затем остается неизменным. Различие пенообразования и устойчивости полученных пен для исследуемых ПАВ объясняется различием в их строении и поверхностно-активных свойствах.

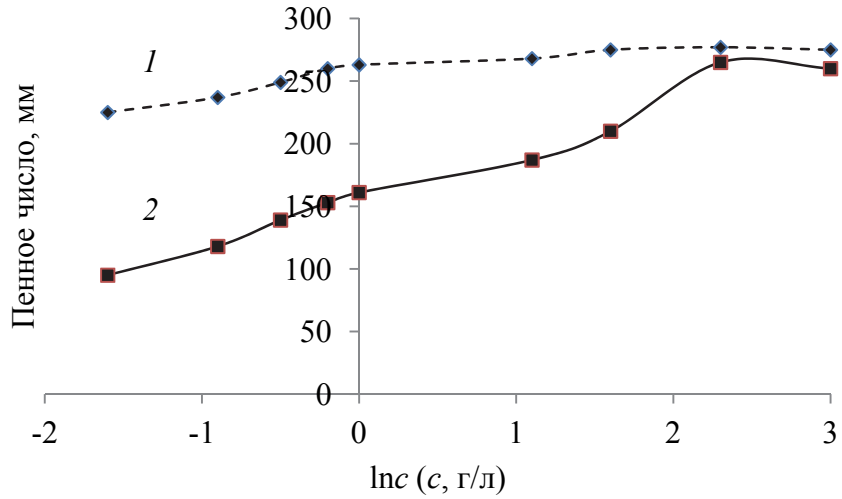


Рисунок 1 – Зависимость пенного числа от концентрации ПАВ Genapol LRO (1) и Texapon K12G (2) в жесткой воде

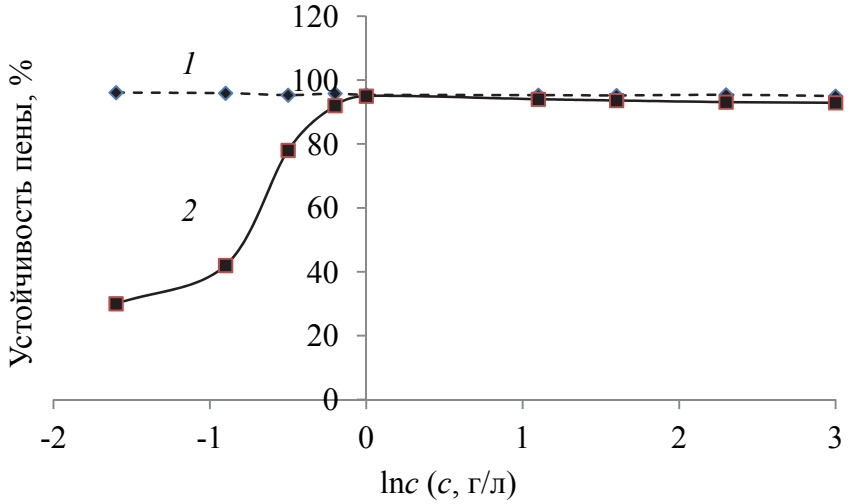


Рисунок 2 – Зависимость устойчивости пен от концентрации ПАВ Genapol LRO (1) и Texapon K12G (2) в жесткой воде

Для гигиенических моющих средств пенное число должно составлять не менее 100–140 мм (в зависимости от вида косметического продукта), а устойчивость пен – не ниже 80 % [4]. Исследования показали, что данным критериям соответствуют растворы ПАВ Genapol LRO в рамках изученных параметров, а также растворы Texapon K12G в области концентраций 0,6–20,0 г/л.

Таким образом, на основании полученных экспериментальных данных можно сделать вывод, что соли жесткости оказывают незначительное влияние на пенообразующую способность и устойчивость пен, полученных с использованием этоксилированного анионного ПАВ Genapol LRO, поэтому в случае его использования в производстве гигиенических моющих средств, а также при применении косметического средства, требования к жесткости используемой воды могут быть ниже, чем для препарата ПАВ Texapon K12G. Также требуемые значения пенного числа и устойчивости пен в жесткой воде достигаются при меньшей концентрации этоксилированного ПАВ в растворе, что позволяет уменьшить его количество в составе моющего средства и в воде.

Список использованных источников

1 Самуйлова, Л. В. Косметическая химия: учеб. издание. В 2 ч. Ч. 1: Ингредиенты / Л. В. Самуйлова, Т. В. Пучкова. – М.: Школа косметических химиков, 2005. – 336 с.

2 Плетнев, Ю. М. Косметико-гигиенические моющие средства / Ю. М. Плетнев. – М.: Химия, 1990. – 272 с.

3 Поверхностные явления и дисперсные системы: лаб. практикум для студентов химико-технологических специальностей / А. А. Шершавина [и др.]. – Минск: БГТУ, 2005. – 106 с.

4 Изделия косметические гигиенические моющие. Общие требования: СТБ 1675–2006. – Введ. 01.07.2007. – Минск, 2007. – 6 с.

УДК 546.82

Е.И. Драчиловская, магистрант; А.Н. Мурашкевич, проф., д-р техн. наук;
О.А. Алисиенок, ст. преп., канд. хим. наук
Белорусский государственный технологический университет, г. Минск, Беларусь

ВЛИЯНИЕ УСЛОВИЙ ПОЛУЧЕНИЯ НА МОРФОЛОГИЮ, СТРУКТУРУ И ФОТОКАТАЛИТИЧЕСКИЕ СВОЙСТВА НАНОСТРУКТУРИРОВАННЫХ ТИТАНСОДЕРЖАЩИХ СОЕДИНЕНИЙ

Разработке и исследованию свойств новых наноструктурированных материалов на основе гидратированного диоксида титана и титанатов натрия в виде нанотрубок и родственных квазиодномерных структур (жгутов, стержней, лент и т.д.) в последние годы уделяется много внимания благодаря перспективности их использования в различных областях стремительно развивающихся современных нано- и биотехнологий. Особую актуальность представляет использование гидратированного диоксида титана со сложной морфологией в качестве фотокатализатора в процессах разложения ряда органических компонентов, присутствующих в сточных водах промышленных предприятий. Для проявления фотокаталитических свойств диоксидом титана помимо полупроводниковых свойств, необходимых для эффективной генерации электроно-дырочных пар, важно состояние поверхности – наличие функциональных групп и адсорбированных полярных молекул или ионов на поверхности его частиц [1]. С химической точки зрения гидратные формы на поверхности диоксида титана можно рассматривать в качестве центров рекомбинации электронно-дырочных пар, а адсорбированные молекулы кислорода в качестве ловушек электронов, подавляющих процесс рекомбинации. Во многом эти особенности определяют взаимодействие различных органических веществ с поверхностью наночастиц диоксида титана и связаны с фотокаталитическим эффектом. Однако систематических исследований, связывающих гидратное состояние наночастиц диоксида титана с фотодеструкцией органических загрязнителей сточных вод, явно не достаточно для оптимизации состава и технологии фотокатализатора. Размер первичных частиц часто рассматривается, как один из главных параметров, оказывающих влияние на фотокаталитическую активность. В этой связи проведение исследований, направленных на получение гидратированных форм наноструктурированного диоксида титана, представляется актуальной задачей, чему и посвящено настоящее исследование.

Наиболее распространенным методом получения наноструктурированного гидратированного диоксида титана является гидротермальная обработка алкоксидов титана или высокодисперсного диоксида титана в растворе гидроксида натрия при температурах 130–200 ^{o}C с последующей промывкой растворами хлороводородной кислоты. На этой стадии происходит замена катиона натрия в титанате на водород с сохранением наноструктурированного состояния [2–4].

В настоящей работе титанаты натрия получали двумя методами с использованием в качестве титансодержащего компонента тетрабутоксида титана (ТБТ) и тетраизопропокси-

да титана (ТИПТ). Согласно первому методу вначале получали порошок диоксида титана гидролизоморганических производных. На второй стадии осуществляли автоклавную обработку продукта гидролиза в среде 10М раствора NaOH.

В методе 2 титанаты натрия получали гидротермальной обработкой ТБТ/ТИПТ в 10М растворе NaOH при температуре 150–180 °С в течение 24–72 ч. Осадок фильтровали и промывали дистиллированной водой до pH = 7 или раствором HClc последующей сушкой при 110 °С до постоянной массы.

В таблицах 1–2 представлены условия проведения синтезов и результаты исследования свойств образцов.

Согласно результатам таблицы 1, удельная поверхность образцов, полученных по двухстадийному синтезу, изменяется в интервале 137–252 $м^2/г$, что согласуется с литературными данными. Так же из таблицы видно, что содержание натрия в образцах, полученных как одностадийным так и двухстадийным методами, заметно меньше , чем в стехиометрических титанатах натрия (15,2–20 %), что может быть связано с частичной заменой Na^+ на H^+ в процессе промывки водой. В меньшей степени это характерно для двухстадийного метода. Результаты рентгенофазового анализа свидетельствуют об образовании $Na_2Ti_3O_7$, что согласуется с литературными данными [5].

Таблица 1 – Условия получения и результаты исследования образцов

№ Образца	Мольное отношение TiO_2(ТБТ/ТИПТ) :NaOH	Условия автоклавной обработки		$S_{уд.}$, $м^2/г$	Содержание Na, мас.%	ППП T=1000 °C (1ч), %	Результаты РФА
		τ, ч	T, ° C				
Двухстадийный синтез							
1	1:30	72	150	137	9,65	–	–
2	1:80	72	130	252	9,91	–	Начало кристаллизации $Na_2Ti_3O_7$
3	1:80	48	150	197	9,80	–	–
Одностадийный синтез							
4	1:30	26	150	188	7,95	15,79	Начало кристаллизации $Na_2Ti_3O_7$
5	1:30	46	150	199	9,99	18,40	
6	1:30	72	150	214	7,99	10,50	–
7	1:80	48	150	195	7,43	–	–
8	1:80	48	150	222	–	–	–
9	1:30	24	180	208	6,32	–	–
10	1:80	24	180	214	6,10	–	–
11	1:80	24	180	205	–	–	Начало кристаллизации $Na_2Ti_3O_7$
12							
13							
14							
15	1:68$^{\bullet}$	24	180	187	7,48	22,45	–
16	1:71$^{\bullet}$	48	150	159	7,84	15,50	–
17	1:29$^{\Delta}$	24	150	68	6,66	–	–
18	1:30^{x}	26	180	158	–	–	0,0173* 0,0006**

Примечание: ^{x}– мольное отношение ТБТ:HCl, $^{\bullet}$– в качестве титансодержащего компонента использовалиТИПТ; * – константа скорости разложения при инициировании фотокаталитического процесса излучением УФ диапазона, $мин^{-1}$; ** – константа скорости разложения при проведении процесса в условиях естественного освещения, $мин^{-1}$; $^{\Delta}$– в качестве титансодержащего компонента использовали высушенный золь TiO_2

Сравнение состава и свойств образцов, полученных одно- и двухстадийным методами, свидетельствуют о их заметной аналогии: близкие значения величины удельной поверхности образцов, которая изменяется в интервале 68–222 $м^2/г$, и близкий фазовый состав согласно данным рентгенофазового анализа.

Рентгенограммы образцов 2, 4, 5, 10 и объединенного образца 11–14 (номера образцов в таблице 1) представлены на рисунке 1. Согласно данным рентгенофазового анализа зафиксированы рефлексы, принадлежащие $Na_2Ti_3O_7$, хотя небольная высота рефлексов свидетельствует о невысокой степени кристалличности получаемых образцов. С целью увеличения степени кристалличности образцов и удаления физически адсорбированной и координационно связанной воды проводили дополнительную термообработку при 450 °С.

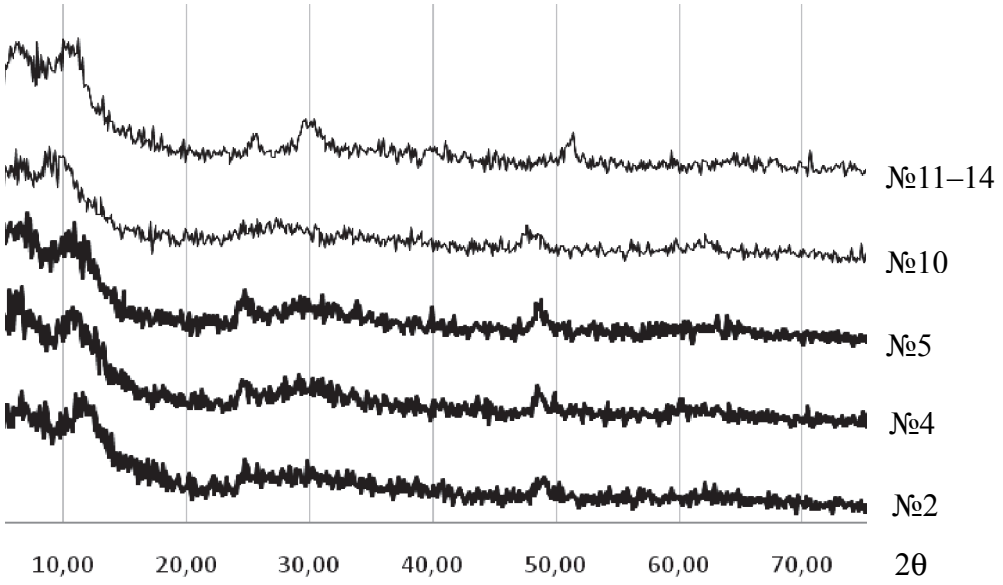


Рисунок 1 – Рентгенограммы образцов 2, 4, 5, 10, 11-14
(номера образцов в таблице 1)

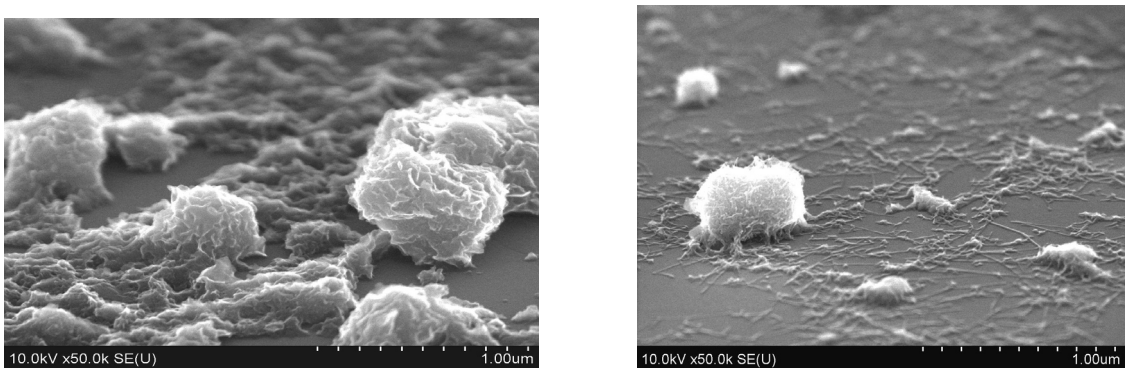
Результаты оценки потерь при прокаливании свидетельствуют о получении гидратированного продукта, в котором при последующей термообработке происходят не только процессы дегидратации, но и изменение структуры и состава. В области 500–700 °С фазовый состав продукта представлен титанатами натрия с более низким содержанием натрия согласно стехиометрическому составу $Na_2Ti_2O_5$ и $Na_2Ti_3O_7$, а с увеличением температуры до 1000 °С происходитизменение фазового состава продукта с образованием $Na_2Ti_3O_7$ и $Na_2Ti_5O_{11}$ [4]. Разрушение нанотрубчатой морфологии происходит при температурах выше 300 °С. При варьировании времени ГТО заметного изменения дисперсного и фазового состава продуктов не происходит. Как видно из таблицы 1, изменение соотношения алкоксид : NaOH от 1:30 до 1:80 при сопоставимых условиях гидротермальной обработки приводит к уменьшению содержания натрия в конечном продукте, что может быть обусловлено увеличением доли $Na_2Ti_3O_7$ в продукте по сравнению с образцами, получаемыми в синтезах 4, 5, 6, таблица 1. Результаты исследований показали возможность использования обоих алкоксидов титана в качестве титансодержащего компонента. Результаты опыта 17 свидетельствуют о принципиальной возможности использования вместо алкоксидов титана высушенного золя TiO_2, однако целесообразно продолжить исследования по оптимизации условий гидротермальной обработки с целью получения продукта с более высокой удельной поверхностью.

Из таблицы 2 видно, что с увеличение температуры обработки уменьшается удельная поверхность образцов, что может быть связано с углублением процесса кристаллизации и ростом кристаллитов и удалением воды. Морфология полученного продукта представлена на рисунках 2–3.

Таблица 2 – Условия термообработки и удельная поверхность титаната натрия

№ образцов	Условия термообработки				$S_{уд}$, $м^2/г$	
	Автоклавная обработка		После автоклавной обработки		до	после
	T, °C	τ, ч	T, °C	τ, ч		
2	130	72	450	2	252	57
4	150	46	450	2	199	142
5	150	26	450	2	188	130
10	150	72	450	2	129	18

Как видно на рисунках 2–3, получаемый продукт агрегирован, фрагменты агрегатов имеют слоистую структуру. После длительной обработки суспензии влажного продукта ультразвуком удалось зафиксировать, что агрегаты состоят из нанотрубок с внешним диаметром 10 нм и длиной около 100–200 нм, что согласуется с литературными данными.



а б

Рисунок 2 – РЭМ-изображения образцов 6 (а) и 8 (б) соответственно
(номера образцов в таблице 1)

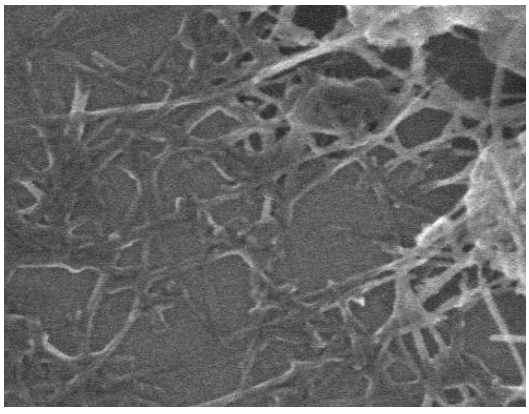


Рисунок 3 – РЭМ-изображения объединенного образца 11–14, обработанного в ультразвуковой ванной при подготовке двое суток (б)
(номера образцов в таблице 1)

Замена NaOH на HCl позволила получить гидратированный диоксид титана с удельной поверхностью 158 $м^2/г$, для которого оценена фотокаталитическая активность разложения раствора Родамина FL –BM.

На рисунке 4 представлена зависимость степени разложения раствора Родамина FL – BM от времени в присутствии образца 18 (номер образца в таблице 1).

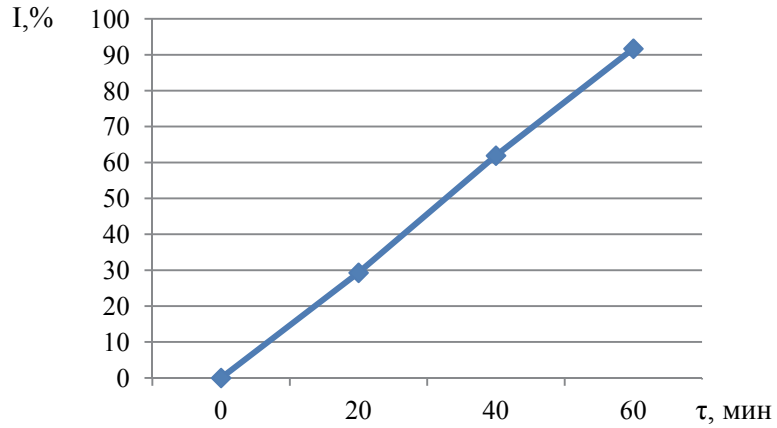


Рисунок 4 – Зависимость степени разложения (I) раствора красителя Родамина FL –BM от времени обработки УФ излучением, в присутствии образца № 18 (номер образца в таблице 1)

При инициировании фотокаталитического процесса излучением УФ диапазона константа скорости разложения составила 0,0173 мин$^{-1}$, а при проведении процесса в условиях естественного освещения – 0,0006 мин$^{-1}$, что сопоставимо с фотокаталитической активностью известных фотокатализаторов на основе диоксида титана.

На основании выполненного исследования можно сделать следующие выводы:

1. Установлена возможность получения наноструктурированного продукта, на 50 % состоящего из титанатов натрия, остальное $H_2Ti_3O_7$ одностадийным методом с использованием алкоксидов титана и 10М раствора гидроксида натрия в условиях гидротермальной обработки.

2. Показано, что продукт обладает развитой удельной поверхностью, которая имеет тенденцию к уменьшению с повышением температуры обработки на заключительной стадии. Оценка размера частиц по величине удельной поверхности свидетельствует о наноразмерности продукта.

3. Получаемый продукт агрегирован, фрагменты агрегатов имеют слоистую структуру. После длительной обработки суспензии ультразвуком удалось зафиксировать, что агрегаты состоят из нанотрубок.

4. Результаты оценки состава получаемого продукта свидетельствуют о возможности частичного удаления натрия в процессе промывки после синтеза.

5. Представляется актуальным уточнение условий промывки продукта после гидротермальной обработки для более полной замены Na^+ на H^+ с целью улучшения его фотокаталитической активности.

6. Показана фотокаталитическая активность Н-титаната в реакции разложения красителя Родамина FL –BM, она сопоставима с фотокаталитической активностью известных фотокатализаторов на основе диоксида титана.

Список использованных источников

1 МорозовА. Н.Синтез и каталитические свойства наноструктурированных покрытий диоксида титана, диссертация на соискание ученой степени кандидата химических наук, Москва 2014, 159 л.

2 Wang, Zh. Bionic cactus-like titanium oxide microspheres and its smart electrorheological activity / Zh.Wang, X.Song, B.Wang // J. of Chemical Engineering Journal. – 2014. – V. 256. – P. 268–279.

3 Jianbo, Y.Electrorheological properties of titanate nanotube suspensions / Y. Jianbo, Zh. Xiaopeng // J. of Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects. – 2008. – V. 329, № 3. – P. 153–160.

4 Зима, Т. М. Гидротермальный синтез наноструктурированного материала на основе TiO_2 в присутствии хитозана / Т. М. Зима, Н. И. Бакланова, А. В. Уткин // Неорган. материалы. – 2012. – Т. 48, № 8. – С. 935–941.

5 Bin, Zh. Phase and morphological transitions of titania / titanate nanostructures from an acid to an alkali hydrothermal environment / Zh. Bin // J. of Materials Chemistry A. – 2013.

УДК 542.128.13

О.А. Алисиенок, ст. преп., канд. хим. наук; В.Г. Шидловская, магистрант;
А.Н. Мурашкевич, проф., д-р техн. наук; И.М. Жарский, проф., канд. хим. наук
Белорусский государственный технологический университет, г. Минск, Беларусь

ФОТОКАТАЛИТИЧЕСКАЯ АКТИВНОСТЬ КОМПОЗИТОВ НА ОСНОВЕ НАНОДИСПЕРСНОГО МОДИФИЦИРОВАННОГО ДИОКСИДА ТИТАНА

Каталитические процессы в последнее времявызывают все больший интерес вследствие возможности решения с их помощью ряда проблем, таких, как бактериологическая очистка, создание сенсоров и устройств нанофотоники, разложение вредных органических соединений в растворах и газах, интенсификация процессов органического синтеза и получения водорода. Наиболее часто в качестве фотокатализатора используют диоксид титана, что связано с его высокой фотокаталитической активностью, химической стабильностью, низкой стоимостью и отсутствием токсичности. Однако практическая реализация фотокаталитических процессов с использованием индивидуального диоксида титана осложнена проявлением некоторых особенностей свойств: при повышенных температурах он претерпевает фазовые превращения, сопровождаемые изменением дисперсности; применение высокодисперсного диоксида титана, в частности в виде гидрозоля, в реальных процессах ограничено, вследствие проблематичности отделения наноразмерных частиц катализатора от субстрата, ширина запрещенной зоны диоксида титана не позволяет эффективно активировать генерацию носителей заряда в нем под действием солнечного излучения [1].

Повышение фотокаталитической активности катализаторов на основе диоксида титана является актуальной задачей современного фотокатализа. Существует несколько основных направлений модификации свойств диоксида титана: увеличение удельной поверхности композита, сохранение развитой поверхности и кристаллической структуры анатаза в широком интервале температур обработки, введение модифицирующих компонентов, образующих в запрещенной зоне диоксида титана примесные уровни, обеспечивающие эффективную генерацию носителей заряда без использования высокоэнергетических источников излучения.

Так как гетерогенные каталитические реакции протекают на поверхности катализатора, использование композитов со структурой «ядро – оболочка», может иметь некоторые преимущества в сравнении с другими морфологиями композитов на основе оксидов титана и кремния:

– более широкие возможности регулирования структурно-адсорбционных характеристик материала за счет автономного формирования «ядра» и «оболочки»;

– регулирование процесса кристаллизации титансодержащего компонента;

– варьирование стоимости катализатора за счет изменения соотношения компонентов;

– возможность получения монодисперсных образцов заданного размера, что особенно важно при использовании их в качестве прекурсоров фотонных кристаллов, а в случае гетерогенного катализа облегчает проблему отделения катализатора от субстрата с целью его повторного применения.

Альтернативным вариантом, направленным на улучшение ФК свойств TiO_2 и смещение спектра поглощения TiO_2 в область видимого излучения, является модификация различными соединениями металлов и неметаллов.

Формирование композита «ядро SiO_2 – оболочка TiO_2» происходило путем взаимодействия частиц диоксида кремния, осажденных из раствора жидкого стекла, и частиц золя диоксида титана, полученных изтетрахлорида титана, в режиме гетероадагуляции. Введение анионных модифицирующих компонентов проводилось на первой стадии термообра-

ботки (сушка при 120-150 °С, прокалка при 700-900 °С). Свойства фотокатализаторов изучены с использованием методов рентгенофазового анализа, адсорбции фенола из раствора фенола в гептане, методом растровой электронной микроскопии.

Фотокаталитические свойства композитов исследовали по реакции разложения модельных растворов красителя Родамин FL-BM, используемого на текстильных предприятиях Республики Беларусь, под действием ультрафиолетового излучения (лампа ДРШ 250-3М), а также в условиях естественного освещения. Фотокаталитическую активность оценивали по уменьшению концентрации красителя, определяемой по коэффициенту поглощения в периодически отбираемых пробах на фотоколориметре КФК–3 при длине волны 566 нм, что соответствует максимуму поглощения красителя. Относительную константу скорости реакции рассчитывали как отношение константы скорости модифицированного композита к константе скорости немодифицированного композита, определенных в одинаковых условиях.

Полученные композиты «ядро SiO_2 –оболочка TiO_2» представляют собой агрегаты сферических частиц размером 200-500 нм. Как видно на рисунке 1 поверхность композитов покрыта высокодисперсными частицами, образующими пористую проницаемую оболочку. По результатам рентгенофазового анализа такие образцы содержат кристаллическую фазу анатаза, размер кристаллитов, оцененный методом Шеррера, составляет 7-15 нм [2].

В работе представлены результаты исследования фотокаталитической активности образцов композита «ядро SiO_2 – оболочка TiO_2» при различных режимах температурной обработки композита, в интервале концентраций модифицирующих компонентов в композит.

Немодифицированные образцы композита «ядро SiO_2 – оболочка TiO_2», содержащие 25-30 мас.% диоксида титана, обладают удельной поверхностью 50-150 $м^2/г$. Фотокаталитическая активность данных композитов зависит от условий термообработки (рисунок 2) [3].

Установлено, что немодифиц ированный композит «ядро SiO_2 – оболочка TiO_2» под действием УФ-излучения проявляет наиболее высокую фотокаталитическую активность при температуре обработки 750 °С. Повышение температуры обработки приводит к активации процесса перекристаллизации анатаз-рутил. Снижение температуры обработки вероятно не позволяет достигнуть максимальной степени кристалличности продукта. Константа скорости для процесса разложения Родамин FL-BM под действием УФ-излучения при температуре обработки 750 °Ссоставляет 0,1 $мин^{-1}$. При активации фотокатализатора естественным излучением максимальная константа скорости разложения составляла $6*10^{-4}$ $мин^{-1}$ при аналогичном содержании красителя и твердого катализатора.

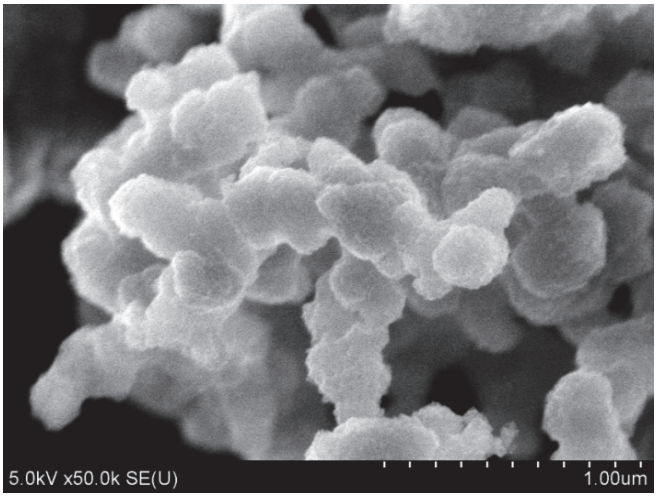


Рисунок 1 – Микрофотография композита «ядро SiO_2 – оболочка TiO_2» (термообработка при 700 °С, содержание диоксида титана 29 мас.%.)

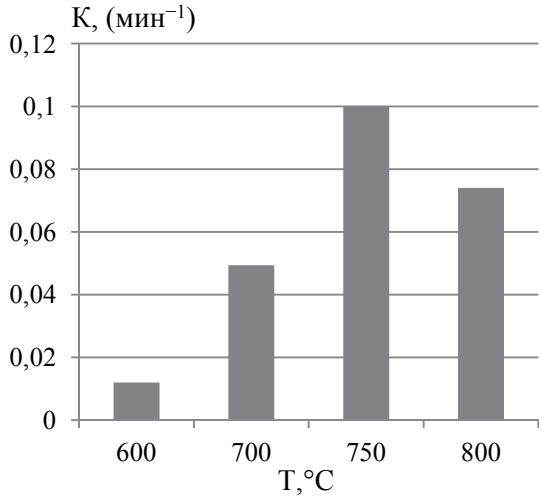


Рисунок 2 – Зависимость константы разложения (К) раствора красителя Родамина FL – BM от температуры обработки «ядро SiO_2 – оболочка TiO_2»

Введение анионных азотсодержащих модификаторов в индивидуальный диоксид титана позволяет увеличить его фотокаталитическую активностьза счет формирования в запрещенной зоне примесных уровней [4]. Изучение процессов модификации композитов «ядро SiO_2 – оболочка TiO_2» гидроксидом аммония в широком интервале концентраций показало, что при активации УФ-излучением значительного увеличения активности катализатора не наблюдается. Как видно на рисунке 3, максимальную фотокаталитическую активность проявляют образцы, прокаленные при 800 °С. Повышение содержания азота приводит к сдвигу максимума активности в область более низких температур.

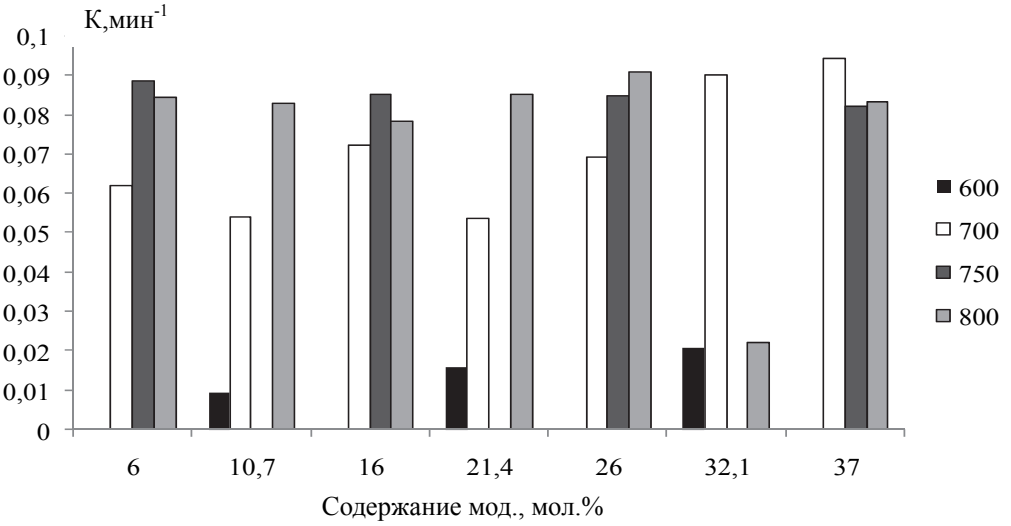


Рисунок 3 – Зависимость константы разложения (К) раствора красителя Родамина FL – BM от температуры, в присутствии образцов композита «ядро SiO_2 – оболочка TiO_2», модифицированных введением NH_4OH

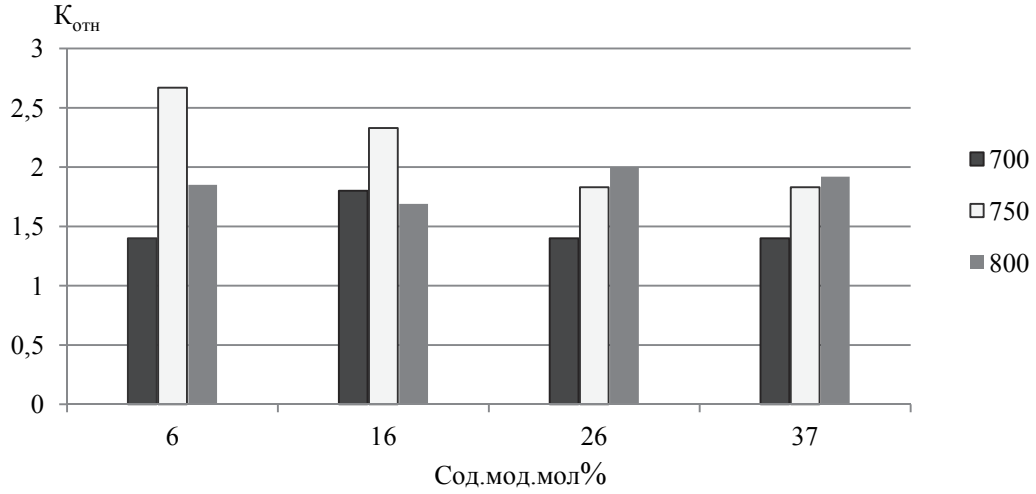


Рисунок 4 – Зависимость относительной константы разложения (К) раствора красителя Родамина FL – BM от содержания модификатора, в присутствии образцов композита «ядро SiO_2 – оболочка TiO_2», модифицированных введением NH_4OH при естественном освещении

Отсутствие значительного увеличения фотокаталитической активности вероятно связано с тем, что при активации диоксида титана УФ-излучением энергия, передаваемая материалу достаточна, чтобы происходила генерация собственных носителей заряда, концентрация которых значительно превышает концентрацию носителей заряда, генерируемых за счет введения в запрещенную зону примесных уровней [5]. Для создания условий, в которых примесная генерация носителей заряда была бы основной, фотокаталитическую ак-

тивность композита протестировали также с использованием естественного излучения в качестве активирующего.

Модификация композитов «ядро SiO_2 – оболочка TiO_2» гидроксидом аммония дает стабильное увеличение константы разложения в 1,4 – 2,7 раз во всем исследованном интервале температур и концентраций. Максимальную фотокаталитическую активность под действием солнечного света проявил образец, прокаленный при 750 °С, содержание модификатора гидроксида аммония в котором составило 6 мол%. Константа равновесия такого процесса составила $1{,}6*10^{-3}$ $мин^{-1}$.

Заключение. Структурно-адсорбционные, поверхностные свойства, а также фотокаталитическая активность композита ядро-оболочка зависит как от состава, так и от режима термообработки. Показано, что композиты «ядро SiO_2 – оболочка TiO_2» обладают высокой фотокаталитической активностью в процессе разложения аминоксантенового красителя Родамина FL – BM под действием УФ-излучения. Полученные результаты позволяют утверждать, что анионная модификация композитов «ядро SiO_2 – оболочка TiO_2» растворами гидроксида аммония, позволяет значительно увеличивать фотокаталитическую активность материала. Полученная константа скорости разложение Родамина при активации процесса естественным излучением составила $1{,}6 *10^{-3}$ $мин^{-1}$, что в 2,7 раз выше по сравнению с немодифицированным композитом.

Список использованных источников

1 Мурашкевич А.Н. , Алисиенок О.А.,Жарский И.М.// Кинетика и катализ. – 2011. – Т. 52. №6. - С. 830-837.

2 Мурашкевич А.Н. Синтез и исследование фазовых превращений в композите SiO_2-TiO_2 при термообработки. / А.Н. Мурашкевич, А.С. Лавицкая, О.А. Алисиенок, И.М. Жарский // Свиридовские чтения: Сб. ст. Вып. 4. – Минск. – 2008.– С 86-92.

3 Мурашкевич А.Н. Получение и свойства композита на основе оксидов титана и кремния / А.Н. Мурашкевич, А.С. Лавицкая // Весці НАН Беларусі. Серыя хімічных навук. – 2007. – № 2. – С. 5–11.

4 Морозов, А.Н. Синтез и каталитические свойства наноструктурированных покрытий диоксида титана: дис. … канд. хим. наук: 05.17.01 / А. Н. Морозов. – М., 2014. – 160 л.

5 Получение и свойства композитов на основе дисперсий оксидов титана и кремния: дисс. … канд.хим.наук: 02.00.11 / О.А. Алисиёнок. – Минск.: БГТУ, 2014. – 145 л.

УДК 541.18.045.2

А.В. Бильдюкевич, академик, проф., д-р хим. наук; В.П. Касперчик, канд. хим. наук
Институт физико-органической химии НАН Беларуси, г. Минск, Беларусь

НАНОФИЛЬТРАЦИОННАЯ ОЧИСТКА ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД ДЛЯ НУЖД ТЕПЛОЭНЕРГЕТИКИ

В последнее время для подготовки воды для нужд теплоэнергетики достаточно широко применяется 2-ступенчатая схема очистки исходной воды мембранными методами: низконапорная тупиковая ультрафильтрация (НТУФ) с последующим обратно осмотическим (ОО) разделением полученного фильтрата [1, 2]. На первом этапе очистки (НТУФ) происходит достаточно эффективное удаление бактериальных, коллоидных и высокомолекулярных органических загрязнений. На втором этапе очистки (ОО) из воды удаляются оставшиеся органические вещества, практически все растворенные соли и происходит ее глубокое умягчение. Такая мембранная схема очистки воды применима для подготовки котловой воды с общей жесткостью менее 10 мкг-экв/$дм^3$. В тоже время нет необходимости для такой высокой степени очистки исходной воды, используемой для подпитки теплосетей. В этом случае качество используемой воды нормируется, прежде всего, по карбонатному индексу. Карбонатный индекс ($И_к$) – предельное значение произведения общей щелочности и кальциевой же-

сткости воды, выше которого протекает карбонатное накипеобразование с интенсивностью более 0,1г/м^2·ч, должен быть не выше приведенных в таблице 1 значений.

Таблица 1 – Нормативные значения $И_к$ при нагреве воды в водогрейных котлах и сетевых подогревателях при pH воды не выше 8,5

Тип оборудования	Температура нагрева сетевой воды, ^{0}C	$И_к$ (мг-экв/дм^3)^2 для системы теплоснабжения	
		открытой	закрытой
Водогрейные котлы, установленные на электростанциях и в отопительных котельных	70 – 100	3,2	3,0
	101 – 120	2,0	1,8
	121 – 130	1,5	1,2
	131 – 140	1,2	1,0
	141 – 150	0,8	0,5
Сетевые подогреватели	70 – 100	4,0	3,5
	101 – 120	3,0	2,5
	121 – 140	2,5	2,0
	141 – 150	2,0	2,0
	151 – 200	1,0	0,5

На наш взгляд подготовку воды для подпитки теплосетей можно проводить в одну стадию при помощи нанофильтрации (НФ) со значительно меньшими энергетическими и капитальными затратами по сравнению с 2-ступенчатой мембранной схемой очистки. Принято считать, что НФ-мембраны обладают высокой селективностью к многозарядным ионам (до 98 %) и органическим соединениям с молекулярной массой свыше 200 Да. Одновалентные ионы для различных типов НФ-мембраны задерживаются на 20–70 %. Вместе с тем процессы нанофильтрационной очистки поверхностных вод исследованы в значительно меньшей степени, чем разделение методом обратного осмоса. Как видно из данных, приведенных в таблице 2, поверхностные воды из различных рек Беларуси имеют разнородный ионный состав, в результате чего параметры нанофильтрационной очистки также изменяются в широких пределах [3].

Как правило, производители НФ-мембран проводят их калибровку по модельным растворам электролитов типа 1-1 (NaCl) и 2-2 ($MgSO_4$). Как видно из данных, представленных в таблице 3, при высокой селективности по $MgSO_4$ мембраны могут проявлять различную селективность по электролиту типа 2-1 ($MgCl_2$). Еще в большей степени селективные свойства мембран могут различаться при разделении сред сложного состава, каковыми являются поверхностные воды. В таблице 4 представлены транспортные характеристики НФ-мембран и степень очистки фильтратов (по удельной электропроводности, χ) в зависимости от степени концентрирования исходной воды Полоцкой ТЭЦ (смесь реки Полота и очистных сооружений до 30 %).

Таблица 2 – Катионный и анионный состав (мг/л) образцов исходной воды и фильтратов после НФ-мембраны НаРМ, определенный при помощи ионного хроматографа Dionex 3000. Степень концентрирования при отборе фильтратов n = 5

Ион	Исходная вода			Фильтрат		
	Западная Двина	Полота	Свислочь	Западная Двина	Полота	Свислочь
Na^+	4,93	8,63	36,72	5,39	8,13	41,77
K^+	2,35	2,31	8,77	1,96	2,72	9,47
Mg^{2+}	8,61	12,10	11,93	0,69	1,31	1,25
Ca^{2+}	48,51	53,75	68,77	5,47	10,19	10,37
Cl^-	5,06	12,60	42,32	2,27	6,40	34,41
SO_4^{2-}	7,97	12,13	33,79	0,17	0,66	1,99
NO_3^-	2,04	5,26	21,37	0,59	2,73	16,56

Таблица 3 – Транспортные характеристики НФ-мембран по модельным растворам

Мембрана	Калибрант	Удельная проницаемость (J), л/м^{2}ч	Коэффициент задержания (R)*,%
РМ33Н	0,5 г/л NaCl	57	50
	2 г/л $MgSO_4$	42	97,5
	2 г/л $MgCl_2$	45	44
НаРМ	0,5 г/л NaCl	29	61
	2 г/л $MgSO_4$	21	98,5
	2 г/л $MgCl_2$	22	95

* при степени отбора фильтрата 15 %

Таблица 4 – Транспортные характеристики НФ-мембран при очистке воды из реки Полота

Мембрана	J, л/м^{2}ч	n	χ,мкСм/см	R,%
РМ33Н	63	1,3	158	51
	59	1,3 – 2	179	44
	57	2 – 3,3/3,3*	220/185*	32/43*
НаРМ	26	1,3	60	81
	25	1,3 – 2	82	74
	25	2 – 3,3/3,3*	106/83*	66/73*

*общий показатель при степени отбора фильтрата 70 %

Таблица 5 – Результаты сезонных испытаний очистки воды реки Полота с использованием НФ-мембран НаРМ. Полоцкая ТЭЦ, степень отбора фильтрата – 70 %

Показатели	Исходная вода	Фильтрат	Концентрат
Окисляемость, мг О/ дм^3	8,6-25,8	0,4-1,3	21,6-66,0
Общая жесткость, мг-экв/дм^3	2,0-2,8	0,38-0,62	6,3-9,4
Магний, мг-экв/дм^3	0,42-0,58	0,04-0,09	1,1-2,3
Кальций, мг-экв/дм^3	1,58-2,22	0,34-0,53	5,4-7,1
Щелочность, мг-экв/ дм^3	1,9-2,1	0,60-0,72	4,4-5,2
Железо, мкг/ дм^3	676-1286	4-24	611-1655
Хлориды, мг/ дм^3	8,8-10,5	6,03-7,89	19,3-25,4
Сульфаты, мг/ дм^3	7,8-19,8	0,6-3,2	23,2-47,4
pH	7,34-7,66	7,02-7,26	7,74-7,96
Мутность, NTU	0,93-3,51	0,08-0,14	1,38-4,88
Цветность, град	81-253	0-7	172-511

Таблица 6 – Результаты сезонных испытаний очистки воды реки Полота с использованием НФ-мембран РМ33Н. Полоцкая ТЭЦ, степень отбора фильтрата – 70 %

Показатели	Исходная вода	Фильтрат	Концентрат
Окисляемость, мг О/ дм^3	14,6-16,8	1,2-1,6	39,4-42,0
Общая жесткость, мг-экв/дм^3	2,55-2,60	1,27-1,30	5,79-6,50
Магний, мг-экв/дм^3	0,50-0,57	0,13-0,14	1,34-1,47
Кальций, мг-экв/дм^3	1,98-2,10	1,14-1,16	4,45-5,03
Щелочность, мг-экв/ дм^3	2,2-2,4	1,1-1,2	3,4-3,7
Железо, мкг/ дм^3	898-1220	10-28	1021-1745
Хлориды, мг/ дм^3	12,0-22,4	10,2-19,3	18,8-32,8
Сульфаты, мг/ дм^3	13,7-34,0	7,42-7,92	49,3-102,4
pH	7,62-7,84	7,32-7,59	7,89-8,05
Мутность, NTU	2,24-4,36	0,08-0,14	3,52-7,45
Цветность, град	122-208	0-7	243-476

Как видно из представленных в таблицах 5, 6 данных для мембраны, проявляющей низкую задерживающую способность по $MgCl_2$ (РМ33Н), происходит значительное уменьшение селективности разделения, как по общему солесодержанию, так и по ионам жесткости: по Mg^{2+} с 85 до 77 %, по Ca^{2+} с 76 до 48 %.

Таким образом, при проведении исследований транспортных характеристик НФ-мембран по модельным растворам и разделению поверхностных вод установлено:

– высокая степень очистки от органических соединений (≤ 2 мг О/дм^3) и железа (≤ 50 мкг/дм^3) достигается вне зависимости от сезонных колебаний химического состава исходной воды для всех типов НФ-мембран;

– также происходит глубокая очистка воды по параметрам мутности (0,08 – 0,14 NTU) и цветности (0 – 7 град);

– общая щелочность уменьшается примерно в 3 раза (с 1,9 – 2,1 до 0,60 – 0,72 мг-экв/дм^3) для мембраны НаРМ, для мембран РМ33Н наблюдаемое изменение щелочности значительно меньше;

– для наиболее селективных НФ-мембран происходит частичное обессоливание воды (общее солесодержание снижается на 25-30 %, в т.ч. по ионам кальция и магния на 78-85 %), а карбонатный индекс фильтрата не превышает 0,4 (мг-экв/дм^3)^2.

Следует отметить необходимость входного контроля транспортных характеристик мембран для использования в процессах подготовки поверхностных вод для последующего использования в подпитке тепловых сетей. Тестирования изготовителями НФ-мембран по модельным растворам электролитов типа 1-1 (NaCl) и 2-2 ($MgSO_4$) явно недостаточно для прогнозирования их селективных свойств мембран по растворам сложного состава. Нами установлено, что высокая задерживающая способность НФ-мембран по электролиту типа 2-2 не может однозначно свидетельствовать о пригодности мембран для разделения реальных многокомпонентных сред. Высокая селективность по солям жесткости обеспечивается только для НФ мембран, проявляющих высокую задерживающую способность по модельным растворам электролитов как типа 2-2, так и 2-1.

С учетом результатов исследований в рамках выполнения задания № 3 ГНТП «Энергетика-2015» разработана, изготовлена и смонтирована на филиале «Полоцкая ТЭЦ» РУП «Витебскэнерго» опытная установка нанофильтрации производительностью до 20 м^3/ч (рисунок).



Рисунок – Общий вид опытной установки нанофильтрации в химическом цеху Полоцкой ТЭЦ

Установка прошла приемочные испытания, в результате которых установлено, что качество полученного фильтрата соответствует требованиям «Правил технической эксплуатации электрических станций и сетей» (ПТЭ) для подпитки тепловых сетей, в том числе по показателям: жесткость общая и карбонатный индекс. Установка обеспечивает снижение содержание железа до 50 мкг/дм^3 и перманганатной окисляемости до 2 мгО/дм^3.

Качество воды, полученное после обработки фильтрата на Na-катионитовом фильтре второй ступени, соответствует требованиям ПТЭ по качеству питательной воды для паровых котлов на Полоцкой ТЭЦ. Таким образом, использование нанофильтрационных методов очистки позволяет обеспечить необходимое качество воды для подпитки теплосетей и исключить из существующей схемы водоподготовки обработку воды в осветлителе и в Na-катионитовых фильтрах первой ступени.

Список использованных источников

1 Первов А.Г. Современные высокоэффективные технологии очистки питьевой и технической воды с применением мембран: обратный осмос, нанофильтрация, ультрафильтрация.– М.: АСВ, 2009.– 231 с.

2 Пантелеев А.А., Рябчиков Б.Е., Хоружий О.В., Громов С.Л., Сидоров А.Р. Технология мембранного разделения в промышленной водоподготовке. – М.: ДеЛи плюс, 2012. – 429 с.

3 Касперчик В.П., Яскевич А.Л., Бильдюкевич А.В., Полешко Г.Д., Гулис И.Г. Удаление минеральных и органических веществ из поверхностных вод с использованием нанофильтрации // Весці НАН Беларусі. Сер. хім. навук. – 2014. – № 4. – С. 21-25.

УДК 628.16.081.3

И.В. Косогина, доц., канд. техн. наук; И.М. Астрелин, проф., д-р техн. наук;
С.А. Кирий, асп.; В.В. Носик, магистр
Национальный технический университет Украины
«Киевский политехнический институт им. И.Сикорского», г. Киев, Украина

СИНТЕЗ КОМПОЗИЦИОННЫХ СОРБЕНТОВ ИЗ АКТИВИРОВАННОГО УГЛЯ И ОТХОДОВ ГЛИНОЗЕМНЫХ ПРОИЗВОДСТВ

Из известных методов глубокой очистки сточных вод наиболее перспективным является сорбционный метод, за его простоту и большое разнообразие сорбционных реагентов. Глубокой очистки воды сорбционными методами можно достичь модифицированием поверхности активированных углей (АУ). Как модификаторы могут быть использованы компоненты отходов глиноземных и пищевых производств. Перспективным направление создания эффективного сорбционного материала с привитыми функциональными группами на поверхности АУ является использование как модификатора металлсодержащих составляющих отходов глиноземных производств – «красный шлам» (КШ). «Красный шлам» – побочный продукт в процессе переработки бокситов по методу Байера. Независимо от того, каким именно способом осуществляют процесс производства глинозема, «красный шлам» содержит шесть основных элементов – Si, Al, Fe, Ca, Ti, Na. Химический состав «красного шлама», полученного методом Байера при производстве глинозема, приведен в таблице.

Таблица – Химическийсостав «красного шлама»

Компонент	Содержание компонентов в КШ, % масс.
Fe_2O_3	40-55
Al_2O_3	14-18
SiO_2	5-10
CaO	5-10
TiO_2	4-6
Na_2O	2-4

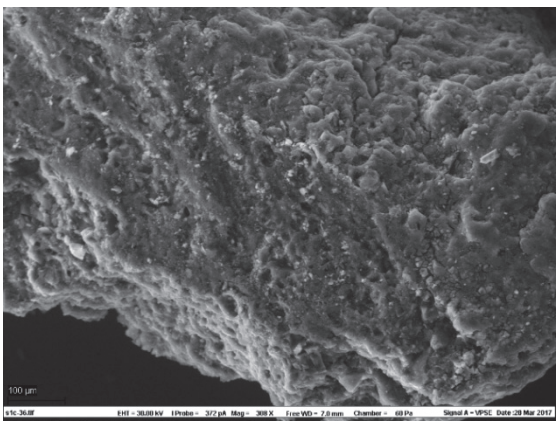
Модифицирования поверхности АУ оксидами железа может интенсифицировать процессы биосорбции и биорегенерации, окислительные процессы деструкции органических веществ, увеличить скорость иммобилизации бактерий и усилить их устойчивость к неблагоприятным внешним условиям.

Целью работы является - обоснование путей синтеза новых эффективных и дешевых сорбентов на основе композиций из активированного угля и отходов глиноземных производств. Для достижения поставленной цели необходимо было решить следующие задачи, а именно: синтезировать композиционные сорбенты на основе АУ и твердых отходов глиноземных производств; оценить характеристики полученных сорбентов на примере сорбции остатков синтетических красителей из загрязненных или сточных вод.

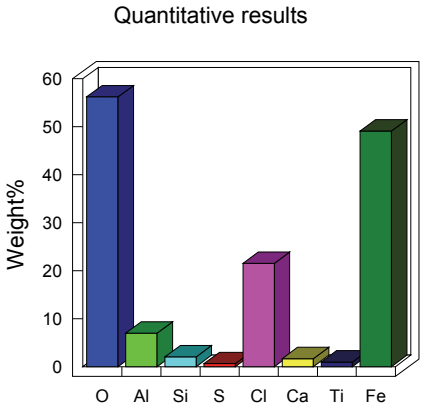
При выявлении рациональной структуры АУ для водоочистки, помимо стандартных характеристик (эффективная удельная поверхность, адсорбционный объем пор, объем микро- и супермикропор, доля мезопористого пространства), следует принимать во внимание доступность пористого пространства для эффективной адсорбции больших молекул или ассоциатов многих органических веществ. Диапазон размеров молекул и их ассоциатов, содержащих в стоках и в водоемах различных категорий очень широкий и охватывает интервал от 0,5 до 10 нм и более. Поэтому лишь небольшая доля адсорбционного объема большинства промышленных АУ доступна для сложных органических веществ, содержащихся в природной и биологически очищенных сточных водах. Из-за несоответствия структуры промышленных адсорбентов задаче их применения при глубокой очистке воды удельный расход первых многократно превышает действительно необходимую величину, которая зависит от рациональной пористой структуры для удаления данного типа загрязнений. Известно [1], что при адсорбции сложных молекул природных и синтетических органических веществ наибольшее значение имеет развитие удельной поверхности мезопор в интервале эффективных радиусов 1,5-4,5 нм. При этом для обеспечения адсорбции низкомолекулярных органических соединений необходимо также наличие большого количества микропор, то есть отношение объемов микропор и мезопор должно обеспечивать избирательность адсорбции как больших, так и низкомолекулярных органических соединений в очищаемой воде. Установление закономерностей глубокого извлечения различных типов органических веществ и их смесей, которые присутствуют в стоках и в источниках водоснабжения, адсорбентами, полученными из углей, является предметом значительного количества научных исследований [2].

Для синтеза гранулированного композиционного сорбционного материала использовали «красный шлам», глину, как связующее, и порошковый активированный уголь в соотношении 1: 1: 0,5 при тщательном смешивании. К этой смеси было добавлено соответствующее количество воды до перехода реагентов в пастообразную форму. Сформированые и высушенные гранулы помещали в титановый тигль, тигль - в кварцевую трубку и трубку - в трубчатую печь,продуваемую инертным газом, нагревали смесь до 350-400 °С в течение 30 мин до постоянной массы.

Элементный состав полученного сорбционного материала исследовали СЕМ-микроскопией на сканирующем электронном микроскопе EVO 50XVP (CarlZeiss) з системою INCAEnergy 350 (OxfordInstruments) с увеличением в 1000 раз (рисунок 1).



а



б

а – СЕМ изображение; б – элементный состав

Рисунок 1 – Результаты микроскопического исследования сорбционного материала

Анализом полученных данных установлено наличие оксидов железа, алюминия и титана, которые являются основными компонентами «красного шлама» в составе полученного сорбционного материала.

Проверено возможность использования полученного сорбционного материала для очистки сточных вод, загрязненных красителем «Прямым пурпурным» и установлено рациональные условия сорбционной очистки воды. Сорбционные испытания проводили по стандартной методике.

Исследовано влияние исходной концентрации красителя «прямого пурпурного» на степень очистки воды на полученном сорбционном материале при различном pH среды (рисунок 2).

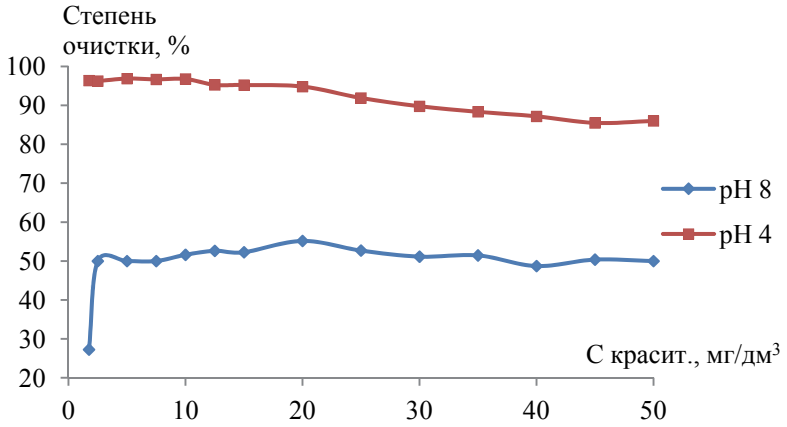


Рисунок 2 – Зависимость степени очистки воды от исходной концентрации красителя

Установлено, что при дозе сорбента 1 г/дм^{3}эффективность очистки воды достигает 50-55 % при концентрации красителя от 5 до 50 мг/дм^3 в слабо щелочной среде, и 96 % при концентрации красителя до 20 мг/дм^3 в кислой среде.

Исследовано влияние дозы полученного сорбента на основе порошкообразного угля и «красного шлама» на эффективность извлечения красителя в кислой среде. Установлено, что для данного сорбента увеличение степени сорбции красителя наблюдается в диапазоне доз от 1 г до 5 г. При дозе 5 г степень очистки воды составила 100 %.

Исследовано влияние продолжительности сорбции на эффективность извлечения красителя в кислой среде. Установлено, что для сорбента на основе порошкообразного угля и «красного шлама» увеличение степени сорбции наблюдается при продолжительности сорбционного процесса до 120 мин, далее степень очистки не меняется.

Подтверждена высокая эффективность сорбционного материала в кислой среде: достигается 96 %-ая степень очистки воды. Рациональными условиями использования полученного материала является ограничение по начальной концентрации красителя до 20 мг/дм^3, проведение сорбционного процесса в кислой среде при дозе сорбционного материала 1 г/дм^3, продолжительности сорбции 2 ч.

Для полученного сорбента на основе экспериментальных данных определены основные сорбционные свойства. Изотерма сорбции красителя на полученном сорбенте представлена на рисунке 3.

Проведено математическую обработку изотерм сорбции для гранулированного сорбента на основе порошкообразного угля и «красного шлама» по модели Ленгмюра (рисунок 4 а). Рассчитано емкость монослоя, которая по модели Ленгмюра составила 32,68 мг/г, и константу Ленгмюра К – 1,63 дм^3/г. Проведено математическую обработку результатов по модели Фрейндлиха (рисунок 4 б) и рассчитаны основные параметры: константа Фрейндлиха К составила 18,89 дм^3/г, а константа n – 3,22. Анализ полученных данных по сорбционным характеристикам показывает соизмеримость полученного материала с характеристиками товарных углей.

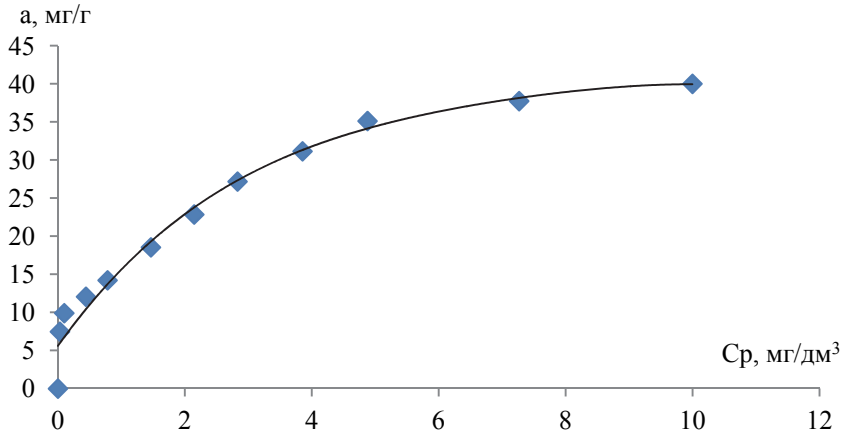
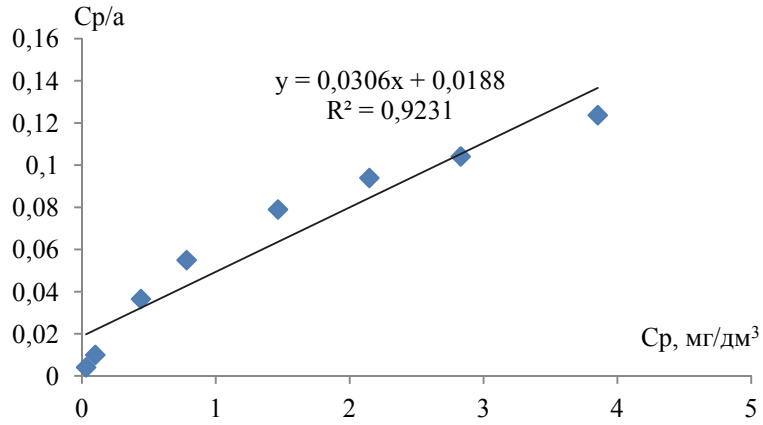
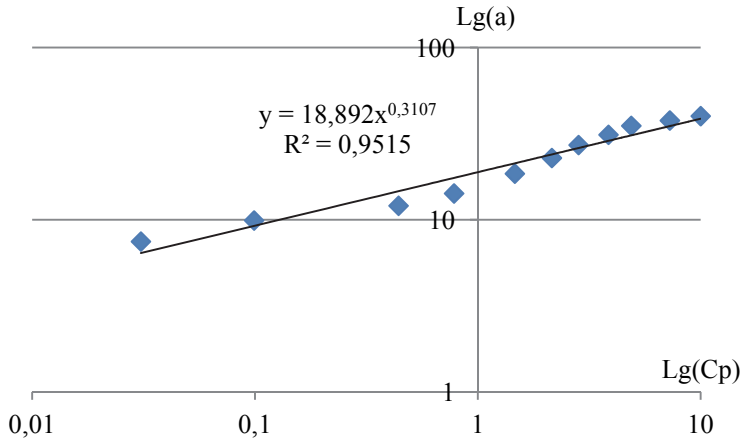


Рисунок 3 – Изотерма сорбции красителя «прямого пурпурного» на полученном сорбционном материале



а



б

Рисунок 4 – Математическая обработка изотермы сорбции по моделям Ленгмюра (а) и Фрейндлиха (б)

Использование отходов в составе адсорбционного композита снижает стоимость последнего и определенным образом решает проблему утилизации отходов глиноземных производств. К недостаткам полученного материала можно отнести невысокую прочность гранул, в результате чего отделение отработанного сорбента от сточных вод несколько осложняет этот процесс. В дальнейших исследованиях планируется получение гранулированного сорбента с высокой прочностью гранул.

Список использованных источников

1 Новые возможности адсорбционного фильтрования в технике водоподготовки и глубокой очистки сточных вод/ Гончарук В.В., Клименко Н.А., Тимошенко Н.М.// Химия и технология воды. – 1994 – Т. 16. – №1. – С. 37–38.

2 Самофалов В.С. Переработка антрацита в сорбционные материалы различного назначения: Автореф. дис. канд. тех. наук: 05.17.07/ Юж.–Рос. гос. тех. унив. – М. – 2004. – 24 с.

UDC 628.16

T.V. Solodovnik, H.S. Stolyarenko, A.A. Slis
Cherkasy State Technological University, Cherkasy, Ukraine

PROSPECTS OF USING COMPLEX COAGULATION SYSTEMS BASED ON CHITOSAN IN WATER TREATMENT PROCESSES

1. Introduction. Nowadays involving environmentally friendly reagents and materials is gaining additional importance in water treatment processes, especially if we take into consideration the latest developments in science. Aluminium sulfate, aluminium chloride and ferric chloride are widely used in coagulation processes, however, as a result of involving these coagulants the concentration of metal ions dissolved in water increases. Therefore, it is advisable to give preference to inorganic coagulants in combination with synthetic or natural flocculants. Due to the growing demand for environmentally friendly materials it could be advisable to use flocculants based on chitosan in order to improve the coagulation and flocculation processes. Chitosan, which is a polysaccharide produced by chitin deacetylation, is a positively charged natural and non-toxic polyelectrolyte widely used in the flocculation of negatively charged suspended particles in water treatment (Figure 1) [1]. Therefore, studying and developing effective complex coagulants that could replace conventional coagulation systems becomes a topical problem nowadays. In this research we analyzed the optimum dosage and pH of complex coagulation systems with chitosan using Jar test methodology.

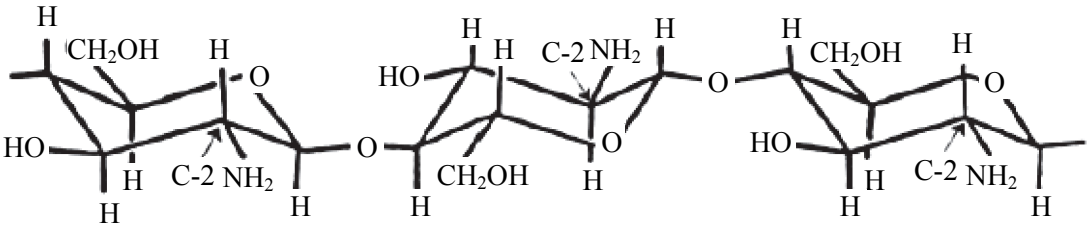


Figure 1 – Chitosan

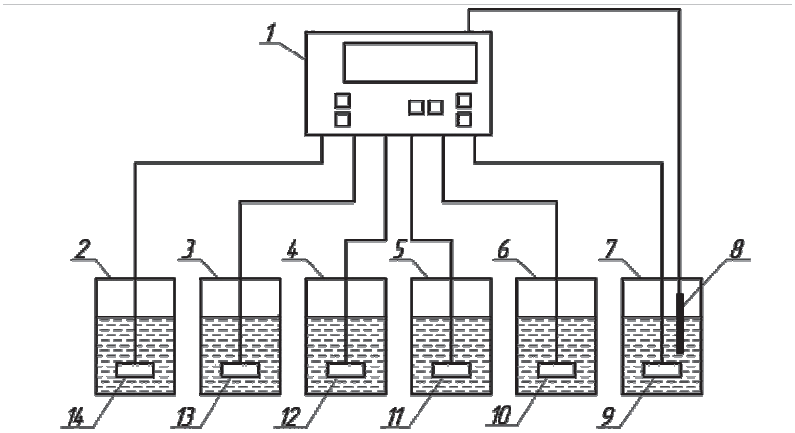
2. Methods and materials. For experimental studies we used a conventional jar test apparatus (Figure 2) which consists of 6 1 L beakers, 6 mechanical stirrers with adjustable rotation speed and mixing time. These parameters are regulated by using Flocculator 2000. The device is additionally equipped with a pH electrode to control the pH in water samples. The pH of water sample was adjusted using HCl and NaOH solutions with concentration 0.1M. All tests were carried out by using synthetic coloured water. To prepare dyed solutions, 0.1 g of dye (active blue 3SWT) was dissolved in 1 L of distilled water and stirred on a magnetic stirrer at a rate of 20 rpm. This solution was used as a starting material for preparation of model solutions with a dye concentration of 0.02 g/l. Experiment was conducted at 140 rpm of mixing rate for 3 min after adding coagulant then the speed was redused to 50 rpm for 10 min and 20 min of setteling time.

In the experiment, $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ and $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ were used as coagulants. To prepare solutions of coagulants, 10 g of the substance was dissolved in 100 ml of distilled water, thus obtaining a concentration of 10% coagulant solution. Flocculant solution was prepared by dissolv-

ing 1 g of chitosan (manufactured by ZAO Bioprogress with a degree of deacetylation of 82%) in 1 ml acetic acid and diluted in 100 ml of distilled water. The resulting solution was stirred with a magnetic stirrer until chitosan dissolves completely.

Residual iron levels were measured with the help of the spectrophotometry method. Colour levels were determined using visual method.

3. Results. The objective of the first stage of the research was to determine the optimal dose of coagulant $FeCl_3$. The results are presented in Figure 3. The effect of the dosage under question was analyzed at pH 7.5 for a range of coagulant dosage which varied from 20 mg/l to 70 mg/l.



1 – Flocculator 2000 Kemira; 2-7 – beaker volume of 1 L; 8 – pH electrode; 9-14 – mechanical stirrers

Figure 2 – Laboratory equipment for Jar tests

Figure 3 demonstrates that an increase in the dose of coagulant colour level remained almost the same (from 74 to 73 units), while iron concentration in treated water increased from 1 to 33 mg/l. Therefore, the optimum ferric chloride dosage for this research was determined at 20 mg/l.

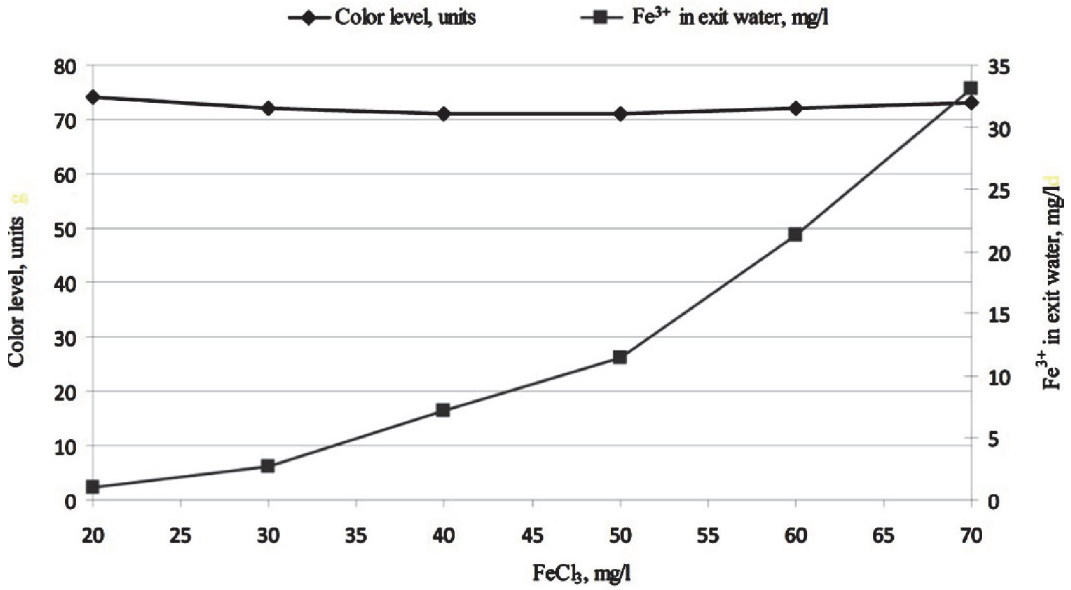


Figure 3 – Determination of $FeCl_3$ optimum dosage (mg/l) f or removal of colour level in synthetic water at pH of 7,5

The next stage of the experiment served to determine the optimal dose of chitosan in combination with coagulant at pH = 7.5. The experimental results are shown in Figure 4. $FeCl_3$ (20 mg/l) was used as the coagulant. Dosage of chitosan varied from 2 to 20 mg/l.

Taking the figures into consideration, the optimum dosage of chitosan was established as 15 mg/l in complex with $FeCl_3$. Increasing the specified dosage causes more intensive colour levels, probably due to restabilization of suspended solids. The current experiment also demonstrated that removing colour was more effective and its level dropped to 21 units in comparison to 74 units in the previous experiment.

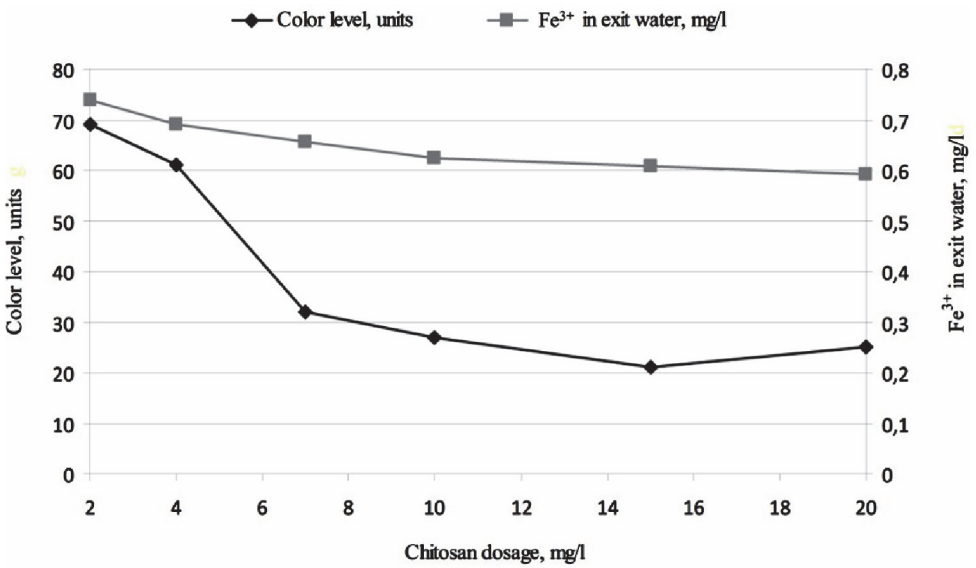


Figure 4 – Determining optimum dosage of chitosan in combination with $FeCl_3$ concentration of 20 mg/l at pH 7.5 to decrease colour levels in water solutions

In the next experiment Jar tests were conducted to determine optimum pH values for comlex coagulants. The results were presented in Figure 5.

The effect of pH was analyzed at previously determined optimum dosages of complex coagulants, for pH range varying from pH 3.5 to pH 9.5.

By analyzing this curve, it was proved that complex produces significant reduction of colour levels between pH 8.5-9.5. The highest degree of cleaning was achieved at pH 9.5 – colour level was 10 units, residual iron remained 0.17 mg/l. The excess alkalinity in water was required to complete hydrolysis of coagulant.

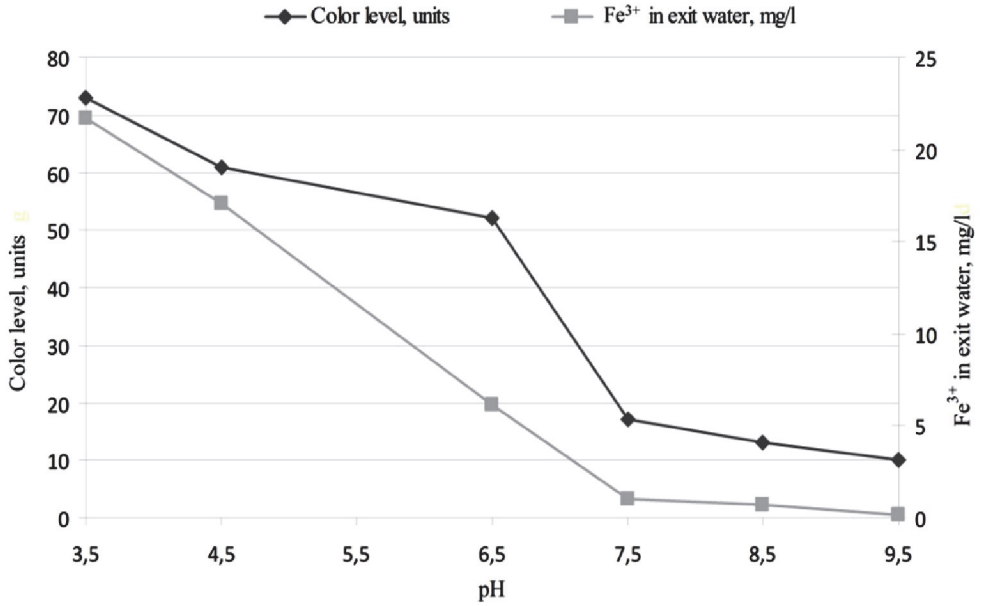


Figure 5 – Effect of pH on the colour removal in water solutions, using complex coagulant: $FeCl_3$:chitosan at ratio of 1.3:1

4. Conclusions. The results of this study prove that using complex systems has several advantages as compared with conventional coagulants for water treatment: they increase formation of flakes and their sedimentation, reduce costs of coagulants and flocculant, reduce the concentration of ions Fe^{3+} in purified water, increase the level of cleaning coloured solutions. It was shown that chitosan successfully promotes flocculation of anionic suspended particles and reduces content of metal ions in purified water.

References

1 D. Zeng, J. Wu and J. F. Kennedy. (2008). Application of a Chitosan Flocculant to Water Treatment, *Carbohydrate Polymers*, Vol. 71, No. 1, 2008, pp. 135-139.

2 Renault F, Sancey B, Badot PM, Crini G. (2009). Chitosan for coagulation/flocculation processes - An eco-friendly approach. Eur Polym; 45:1337-48.

3 Vaidya, M.V., Bulusu, K.R., (1984). Chitosan as Coagulant and Coagulant Aid.IE.J.Environment., 64:43-48.

4 Amudaa, O. S. and Amoob, I. A. (2007). Coagulation/Flocculation Process and Sludge Conditioning in Beverage Industrial Wastewater Treatment." Journal of Hazardous Materials. 141. 778-783.

5 B. Bina, M. H. Mehdinejad, M. Nikaeen, H. Movahedian Attar Effectiveness of chitosan as natural coagulant aid in treating turbid waters. Iran. J. Environ. Health. Sci. Eng., 2009, Vol. 6, No. 4, pp. 247-252.

УДК 628.316.12:546.47

Н.М. Толстопалова, Т.И. Обушенко, А.С. Болелый
Национальный технический университет Украины
«Киевский политехнический институт им. И.Сикорского», г. Киев, Украина

ФЛОТОЭКСТРАКЦИОННОЕ УДАЛЕНИЕ ИОНОВ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ ИЗ СТОЧНЫХ ВОД

Одним из основных источников загрязнения поверхностных вод тяжелыми металлами являются сточные воды гальванических производств, а также сточные воды обогатительных фабрик. Для удаления ионов тяжелых металлов из сточных вод гальванических производств используют в основном реагентные методы очистки, основным недостатком которых являются безвозвратная потеря ценных компонентов и необходимость утилизации больших количеств влажного осадка. Поэтому поиск методов, позволяющих проводить регенерацию ценных компонентов, является одним из основных направлений развития технологий очистки сточных вод от ионов тяжелых металлов.

К числу распространённых методов очистки сточных вод от ионов токсичных металлов относятся флотация и экстракция. Экстракция эффективна, когда концентрация токсичных веществ превышает 1 г/дм^3, а кислотность водной фазы высока. При выделении металлов из более разбавленных растворов применение экстракции нецелесообразно из-за повышенного расхода дорогостоящих экстрагентов. Ионная флотация, в свою очередь, высокопроизводительна и эффективна при переработке низкоконцентрированных растворов, однако в этом случае часто наблюдается загрязнение пенного продукта очищаемым раствором и содержащимися в нём примесями. Флотоэкстракция является комбинацией ионной флотации и жидкостной экстракции и сочетает положительные стороны обоих методов. Под флотоэкстракцией понимают такой флотационный процесс, при котором сфлотированное вещество (сублат) концентрируется в тонком слое органической несмешивающейся с водой жидкости, находящейся на поверхности водной фазы. В отличие от обычной жидкостной экстракции, в данном процессе массопередача из водной в органическую фазу происходит с участием пузырьков газа. Процесс реализуется при небольших расходах газа, не разрушающих верхний слой органической жидкости. Сублат может, как раство-

рятся на поверхности жидкости, так и образовывать взвесь, которая удерживается благодаря смачиванию. Хотя первоначально флотоэкстракция была предложена для извлечения ионов металлов с помощью ПАВ, впоследствии этот процесс был реализован в других случаях: при извлечении растворимых органических веществ на основании их собственной поверхностной активности, при флотации осадков и гидрофобных жидкостей. В настоящее время флотоэкстракция, как метод разделения и концентрирования, находит свое применение при очистке сточных вод от органических и неорганических примесей, находящихся в растворенной форме и в виде нерастворимых в воде соединений (жидкостей и твердых веществ), и в аналитической химии, как способ количественного определения следов металлов и поверхностно-активных веществ. Изначально предполагалось, что преимущество флотоэкстракции перед обычной ионной флотацией заключается только в отсутствии пены. Однако в настоящее время отмечаются также следующие достоинства: возможность работать с большими объёмами водных объектов, концентрирование которых может легко превысить соотношение 100:1, что позволяет использовать флотоэкстракцию для извлечения анализируемых веществ (ионов металлов, ПАВ) в микро-, нано-, количествах в аналитических целях; активное вещество, выносится пузырьками газа и поступает в верхний слой гидрофобной жидкости без перемешивания фаз. Таким образом, процесс разделения обеспечивает большую селективность, потенциально большую, чем другие флотационные процессы. Кроме того, равновесный процесс переноса вещества, характерный для экстракции, во флотоэкстракции возможен только на границе раздела фаз, а не в объёме. То есть процесс флотоэкстракции является неравновесным и не лимитируется константой распределения. Поэтому извлечение незначительных количеств элементов может теоретически достигать 100 %. Во многих случаях то, что извлекаемое вещество сконцентрировано в органической фазе значительно облегчает его дальнейшую переработку.

При всех очевидных преимуществах флотоэкстракции, этот метод в настоящее время не нашел широкого промышленного использования, хотя имеется множество экспериментальных исследований, которые устанавливают рациональные параметры процесса и все новые и новые области его применения [1].

Исследования по применению флотоэкстракции для очистки сточных вод от ионов тяжелых металлов малочисленны и носят разрозненный несистематичный характер. Однако такая особенность флотоэкстракции, как возможность многократной концентрации ионов металлов в небольших объемах органического растворителя вне зависимости от коэффициента распределения, указывает на перспективность этого метода для очистки сточных вод, загрязненных тяжелыми металлами, с целью последующей их регенерации.

Нами изучены закономерности флотоэкстракции ионов тяжелых металлов (Ni^{2+}, Fe^{3+}, Cu^{2+}, Zn^{2+}) из модельных водных растворов с концентрациями 10-250 мг/дм^3.

Процесс флотоэкстракции проводили в стеклянной колонке, выполненной в виде цилиндра, дном которого служил фильтр Шотта. Через пористую перегородку подавался газ (азот) из баллона. Во избежание возможных изменений объема раствора, азот пропускался через склянку Дрекселя с водой для насыщения водными парами. Расход газа контролировался ротаметрами на входе и выходе из колонки. Процесс проводили до постоянных остаточных концентраций ионов металла, которые определяли по стандартным методикам [2] на сканирущем спектрофотометре Portlab 501, значения pH контролировали с помощью pH-метра Portlab 102.

На процесс флотоэкстракции влияет много факторов. Первая группа факторов – характеристики водной и органической фаз (pH, концентрация ПАВ, ионная сила, присутствие примесей в растворе, вид экстрагента и его объем). Вторая группа –технологические параметры (расход газа, размер пузырьков газа, соотношение водной и органической фаз, продолжительность процесса, температура, геометрия флотационной колонки).

Выбор собирателя при промышленном использовании ионной флотации, частным случаем которой является флотоэкстракция, основан на нейтрализации заряда катиона или аниона соответствующим ионогенным поверхностно-активным веществом (ПАВ), то есть при необходимости флотации катиона используют анионные ПАВ, при флотации аниона –

катионные. Необходимо наличие у собирателя способности образовывать с металлом труднорастворимое гидрофобное соединение (сублат). В работе использовали ПАВ анионного типа (додецилсульфат натрия и мыла насыщенных органических кислот) [3-4].

Выбор флотоэкстрагента, чаще всего проводится экспериментально. Известно, что необходимыми свойствами растворителя должны быть некоторая полярность, низкая растворимость в воде, плотность порядка 0,75-0,90 г/см^3, нелетучесть при комнатной температуре, максимальная способность аккумулировать сублат. В общем случае, эффективность процесса тем выше, чем выше растворимость комплекса в растворителе. В наших исследованиях лучшие результаты были получены с высшими спиртами. Как показывает рисунок 1 увеличение алкильной цепи приводит к повышению эффективности флотоэкстракции для всех исследованных спиртов (кроме деканола) и корелирует с их плотностью – при увеличении плотности увеличивается степень извлечения. При использовании деканола наблюдалось повышенное пенообразование, низкая степень извлечения, а также образование эмульсии, что является нежелательным эффектом.

Кроме того, было установлено, что разветвленные спирты лучше удерживают сублат, чем неразветвленные. Так изоамиловый спирт более эффективный для флотоэкстракции, чем пентанол.

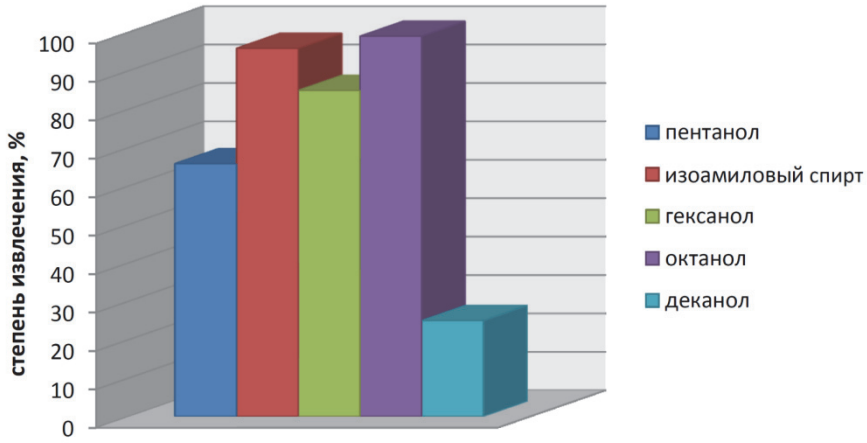


Рисунок 1 – Эффективность флотоэкстракции ионов никеля с разными флотоэкстрагентами

Важным фактором флотоэкстракционного процесса является pH раствора, поскольку он определяет наличие частиц, принимающих участие в удалении ионов металла. Изменение pH может приводить к смене заряда колигенда вследствие гидролиза, образования других комплексов, образования осадков. Проведенные исследования позволяю рекомендовать следующие значения pH: 8-9 для Ni^{2+} (рисунок 2), 7-8 для Fe^{3+}, 5-6 для Cu^{2+}, 6-7 для Zn^{2+}.

Ниже представлены результаты исследования зависимости степени извлечения ионов никеля от pH среды. В сильнокислой среде (pH 2 – 4) никель существует в водном растворе преимущественно в виде ионов Ni^{2+}, которые не могут непосредственно извлекаться в органическую фазу. Можно предположить, что никель удаляется в виде средних солей, образующихся в водной фазе по реакциям:

$$Ni^{2+} + C_{12}H_{25}SO_4^- \rightarrow C_{12}H_{25}SO_4Ni^+, \quad (1)$$

$$C_{12}H_{25}SO_4Ni^+ + C_{12}H_{25}SO_4^- \rightarrow (C_{12}H_{25}SO_4)_2Ni \quad (2)$$

Образование средней соли по реакции (2) маловероятно из-за пространственных препятствий. Увеличение степени извлечения ионов никеля при pH 5-8 можно объяснить образованием $NiOH^+$ (pH 5), который присоединяет адсорбированные на поверхности пузырька газа анионы ПАВ с образованием основной соли.

$$Ni(OH)^+ + C_{12}H_{25}SO_4^- \rightarrow Ni(OH)\,C_{12}H_{25}SO_4. \quad (3)$$

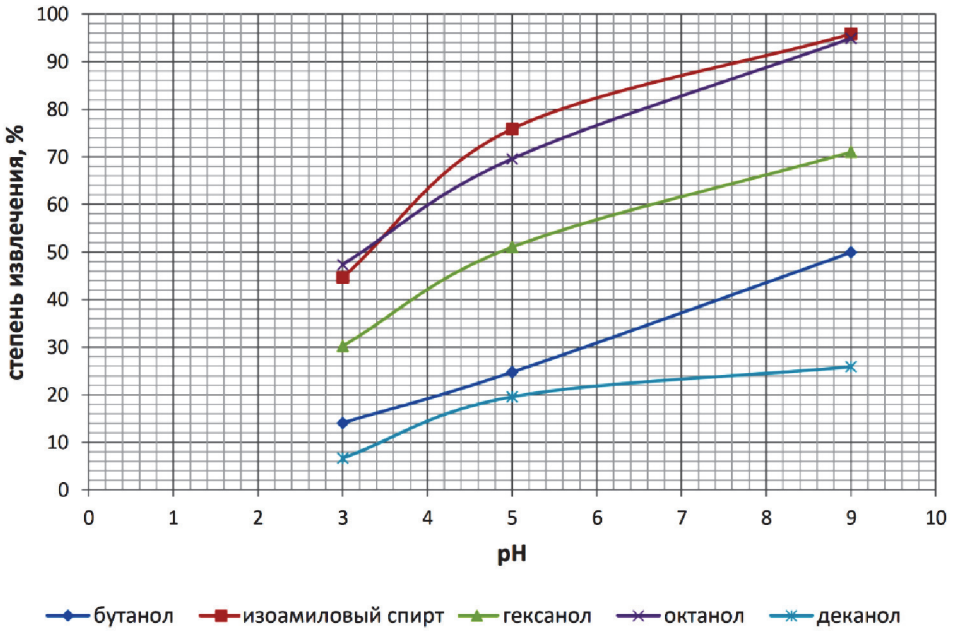


Рисунок 2 – Зависимость степени удаления никеля от pH раствора.

При pH 9, согласно данным потенциометрического титрования, в водной фазе образуются молекулы $Ni(OH)_2$, которые прилипают к пузырькам газа за счет адгезии. Роль ПАВ при этом сводится к стабилизации поверхности пузырьков и снижению поверхностного натяжения на границе раздела фаз раствор – органический слой, что облегчает переход сублата в органическую фазу.

Молекулы ПАВ принимают непосредственное участие в образовании сублата. Они влияют также на степень извлечения, уменьшая значение свободной поверхностной энергии на границе раздела органической и водной фаз. ПАВ уменьшает поверхностное натяжение водной фазы и размер пузырьков газа, что увеличивает эффективность флотоэкстракции. Однако, избыток ПАВ приводит к конкуренции за место на поверхности пузырька. Кроме того, большая концентрация ПАВ может приводить к образованию пены в верхней части колонки.

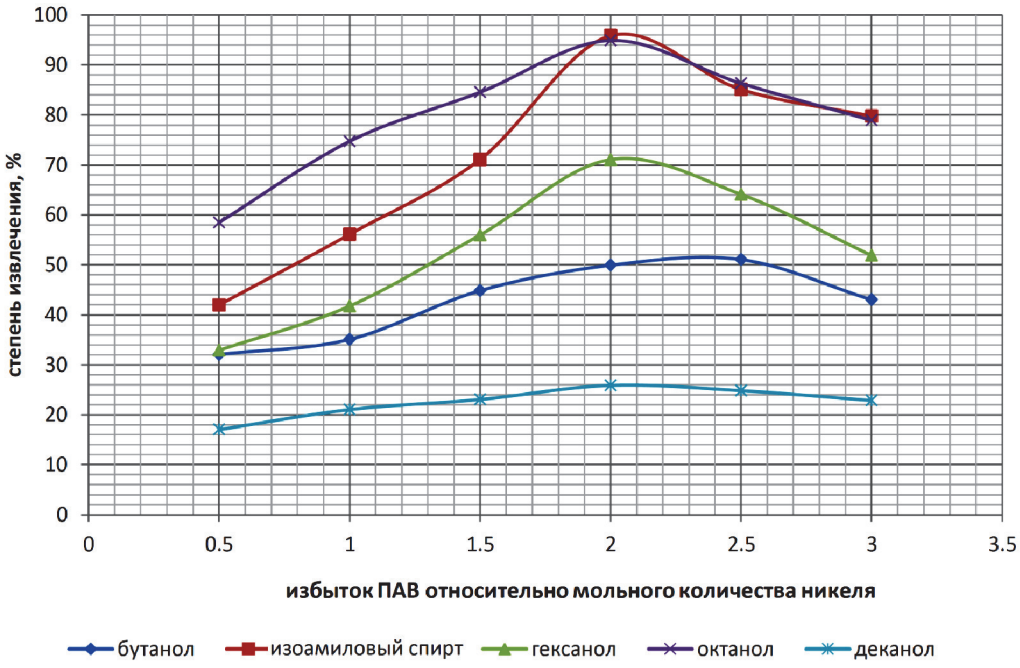


Рисунок 3 – Зависимость степени удаления ионов никеля от молярного соотношения Ni^{2+}: ПАВ.

Зависимость степени удаления ионов никеля от молярного соотношения ПАВ: Ni^{2+} (рисунок 3) показывает, что оптимальное количество ПАВ, обеспечивающее максимальное удаление ионов никеля (95,85 %), соответствует Ni^{2+} : ПАР = 1:2.

Для исследования влияния размера пузырьков газа на процесс флотоэкстракции использовали фильтры Шотта с размерами пор 16, 40 и 100 мкм. Лучшие результаты получены для размера 40 мкм.

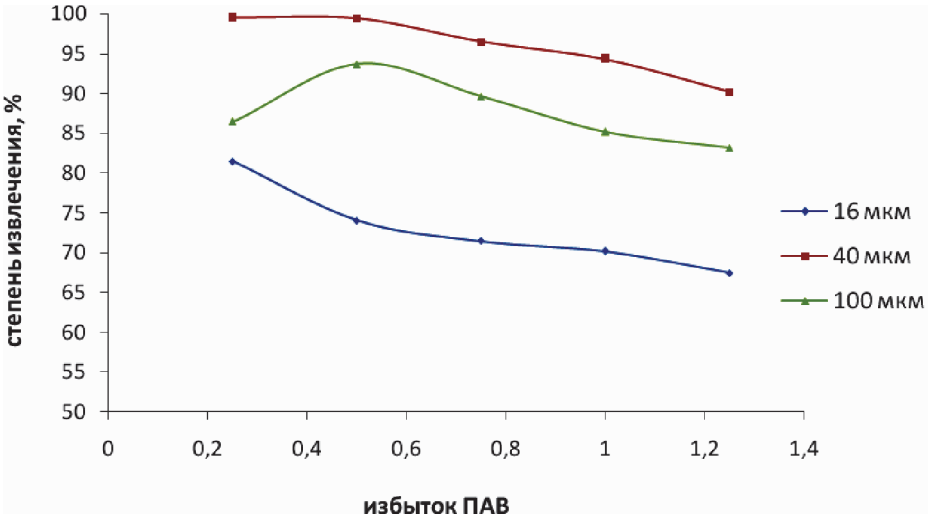


Рисунок 4 – Влияние размера пузырька на эффективность флотации

Объем органической фазы при флотоэкстракции не влияет на скорость. Это одно из важных преимуществ этого процесса перед экстракцией. Однако важно, чтобы высота органического слоя была достаточной, для обеспечения цельности. При малом значении объема органической фазы, граница раздела фаз может разрываться, что приведет к потере эффективности процесса. Начнется обратный массоперенос сублата из органической фазы в водную (рисунок 5).

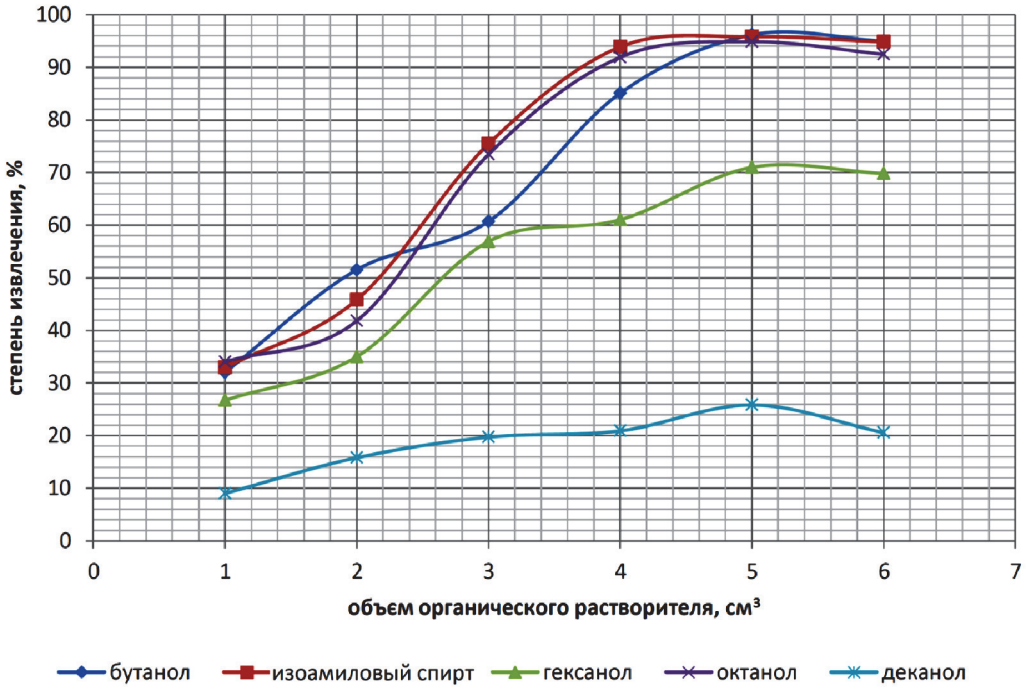


Рисунок 5 – Зависимость степени извлечения ионов никеля от объема органической фазы

Для эффективного протекания процесса достаточно 5 $см^3$ изоамилового спирта. Дальнейшее увеличение количества органической фазы не приводит к существенному изменению степени удаления ионов металла.

Методами потенциометрии, кондуктометрии и инфракрасной спектроскопии был изучен состав сублатов и установлено, что удаление ионов металлов происходит преимущественно в виде основных солей. Термодинамические расчеты подтверждают возможность существования при оптимальных условиях сублатов в виде основных солей насыщенных кислот ($\Delta G<0$), а также позволяют сделать выводы о существовании тех или иных соединений в определенном диапазоне pH.

Список использованных источников

1 Астрелін І.М., Обушенко Т.І., Толстопалова Н.М., Таргонська О.О. Теоретичні засади та практичне застосування флотоекстракции: огляд/ // Вода і водоочисні технології. – 2013.– №3. – С. 3 – 23.

2 Набиванець Б.Й., Сухан В.В., Калабіна Л.В. Аналітична хімія природного середовища: Підручник.– К.: Либідь, 1996. – 304 с.

3 Обушенко Т.И., Астрелин И.М., Толстопалова Н.М. и др. Очистка сточных вод от токсических металлов флотоэкстракцией//Химия и технология воды. – 2008. – 30, №4. – С. 429 – 436.

4 Обушенко Т.І., Астрелін І.М., Толстопалова Н.М., Копотун В.П. Флотоекстракція іонів заліза з низькоконцентрованих розчинів // Наукові вісті НТУУ “КПІ”. – 2010.– № 3.– С. 106–111.

УДК 502.3

И.В. Войтов, проф., д-р техн. наук; В.Н. Марцуль, доц., канд. техн. наук
Белорусский государственный технологический университет, г. Минск, Беларусь

ПРОБЛЕМЫ И ОСНОВНЫЕ НАПРАВЛЕНИЯ СОВЕРШЕНСТВОВАНИЯ ОБРАЩЕНИЯ С ОСАДКАМИ ОЧИСТНЫХ СООРУЖЕНИЙ КАНАЛИЗАЦИИ В РЕСПУБЛИКЕ БЕЛАРУСЬ

Осадки являются неизбежным побочным продуктом очистки сточных вод. В отличие от других отходов, образования осадков при использовании большинства известных методов очистки избежать не удается и в ближайшие годы их количество, по мере повышения эффективности работы действующих очистных сооружений и строительства новых, будет возрастать.

В настоящее время в Республике Беларусь эксплуатируется более 150 очистных сооружений канализации. Количество влажных осадков, выделяющихся при очистке сточных вод на очистных сооружениях, обычно не превышает 1 % от расхода поступающих вод. По данным за 2015 год количество осадков очистных сооружений превышает количество других отходов жизнедеятельности населения и подобных им отходов производства. Доля данных отходов в общем количестве образующихся в республике отходов изменяется в широких пределах и составляет от 3,1 % (Гомельская область) до 30,5 % (Гродненская область).

Практически все осадки городских очистных сооружений размещаются для обезвоживания и подсушки на иловых площадках, которые, при отсутствии приемлемых вариантов использования, превращаются в объекты, на которых производится длительное хранение данных отходов.

В реестре объектов хранения и захоронения отходов, который ведет Минприроды РБ, зарегистрировано 159 объектов хранения осадков очистных сооружений канализации, на которых в настоящее время размещено их более 9 млн. тонн. В республике много иловых площадок, на которых осадки хранятся более 20 или даже 30 лет.

Инвентаризация и обследование иловых площадок, ранжирование осадков в зависимости от их состава и свойств, возможности использования в Беларуси не проводились.

В Беларуси более 35 очистных сооружений канализации, на которых образуется более 170 тонн осадков в год, на 16 очистных сооружениях образуется более 2000 т осадков в год, На 6 очистных сооружениях образуется более 10 000 т осадков в год.

Осадки, как отдельный (специфический) объект нормативного правового регулирования в области обращения с отходами в Республике Беларусь не выделяются. Поэтому деятельность по обращению с этими отходами регламентируется Законом Республики Беларусь «Об обращении с отходами», рядом общих для всех отходов НПА и ТНПА. Порядок организации работ по использованию (обезвреживанию), хранению и захоронению отходов определяется их количеством, агрегатным состоянием, степенью опасности, а для опасных отходов – классом опасности.

Согласно классификатору отходов, образующихся в Республике Беларусь, все осадки очистных сооружений канализации относятся к опасным отходам (таблица)

Таблица – Классификация осадков очистных сооружений канализации

Код отхода	Наименование	Класс опасности
8430100	Отбросы с решеток	3-й класс
8430200	Осадки сооружений биологической очистки хозяйственно-фекальных сточных вод	3-й класс
8430300	Ил активный очистных сооружений	4-й класс
8430400	Осадок сухой (подвергнутый термической или иной сушке)	3-й класс
8430500	Песок из песколовок (минеральный осадок)	4-й класс

Отнесение осадков к опасным отходам производится без учета их состава. Известно, что состав осадков очистных сооружений крупных городов с развитой промышленностью и малых населенных пунктов, где производство в основном представлено предприятиями по переработке сельскохозяйственной продукции, существенно отличается. По содержанию некоторых компонентов, определяющих степень опасности данных отходов, отличия могут составлять в 5–10 раз.

В настоящее время в Беларуси действуют несколько локальных технических нормативных правовых актов, устанавливающих требования к отдельным продуктам, которые могут быть получены из осадков очистных сооружений канализации. К ним относятся:

– ТУ BY 790282162.009-2015 Составы для рекультивации нарушенных земель (РУП «Завод газетной бумаги»);

– ТУ BY 300003249.001-2009 «Удобрение и почвоулучшающая добавка из осадков сточных вод» (УП «Витебскводоканал»);

– ТУ BY 291000450.001-2015 Удобрение органическое на основе обезвоженного сброженного осадка сточных вод (КУПП «Брестский мусороперерабатывающий завод»).

В связи с этим давно назрела необходимость изменения подходов к нормативному правовому регулированию обращения осадков очистных сооружений канализации, особенно в части установления конкретных критериев определения степени их опасности, которые позволяли бы обоснованно подходить к выбору способов их обработки и направлений использования. Необходимо разработать и ввести в действие Технический кодекс установившейся практики «Обращение с осадками очистных сооружений канализации», в котором должны найти все вопросы обработки и использования осадков очистных сооружений канализации.

В качестве основы для разработки данного документа могут быть использованы:

– Директива ЕЭС 86/278/ЕЭС от 12 июня 1986 по охране окружающей среды, в частности, почвы, при использовании осадков сточных вод в сельском хозяйстве (Council Directive 86/278/EEC of 12 June 1986 on the protection of the environment, and in particular of the soil, when sewage sludge is used in agriculture);

– стандарт США по использованию и удалению осадков сточных вод (40 CFR PART 503 «Standards for the use or dispousal of Sewage Sludge»);

– нормативные докумены, регулирующие обращение с осаками в странах, близких к Беларуси по почвенно-климатическим условиям (Польша, страны Балтии).

Осадки очистных сооружений канализации в Беларуси не являются объектами аналитического контроля, т.е. на очистных сооружениях контроль их состава по установленному перечню показателей не производится. Это не позволяет обоснованно подходить к выбору способов их обработки и направлений использования, выявлять тенденции изменения их состава, оценивать эффективность мероприятий по ограничению сбросов загрязняющих веществ абонентами сетей канализации, особенно в части содержания тяжелых металлов.

Существенное влияние на выбор и экономическое обоснование вариантов обработки и использования осадков очистных сооружений канализации оказывают ставки экологического налога за захоронение, хранение отходов производства. Так, действующая в Беларуси ставка экологического налога за хранение осадков из отстойников (сырой осадок с коагулянтом (флокулянтом), осадков после промывки фильтров), осадков сооружений биологической очистки хозяйственно-фекальных сточных вод, а также избыточного активного ила на 2017 год составляет 0,10 руб. (0,05 долл. США) за 1 тонну.

Низкие ставки налога не стимулируют работу по поиску вариантов использования осадков. Однако размещение осадков на иловых площадках как основной способ решения проблемы осадков изжил себя, так как возможности размещения осадков очистных сооружений на объектах хранения практически исчерпаны.

В связи с этим проблема вовлечения осадков в хозяйственный оборот осадков очистных сооружений канализации для Беларуси имеет первостепенное значение.

Сложившаяся неблагоприятная ситуация с осадками очистных сооружений канализации имеет один положительный момент, который состоит в том, что для Беларуси есть реальный шанс использовать наилучшие доступные технологии, позволяющие не только решить проблему осадков очистных сооружений канализации, но и получить определенный как экологический, но и экономический эффект.

Для Беларуси очень важно, чтобы эта работа проводилась в рамках согласованной стратегии обращения с осадками очистных сооружений канализации, которая включала бы все аспекты деятельности в этой сфере (нормативное правовое регулирование, методики и критерии оценки вариантов проектных решений, экономический механизм управления осадками и др.) и рассматривала как использование вновь образующихся осадков в темпе их образования, так вовлечение в хозяйственный оборот осадков, накопленных на иловых площадках и территорий, отведенных под эти объекты.

В этой связи Беларуси очень полезен опыт Польши в организации целенаправленной работы в этой области. При экспертной и финансовой поддержке Европейского экологического центра Кревокс (Польша) БГТУ разрабатывается стратегия обращения с осадками очистных сооружений канализации в Республике Беларусь, проект которой для обсуждения будет представлен не позднее ноября 2018 г. Создана электронная база данных, содержащая информацию по очистным сооружениям (технология, оборудования, состав сточных вод, характеристика осадков и др.).

В настоящее время в сфере водоснабжения и водоотведения реализуется ряд программ и проектов (программа по водному сектору ЕБРР, проект МБРР «Развитие систем водоснабжения и водоотведения», проекты международной финансовой организации НЕФКО, проект PRESTO), в рамках которых выделяется кредитное финансирование и привлекаются средства грантов. В реализации этих программ и проектов участвуют предприятия ЖКХ и Водоканалы городов Слоним, Барановичи, Лида, Орша, Полоцк, Витебск, Гродно, Молодечно, Пинск, Кобрин.

Минприроды совместно с НЕФКО реализован проект международной технической помощи «Оценка степени загрязнения регионами биогенами и определение первоочередных инвестиционных проектов». По результатам проекта был сформирован перечень объектов для инвестирования со стороны международных организаций. В данный перечень вошла модернизация девяти водоканалов (города Кобрин, Лида, Сморгонь, Новогрудок,

Скидель, Щучин, Ошмяны, Пружаны, Ляховичи). Большинство этих объектов сбрасывает сточные воды в реки бассейна Балтийского моря.

Анализ технологических решений, которые были представлены в обоснованиях инвестиций по некоторым объектам, или уже реализуются на практике, показывает, что они, как правило, не рассматривают весь комплекс вопросов, связанных с использованием осадков. Часто в них предлагается использовать устаревшие технологии и не учитываются современные технологические решения, особенно в части повышения энергетической эффективности, извлечения фосфора в процессе обработки осадков с целью его дальнейшего использования и др.

Общим недостатком практически всей предпроектной и проектной документации является то, что очистные сооружения традиционно не рассматриваются как единый взаимосвязанный технологический комплекс, включающий как очистку сточных вод, так и обработку осадков. Это не позволяет выбрать оптимальные решения и, в конечном итоге, снизить издержки на реализацию проекта.

При использовании биогазовых технологий выбор режимов сбраживания и составов субстратов, часто производится по усредненным данным без учета характеристик осадков конкретного объекта. Не рассматриваются технологические решения и оборудование, позволяющие существенно повысить энергетическую эффективность биогазовых установок за счет ко-ферментации с использованием других отходов, предварительной подготовки осадков к сбраживанию (термогидролиз, химический гидролиз, ультразвуковая обработка и др.) и в комплексе решить задачи стабилизации, обеззараживания, уменьшения влажности и объема осадков, извлечения фосфора для использования в сельском хозяйстве.

Сравнение альтернативных вариантов технологических решений производится поверхностно без составления детального материально-энергетического баланса, особенно по азоту и фосфору.

Учитывая ориентацию в Беларуси при выборе вариантов обработки осадков на использование биогазовых технологий, БГТУ совместно с Европейским экологическим центром KREVOX проведена работа по постановке методики и выполнению практических работ по тестированию осадков на предмет оценки фактического выхода биогаза из осадков на основе методики, изложенной в VDI 4630 «Fermentation of organic materials. Characterisation of the substrate, sampling, collection of material data, fermentation tests» (Германия). БГТУ, совместно с Европейским экологическим центром KREVOX, компаниями AquaConsult (Германия), Cambi (Норвегия) и УП «Минскводоканал» проведена подготовительная работа с целью организации поставки в Беларусь пилотной установки, которая включает анаэробные биореакторы, блок предварительного термогидролиза, все необходимые контрольно-измерительные приборы, позволяющие определять состав и выход биогаза. Установка позволит выполнить комплекс работ по апробированию современных энергоэффективных технологий подготовки к сбраживанию и сбраживания осадков, в том числе различных вариантов ко-ферментации.

Эта установка выполнит роль демонстрационного объекта, который создаст хорошую основу для продвижения современных технологий обработки и использования осадков, апробированных на очистных сооружениях Польши и других стран ЕС. Решению этой задачи также будет способствовать Координационно-аналитический и технологический центр по биоэнергетическим ресурсам (КАТЦ по биоэнергоресурсам), который создается на базе БГТУ.

Среди задач, которые будет решать КАТЦ по биоэнергоресурсам, представлены такие, которые непосредственно связаны с обращением с осадками:

1. Исследование состава и свойств органических отходов с целью оценки их пригодности для использования в качестве топлива. Тестирование различных субстратов с целью определения их биогазового потенциала. Выдача исходных данных для проектирования биогазовых установок.

2. Научная и научно-техническая экспертиза предпроектной и проектной документации по объектам энергетического использования биоресурсов с целью оценки их соответствия наилучшим доступным технологиям.

Для Беларуси актуальным является привлечение ведущих национальных и зарубежных специалистов для независимой экспертизы предпроектной и проектной документации по очистным сооружениям, создание условий для участия ведущих в области обработки осадков фирм в тендерах на разработку обоснований инвестиций и проектной документации, поставку оборудования и технологий.

Отправной точкой для целенаправленной работы является инвентаризация образующихся и накопленных на очистных сооружениях республики осадков с определением их состава по согласованному перечню показателей. Результаты этой работы позволят обоснованно подойти к выбору вариантов обработки и использования осадков для каждого объекта, где они образуются.

УДК 628.38

Н.И. Шепелева, инж.; В.Н. Марцуль, доц., канд. техн. наук;
И.В. Войтов, проф., д-р техн. наук
Белорусский государственный технологический университет, г. Минск, Беларусь

СПОСОБ КОМПЛЕКСНОЙ ОЦЕНКИ ТОКСИЧНОСТИ ОСАДКОВ СТОЧНЫХ ВОД И ПРОДУКТОВ ИХ ОБРАБОТКИ

Одной из актуальных проблем охраны окружающей среды в Республике Беларусь является использование осадков сточных вод – многотоннажного отхода биологической очистки городских сточных вод. Осадки сточных вод содержат в своем составе ценные компоненты (азот, фосфор, углерод, пр.), характеризуются уникальным набором свойств, зачастую обладают высоким энергетическим потенциалом, а потому, при проведении соответствующей обработки, могут найти применение в различных отраслях промышленности, энергетики и сельского хозяйства. Учитывая сложный состав данных отходови широкий спектр возможных вариантов их технико-экономического использования, весьма остро стоит проблема выбора проектных решений, характеризующихся минимальным воздействием на окружающую среду и здоровье человека.

Законодательная база по вопросам обращения с осадками сточных вод имеет свои особенности в разных странах, однако, общей чертой является регламентирование условий внесения в почву, энергетического использования и долговременного размещения (захоронения) путем введения специальных нормативов содержания приоритетных групп загрязнителей. К приоритетным группам загрязнителей осадков сточных вод, оказывающим первостепенное влияние на выбор способов их обработки и вариантов использования, относят:

– токсичные элементы (кадмий, медь, никель, свинец, цинк, хром, молибден, ртуть, мышьяк, селен);

– органические токсиканты (полициклические ароматические углеводороды, полихлорированные бифенилы, линейные алкилбензосульфонаты, галогенированные углеводороды, ди-(2-этилгексил) фталат, нонилфенол и нонилфенолполиэтоксилат, полихлорированные дибензо-п-диоксины и дибензо-п-фураны, фармацевтические препараты, флокулянты);

– патогенные организмы (бактерии группы кишечной палочки, клостридии, энтеровирусы, сальмонеллы, яйца геогельминтов, цисты кишечных простейших).

В настоящий момент в осадках сточных вод обнаружено более 600 опасных соединений, поэтому нормирование состава данных отходов исключительно по перечнюприоритетных групп загрязнителей не позволяет в долгосрочной перспективе оценить степень их опасности для окружающей среды и здоровья человека. Дать интегральную оценку токсичности осадков сточных вод и продуктов, образующихся в ходе различных способов их обработки, можно с использованием методов биотестирования, однако, применительно к

рассматриваемому объекту, такой подход при выборе проектных решений пока не апробирован, в связи с отсутствием способов комплексной оценки токсичности.

Задачей предлагаемого способа является обеспечение комплексной оценки токсичности осадков сточных вод и продуктов их обработки, путем учета одновременного и взаимодействующего токсического эффекта, вызванного наличием в водных экстрактах двух групп приоритетных загрязнителей (токсичных элементов и органических токсикантов).

Известен способ [1] определения токсичности сточных вод путем воздействия на микрофлору активного ила и сравнения дегидрогеназной активности микроорганизмов в контрольной и опытной пробах с использованием 2,3,5-трифенилтетразолия хлористого и внесением в опытные пробы исследуемого компонента сточных вод в заданных различных концентрациях перед определением дегидрогеназной активности. Недостатком данного способа является невозможность определения дегидрогеназной активности образцов, в которых присутствует медь, связанная с негативным влиянием меди на абсорбцию продукта восстановления (2,3,5-трифенилформазана), а также отсутствием количественной шкалы оценки уровня токсичности образцов.

Известен способ [2] определения токсичности водных сред по смертности и изменению плодовитости зоопланктона *DaphniamagnaStr.* Наряду с чувствительностью к соединениям тяжелых металлов, особи данного вида высокочувствительны к наличию в водной среде органических токсикантов [3]. Однако, данный тест-объект характеризуется высокой чувствительностью к коллоидному состоянию водных экстрактов, которая связана с засорением фильтрующего аппарата дафний. В связи с данной особенностью, при оценке токсичности коллоидных водных экстрактов исключительно по реакции *DaphniamagnaStr.*, возможно получение завышенных результатов. Данного недостатка лишены такие тест-объекты, как биоценоз активного ила и микроводоросль *E. gracilis*, тест-реакции которых могут использоваться для корректировки полученных результатов определения токсичности водных экстрактов из осадков сточных вод и продуктов обработки.

Наиболее близким по сущности к предлагаемому способу комплексной оценки токсичности является метод анализа токсичности сточных вод путем определения относительной подвижности клеток микроводоросли *E. gracilis* [4]. Недостатком данного метода является избирательная чувствительность тест-объекта к ионам тяжелых металлов (Fe^{2+}, Cu^{2+}, Zn^{2+}, Co^{2+}, Ni^{2+}, Cd^{2+}, Cr^{6+}), в то время как в водных экстрактах из осадков сточных вод и продуктов обработки присутствуют также и органическиетоксиканты. Для учета совокупного токсического воздействия водных экстрактов, обусловленного наличием органических токсикантов и соединений токсичных элементов, исключительного использования данного тест-объекта недостаточно. Другим недостатком данного аналога, как и прочих способов, основанных на использовании микроорганизмов, является ряд существенных отличий от растений и животных на клеточном уровне. Таким образом, результаты, полученные на микроорганизмах, как на объектах токсикологических тестов, не могут быть с достаточной степенью объективности экстраполированы на другие объекты, такие как растения, животные, человек.

Предлагаемый способ комплексной оценки токсичности основан на определении относительной подвижности клеток микроводоросли *E. gracilis* и отличается использованием для биотестирования водных экстрактов образцов, полученных при соотношении твердой фазы и дистиллированной воды 1:10 с pH 5.6, и определением общей токсичности в баллах по величине интегрального критерия $К_{общ.}$, полученного суммированием промежуточных критериев токсичности $К_1$, $К_2$, $К_3$ с использованием тест-объектов в виде биоценоза активного ила, микроводоросли *E. gracilis*, зоопланктона *DaphniamagnaStr.* и ранжированного в зависимости от уровней организации тест-объектов с выделением следующих условно установленных классов токсичности – от 0 до 9 (нетоксичные), от 10 до 23 (слаботоксичные), от 24 до 41 (среднетоксичные) и от 42 до 60 (высокотоксичные).

Водные экстракты для определения токсичности готовят из воздушно-сухих образцов или высушенных при температуре 105±5 °С до абсолютно-сухого состояния. Образцы в абсолютно-сухом состоянии используют для получения водных экстрактов из золы и из-

весткованного осадка сточных вод. Для определения токсичности необработанных осадков сточных вод и прочих продуктов обработки используют воздушно-сухие образцы. Водные экстракты готовят из соотношения твердая фаза : жидкость, равного 1:10. В качестве жидкости используют дистиллированную воду с pH 5.6. Суспензии слабо перемешивают на встряхивателе в течении 8 ч таким образом, чтобы твердое вещество находилось во взвешенном состоянии. Скорость перемешивания устанавливают наименьшей, при которой материал находится во взвешенном состоянии. После окончания перемешивания суспензии оставляют на 12 ч для отстаивания. Затем жидкость над осадком центрифугируют не менее 5 минут при скорости 3000 мин$^{-1}$. Фугат фильтруют в чистые колбы на фильтре «белая лента» и используют непосредственно при биотестировании.

Биотестирование водных экстрактов с использованием в качестве тест-объекта биоценоза активного ила осуществляют по методике определения дегидрогеназной активности [5]. Индекс токсичности водных экстрактов, T_1, определяют по формуле:

$$T_1 = \left(1 - \frac{D_i}{D_0}\right) \cdot 100\,\%, \qquad (1)$$

где T_1 – индекс токсичности водных экстрактов, полученный методом определения относительной дегидрогеназной активности ила, %; D_0 – значение оптической плотности спиртового экстракта холостой пробы (активный ил без добавления водного экстракта); D_i – оптическая плотность спиртового экстракта опытной пробы (активный ил, к которому добавляли водный экстракт).

Таблица 1 – Определение величины критерия K_1

Диапазон значений T_1, %	Значение K_1
0-10	0-1
11-20	2-3
21-50	4-6
51-100	7-10

С использованием полученного значения индекса токсичности водных экстрактов T_1 определяют величину критерия K_1 по таблице 1. В случае $D_i > D_0$ водный экстракт считают нетоксичным, индекс токсичности T_1 не рассчитывают и присваивают $K_1 = 0$.

Биотестирование водных экстрактов с использованием в качестве тест-объекта микроводоросли *E. gracilis* осуществляют путем измерения скорости движения клеток [4], для чего с использованием оптического микроскопа фиксируют временной интервал пробега отдельными клетками заданного расстояния в стеклянном капилляре длиной не менее 2 см с внутренним диаметром 60 мкм. Скорость движения клеток измеряют в контрольной и анализируемой средах. В качестве контрольной среды используют приготовленную на дистиллированной воде среду Лозино-Лозинского следующего состава, г/дм^3: NaCl – 0.1; KCl – 0.01; $MgSO_4$ – 0.01; $CaCl_2$ – 0.01; $NaHCO_3$ – 0.02. В качестве анализируемой среды используют соответствующий водный экстракт, разбавленный средой Лозино-Лозинского в соотношении 1:1. Для биотестирования используют культуру *E. gracilis* возрастом не более трех суток с концентрацией клеток не менее 10^3-10^4 кл./мл. Индекс токсичности водных экстрактов, T_2, определяют по формуле:

$$T_2 = \left(1 - \frac{V}{V_k}\right) \cdot 100\%, \qquad (2)$$

где T_2 – индекс токсичности водных экстрактов, полученный методом определения относительной подвижности клеток *E. gracilis*, %; V – средняя скорость движения клеток в анализируемом водном экстракте, мкм/с; V_k– средняя скорость движения клеток в контрольной среде Лозина-Лозинского, мкм/с.

Таблица 2 – Определение величины критерия $К_2$

Диапазон значений $Т_2$, %	Значение $К_2$
0-10	0-3
11-20	4-7
21-50	8-13
51-100	14-20

С использованием полученного значения индекса токсичности водных экстрактов $Т_2$ определяют величину критерия $К_2$ по таблице 2. В случае $V>V_k$ водный экстракт считают нетоксичным, индекс токсичности $Т_2$ не рассчитывают и присваивают значение $К_2 = 0$.

Биотестирование водных экстрактов с использованием в качестве тест-объекта зоопланктона *DaphniamagnaStr.* осуществляют согласно [2]. Критерием острой летальной токсичности водных экстрактов считают гибель 50 % дафний и более в опыте в течение 96 ч при условии, что в ходе контрольного эксперимента с использованием культивационной воды их гибель не превышает 10 %. Определяют среднюю летальную концентрацию водных экстрактов, вызывающую гибель 50 % тест-объектов за 96-часовую экспозицию ($ЛК_{50-96}$).

Таблица 3 – Определение величины критерия $К_3$

Диапазон значений $ЛК_{50-96}$, %	Значение $К_3$
50,0-100	0-5
20,0-49,9	6-11
1,0-19,9	12-20
0,9 и менее	21-30

С использованием полученного значения $ЛК_{50-96}$ определяют величину критерия $К_3$ по таблице 3. В случае 100 %-ной выживаемости особей в ходе острого токсического эксперимента водный экстракт считают нетоксичным, $ЛК_{50-96}$ не рассчитывают и присваивают $К_3 = 0$.

Общую токсичность осадков сточных вод и продуктов обработки определяют в виде интегрального критерия:

$$К_{общ} = \sum_{i=1}^{n} К_i \ (n = 1 \ldots 3), \tag{3}$$

где $К_{общ}$ – интегральный критерий токсичности осадков сточных вод и продуктов обработки; $К_i$ – значения ранжированных критериев токсичности водных экстрактов.

Таблица 4 – Определение величины интегрального критерия $К_{общ}$

Диапазон значений $К_{общ}$	Уровень токсичности осадков сточных вод (продуктов обработки)
0-9	нетоксичные
10-23	слаботоксичные
24-41	среднетоксичные
42-60	высокотоксичные

Заключение об уровне токсичности осадков сточных вод и продуктов обработки принимают на основании величины интегрального критерия токсичности $К_{общ}$, используя данные таблицы 4.

Руководствуясь величиной интегрального критерия токсичности выбирают способ обработки осадков сточных вод, приводящий к образованию продуктов с минимальной токсичностью, что соответствует диапазону значений $К_{общ}$ от 0 до 23. Ввиду многотоннажного образования осадков сточных вод, использование способов обработки, приводящих к образованию среднетоксичных и высокотоксичных продуктов не рекомендуется.

Практическое использование предлагаемого способа комплексной оценки токсичности поясняется следующим примером. Для определения токсичности по предлагаемому способу использовали образцы осадков сточных вод, а также продуктов, полученных при следующих условиях обработки:

– № 1, 5 – образцы осадков сточных вод соответственно до и после обезвоживания, обработанные при 20±5 єС (имитация подсушки на иловых площадках в естественных условиях окружающей среды);

– № 2, 6 – образцы осадков сточных вод соответственно до и после обезвоживания, обработанные при 105 єС до удаления гигроскопической влаги;

– № 3, 7 – образцы осадков сточных вод соответственно до и после обезвоживания, обработанные при 270 єС (неполное озоление для определения влияния на токсичность стойких органических загрязнителей);

– № 4, 8 – образцы осадков сточных вод соответственно до и после обезвоживания, обработанные при 570 єС (полное озоление для определения влияния на токсичность соединений тяжелых металлов).

Из полученных образцов готовили водные экстракты для биотестирования при соотношении твердая фаза : жидкость, равном 1:10. В качестве жидкой фазы использовали дистиллированную воду. Твердую фазу суспензии в течение 8 ч поддерживали во взвешенном состоянии при помощи перемешивающего устройства LS-110 (ЛАБ ПУ-01) при частоте колебаний платформы 100 об/мин. Затем проводили отстаивание суспензии в течение 12 ч. После этого отделяли надосадочную жидкость от взвешенных частиц фильтрованием через фильтр «белая лента». Полученный фильтрат использовали для биотестирования.

Результаты определения токсичности осадков сточных вод и продуктов их обработки по предлагаемому способу представлены в таблице 5.

Таблица 5 – Результаты определения токсичности по предлагаемому способу

Номер образца	Значения показателей токсичности							Уровень токсичности
	T_1, %	K_1	T_2, %	K_2	$ЛК_{50\text{-}96}$, %	K_3	$K_{общ}$	
1	65	8	73	17	12,1	17	42	высокотоксичный
2	42	5	68	16	9,7	16	37	среднетоксичный
3	28	5	40	11	не определяли[1]	0	16	слаботоксичный
4	25	4	30	10	не определяли[1]	0	14	слаботоксичный
5	42	5	61	15	16,4	19	39	среднетоксичный
6	33	5	32	10	10,0	16	31	среднетоксичный
7	27	4	21	8	не определяли[1]	0	12	слаботоксичный
8	17	3	7	2	не определяли[1]	0	5	нетоксичный

[1] – $ЛК_{50\text{-}96}$ водных экстрактов не определяли ввиду 100 %-ной выживаемости особей *DaphniamagnaStr.* в ходе острого токсического теста.

Как видно из таблицы 5, не обезвоженные и обезвоженные осадки сточных вод до проведения термической обработки (образцы 1, 5) характеризовались высоким и средним уровнем токсичности, соответственно. Продукты, полученные в процессе термической обработки осадков сточных вод (образцы 2-4, 6-8) напротив, обладают меньшей токсичностью. Термическая обработка осадков сточных вод при 270 и 570 °С приводит к получению слаботоксичных и нетоксичных продуктов, а потому может быть рекомендована в качестве способа снижения их токсичности для компонентов окружающей среды.

Предлагаемый способ не сопровождается высокими экономическими затратами, позволяет выбирать виды обработки, направленные на снижение токсичности осадков сточных вод для окружающей среды и здоровья человека, и может быть использован на очистных сооружениях канализации и в проектных организациях при проектировании, строительстве, реконструкции очистных сооружений канализации и разработке предложений по использованию осадков сточных вод.

Список использованных источников

1 Патент СССР 1008245А, МПК С 12 Q 1/00, С 02 F 3/00, опубл. 30.03.1983, бюл. № 12.

2 Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости дафний :федер. реестр ФР.1.39.2007.03222 / сост. Н. С. Жмур. – 2-е изд., испр. и доп. – М. :Акварос, 2007. – 51 с.

3 Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life [Electronic resource] / Canadian Counc. of Ministers of the Environment. – Winnipeg, 1999. – Mode of access:http:// ceqg-rcqe.ccme.ca/download/en/201. – Date of access: 30.07.2017.

4 Сазановец, М. А. Анализ детоксикации водных сред методом биотестирования / М. А. Сазановец, А. В. Игнатенко // Тр. Белорус. гос. технол. ун-та. Сер 4, Химия и технология орган. веществ. – 2014. – № 4. – С. 179–182 (прототип).

5 Инструкция по лабораторному контролю очистных сооружений на животноводческих комплексах : [утв. М-вом сел. хоз-ва СССР, 17 нояб. 1980 г.] : [в 3 ч.]. – М. : Колос, 1982–1984. – Ч. 3 : Определение биогенных веществ, анализ осадков и ила. – 1984. – 53 с.

УДК 628.355

Р.М. Маркевич[1], доц., канд. хим. наук.; С.О. Стуканова[1], студ.;
О.С. Дубовик[2], ведущий инженер-технолог
[1]Белорусский государственный технологический университет, г. Минск, Беларусь,
[2]УП «Минскводоканал», г. Минск, Беларусь

ВЛИЯНИЕ НЕФТЕПРОДУКТОВ НА ПРОЦЕССЫ МИГРАЦИИ ФОСФОРА В ИЛОВОЙ СМЕСИ

Фосфор является лимитирующим фактором эвтрофикации водоемов и связанных с этим негативных последствий для окружающей среды и человека. В этой связи удалению соединений фосфора из сточных вод уделяется все большее внимание. На сегодня известны физические, физико-химические, биологические и комбинированные методы удаления фосфора из сточных вод [1].

Физические методы удаления фосфора предполагают отстаивание или фильтрование сточных вод. Эти методы просты, но малоэффективны, так как фосфор можно удалить максимум на 10 %, эффект удаления органического фосфора зависит от эффекта удаления взвешенных веществ.

Удаление из сточных вод соединений фосфора также может быть осуществлено большим спектром физико-химических методов. Наиболее доступным, легкоосуществимым и высокоэффективным для очистки больших объемов сточных вод на городских очистных сооружениях считается реагентный. В результате взаимодействия реагента с растворимыми солями ортофосфорной кислоты образуется мелкодисперсный коллоидный осадок фосфата. В то же время химический реагент, реагируя со щелочами, образует осадок из крупных хлопьев, который вызывает коагуляцию мелкодисперсного коллоидного осадка фосфата и взвешенных веществ, а также адсорбирует некоторую часть органических соединений, содержащих фосфор. Осадок выводится из системы, однако наблюдается вторичное загрязнение воды реагентами. Предложен вариант выделения фосфатсодержащего осадка в магнитном поле.

При использовании биогальванического метода поставщиком реагентов является биологический процесс, вызывающий коррозию металла, и в этом случае снижается вероятность повторного загрязнения воды ионами металла.

Кроме того, для извлечения соединений фосфора из сточных вод предложено поглощение поверхностью адсорбента, выращивание кристаллов фосфатов в сточных водах на центрах кристаллизации с последующим их удалением из системы.

Серьезные преимущества перед физическими и физико-химическими методами удаления из сточных вод соединений фосфора имеет биологический метод: экологическая

безопасность, отсутствие образования дополнительного количества осадка, возможность достижения высокой эффективности очистки.

Вместе с тем, процесс биологического удаления из сточных вод неустойчив, зависит от многих факторов и требует дополнительных исследований.

Биологическая очистка сточных вод от соединений фосфора происходит благодаря его удалению с биомассой избыточного активного ила. Чем больше фосфора будет накоплено биомассой активного ила, тем больше его будет выведено из системы.

Технология глубокого биологического изъятия соединений фосфора из сточных вод основана на цикличности накопления полифосфатов в клетках бактерий в аэробных условиях и использования их энергии при отсутствии аэрации. Эффективность удаления фосфора в первую очередь зависит от количества и активности фосфораккумулирующих организмов. Поэтому основное внимание исследователей и технологов сооружений биологической очистки сточных вод сосредоточено на поддержании оптимальных для этого условий: соблюдение строгого чередования анаэробных и аэробных зон, низкий уровень нитратов и кислорода в анаэробной технологической зоне, достаточное содержание летучих жирных кислот, благоприятное соотношение БПК:Р (30:1), оптимальное время пребывания сточных вод в соответствующих зонах аэротенка [2]. Существуют, однако, и другие факторы, влияние которых на биологическое удаление фосфора может быть очень существенным, например, наличие в сточных водах нефтепродуктов.

Нефть и нефтепродукты − наиболее распространенные загрязняющие вещества, присутствующие в сточных водах. Среднегодовые концентрации нефтепродуктов в сточных водах, поступающих на Минские очистные сооружения, составляют 2,91 мг/дм^3 (МОС-1) и 1,01 мг/дм^3 (МОС-2) [3], однако наблюдаются существенные колебания этого показателя, фиксируются залповые поступления.

Нефтепродукты представляют собой сложную смесь различных углеводородов (низко- и высокомолекулярных, предельных и непредельных, алифатических, ароматических, алициклических), а также серо-, кислород-, азотсодержащих соединений и высокомолекулярных смолоасфальтеновых веществ с включенными в них тяжелыми металлами. Углеводороды составляют от 50 до 98 % от общей массы сырой нефти. Остальная, иногда довольно большая часть, приходится на неуглеводородные соединения, которые могут быть более токсичны и опасны для активного ила, чем углеводороды.

Скорость и эффективность трансформации нефтепродуктов на сооружениях биологической очистки зависит от концентрации и химического состава нефтепродуктов, их свойств (летучести, плотности, растворимости основных составляющих компонентов), содержания растворенного кислорода в иловой смеси, температуры, pH, наличия биогенных элементов, дозы ила, его возраста, удельной нагрузки и деструкционного потенциала активного ила [4].

Авторы [5] установили, что определенные фракции нефтепродуктов оказывают ингибирующее действие на активный ил и на процесс биологической очистки в целом. Кроме того, как отмечалось выше, для успешного биологического удаления соединений фосфора из сточных вод важное значение имеет чередование аэробных и анаэробных условий. Присутствие нефтепродуктов в свою очередь может существенно влиять на содержание растворенного кислорода в очищаемых сточных водах за счет образования пленок на поверхности воды, комков и агрегатов, которые могут включаться в хлопки активного ила. Таким образом, изучение влияния нефтепродуктов на процесс биологической очистки сточных вод от соединений фосфора является актуальным.

Объектами исследования служили циркуляционный активный ил и осветленные сточные воды городских очистных сооружений. Схема эксперимента приведена на рисунке 1.

Циркуляционный активный ил и осветленные сточные воды смешивали в соотношении 1:1, в полученную смесь добавляли нефтепродукты в концентрациях 3, 10, 25 и 50 мг/дм^3. Приготовленную иловую смесь, а также исходную смесь без добавления нефтепродуктов в закрытых флаконах (для предотвращения поступления воздуха) инкубировали в хладотермостате с температурой 25 °С на протяжении 1,5 ч, отбирая пробы для анализа через каждые 30 мин инкубирования.

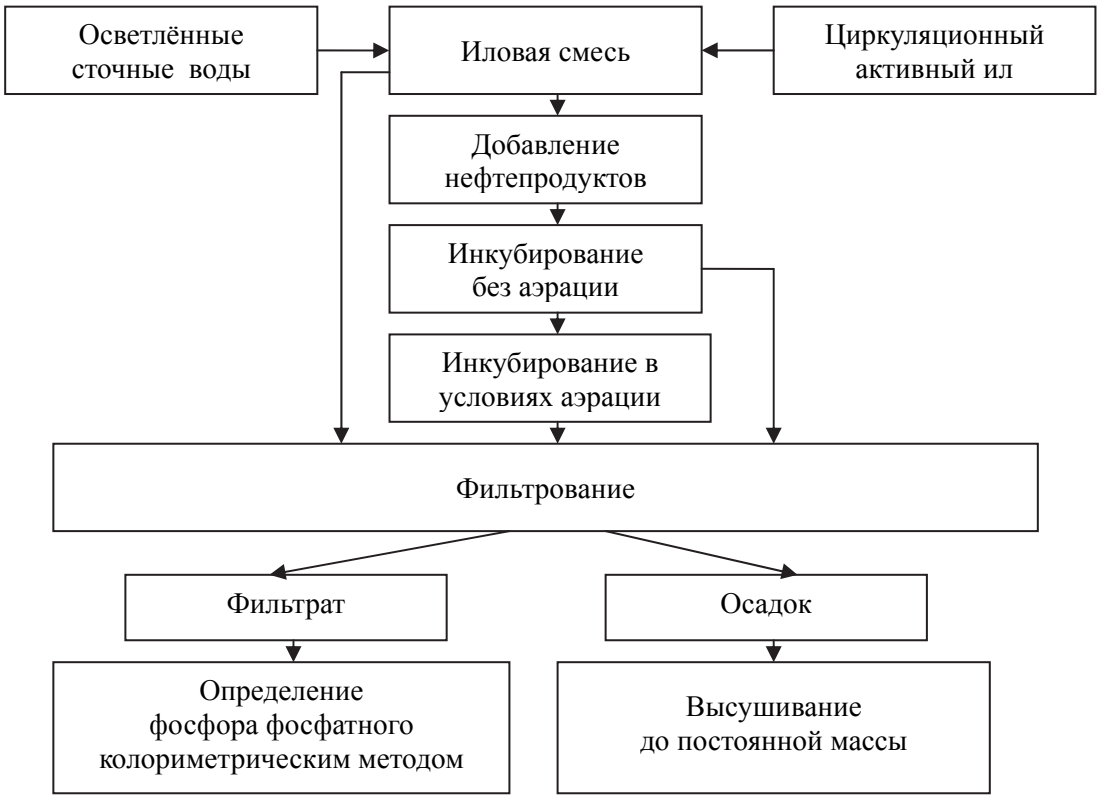


Рисунок 1 – Схема эксперимента

После инкубирования без условий аэрации иловую смесь переливали в конические колбы, закрывали колпачками и помещали в шейкер-инкубатор с температурой 25 °С, рабочей частотой 160 мин$^{-1}$ и инкубировали на протяжении 1,5 ч. Отбор проб производили аналогично вышеописанному.

Динамика влияния нефтепродуктов на высвобождение фосфора фосфатного из клеток и дальнейшего его поглощение биомассой активного ила представлена на рисунках 2 и 3. Исходное содержание фосфора фосфатного в иловой смеси на 10.04.2017 составило 46,0 мг/дм^3, а 19.04.2017 – 19,4 мг/дм^3.

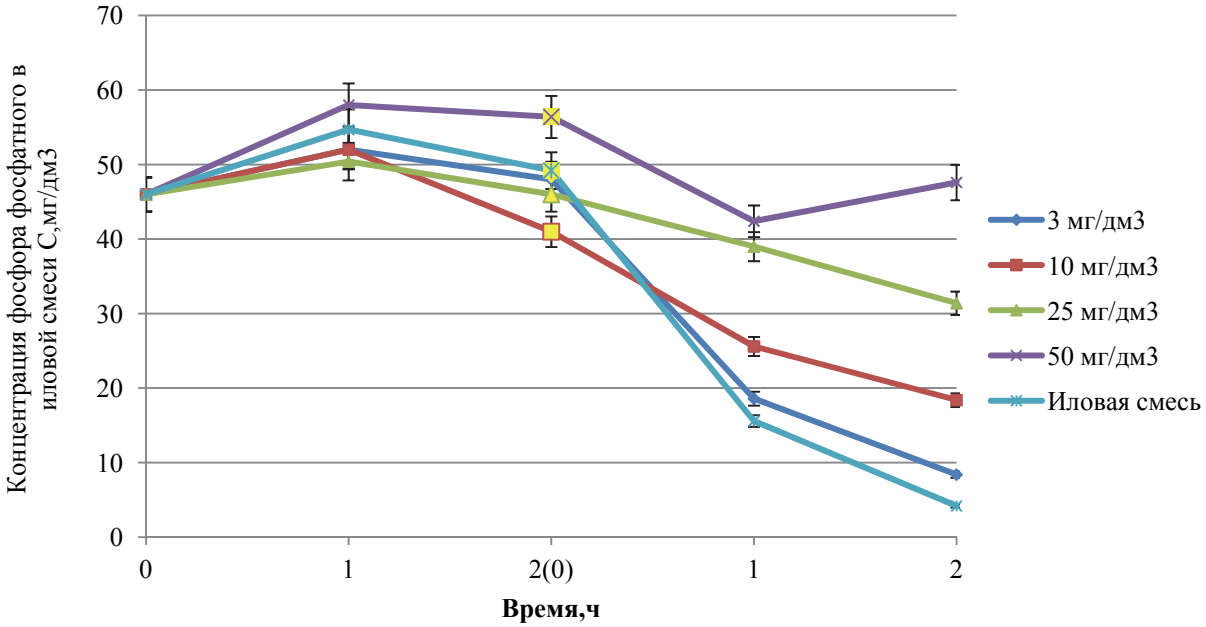


Рисунок 2 – Влияние нефтепродуктов на процессы миграции фосфора (10.04.2017г.)

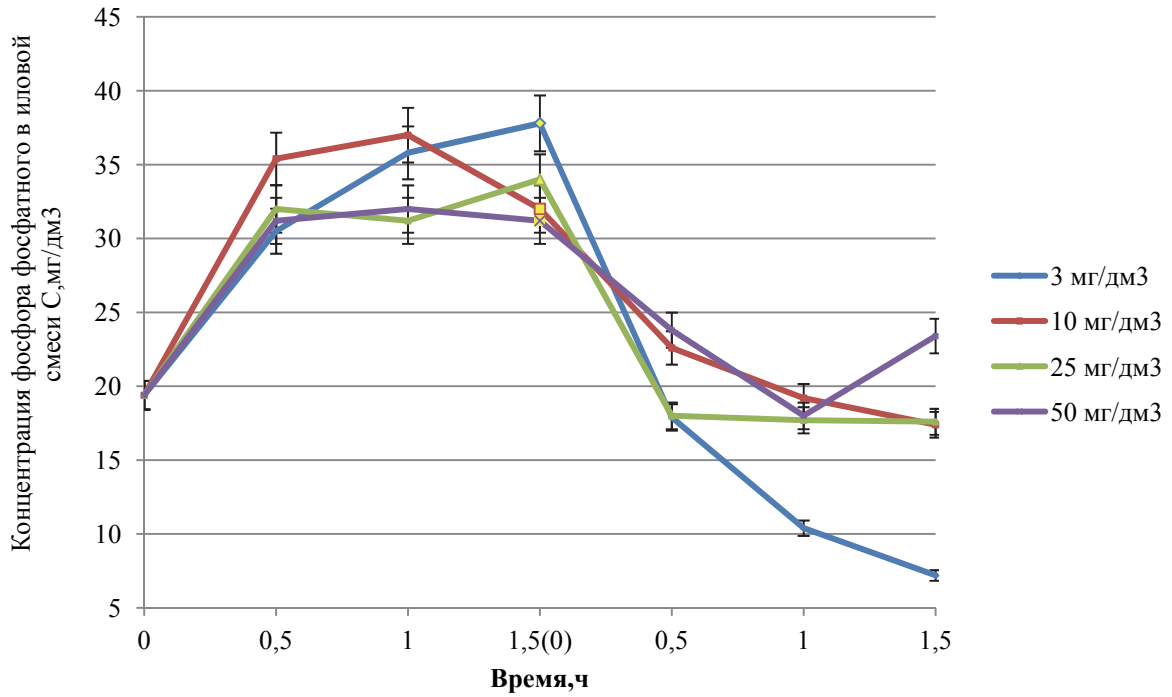


Рисунок 3 – Влияние нефтепродуктов на процессы миграции фосфора (19.04.2017 г.)

Влияние нефтепродуктов на процесс высвобождения фосфора фосфатного неоднозначно. При проведении эксперимента не установлена строгая зависимость процессов высвобождения фосфора фосфатного от концентрации нефтепродуктов в смеси. В среднем концентрация фосфора фосфатного за 1 ч инкубирования без аэрации увеличилась на 9,0 – 14,0 мг/дм^3.

При инкубировании иловой смеси в условиях аэрации прослеживается четкая зависимость влияния концентрации нефтепродуктов на процессы поглощения фосфора фосфатного активным илом. Вследствие чего конечное содержание фосфора фосфатного в иловой смеси без добавления нефтепродуктов составило 4,2 мг/дм^3, при концентрации нефтепродуктов 3 мг/дм^3 концентрация фосфора фосфатного составила 8,4 мг/дм^3 (10.04.2017) и 7,2 мг/дм^3 (19.04.2017).

При более высоких концентрациях нефтепродуктов процесс поглощения фосфора фосфатного полностью нарушен.

Таким образом, присутствие в сточных водах нефтепродуктов не только оказывает ингибирующее действие на активный ил и очистку сточных вод от органических соединений, но наряду с прочими факторами существенно влияет на биологическое удаление фосфора.

Список использованных источников

1 Ресурсосберегающие технологии очистки сточных вод: монография / С. С. Душкин [и др.] // Харьк. нац. акад. гор. хоз–ва. – Харьков, 2011.– 146 с.

2 Новый фактор управления сооружениями биологического удаления фосфора из сточных вод / М.Н.Козлов [и др.] // Водоснабжение и санитарная техника. – 2011. − № 3. – С. 55-59.

3 Минский водоканал [Электронный ресурс] / Лабораторный контроль качества сточных вод. – Минск, 2017. – Режим доступа: http://minskvodokanal.by/water/water-quality/#stoki . – Дата доступа: 19.05.2017.

4 Мир знаний [Электронный ресурс] / Биохимическая очистка сточных вод нефтеперерабатывающих предприятий. – Режим доступа: http://mirznanii.com/a/329214/ biokhimicheskaya-ochistka-stochnykh-vod-neftepererabatyvayushchikh-predpriyatiy. – Дата доступа: 26.04.2017.

5 Оценка влияния сточных вод отдельных установок нефтепереработки на процесс биологической очистки / С.В.Степанов [и др.] // Водоснабжение и санитарная техника. – 2016. − № 7. – С. 44-49.

УДК 628.31:54

А.В. Дубина, асс.; В.Н. Марцуль, доц., канд. техн. наук
Белорусский государственный технологический университет, г. Минск, Беларусь

СПОСОБ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД ПРОИЗВОДСТВА И ПРИМЕНЕНИЯ КАРБАМИДОФОРМАЛЬДЕГИДНЫХ СМОЛ ОТ ФОРМАЛЬДЕГИДА

На деревообрабатывающих предприятиях Республики Беларусь при производстве ДСтП, МДФ и фанеры образуются сточные воды, содержащие остатки КФС и клеев на их основе, включая формальдегид. Указанные производства отличаются в части способов нанесения (введения) связующего на древесный материал, используемым оборудованием, периодичностью и способом промывки оборудования, что сказывается на объеме и составе сточных вод. С целью получения информации для более полной характеристики объекта исследования было проведено обследование ряда предприятий с определением условий образования и состава сточных вод. Такие работы проведены на следующих предприятиях: ОАО «Фандок», ОАО «Мостовдрев», ОАО «Пинскдрев», ОАО «Витебскдрев», ОАО «Борисовдрев».

На большинстве предприятий Республики Беларусь в качестве смолы для приготовления клеев используется смола марки КФ-МТ-15 или ее аналоги и модификации.

Промывка оборудования производится периодически: в конце смены или 5 рабочих дней, в зависимости от работы предприятия. Промывка емкостей для хранения КФС и трубопроводов производится перед поступлением новой партии смолы. Промывка осуществляется горячей водопроводной водой (температура 65-75 єС).

На всех предприятиях промывные сточные воды, содержащие олигомерные продукты, как правило, не очищаются, а по трубопроводам отводятся в накопительные емкости. В процессе хранения сточных вод образуется осадок затвердевших клеев, который классифицируется как отход мочевино-формальдегидных смол (код по классификатору отходов 5590205), отвердевшие карбамидоформальдегидные клеи (код – 5590601). Осадок вывозится для захоронения на полигон, а надосадочная жидкость направляется в накопитель жидких отходов либо, после разбавления, сбрасывается в канализацию. На деревообрабатывающих предприятиях существует проблема образования отложений затвердевших КФС на стенках трубопроводов, насосов, емкостей, что требует их чистки или замены.

Сточные воды, образующиеся после промывки технологического оборудования используемого для приготовления клеевых составов из карбамидоформальдегидной смолы и отобранные на различных деревообрабатывающих предприятиях Беларуси, характеризуются следующим составом: концентрацией формальдегида – 1-5 г/дм^3, химическим потреблением кислорода (ХПК) жидкой фазы– 15000-90000 мгO_2/дм^3, сухим остатком – 20-100 г/дм^3.

Несмотря на малые объемы, очистка сточных вызывает ряд определенных трудностей, связанных с нестабильным составом, отложением продуктов конденсации КФС на стенках емкостей и трубопроводов, изменением концентрации формальдегида в широких пределах.

Так как олигомеры КФС гидролитически неустойчивы, то основным процессом, который оказывает влияние на состав сточных вод, является гидролиз компонентов КФС. В результате этого процесса остаточные метилольные группы и эфирные мостики переходят в метиленовые и метиленэфирные связи с образованием свободного формальдегида и воды. Гидролитическое расщепление низкомолекулярных фракций происходит путем гидролиза метиленовых или метиленэфирных связей. Из концевых метилольных групп образуется формальдегид. Стимулируют эти процессы разбавление смолы водой, повышение температуры и снижение pH [1].

Сточные воды, которые содержат остатки КФС, образуются в количестве до 26 м^3 на 1000 м^3 производимой продукции при промывке технологического оборудования и емкостей, используемых для производства, приготовления и применения клеевых составов.

Так как не удается избежать образования формальдегидсодержащих сточных вод, проблема их очистки от формальдегида и остатков смолы является актуальной для пред-

приятий деревообрабатывающей отрасли и требует принятия новых эффективных технологических решений, направленных на сокращение объема этих вод до минимума или максимально эффективную их очистку и, по возможности, с последующим возвратом очищенной воды в водооборотный цикл предприятия.

Известно использование для обезвреживания аналогичных или близких по составу сточных вод окислительных (парофазное и жидкофазное, электрохимическое, биохимическое, фотохимическое окисление), физико-химических (адсорбция, флотация, коагуляция и др.) способов очистки. Однако на практике эти методы находят ограниченное применение, что связано со значительными затратами, недостаточной эффективностью очистки.

Целью работы является разработка технологии обеспечивающей удаление отвержденных компонентов КФС в виде, пригодном для дальнейшего использования, и снижение концентрации формальдегида до значений, при которых возможно использование или отведение очищенных вод.

Методы контроля и материалы. Концентрацию формальдегида определяли сульфитным методом с использованием БАТ-15], значение pH растворов определяли на pH-метре pH-150, сухой остаток определяли гравиметрическим методом, ХПК – бихроматной окисляемостью.

Материалы. В исследованиях использовались сточные воды, которые характеризуются содержанием формальдегида – 1 г/дм^3, химическим потреблением кислорода (ХПК) жидкой фазы – 20000 мгO_2/дм^3, содержанием компонентов КФС – 60 г/дм^3, значение pH =5. В качестве связующего используется смола КФ-МТ-15, отвердитель – хлорид аммония.

Результаты. Предварительно было изучено изменение состава сточных вод во время хранения их на предприятии, а так же влияние различных факторов на состав сточных вод.

За время хранения сточных вод происходило значительное изменение концентрации формальдегида и значения ХПК. При общей тенденции снижения ХПК жидкой фазы за счет образования и осаждения дисперсной фазы от времени выдержки, зависимость носит экстремальный характер, с резким увеличением содержания формальдегида в первые 3-5 дней.

Учитывая то, что на состав сточных вод оказывают влияние процессы гидролиза, одной из задач исследования являлось определение условий, при которых обеспечивается конденсация КФС в виде мелкодисперсного материала, предотвращение последующей конденсации и достижение минимально возможной концентрации формальдегида.

Для стабилизации сточных вод нужно провести реакцию поликонденсации растворенных КФС. Реакцию поликонденсации можно осуществить увеличением температуры или понижение pH раствора.

При кратковременном нагреве сточных вод выпадает в осадок до 72 % растворенных олигомеров КФС и концентрация формальдегида снижается на 64 %. При этом возможна эмиссия формальдегида в атмосферу.

Влияние значения pH среды на состав отобранных проб сточных вод определяли в интервале от 1 до 9, с интервалом 1 ед. pH. При pH < 4 преобладает реакция, приводящая к возникновению метиленовых связей, а при 4 < pH < 7 образуются как метиленовые, так и диметиленэфирные связи.

Формальдегид, как упоминалось выше, участвует в процессе поликонденсации и отверждения, образуя межмолекулярные связи, о чем свидетельствует значительное уменьшение концентрации формальдегда со снижением pH.

В кислой среде, при наличии в воде формальдегида и растворенных олигомеров параллельно происходят:

- процессы сшивки и циклизации КФС, приводящие к снижению ее растворимости в воде;
- процессы поликонденсации с участием остаточных аминогрупп с формальдегидом.

В щелочной среде наблюдается стабилизация состава сточных вод: в объеме сточных вод не образуется дисперсная фаза, концентрация формальдегида изменяется незначительно.

Анализируя полученные данные, можно сделать вывод, что максимальное количество осадка в % от массы сухих веществ в сточных водах (95 % от начальной массы) обра-

зуются из подкисленных сточных вод при значениях pH< 1,5-2,0. При сравнении количества полученного осадка при pH =2 и pH=1 установлено, что при снижении pH на 1 ед. степень осаждения увеличивается только на 0,9 %. В процессе отверждения смолы происходит уменьшение концентрации формальдегида. При pH = 1 снижение концентрации формальдегида составило 77,4 %.

При проведении исследований было установлено, что после отделения жидкости от осадка, в фильтрате, через некоторый промежуток времени, в объеме фильтрата начинается процесс отверждения смолы. Время, через которое начинался процесс отверждения смолы зависел от pH среды и концентрации компонентов КФС. В образцах сточных вод, которые подкисляли до pH 1-2, процесс отверждения растворенных олигомеров начинался через несколько минут после отделения осадка,

Полученные в ходе предварительных испытаний данные, использовались для создания способа очистки сточных вод, образующихся в процессе получения и использования карбамидо-формальдегидных смол на деревообрабатывающих предприятий.

Предложенный способ предполагает 2 этапа обработки сточных вод.

На первом этапе из сточных вод удаляется большая часть растворенных олигомеров. Для этого сточные воды подкисляют до pH=2 и проводят 3-х ступенчатое отверждение растворенных олигомеров, при этом в процессе отверждения снижается концентрация формальдегида. Ккаждая ступень предусматривает отделение образующегося осадка на вакуум-фильтре. Надосадочную жидкость после стабилизации сточных вод нейтрализовали раствором $Ca(OH)_2$.

В результате очистки сточных вод на первом этапе достигается снижение концентрации КФС на 95-99,1 %, а концентрация формальдегида в растворе сижается на 90-97 % , в зависимости от концентрации растворенных олигомеров.

Осадок сточных вод представляет творогоподобную гигроскопическую массу белого цвета, которая по химическому составу представляет полимерную фракцию смолы с массовой долей влаги от 20 до 40 % и максимальным размером конгломератов от 15 до 20 мм. Осадок содержит достаточно большое количество азота в виде аминных групп, входящих в состав полимерных молекул смолы.

Второй этап предполагат доочистку сточных вод после первой стадии. Для доочистки использовались физико-химические, сорбционные и химические медоты. Наилучшие результаты по доочистке сточных вод от формальдегида были достигнуты при использовании фотокаталитического и сорбционного способа.

Окончательный выбор способа доочистки зависит от требований заказчика к качеству очищенной сточной воды и вариантами последующего их использования или сброса.

Общая эффективность способа очистки стоных вод производства и применения карбамидоформальдегидных смол составляет по значению ХПК – 96-99 %, по содержанию формальдегида – 99,0-99,9 %.

Список использованных источников

1 Доронин Ю.Г., Мирошниченко С.Н., Свиткина М.М. Синтетические смолы в деревообработке. – 2-е изд., перераб. и доп. – М.: Лесная промышленность, 1987. – 224 с.

2 Абсорбенты: теория и практика их применения для очистки сточных вод / Под ред. Авакова А.П. - М.: Химия, 1983. - 114 с.

3 Анализ существующих методов очистки сточных вод от формальдегида / Плюскина А.В, Чудинова С.М. // Тез. докл. 27 науч. - тех. конфер. Пермского политех. инс-та по результатам н-и работ, выполненных в 1988-1990 гг. [Ч. 2] - Пермь, l991. - с. 201.

4 Патент РФ 2060953, МКИ С 02 F 1/28. Способ очистки сточных вод, содержащих формапьдегидные смолы/ Бельчинская Л.И., Послухаев Н.И. - Заявл. 23.12.93., Опуб. 27.05.96., Бюл. №15.

5 Таранцева К. Р., Марынова М. А., Андреев С.Ю. – Технология обезвреживания формальдегидосодержащих промышленных стоков // Известия ПГПУ им. В. Г. Белинского. 2011. № 26. С. 671–676.

6 Савинов, Е.Н. Фотокаталитические методы очистки воды и воздуха / Е.Н. Савинов // Соровский образовательный журнал. – 2000. – Т. 6 № 11 – С. 52–56.

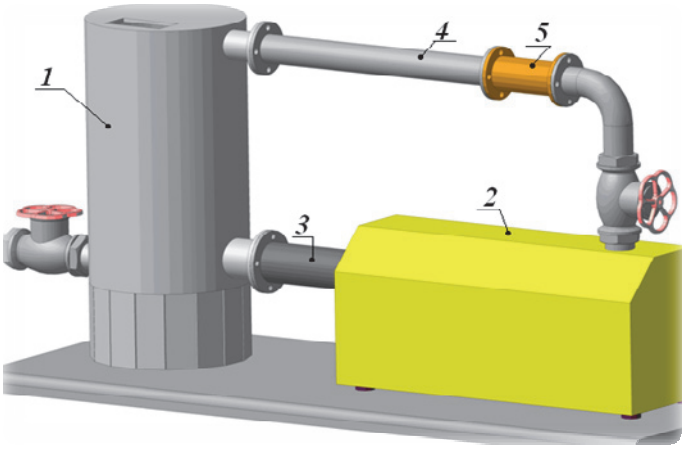
УДК 628.544

О.А. Петров, доц., канд. техн. наук
Белорусский государственный технологический университет, г. Минск, Беларусь

ВОЗМОЖНОСТИ ПРИМЕНЕНИЯ СВЕРХКАВИТИРУЮЩИХ АППАРАТОВ В ТЕХНОЛОГИЯХ ОЧИСТКИ ПРОМСТОКОВ

Изучение конструкций кавитирующих аппаратов, гидродинамики кавитационных течений, а также практического использования такого оборудования в различных технологических процессах являлось предметом наших исследований довольно долгое время [1, 2]. Проведем анализ возможностей использования сверхкавитирующих аппаратов (СКА) для гидродинамической обработки отходов в жидких средах с получением коагулянтов и флокулянтов.

Для проведения экспериментальных исследований была создана гидродинамическая установка (рисунок 1). Она, в своем базовом варианте, состоит из центробежного насоса, который нагнетает жидкость по трубопроводу в так называемый сверх- или суперкавитатор (СК-аппарат), представляющий собой сменную вставку.



1 – емкость; 2 – центробежный насос; 3 – всасывающий участок трубопровода; 4 – нагнетательный участок трубопровода; 5 – кавитатор

Рисунок 1 – Гидродинамическая установка

Принцип работы статических СК-аппаратов (ССКА), в общем случае, сводится к следующему. При резком понижении давления из-за появления больших местных скоростей в потоке жидкости образуются разрывы сплошности (каверны), заполненные газом, паром или их смесью.При схлопывании кавернпроисходят микровзрывы, образуются ударные волны и кумулятивные микроструи, приводящие к разрушению материала, находящегося вблизи. Например, при сужении поперечного сечения трубопровода с последующим расширением или при обтекании потоком жидкости разнообразных препятствий (конусы, сферы, пластины и т.д.). В последнем случае за обтекателем образуется полость больших размеров – сверх- или суперкаверна, по периферии которой, в основном в хвостовой части, образуется поле коллапсирующих кавитационных пузырьков (рисунок 2).

Для интенсификации очистки сточных вод широко применяются природные и синтетические флокулянты и коагулянты. Использование синтетических флокулянтов в процессах очистки сточных вод и осветления тонкодисперсных суспензий, хотя и дает значительный практический эффект, но их стоимость достаточно высока. Поэтому в отдельных случаях целесообразно использовать природные флокулянты, полученные из биомассы микро-

организмов. В первую очередь практический интерес представляет использование биомассы тех микроорганизмов, которые получаются как отходы производства или побочный продукт, например избыточный активный ил (ИАИ) при биологической очистке сточных вод.

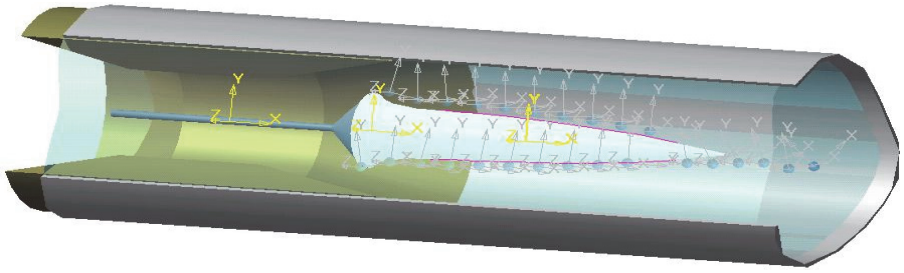


Рисунок 2– Модель 3Dсверхкавитации в ССКА с осевым расположением конического обтекателя

В результате проведенных экспериментов выяснено, что после гидродинамической обработки в суперкавитирующем аппарате избыточного активного ила его можно эффективно использовать в качестве биофлокулянта для интенсификации процесса отстаивания при первичной очистке сточных вод [3], снижая тем самым нагрузку на последующие стадии очистки. Известно, что в составе ИАИ имеется большая группа микроорганизмов, которые в процессе своей жизнедеятельности образуют и выделяют внеклеточные биополимеры, которые и являются флокулирующими агентами. В результате обработки агломераты микроорганизмов разрушаются до отдельных клеток или сегментов клеток, что приводит к резкому увеличению поверхности контакта между биофлокулянтом и частицами примесей. Разрушение клеточных агломератов, а также отдельных клеток до их сегментов может быть достигнуто созданием в зоне микроорганизмов высоких скоростных градиентов. Применение на этом этапе исследуемых гидродинамических ССКА может значительно интенсифицировать данные процессы. Сущность гидродинамической кавитационной обработки активного ила состоит в создании условий, обеспечивающих непрерывное выделение микроорганизмами биополимеров до исчерпания запасных жировых веществ клеток.

В результате гидродинамической кавитационной обработки, за счет деструкции межклеточных структур, достигается еще один положительный эффект – повышение степени растворения тяжелых металлов, содержащихся в твердой фазе ИАИ. Выбор способа обезвреживания всех осадков зависит от состава и свойств веществ, которые определяют его токсичность, вредность для окружающей среды. Главным направлением обезвреживания является перевод указанных веществ в другие нетоксичные соединения, связывание их в виде практически нерастворимых и нелетучих соединений. Во многом способы обезвреживания сточных вод и осадков подобны. В настоящее время одним из основных методов обезвреживания ИАИ, содержащего тяжелые металлы, является химическое извлечение этих металлов перед складированием осадка на иловых площадках.

Нами проведены эксперименты по исследованию влияния гидродинамической кавитационной обработки на свойства ИАИ. В ходе экспериментов были исследованы пробы ИАИ после различного времени обработки в ССКА и изменение характеристик активного ила вследствие обработки. Проведены исследования по применению активного ила в качестве биофлокулянта на стадии механической очистки сточных вод. Был проведен ряд опытов по определению оптимального времени обработки активного ила, а также по исследованию флокулирующих свойств этого материала. Вместе с этим было проверено предположение о повышении растворимости тяжелых металлов, содержащихся в осадке, после такой обработки, а также о применимости гидродинамической кавитации и аппаратов на ее основе для стабилизации биомассы и обеззараживания воды.

Проведенные опыты, заключающиеся в определении времени капиллярного впитывания, илового индекса,удельного сопротивления осадка фильтрованию, оптической плотности для различных проб, позволили выявить оптимальное время кавитационной обра-

ботки активного ила при использовании его в качестве флокулянта, а также дозу, при которой наблюдается наибольший эффект очистки. Оптимальная доза составила 1 % от объема сточной воды. Оптимальное время обработки – около 1 минуты или 1 цикл при последовательном использовании нескольких аппаратов, то есть при необходимости непрерывности процесса. При меньшем времени обработки снижается количество выделяемых клетками биополимеров, т.к. запасные резервы клеток не исчерпываются полностью. При большем времени обработки дальнейшее механическое воздействие на клетку, уже лизированную и разрушающуюся, приводит к ухудшению дальнейшего процесса флокулирования смеси исходной сточной жидкости и обработанного активного ила. При повышении степени механического воздействия клеточные оболочки немедленно разрушаются, жизнедеятельность клеток прекращается, а значит, естественно прекращается и выделение ими биополимеров.

После определения оптимального времени кавитационной обработки активного ила и его дозировки в глинистой суспензии, выбранной в качестве модельной, была оценена эффективность очистки суспензии. Таким образом, при исследовании кинетики осаждения глинистой суспензии использовали активный ил, подвергнутый кавитационной обработке в течение 1 минуты. Доза обработанного АИ составляла 1 % об. Исследования проводили для глинистой суспензии концентрации 500 и 1000 мг/л. Измерялась оптическая плотность в зависимости от времени отстаивания суспензии, активного ила и суспензии с активным илом. Оказалось, что после 20 минут отстаивания эффективность очистки для суспензии концентрацией 500 мг/л составляет до 80 %. При увеличении концентрации суспензии в два раза, этот показатель снижается до 50 %.

На следующих этапах исследовалось влияние гидродинамической обработки на интенсификацию процессов обезвреживания, стабилизации и обеззараживания осадков промышленных сточных вод.

В ходе исследований установлено, что наблюдается стабильнаявзаимосвязь между обобщенным показателем фильтруемости осадка (удельным массовым сопротивлением фильтрованию) и степенью растворения содержащихся в нем тяжелых металлов. Таким образом, степень растворения металлов определяется степенью механической деструкции структур АИ в процессе обработки и может контролироваться по изменению удельного массового сопротивления осадка фильтрованию.

В результате исследования обработки осадков сточных вод в ССКА, установлено, что за счет деструкции межклеточных структур осадка растворяется от 17 до 70 % содержавшихся в твердой фазе осадка металлов (Ni, Zn,Cu, Pb,Cd). Степень растворения зависит от металла, что объясняется различными формами связывания тяжелых металлов, в частности, активным илом. Достигнутая степень растворения тяжелых металлов, не всегда достаточна по ПДК для самостоятельного использования такой обработки для окончательного обезвреживания осадков, однако в сочетании с традиционными способами гидродинамическая кавитационная обработка позволит значительно интенсифицировать процесс и уменьшить объемы используемых реагентов.

Результаты экспериментов по стабилизации и обеззараживанию активного ила в исследуемом сверхкавитирующем аппарате показали, что уже за один проход общее микробное число (ОМЧ) сократилось на порядок и составило около $3Ч10^5$ колоний/мл (ОМЧ в начальной пробе составляло более 3 млн. колоний/мл). Через 10 минут циркуляции жидкости в установке ОМЧ уменьшилось практически до $6Ч10^4$ колоний/мл.

Кавитация способна не только убивать микробы. Она способна диспергировать и крупные молекулы органики, поскольку именно они являются центрами образования кавитационных пузырьков (ядрами кавитации) и точно так же, как и микроорганизмы являются центрами «схлопывания» кавитационных пузырьков. По размеру микроорганизмы и крупные молекулы органики примерно одинаковы, приближаются к ним по размерам и молекулы тяжелых нефтепродуктов.

Кроме того, исследовалась возможность использования ССКА для получения коагулянтов/флокулянтов из отходов отработанных синтетических ионитов. Отработанные синте-

тические иониты близки по составу и свойствам к применяемым в настоящее время флокулянтам и характеризуются значительной остаточной обменной емкостью. В качестве одного из способов получения таких материалов может рассматриваться измельчение (степень измельчения должна быть близкой к дисперсным частицам гидроксокомплексов, образующихся при гидратации коагулянтов). Выбор условий измельчения, обеспечивающих получение продукта с заданными свойствами, проводили по результатам пробного коагулирования контроля сорбционной емкости, дзета-потенциала, распределения функциональных групп [4].

Выбор механохимического способа переработки отработанных синтетических ионитов определяется в основном характеристиками исходного материала и требованиями к качеству продукта. Для механического измельчения (помола) применяютсясамые разнообразные конструкции мельниц: роторные, дисковые, пальцевые, барабанные, планетарные, вибрационные,струйные и др. Однако их использование зачастую рационально для получения материала с размерами более 20 мкм, поскольку для получения частиц меньшего размера существенно увеличиваются затраты энергии. Для дальнейшего уменьшения размеров частиц предлагается использовать кавитационное воздействие. В настоящее время такую обработку можно осуществлять в ультразвуковых и гидродинамических аппаратах. Применение такого оборудованиятакже помогает снизить влияние повышенной температуры (которая сильно заметна при сухом способе) на количество функциональных групп.

Возможность применения ССКА исследовали на 1 %-ной водной суспензии анионита. Обработку проводили в течение 10, 20, 30 мин. В итоге, фракционный состав измельченного анионита характеризуется следующим распределением по фракциям более 20 мкм, 5–20 мкм и менее 5 мкм в мас.%: для 10 мин – 46,2:23,7:30,1, 20 мин – 32,2:28,7:39,1 и 30 мин – 23,6:24,5:51,9 соответственно.

Факторами, определяющими технологический эффект, являются количество и размеры образующихся кавитационных пузырьков за сверхкавернами. Чтобы получить кавитационные пузырьки оптимальных по технологическому воздействию размеров, необходимо создавать каверну с определенным характером нестационарного движения в ее хвостовой части. Причем возникает возможность избежать разрушения рабочих поверхностей аппарата, а всю энергию кавитационного воздействия направить именно на обрабатываемый материал. В этом и заключается одно из принципиальных отличий исследуемых гидродинамических аппаратов.

В заключении необходимо отметить, что исследованный способ воздействия на активный ил может найти применение и как способ стабилизации биомассы и частичного обеззараживания воды, который в сочетании с последующей стадией извлечения тяжелых металлов позволяет также существенно повысить общую степень удаления тяжелых металлов из обработанного осадка. Кроме того, использование СК-аппаратов позволяет проводить обработку отработанных синтетических ионитов для повторного их использования в качестве коагулянтов и/или флокулянтов.

Список использованных источников

1 Петров, О.А. Исследование и моделирование гидродинамических кавитаторов / О.А. Петров, П.Е. Вайтехович // Химическая промышленность сегодня. –2003. – № 12 – С. 52–56.

2 Петров, О.А.Математическая модель расчета параметров каверны / О. А. Петров // Весці НАН Беларусі. Серыя фіз.-тэхн. навук. 2004. − № 2. – С. 35–37.

3 Петров, О.А. Применение гидродинамического аппарата для обработки активного ила / О.А. Петров, О.В. Гурьян, П.Е. Вайтехович // Новейшие достижения в области импортозамещения в хим. промышленности и производстве стройматериалов: Материалы докладов Междунар. Науч.-техн. конф. – Мн.: БГТУ, 2003. – С. 493–495.

4 Петров, О.А., Романовский, В.И. Применение суперкавитирующих аппаратов для обработки ионитов / О.А. Петров, В.И. Романовский // Новейшие достижения в области импортозамещения в химической промышленности и производстве строительных материалов: материалы докл. международной науч.-тех. конф. БГТУ, Минск, 25–27 ноября 2009 г. / Белорус. гос. техн. ун-т; редкол.: И.М. Жарский [и др.]. – Минск, 2009. – С. 123–126.

УДК 541.183 : 546.571

А.А. Шункевич, канд. хим. наук; В.И. Грачек, канд. хим. наук;
А.П. Поликарпов, канд. хим. наук; Г.В. Медяк, канд. хим. наук; В.В. Пансевич, канд. хим. наук
Институт физико-органической химии НАН Беларуси, г. Минск, Беларусь

НОВЫЕ ИМИНОДИАЦЕТАТНЫЕ ХЕЛАТНЫЕ СОРБЕНТЫ ФИБАН ДЛЯ ОЧИСТКИ ВОДЫ

Усиливающееся техногенное воздействие на окружающую среду отрицательно влияет на качество питьевой воды, как подземных вод в районах водозаборов, так, еще в большей степени, открытых водоемов. Отмечено загрязнение питьевой воды катионами тяжелых и переходных металлов. Проблему очистки питьевой воды от ионов двухвалентного железа, марганца и других катионов тяжелых и переходных металлов позволяют решить новые волокнистые хелатные ионообменные материалы ФИБАН Х-1 и Х-2, созданные в Институте физико-органической химии НАН Беларуси на полиакрилонитрильной матрице. Волокнистые иониты обладают преимуществами перед своими гранульными аналогами: большим разнообразием химического строения и методов получения; возможностью переработки и использования в различных текстильных формах (штапель, кноп, нетканые материалы, пряжа); малым диаметром моноволокон, и, следовательно, малым диффузионным путем и высокими скоростями ионообменных, сорбционных и каталитических процессов; простотой регулирования сопротивления потокам воздуха и воды; возможностью использования тонких слоев для достижения высокой степени очистки; большой площадью фильтрации в единице объема аппарата и соответствующим снижением габаритов фильтра [1-3].

Аминокарбоксильные иониты наиболее распространены среди комплексообразующих сорбентов, нашедших применение в практике. Такие иониты можно получить путем полимераналогичных превращений.



Рисунок 1 – Текстильные формы волокнистого ионита ФИБАН Х-1 (штапельное волокно, пряжа и нетканый материл), картридж и фильтр очистки воды

Для очистки воды волокнистые иониты используются главным образом в фильтрах, содержащих картриджи, заполненные волокнистыми ионообменными материалами в различных текстильных формах – расчесанные штапельные волокна, иглопробивные нетканые материалы и аппаратная пряжа. Для того, чтобы получить ионообменные волокнистые материалы, пригодные для очистки воды, необходимо разработать технологию синтеза и организовать производство волокнистых ионитов, обладающих деформационно-прочностными характеристиками, позволяющими перерабатывать их в нетканые материалы и аппа-

ратную пряжу, которые удобно использовать в фильтрах очистки воды и воздуха, а также подобрать эффективные технологии и установки для осуществления процессов с использованием ионообменных волокнистых материалов. В Институте разработали технологии получения имидиацетатных волокнистых материалов ФИБАН Х-1 и ФИБАН Х-2, обладающих высокими сорбционными свойствами и достаточно высокими деформационно-прочностными характеристиками. Иминодиацетатные катиониты ФИБАН Х-1 и Х-2 на основе нитрона получают двух стадийным синтезом: аминирование полиакрилонитрила полиэтиленполиаминами и затем введение карбоксильных групп.

Иминодиацетатные катиониты обладают высокой сорбционной активностью по катионам тяжелых и цветных металлов (таблица 1).

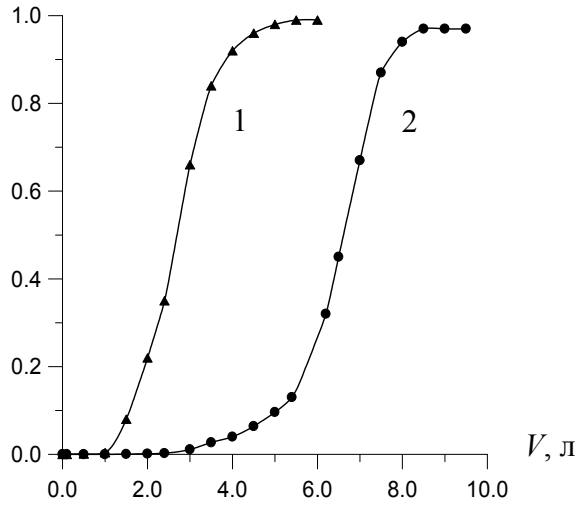
Таблица 1 − Сорбция ионов металлов из многоионного модельного раствора на фоне ионов кальция волокнистыми ионитами ФИБАН

ФИБАН	СОЕ, мг-экв/г	ДОЕ проскока (Сме= 5 % исх), мг-экв/г					
	СООН	Cu	Pb	Ni	Co	Cd	Zn
Х-1	6.5	0.77	1.05	0.19	0.28	0.23	0.17
Х-2	5.0	0,40	0.20	0.16	0.10	0.14	0.30
К-5	5.4	0.24	0.31	0.08	0	0.08	~0.005

$C_{\text{ме}} \cong 4x10^{-2}$ мг-экв/л $C_{Ca} \cong 4$ мг-экв/л, pH = 6.0, скорость потока 9-9.5 см/мин, или 3-3.5 BW/мин, $g_0 \cong 1.0$ г

Наиболее эффективным среди всех разработанных волокнистых ионитов по большинству изученных ионов является хелатный иминодиацетатный ионит ФИБАН Х-1 (таблица 1), проявляющий высокую способность очистки воды от изученных ионов металлов из многоионных растворов в присутствии ионов кальция. Хорошие результаты получены и на ионите ФИБАН Х-2, в то время как катионит ФИБАН К-5 и, следовательно, его аналог МИОН К-5 значительно менее эффективен при очистке воды от тяжелых металлов, что следует из результатов сорбции.

Сорбцию катионов марганца проводили динамическим способом из модельного раствора, содержащего 0.08 мг-экв/л $MnCl_2$ в присутствии 4 мг-экв/л ионов кальция. Приблизительно 1 г ионита, предварительно приведенного в равновесие ацетатным буфером при pH=6, помещали в колонку диаметром 12.5 мм и высотой слоя сорбента 30 мм. Через колонку снизу вверх со скоростью 4.1 см/мин пропускали модельный раствор. Выходные кривые сорбции катиона марганца представлены на рисунке 2.



1 – ФИБАН Х-1; 2 – ФИБАН Х-2

Рисунок 2 – Выходные кривые сорбции катионов марганца сорбентами

Из рисунка 2 видно, что хелатный ионит ФИБАН Х-2 превосходит сорбент ФИБАН Х-1 по эффективности сорбции ионов Mn^{2+}. Рабочая сорбционная емкость до проскока иона марганца для ФИБАН Х-2 составляет 0.35-0.40 мг-экв/г, а для ФИБАН Х-1 примерно, 0.1 мг-экв/г.

Проведенные исследования сорбции тяжелых металлов показали, что самым эффективным ионитом по сорбции всех изученных металлов, за исключением ионов марганца, является волокнистый катионит ФИБАН Х-1, поэтому исследования по сорбции двухвалентного железа проводились на этом катионите. Исследования проводили пропусканием реальной воды из подземного источника, содержащей в среднем 1,7 мг/л двухвалентного железа (ПДК 0,3 мг/л). Скорость пропускания воды через картридж 6,4 см/мин, высота фильтрующего слоя сорбента ФИБАН Х-1 22 см, диаметр 10 см, количество сорбента – 150 г. Результаты сорбции сравнивали с эффективностью ионита ФИБАН К-5 (рисунок 3). Из рисунка 3 видно, сорбционная активность по иону Fe^{2+} катионита ФИБАН Х-1 в 5-6 раз превышала эффективность ионита ФИБАН К-5. Исследованиями установлено, что регенерация волокнистого сорбента ФИБАН Х-1 легко происходит пропусканием через колонку разбавленных (1-2 н) растворов соляной или азотной кислоты.

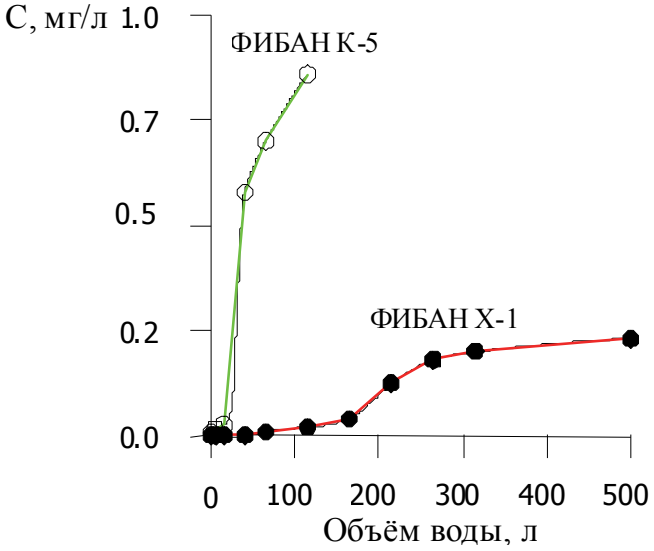


Рисунок 3 – Выходные кривые сорбции ионов Fe^{2+} из питьевой воды катионитом ФИБАН Х-1

Испытания фильтра с картриджем из аппаратной пряжи ФИБАН Х-1 + Х-2, 20 % лавсана показали высокие значения степени очистки воды от ионов железа и марганца при малом времени контакта τ сорбента с раствором (таблица 2).

Таблица 2 – Результаты испытаний картриджа с пряжей ФИБАН ФИБАН Х-1 + Х-2, 20 % лавсана по сорбции железа и марганца

Скорость потока, л/мин	Объем фильтрата, л	τ, сек	Исх. вода	Фильтрат	Степень очистки, %
Fe, мг/л					
0.8	20	43.4	1.2	0.29	76
Mn, мг/л					
0.8	20	43.4	4.15	0.37	91

Результаты испытаний показали (таблица 2) высокую степень очистки воды картриджем, содержащим аппаратную пряжу ФИБАН Х-1 и Х-2 от ионов железа и марганца.

Из таблицы 1 видно, что самую высокую сорбционную активность иминодиацетатные катиониты ФИБАН Х-1 и Х-2 проявляют к ионам Pb^{2+} и Cu^{2+}, поэтому были проведе-

ны исследования сорбционных свойств сорбента по отношению к этим ионам при различных скоростях потока очищаемой воды 20 и 90 колоночных объемов (BV) в минуту. Сорбцию проводили из водопроводной воды при концентрациях меди в воде 0,06 мг/л, свинца 0,1 мг/л (pH 7,8-8). Результаты испытаний представлены в таблице 3.

Таблица 3 − Степень извлечения из водопроводной воды Cu и Pb в зависимости от скорости потока

Ионит	ОЕ, мг-экв/г		Cu, C_o~ 60 мкг/л		Pb, C_o ~ 100 мкг/л	
	карбо-ксил. группы	амино-группы	BV/мин	R, степень извлечения	BV/мин	R, степень извлечения
ФИБАН Х-1 штапель	3,8	1,7	20	0,95	20	0,95
			90	0\.86	90	0,78
ФИБАН Х-1 + Х-2, 20% лавсана нетканый материал	2,5	0,5	20	0,91	20	0,95
			90	0,60	90	0,70
ФИБАН К-5	5,1	0,8	20	0,92	20	0,91
			90	0,70	90	0,65

Наиболее универсальным среди разработанных ионитов является хелатный иминодиацетатный сорбент ФИБАН Х-1 (таблицы 1 и 3).

Загрязнение водных ресурсов соединениями свинца представляет серьезную экологическую опасность в связи с его активным использованием в автотранспорте, металлургии, металлообработке, электротехнике, полиграфии, нефтехимии и других отраслях промышленности. Свинец и его производные классифицируются IARC (Агентство по изучению рака) как вещества группы B, потенциальные канцерогенные для человека [4].

Катионит ФИБАН Х-1 использовали в качестве сорбционного материала для очистки воды от ионов свинца в 24.8 мм картриджах, помещенных в магистральные фильтры SL10. Объем пряжи в картридже составлял 578 $см^3$, масса пряжи – 200 г, плотность слоя катионита – 0,346 г/$см^3$. Скорость потока варьировали от 400 до 1600 л/ч. Модельные растворы готовили на водопроводной воде с дополнительным введением солей свинца. Финальный состав модельного раствора по катионам отвечал следующему: Ca – 59 mg/l, Mg – 15 mg/l, Si – 4 mg/l, Fe – 0,107 mg/l, Sr – 78 μg/l, Zn – 12 μg/l, Al – 9 μg/l, Pb – 19-60 μg/l. Пробы для анализа отбирали на входе и выходе из патрона. Содержание металлов в растворах определяли на спектрометре ICP Vista Pro, а концентрацию свинца на спектрометре SOLAAR с электротермической атомизацией. Показано, что степень очистки воды от ионов свинца составила не менее 85 %. Этот результат воспроизводился при высоких скоростях потока и минимальных значениях времени контакта сорбента с водой (таблица 4).

Таблица 4 – Результаты очистки в зависимости от времени контакта τ сорбента с водой

Скорость потока, л/ч	Pb, μg/l		τ, сек	Степень очистки, %
	исх. вода	фильтрат		
1600	19,6	2,5	1,3	87,2
1200	20,1	2,7	1,7	86,6
	25,1	3,5		86,1
800	26,0	3,7	2,6	85,8
	28,0	2,6		90,7
400	27,4	1,7	5,3	93,8

Результаты испытаний по определению ресурса картриджа при очистке воды от ионов свинца при скорости потока 1000 л/ч и времени контакта сорбента с водой τ=2 сек (ри-

сунок 4) позволили сделать заключение о возможности очистки 35 м^3 водопроводной воды с содержанием свинца 60 мг/м^3 ниже значения ПДК (0.01 мг/л).

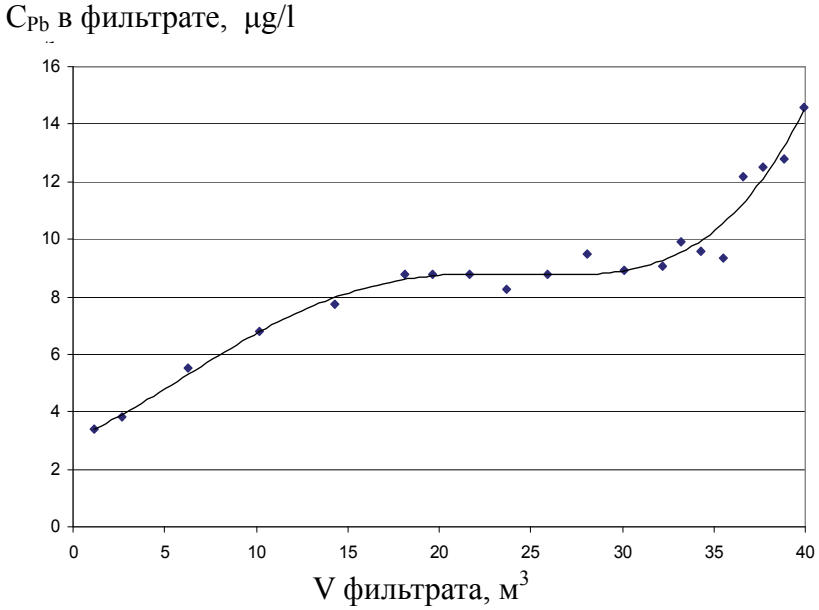


Рисунок 4 – Выходные кривые сорбции Pb^{2+} из воды, содержащей 60 мкг Pb/л, с помощью пряжи ФИБАН Х-1 в составе картриджа СВТ SL 10″

Определены режимы регенерации картриджа после его насыщения. Установлено, что с помощью 9 колоночных объемов растворов 4-6 % HNO_3 картридж ФИБАН Х-1 десорбирует более 95 % поглощенных ионов свинца и полностью восстанавливает свою динамическую сорбционную емкость. Отдельными опытами показана стабильность характеристик картриджей ФИБАН Х-1 при хранении в воздушно-сухом состоянии в течение двух лет и при обработке 6 % HNO_3 в течение двух месяцев.

В результате проведенных испытаний показана возможность создания и эффективной работы одно и мультипа тронных фильтров для очистки воды от ионов свинца, железа и марганца производительностью от 1 до 200 м^3/ч как одноразового действия для бытового использования, так и с возможностью автоматической регенерации.

По всем показателям полученные сорбенты успешно конкурируют с лучшими на сегодняшний день в мире японскими хелатными материалами IONEX TIN-600 корпорации Toray Ind, которые выпускаются опытными партиями небольших объемов.

В Институте создана опытно-промышленная установка, позволяющая получать волокнистые сорбенты ФИБАН Х-1 и Х-2 в количестве 1 – 2 тонны в год, которые затем перерабатываются в иглопробивное волокно и аппаратную пряжу. Получены свидетельства о государственной регистрации катионитов ФИБАН Х-1 и Х-2.

Список использованных источников

1 Грачек В.И., Шункевич А.А., Марцинкевич Р.В., Солдатов В.С. // Экология и промышленность России. 2005. № 1. С. 25-27.

2 Шункевич А.А., Грачек В.И., Уголев И.И., Матвейчук С.В. // Радиохимия. 2007. Т. 49, №6. С. 554-556.

3 Rivas B., Jara L. M., Pereira E. D. Preparation and adsorption properties of the chelating resins containing carboxylic, sulfonic, and imidazole groups // J. Appl. Pol. Sci. – 2003. – Vol. 89, № 10. – P. 2852-2856.

4 US EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1996. Clean up the Nations Waste Sites: Markets and Technology Trends, Washington D.C.

УДК 544.726

Г.В. Медяк, канд. хим. наук; А.П. Поликарпов, канд. хим. наук;
С.А. Соловьев, канд. хим. наук; А.А. Шункевич, канд. хим. наук;
В.В. Пансевич, канд. хим. наук.
Институт физико-органической химии НАН Беларуси, г. Минск, Беларусь

НОВАЯ ТЕХНОЛОГИЯ ОЧИСТКИ ПРИРОДНЫХ ВОД ОТ ОРГАНИЧЕСКИХ ПРИМЕСЕЙ

Основным источником хозяйственного водоснабжения предприятий Республики Беларусь являются поверхностные воды, содержащие во взвешенном состоянии значительное количество нерастворимых частиц глины, песка, карбонатов, оксидов железа, марганца, алюминия, а также растворимых солей и высокомолекулярных гумусовых органических примесей. Традиционные схемы очистки воды, включающие коагуляцию, седиментацию и фильтрацию на активированном угле, успешно справляются с удалением взвешенных частиц, но не очищают воду от растворенных примесей.

С ужесточением требований к качеству воды на предприятиях питьевого водоснабжения, теплоэнергетики, атомной и электронной промышленности развиваются новые методы очистки воды с использованием сорбционных и мембранных технологий [1]. Особенно высокие требования к чистоте воды по органическим примесям предъявляются на предприятиях энергетического комплекса. Органические вещества, попадая с добавочной водой в котел при высоких температурах, подвергаются термолизу с выделением летучих органических кислот, которые вызывают коррозию металла паровых котлов и турбин, а также образуют комплексные соединения, например, с кремниевой кислотой. Эти соединения осаждаются на поверхностях нагрева, образуя низко-теплопроводные отложения, которые плохо удаляются при кислотной промывке. Наиболее опасны последствия термолиза органики в котлах высокого и сверхкритического давления, где указанные процессы идут наиболее интенсивно из-за высоких тепловых потоков.

На предприятиях энергетики и атомной промышленности используют ионообменные системы обессоливания воды. Аниониты в таких системах наряду с неорганическими анионами поглощают и анионы органических кислот. В процессе солевой регенерации эти анионы удаляются не полностью, и анионит постепенно «отравляется» органикой, что снижает его рабочую емкость и уменьшает срок службы. В этой связи перед системой обессоливания применяют различные схемы предварительной подготовки воды, призванные существенно снизить в ней содержание органических веществ. С этой целью за рубежом и на некоторых ТЭЦ России внедрена технология очистки воды от органических примесей с использованием специальных гранульных анионитов – органопоглотителей [2, 3], разработанных и выпускаемых зарубежными фирмами Dow Chemical, Rohm & Haas, Purolite. Однако в процессе эксплуатации гранульные иониты подвергаются механическому истиранию и химической деструкции, требуют ежегодной 10%-ной досыпки и полной замены примерно через 6 лет эксплуатации. Кроме того, эти иониты имеют высокую стоимость ($9000 за $м^3$), обладают высоким гидродинамическим сопротивлением и, следовательно, обеспечивают невысокую скорость очистки.

Целью настоящей работы была разработка новой технологии очистки воды от ионогенных органических примесей, позволяющей преодолеть указанные недостатки гранульных ионитов. Такая технология разработана в ИФОХ НАН Беларуси на основе волокнистых органопоглотителей.

На первом этапе работ были проведены сравнительные исследования [4] гранульных органопоглотителей известных фирм и волокнистых анионитов (таблица 1), синтезированных в ИФОХ НАН Беларуси, при очистке больших объемов воды на высоких скоростях потоков.

Предварительную очистку образцов воды рек Полота (г. Новополоцк), Западная Двина (г. Витебск) и Свислочь (г. Минск) осуществляли с помощью ультрафильтрационных мембран для наиболее полного удаления взвешенных и коллоидных частиц различной при-

роды, в том числе устойчивых высокомолекулярных гуматов железа. Испытания проводили в динамических условиях в колонках с внутренним диаметром 1,2 см и высотой слоя ионита 4-5 см.

Таблица 1 – Основные характеристики ионообменных материалов

Тип анионита	Матрица	Основные функциональные группы	Обменная емкость по аминогруппам, мг-экв/г	Набухание ионита, г H_2O/г ионита
ФИБАН А-5 гелевый	ПАН	$-N(CH_3)_2$	5,54	1,50
ФИБАН А-6 гелевый	ПАН	$-(C_3H_5O)(CH_3)_2\ N^+Cl^-$, $-N(CH_3)_2$	3,23	1,22
ФИБАН А-7 гелевый	ПАН	$-(C_2H_4OH)(CH_3)_2\ N^+Cl^-$, $-N(CH_3)_2$	3,45	1,85
Purolite A-200 макропористый	ПС	$-(CH_3)_3\ N^+Cl^-$	4,00	1,20
Purolite A-501 гелевый	ПА	$-N(CH_3)_3{}^+Cl^-$	3,90	1,50
Purolite A-860S макропористый	ПА	$-N(CH_3)_3{}^+Cl^-$	4,00	1,50
Amberlite IRA-900 макропористый	ПС	$-N(CH_3)_3{}^+Cl^-$	4,40	2,10

ПАН – полиакрилонитрил, ПС – полистирольная матрица, ПА – полиакрильная матрица

В ходе предварительной очистки (таблица 2) суммарное содержание железа в воде уменьшилось до 0,1 мг/л и ниже, что удовлетворят требованиям к воде, поступающей на доочистку на установке обратного осмоса. В то же время содержание органических веществ превышает допустимые величины по перманганатной окисляемости (ПИ ≤ 3 мгО/л).

Таблица 2 – Характеристики речной воды до и после предочистки

Параметр / Река	Цветность*, град		ПИ*, мгО/л		Содержание Fe*, мг/л	
	до	после	до	после	до	после
Полота	135,3	80,1	13,7	11,9	0,90	0,05
	222,3	119,3	17,1	15,4	0,41	0,10
Западная Двина	141,1	90,0	18,3	14,6	0,45	0,09
Свислочь	37,5	13,8	4,7	4,0	0,27	0,01

* – приведены средние значения

Результаты динамических исследований очистки воды с помощью волокнистых и гранульных сорбентов (таблица 3) свидетельствуют, что иониты Purolite A-200 и Amberlite IRA-900 на стирол-дивинилбензольной основе не способны очищать воду от органических веществ до заданной чистоты в условиях существующих скоростей водных потоков на предприятиях теплоэнергетики (v = 72-80 BV/час). Волокнистые иониты на основе ПАН и гранульные иониты Purolite A-501 и Purolite A-860S на полиакриловой основе могут работать в этом режиме с различной эффективностью. Причем, объем очищаемой воды увеличивается с ростом гидрофильности волокна. Так, анионит ФИБАН А-7 очищает до ПИ=3 мгО/л в 1,5 раз больше воды, чем Purolite A-860S, рекомендованный специально для поглощения органических веществ фирмой Rohm&Haas.

При увеличении скорости водных потоков в 2,5 раза (v = 184-197 BV/час) количество воды, очищенной ионитом Purolite A-860S, уже вдвое меньше, чем волокнистым ионитом ФИБАН А-5. С повышением скорости потока воды еще в 2 раза (v = 369-393 BV/час) гранульный сорбент Purolite A-860S перестает очищать воду до заданного уровня, тогда как волокнистые иониты ФИБАН А-5 и А-6 продолжают работать.

Таблица 3 – Результаты очистки воды от природных органических веществ волокнистыми и гранульными анионитами до перманганатной окисляемости ПИ = 3 мгО/л

Тип анионита	ПИ исходной воды, мгО/л	v, BV/час	CE, мгО/г ионита	V, BV/г ионита
ФИБАН А-7	15,4	72-80	190,4	2 743
ФИБАН А-5	11,9		98,8	1 473
ФИБАН А-6	11,9		59,4	805
Purolite A-200	11,9		0	0
Amberlite IRA-900	11,9		0	0
Purolite A-501	11,9		51,0	1 026
Purolite A-860S	15,4		141,3	1 807
ФИБАН А-5	4,0	184-197	46,1	3 365
Purolite A-860S	4,0		15,1	1 640
ФИБАН А-5	4,0	369-393	43,7	2 445
ФИБАН А-6	4,0		11,0	1 227
Purolite A-860S	4,0		0,0	0

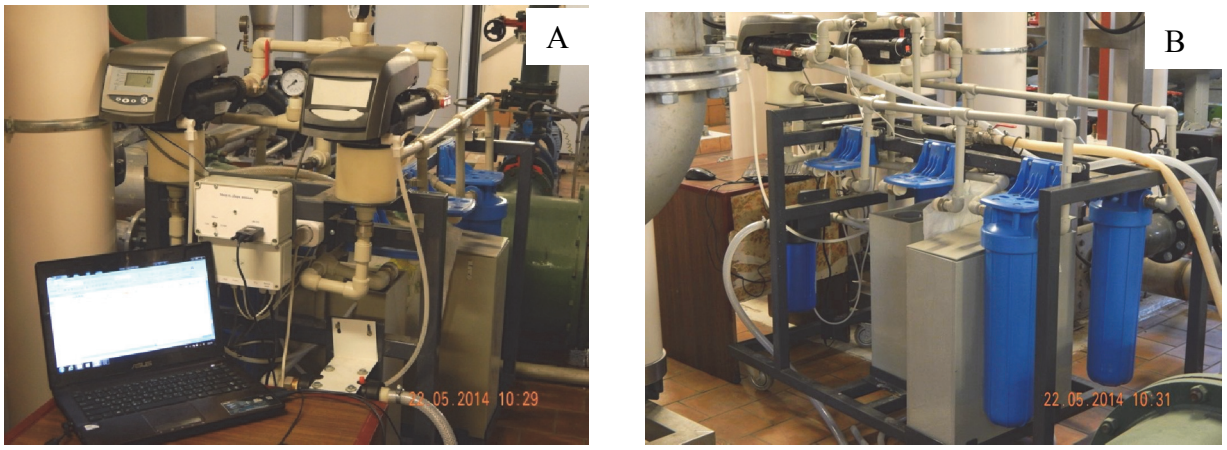
CE и V – соответственно количество поглощенных органических веществ и объем очищаемой воды до ПИ=3 мг О/л, BV – число колоночных объемов

Способность волокнистых анионитов ФИБАН очищать воду при высоких скоростях потоков может быть обусловлена несколькими причинами. Малый диаметр моноволокон (40-60 мкм) по сравнению с гранулами (0,3-1,2 мм) позволяет быстрее протекать диффузионно-контролируемым процессам сорбции. Наличие сильнонабухающей гелевой структуры у волокнистых анионитов ФИБАН и гранульного ионита Purolite A-860S обеспечивает возможность сорбции достаточно объемных гуминовых производных с высокой молекулярной массой.

Специально для очистки речной воды от ионогенных органических загрязнений для нужд энергетики разработана технология получения анионообменного волокна ФИБАН А-5W с повышенным набуханием в воде (1,2 – 2,2 г H_2O/г ионита), улучшенными деформационно-прочностными характеристиками и возможностью переработки в различные текстильные формы. Показано, что с увеличением скорости потока воды, т. е. с уменьшением времени контакта сорбционного материала с очищаемой водой, волокнистый органопоглотитель ФИБАН А-5W более эффективно поглощает ионогенные органические вещества по сравнению с гранульным органопоглотителем Purolite A-860S.

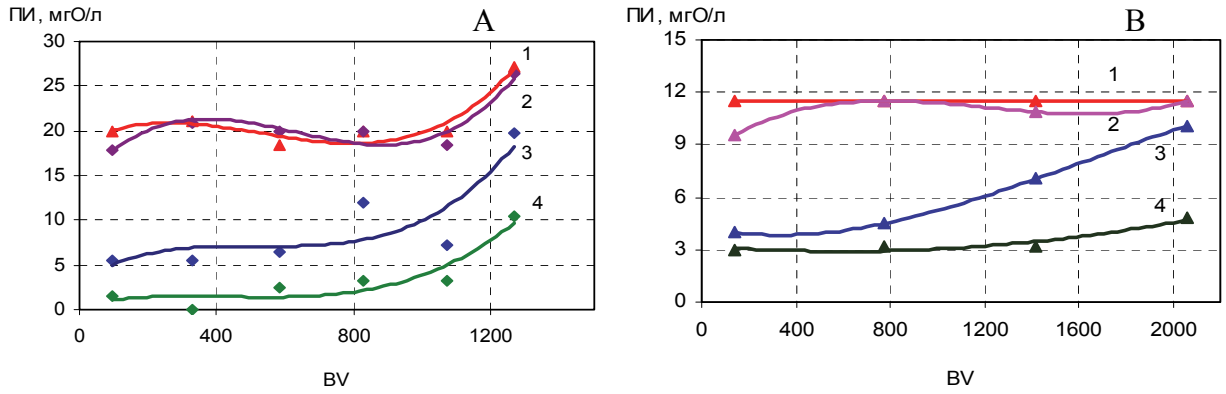
Преимущества волокнистых сорбентов были реализованы в разработанной технологии очистки воды с использованием картриджей с тонким слоем сорбционного материала [5], что обеспечивало высокую скорость потока и низкое гидродинамическое сопротивление при сохранении высокой эффективности очистки. Сконструирована экспериментальная мобильная установка (ЭМУ) производительностью 1 $м^3$/час (рисунок 1). Основным рабочим элементом ЭМУ являлись картриджи стандарта DOE размером 110Ч500 мм, изготовленные из нетканого анионообменного материала ФИБАН А-5W, закрепленного на перфорированном цилиндре диаметром 35 мм пряжей из полиакрилонитрила. Характеристики сорбционного слоя: высота – 3,75 см, объем – 4,3 $дм^3$, масса – 1,13 кг.

В процессе практического применения ЭМУ на Полоцкой и Брестской ТЭЦ были выявлены некоторые особенности и проблемы внедрения технологии очистки воды с картриджами из волокнистых сорбентов. Показано (рисунок 2), что установка с двумя последовательно соединенными картриджами и общей высотой сорбционного слоя 7,5 см при скорости потока 1 $м^3$/час очистила до ПИ ≤ 3мгО/л около 4 $м^3$ исходной воды р. Полота и 8 $м^3$ воды р. Мухавец. Количество поглощенных органических веществ на 1 кг сорбента ФИБАН А-5W составило 41,3 г О из р. Полота и 29,7 г О из р. Мухавец. Эти величины на порядок выше, чем при использовании гранульных сорбентов типа Purolite A-501, и в 2-3 раза превышают значения сорбционной емкости гранульных органопоглотителей типа Purolite A-860S.



А – вид со стороны системы управления. В – вид со стороны блока ионообменных фильтров

Рисунок 1 – Фотография экспериментальной мобильной установки



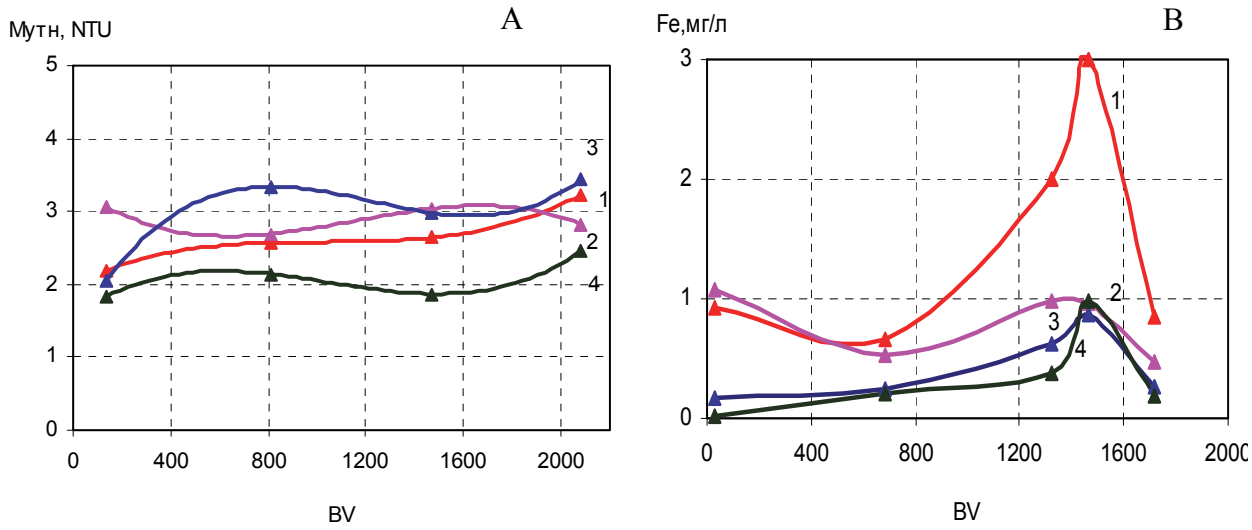
А – из воды р. Полота, В – из воды р. Мухавец. 1 – вода исходная, 2А – вода после фильтров предварительной очистки на 100, 20 и 5 мкм, 2В – вода после Na-катионирования, 3 – вода после первого картриджа, 4 – вода после второго картриджа

Рисунок 2 – Выходные кривые сорбции органических веществ по перманганатной окисляемости

Следует отметить, что природная вода различных рек имеет свои особенности. Так, река Полота отличается высоким содержанием преимущественно ионогенной органики, которая хорошо поглощается сорбентом ФИБАН А-5W, что обеспечивает снижение перманганатной окисляемости до 1-2 мгО/л. Река Мухавец содержит наряду с гуминатами неионогенные органические соединения, которые не поглощаются ионообменным волокном и затрудняют очистку воды ниже ПИ = 3мгО/л.

Устойчивое функционирование ионообменных картриджей предполагает предварительную очистку воды от взвесей, поскольку волокнистые материалы не могут освободиться от мельчайших твердых частиц в процессе регенерации. Очевидно, что и сам регенерант не должен содержать взвешенных веществ или коллоидных частиц, способных агрегироваться и выпадать на волокне в виде осадка. Высокое содержание железа и взвешенных частиц в исходной воде на Полоцкой и, особенно, на Брестской ТЭЦ (рисунок 3) предъявляет особые требования к предварительной очистке с использованием самоочищающихся механических фильтров с тонкостью фильтрации ≤5 мкм.

Существуют особенности организации процесса регенерации картриджей с тонким слоем сорбента. Необходимо обеспечить контакт всего сорбционного материала с обновляемым регенерационным раствором, чтобы полностью восстановить сорбционную способность картриджа. Возможное решение связано рециркуляцией регенерирующего раствора через слой волокнистого сорбента под давлением.



1 – исходная вода, 2 – после фильтров предварительной очистки, 3 – после 1-го картриджа, 4 – после 2-го картриджа

Рисунок 3 – Общее содержание взвешенных частиц (А) и железа (В) в воде реки Мухавец

Общей проблемой применения ионообменных технологий является сокращение регенерационных стоков и их утилизация. Сокращение промывных вод может быть достигнуто за счет добавления небольшого количества кислоты после отмывки картриджей от органических примесей для снижения pH промывных вод с ≥10 до ≤9 и обеспечения условий для нового процесса сорбции.

В ходе испытаний ЭМУ скорректирована высота сорбционного слоя с учетом неоднородности полотна при значительном превышении площади фильтрующего слоя над его высотой, определены условия предварительной очистки воды, намечены пути осуществления процесса десорбции и сокращения регенерационных стоков.

По результатам испытаний ЭМУ спроектирована и изготовлена автоматизированная очистная установка (АОУ) производительностью 20 м^3/час. Установка состоит из блока механической очистки непрерывного действия с автоматической регенерацией AZUD HELIX 210/6FX AA и тонкостью фильтрации 5 мкм, сорбционного блока, блока регенерации и станции дозирования кислоты для корректировки pH промывной воды с отрегенерированных ионообменных фильтров (рисунок 4).



Рисунок 4 – Общий вид автоматизированной очистной установки

Основным рабочим элементом очистной установки служит ионообменный фильтр, который представляет собой картридж из волокнистого органопоглотителя ФИБАН А-5W, помещенный в корпус ультрафильтрационного половолоконного модуля HYDROcap60. Характеристики сорбционного слоя: высота – 8÷9 см, объем – 40±2 дм^3, масса – 8,5÷9,5 кг. Номинальная производительность одного ионообменного фильтра по воде составляет 5 м^3/ч. Сорбционный блок состоит из двух секций ионообменных фильтров, по 4 фильтра в каждой секции. Секции ионообменных фильтров работают попеременно, одна – в режиме сорбции, вторая – в режиме регенерации или ожидания, затем режимы меняются, что обеспечивает непрерывный процесс работы.

Испытания на Брестской ТЭЦ продемонстрировали установки работоспособность. Показано, что АОУ очищает 350÷400 м^3 воды с перманганатной окисляемостью 8÷9 мгО/л до значений 3,5÷4,5 мгО/л. Определено, что сорбционная емкость секции ионообменных фильтров составляет 1400÷1600 г О по ионогенным органическим веществам, что соответствует 350÷400 г О для одного ионообменного фильтра. Установлено, что сорбционные свойства картриджей после проведения процесса регенерации по специально разработанному алгоритму полностью восстанавливаются после 5 циклов сорбции – регенерации. Причем, качество очистки сохраняется при снижении скорости подачи воды до 10 м^3/ч и повышении ее величины до 29 м^3/ч.

Таким образом, в результате комплекса проведенных исследований разработана новая технология очистки природных вод от ионогенных органических примесей, которая позволила реализовать преимущества волокнистых ионитов перед гранульными и создать компактную очистную установку производительностью до 20 м^3/ч.

Список использованных источников

1 Рябчиков, Б.Е. Современные методы подготовки воды для промышленного и бытового использования / Б.Е. Рябчиков. – М.: ДеЛи принт, 2004. – 301 с.

2 Бондаренко, В.И. Удаление органических веществ из природных вод с помощью ионообменной смолы / В.И. Бондаренко, М.М. Браудо // Энергоснабжение и водоподготовка. – 2007. – №1(45). – С. 10-12.

3 Стребкова, Н.А. Результаты испытаний анионитов - органопоглотителей для водоподготовительной установки Ивановской ГРЭС / Н.А. Стребкова, Л.К. Гончарова // Теплоэнергетика. – 2008. –№4. – С. 72-74.

4 Шункевич, А.А. Новые волокнистые сорбенты для очистки воды от природных органических веществ / А.А. Шункевич, Г.В. Медяк, В.И. Соколова, А.В. Бильдюкевич // Материалы Второго Международного водно-химического форума, г. Минск, 15-17 мая 2012 г. / Минск: ООО «Белсэнс». – 2012. – С. 27-34.

5 Медяк, Г.В. Особенности использования волокнистых сорбентов в процессах очистки воды / Г.В. Медяк, А.А. Шункевич, В.И. Соколова, С.А. Соловьев, А.П. Поликарпов, А.В. Бильдюкевич // Материалы III Международного водно-химического форума, г. Минск, с 21 по 23 октября 2014 г. / Минск, 2014.

УДК 628.316:54:666.962.3

Е.Г. Сапон, асс.; В.Н. Марцуль, доц., канд. техн. наук.
Белорусский государственный технологический университет, г. Минск, Беларусь

ИЗВЛЕЧЕНИЕ ФОСФОРА В ПРОЦЕССЕ ОБРАБОТКИ ОСАДКОВ СТОЧНЫХ ВОД

Постоянно возрастающее антропогенное воздействие на природный цикл фосфора приводит к неизбежному сокращению доступности его сырья и эвтрофированию водных объектов. В сложившемся разомкнутом техногенном круговороте фосфора значительную роль играет миграция фосфора со сточными водами в водные объекты. Ежесуточно в результате жизнедеятельности одного человека в сточные воды поступает до 1,8 г Р. При

численности человечества в 7 млрд. фосфорная нагрузка на мировой океан составляет 4,6 млн. т./год, или 25 % от добываемого количества. Фосфор относится к исчерпаемым ресурсам и при сохранении существующих темпов добычи и использования его разведанных запасов хватит не более чем на 125 лет. При этом качество фосфорсодержащего сырья и его доступность будут ухудшаться, что неизбежно приведет к увеличению затрат на его добычу, обогащение, транспортировку и др. [1]. Все это является стимулом для поиска новых источников удовлетворения потребности в фосфоре. В странах Европейского союза недавно было предложено, создать стратегию 5R по обращению с фосфором [2]. Целью данной стратегии является создание максимально замкнутого цикла фосфора в Европе. Она включает пять основных принципов:

– пересмотр и сокращение входных потоков фосфора;
– уменьшение потерь фосфора в водные объекты;
– рециклинг фосфора, содержащегося в биоресурсах;
– извлечение фосфора из отходов и сточных вод;
– перестройка системы питания.

Как показано в работе [1] среди расходных статей баланса фосфора в Европе наиболее существенными являются хозяйственно-бытовые сточные воды, которые поступают на очистных сооружениях канализации (ОСК). В связи с выше указанным актуальным является максимальное удаление и извлечение фосфора из потоков ОСК. На сегодняшний день разработаны различные варианты технологий, позволяющих извлекать фосфор [3]. На рисунке 1 представлены потоки ОСК, используемые для извлечения фосфора с целью последующего использования.

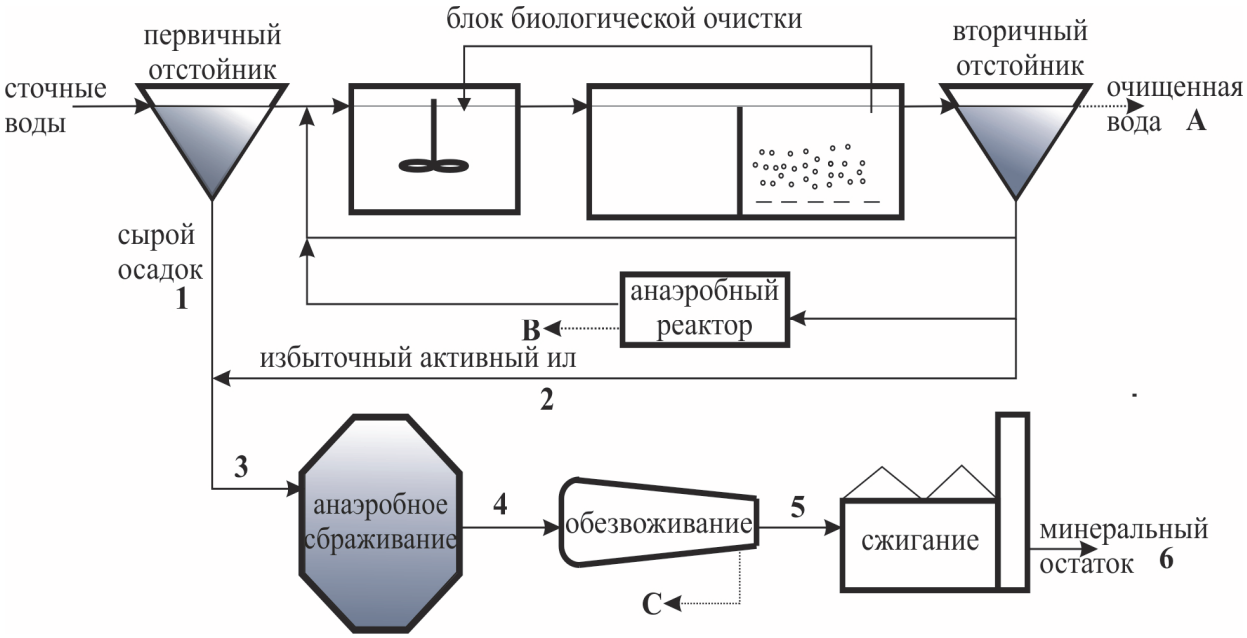


Рисунок 1 – Извлечение фосфора из потоков очистных сооружений канализации

При полной биологической очистке фосфор удаляется из сточных вод с сырым осадком и избыточным активным илом (ИАИ). Активный ил использует фосфаты для роста, размножения и как источник энергии, однако при изменении внешних условий наблюдается выделение их в иловую воду. Разрушение полифосфатов и высвобождение фосфора в виде фосфатов наблюдается при:

– длительном пребывании ила во вторичных отстойниках;
– гравитационном уплотнении ИАИ;
– стабилизации осадков;
– механическом обезвоживании осадков;
– уплотнении осадков на иловых площадках.

В результате вышеуказанных процессов образуются возвратные потоки иловой воды, поступающие в приемную камеру очистных сооружений. Концентрация фосфора в них может превышать 200 мг Р/л, что в десятки раз больше, чем в поступающих на очистку сточных водах. С возвратными потоками в систему очистки может поступать до 30 % от массы фосфора, поступающего со сточными водами, что приводит к снижению общей эффективности удаления фосфора [4].

Как видно из рисунка 1 фосфор может быть извлечен из сточных и иловых вод, а также осадков сточных вод и золы от их сжигания. Буквами А, В и С обозначены точки в которых извлечение фосфора наиболее целесообразно из жидкой фазы: А – очищенная вода, В – иловая вода, образующаяся в результате уплотнения ИАИ и С – фугат, образующийся при обезвоживании осадков сточных вод. Числами 1-6 обозначены потоки ОСК из которых фосфор может быть извлечен непосредственно из осадков сточных вод: сырой осадок (1), ИАИ (2), их смесь (3), стабилизированный осадок сточных вод до и после обезвоживания (4 и 5) и минеральный остаток от сжигания осадка сточных вод (6).

Как правило, количество фосфора, извлекаемого из жидкой фазы иловых суспензий, ограничено и не превышает 60 %. До 90 % фосфора содержится непосредственно в осадках сточных вод и для его возврата в хозяйственный оборот необходимо обеспечить их соответствующую обработку и использование. Однако более половины от образующегося количества осадков имеет ряд ограничений по применению и обработке, связанных с высоким содержанием тяжелых металлов, стойких органических загрязнителей, лекарственных препаратов и др.

На сегодняшний день в полномасштабном варианте реализовано несколько технологий, позволяющих извлекать фосфор из возвратных потоков очистных сооружений в доступном для последующего сельскохозяйственного использования виде. В США, Канаде и Японии внедрены установки кристаллизации, обеспечивающие связывание фосфатов из фугата в виде гранул, состоящих из кристаллов магний-аммоний фосфата, фосфатов кальция и магния. В основе применяемых технологий лежит использование таких реагентов, как известковое молоко, гидроксид магния, смесь гидроксида натрия и хлорида магния.

Наряду с кристаллизацией высокоэффективным методом извлечения фосфора из потоков ОСК является сорбция. Перспективным считается использование местных материалов, обладающих высоким потенциалом удаления фосфора и низкой стоимостью. Показано, что для эффективного удаления фосфатов из возвратных потоков очистных сооружений может быть использован доломит обожженный при 600–750 °С. В результате обжига доломита при данной температуре происходит его разложение с образованием оксида магния и карбоната кальция [5]. Для обеспечения оптимальных условий обжига используют различные солевые добавки, которые способны влиять на активность полученного материала. Как показано ранее, наилучшими сорбционными свойствами по отношению к фосфатам обладает доломит обожженный с добавкой гидрокарбоната натрия. Следует отметить, что химическая активность обожженного доломита зависит от активности образующегося оксида магния. Известно, что с увеличением температуры обжига наблюдается рост размеров кристаллов и снижается их способность к гидратации.

Целью данной работы определить параметры процесса удаления фосфатов обожженным доломитом для разработки технологии извлечения фосфора в процессе обработки осадков сточных вод с помощью обожженного доломита.

Объектами исследования в работе являлись доломит обожженный, возвратные потоки очистных сооружений, растворы фосфатов. В работе использовали доломит месторождения Руба (Витебская область), который подвергали обжигу при температуре до 750єС. Иловые воды и фугат, образующиеся в результате уплотнения ИАИ и обезвоживания осадков сточных вод соответственно, отбирали на очистных сооружениях с нагрузкой более 100 000 эквивалентных жителей.

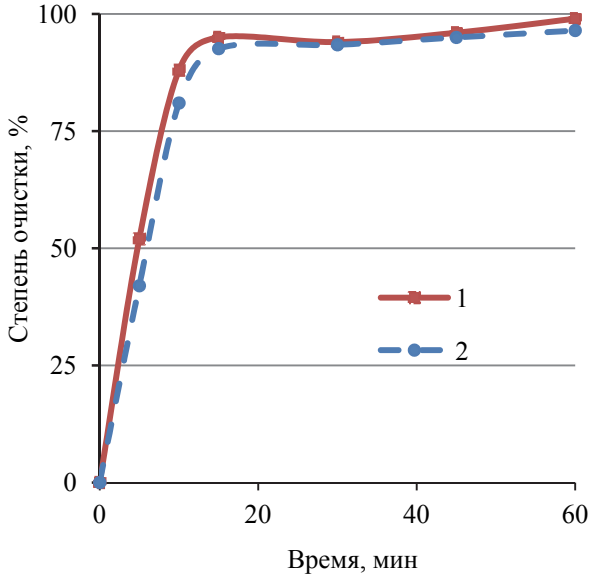
Авторами были проведены исследования по удалению фосфатов и азота аммонийного из модельных растворов и фугата. В работе исследовано влияния аэрации и обработки ультразвуком (УЗ) на эффективность удаления фосфатов. Для аэрации использовали воз-

духодувку АС-9603, расход воздуха – 300 дм^3/дм^3·ч. Обработку УЗ проводили с использованием ультразвуковой установки ИЛ100-6/1 при мощности излучателя 315 Вт.

Для определения условий разделения образующейся суспензии определяли скорость осаждения отработанного доломита, его объем, влажность и химический состав. Осаждение проводили в цилиндрах объемом 250 см^3. Объем образующегося осадка и концентрацию взвешенных веществ в надосадочной жидкости определяли после 15 минутного отстаивания.

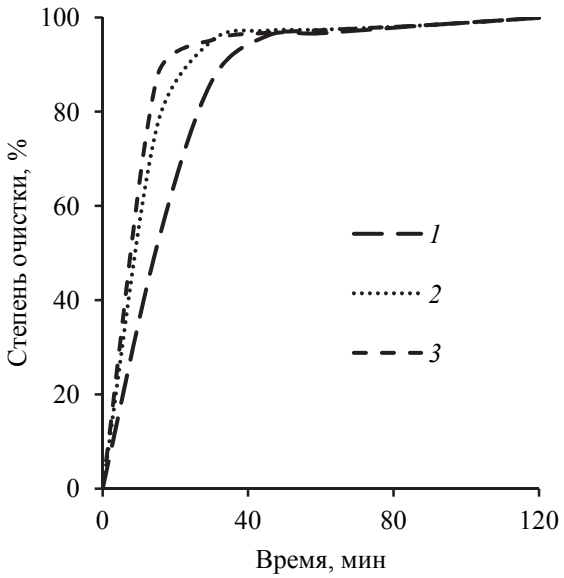
Содержание фосфатов и азота аммонийного в предварительно отфильтрованных пробах определяли фотоколориметрическими методами по СТБ ISO 6878 и ПНД Ф 14.1:2:4.276-2013 соответственно. Значение pH определяли потенциометрическим методом на pH-метре И-160.1 МП с комбинированным электродом ЭСКЛ-08М.1, влажность осадка отработанного материала – гравиметрически. Химический состав обожженного доломита и сухого остатка отработанного материала определяли методом энерго-дисперсионного анализа на электронном микроскопе JSM-5610 LV с системой химического анализа EDX JED-2201. Фазовый состав материалов устанавливали на дифрактометре D8 Advance Bruker AXS и ИК-Фурье спектрометре Nexus E.S.P.

Результаты исследования кинетики удаления фосфатов из растворов и фугата обожженным доломитом приведены на рисунке 2 и 3.



1 – модельный раствор;
2 – фугат

Рисунок 2 – Исследование кинетики извлечения фосфатов из модельных растворов и фугата цеха обработки осадков



1 – механическое перемешивание;
2 – с аэрацией; 3 – с УЗ обработкой

Рисунок 3 – Исследование кинетики извлечения фосфатов фугата цеха обработки осадков при различных вариантах обработки

Практически полное извлечение фосфатов из растворов происходит за 15-30 минут, степень очистки в данном случае превышает 91 %. Несколько меньшая степень извлечение фосфатов из фугата объясняется сложностью состава жидкой фазы, в сравнении с однокомпонентным раствором. Показано, что УЗ-обработка наиболее сильно интенсифицирует процесс извлечения фосфатов. Степень очистки за первые 15 минут взаимодействия достигает 87 %, что на 25 % больше, чем в условиях механического перемешивания. Это объясняется увеличением удельной поверхности твердой фазы в результате диспергирования частиц доломита. Стоит отметить, что образующиеся мелкодисперсные частицы доломита могут увеличить время разделения суспензии. Аэрация также способствует ускорению процесса. Так, уже за первые 15 мин. степень очистки превысила 77 %, а после 30 мин. аэрации степень очистки достигла 95 % и сравнялась со степенью очистки при УЗ-обработке.

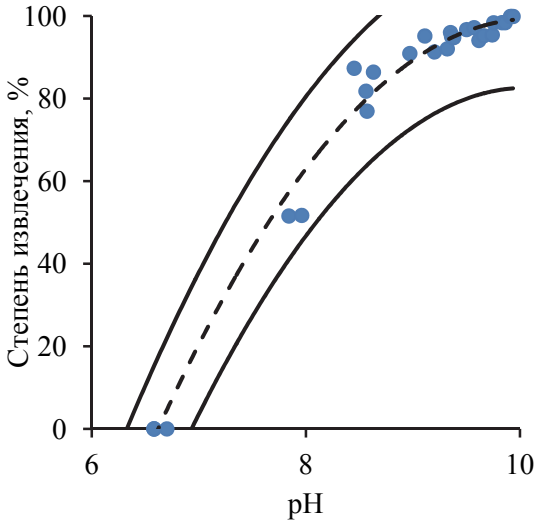


Рисунок 4 – Зависимость степени очистки от pH очищенной воды

В результате экспериментов установлено, что наблюдается сильная корреляция между значением степени очистки от фосфатов (η) и значением pH. На основе полученных данных получено уравнение регрессии второго порядка, которое имеет следующий вид:

$$\eta = -7{,}36 + 1{,}65 \cdot pH - 0{,}082 \cdot pH^2.$$

Коэффициент детерминации уравнения (R^2) равен 98,8 %, стандартная ошибка 3,74 %, значение абсолютной ошибки 2,61 %. Аппроксимация результатов полученным уравнением регрессии показана на рисунке 4 пунктирной линией, сплошной линией показаны границы 95 %-ного интервала прогнозирования. Таким образом, полученное уравнение может использоваться для прогнозирования степени извлечения фосфатов в процессе обработки осадков сточных вод.

Суспензия обожженного доломита характеризуется хорошими седиментационными свойствами, после 15-минутного отстаивания объем осадка не превышает 14 % объема суспензии. Концентрация взвешенных веществ в надосадочной жидкости не превышает 220 мг/дм^3, а соответствующая этому степень уноса – 2,2 %. Влажность образовавшегося осадка составляет 91 %. По данным химического анализа концентрация фосфора в сухом веществе отработанного материала достигает 10 мас. %. Расшифровка спектров рентгенофазового анализа и ИК-спектроскопии показала наличие в составе отработанного доломита магний-аммоний фосфата и фосфата магния, а также брушита. Химический состав образующихся продуктов подтверждает гипотезу о том, что основным механизмом извлечения фосфатов при его использовании является протекание химических реакций с участием гидроксида магния, ионная форма уравнений представлена ниже:

$$2Mg^{2+} + 3PO_4^{3-} + nH_2O \rightarrow Mg_3(PO_4)_2 \cdot nH_2O \ (pПР = 23{,}1).$$

$$Mg^{2+} + PO_4^{3-} + NH_4^{+} + nH_2O \rightarrow MgNH_4PO_4 \cdot nH_2O \ (pПР = 13{,}2).$$

С учетом того, что перечисленные соединения применяются в качестве фосфорсодержащих удобрений, отработанный в процессе очистки материал может быть использован в качестве почвоулучшающей добавки, содержащей фосфор.

На основе экспериментальных данных предложена принципиальная схема извлечения фосфора из возвратных потоков очистных сооружений, образующихся в результате обработки осадков сточных вод, представленная на рисунке 5.

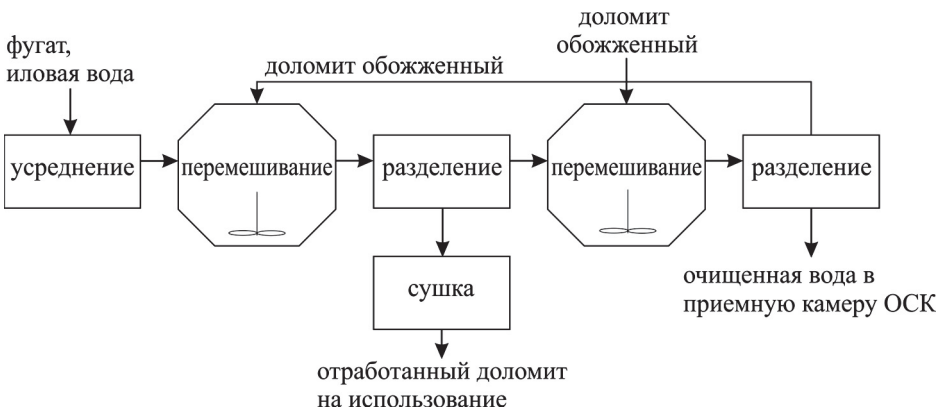


Рисунок 5 – Принципиальная технологическая схема извлечения фосфатов из возвратных потоков очистных сооружений канализации

В соответствии с представленной ступенчато-противоточной схемой извлечения фосфора, движение очищаемой воды и обожженного доломита реализуется на встречу друг другу. Свежий доломит используется для доочистки воды, а уже использованный на первой стадии контактирует со свежей водой. Иловая вода из илоуплотнителя и от центрифуг обезвоживания осадка собирается в емкость-накопитель. Усреднённая по составу и расходу смесь направляется в реактор первой ступени, где взаимодействует с доломитом со второй ступени обработки. После отделения отработанный доломит, подсушивается и направляется на хранение для последующего использования. После первой ступени вода направляется на доочистку в реактор второй ступени, куда дозируется свежий материал. Общая продолжительность контакта с обожженным доломитом составляет 30 минут, по 15 минут на каждой стадии. Очищенная вода, после второй ступени, направляется в приемную камеру ОСК.

Введение разработанной технологии очистки возвратных потоков от фосфора позволит уменьшить нагрузку на очистные сооружения канализации и тем самым увеличить эффективность их работы. Реализация данной технологии позволит извлечь до 20 % фосфора от общего количества, поступающего на очистные сооружения.

Таким образом, подтверждена высокая эффективность применения обожженного доломита для извлечения фосфора в процессе обработки осадков сточных вод. Установлено, что степень удаления фосфатов коррелирует с pH обрабатываемой жидкости. Получено эмпирическое уравнение, позволяющее прогнозировать степень очистки по значению pH. Определены условия, обеспечивающие наибольшую степень очистки от фосфатов обожженным доломитом возвратных потоков очистных сооружений. Предложены способы интенсификации процесса – УЗ-обработка и аэрация. На основе полученных данных предложена ступенчато-противоточная схема извлечения фосфора из возвратных потоков ОСК.

Список использованных источников

1 Ott C., Rechberger H. The European phosphorus balance //Resources, Conservation and Recycling. – 2012. – Vol. 60. – P. 159-172.

2 Withers P. J. A. et al. Stewardship to tackle global phosphorus inefficiency: the case of Europe //Ambio. – 2015. – Vol. 44. – №. 2. – P. 193-206.

3 Cornel P., Schaum C. Phosphorus recovery from wastewater: needs, technologies and costs //Water Science and Technology. – 2009. – Vol. 59. – №. 6. – P. 1069-1076.

4 Сапон, Е.Г. Перераспределение фосфора между фазами суспензии избыточного активного ила при аэробной и анаэробной стабилизации / Е.Г. Сапон, В.Н. Марцуль // Труды БГТУ. Сер. IV, Химия, технология органических веществ и биотехнология – 2015. – Вып. 177. – С. 228–294.

5 Сапон, Е.Г. Исследование очистки сточных вод от фосфатов материалами, полученными из природного сырья и отходов / Е.Г. Сапон, В.Н. Марцуль // Труды БГТУ. Сер. III, Химия и технология неорган. в-в. – 2015. – Вып. 176. – С. 20–28.

УДК 628.3:532.5

И.В. Войтов; А.Р. Цыганов; А.И. Лобов; А.Г. Капсаров; А.А. Бутурлакин
Белорусский государственный технологический университет, г. Минск, Беларусь

КАВИТАЦИОННЫЕ МЕТОДЫ РЕЦИКЛИНГА ПРОМЫШЛЕННЫХ ВОД

Очистка промышленных вод, то есть вод, технологически связанных с обработкой металлов, масел и прочих загрязняющих воду операций, актуальна, как для устойчивости процессов, сопровождающих коагуляцию, седиментацию, флотацию и фильтрацию с использованием сложного спектра химикатов, коагулянтов и флокулянтов, так и экологически результаты очисток непрерывно пополняют поля фильтрации и озёра нефтешлама.

Актуальность рециклинга, в особенности на крупных предприятиях с замкнутым циклом оборота воды, необходима, поскольку применяемые химические реактивы после-

довательно накапливаются в «технической воде». Происходят качественные отклонения от регламентов и нормалей, рассчитанных на исходные концентрации. В результате – скрытый брак процессов склейки, окраски, приготовления эмульсий, и красок, загрязнение атмосферы цехов и боксов.

Остаточные биологические загрязнения в сельскохозяйственном производстве входят пищевые цепочки животных и человека.

Наряду с химическими и биологическими методами очистки, актуальны акусто – механические, например кавитационные и ультразвуковые методы.

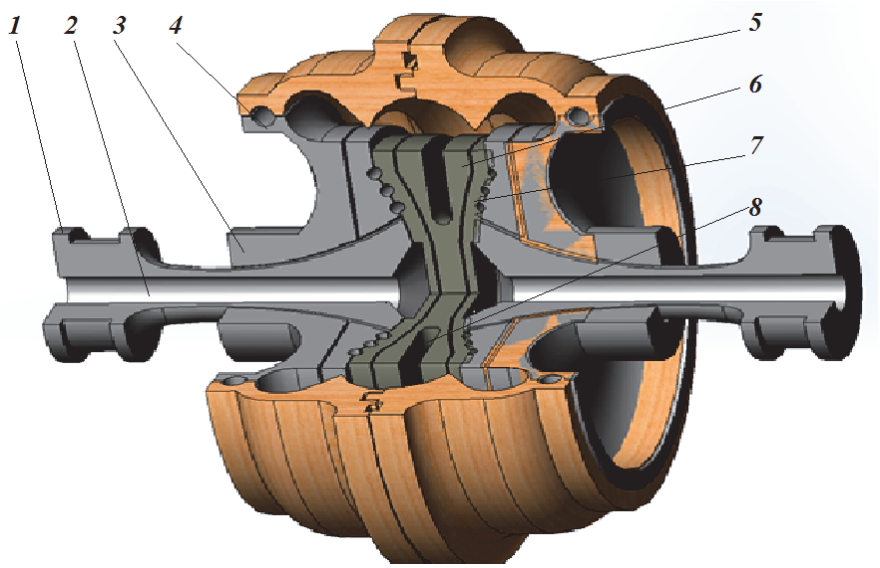
Заметим, что в кавитированной водопадом воде происходит нерест и выживание рыб. Кавитационные явления, связанные с вибрациями в воде при сравнительно небольших амплитудах, приводят к высокой плотности потока энергии, вызывают нелинейные эффекты.

Рост пузырьков газа в воде и их мгновенное схлопывание с эффектом ударной волны создаёт давление от 500 до 80 000 ати в объёмах 3 – 20 мкм.

За фронтом высоких давлений, следует резкое нелинейное разряжение, нарушающее устойчивые структуры водных кластеров молекулярных систем, связывающих молекулы в подвижный агрегат с компенсированными объёмными связями [1-5].

Реализуется метод, так называемого, «холодного кипения», поскольку температура воды, при разрушении кластера, практически, не повышается.

Кавитация в воде наступает уже при частоте колебаний 3 - 20 кГц и плотности потока энергии 0,3 Вт/см. кв. Вместе с тем, такой уровень удельной мощности недостаточен для эффектного разложения крупных органополимерных молекул на основе мазута, клеевых масс, застарелых отложений бытовых отходов, крупных микроорганизмов, активного ила.



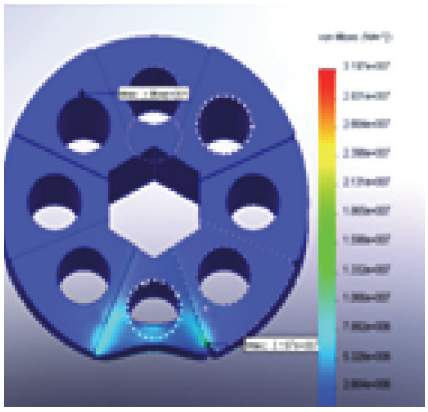
1 – муфта; 2 – канал входа реагента; 3 – внутренний корпус; 4 – симметричные каналы обработки жидкости, 5 – внешний корпус; 6 – центральный сборник; 7 – симметричная лопасть диспергирующая; 8 – канал выхода реагента

Рисунок 1 – Кавитационный реактор

Метод предлагаемый нами, усиливает эффект кавитации, организуя её непосредственно в узком динамическом щелевом канале, либо развивают кавитационный процесс непосредственно за счёт динамического контакта шероховатых тел, вызывающих кавитационные явления путём параметрического возбуждения.

Отличительной характеристикой предлагаемого процесса, является возможность расхождения дисков на расстояния, не превышающие характерных толщин молекул и других остаточных биологических загрязнений с эффектом их последующего расщепления, в следствии кавитационного удара, концентрированного в узких щелях, а также термических

флуктуаций фононов. Последнее объясняется концентрированном на выходе энергии в микро выступах рельефа, площадь которых на 1-3 порядка меньше, чем макро контакт сопряжения дисков.



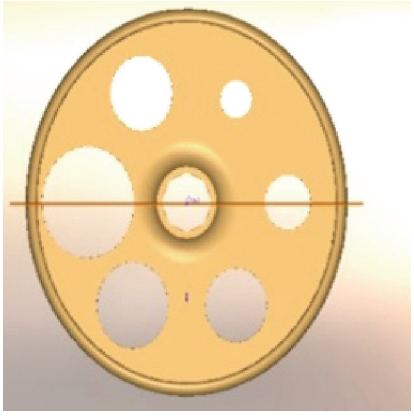
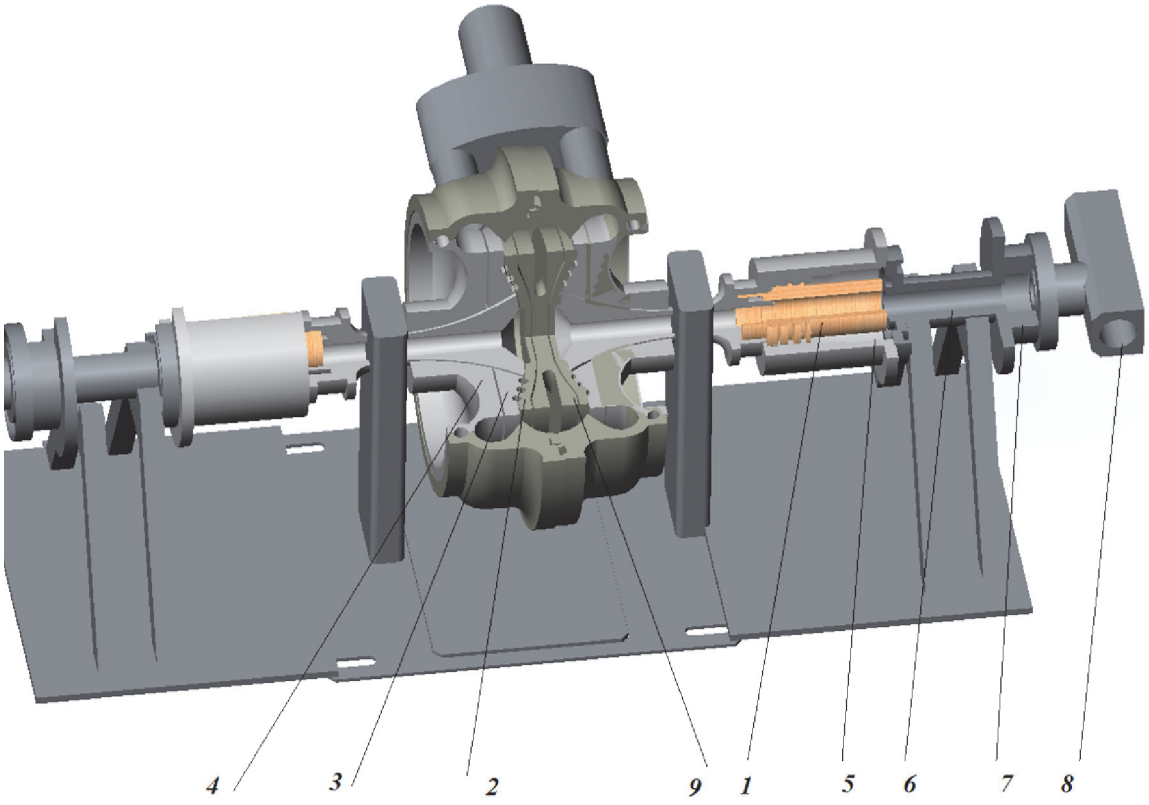


Рисунок 2 Рисунок 3

Рисунки 2, 3 – Диаграммы испытуемого клинообразного волновода в комбинации с диском параметрического возбуждения



1 – специальный вибропривод; 2 – трибосфера пористая; 3 – отбойник пористый; 4 – щека; 5 – корпус вибратора (шнек, экструдера, вибратора,); 6 – стойка реактивная; 7 – камера ввода добавок и микрокомпонентов; 8 – канал ввода основного продукта; 9 – реактор

Рисунок 4 – Общая компоновка устройства

Представленные симметричные элементы движителей:–лопасти и стенки канала прохода реагента обеспечивает высокочастотное изменение давления в газах, растворённых в воде, вызывающих кавитационные эффекты. Под действием центробежных сил из щелевых каналов потоки переходят на сборник и далее на пользователя.

Поперечное сечение щели меняется с вибрацией, при синхронно открывающемся и схлопывающемся квитанционными пузырьками в зазоре, что сопровождается граничным трением плоских поверхностей щелеватых дисков. В случае плотного смыкания в зазоре, не превышающем высоты шероховатости, твёрдые взвеси флюида разрушаются до величин нанометров. Это позволяет дополнительно использовать термовспышки при граничном трении. Устройство в сборе представлено на рисунке 4.

Вибронагруженные элементы рассчитаны методами SOLIDVORKS и поясняются на рисунках 2 и 3, где показан принцип параметрического возбуждения колебаний щелевого диска и определение зоны предельного напряжения при квазистатических радиальных нагрузках.

Список использованных источников

1 Shestakov S., Krasulya O., Baulina T. Sonochemical Reactor with Phase Control // International Journal of Engineering Inventions, Vol. 3, No 7, 2014, pp. 3-12

2 Шестаков С.Д., Ринк Р. Сонохимический реактор с симметричной колебательной системой акустической ячейки и непараметрическим (фазовым) управлением излучателями // Труды 1–ой Всероссийской акустической конференции, Москва, 6-10 октября 2014, С. 80-93

3 Shestakov S., Smeshek E., Hydrodynamic Sonochemistry in Food Processing // IOSR Journal of Engineering Vol. 5, Issue 11, November 2015, pp. 5-11, Бюл. №26// Открытия. Изобретения. – №26.

4 A. Kapsarov. The influence of frequency of longitudinal vibrations on fatigue characteristics of 10 and 40X cteels at hydraulic loading // creep and coupled processes, IV th international symposium, Bialystok, Poland, September 24-26, 1992, P 53-56.

5 Капсаров А.Г., Довгялло И.Г., Бельский С.Е., Горновский Д.А. Влияние частоты механических колебаний на циклическую прочность элементов трубопроводов, дополнительно нагруженных внутренним гидростатическим давлением // Труды БГТУ, выпуск II, ЛИД, Минск, 1994, С. 150-158.

УДК 628.16

Ю.М. Аверина[1], канд. техн. наук, доц. каф. ИМиЗК, предс. ОСМУСС;
А.Ю. Курбатов[1], канд. техн. наук, инж.; И.А. Швецов[2], начальник конструкторского бюро
[1]РХТУ им. Д.И. Менделеева, г. Москва, Россия,
[2]Красногорский оптико-механический завод им. С.А. Зверева, г. Красногорск, Россия

СПОСОБ БЕЗРЕАГЕНТНОЙ ОЧИСТКИ ПРИРОДНЫХ ВОД

Основными проблемами, принуждающими производить очистку природных вод, являются такие факторы как:

– повышенное содержание вредных для организма человека веществ в воде (железо, марганец, тяжёлые металлы, растворенные газы и т. д.);

– содержание в воде, так называемых «солей жесткости», приводящих к выходу из стоя различного теплотехнического оборудования в процессе его работы и вредно влияющих на кожный покров человека.

– содержание в воде различных патогенных микроорганизмов (кишечная палочка и т. д.);

В последнее время в водоподготовке явно видна тенденция к применению современных, высокоэффективных и ресурсосберегающих технологий. Также стоит учитывать, что эксплуатационные затраты применяемых установок очистки воды значительно снижаются за счет применения безреагентных технологий.

Владельцы частной загородной недвижимости, малых предприятий сельского хозяйства, небольших котельных и производственных предприятий с децентрализованным во-

доснабжением в первую очередь сталкиваются с выбором и индивидуальной организацией процесса водоподготовки. Основным источником воды в таких случаях являются артезианские скважины.

В настоящее время существует большое количество разнообразных методов очистки воды. Для малых объёмов очищаемой воды выгоднее применять одни методы, а для промышленных – другие. Многие методы до сих пор являются весьма неэффективными, особенно с экологической точки зрения, а иногда даже и специфическими (работают в узком диапазоне параметров исходной воды).

Одним из основных недостатков широко применяемых сегодня технологий по обработке воды является их экологическая составляющая и узкий диапазон исходных параметров воды. Как известно, самым дешёвым методом очистки воды, (например, от железа и марганца) является метод с применением химических реагентов. В теплоэнергетике также самой дешевой водоподготовкой считается химический метод. Естественно, применение дополнительных химических реагентов отрицательно влияет на окружающую среду. Наряду с этим стоит отметить, что в последнее время усиливается контроль за сбросами сточных вод предприятий и хранению химикатов, что при различных нарушениях способствует увеличению финишной стоимости очистки воды.

Также немаловажный вклад, помимо экологии, вносит итоговая стоимость очистки 1 метра кубического воды, т.к. в неё входят не только траты на обработку, содержание склада с реагентами, но и утилизация извлеченных вредных компонентов в процессе обработки.

Применение экологически безопасных и одновременно эффективных методов для обработки воды становиться приоритетной задачей на ближайшее будущее. В связи с этим, одним из возможных решений текущих проблем в водоподготовке на современном этапе можно считать многофункциональную и одновременно экологичную технологию очистки воды, предназначенную для одновременного:

– обезжелезивания;
– деманганации;
– умягчения;
– аэрации;
– дегазации;
– частичного обеззараживания.

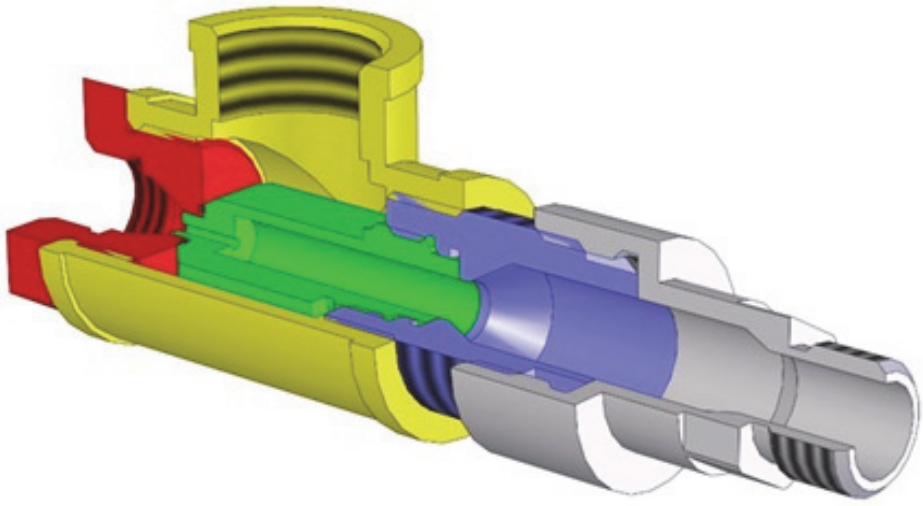


Рисунок 1 – ГДГК – гидродинамический генератор колебаний

Новизна и актуальность предлагаемой методологии очистки воды в том, что все перечисленные выше стадии обработки осуществляются при помощи одного единственного устройства – гидродинамического генератора колебаний (ГДГК) без какого-либо применения

химических реагентов. ГДГК-устройство способствует интенсификации массообменных процессов лишь за счёт использования собственной кинетической энергии обрабатываемого потока жидкости. После прохождения обрабатываемой жидкости через ГДГК-устройство, окисленные/нерастворимые соединения остаётся лишь механически отфильтровать.

Обрабатываемая вода подаётся сверху, подача воздуха (при необходимости) осуществляется слева.

В процессе обработки природной воды при помощи специально разработанного гидродинамического генератора колебаний (ГДГК), возникшее явление кавитации, сопровождается сонолюминесценцией, которая свидетельствует о более «развитой» кавитации, что в свою очередь приводит к снижению энергии активации химических процессов, значительно интенсифицируя протекание этих массообменных процессов в целом.



а б

а – без обработки; б – после обработки

Рисунок 2 – Диспергирование пузырьков воздуха в воде в процессе обработки

На базе представленного устройства была собрана экспериментальная установка для проведения испытаний в реальных условиях.

.



Рисунок 3 – Экспериментальная установка в Переделкино (РФ)

Помимо этого, заявленный способ обладает рядом преимуществ:

– полная экологическая безопасность (воздействие на воду осуществляется только за счёт кинетики самого потока обрабатываемой воды);

– простота и долговечность применяемого оборудования (к примеру, процесс аэрация происходит без наличия какого-либо дополнительного оборудования);

– возможность быстро подстраивать применяемое оборудование под необходимые условия обработки;

– компактность установки;

– полная автономность в работе;

За счёт многофункциональности применяемого ГДГК, разработанная установка представляется весьма компактной

Более того, основным отличием является возможность применения данной технологии в широком диапазоне параметров обрабатываемой воды:

– температура обрабатываемой воды – от 4 єС;

– содержание удаляемых веществ: Fe^{2+} – до 5 мг/л, Fe^{3+} – до 15 мг/л, Mn^{2+} – до 0,5 мг/л, жёсткость – до 10 єЖ;

– содержание растворенных в воде газов – любое.

Представленная установка не требует затрат на обслуживание, т.к. нет специальных регенерируемых сред, дополнительного использования химических реагентов и быстроизнашивающихся компонентов (явление кавитации не разрушает стенки ГДГК т.к. разрыв сплошности потока происходит не как при «обтекании твёрдого тела», а по оси движения закручиваемого потока жидкости). Конструкция ГДГК не содержит движущихся частей и проста в использовании.

В процессе работы представленной установки требуется лишь промывка засыпного фильтра (кварцевый песок) противотоком, предназначенного для «механического отфильтровывания» образовавшихся в процессе обработки воды нерастворимых частиц.

Предлагаемая технология относится к экологичной технологии комплексной обработки воды. Отличительными признаками разрабатываемой технологии, от основных используемых установок, является направленность на широкий круг частных потребителей, за счёт многофункциональности применяемых ГДГК, наряду с полной экологичностью технологии, а также надёжностью и компактностью установок.

При этом не стоит забывать и об экономической стороне вопроса, т.к. заявленная технология (насос с ГДГК) на практике обеспечивает собой замену сразу нескольких стадий обработки, что в конечном итоге снижает финишную стоимость очистки воды.

Показатель	До очисти	После очистки
посёлок Переделкино		
Fe^{2+}, мг/л	0,6 – 0,8	< 0,1
Fe^{3+}, мг/л	0,4 – 1,6 (сезон)	< 0,1
Mn^{2+}, мг/л	0,3	< 0,1
Жёсткость, мг-экв/л	4,5	3,3
г. Боровск (Калужская область)		
Fe^{2+}, мг/л	1,8 – 2,2	< 0,3
Fe^{3+}, мг/л	0,5 – 0,7	< 0,1
Mn^{2+}, мг/л	0,2	< 0,1
Жёсткость, мг-экв/л	6,3	4,2

Рисунок 4 – Результаты испытаний опытной установки

Примечания:

1. Обработка жидкости происходила за ОДИН проход через устройство.

2. Планируемые гидродинамические характеристики не достигнуты (требуется модернизация устройства под существующий насос).

3. Режим обработки - без дополнительной аэрации.

Важным моментом является то, что данный диапазон исходных параметров обрабатываемой воды представлен для однократного прохождения воды через ГДГК. Следова-

тельно, при многократном прохождении обрабатываемой воды через ГДГК этот диапазон значительно увеличивается.

Существующие наиболее близкие аналоги технологии в качестве возбудителя кавитационных явлений в жидкости используют акустические излучатели, что не позволяет получить широкое распространение из-за недолговечности этих акустических излучателей и, соответственно, увеличения итоговой стоимости очистки по сравнению с представленной технологией. Так же стоит отметить, что при акустическом возбуждении кавитационных явлений, эффективность действия кавитации обратно пропорциональна расстоянию от центра возбуждения кавитации, т.е. объём жидкости подвержен воздействию кавитации неравномерно, чего не наблюдается при гидродинамической кавитации.

<table>
<tr><th>Основные показатели</th><th>ГДГК - устройство с насосом</th><th>напорная аэрация</th><th>обезжелезивание и деманганация</th><th>умягчение</th></tr>
<tr><td>Производительность, м^3/ч</td><td>2</td><td colspan="3">2</td></tr>
<tr><td>Потребляемая мощность, кВ/ч</td><td>2,5</td><td colspan="3">от 1 до 2</td></tr>
<tr><td rowspan="2">Стоимость оборудования, тыс. руб.</td><td rowspan="2">110</td><td>40</td><td>40</td><td>30</td></tr>
<tr><td colspan="3">110</td></tr>
<tr><td>Применение химических реагентов</td><td>нет</td><td>нет</td><td>да,
(Birm, «Аквалат»)</td><td>да,
(Lewatit S 1567)</td></tr>
<tr><td>Последующие затраты и обслуживание</td><td>Осмотр, прочистка каналов (при необходимости)</td><td colspan="3">Обслуживание компрессора, замена/регенерация «засыпок», утилизация хим. стоков, химическое хозяйство</td></tr>
</table>

Рисунок 5 – Коммерциализация предлагаемого метода

По имеющимся научным и экспериментальным наработкам можно сделать вывод, что разрабатываемая установка будет являться универсальной для получения воды питьевого качества.

Предложенный способ может быть использован в области водоподготовки для частных домов, коттеджей и промышленных предприятий, а также сельского и коммунального хозяйства, как в централизованных, так и децентрализованных системах водоснабжения.

Список использованных источников

1 Курбатов А.Ю., Аснис Н.А., Ваграмян Т.А. Способы очистки воды от растворенного железа и марганца. // Химическая промышленность сегодня 2012. №4. С. 48-56.

2 Аснис Н.А., Баталов Р.С., Борткевич С.В., Ваграмян Т.А., Курбатов А.Ю. Очистка воды от железа с использованием волновых гидродинамических устройств. // Химическая промышленность сегодня 2012. №.9 С. 36-39.

3 Аснис Н.А., Баталов Р.С., Борткевич С.В., Курбатов А.Ю., Дежкунов Н.В., Ваграмян Т.А. Очистка природных вод от железа с использованием волновой технологии. // Химическая промышленность сегодня 2014. №4. С. 20-28.

4 Курбатов А.Ю., Аверина Ю.М., Меньшиков В.В., Аснис Н.А., Ваграмян Т.А., Юрьева Г.А., Мамателашвили М.Т. Окисление двухвалентного железа в различных водных средах. // Химическая промышленность сегодня 2013. №10. С. 36-41.

5 Способ очистки воды: пат. № 2525177 Российская Федерация / Курбатов А.Ю., Аснис Н.А., Баталов Р.С., Борткевич С.В., Аверина Ю.М., Ваграмян Т.А. - №2012150980/05; заявл. 28.11.2012; опубл. 10.06.2014.

UDC 621.187

Harsha C. Ratnaweera[1], prof. PhD; H.S. Stolyarenko[2], prof. D.T.S.
[1]Norwegian University of Life Sciences (NMBU), Es, Norway,
[2]Cherkasy State Technological University, Cherkasy, Ukraine

PLANNING OF RECONSTRUCTION OF PURIFICATION FACILITIES OF WATER TREATMENT SYSTEM IN THE CITY OF AUSTIN (NORWAY)

In Norway, surface water is used as the main source of drinking water. Natural water from lakes, rivers, water bodies of Norway contains much less pollution than the natural water of other European countries. However, it also contains various organic compounds, which are defined as natural carbonaceous organic matter (NCOM). The total content of NCOMs and compounds of technogenic origin characterizes the general water pollution. In this case, the parameter of dissolved organic carbon (DOC) is used [1]. In addition to organic compounds, there is a danger of contamination by ions of heavy metals that enter the water from the atmosphere: lead, zinc, mercury, etc. A large percentage of mineral fertilizers introduced into the soil is washed out of it by rainwater, pollutes water bodies, and also carried by rivers to the seas and oceans. Nitrogen and phosphorus in surface sources cause rapid development of unicellular algae. In the presence of nitrates and phosphates to water, under the influence of solar radiation and heat, these plants reproduce extremely fast. The relatively high content of humic substances in the water, as well as its color, are the main problems in the field of water treatment in Norway [2, 3]. The requirements for drinking water quality are determined by the Regulations on drinking water, which are published by the Department of Health and Social Welfare. In accordance with the requirements, water must be free from physical, chemical and microbiological particles that can be hazardous to health; should be without smell, taste and color. These rules comply with the requirements of the EU "Drinking Water Quality Directive ..." 98/93 / EC of 1998)

Typical projects of Norwegian plants are based on three stages: coagulation, filtration and disinfection by ultraviolet irradiation. Such a technology currently provides a high degree of purification, but with increasing water consumption, and under the influence of natural factors (for example, after precipitation or melting of sediments), the existing stages of coagulation and disinfection may not be able to cope with the amount of pollutants entering the treatment facilities, which does not guarantee Consumers of obtaining quality drinking water in the future.

Nowadays, the drinking water preparation plant in Austin has a capacity of 250,000 m^3 of water per day. In connection with the constant population growth and the development of the region's industry, the need for clean drinking water will increase. Therefore, the task is to consider the growth conditions up to water consumption up to 350,000 m^3/day, taking into account the minimization of the growth of the area of treatment facilities. In the Austin they are built inside the rock and an increase in the area will require very large material and financial costs. Ways to solve this problem are possible with the use of the ozonation process at the stages of coagulation and disinfection, which, in combination with the existing stage of ultraviolet irradiation, guarantees consumers with quality drinking water.

The technological scheme of the water treatment plant consists of the following stages:

1. Natural water is taken at a depth of 30 meters below the surface of the water.

2. To create a stable and suitable acidity for the processing process, carbon dioxide (CO_2) and lime are added before the coagulant is fed.

3. Then, an aluminum-based coagulant is added that binds to humus (a natural organic substance), forming a gel-like complex state. As a result of the process of coagulation in water, flakes of sol from solids and microorganisms are formed. In addition, micro-sand is added (sand with a particle size of about 130 μm.). Flakes of aluminum sol and micro-sand are mixed. After this, a polymer is added to bind the aluminum sol and sand with the acceleration of the formation of large, durable flakes. Flakes quickly sink to the bottom of the sump and are removed in the

form of slime. Purified water enters the next stage of water purification, and the sediment is transported to the slurry processing section.

Such a coagulation system was called the Aktiflo installation.

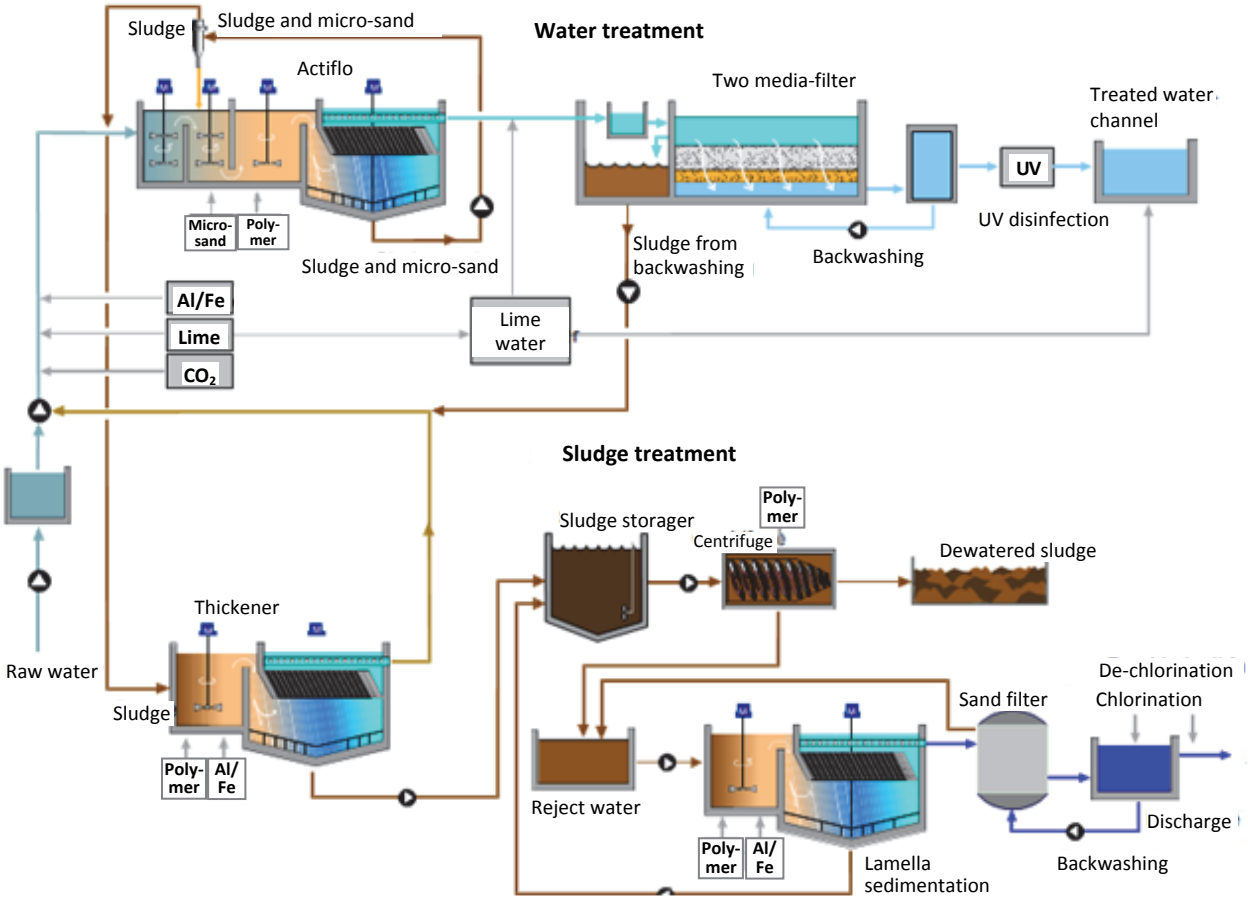


Figure 1 – Flow chart of the water treatment plant in Oset

4. In the filters, water is passed through a layer of filter cloth and a layer of sand. Coagulation and filtration complete the first hygienic barrier in accordance with the requirements of the Regulations on drinking water.

5. UV disinfection is the second hygienic barrier. UV irradiation penetrates into cells of microorganisms and damages their DNA in such a way that organisms can not reproduce. UV disinfection is effective against bacteria, viruses, parasites and spores.

6. At the end of the process flow, lime is added in order for the water to have a pH of 8.0. Correlation with pH is necessary to minimize the corrosive capacity of drinking water, which increases the duration of operation of pipes in municipal and private ownership.

7. From clean water reservoirs in Oset, drinking water is pumped through the water reservoir Ervoll to the northeast and south-eastern parts of Oslo. In the rest of the city, water is fed by gravity through the Gripsen tunnel and the Nydals pipeline.

To increase the efficiency of the coagulation process, the following technological methods are used:

– preliminary treatment of water with oxidants;
– increase in the mixing time;
– use of filter washing water and settling sediments;
– use of a mixture of coagulants;
– use of flocculants;
– using the method of concentrated coagulation;
– electric and magnetic fields.

In this work, the use of ozonization at the stage of disinfection using the residual ozone-air mixture in the preliminary ozonation of water is considered. The method of pre-ozonaton is the most effective of the methods considered for the integration of the coagulation process and the subsequent stages of purification. Pre-ozonization, as follows from the practice of its use, increases the efficiency of coagulation and filtration.

In addition, pre-ozonation has the following positive effects:

– transfer of dissolved organic high-molecular compounds into a colloid form;

– more complete removal of DOC (during subsequent deposition, flotation or filtration;

– reduction of the dose of coagulants necessary to achieve the required degree of clarification of water;

– displacement of the distribution of pollutant particle sizes towards larger ones;

– Increase the rate of precipitation of flakes and the duration of the filter cycle.

It has been experimentally established that small doses of ozone, often 0.5-1.5 mg/dm^3, and in general <3 mg/dm^3, are the most effective. A further increase in the dose when water is treated with a coagulant leads to a breakthrough in the filtrate of a fine fraction of the sand loading and an increase in the concentration of residual aluminum. Water hardness also affects the flocculating ability of pre-ozonation. Optimal coagulation under the influence of ozone is observed in natural water with a stiffness ratio to the DOC content exceeding 25 mg $CaCO_3$ per 1 mg of C, and at ozone doses in the range 0.4-0.8 mg O_3/1 mg of C.

Ultraviolet irradiation is considered to be the optimal method due to its economy, safety of nonreagency in comparison with other disinfection methods. The effectiveness of UV disinfection of water is inferior to ozonation, however, when water contains any particularly resistant bacteria or organic compounds, the use of UV disinfection of water with ozonation is the most effective option.

Based on forecasts of changes in surface water quality in the future, as well as increasing the capacity of the treatment plant, ozonation will make it possible to increase the efficiency of the weakest part in the current technological scheme - the process of disinfection, which is currently provided with water treatment only with ultraviolet irradiation.

Ozonation and UV irradiation will lead, on the one hand, to the formation of $HO^{\cdot}$ and $HO_2^{\cdot}$ radicals, which will increase the rate and depth of processing of organic impurities, and on the other hand, completely decompose toxic dangerous residual ozone in the final product - drinking water. Reactions of formation of $HO^{\cdot}$ and $NO_2^{\cdot}$ have the highest yield with UV-irradiation of ozonized water, which once again confirms the multi-purpose positive effect on the ozonation process [4].

Our data [5, 6] confirm that ozonation has a positive effect on the removal of chromaticity (natural organic matter) and the removal of different types of bacteria, such as heterotrophic bacteria and colibacilli. The degree of color removal, in general, for different types of water at a wavelength of 410 nm is 8-45 %, at a wavelength of 254 nm - 3.5-31 %. The degree of removal of heterotrophic bacteria for natural surface waters is 9-24 % at an ozone concentration of 0.5 mg/l, and 91-97.5 % at an ozone concentration of 2 mg/l. The degree of coliform removal in natural and model water at an ozone concentration of 0.5 mg/dm^3 reaches 24.9-27.7 %, and at a concentration of 2 mg/dm^3 it is 89-91 %.

At ozone concentrations of 0.5-2 mg/dm^3, after 10 minutes of contact with the tested water, positive results were observed: removal of chromaticity for natural surface waters by 21-43 %, and by 10-40 % for model waters based on humic compounds. Also, the number of heterotrophic bacteria decreases by 91-94 % and coliform bacteria by 88-90 % in natural and model waters. The results of the studies show that ozonation positively affects the removal of chromaticity, which is due to the presence of natural organic substances, as well as the removal of heterotrophic bacteria and colibacilli.

Thus, ozone acts not only as a strong oxidizing and disinfecting agent, but also decomposes complex organic substances.

The basic technological scheme of the drinking water treatment plant of the city of Oset after the reconstruction is shown in Figure 2.

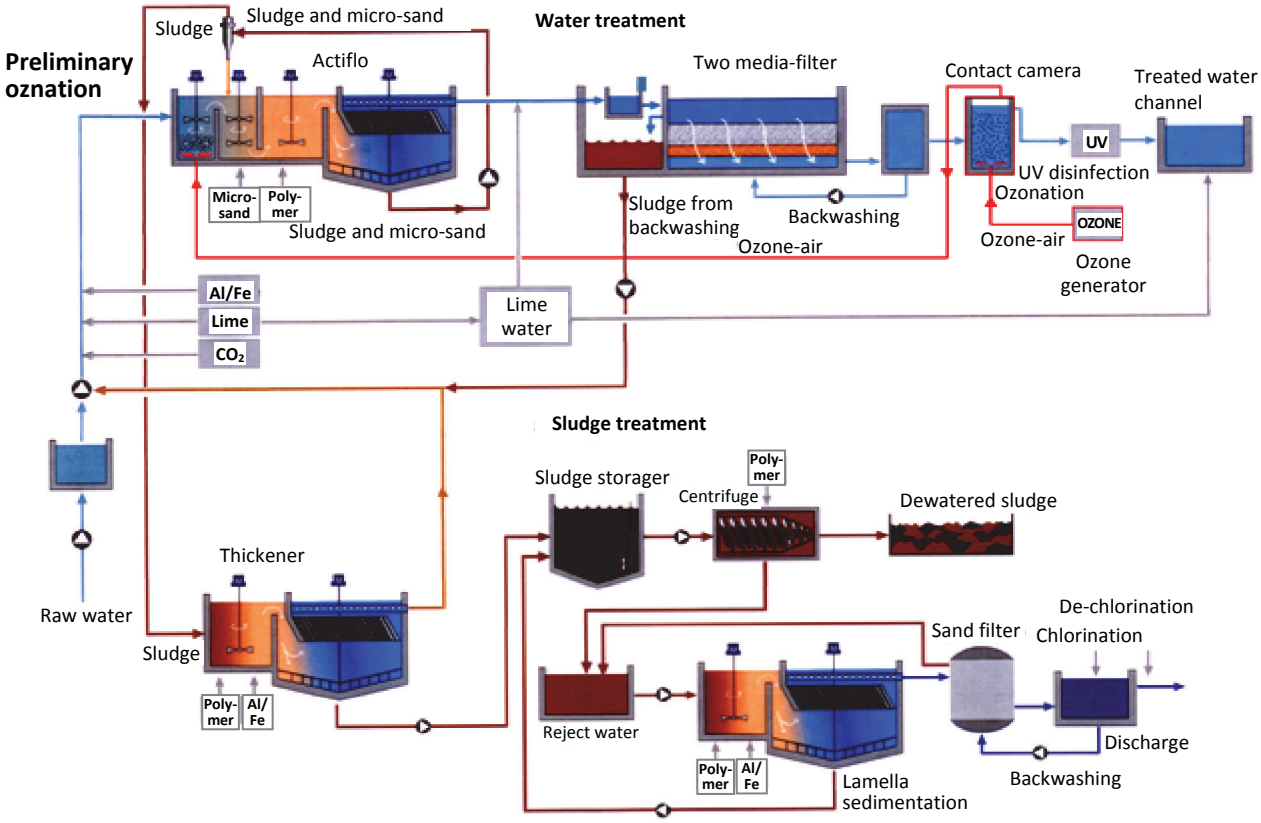


Figure 2 – The planned reconstruction of treatment facilities of the water treatment system in the city of Austin

Taking into account the chosen water consumption, a technological calculation of the water ozonation unit was made for a minimum dose of ozone. The calculation of the size of the bubbling contact chamber for pre-ozonization at the stage of coagulation, the selection and calculation of the number of ozonizers, the calculation of the refrigeration unit, the calculation of the drying block, the heat balance of the regeneration process, the calculation of the dust filter and the ejector are determined by calculation.

Conclusions

1. The main advantage of the installed technology is that it provides a high degree of treatment while minimizing the growth of the area of treatment plants and ensuring that consumers receive quality drinking water in the future.

2. Deep-treated water treated with ozone is discolored, deodorized, released by 92-95 % of organic substances, disinfected and saturated with oxygen. To achieve the desired effect, the ozone dose should be 1.5-1.6 mg/dm^3.

3. After the ozonation stage, water enters the UV treatment stage, where, under the action of ultraviolet irradiation (when the residual ozone is decomposed to oxygen-containing radicals), it is completely freed from organic compounds and can be used as a drinking

4. When ozone is introduced into the pipeline by ejection, its losses are minimal, and the cleaning effect is higher than when ozonizing in bubbling chambers. The advantage is the simplicity and compactness of the mixing device, its low cost, as well as the possibility of fine adjustment of the residual ozone (0.4-0.5 mg/dm^3) in the ozone-air mixture, which enters the head of the water treatment coagulation stage.

5. Ozonization and UV-treatment of water for its further purification not only provides high- quality water treatment performance, but also technically and economically efficient.

List of sources used

1 Beltran Fernando J. (2004) Ozone reaction kinetics for water and wastewater systems / Fernando J. Beltran. p. cm. Includes bibliographical references and index. ISBN 1-56670-629-7 (alk. paper).

2 Melin, E. and Шdegaard, H. (1999) Biofiltration of ozonated humic water in expanded clay aggregate filters. Wat.Sci.Tech. Vol 40, No. 9, pp. 165-172.

3 Шdegaard, H. (1996) The development of an ozonation/biofiltration process for the removal of humic substances. In: Advances in Slow Sand and Alternative Biological Filtration, N. Graham and R. Collins (eds), John Wiley and Sons, pp. 39-49.

4 Њwiderska-Broz M., Wolska M. (2012) Efficiency of ozonation followed by filtration through a biologically active adsorption bed at removing biogenic organic substances from surface water. Environment Protection Engineering, Vol. 38, No. 2.

5 V. Fedorenko, H. Stolyarenko, H. Ratnaweera./ Efficiency of ozonation for disinfection and removal of color and humic substances from surface water.// Selected publications from the Water Harmony project: Water Research and Technology. Oslo. Norvey. UMB.2015.– P. 50-57.

6 A. Barannik, A. Smoliak, O. Smoliak, H. Stolyarenko. /Purification of natural water of Dnieper River by ozonation.// Selected publications from the Water Harmony project: Water Research and Technology. Oslo. Norvey. UMB. 2015.– P. 4-10.

УДК 628.31

Л.А. Шибека[1], доц., канд. хим. наук; Н.А. Федченко[2], инж.
[1]Белорусский государственный технологический университет, г. Минск, Беларусь,
[2]Государственное предприятие «Минрайтеплосети», г. Заславль, Беларусь

ПОИСК НОВЫХ МАТЕРИАЛОВ ДЛЯ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД ОТ ИОНОВ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ

Проблема очистки производственных сточных вод отсоединений тяжелых металлов является одной из наиболее важных и труднорешаемых. Несмотря на огромное число отечественных и зарубежных разработок, данную проблему нельзя считать решенной. Известно, что попадание тяжелых металлов со сточными водами в водоемы приводит к накоплению данных соединений в организме гидробионтов, растительной массе, что в последующем может приводить к гибели водных организмов, угнетению растительности, снижению биоразнообразия водоемов, миграции ионов металлов по пищевым цепям и т.д. Вред, причиняемый населению и народному хозяйству сточными водами, содержащими тяжелыми металлами, делает обезвреживание этих вод важной задачей.

Одним из значимых источников образования сточных вод, содержащих ионы тяжелых металлов, являются гальванические цеха металлообрабатывающих, приборостроительных, машиностроительных предприятий. В Республике Беларусь более чем 140 промышленных объектов имеют гальванические производства. Наиболее часто на таких предприятиях осуществляется нанесение цинковых, хромовых, никелевых и медных покрытий [1]. Вследствие этого сточные воды данных производств содержат значительное количество соединений тяжелых металлов в своем составе.

Цель работы заключалась в поиске новых материалов для извлечения ионов тяжелых металлов из сточных вод.

Анализ номенклатуры и свойств отходов, образующихся на промышленных объектах Республики Беларусь, позволил установить, что на теплоэнергетических объектах, а также на ряде предприятий, где организована водоподготовка, образуются отработанные ионообменные смолы. Данные отходы в настоящее время не находят применения и подвергаются хранению или захоронению. Для извлечения ионов тяжелых металлов из воды в работе использовали отработанные ионообменные смолы разных классов: анионит марки АВ-17-8 и катионита марки КУ-2-8. Данные отходы согласно [2] имеют 3 класс опасности (анионит) и 4 класс опасности (катионит).

Для увеличения поверхности соприкосновения твердой (ионообменная смола) и жидкой (раствор металла) фаз проводили измельчение ионообменных смол до размеров

частиц менее 1 мм. Для повышения степени извлечения ионов металлов из раствора (за счет образования комплексов с участием функциональных групп катионита (К), анионита (А) или соединений, закрепленных на матрице ионитов, и ионов металла) в пробу добавляли ионообменные смолы при массовом соотношении 1:1, 2:1, 3:1 и 4:1. Концентрация отработанных ионообменных смол в пробе составляла 0,4 г/дм^3.

Исследование проводили на модельных растворах в диапазоне концентраций ионов тяжелых металлов 80-200 мг/дм^3. Содержание ионов меди в воде определяли титриметрическим методом с тиосульфатом натрия, содержание ионов никеля и цинка – титриметрическим методом с ЭДТА [3].

Эффективность очистки сточных вод оценивали путем расчета коэффициента извлечения (Ки), отражающего количество ионов металла, извлекаемого единицей массы навески измельченного ионита. Исследования проводили по извлечению ионов меди, никеля и цинка из воды, так как данные металлы, как указывалось выше, наиболее часто встречаются в сточных водах гальванических производств. Результаты, полученные в исследованиях по удалению ионов цинка из сточных вод, представлены в таблице 1.

Представленные результаты позволяют утверждать, что добавление измельченных отработанных ионообменных смол в сточные воды приводит к увеличению коэффициента извлечения ионов цинка из раствора при увеличении начальной концентрации металла в пробе. Причем предельные величины Ки в рассматриваемом диапазоне концентраций ионов цинка не достигнуты.

Таблица 1 – Извлечение ионов цинка из сточных вод

Начальная концентрация иона металла в пробе, мг/дм^3	Ки (мг/г) при использовании катионита (К) и анионита (А) и их смесей (при массовом соотношении К:А)					
	Катионит	Анионит	К:А=1:1	К:А=2:1	К:А=3:1	К:А=4:1
80	70	65	84	47	70	102
100	79	68	87	69	97	120
120	100	72	91	86	109	155
140	140	80	128	113	160	197
160	158	115	158	153	177	205
180	166	135	190	185	212	217
200	179	160	200	207	230	240

Анализ степени извлечения ионов цинка позволяет говорить о преобладающей роли комплексов, образующихся, вероятно, с участием функциональных групп отработанных измельченных смол (катионита и анионита) и ионов цинка. Об этом свидетельствуют максимальные величины коэффициентов извлечения ионов цинка из воды при использовании смесей ионообменных смол. Так, при начальной концентрации ионов цинка в пробе равной 200 мг/дм^3 величина Ки достигает максимального значения (240 мг/г) для смеси катионита и анионита при соотношении 4:1, а не для индивидуальных ионитов. Причем указанная тенденция имеет место практически во всем диапазоне начальных концентраций ионов металла в пробе. Указанная смесь ионообменных смол характеризуется высокой эффективностью очистки также благодаря высокой доли в ней катионита, что свидетельствует о наличии механизма ионного обмена в удалении ионов цинка из раствора.

Наихудшие результаты по извлечению ионов цинка получены при использовании отработанного анионита, что является закономерным, так как удаление ионов металла из воды, в первую очередь, происходит за счет реакции ионного обмена.

Значения коэффициентов извлечения ионов никеля из сточных вод представлены в таблице 2.

Установлено, что наибольшая степень очистки воды от ионов никеля наблюдается при применении не смеси ионитов, как это имело место при удалении ионов цинка, а при использовании измельченного катионита (Ки=346 мг/г). Полученные результаты свидетельствуют о преобладающей роли ионного обмена в процессах извлечения ионов никеля

из сточных вод. Механизм удаления ионов никеля за счет процессов образования сложных комплексов с функциональными группами катионита и анионита здесь не прослеживается либо его роль незначительна.

Таблица 2 – Извлечение ионов никеля из сточных вод

Начальная концентрация иона металла в пробе, мг/дм^3	Ки (мг/г) при использовании катионита (К) и анионита (А) и их смесей (при массовом соотношении К:А)					
	Катионит	Анионит	К:А=1:1	К:А=2:1	К:А=3:1	К:А=4:1
80	156	87	104	68	60	46
100	162	108	121	101	88	84
120	202	135	160	142	116	109
140	228	172	198	170	127	135
160	283	220	227	205	150	161
180	303	252	240	241	204	196
200	346	275	269	246	236	197

Результаты, полученные в исследованиях по удалению ионов меди из сточных вод, представлены в таблице 3.

Таблица 3 – Извлечение меди из сточных вод

Начальная концентрация иона металла в пробе, мг/дм^3	Ки (мг/г) при использовании катионита (К) и анионита (А) и их смесей (при массовом соотношении К:А)					
	Катионит	Анионит	К:А=1:1	К:А=2:1	К:А=3:1	К:А=4:1
80	62	23	33	22	22	42
100	73	33	52	52	35	46
120	83	44	73	72	53	53
140	83	54	93	94	73	64
160	84	54	104	104	85	74
180	85	55	124	126	94	75
200	105	65	144	145	135	86

Результаты удаления ионов меди из сточных вод свидетельствуют о неоднозначности в преобладающих механизмах очистки. Установлено, что при низких (80-120 мг/дм^3) начальных концентрациях металла в растворе наилучшие результаты по извлечению ионов меди показывает отработанный катионит, а при более высоких (130-200 мг/дм^3) концентрациях меди в пробе – смеси ионообменных материалов (катионита и анионита при массовом соотношении 1:1 и 2:1). Таким образом, при низких концентрациях меди в растворе преобладающим механизмом удаления ионов металла является ионный обмен, а при высоких – образование сложных комплексов с участием функциональных групп ионообменных смол (или соединений, закрепленных на них матрице) или координационных соединений (так как известно, что медь способна их образовывать).

Анализ результатов по извлечению ионов тяжелых металлов из сточных вод свидетельствуют о различной ионообменной и сорбционной способности отработанных ионообменных смол в отношении различных ионов. Наилучшие результаты в исследованиях получены по удалению ионов никеля из пробы, достигая максимальных значений коэффициента извлечения 346 мг/г; наихудшие результаты – по удалению ионов меди, достигая Ки=145 мг/г. Данные результаты позволяют говорить о различных механизмах очистки сточных вод от ионов тяжелых металлов с использованием отработанных ионитов.

Установлено, что для удаления ионов цинка из сточных вод наиболее целесообразным является использование смеси измельченных ионообменных смол катионита и анионита при массовом соотношении 4:1; ионов никеля – измельченного катионита; ионов меди – измельченного катионита (при концентрации металла в растворе 80-120 мг/дм^3) или смеси измельченных смол катионита и анионита при их массовом соотношении 1:1 и 2:1(при концентрациях металла в пробе 130-200 мг/дм^3).

Для реализации на практике рассматриваемых вариантов очистки сточных вод от ионов тяжелых металлов с использованием измельченных отработанных ионообменных смол необходимо определить оптимальные условия процесса очистки. Для этого необходимо проводить дополнительные исследования и учитыватьреальный состав очищаемых вод и используемых ионитов. Помимо этого необходимо исключить вторичное загрязнение очищаемых сточных вод за счет перехода веществ, содержащихся в матрице отработанных ионитов.

Список использованных источников

1 Чепрасова, В.И., Бурчак, Т.А., Залыгина, О.С. Переработка отработанных электролитов меднения // Сборник докладов X Международной конференции аспирантов и студентов «Охрана окружающей среды и рациональное использование природных ресурсов» – Ростов-на-Дону: Издательство Южного федерального университета, 2016. –С. 66-68.

2 Об утверждении классификатора отходов, образующихся в Республике Беларусь: Постановление Министерства природных ресурсов и охраны окружающей среды Республики Беларусь №85 от 08.11.2007 г. (в ред. постановлений Минприроды от 30.06.2009 г. №48, от 31.12.2010 г. №63, от 07.03.2012 г. №8) – 94 с.

3 Химия окружающей среды. Лабораторный практикум: учеб.-метод. пособие для студентов специальности 1-57 01 01 «Охрана окружающей среды и рациональное использование природных ресурсов» / А.В. Лихачева, Л.А. Шибека. – Минск: БГТУ, 2011. – 204 с.

УДК 621.367:502.7

А.В. Лихачева, доц., канд. техн. наук; М.Л. Кравченко, магистрант
Белорусский государственный технологический университет, г. Минск, Беларусь

СОВЕРШЕНСТВОВАНИЕ ВОДНОГО ХОЗЯЙСТВА ГАЛЬВАНИЧЕСКОГО ПРОИЗВОДСТВА

Одной из характеристик гальванического производства является его высокая водоемкость. Вода в технологической линии нанесения электрохимических покрытий используется для разнообразных целей:

– в качестве растворителя твердых и жидких веществ, используемых для приготовления технологических растворов;

– среды для осуществления процессов;

– промывной жидкости.

Использование воды на разные по назначению цели обуславливает различие в требованиях, предъявляемых к ее качеству. Так, вода в гальваническом производстве в зависимости от области применения делится на три категории:

– Воды первой категории применяются для промывки деталей в операциях подготовки поверхности к покрытию. Требования по содержанию примесей для вод первой категории более жесткие, по сравнению с требованиями, предъявляемыми к водам второй и третьей категории.

– Воды второй категории применяются для приготовления электролитов и промывки во всех случаях, кроме перечисленных для воды третьей категории.

– Воды третьей категории применяются для приготовления электролитов и промывки перед обработкой в электролитах (растворах), составленных на воде третьей категории, а также при специальных требованиях к качеству и внешнему виду, для особо ответственных деталей.

На сегодняшний день в гальваническом производстве для снижения водопотребления применяют следующие методы:

1) Применение многокаскадных, противоточных, струйных промывок.

2) Дозированная подача воды в промывные ванны.

3) Подпитка технологических ванн водой из ванн улавливания.

4) Интенсификация промывок.

5) Повторное использование промывной воды.

Данные методы направлены на снижение потребления воды на промывку и соответственно снижение количества образующихся промывных сточных вод. Однако, в гальваническом производстве к числу образующихся жидких отходов также относятся и отработанные технологические растворы. К ним относятся: отработанны растворы обезжиривания, травления, отработанные электролиты и др. Разные по назначению технологические растворы имеют и различный состав. Продолжительность работы технологических растворов зависит от чистоты поверхности изделия, поступающего на обработку, от изменяющегося состава растворов во времени (за счет накопления в них металлов, продуктов разложения блескообразователей и пр.), от загруженности линии и т.д.

В целом, основными причинами загрязнения электролитов являются следующие [1]:

– коррозионное растворение деталей, упавших на дно ванны (примеси соответствуют составу металла деталей);

– примеси металла, попадающие в электролит при неаккуратной чистке анодных и катодных штанг, а также при чистке контактных поверхностей опор-ловителей;

– примеси, попадающие при использовании низкосортных химикатов и некачественной воды при приготовлении электролита;

– коррозионное разрушение основного и вспомогательного оборудования вследствие нарушения футеровки металлических ванн, либо при использовании коммуникаций, фильтровальных установок и др. из некоррозионностойких материалов;

– использование низкосортного анодного материала;

– уровень электролита в технологических ваннах выше, чем уровень воды в промывных ваннах;

– некачественная промывка деталей перед операцией нанесения покрытия;

– подвески с деталями оставляют в ванне без тока;

– сжатый воздух, применяемый для перемешивания, не очищен от масла;

– попадание органических загрязнений из непростиранных и невыщелаченных анодных чехлов;

– накопление продуктов электрохимического разложения блескообразующих добавок;

– коррозионное растворение непокрываемых участков на сложнопрофилированных деталях (отверстия, узкие пазы и т.п.).

Если все эти причины устранить, то не будет образовываться и гальваношлам, и чистка ванн от примесей практически не потребуется. Трудно устранить лишь две последние причины (накопление продуктов электрохимического разложения блескообразующих добавок и коррозионное растворение непрокрываемых участков на сложнопрофилированных деталях). Всё остальное является следствием низкой культуры производства на предприятии, что и приводит к образованию отработанных электролитов, регенерация которых затруднительна.

Как показал анализ схем водоотведения на предприятиях, в большинстве случаев отработанные технологические растворы подают в общую систему очистки совместно с промывными сточными водами. Залповый характер таких сбросов нарушает режимы работы и увеличивает нагрузку на локальные очистные сооружения, что соответственно уменьшает эффективность обезвреживания сточных вод и приводит к безвозвратным потерям ценных материалов.

Таким образом, реализуемая на предприятиях схема водопотребления и водоотведения не позволяет рационально использовать водные ресурсы и ценные компоненты, используемые в гальваническом производстве (рисунок 1).

Учитывая состав отработанных технологических растворов, промывных сточных вод и гальваношламов, возникает необходимость усовершенствования данной схемы очистки. На наш взгляд схема должна выглядеть следующим образом (рисунок 2).

Как видно из предложенной схемы, в основе предлагаемых изменений лежит раздельное отведение отходов, образующихся в гальваническом производстве.



Рисунок 1 – Существующая схема обращения с отходами гальванического производства

В настоящее время совершенствование локальных очистных сооружений является одним из приоритетных направлений деятельности. Существуют схемы очистки, которые позволяют не только возвращать очищенные воды в производство, но и использовать образующийся осадок сточных вод. При соответствующем технико-экономическом обосновании повторное использование сточных вод после их очистки, позволяет существенно сократить расход промывной воды в гальваническом производстве.

Гальваношлам, собираемый отдельно от других отходов, значительно легче перерабатывать с получением товарной продукции, например, строительных материалов.

Высокое содержание тяжелых металлов в отработанных технологических растворах позволяет использовать их в качестве сырьевых ресурсов для производстватаких товарных продуктов как бишофита (хлористого магния), пигментов, катализаторов, коагулянтов и др.



Рисунок 2 – Предлагаемая схема обращения с отходами гальванического производства

Проводимые на кафедре промышленной экологии исследования по переработке отработанных травильных растворов, отработанных электролитов цинкования, а также других отработанных технологических растворов, показали, что рассматриваемые отходы можно использовать с целью получения из них пигментов.

Важно также отметить, что белорусские предприятия, потребляющие пигменты, работают в основном на импортном сырье. В свою очередь при производстве пигментов используется дорогое химически чистое сырье, также ввозимое из-за рубежа. В связи с этим, увеличение объема производства пигментов, особенно из отходов, является для Республики Беларусь чрезвычайно актуальным. Однако недостатком процесса переработки отработанных технологических растворов с получением пигментов является его высокая водоемкость, что, в свою очередь, приводит к образованию фильтрата и промывных сточных вод.

Для того чтобы разработать рекомендации по совершенствованию схем водопотребления и водоотведения в гальванических производствах необходимо:

– предусмотреть раздельный сбор отработанных технологических растворов и сточных вод с целью получения на их основе вторичного сырья;

– на каждом предприятии установить количество образующихся отходов, их состав и определить потенциальное количество вторичного сырья;

– провести сравнительный технико-экономический анализ вариантов раздельного сбора и подготовки к использованию отходов гальванического производства;

– разработать типовые технологические регламенты обработки (с целью подготовки к использованию) и переработки отходов (шламов, растворов).

Список использованных источников

1 Обследование оборудования и действующих технологий очистки сточных вод гальванических цехов (участков), определение элементного и фазового состава гальванических шламов, шламов очистных сооружений, хранящихся на площадках предприятий Республики Беларусь с разработкой рекомендаций по улучшению экологических характеристик гальванического производства: отчет о НИР (заключ.) / Белорусский государственный технологический университет; рук. темы В.Н. Марцуль. – Минск, 2012. – 155 с. - № ГР 20114306.

УДК 57.083.1: 574.64

В.Л. Балашова[1]; А.В. Игнатенко[2], доц., канд. биол. наук
[1]РУП «Минский тракторный завод», г. Минск, Беларусь,
[2]Белорусский государственный технологический университет, г. Минск, Беларусь

ОЦЕНКА ТОКСИЧНОСТИ И ДЕТОКСИКАЦИИ СТОЧНЫХ ВОД МЕТОДОМ БИОТЕСТИРОВАНИЯ ПОДВИЖНОСТИ КЛЕТОК

Контроль эффективности очистки сточных вод является актуальной задачей повышения экологической безопасности окружающей среды. Для его проведения могут быть использованы как физико-химические, так и биологические методы анализа. Для скрининга присутствия опасных веществ в сточных водах более предпочтительно применение интегрального контроля на основе методов биотестирования. Они значительно дешевле, проще и позволяют проводить комплексный анализ безопасности водной среды [1].

При выборе биообъектов и тест-функций для обнаружения опасных веществ методом биотестирования наряду с показателями, характеризующими точность, экономичность, длительность измерений, немаловажное значение имеет также и чувствительность анализа, поскольку предельно допустимый уровень многих опасных веществ находится в интервале: $10^{-2} – 10^{-4}$ мг/л.

Целью данной работы является анализ чувствительности обнаружения тяжелых металлов, а также оценка токсичности и детоксикации сточных вод отдельных предприятий методом биотестирования подвижности клеток микроводоросли *E.gracilis*.

В работе использовали: сточные воды РУП МТЗ, очистных сооружений г. Сморгони на разных стадиях их очистки. В качестве модельных токсикантов служили соли тяжелых металлов (ТМ): $Pb(CH_3COO)_2$, $CuSO_4$, $ZnSO_4$, $FeSO_4$, концентрации которых изменяли в интервале $10^{-8} – 10^{-2}$ моль/л.

Для биотестирования токсичности сточных вод использовали 3-х суточную культуру клеток микроводоросли *E.gracilis,* которую выращивали в среде Лозино-Лозинского [2].

Биотестирование токсичности модельных растворов и отобранных проб сточных вод проводили по изменению подвижности клеток *E.gracilis,* как описано ранее [2]. Индекс токсичности (Т) водных сред определяли по формуле

$$T = (v_o - v_1) / v_o \cdot 100\ \%,$$

где v_o, v_1 – значения средней скорости движения клеток тест-культуры в чистой воде и анализируемой среде соответственно.

Полученные данные обрабатывали статистически, используя программное обеспечение Microsoft Excel.

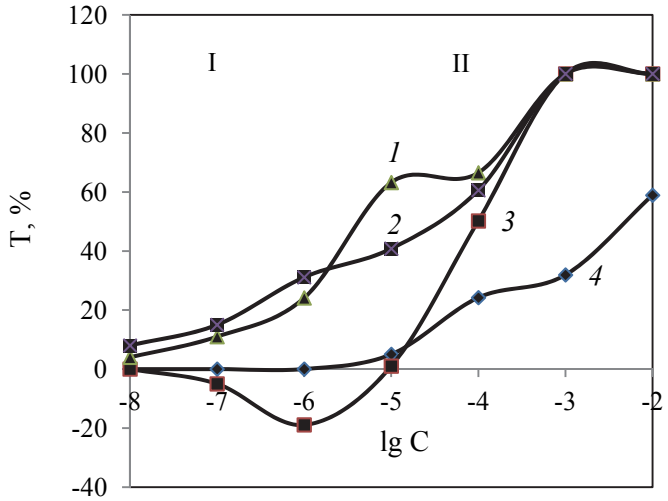
На первом этапе работы было изучено влияние отдельных тяжелых металлов на подвижность клеток *E.gracilis* в модельных условиях.

На рисунке 1 приведены результаты анализа изменения индекса токсичности от логарифма концентрации водных растворов солей тяжелых металлов при биотестировании подвижности клеток микроводоросли *E.gracilis* в модельных условиях.

Как видно из рисунка 1, тест-культура клеток *E.gracilis* чувствительна к изменению уровня содержания тяжелых металлов в водной среде. Различные тяжелые металлы оказывают на тест-культуру неодинаковое действие. Наблюдаются как минимум две фазы влияния тяжелых металлов на подвижность клеток: I – при низких концентрациях и II – при высоких концентрациях.

Для ионов цинка наблюдалась активация подвижности клеток при малых концентрациях, что видимо, связано с биогенным характером действия данного тяжелого металла. Максимальная чувствительность клеток микроводоросли отмечена для ионов свинца и меди. Наименьшую чувствительность тест-культура проявляла к ионам железа.

Дозные зависимости показателя токсичности от концентрации тяжелых металлов при биотестировании подвижности клеток носят нелинейный характер, что характерно для многих методов биотестирования.



1 – сульфат меди; 2 – ацетат свинца;
3 – сульфат цинка; 4 – сульфат железа

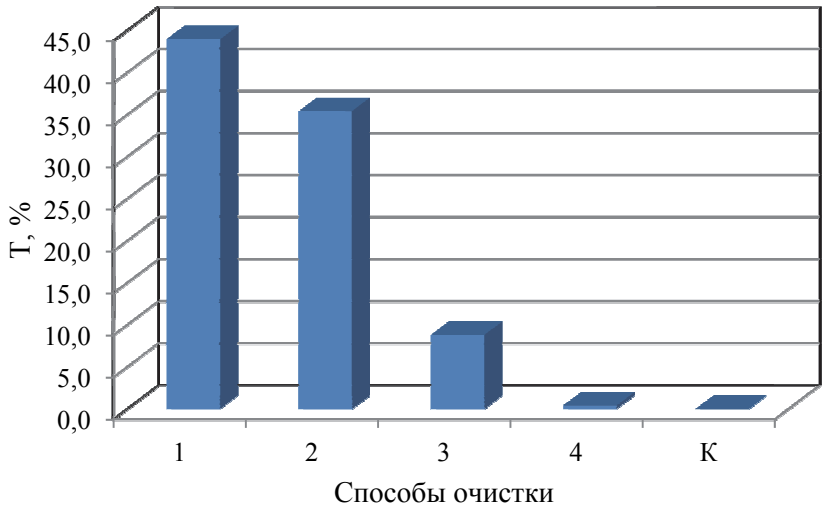
Рисунок 1 – Дозные зависимости изменения индекса токсичности (Т) растворов солей тяжелых металлов при биотестировании подвижности клеток *E. gracilis*

Метод анализа подвижности клеток характеризует состояние их биоэнергетики и больше отражает стрессовый характер действия ионов тяжелых металлов на клетки. В отличие от теста на выживаемость клеток, длительность которого составляет, 96 ч или 24 ч,

метод биотестирования подвижности клеток отличается малой длительностью анализа (15 мин), хорошей чувствительностью и характеризует начальные процессы воздействия тяжелых металлов на клетки.

Это позволяет использовать метод биотестирования подвижности клеток *E. gracilis* для оценки токсичности и детоксикации сточных вод предприятий.

На рисунке 2 приведены результаты биотестирования токсичности сточных вод цеха гальваники РУП МТЗ.



1 – до очистки; 2 – после очистки методом электрокоагуляции; 3 – после очистки биосорбционным методом; 4 – после очистки комбинированным способом; К – чистая контрольная среда

Рисунок 2 – Изменение индекса токсичности сточных вод цеха гальваники РУП «МТЗ» в зависимости от способа водоочистки по данным метода биотестирования подвижности тест-культуры клеток *E.gracilis*

Как следует из полученных данных, метод биотестирования подвижности клеток хорошо различает загрязненную и очищенную воду. Исходная сточная вода цеха гальваники загрязнена тяжелыми металлами и оказывает токсичное действие на тест-культуру клеток *E.gracilis*. Использование метода электрокоагуляции для очистки сточных вод лишь незначительно снижает уровень их токсичности, в то время как метод биосорбционной очистки обеспечивает высокий уровень детоксикации сточных вод. Наилучшие результаты были получены при использовании комбинированного метода электрокоагуляционной и биосорбционной очистки сточных вод цеха гальваники РУП МТЗ.

Метод биотестирования подвижности клеток *E. gracilis* был также апробирован при анализе детоксикации сточных вод на городских очистных сооружениях г. Сморгони (таблица).

Таблица – Анализ токсичности и детоксикации сточных вод г. Сморгони методом биотестирование подвижности клеток

№	Образцы	Индекс токсичности, %
1	Выход из цеха механической очистки	27,1 ± 0,2
2	Первичный отстойник	21,7 ± 0,5
3	Аэротенк	19,8 ± 0,4
4	Вторичный отстойник	13,1 ± 0,2
5	Вход в биопруд	9,2 ± 0,5
6	Место сброса очищенных сточных вод в реку Вилия	3,5 ± 0,4

Как видно из таблицы, индекс токсичности сточных вод г. Сморгони находится в интервале от 3,5 % до 27,1 %. При Т ≤ 10 %, воды могут рассматриваться как относительно нетоксичные; при 10 % ≤ Т ≤ 20 % – как слабо токсичные; при 20 % ≤ Т ≤ 50 % – как среднетоксичные; при 50 % < Т – как высокотоксичные [2].

Эффективность детоксикации сточных вод на выходе очистных сооружений по данным метода биотестирования подвижности клеток составила 87,1 %, при этом около 27 % токсичности снижалось на стадиях механической очистки, что указывает на высокую степень содержания в сточных водах грубо- и мелко-взвешенных токсичных веществ. Биохимическую детоксикацию сточных вод осуществляет активный ил аэротенка и биопруды. Следует отметить недостаточно высокую детоксицирующую способность активного ила аэротенка, в результате чего дополнительную нагрузку по детоксикации сточных вод берут на себя биопруды.

Оценка индекса токсичности воды в точке сброса в реку Вилия по данным метода биотестирования подвижности клеток составила 3,5 ± 0,4 %, что характеризует сбрасываемые воды, как нетоксичные и соответствующие нормативным показателям.

Таким образом, полученные результаты указывают на то, что метод биотестирования подвижности клеток достаточно прост, информативен и чувствителен к токсичным веществам, что позволяет его рекомендовать для оценки эффективности детоксикации сточных вод на промышленных предприятиях и городских очистных сооружениях.

Список использованных источников

1 Биологический контроль окружающей среды: биоиндикация и биотестирование / под ред. О. П. Мелеховой, Е. И. Егоровой. М.: Изд. центр «Академия». 3-е изд. 2010. 288 с.

2 Сазановец М. А., Игнатенко А. В. Анализ детоксикации водных сред методом биотестирования // Труды БГТУ. № 4: Химия, технология орган. в-в и биотехнология. 2014. С. 179–182.

УДК 57.083.1: 574.64

А.В. Игнатенко, доц., канд. биол. наук
Белорусский государственный технологический университет, г. Минск, Беларусь

БИОЭКОЛОГИЧЕСКИЙ КОНТРОЛЬ БЕЗОПАСНОСТИ СТОЧНЫХ ВОД

Рост численности населения и развитие промышленности, обеспечивающей его потребности, требует постоянного увеличения водопотребления. Одновременно растет и уровень загрязнения сточных вод опасными веществами, что создает проблему водоочистки. Для решения данной проблемы наряду с принятием организационных мер по защите окружающей среды, модернизацией технологических процессов и использованием эколого-биотехнологического подхода [1], необходимо также совершенствовать систему экологического контроля производства.

Цель работы – характеристика недостатков и совершенствование системы экологического контроля производства.

Основными загрязнителями воды являются, как известно, промышленные предприятия металлургии, химической, текстильной промышленности, расположенные в крупных городах.

Система городской хозяйственно-бытовой канализации предусматривает совместный сбор сточных вод различных предприятий и жилищно-коммунального хозяйства для очистки на городских очистных сооружениях, с последующим их выпуском в природные водоемы. В этой связи все участники процесса водопотребления и водоочистки связаны в единую цепь, и проблема водоочистки зависит от согласованных действий всех ее участников.

Главная роль в обеспечении экологической безопасности страны принадлежит государству, законодательно, административно и экономически регулирующему взаимоотношения в обществе. Государство нацелено на решение экологических задач за счет тех уча-

стников цепочки, которые загрязняют окружающую среду и у которых есть средства и возможности решения данных задач. Поскольку основным источником загрязнения воды выступают промышленные предприятия, и используемая на производстве вода загрязняется широким перечнем веществ, зависящих от специфики предприятия, на них ложится основная ответственность и затраты на процессы водоочистки.

Закон об охране окружающей среды обязывает предприятия осуществлять производственный экологический контроль за уровнем содержания основных загрязнителей [2], но не регламентирует, как его проводить, внутренним или внешним способом.

Внутренний экологический контроль производства предусматривает наличие собственной лаборатории, штата сотрудников-экологов и перечня решаемых ими задач с учетом требований НТД. Дополнительно с контролем, в частности, сточных вод, на производственные лаборатории накладываются обязанности экологического мониторинга окружающей среды вокруг предприятий.

Внешний экологический контроль проводится сторонними организациями, лабораториями сертификационных центров или других аккредитованных организаций, выполняющих разовые работы по заключенным с предприятиями договорам для контроля отдельных нормативных показателей.

Поскольку оценка экологического качества сточных вод только по показателям производственного контроля недостаточна, государством осуществляется контроль производства госнадзорными органами, использующими штрафные санкции в отношении предприятий, не обеспечивающих нормативных требований.

С целью экономии средств и снятия с себя дополнительной ответственности за мониторинг окружающей среды предприятия заменяют внутренний экологический контроль внешним и ликвидируют службы производственного экологического контроля или сокращают штат экологических сотрудников до 1-2 человек.

Меняется также и характер деятельности экологических служб. Вместо практической работы они заняты формальной бумажной работой по составлению отчетов для вышестоящих органов. В этом случае теряется основное назначение внутреннего экологического контроля – текущая настройка, оптимизация и регулирование технологических процессов с целью снижения безопасности производства для окружающей среды.

Для создания видимости экологического благополучия предприятия вместо совершенствования локальной водоочистки часто прибегают к разведению производственных сточных вод до нормативных показателей незагрязненными хозяйственно-бытовыми или другими водными ресурсами. В данном случае решение проблемы загрязнений сточных вод перекладывается на другого участника цепочки водоочистки - городские очистные сооружения.

Загрязнение сточных вод промышленных предприятий токсичными веществами, главным образом тяжелыми металлами, нефтепродуктами, поверхностно активными веществами нарушает работу городских очистных станций.

Типовая схема городских очистных сооружений не предусматривает специальной очистки СВ и осадков от токсичных веществ, а также методов контроля их детоксикации. Это приводит к тому, что активный ил в силу аккумулирующей способности, концентрирует в себе токсичные вещества, которые нарушают его жизнеспособность и снижают эффективность водоочистки. В этой связи проблема доочистки сточных вод перекладывается далее на природу, природное самоочищение водоемов, которое в настоящее время не успевает за темпами сброса загрязнителей. В результате загрязнение окружающей среды постоянно растет.

Следует также упомянуть об еще одном, явно не наблюдаемом участнике цепочки водоочистки, высших учебных заведениях, готовящих кадры промышленных экологов и биоэкологов для производственных предприятий.

Сокращение штата сотрудников-экологов или ликвидация экологических служб на предприятиях неизбежно приводят к снижению или прекращению набора абитуриентов в высшие учебные заведения, к сложности проведения производственной практики студентов и трудоустройства выпускников по экологическим специальностям.

В целом это тупиковый путь развития и для предприятий, и для общества, и для государства, который неизбежно ведет к возрастающему загрязнению окружающей среды. При сохранении такого подхода задачи водоочистки и очистки окружающей среды практически перекладываются на следующие поколения населения, иначе загрязнение окружающей среды неизбежно вызовет рост наследственных заболеваний, повышение смертности населения и угрозу экологической безопасности государства.

Контроль безопасности многокомпонентных сред, какими являются сточные воды, является сложной и нерешенной до сих пор прикладной проблемой.

Большое количество загрязнителей и высокий уровень загрязнений в производственных стоках служат, прежде всего, показателями несовершенства используемых технологических процессов, а также отсутствия их контроля и регулирования. Поэтому решение проблем водоочистки возможно только путем использования более эффективных технологий основного производства, применения новых технологий очистки воды для ее возврата в производство и снижения водопотребления, а также за счет укрепления служб экологического контроля [3], поскольку роль экологов в регуляции безопасности производства для окружающей среды ключевая.

Одним из основных направлений развития экологических служб предприятий должно стать использование экономически эффективных биоэкологических методов контроля.

При экологическом мониторинге безопасности сточных вод существует две основные задачи: 1) обнаружение опасных веществ и уровня их опасности; 2) идентификация загрязнителей и оценка их количественного содержания. В соответствии с этим задачами существуют и два основных подхода их решения: биологический и физико-химический.

В настоящее время широко используется физико-химический подход, основанный на проведении полного химического и минералогического анализа сточных вод, обнаружении в них отдельных опасных химических веществ и оценки их концентраций инструментальными физико-химическими методами анализа. К основным недостаткам физико-химического подхода относятся: отсутствие сведений о ПДК большинства веществ, высокая трудозатратность и стоимость полного химического и минералогического анализа, необходимость высокой квалификации сотрудников, невозможность проконтролировать опасность всех чужеродных веществ и их комбинаций. К физико-химическому подходу, выполняемому, как правило, сторонними организациями следует прибегать главным образом для решения второй задачи – идентификации природы загрязнителей и точного их количественного определения.

В условиях постоянного увеличения перечня используемых химических веществ, представляющих опасность для живых организмов, одновременно в смешанных сточных водах могут присутствовать загрязнители, включающие 1000 наименований, и контроль за 10-15 показателями, указанными в нормативной документации, не решает проблему экологической безопасности.

Физико-химический контроль даже в самых лучших лабораториях мира позволяет определить только малую часть всех токсичных веществ, а из-за высокой стоимости анализов практически контролируются менее десятка часто встречаемых токсикантов.

Один из простейших и эффективных методов, используемых для оценки токсичности сточных вод – биотестирование [4]. Для его проведения требуется выбрать тест-объект, тест функции и удобный метод контроля выбранных показателей.

В настоящее время существует целый ряд методов биотестирования токсичности на низших многоклеточных организмах (рыбы, беспозвоночные, ракообразные), а также одноклеточных организмах (простейшие, микроводоросли, биолюминесцирующие бактерии). Все они имеют свою область применения и не все подходят для анализа сточных вод. Для решения медицинских и санитарно-гигиенических задач, например, определения норм безопасности, ПДК приоритет должен отдаваться тестам на многоклеточных организмах, так как их системы жизнедеятельности находятся ближе к человеку.

Использование одноклеточных организмов более предпочтительно для решения задач экологического мониторинга, скрининга присутствия опасных веществ, поскольку не

требует сложной процедуры содержания тест-объектов, повышает чувствительность и оперативность анализа, снижает его стоимость. Одноклеточные тест-культуры микроорганизмов можно также использовать для оценки эффективности и регуляции процессов на всех стадиях водоочистки, в то время как многоклеточные организмы (рыбы, дафнии) применяются чаще на заключительном этапе очистки, поскольку они не выживают в загрязненных водах.

Практика биотестирования показала, что нет биологических объектов или их тестируемых функций одинаково чувствительных ко всем токсичным веществам, поэтому для достоверности контроля безопасности многокомпонентных сред с переменным химическим составом рекомендуется использовать несколько тест систем. Для сред с известным составом и природой загрязнителей достаточно и одной подобранной тест-системы.

Биотестирование позволяет одновременно контролировать все присутствующие загрязнители в сточных водах и оценить их общую токсичность. Оно является хорошей альтернативной сложным и дорогостоящим физико-химическим методам анализа, осуществляемым сторонними организациями, и может быть реализовано на предприятии для внутреннего контроля безопасности и регулирования производства, а также может быть использовано для экономического и административного управления.

За рубежом биотестирование сточных вод носит обязательный характер [3], и его результаты имеют приоритетное значение при контроле безопасности сточных вод и при выдаче разрешительных документов на их сброс в окружающую среду.

Список использованных источников

1 Прикладная экобиотехнология: учеб. пособие: в 2 т. / А. Е. Кузнецов [и др.]. М.: БИНОМ. Лаборатория знаний, 2010. Т. 1. 629 с. Т. 2. 485 с.

2 http://belzakon.net/Законы/Закон_РБ_Об_охране_окружающей_среды, ст. 94-96.

3 Пономарева Л.С. Организация аналитического контроля состава и свойств сточных вод // Методы соответствия, 2008. №2. С. 26-31.

4 Биологический контроль окружающей среды: биоиндикация и биотестирование / под ред. О. П. Мелеховой, Е. И. Егоровой. М.: Изд. центр «Академия». 3-е изд. 2010. 288 с.

УДК 628.316.12

И.Ю. Козловская, ст. преп., канд. техн. наук
Белорусский государственный технологический университет, г. Минск, Беларусь

СОРБЕНТЫ ДЛЯ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД ИЗ ЦЕОЛИТСОДЕРЖАЩИХ ОТХОДОВ

Использованию цеолитов и цеолитсодержащих материалов в различных сорбционных процессах посвящено множество работ. Это объясняется свойствами цеолитов, алюмо- и кремнийкислородный каркас которых имеет избыточный отрицательный заряд, скомпенсированный катионами щелочных и редкоземельных металлов, что объясняет их высокую ионно-обменную и сорбционную емкость. Известно, что цеолиты обладают селективностью по отношению к ионам металлов. Показана возможность использования цеолитсодержащих материалов для извлечения тяжелых металлов из многокомпонентных полиметаллических растворов в процессах концентрирования металлов, для очистки сточных вод от ионов аммония, фторид- и сульфат-ионов, органических соединений (метанол, нафталин). Цеолитсодержащие материалы используются для связывания и ограничения подвижности ионов тяжелых металлов в почве и осадках сточных вод, очистки почв от нефтепродуктов.

Перед использованием в качестве сорбента цеолиты и цеолитсодержащие материалы могут быть подвергнуты активации или модификации для улучшения сорбционных свойств. Для этого проводят их химическую или физическую обработку. Химическая ак-

тивация заключается в обработке материала растворами неорганических и органических кислот, щелочей, солей. Физические способы активации сводятся к обработке образцов в мельницах, воздействию вакуума, давления, температуры и др. [1, 2].

В качестве сорбентов чаще используют природные и синтетические цеолиты, которые являются ценным сырьем, в то время как на предприятиях накапливаются отработанные цеолитсодержащие катализаторы, утратившие свои каталитические свойства, в частности, отработанный цеолитсодержащий катализатор крекинга нефти (ОКК). ОКК является алюмосиликатным порошком светло-серого цвета с насыпной плотностью 0,65–0,95 г/см^3, удельным объемом пор 0,7–0,9 см^3/г, удельной поверхностью 100–140 м^2/г, содержание цеолита типа NaY в нем достигает 30 % [3].

Целью работы являлось изучение условий кислотной активации отработанного цеолитсодержащего катализатора крекинга нефти с получением эффективного сорбента для очистки сточных вод от ионов тяжелых металлов и ионов аммония.

Высококремнистые цеолиты, к которым относится NaY, который преимущественно используется при синтезе катализаторов крекинга, являются устойчивыми к действию водных растворов кислот, поэтому для повышения сорбционной емкости по ионам металлов проводят их активацию растворами соляной и серной кислот различных концентраций. Это приводит к последовательному замещению катионов в цеолите ионами гидроксония H_3O^+ или протоном H^+, и, соответственно, к увеличению ионнообменной емкости [4].

При выполнении исследований проводили химическую активацию ОКК 10 %-ми растворами солярной и серной кислот, время обработки – 7 суток. Для полученных сорбентов были определены элементный состав, удельная поверхность и удельный объем пор, дисперсный состав. После активации проводили сорбцию ионов железа и никеля (диапазон концентраций растворов Fe^{3+} и Ni^{2+} составил 5–100 мг/дм^3, время сорбции – 1,5 ч), а также ионов аммония из модельных и реальных сточных вод. Содержание Fe^{3+} определяли фотоколориметрическим методом с сульфосалициловой кислотой, Ni^{2+} – титриметрическим методом с мурексидом. Контроль содержания азота аммонийного в сточных водах до и после очистки проводили фотометрическим методом с реактивом Несслера.

Установлено, что кислотная активация ОКК сопровождается повышением удельной поверхности и удельного объема и пор на 32–37 %. По дисперсному составу в полученных сорбентах преобладают частицы с размером 50–100 мкм (55–65 %). При этом также происходит деалюминирование исследуемого материала – содержание Al_2O_3 в сорбенте после обработки 10 %-м растворами HCl и H_2SO_4 составляет 32,1 и 32,3 % соответственно, в исходном ОКК – 51,4 %.

Обработка ОКК 10 %-м раствором H_2SO_4 приводит к повышению сорбционной емкость по ионам никеля на 31 %, по ионам железа на 37,5 % (с 0,87 мг-экв/г до 1,12 и 1,19 мг-экв/г соответственно). После солянокислой обработки сорбционная емкость по Ni^{2+} и Fe^{3+} возрастает на 28–29 % (с 0,61 мг-экв/г до 0,78 и 0,80 мг-экв/г соответственно).

При выполнении исследований цеолитсодержащий сорбент, полученный обработкой раствором серной кислоты, использовали для очистки сточных вод от ионов аммония. Проблема таких вод характерна для предприятий деревообрабатывающей отрасли, где аммонийсодержащие сточные воды образуются при промывке реакторов производства карбамидоформальдегидных смол.

Сорбционная очистка сточных вод от ионов аммония включала следующие стадии: дозирование и внесение сорбента, сорбцию в статических условиях из модельных и реальных сточных вод при периодическом перемешивании при дозе сорбента 0,6 г/дм^3, отделение сорбента отстаиванием. Общий объем очищаемых сточных вод производства составил 1,0 м^3, общий расход сорбента – 0,6 кг, время сорбции – 1 ч.

Полученные результаты свидетельствуют о том, что полная статическая обменная емкость сорбента из отработанного катализатора крекинга по ионам аммония составляет 3,25±0,05 ммоль-экв/г – при сорбции из модельных растворов и 2,75±0,05 ммоль-экв/г – при сорбции из реальных сточных вод. Снижение сорбционной емкости при использовании сточных вод объясняется тем, что одновременно с ионами аммония из промывной во-

ды частично удаляются ионы кальция и магния. Максимальная эффективность очистки сточных вод достигает 78,8 %, при этом концентрация ионов аммония после очистки не превышает допустимую концентрацию, устанавливаемую для сточных вод, сбрасываемых в систему городской канализации.

При проведении кислотной активации наиболее сложный вопрос возникает в связи с необходимостью использования растворов активации, содержащих соединения алюминия, кремния, редкоземельных элементов, присутствующих в ОКК. Была исследована возможность использования отработанных раствора активации ОКК и для получения из соединений редкоземельных элементов и алюминия. Для этого проводили их осаждение раствором аммиака до pH 8,2 [5]. Полученный осадок представляет собой смесь гидроксидов алюминия и редкоземельных элементов (в нашем случае лантана), в соотношении Al_2O_3: La_2O_3 равном 7:1.

Таким образом, химическая активация отработанного катализатора является эффективной при использовании в качестве активирующих агентов растворов кислот. Полученный сорбент может использоваться для очистки сточных вот от ионов тяжелых металлов, ионов аммония.

Список использованных источников

1 Лыгина Т.З. Технологии химической активации неорганических природных минеральных сорбентов: монография / Т.З. Лыгина [и др.]. – Казань: Изд-во Казан. гос. технол. ун-та, 2009. – 120 с.

2 Топчиева К.В. Активность и физико-химические свойства высокремнистых цеолитов и цеолитсодержащих катализаторов / К.В. Топчиева, Хо Ши Тхоанг. – Москва: Изд-во Моск. ун-та, 1976. – 167 с.

3 Козловская, И.Ю. Исследование свойств отработанного катализатора крекинга углеводородов нефти / И.Ю. Козловская, В.Н. Марцуль // Вестник Витебского государственного технологического университета. – 2010. – № 19. – С. 128–133.

4 Брек, Д. Цеолитовые молекулярные сита / Д. Брек; пер. А.Л. Клячко, И. В. Мишина, И. В. Якерсон. – М.: Мир, 1976. – 481 с.

5. Козловская, И.Ю. Получение лантансодержащих продуктов из отработанного катализатора крекинга углеводородов нефти / И.Ю. Козловская, В.Н. Марцуль // Природные ресурсы. – 2014. – № 1. – С. 114–118.

ГИДРОЭНЕРГЕТИКА, ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ГЕОТЕРМАЛЬНЫХ ВОД, ИСПОЛЬЗОВАНИЕ РЕКРЕАЦИОННОГО ПОТЕНЦИАЛА ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ БЕЛАРУСИ. МОНИТОРИНГ ПОВЕРХНОСТНЫХ И ПОДЗЕМНЫХ ВОД

Председатель	Мария Григорьевна Герменчук, к.т.н., первый заместитель начальника ГУ «Республиканский центр по гидрометеорологии, контролю радиоактивного загрязнения и мониторингу окружающей среды»
Зам. председателя	Анна Владимировна Лихачева, и.о. зав. кафедры промышленной экологии, канд. техн. наук, доцент
Секретарь	Ольга Владимировна Кичкайло, ассистент кафедры технологии стекла и керамики, канд. техн. наук

УДК 661

А. Н. Станкевич[1], техн. директор, Г. В. Кузмич[2], А. В. Ефименко[2]
[1]ООО «Гидроэнергопроект», [2]ОДО «ЭНЭКА», г. Минск

СТРОИТЕЛЬСТВО ГАЭС КАК СРЕДСТВО ИНТЕГРАЦИИ БЕЛОРУССКОЙ АТОМНОЙ ЭЛЕКТРОСТАНЦИИ (БЕЛАЭС) В ЭНЕРГОСИСТЕМУ РЕСПУБЛИКИ БЕЛАРУСЬ

Планомерное увеличение масштабов промышленного и сельскохозяйственного производства в Республике Беларусь потребует значительного прироста электропотребления. Так же, в связи с истечением нормативных сроков эксплуатации по значительной части генерирующего оборудования на электростанциях к 2020 году, согласно Отраслевой программе развития электроэнергетики на 2016–2020 годы, потребуется провести их замену, модернизацию либо обосновать сроки продления эксплуатации, общая мощность такого оборудования, составит 4745 МВт [1].

Поэтому для обеспечения сбалансированного развития и модернизации электрогенерирующих объектов энергосистемы Республики Беларусь, потребуется увеличения генерирующих мощностей.

На сегодняшний день, общая установленная мощность генерирующих электростанций, составляет **9 978,8 МВт**, в том числе:

- 43 тепловых электростанции входящих в состав ГПО «Белэнерго» общей мощностью – **9 061,6 МВт** [2];
- 255 блок-станции на невозобновляемых источниках энергии, не входящих в состав ГПО «Белэнерго», общей мощностью – **676,5 МВт**;
- 26 станций на возобновляемых источниках энергии – **240,7 МВт.**

Основным мероприятием в развитии и замещения генерирующих источников, на сегодняшний день, является ввод в эксплуатацию двух энергоблоков БелАЭС, суммарной мощностью 2388 МВт, первого блока в 2018 году, второго в 2020 году и дальнейшее их освоение с эффективной интеграцией в баланс и режим работы ОЭС Беларуси.

Однако, наряду с положительным эффектом от ввода в эксплуатацию энергоблоков на БелАЭС, данные мероприятия могут привести к ряду трудностей, связанных с необходимостью обеспечения минимальных и максимальных электрических нагрузок энергосистемы:

– ограниченный диапазон регулирования крупноблочных агрегатов и невозможность их частых пусков и остановов без резкого снижения надежности и экономичности их работы затрудняет покрытие графиков электрических нагрузок. Рекомендуемый диапазон регулирования на атомных электростанциях крайне мал и составляет 70–100 % от номинальной мощности;

– крупноблочные агрегаты имеют большую инертность и малую эластичность, и, соответственно, не могут ежеминутно реагировать на повышение или снижение электрической нагрузки. Для регулирования минимальных нагрузок энергосистемы после ввода в эксплуатацию на полную мощность АЭС без реализации специальных мероприятий, потребуется ежесуточный останов всех конденсационных блоков и частично теплофикационных мощностей на ТЭС в ночные часы, что недопустимо по условиям надежности и безопасности работы электростанций.

В связи с этим, наряду с предлагаемыми мероприятиями, в виде установки электрокотлов на объектах ГПО «Белэнерго» и увеличение использования электроэнергии для целей отопления и горячего водоснабжения у других потребителей, предлагается рассмотреть компенсационные мероприятия по недостатку маневренных мощностей и пиковой электроэнергии за счет строительства ГАЭС на территории Республики Беларусь.

Сегодня, во всем мире, гидроэнергетика (в первую очередь ГАЭС) – гарант технологической безопасности эксплуатации АЭС, прежде всего благодаря своим маневренным возможностям, обеспечивая штатные режимы эксплуатации энергоблоков АЭС.

Как правило, эффективными, надежными и безопасными являются энергетические единые технологические комплексы АЭС+ГЭС+ГАЭС.

ГАЭС выполняют функции регулирования в энергосистеме в самом широком значении с максимальным использованием их преимуществ быстродействия и высокой готовности к пуску, таблица 1. Поэтому они эксплуатируются в различных режимах с многократными пусками и остановками в течение суток, выполняя роль маневренной мощности при входе и выходе из пиков, компенсатора реактивной мощности, средства заполнения ночных провалов, аварийного и частотного резерва.

Так, например на ГАЭС Blenheim Cilboa (США) мощностью 1,04 млн. кВт, с учетом современных требований для обеспечения стабильной работы энергосистемы, расчетное количество пусков составляет 6000 в год. На Загорской ГАЭС (Россия) мощностью 1,2 млн. кВт, в реальных условиях эксплуатации в наиболее напряженные периоды, число пусков в сутки доходило до 30, без учета пусков в режиме синхронного компенсатора [4].

Таблица 1 – Характеристика маневренных качеств различных типов электростанций

Тип электро-станции	Технический минимум нагрузки, в % (отношение минимальной допустимой мощности к установленной)	Регулировочный диапазон, в %	Время набора полной мощности, мин	
			После остановки	Из горячего состояния
АЭС	85–90	10–15	390–660	60
Мощные ТЭС	80–85	15–20	90–180	20–50
ГТУ	0	100	15–30	0,5
ГЭС	0	100	1–2	0,25–0,5*
ГАЭС	0	200	1–2	0,25–0,5*
* При вращении в режиме холостых оборотов				

За счет заряда ГАЭС в ночное время (провал суточного графика нагрузки) от блочных конденсационных станций снижается количество пусков/остановок оборудования, повышается надежность и снижается вероятность отказов оборудования ТЭС, происходит экономия топлива в энергосистеме за счет снижения удельных расходов топлива.

Во всем мире ГАЭС получили широкое распространение, в особенности в странах с развитой атомной энергетикой, рисунок 1.



Рисунок 1 – Расположение эксплуатируемых ГАЭС на карте мира

К примеру:

– в Японии (энергосистема которой является одной из самых гибких в мире) установленная мощность ГАЭС составляет 21714 МВт, что составляет 51,6 % от установленной мощности атомных электростанций;

– установленная мощность ГАЭС США составляет 18776 МВт, что составляет 18,4 % от установленной мощности атомных электростанций;

– стоит отметить опыт Китая, в котором за последние 6 лет было построено и введено в эксплуатацию 22000 МВт ГАЭС (что вызвано строительством 20 новых атомных блоков и планами по внедрению еще 30), что составляет 67,9 % от установленной мощности АЭС страны;

– из стран соседей можно выделить опыт России – Загорская ГАЭС мощностью 1200 МВт (для сглаживания графиков электропотребления Московского региона) и Украины – Киевская ГАЭС мощностью 235,5 МВт.

Таким образом, в мировой практике, мощность ГАЭС в странах с развитой атомной энергетикой находится на уровне 15–68 % от мощности АЭС. Согласно исследованиям, проведенными японскими учеными, доля ГАЭС должна составлять порядка 15 %. В практике эксплуатации энергоблоков АЭС, в этих странах, исключается необходимость работы в маневренных режимах по активной и реактивной мощностям, тем самым достигаются высокие технико-экономические показатели АЭС.

Специалистами компании ОДО «ЭНЭКА» был выполнен анализ технико-экономической возможности строительства ГАЭС в Республике Беларусь на примере размещения площадки в Гродненской области. Так же, были рассмотрены и другие перспективные площадки размещения ГАЭС в Минской, Витебской областях [5].

Гродненская ГАЭС

Станция планируется к размещению в Гродненском районе Гродненской области, на левом берегу водохранилища Гродненской ГЭС, юго-восточнее населенного пункта Погораны, рисунок 2. Расстояние от водохранилища до верхнего аккумулирующего бассейна по лини напорного водовода составляет 650 м.

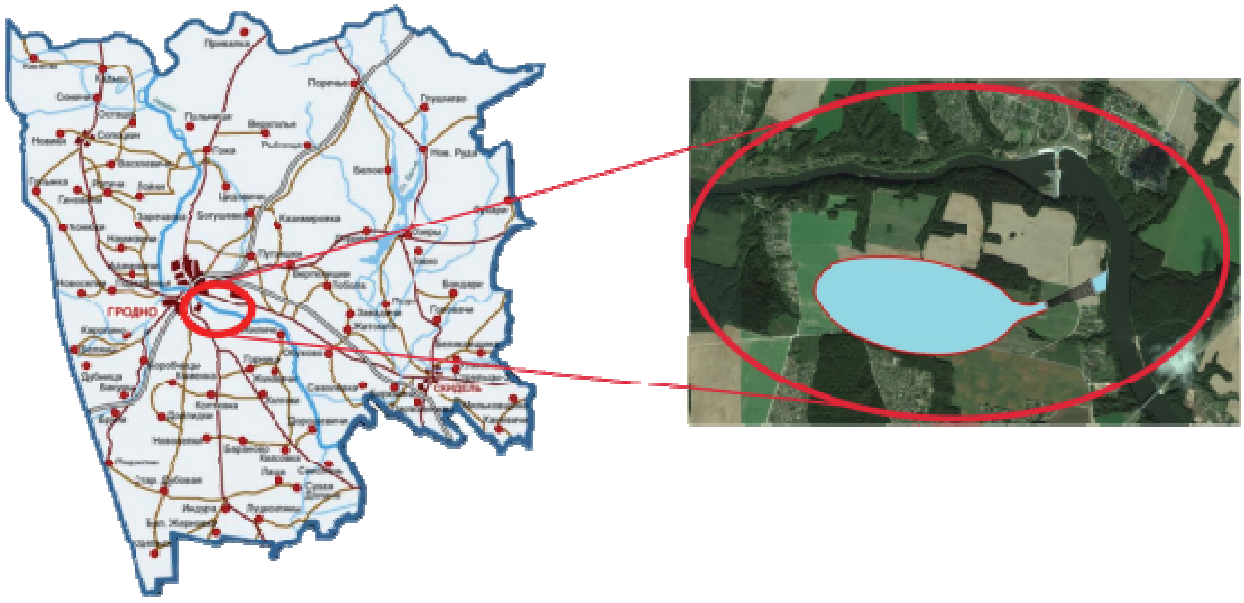


Рисунок 2 – схема размещения Гродненской ГАЭС

Комплекс Гродненской ГАЭС (рисунок 3), будет состоять из следующих основных сооружений:

– Верхний аккумулирующий бассейн с подводящим каналом площадью 82 га;

– Водоприемник;

– Напорные трубопроводы в количестве 6 шт., длиной около 400 м;

– Здание ГАЭС с гидросиловым оборудованием, с устоями и монтажной площадкой;
– Нижний бассейн (водохранилище Гродненской ГЭС);
– ОРУ 10,5/110,0 кВ (6 ТП по 50,0 МВА каждый).

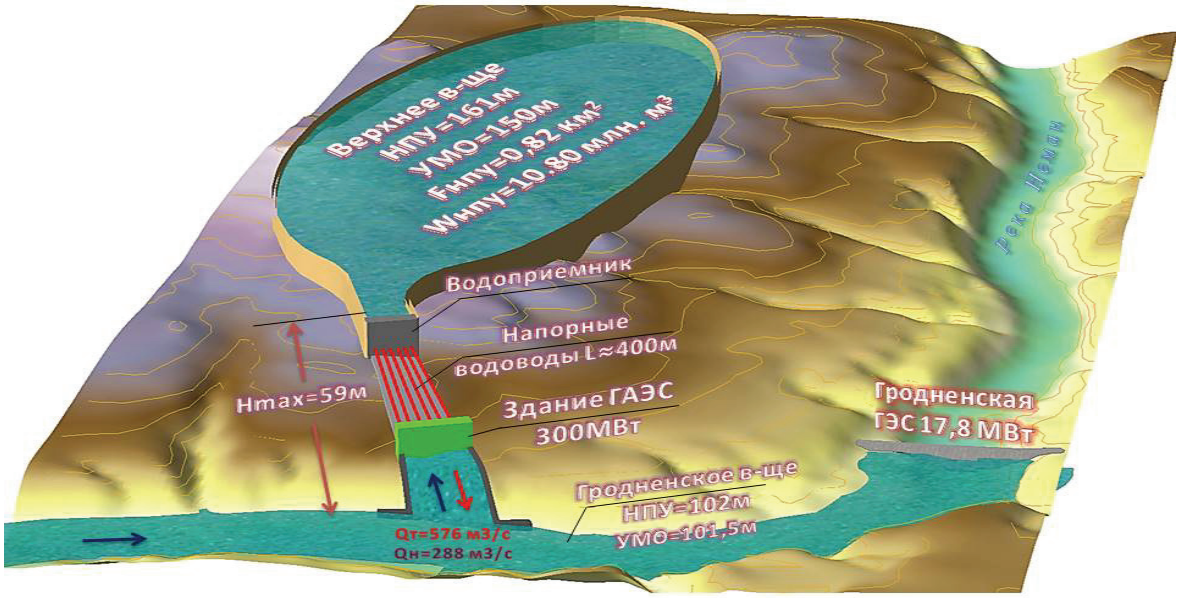


Рисунок 3 – 3D схема Гродненской ГАЭС

Мощность ГАЭС в турбинном режиме составит при максимальном напоре 59,5 м – 298,53 МВт, при минимальном напоре 43,0 м – 215,75 МВт, при расчетном напоре 53,75 м – 269,68 МВт.

Коэффициент полезного действия турбин находится в пределах 93 %, а КПД обратимой гидромашины при работе в турбинном режимах составляет около 91 %, в насосном – 88 %.

Для Гродненской ГАЭС предполагается использование гидросилового оборудования Чешской фирмы CKD Blansko Holding (http://www.ckdlh.cz/ru). Выбор гидросилового оборудования необходимо проводить с учетом технико-экономических расчетов.

Здание Гродненской ГАЭС предполагается запроектировать по аналогии с Киевской ГАЭС, где будут размещены шесть агрегатов, из них, четыре насоса-турбины (обратимые радиально-осевые) и две гидротурбины (Френсиса). Основные технико-экономические показатели Гродненской ГАЭС приведены в таблице 2.

Таблица 2 – Основные технико-экономические показатели Гродненской ГАЭС

Наименование показателей		Значение
Река		Неман
Установленная мощность, МВт	турбинный режим	300
	насосный режим	237
Количество и тип гидроагрегатов 6 шт., в том числе:		4 насос-турбины (обратимые радиально-осевые) 2 гидротурбины (Френсиса)
Напоры нетто в турбинном режиме, м	максимальный	59,50
	минимальный	43,00
	расчетный	53,75
Напоры нетто в насосном режиме, м	максимальный	67,00
	минимальный	48,50
	расчетный	59,25
Число часов использования ГАЭС	турбинный режим	4
	насосный режим	8
Годовая выработка электроэнергии, млн. кВт·ч		387,04

Окончание таблицы 2

Наименование показателей		Значение
Годовые затраты электроэнергии на закачку, млн. кВт·ч		567,90
Расход воды, $м^3/с$	турбинный режим	576
	насосный режим	288
Уровни воды в верхнем водохранилище, м	НПУ	161
	УМО	150
Уровни воды в нижнем водохранилище, м	НПУ	102
	УМО	101,5
Площадь зеркала в верхнем водохранилище, $км^2$	НПУ	0,82
	УМО	0,22
Объем верхнего водохранилища, млн. $м^3$	полный	10,8
	полезный	8,3
Удельная стоимость за кВт, евро		1700–1900

Верхний аккумулирующий бассейна позволит осуществлять работу ГАЭС на установленной мощности до 300 МВт, и выдавать энергию в пиковые и остропиковые периоды ее потребления. Режим работы ГАЭС предполагает суточный цикл изменения уровней, согласно типовому графику суточного потребления ОЭС Беларуси и состоит из нескольких циклов:

– **ЗАРЯД – насосный режим, 8 часов;**
– **РАЗРЯД – турбинный режим, 4 часа;**
– **Стационарный режим, 12 часов.**

Заряд сопровождается потреблением большого объема электроэнергии из энергосистемы и проводится в ночные часы, когда в энергосистеме возникает огромный профицит электроэнергии. Таким образом, во время цикла заряда, ГАЭС выполняет роль аккумулятора электроэнергии и, по сути, является эквивалентом (по поставленной задаче) установки электрокотлов (которое планируется реализовывать в РБ).

С другой стороны, разряд ГАЭС, сопровождается мгновенной выработкой электроэнергии в сеть энергосистемы в периоды пикового электропотребления. Данный процесс эквивалентен пиковой выработке электроэнергии на ГТЭС.

В масштабах БелОЭС строительство ГАЭС является компенсационным мероприятием, эквивалентно планируемым мероприятиям в настоящее время, возведению ГТЭС и ЭК. Экономический эффект от установки ГАЭС в данном случае достигается за счет экономии топлива на пиковой ГТЭС и ТЭЦ (во время работы на ЭК). В таблице 3 приведено сравнение ГАЭС с ГТЭС+ЭК.

Таблица 3 – С равнение ГАЭС с ГТЭС+ЭК*

Наименование показателя	ГАЭС	ГТЭС	ЭК
Выполняемые компенсационные функции в БелОЭС	✓ покрытие пиков потребления ✓ электроэнергии в дневное время суток закрытие провала потребления электроэнергии в ночное время суток ✓ аккумулирование энергии (в виде энергии высокого порядка – электроэнергии); ✓ компенсация реактивной мощности в энергосистеме; ✓ поддержания постоянной частоты тока в энергосистеме	✓ покрытие пиков потребления электроэнергии в дневное время суток	✓ закрытие провала потребления электроэнергии в ночное время суток ✓ аккумулирование энергии (в виде энергии низкого порядка – тепловой энергии)

Окончание таблицы 3

Наименование показателя	ГАЭС	ГТЭС	ЭК
Удельная стоимость реализации	1700–1900 евро/кВт	900 евро/кВт	220 евро/кВт
Гибкость работы системы в БелОЭС	Высокая маневренность и эластичность станции – время выхода на рабочую мощность из состояния простоя занимает всего 20–30 с. Кроме того, с точки зрения БелОЭС проще и эффективнее управлять режимами работы 3–4 ГАЭС, чем большим количеством разбросанных по стране ЭК и ГТЭС	Хорошая маневренность – время выхода на рабочую мощность из холостого хода составляет 6–7 мин., но низкая эластичность станции – время выхода из состояния простоя турбин может доходить до 30 мин.	ЭК обладают хорошей маневренностью (время выхода на номинальную тепловую нагрузку составляет 5–10 мин., в зависимости от мощности котлов), однако эластичность всей системы будет низкая, так как необходимо управлять большим количеством ЭК
Влияние компенсационных мероприятий на работу существующих энергоисточников	ГАЭС не влияет на работу существующих энергоисточников, а выполняет роль «аккумулятора» при работе существующих ТЭЦ и строящейся БелАЭС, сглаживая суточных график потребления электроэнергии	Пиковые ГТЭС не оказывают негативного влияния на работу ТЭЦ, однако и не улучшают режимы их работы	Применение ЭК естественным образом уменьшает теплофикационным режим работы ТЭЦ, тем самым увеличивая долю конденсационном выработки на КЭС
Влияние компенсационного мероприятия на развитие ВИЭ в РБ	Аккумулирующая способность ГАЭС позволяет развивать ВИЭ в РБ, выработка э/э на которых мало предсказуема	При развитии ВИЭ в стране, придется увеличивать резервные мощности пиковых ГТЭС, так как выработка э/э ВИЭ мало предсказуема	Каждый установленный 1МВт ВИЭ должен будет сопровождаться вводом 1МВт электрокотельного оборудования
Экологический аспект выбора компенсационных мероприятий	Применение ГАЭС позволяет сократить валовый выброс загрязняющих веществ в атмосферу на 4,49 т/год	Применение ГТЭС+ЭК приведет к дополнительному пережогу топлива в сравнении с ГАЭС в размере 77,05 тыс. т у.т./год	
Возможность привлечение зарубежных инвесторов	Имеется возможность привлечения зарубежных инвесторов	Возможности привлечения зарубежных инвестиций не имеется	
Возможность задействования местных строительных мощностей	При строительстве ГАЭС доля оборудования (покупаемого за рубежом) составит всего 25 %, оставшиеся 75 % стоимости представляют строительно-монтажные работы, в которых будут задействованы местные строительные мощности	При создании пиковых ГТЭС и ЭК основные затраты (до 70 %) будут положены на стоимость оборудования (зарубежных газовых турбин и электрокотлов), соответственно местный строительный потенциал при их строительстве будет задействован незначительно	
* – цветом выделены лучшие позиции			

Список использованных источников

1 Отраслевая программа развития электроэнергетики на 2016–2020 годы.

2 Сайт ГПО «Белэнерго», http://minenergo.gov.by.

3 Сайт Национального статистического комитета http://www.belstat.gov.by.

4 Гидроаккумулирующие электростанции / Б. Л. Бабурин [и др.]. – М.: Энергия, 1978.

5 Анализ возможности строительства ГАЭС / О. В. Волчек[и др.]. – Минск: ОДО «ЭНЭКА», 2017.

УДК 502.3

Н. Т. Юшкевич
БГТУ, г. Минск

ТУРИЗМ, КАК ПЕРСПЕКТИВНАЯ ФОРМА ИСПОЛЬЗОВАНИЯ РЕКРЕАЦИОННОГО ПОТЕНЦИАЛА ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ БЕЛАРУСИ

По оценкам Всемирной туристской организации (далее – UNWTO), международный туризм сегодня – это 7 % мирового экспорта товаров и услуг (третья позиция после экспорта углеводородов и продуктов химического производства) и 10 % мирового ВВП. Каждое одиннадцатое рабочее место создано в сфере туризма.

По данным UNWTO в 2016 году по всему миру совершено 1,2 млрд. туристических поездок (на 4 % больше, чем в 2015 году), в том числе 615 млн. поездок в Европейский регион, 309 млн. – в Азиатско-Тихоокеанский, 200 млн. – на континенты Северной и Южной Америки, 58 млн. – в Африканский регион, 54 млн. – в регион Ближнего Востока.

Ожидается, что к 2030 году количество международных туристических прибытий достигнет 1,8 млрд.

В Беларуси сфера туристических услуг является одним из перспективных секторов экономики. Факторами, определяющими быстрые темпы ее развития, являются:

– выгодное географическое положение нашей страны;

– наличие трансъевропейских транспортных магистралей и туристической инфраструктуры;

– многочисленные памятники истории и культуры, расположенные практически по всей территории Беларуси;

– реализация государственных программ по развитию туризма и инвестпроектов республиканского и регионального значений;

– продвижение положительного имиджа «Спортивной Беларуси» на международной арене, развитие спортивной инфраструктуры, увеличение количества проводимых международных спортивных мероприятий;

– развитие системы учреждений здравоохранения и санаторно-курортного лечения, открытие объектов европейского и мирового уровня;

– сохранность естественных ландшафтов Беларуси, богатство флоры и фауны.

Основные цели и задачи по развитию туристической сферы определены Государственной программой «Беларусь гостеприимная» на 2016–2020 годы, законами Республики Беларусь («О туризме» и др.), указами Президента Республики Беларусь, поручениями Правительства Республики Беларусь и другими нормативными документами.

Таблица 1 – Туристическая индустрия Республики Беларусь
Данные Министерства спорта и туризма Республики Беларусь

Дата	Санаторно-курортные и оздоровительные организации		Гостиницы и аналогичные средства размещения		Дома охотников и охотничьи хозяйства (количество)	Агроусадьбы (количество)	Стоянки для кемперов (количество)
	количество	вместимость	количество	вместимость			
на 01.01.14	464	49 043	481	29 908	186	1 881	13
на 01.01.15	466	46 892	530	35 424	265	2 037	21
на 01.01.16	475	47 009	539	36 951	275	2 263	40
на 01.01.17	481	47 125	571	38 613	196	2 279	40
Прирост (ед. / %)	6 / 101,3 %	–116 / 100,2 %	32 / 105,9 %	1 662 / 104,5 %	–79 / 71,3 %	16 / 100,7 %	0 / 0

Экологический туризм

Активно развивается на 26-ти особо охраняемых природных территориях (далее – ООПТ); позволяет, сохраняя природу, способствовать притоку инвестиций и росту уровня жизни сельских жителей. Система ООПТ включает 1287 объектов общей площадью 1,8 млн. га (8,7 % территории Беларуси).

Основные направления экологического туризма:

– экскурсии на болотоуступах и болотоходе;

– фотоохота («зеленая охота»);

– тропление (отыскивание) следов диких животных, наблюдение за ними (к примеру, за зубром европейским); орнитологические туры;

– дайвинг;

– водные походы на плотах, байдарочные сплавы; прокат плавучей дачи (на 5 чел.) и катера-понтона (на 12 чел.).

Туризм, как перспективная форма использования рекреационного потенциала водных объектов Беларуси (на примере «Национального парка Браславские озера»)

Государственное природоохранное учреждение «Национальный парк «Браславские озера» располагается на северо-западе Беларуси на территории Браславского административного района Витебской области. Территория национального парка имеет вытянутую на 55 км с юго-запада на северо-восток форму, ширина которой от 9 до 29 км. Площадь национального парка составляет 64 493,3 га.

По гидрологическому районированию территория НП относится к Западно-Двинскому гидрологическому району, его западному подрайону и находится в бассейне реки Западной Двины и ее левого притока реки Дисны.

Отличительной чертой НП является наличие большого числа озер, на территории НП лесоустройством учтено 74 озера, общей площадью 12590 га.

Самое крупное озеро Дривяты имеет площадь более 34 км^2 и занимает пятое место по величине среди озер Беларуси Локализация озерных групп на территории НП позволяет выделить четыре группы озер:

– на севере группу Обабье,

– в центральной части НП – Браславскую группу,

– на юге Богдановскую и Богинскую.

Наибольшей живописностью отличается Браславская группа озер, которая включает в себя более 20 озер, большинство из которых соединено между собой системой протоков и рекой Друйкой, что создает своеобразный озерный лабиринт впечатление которого усиливается островами и сложной береговой линией с большим количеством заливов и полуостровов НП «Браславские озера» занимается не только природоохранной деятельностью, но также просветительской, рекреационной, оздоровительной и туристической деятельностью. Национальный парк может предложить 13 экскурсионных маршрутов: «Замковая гора», «Посещение вольеров», «Путешествие на гору маяк», «Запрашэнне у 12 стагоддзе», «Экскурсия в Друю», «Музей традиционной культуры», «Историко-краеведческий музей», «Наблюдение за птицами», «Костел в деревне Мосар», «От храма к храму», «Город Полоцк. Спасо-Ефросиньевский монастырь», а так же организовывает туры для школьников и взрослых, проводит мероприятия развлекательного характера.

По району проходит туристический маршрут «Браславское озерное кольцо» и четыре лодочных маршрута. В пределах района возможны самостоятельные автомобильные и пешие маршруты. Характер спроса на туристические услуги гостиничного комплекса сезонный, напрямую зависит от времени года и погоды. Прием туристов на базы отдыха Национального парка в основном осуществляется в период с 15 мая по 15 сентября, что составляет более 120 дней в год.

К видам туризма, связанными с водными ресурсами следует отнести:

– познавательный, образовательный (океанариумы, дельфинарии и т.д.);

– туризм в форме активного отдыха (экстремальный): дайвинг, серфинг, виндсерфинг, водные лыжи, спелеотуризм, клиффдайвинг и т.д.;

– пляжно-купальный,
– круизный,
– лечебно-оздоровительный,
– водные походы (рафтинг, каякинг, катамараны, плоты, байдарки и т.д.)
– рыболовные туры.
– религиозный и паломнический
– туризм с целью отдыха и развлечений (аквапарки, подводные рестораны).

Таким образом, туризм является перспективной формой использования рекреационного потенциала водных объектов Беларуси

УДК 502.3

К. В. Лабоха[1], Д. В. Шиман[1], А. А. Козак[2], А. В. Таркан[2], А. О. Луферов[3]
[1]Белорусский государственный технологический университет,
[2]РУП «Белгослес», г. Минск,
[3]РДЛУП «Гомельлеспроект», г. Гомель

ВОДООХРАННЫЕ ЛЕСА БЕЛАРУСИ

В настоящее время среди ученых и практиков нет единого определения водоохранных лесов. Некоторые специалисты относят к ним только прибрежные леса, другие включают в это понятие и более удаленные леса от водных объектов. Иногда одни ученые различают леса водоохранные и водорегулирующие, другие не видят в этом большой необходимости.

Водоохранная функция леса связана со многими факторами:

– состав и форма древостоев – лиственные породы и лиственница способствуют снегонакоплению, почвы в этих лесах обладают макропустотами, способствующими водопоглощению; ель – слабый снегонакопитель, но она может выполнять роль регулятора весеннего снеготаяния и поступления воды в реки и озера; пихта – благодаря способности размножаться отводками может выполнять большое берегоукрепительное значение;

– рельеф местности – по мере увеличения крутизны склонов увеличивается водоохранная и защитная роль леса;

– почва – на тяжелых по механическому составу почвах улучшается ее структура, способствующая просачиванию влаги; на песчаных почвах – при ровном рельефе лес существенно не влияет на сток воды, но при выраженном рельефе водоохранная роль леса возрастает и на этих почвах;

– лесистость водосборов, чередование лесных и нелесных территорий и др.

По мнению М. Е. Ткаченко необходимо выделять водоохранные, водорегулирующие, защитные и водоохранно-защитные леса. Водоохранные леса содействуют равномерному поступлению воды в источники или увеличивают ее поступление особенно в периоды минимума запасов воды или предохраняют водоемы от засорения и загрязнения. Водорегулирующие леса, не увеличивая общего поступления воды в источники, смягчают наводнения, предотвращают заболачивание или содействуют лучшему дренажу почвы. Защитные леса предохраняют почву от водной и ветровой эрозии, а также защищают населенные места и земельные угодья от вредного влияния атмосферных факторов. Леса, выполняющие функции водоохранную и защитную, являются водоохранно-защитными.

Водоохранное значение леса означает сохранение и накопление им влаги в любых проявлениях – в виде увеличения ее запасов в почве и грунте, а через них и в водоемах, экономного расходования на испарение с поверхности почвы, снегонакопления, особенно заметное в лиственных древостоях на лесных прогалинах, замедленного таяния снега и растянутого периода питания рек и озер, очищение воды от примесей улучшение ее качества.

Таким образом, водоохранными называют леса, обеспечивающие более равномерное поступление воды в реки и озера или увеличивающие ее поступление в периоды минимума

запасов воды, а также предохраняющие естественные и искусственные водоемы от засорения и загрязнения. Поэтому при ведении хозяйства в этих лесах основной целью является достижение регулирования стока поверхностных вод и предохранение почвы от эрозии.

По своему положению и рельефу водоохранные леса могут разделяться на три пояса.

Первый пояс лесов называется защитно-водоохранным и включает участки, непосредственно прилегающие к водным потокам и защищающие занятую ими почву от размыва и смыва, а водный поток от засорения.

Второй пояс лесов состоит из лесных участков, хотя и не прилегающих к водным потокам, но по своему рельефу сильно влияющих на сток.

Третий пояс лесов, называемый водоохранным, состоит из лесов, произрастающих на ровной местности с меньшим, чем предыдущие, влиянием на сток.

Для хозяйственного планирования водоохранные леса можно разделять на секции из однородных по составу насаждений с учетом условий местопроизрастания и результатов ведения хозяйства в прошлом.

По состоянию на 1 января 2017 г. общая площадь лесного фонда Республики Беларусь составляет 9 565,8 тыс. га. Леса Беларуси находятся в государственной собственности. Основными лесофондодержателями являются Министерство лесного хозяйства Республики Беларусь (88 % лесов) и Управление делами Президента Республики Беларусь (7,9 % лесов).

Лесные земли республики составляют 8,71 млн. га (91,0 % общей площади лесного фонда), покрытые лесом земли – 8,26 млн. га (86,3 % общей площади лесного фонда). По Минлесхозу это соответственно 91,9 % и 87,5 % общей площади лесного фонда. Лесистость территории республики – 39,8 %.

Породный состав лесов Министерства лесного хозяйства Республики Беларусь следующий: хвойные насаждения – 60,2 % от общей лесопокрытой площади (в том числе сосна – 83,9 %); мелколиственные насаждения – 35,7 % (в том числе береза – 64,1 %); широколиственные насаждения – 4,1 % (в том числе дуб – 84,3 %).

По возрасту преобладают средневозрастные древостои – 44,5 %, доля приспевающих – 24,1 %, молодняков – 18,2 %, спелых и перестойных – 13,3 %.

Согласно Лесному кодексу Республики Беларусь от 24 декабря 2015 г. в соответствии с экологическим, экономическим и социальным значенем лесов, их местом нахождения и выполняемыми функциями леса делятся на 4 категории лесов: природоохранные леса, рекреационно-оздоровительные леса, защитные леса, эксплуатационные леса. Леса водоохранного назначения относятся к защитным лесам. В соответствии с законодательством республики для всех водных объектов разрабатываются проекты выделения водоохранных зон. Все данные по характеристике водоохранных лесов приведены на основе анализа базы данных «Лесной фонд Республики Беларусь» (РУП «Белгослес»). По состоянию на 01.01.2016 г. водоохранные леса Министерства лесного хозяйства Республики Беларусь занимали площадь 1 299 860 га. (17,6 % покрытых лесом земель).

Состав водоохранных лесов по группам пород выглядит следующим образом: преобладающими являются хвойные насаждения, доля участия которых составляет 56,5 % от их площади, мелколиственные насаждения – 39,7 % от общей лесопокрытой площади, а насаждения с участием широколиственных пород – 3,8 %.

Преобладают среднеполнотные насаждения – 67,7 %, доля высокополнотных – 22,8 %, а низкополнотных – 9,5 %.

В разрезе типов лесорастительных условий преобладают насаждения, произрастающие в эдафотопах A_2 (25,3 %), C_4 (13,0 %) и B_2 (12,4 %).

Распределение водоохранных лесов по классам возраста следующее: насаждения I класса возраста занимают 9,2 % от лесопокрытой площади, насаждения II класса возраста – 11,8 %, насаждения III класса возраста – 23,62 %, насаждения IV класса возраста – 26,2 %, насаждения V класса возраста – 15,2 %, насаждения VI класса возраста – 8,2 %, а насаждения VII класса возраста и старше – 5,9 %.

Лучшими в водоохранном отношении считаются насаждения, которые в определенных условиях обеспечивают наименьший поверхностный сток и наибольшее просачивание воды в почву с возможно равномерным внутренним стоком, поэтому почва в таких лесах должна всегда находиться в состоянии наибольшей влагоемкости и водопроницаемости.

Опыт многих исследователей показывает, что выполнение названных условий возможно в смешанных по составу насаждениях из лиственных и хвойных пород, разновозрастных, состоящих из нескольких ярусов с вертикальной сомкнутостью полога.

В водоохранных лесах обычно назначают добровольно-выборочные рубки главного пользования с интенсивностью по запасу не более 25 % с повторяемостью приемов 10 лет. Рубки ухода должны быть направлены на выращивание здоровых, устойчивых насаждений с древесными и кустарниковыми породами с глубокой корневой системой. Желательно формирование смешанных и сложных хвойно-лиственных насаждений с полнотой не менее 0,6. Проведение рубок целесообразно преимущественно в зимний период по промерзшему грунту. В прибрежных полосах лесов вдоль рек, вокруг озер и других водных объектов при проведении рубок ухода должны формироваться насаждения с большой сомкнутостью (с учетом сохраненного подроста и подлеска), обеспечивающие перевод поверхностного стока вод во внутрипочвенный, предотвращение водной эрозии. Полнота древостоев не должна снижаться ниже 0,8. При рубках обновления и переформирования в водоохранных лесах формируются древостои с полнотой 0,7 и выше, смешанные по составу с преобладанием сосны, березы, ольхи черной и твердолиственных пород, и сложные по форме.

Лесное законодательство Беларуси допускает в прибрежных полосах леса проводить добровольно-выборочные, рубки ухода за лесом, рубки обновления и переформирования, рубки реконструкции, санитарные рубки, уборку захламленности. На участках леса в поймах рек – рубки ухода за лесом, рубки обновления и переформирования, рубки реконструкции, санитарные рубки и уборку захламленности.

Кроме бесспорного природного, ландшафтного и народнохозяйственного значения водных объектов их акватория и прилегающие территории, в том числе и водоохранные леса, являются местами обитания и произрастания богатой и разнообразной фауны и флоры, включая редкие и охраняемые виды. Некоторые водные объекты Беларуси отнесены к редким биотопам пресноводных водоемов и водотоков международной и национальной значимости, например:

– река Ислочь (Воложинский р-н, Минская обл.) и река Славка (Дзержинский р-н, Минская обл.) – равнинные водотоки с растительностью класса *Potametea* (охраняемые виды: травянистые – *Berula erecta*, *Senecio fluviatilis*; водоросли – *Batrachospermum moniliforme*, *Hildenbrandtia rivularis*);

– озера Илово (Шарковщинский р-н., Витебская обл.) и Дикое (Ивацевичский р-н, Брестская обл.) – естественные дистрофные озера (охраняемые виды: травянистые – *Sparganium gramineum*, *Nuphar pumila*, *Hydrilla verticillata*);

– озеро Рудаково (Мядельский р-н., Минская обл.) – мезотрофное озеро с бентосными сообществами харофитов (охраняемые виды: водоросли – *Chara tomentosa*, *Chara rudis*, *Chara fragilis*, *Chara polycantha*, *Chara filiformis*, *Chara aspera*, *Nitella gracilis*, *Nitellopsis obtuse*; травянистые – *Caulinia flexilis*, *Caulinia minor*, *Najas marina*, *Hydrilla verticillata*, *Isoetes lacustris*, *Lobelia dortmanna*, *Elatine hydropiper*).

– озеро Белое (Лунинецкий р-н., Брестская обл.) – мезотрофное озеро с растительностью класса *Isoeto-Littorelletea* и *Isoeto-Nanojuncetea* (охраняемые виды: травянистые – *Isoetes lacustris*, *Lobelia dortmanna*, *Sparganium gramineum*, *Hydrilla verticillata*, *Caulinia flexilis*, *Caulinia minor*, *Najas marina*, *Elatine hydropiper*).

В связи с этим при назначении рубок леса и других мероприятий в водоохранных лесах Беларуси необходимо учитывать возможность сохранения редких видов растений и формирования высокопродуктивных насаждений, непрерывно и эффективно выполняющих водоохранно-защитные, водорегулирующие, средообразующие, санитарно-гигиенические и другие полезные функции в растущем состоянии.

Список использованных источников

1 Лесной кодекс Республики Беларусь: 24 декабря 2015 г. № 332-З // [Электронный ресурс] – Режим доступа: https://docviewer.yandex.by/?url=http %3A %2F %2F-www.forestforum.ru %2Finfo %2Flaws %2FLK_RB_2015.pdf&name=LK_RB_2015.pdf&lang=ru&c=58984963d7d2. – Дата доступа: 15.11.2016 г.

2. Водоохранные и защитные леса [Электронный ресурс] – Режим доступа: http://www.activestudy.info/vodooxrannye-i-zashhitnye-lesa/ Зооинженерный факультет МСХА. – Дата доступа: 5.09.2017 г.

3. Редкие биотопы Беларуси / А.В. Пугачевский [и др.]. – Альтиора – Живые краски – Минск, 2013. – 236 с.

УДК 626 (712.3)

Б. Э. Бекмухамедов[1], канд.техн.наук, Б. М. Баджанов[2], ст.науч.сотр.,
Ж. М. Мухтаров[2], дотарант
[1]АО «Национальный центр космических исследований и технологий», г. Алматы
[2] ТОО «Казахский научно-исследовательский институт водного хозяйства», г. Тараз

РИСКИ ВОЗНИКНОВЕНИЯ ЧРЕЗВЫЧАЙНЫХ СИТУАЦИЙ НА ГТС

На практике в настоящее время используют ряд концепций риска возникновения чрезвычайных ситуаций (ЧС). Наиболее часто риск понимается в следующих аспектах:

– **риск как опасность или угроза** – основывается на рассмотрении негативных событий, приводящих к вреду для человека и организаций. Под риском здесь понимается возможность наступления событий с негативными последствиями, т. е. возможность реализации предполагаемой опасности.

– **риск как неопределенность** – основывается на понятии вероятностного распределения возможных исходов (позитивных и негативных). В рамках этого подхода *риск* – мера несоответствия между различными результатами решений, которые оцениваются через их полезность, вредность, а также эффективность по критериям соответствия выбранным ориентирам.

Анализ риска – это систематические научные исследования и практическая деятельность, направленные на выявление и количественное определение различных видов риска при осуществлении каких-либо видов деятельности и хозяйственных проектов, включая изучение размера экономического ущерба, а также изменение рисков во времени, степень взаимосвязи между ними и изучение факторов, влияющих на них.

Для сравнимости степени риска ЧС для различных территорий используются показатели риска. В зависимости от возможности формализации задачи и имеющейся исходной информации используют следующие показатели:

– количественные;

– качественные, которые применяют тогда, когда отсутствует возможность количественных оценок (необходимые статистика, модели).

Чаще всего риск определяется как возможность реализации опасности чего-либо, возможность наступления событий с отрицательными последствиями, т. е. характеризуется совокупностью двух свойств:

возможностью причинения вреда. Поэтому риск часто связывают с размером w ущерба от опасного события или явления, как правило, в натуральном (число пострадавших и погибших, размер зоны действия опасных факторов) или стоимостном выражении. Учитывая, что размер ущерба в задачах прогноза является случайной величиной W, описываемой функцией распределения

$$F(w) = P(W < w),$$

в качестве показателя риска часто используют условную вероятность

$$Q(wз) = P(W > wз)$$

превышения ущербом заданного уровня *wз* (или его нахождения в определенном интервале) при условии, что негативное событие произошло;
неоднозначностью наступления опасного события (если наступление события закономерно, то его вероятность равна 1 и риска нет; если события на рассматриваемом интервале времени являются массовыми и, значит, вполне предсказуемыми, то вероятность их наступления за рассматриваемый интервал времени приближается к 1. Тогда риска также нет, хотя ущерб имеется.

Поэтому понятие риска связывают с возможностью наступления сравнительно редких событий. Под редкими понимают такие события, математическое ожидание числа которых за интервал времени Δt удовлетворяет неравенству $a(\Delta t) < 0{,}1$. При этом риск часто отождествляют с вероятностью $Q(\Delta t)$ наступления этих событий за интервал времени Δt (как правило, за год).

Вероятность $Q(\Delta t)$ выступает в этом случае как мера (показатель) риска, удобная для сравнения рисков для одного объекта от различных событий или для различных объектов в типовых для них условиях функционирования и однородными последствиями проявления опасности.

Если в течение года может произойти N опасных явлений (в частном случае $N < 1$), то ущерб от них вычисляется по формуле

$$W = \sum_{i=1}^{N} w_i = a(\Delta t)\overline{w},$$

где w_i – ущерб от i-го опасного явления.

Для редких событий риск оценивается произведением вероятности свершения неблагоприятного (для рассматриваемого объекта) события на его последствия (для этого объекта).

Таким образом, показателем риска, применимым для любых N, является

$$\text{Показатель риска}\left[\frac{\text{ущерб}}{\text{время}}\right] = \text{Частота}\left[\frac{\text{события}}{\text{время}}\right] \times \text{Средний ущерб}\left[\frac{\text{ущерб}}{\text{события}}\right]$$

Из приведенных соотношений следует, что независимыми переменными, по которым оценивается риск, являются время t и ущерб w, а для оценки (прогноза) риска необходимо определять частоты реализаций опасных явлений и ущерб от них.

Для определения основных компонент риска необходимо рассматривать распределение опасных явлений во времени и по ущербу. Составить модели для вероятности реализации негативного события и стоимостного выражения различных ущербов для всех объектов воздействия обычно затруднительно.

Для создания матрицы риска величины риска R как произведения WQ также можно подразделить условно на пять категорий.

Таблица 1 – Пример каркаса матрицы риска

Вероятность	Последствия				
	1	2	3	4	5
1	1	2	3	4	5
2	2	4	6	8	10
3	3	6	9	12	15
4	4	8	12	16	20
5	5	10	15	20	25

Всесторонняя оценка риска аварий основывается на анализе причин (отказы технических устройств, ошибки персонала, внешние воздействия) возникновения и условий развития

аварий, поражения производственного персонала, населения, причинения ущерба имуществу эксплуатирующей организации или третьим лицам, вреда окружающей природной среде. Чтобы подчеркнуть, что речь идет об «измеряемой» величине, используется понятие «степень риска» или «уровень риска». Степень риска аварий на опасном производственном объекте, эксплуатация которого связана со множеством опасностей, определяется на основе учета соответствующих показателей риска. В общем случае показатели риска выражаются в виде сочетания (комбинации) вероятности (или частоты) и тяжести последствий рассматриваемых нежелательных событий.

Остановимся на характеристиках основных количественных показателей рисков:

1. При анализе опасностей, связанных с отказами технических устройств, выделяют **технический риск**, показатели которого определяются соответствующими методами теории надежности.

Одной из наиболее часто употребляющихся характеристик опасности является **индивидуальный риск –** частота поражения отдельного индивидуума (человека) в результате воздействия исследуемых факторов опасности. В общем случае количественно (численно) индивидуальный риск выражается отношением числа пострадавших людей к общему числу рискующих за определенный период времени. При расчете распределения риска по территории вокруг объекта (картировании риска) индивидуальный риск определяется потенциальным территориальным риском (см. ниже) и вероятностью нахождения человека в районе возможного действия опасных факторов. Индивидуальный риск во многом определяется квалификацией и готовностью индивидуума к действиям в опасной ситуации, его защищенностью. Индивидуальный риск, как правило, следует определять не для каждого человека, а для групп людей, характеризующихся примерно одинаковым временем пребывания в различных опасных зонах и использующих одинаковые средства защиты. Рекомендуется оценивать индивидуальный риск отдельно для персонала объекта и для населения прилегающей территории или, при необходимости, для более узких групп, например для рабочих различных специальностей.

Другим комплексным показателем риска, характеризующим пространственное распределение опасности по объекту и близлежащей территории, является **потенциальный территориальный риск –** частота реализации поражающих факторов в рассматриваемой точке территории. Потенциальный территориальный, или потенциальный, риск не зависит от факта нахождения объекта воздействия (например, человека) в данном месте пространства. Предполагается, что условная вероятность нахождения объекта воздействия равна 1 (т. е. человек находится в данной точке пространства в течение всего рассматриваемого промежутка времени). Потенциальный риск не зависит от того, находится ли опасный объект в многолюдном или пустынном месте и может меняться в широком интервале. Потенциальный риск, в соответствии с названием, выражает собой потенциал максимально возможной опасности для конкретных объектов воздействия (реципиентов), находящихся в данной точке пространства. Как правило, потенциальный риск оказывается промежуточной мерой опасности, используемой для оценки социального и индивидуального риска при крупных авариях. Распределения потенциального риска и населения в исследуемом районе позволяют получить количественную оценку социального риска для населения. Для этого нужно рассчитать количество пораженных при каждом сценарии от каждого источника опасности и затем определить частоту событий *F,* при которой может пострадать на том или ином уровне N и более человек.

Социальный риск характеризует масштаб и вероятность (частоту) аварий и определяется функцией распределения потерь (ущерба), у которой есть установившееся название – ***F/N*-кривая (**или кривая Фармера встречающая в зарубежных работах). В общем случае в зависимости от задач анализа под *N* можно понимать и общее число пострадавших, и число смертельно травмированных или другой показатель тяжести последствий. Соответственно критерий приемлемого риска будет определяться уже не числом для отдельного события, а кривой, построенной для различных сценариев аварии с учетом их вероятности. В настоящее время общераспространенным подходом для определения приемлемости риска является использование двух кривых, когда, например, в логарифмических координатах определены

F/N-кривые приемлемого и неприемлемого риска смертельного травмирования. Область между этими кривыми определяет промежуточную степень риска, вопрос о снижении которой следует решать, исходя из специфики производства и региональных условий.

Другой количественной интегральной мерой опасности объекта является **коллективный риск**, определяющий ожидаемое количество пострадавших в результате аварий на объекте за определенное время.

Для целей экономического регулирования промышленной безопасности и страхования важным является такой показатель риска, как статистически **ожидаемый ущерб** в стоимостных или натуральных показателях.

Основными этапами оценки риска возникновения чрезвычайных ситуаций являются:

– выявление и идентификация возможных источников чрезвычайных ситуаций природного и техногенного характера на заданной территории;

– оценка вероятности (частоты) возникновения источников чрезвычайных ситуаций;

– прогнозирование возможных последствий воздействия поражающих факторов – источников чрезвычайных ситуаций на население и территорию.

Общие закономерности перерастания опасных явлений различного типа (природных, техногенных, антропогенных) в ЧС (стихийные бедствия, природно-техногенные катастрофы) сводятся к учету ряда факторов, влияющих на вероятность возникновения ЧС на некоторой территории и выступающих критериями оценки рисков.

Приведем ряд факторов, определяющих риск возникновения чрезвычайных ситуаций:

– виды, частота и сила инициирующих событий: опасных природных, техногенных и антропогенных явлений;

– пространственно-временное распределение очага опасных явлений/объектов воздействия и их поражающих факторов;

– площади зон действия негативных факторов опасных явлений;

– состояние объектов техносферы;

– последствия от разрушения объектов техносферы;

– расположение людей относительно объектов техносферы в момент опасного явления.

Структура критериев оценки риска будет различна для различных источников чрезвычайных ситуаций – природных и техногенных.

Анализ риска аварий для гидротехнических сооружений является частью системного подхода к принятию организационно-технических решений, процедур и практических мер по предупреждению или уменьшению опасности аварий гидротехнических сооружений для жизни людей и их здоровья, ущерба имуществу и окружающей природной среде. Но необходимость учета разнообразной по характеру и полноте исходной информации о природно-климатических и социально-экономических условиях районов размещения ГТС, а также исключительное разнообразие условий их эксплуатации существенно затрудняют формализацию процедуры анализа и оценки риска аварий. При этом, если отказы затворов водосбросных сооружений весьма схожи с отказами оборудования в промышленности, поскольку возникают, как правило, при отказах элементов механического или электрического оборудования, стандартизованного в достаточной мере, то практически все виды отказов плотин и дамб при сверхрасчетных воздействиях на ГТС, а также вследствие нарушений устойчивости и прочности сооружений совершенно непохожи на таковые в промышленности. Особую сложность представляет анализ риска аварий ГТС в результате человеческого фактора (ошибочные действия персонала, запаздывание, бездействие в аварийных ситуациях, ошибки изысканий, проектирования, строительства и т. д.), который не поддается сегодня аналитическому моделированию ни в одной отрасли техногенной деятельности, но остается одной из главных причин аварий и неполадок.

Основная задача анализа риска аварий гидротехнических сооружений заключается в использовании всей доступной информации о сооружениях для оценки вероятности (среднегодовой частоты) и последствий для отдельных людей, групп населения, имущества и окружающей природной среды от реализации опасностей, свойственных авариям ГТС. При этом анализ риска в обязательном порядке должна включает три основных стадии (рисунок 1):

1) идентификация опасностей – выявление всех возможных нежелательных явлений, процессов и событий, способных привести к аварии анализируемого сооружения; по результатам идентификации опасностей разрабатывается перечень сценариев аварий, возможных на сооружении;

2) анализ частоты – оценка (качественная и/или количественная) среднегодовой вероятности реализации выявленных на предыдущей стадии нежелательных явлений, процессов и событий, а также основных сценариев аварий, возможных на сооружении;

3) анализ последствий – оценка (качественная и/или количественная) ущерба (вреда) от возможных на анализируемом гидротехническом сооружении аварий, наносимого персоналу объекта, населению, имуществу и окружающей природной среде.

Результаты анализа риска аварий гидротехнических сооружений позволяют получить объективную информацию о состоянии сооружений и уровне их безопасности, данные о наиболее опасных процессах и воздействиях на сооружение, способных привести к его аварии, обоснованные рекомендации по уменьшению риска аварий ГТС.

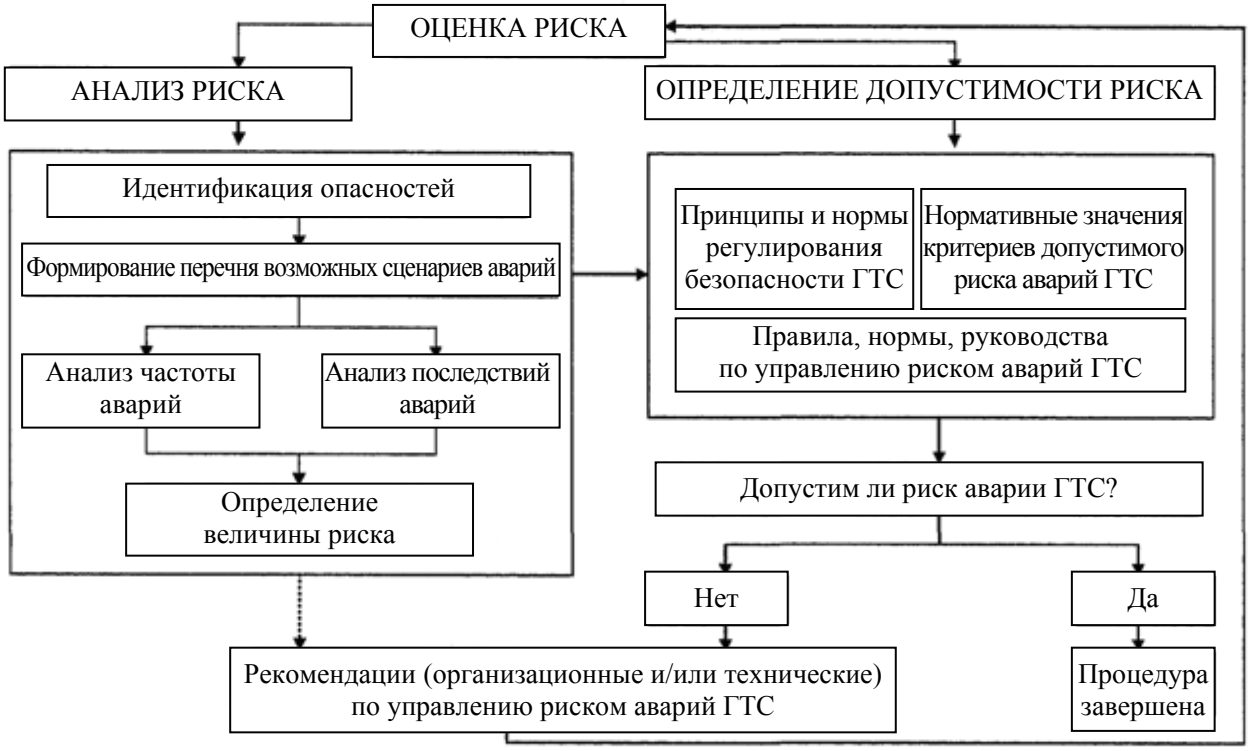


Рисунок 1 – Основные составляющие анализа и оценки риска аварий ГТС

Уровень безопасности водных объектов определяется в зависимости от факторов, доступных для анализа и оказывающих то или иное влияние на возникновение и последствия возможной аварии. Все учитываемые факторы безопасности водных объектов можно разделить на 4 группы:

– группа технических факторов;

– группа гидрологических факторов;

– группа факторов ущерба;

– группа факторов тяжести ликвидации последствий.

Первые две группы характеризуют состояние природного или эксплуатируемого водного объекта, вторые две – значимость ущерба от возникновения возможной аварии.

Приведение факторов к единому масштабу (ранжирование) осуществляется на основе единой непрерывной шкалы, значения которой изменяются от 0 до 3. Итоговая оценка уровня безопасности представляется в том же масштабе – слабая, средняя, сильная. Ниже в таблице 2, в виде примера, приведены факторы и критерия оценки рисков возникновения ЧС на гидротехнических сооружениях.

Таблица 2 – Факторы и критерии оценки риска возникновения чрезвычайных ситуаций на гидротехнических сооружениях

Группы факторов	Факторы оценки	Критерий оценки	Ранг фактора
Гидрологические	Преобладающий тип питания реки	Снеговой	3
		Ледниковый	2
		Грунтовый	1
	Среднегодовой расход воды в реке, $м^3/с$	>50	3
		5–50	2
		<5	1
	Объем воды водохранилища, млн.$м^3$	>100	3
		1–100	2
		<1	1
Технические	Год последнего обследования ГТС	> 10	3
		5–10 лет	2
		<5 лет	1
	Тип ГТС	Земляные	3
		Грунтовые	2
		Бетонные	1
	Давность сооружения плотины	50–30 лет	3
		30–10 лет	2
		< 10 лет	1
Ущерба	Количество населения в зоне затопления, тыс.чел.	>5000	3
		1000–5000	2
		<1000	1
	Размер зоны затопления, км ^{2}	>1000	3
		100–1000	2
		<100	1
	Количество населенных пунктов в зоне затопления	>5	3
		3–5	2
		<3	1
Тяжести ликвидации	Среднее расстояние между населенными пунктами, км	>75	3
		50–75	2
		<50	1
	Расстояние от областного центра по автодорогам, км	>250	3
		100–250	2
		<100	1
	Абсолютная высота расположения ГТС, м	>1000	3
		500–1000	2
		<500	1

Исходя из перечисленных критериев, можно построить матрицу риска для гидротехнических сооружений (см. таблицу 3) по следующей схеме.

Таблица 3 – Фрагмент матрицы риска возникновения чрезвычайных ситуаций на гидротехнических сооружениях

ВЕРОЯТНОСТЬ	Давность сооружения плотины	50–30 лет	3			
		30–10 лет	2			
		< 10 лет	1			
			БАЛЛЫ	1	2	3
		КРИТЕРИИ		>1000	1000–5000	<5000
	ФАКТОРЫ			Количество населения в зоне затопления		
ПАРАМЕТРЫ				ПОСЛЕДСТВИЯ		

Процедура проведения анализа риска должна стать составной частью декларации о безопасности гидротехнических сооружений, экспертизы деклараций безопасности ГТС, определения критериев безопасности ГТС, расчета вероятного вреда, который может быть причинен третьим лицам в результате аварий, возможных на ГТС, экономического анализа безопасности гидротехнических сооружений по критериям «стоимость – безопасность – выгода», обоснования страховых ставок и тарифов, выбора приоритетов при планировании ремонтно-восстановительных работ и других видов оценки состояния гидротехнических сооружений и уровня их безопасности с разработкой рекомендации по повышению уровня безопасности анализируемых гидротехнических сооружений.

Список использованных источников

1 Акимов, В. А. Основы анализа и управления риском в природной и техногенной сферах / В. А. Акимов, В. В. Лесных, Н. Н. Радаев. – М.: Деловой экспресс, 2004. – 352 с.

2 Беллендир, Е. Н. Управление риском аварий гидротехнических сооружений – проблемы, подходы, опыт, перспективы / Е. Н. Беллендир, Н. Я. Никитина // Проблемы безопасности при чрезвычайных ситуациях. – 2003. – Вып. 3. – С. 124–135.

УДК 502.55

Л. Н. Гертман, А. П. Рутковский, Г. М. Тищиков
Республиканское унитарное предприятие «Центральный научно-исследовательский институт комплексного использования водных ресурсов», г. Минск

ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО РИСКА И РАСЧЕТ НОРМ ДОПУСТИМЫХ РЕКРЕАЦИОННЫХ НАГРУЗОК В ЗОНАХ ОТДЫХА НА ВОДОЕМАХ БЕЛАРУСИ

Рекреационное использование водоемов, как один из видов хозяйственной деятельности, может привести к неблагоприятным последствия для водного объекта – экологическому риску и ухудшению экологического состояния (статуса) водоема.

Нормирование рекреационных нагрузок на водоемы является актуальной темой современных исследований и представляет практическое значение для организации рекреационной деятельности. Превышение рекреационных нагрузок негативно сказывается на экологическом состоянии водных экосистем, что влияет на комфортность отдыха и снижает рекреационный потенциал территории.

По оценкам Всемирной организации здравоохранения, использование водных объектов (морских и пресноводных) для рекреации может вызвать негативные последствия, связанные с воздействием ряда факторов, к которым относятся: физические (холод, тепло и солнечная радиация); качество воды (особенно воздействие воды, загрязненной сточными водами, а также воздействие патогенных микроорганизмов, свободно живущих в рекреационных водных объектах), загрязнение пляжа, водоросли и их токсичные продукты, опасные водные организмы [1]. В этой связи хороший экологический статус водного объекта является важным для безопасного его использования в целях рекреации.

Точность расчета рекреационной нагрузки напрямую зависит от выбора методического подхода, применяемого при расчетах. В настоящее время существует ряд методик оценки рекреационных нагрузок, в каждой из которой применяются свои методические подходы. Расчет по разным методикам норм рекреационных нагрузок на один и тот же водоем зачастую дает различный результат, что не позволяет дать объективную оценку возможной степени воздействия на водный объект. В связи с этим возникает проблема выбора наиболее оптимальных моделей расчета для определенных условий. Для решения данной проблемы необходим детальный анализ действующих методик и методических подходов, который даст возможность определить круг проблем, возникающих при нормировании рекреационных нагрузок и найти пути их решения.

Вопросами рекреации занимался ряд исследователей: В. С. Преображенский, Ю. А. Веденин, Н. С. Казанская, В. П. Чижова, М. Я. Лемешев, О. А. Щербина, А. И. Игнатенко, Г. А. Потаев, И. И. Пирожник и др. Вопросам, связанным с рекреационным водопользованием посвящены работы А. Б. Авакяна, Ю. С. Васильева, В. А. Кукушкина, И. Д. Родичкина, Н. С. Шевцовой, И. В. Ланцовой, Н. Н. Блага, Н. А. Юргенсон и др.

В Республике Беларусь использование водных объектов в рекреационных целях в настоящее время на законодательном уровне ограничивается соответствием гигиеническим нормативам безопасности воды, к которым относятся:

– предельно допустимые концентрации химических веществ в воде водных объектов;

– ориентировочные допустимые уровни химических веществ в воде водных объектов;

– органолептические показатели;

– микробиологические показатели;

– показатели радиационной безопасности.

Исходя из требований Водного кодекса, местные органы самоуправления в пределах своих полномочий определяют места пользования поверхностными водными объектами для рекреации, спорта и туризма, принимают меры по благоустройству этих мест и содержанию их в надлежащем состоянии.

Санитарные правила и нормы, в частности СНиП 10-7-2003 «Санитарные правила содержания территорий», определяют требования к состоянию рекреационных зон: условия их содержания, необходимые элементы благоустройства, ТКП 45-3.01-116-2008 «Нормы планировки и застройки» – нормативы проектирования пляжных зон.

Однако, нормативные правовые документы не устанавливают размер или возможную степень воздействия самой рекреационной деятельности на водные объекты.

Для условий Республики Беларусь основными видами рекреационного использования водных объектов и прилегающей территории являются: купание, пеший и водный туризм, рыболовство различного типа (с берега, с лодок, зимняя рыбалка), использование парусных судов и устройств, весельных лодок и маломерного флота, охота на водоплавующую дичь.

Точность определения степени рекреационной нагрузки напрямую зависит от используемого методического подхода. Расчет возможных рекреационных нагрузок по разным методикам зачастую дает различный результат, что не позволяет дать объективную оценку возможной степени воздействия на водный объект. В связи с этим возникает проблема выбора наиболее оптимальных моделей расчета для определенных условий.

С целью разработки методики комплексной оценки экологического риска и расчета норм допустимых рекреационных нагрузок в зонах отдыха на водоемах Беларуси в рамках выполнения задания 1.18 подпрограммы 1 «Природные ресурсы и экологическая безопасность» ГПНИ «Природопользование и экология» проведен анализ современных подходов к оценке рекреационного использования водных объектов. Выполненные исследования показали, что при расчете допустимых рекреационных нагрузок необходимо учитывать следующее:

– нормы нагрузок от рекреационного использования не должны превышать допустимых значений. Нормы следует определять не отдельно по различным критериям, а путем их соотношения и нахождения оптимальной величины с точки зрения особенностей отдельных видов рекреации, психофизиологической комфортности отдыха и устойчивости водного объекта (водоема) к антропогенным нагрузкам;

– ключевое значение имеют нормы допустимой единовременной рекреационной нагрузки: сезонные, годовые и установленные на более длительный период;

– допустимые рекреационные нагрузки на водоемы должны определяться с учетом влияния других (нерекреационных) видов деятельности.

Соблюдение допустимых рекреационных нагрузок позволяет снизить негативное воздействие на качество окружающей среды и, наоборот, их превышение приводит к выводу системы из равновесного состояния и, в конечном счете, процессы дегрессии береговых и аквальных комплексов могут стать необратимыми. В случае проявления признаков

нарушения системы следует снизить нагрузку по виду рекреационного использования, вызвавшему нарушение, или, при возможности, заменить данный, вид природопользования более безопасным. Наряду с этим необходимо разрабатывать и внедрять комплекс мероприятий, снижающих ущерб качеству среды по данному виду рекреационных занятий.

Предлагается проводить оценку степени возможной рекреационной нагрузки на водный объект на основе алгоритма, который учитывает исходное состояние водоема, источники воздействия на него и его ассимилирующую способность (рисунок 1).



Рисунок 1 – Алгоритм оценки степени возможной рекреационной нагрузки на водоем

При использовании данного алгоритма проводится комплекс исследований, включающих следующие основные элементы:

– сбор исходной информации о водном объекте (водоеме), который включает оценку природных условий и существующего антропогенного воздействия;

– определение существующих источников антропогенного воздействия и фоновые характеристики водоема;

– расчет нагрузки по планируемым видам рекреационного использования;

– комплексный анализ степени воздействия предлагаемых видов рекреационного использования на общее экологическое состояние водного объекта;

– определение и анализ ассимилирующей способности водоема;

В случае, если ассимилирующая способность исчерпана, использование данного водоема в качестве рекреационного объекта невозможно без дополнительных исследований и проведения мероприятий по его реабилитации.

В случае, если ассимилирующая способность не исчерпана, производится выбор возможных видов рекреационного использования данного водного объекта. Исходя из полученного перечня, составляется регламент рекреационного использования водного объекта и состав мероприятий, обеспечивающих сохранение экологического состояния водного объекта или его улучшение.

Сбор исходной информации включает формирование основных данных по следующим *критериям*: морфометрическому, климатическому, гидрохимическому, гидрологическому, гидравлическому, биологическому, органолептическому.

Источником исходной информации служат фондовые материалы, топографическая основа, данные государственного водного кадастра, результаты полевых рекогносцировочных обследований водного объекта.

При анализе существующего антропогенного воздействия определяется состав водопользователей, степень их воздействия на количественные и качественные характеристики водного объекта.

Определение и анализ ассимилирующей способности водоема позволяет установить способность водного объекта принимать определенную массу веществ в единицу времени без нарушения нормативов качества воды в контролируемом створе или пункте водопользования.

Выбор возможных видов рекреационного использования водного объекта проводится с учетом рекреационных критериев, которые могут быть рекомендованы для конкретного водного объекта. Расчет допустимой рекреационной нагрузки проводится в соответствии с требованиями относительно данного вида рекреационного использования и возможностей водного объекта по представленным в методике зависимостям и на основе экспертных оценок.

На стадии комплексной оценки влияния рекреационного использования водного объекта проводится определение суммарного воздействия предлагаемого состава рекреационных видов на гидрологические, гидрохимические, гидробиологические, санитарно-гигиенические показатели водных ресурсов и определение пределов их применения при недопустимости превышения предельно допустимых концентраций (далее – ПДК) загрязняющих веществ (далее – ЗВ) и плотности заполнения акватории и прибрежной территории.

В соответствии с полученной информацией производится общая экспертная оценка состояния водоема по морфометрическому, климатическому, гидрохимическому, гидрологическому, гидравлическому, биологическому, органолептическому критериям в целях возможности его рекреационного использования.

Расчет нагрузки по каждому виду рекреационного использования водного объекта (водоема) проводится на основании допустимого норматива и соответствующей характеристики водного объекта.

Оценка допустимой нагрузки по отдельным видам рекреационного использования водного объекта (водоема) проводится в соответствии с его характеристиками с учетом рекомендуемых рекреационных нагрузок.

При существенной антропогенной нагрузке необходимо учитывать влияние различных источников загрязнения. Выявление доли загрязнений рекреационного происхождения может быть проведено на основе суммарного поступления веществ из всех источников.

Составление регламента рекреационного использования водного объекта и состава мероприятий, обеспечивающих сохранение водного объекта и улучшение его экологического состояния, производится с учетом степени возможной рекреационной нагрузки и ассимилирующей способности водоема с учетом состояния водоема (экологического статуса).

Проведенные исследования с целью установления закономерностей воздействия рекреационных нагрузок на изменение экологического состояния (статуса) водоемов на основании гидробиологических показателей с использованием гидрохимических и гидроморфологических показателей позволили сделать следующие выводы.

Сложность биологической организации водных экосистем, взаимообусловленность свойственных ей закономерностей функционирования выдвигает необходимость анализа комплекса биологических параметров. При антропогенном эвтрофировании, в первую очередь, следует обращать внимание на характер вариации аномально высоких значений общей численности, относительной численности доминирующих видов, и, особенно, синезеленых водорослей в весеннем планктоне. При экологическом регрессе более информативны частность низких значений общей численности и видового разнообразия и плотность их вариационных рядов.

В связи с этим, на водоемах республики активно используемых в рекреационном отношении целесообразно осуществлять специализированную программу мониторинга,

включающую дополнительные регионально адаптированные биологические параметры планктонных сообществ и периодичность наблюдения согласованную с основными фазами вегетационного периода.

Для более глубокого анализа сложившихся условий и комплексной оценки экологического риска установления закономерностей воздействия рекреационных нагрузок на изменение экологического состояния (статуса) водоемов проведены экспедиционные гидробиологические исследования на озерах Лукомльское, Нещердо, Выгонощанское и на Заславльском водохранилище в летний период 2017 г. в наиболее оптимальный период с точки зрения согласования их с основными фазами вегетационного периода. Полученные результаты будут являться основой для разработки соответствующего нормативного правового документа для проведения расчетов норм допустимых рекреационных нагрузок в зонах отдыха на водоемах Беларуси.

Список использованных источников

1 Addendum to Guidelines for Safe Recreational Water Environments, Vol 1. World Health Organization. – Geneva, Switzerland, 2009.

УДК504.453/556.53

В. Н. Корнеев, нач. отдела, И. А. Булак, Л. Н. Гертман, П. П. Рутковский
Республиканское унитарное предприятие «Центральный
научно-исследовательский институт комплексного использования
водных ресурсов» (РУП «ЦНИИКИВР»), г. Минск

ОЦЕНКА ГИДРОЭНЕРГЕТИЧЕСКОГО ПОТЕНЦИАЛА СРЕДНИХ И МАЛЫХ РЕК БАССЕЙНА ЗАПАДНОЙ ДВИНЫ

В настоящее время наиболее перспективными для развития энергетики считаются нетрадиционные возобновляемые источники энергии (далее – НВИЭ). Это связано, в первую очередь, с проблемой невозобновляемости традиционных источников энергии. И, кроме того, энергетика, основанная на традиционных источниках энергии, т.е. на сжигании органического топлива, наносит значительный ущерб окружающей среде, и в долгосрочной перспективе может привести к нежелательным глобальным изменениям климата.

Гидроэнергетика основывается на богатом опыте исследования и использования энергии крупных рек. Исчерпание возможностей освоения крупных водотоков приводит к развитию малой гидроэнергетики. К этой области гидроэнергетики, имеющей свои технические особенности, относятся ГЭС малой мощности – малые ГЭС, эксплуатирующие сток малых, средних и верховья крупных рек.

В настоящее время единых критериев по градациям ГЭС, в частности, к отнесению их к категории малых, не существует. В Австрии, Испании, Индии, Франции, Германии, Канаде, КНР к малым ГЭС относят электростанции мощностью до 5 МВт; в Италии, Норвегии Швейцарии, Венесуэле – до 1–1,5 МВт; в США – до 30 МВт; в России – 25–30 МВт.

Наибольшее распространение получила классификация ООН, подразделяющая малые ГЭС по мощности: микроГЭС – мощностью до 100 кВт, мини ГЭС – от 0,1 до 1 МВт и малые ГЭС – от 1 до10 МВт.

В Беларуси принята следующая классификация ГЭС в зависимости от установленной мощности: крупные ГЭС – от 10 МВт и выше; малые ГЭС – от 1 до 10 МВт; мини-ГЭС – от 100 кВт до 1 МВт; микро-ГЭС – менее 100 кВт [1].

Малая гидроэнергетика получила значительное развитие также по следующим причинам. Широкое применение малые ГЭС могут найти для обеспечения электроэнергией изолированных от энергосистемы (или требующих резервирования) потребителей.

Важной задачей при использовании водно-энергетического потенциала средних и малых рек является проведение на них инвентаризации перспективных створов размещения

гидроэнергетических установок и определение эффективности строительства объектов гидроэнергетики с учетом экологических аспектов их внедрения.

Для уточнения стратегических задач в области развития и использования альтернативных источников энергии с учетом экологических аспектов их внедрения РУП «ЦНИИКИВР» проводит комплекс исследований по актуализации информации основных морфометрических и гидрологических (с использованием данных Белгидромета) характеристик средних и малых рек Беларуси для определения их гидроэнергетического потенциала.

В настоящее время водно-энергетические характеристики 353 реки Беларуси представлены в Водно-энергетическом кадастре Белорусской ССР, разработанном еще в 1962 г., и приведенные в нем данные требуют существенного уточнения и кардинальной переработки. Поэтому с 2016 по 2020 годы РУП «ЦНИИКИВР» проводит исследования по разработке каталога створов размещения установок по использованию водно-энергетического потенциала средних и малых рек Беларуси (с учетом существующих и перспективных створов ГЭС) для основных речных бассейнов Западной Двины, Днепра, Припяти, Немана и Западного Буга. Исследования проводятся в рамках подпрограммы II «Устойчивое использование природных ресурсов и охрана окружающей среды» Государственной научно-технической программы «Природопользование и экологические риски», 2016–2020 годы.

Створы площадок перспективного размещения установок по использованию водно-энергетического потенциала определяются с учетом минимизации затопления прилегающих территорий и объектов при размещении плотин водохранилищ ГЭС с выполнением условий по обеспечению достаточного напора для функционирования ГЭС. Всего в бассейне Западной Двины обоснован перечень 58 рек для возможного использования их гидроэнергетического потенциала с размещением на них 324 площадок перспективного размещения установок по использованию водно-энергетического потенциала (рисунок 1). На этом же рисунке представлено местоположение особо охраняемых природных территорий (ООПТ) с учетом исключения возможного воздействия перспективных площадок на ООПТ. Гидроэнергетический потенциал средних и малых рек бассейна Западной Двины при среднемноголетних расходах воды составляет 71,1 МВт, при расходах воды маловодного года 95 %-й обеспеченности – 39,2 МВт.

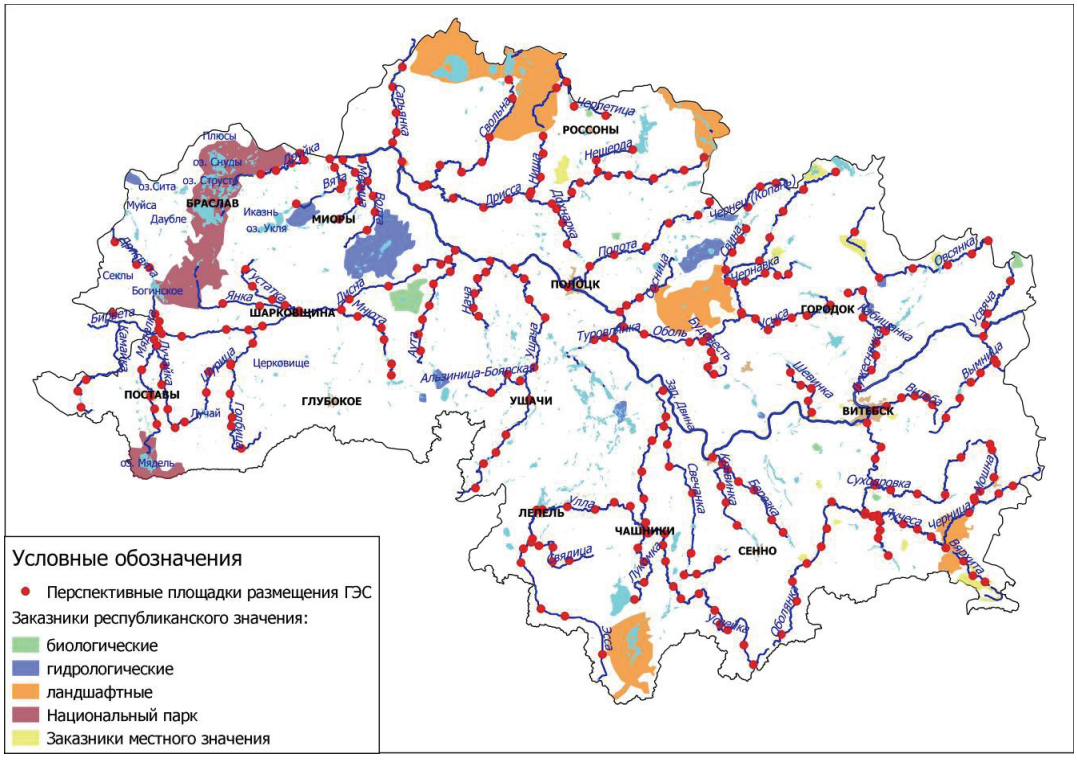


Рисунок 1 – Схема размещения перспективных створов размещения установок по использованию водно-энергетического потенциала в бассейне Западной Двины

Для предложенных створов рек определяются основные гидрологические характеристики для лет различной водности. Для рек, по которым имеются регулярные наблюдения Белгидромета их гидрологического режима, эти характеристики определяются с использованием этих данных, а для рек, по которым не имеется указанная информация – путем прямых гидрометрических измерений в ходе экспедиционных исследований. По результатам измерений выполняются расчеты расходов воды (рисунок 2) и гидрологические расчеты по определению расходов воды для различных гидрологических условий с использованием расчетного по данным измерений расхода воды. По фондовым данным и в ходе экспедиционных исследований также определяются морфометрических характеристик русла и долин рек, выполняется оценка состояния существующих водохранилищ для перспективного размещения гидроузлов ГЭС.

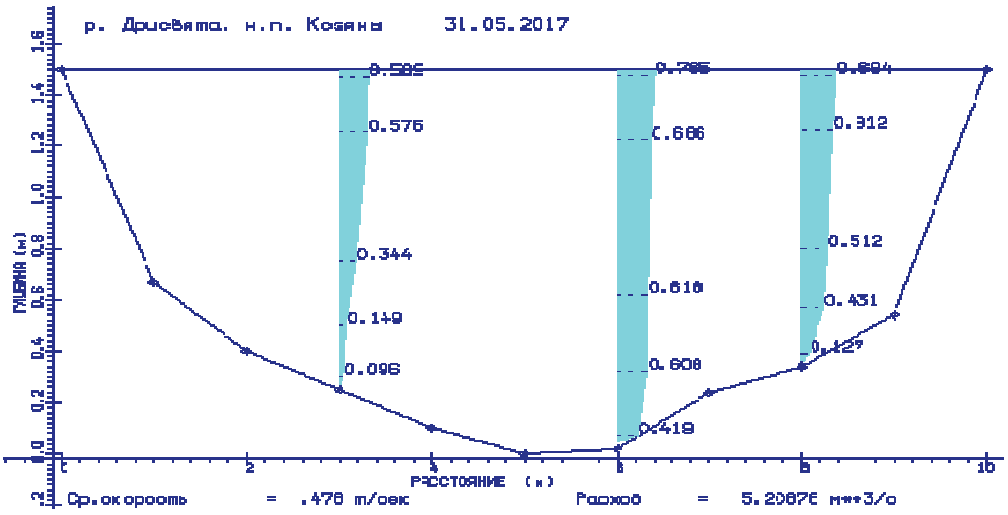


Рисунок 2 – Пример результатов гидрометрических измерений координат поперечного сечения, скоростного режима и определения расхода воды в перспективном створе размещения гидроэнергетических установки по использованию водно-энергетического потенциала рек в бассейне Западной Двины

Для определения гидроэнергетического потенциала (ГЭП) производится расчет характеристик продольного профиля рек и потенциальных водно-энергетических ресурсов в зависимости от водности водных объектов с учетом прогнозных оценок изменения стока рек в условиях изменения климата (рисунок 3).

Для определения гидроэнергетического потенциала используется следующая формула [2]:

$$P = 9{,}81 Q_i H_i, \quad (1)$$

где Q_i – средний многолетний расход воды в реке на расчетном i-м участке, м^3/с; H_i – напор на i-м участке (разность между отметками свободной поверхности вначале и в конце участка).

Потенциальную мощность от истока до устья определяется по формуле

$$P = 9{,}81 \sum_{i=1}^{n} Q_i H_i, \quad (2)$$

где n – число участков.

Потенциальные запасы гидроэнергетических ресурсов реки W в кВт·ч(выработка электроэнергии в годовом разрезе) определяют, исходя из 8760 часов использования потенциальной мощности, по формуле

$$P = 85940 \sum_{i=1}^{n} Q_i H_i \quad (3)$$

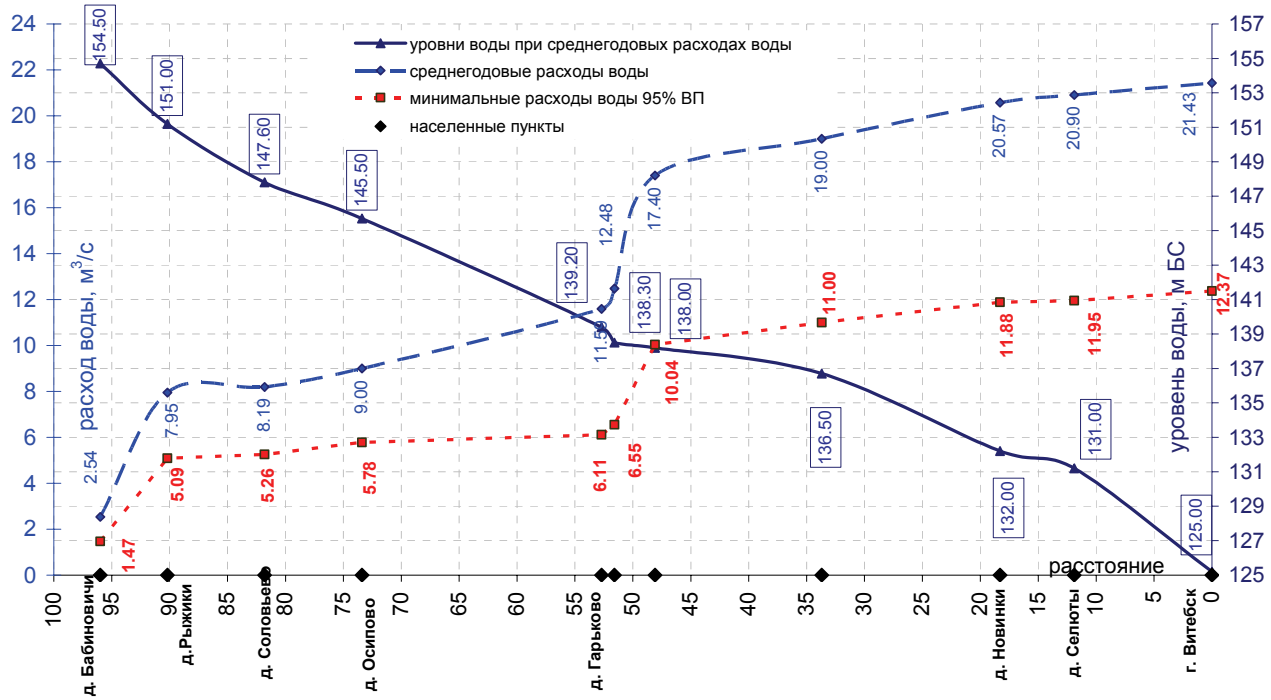


Рисунок 3 – Пример продольного профиля свободной поверхности, среднегодовые и минимальные расходы в реке Лучеса с учетом перспективных площадок размещения установок по использованию гидроэнергетического потенциала

По результатам расчета гидроэнергетического потенциала для створов перспективных площадок размещения установок по использованию гидроэнергетического потенциала для водности реки, соответствующей среднемноголетнему расходу 50 % вероятности превышения (обеспеченности) и маловодному году 95 % вероятности превышения строятся кадастровые графики (рисунок 4).

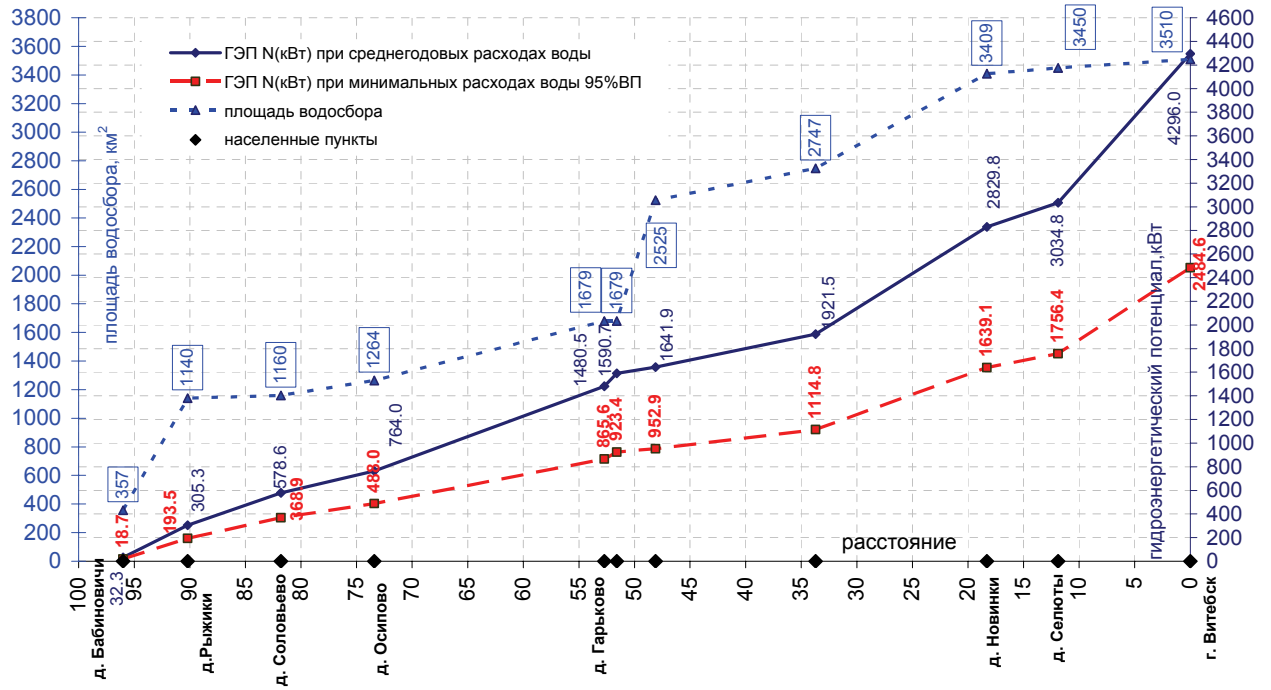


Рисунок 4 – Пример кадастрового графика реки Лучеса с учетом перспективных площадок размещения установок по использованию гидроэнергетического потенциала

На этих графиках отражается нарастание вдоль реки от истока к устью гидроэнергетического потенциала с учетом предлагаемых местоположений размещения установок, их рассчитанной мощности, а также с наложением графика изменения площади водосбора. В таблице 1 приведены сводные данные по оценке гидроэнергетического потенциала рек бассейна Западной Двины и суммарный гидроэнергетический потенциал бассейна, возможный для использования для нужд гидроэнергетики.

Таблица 1 – Сводные данные по оценке гидроэнергетического потенциала рек бассейна Западной Двины

№ п.п.	Название реки	Кол-во перспективных площадок	ГЭП, кВт при среднемноголетних расходах воды	№ п.п.	Название реки	Кол-во перспективных площадок	ГЭП, кВт при среднемноголетних расходах воды
1	Альзиница-Боярская	3	116,2	30	Мяделка	5	339,1
2	Аута	7	641,3	31	Нача	6	341,4
3	Березка	5	262,1	32	Нещерда	3	141,3
4	Бирвита (Бервета)	1	336,7	33	Нища	5	939,8
5	Будовесть	5	136,3	34	Оболь	11	2842,8
6	Верхита	3	130,8	35	Оболянка	8	570,8
7	Витьба	6	352,7	36	Овсянка	6	269,2
8	Волта	5	368,0	37	Полота	7	701,9
9	Вымница (Вымнянка)	5	268,8	38	Сарьянка	5	1047,6
10	Вята-Хоробровка	5	1057,5	39	Свечанка-Свеча	8	327,0
11	Голбица	7	798,9	40	Свина	4	148,6
12	Густатка	4	160,4	41	Свольна	7	1062,2
13	Дисна	11	7761,4	42	Свядица	5	103,7
14	Дохнарка	3	149,2	43	Серокоротенка (Серокотнянка)	5	123,3
15	Дрисвята	5	740,8	44	Сосница	4	315,3
16	Друйка	5	1885,4	45	Суходровка-Ольша	5	228,2
17	Дрисса	14	11124,9	46	Черпетица	3	72,6
18	Кабищанка-Пальминка	4	163,8	47	Туровлянка	3	565,6
19	Камайка	3	131,0	48	Улла	11	2703,8
20	Каспля	2	3288,1	49	Усвейка	12	708,4
21	Копань-Чернец	3	124,0	50	Усвяча	3	763,0
22	Кривинка	5	498,5	51	Усыса	7	582,0
23	Лужесянка	5	837,5	52	Ушача	10	1313,3
24	Лукомка	5	1195,9	53	Чернавка	5	121,3
25	Лучайка	6	333,5	54	Черница	4	426,1
26	Лучеса	11	4296,0	55	Шевинка	5	129,9
27	Мерица	5	457,7	56	Шурица	3	20,5
28	Мнюта	6	1358,0	57	Эсса	7	558,6
29	Мошна	5	320,2	58	Янка	3	146,0
Гидроэнергетический потенциал средних и малых рек бассейна Западной Двины, перспективный для использования в целях гидроэнергетики при среднемноголетних расходах волы:							*71074,9*

По результатам определения гидроэнергетического потенциала составляется каталог перспективных площадок размещения установок по использованию гидроэнергетического потенциала средних и малых рек Беларуси. Состав каталога разработан с учетом структуры базы данных Государственного кадастра возобновляемых источников энергии [3].

Каталог должен содержать первичную информацию о водотоках и водохранилищах Республики Беларусь и расчетную информацию для перспективных площадок размещения установок по использованию гидроэнергетического потенциала средних и малых рек Беларуси.

Расчетная информация содержит следующие характеристики в табличном и в графическом виде: кривые нарастания площади водосбора по длине водотоков; зависимости среднегодовых расходов от площадей водосборов; зависимости 95 %-й обеспеченности от площадей водосборов; возможные мощности в зависимости от площадей водосборов и водности; выработку электроэнергии в годовом разрезе. Расчетная информация содержит также в табличном виде характеристики расчетных створов рек и водохранилищ, включая их географические координаты, расходы воды заданных вероятностей превышения (обеспеченностей), значения расчетных напоров, площадей водосборов, а также площадей, емкостей и глубин водохранилищ (средней и максимальной).

Список использованных источников

1 Постановление Совета Министров Республики Беларусь об утверждении Государственной программы строительства в 2011–2015 годах гидроэлектростанций в Республике Беларусь № 1838 от 17 декабря 2010 г.

2 ТКП 45-3.04-299-2014 (02250). Малые ГЭС. Правила проектирования / Министерство архитектуры и строительства Республики Беларусь: Минск 2014. – С. 6–9.

3 Постановление Министерства природных ресурсов и охраны окружающей среды Республики Беларусь Инструкция о некоторых вопросах ведения государственного кадастра возобновляемых видов энергии от 29.08.2011. – № 29.

УДК 556.55:504.40

Л. И. Минина, канд.хим.наук, Т. А. Хоружая проф., д-р биол. наук,
Н. А. Мартышева
ФГБУ «Гидрохимический институт», г. Ростов-на-Дону

ОБОСНОВАНИЕ К МЕТОДИКЕ ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО БЛАГОПОЛУЧИЯ ВОДОХРАНИЛИЩ

Представления об экологическом благополучии/неблагополучии объектов окружающей среды появились еще в СССР и были закреплены Законом об охране окружающей природной среды в 1991 г. Выявление экологического неблагополучия водных объектов актуально и в настоящее время из-за неудовлетворительного состояние ряда водоемов России и негативных тенденций, охватывающих различные стороны формирования качества воды и внутриводоемных процессов. Экологическое благополучие водной экосистемы является состоянием, которое характеризуется ее нормальным функционированием, воспроизведением основных звеньев, а также качеством воды и водных ресурсов, удовлетворяющим требованиям водопользователей. Необходимость решения задачи находит отражение в российском законодательстве [1].

Особую роль в обеспеченности территорий водными ресурсами играют водохранилища, природно-техногенные объекты, созданные для нужд народного хозяйства. Анализ научных публикаций указывает на рост трофности, «цветение» воды с массовым развитием синезеленых водорослей, упрощение видовой структуры водных сообществ, снижение биоразнообразия. На некоторых водохранилищах природная вода и донные отложения иногда проявляют токсическое действие при биотестировании, в частности, токсичность выявлена в водных объектах юга ЕТР, в Зауралье и в Сибири.

Применение комплекса химико-биологических показателей, рекомендуемых документом Росгидромета для оценки состояния пресноводных экосистем [2], позволило отнести часть характеристик Цимлянского, Пролетарского и Веселовского водохранилищ к проявлениям экологического неблагополучия [3]. Очевидно, негативные изменения других водохранилищ также могут служить признаками последнего, однако методика оценки, учитывающая особенности состояния водных экосистем и внутриводоемных процессов, пока не разработана, что и определило цель настоящего исследования.

Отправной точкой в выполнении исследования послужил документ 1992 г. «Критерии оценки экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия» [4] была приведена следующая классифицирована степеней экологического неблагополучия:

1) относительно удовлетворительная;
2) напряженная;
3) критическая;
4) кризисная (или зона чрезвычайной экологической ситуации);
5) катастрофическая (или зона экологического бедствия).

В документе были предложены критерии для крайних степеней экологического неблагополучия территорий, в том числе водных объектов: зон с устойчивыми отрицательными изменениями (чрезвычайная экологическая ситуация) и глубокими необратимыми изменениями (экологическое бедствие). Эти положения были установлены в ст.58 и 59 закона СССР 1991 как «надвигающаяся угроза» и «свершившееся бедствие». При этом, в обоих случаях имелись ввиду лишь такие территории, где воздействие антропогенных факторов имеет длительный, хронический характер, с периодом воздействия не менее года. Оценка их экологического состояния была дана в сравнении с «фоном», за который принято относительно удовлетворительное, благополучное экологическое состояние (условная норма) в регионе.

Под критерием подразумевалось описание совокупности показателей, позволяющих охарактеризовать ухудшение состояния здоровья населения и окружающей среды, как «кризисное» или как «бедственное». Показатели означали меру, параметры – границы интервалов, соответствующих степеням экологического неблагополучия. Параметры для показателей были приняты безотносительно к типам водных объектов, на основании научных данных или экспертных оценок специалистов. Был определен порядок поэтапного проведения оценки экологического состояния, предусматривающий последующую программу неотложных мер по нормализации обстановки с социально-экономическим обоснованием. При этом сбор материалов и анализ данных осуществлялся по поручению территориальных комитетов охраны природы. Документ 1992 г. [4] рассматривался как временный, требующий широкой апробации.

Известны и другие подходы к ранжированию состояний экосистем водных объектов с точки зрения формирования негативных изменений. Белорусский документ «Порядок отнесения поверхностных водных объектов (их частей) к классам экологического состояния (статуса)»[5] устанавливает подход к оценке экологического состояния (статуса) водных объектов с рангами «отличное», «хорошее», «удовлетворительное», «плохое» и «очень плохое» состояния. При этом, в отличие от [4], для определения разных состояний предлагается разный набор показателей: для «отличного» статуса – гидробиологические, гидрохимические и гидроморфологические, для «хорошего» и «удовлетворительного» – гидробиологические и гидрохимические, для «плохого» и «очень плохого» – только гидробиологические показатели. Такой подход близок к принципам ранжирования качества воды согласно директивам ЕС по воде.

Возможен вариант ранжирования природных территориальных комплексов по глубине, необратимости, динамике и скорости появления негативных изменений. Он предусматривает выделение следующих состояний: нормы, риска, кризиса и бедствия.

Многолетняя информация государственного мониторинга Росгидромета и данные научных исследований, проведенных нами на крупных водохранилищах юга России: Цимлянском и Манычских (Пролетарском и Веселовском) в 2013–2016 гг., рассмотренные с учетом документа [2], могут быть положены в основу разработки «Метода оценки экологического благополучия поверхностных водных объектов» по комплексу химико-биологических показателей». С целью создания такого метода поставлены следующие задачи: 1) разработать перечень показателей и основных характеристик для оценки экологического благополучия 2) сформулировать принципы оценки, 3) наметить основные этапы работ, 4) сформулировать требования к составу работ и порядку их выполнения,

5) разработать процедуру оценивания, которые прорабатывались на примере водохранилищ юга России.

Предложения к перечню показателей и основных характеристик для оценки экологического благополучия крупных водохранилищ юга России

Поставлена задача разработать набор (комплекс) химико-биологических показателей, ранжированных по оценочным характеристикам и параметрам для оценки состояний водных объектов: «относительно удовлетворительного», «чрезвычайной экологической ситуации» и «экологического бедствия». Отправной точкой для разработки такого комплекса послужил раздел документа [4] «Изменение природной среды и деградация естественных экосистем». В набор показателей и в значения их параметров по [4] были внесены изменения, направленные на актуализацию и учитывающие реальные характеристики Цимлянского и Манычских водохранилищ.

Так, некоторые показатели устарели, они заменены на более современные, прежде всего на те, которые используются в настоящее время в государственном мониторинге поверхностных вод в России. В частности, при оценке химического загрязнения сейчас не используется показатель химического загрязнения (ПХЗ-10), он заменен на «удельный комбинаторный индекс загрязнения вод» (УКИЗВ). УКИЗВ более информативен, в нем учитывается большее число загрязняющих веществ (ЗВ), и не только их содержание, но и частота превышений ПДК в течение года. Учтены установленные в мониторинге критерии высокого и экстремально высокого загрязнения (ВЗ и ЭВЗ соответственно) для веществ разных классов опасности. В то же время исключены из перечня коэффициент донной аккумуляции и коэффициент накопления ЗВ в гидробионтах, так как их детальный анализ, проведенный нами, привел к выводу об их ненадежности для ранжирования степени загрязненности.

В части биологических показателей кажется очевидным, что достаточно надежными могут быть характеристики состояния и развития любых экологических групп гидробионтов. В то же время ряд показателей вошедших в документ [4] можно исключить без ущерба для полноты описания состояний водохранилищ. Так, анализ сообщества бактериопланктона скорее необходим для санитарно-гигиенической оценки качества воды, кроме того для его выполнения требуется специально оборудованная (микробиологическая) лаборатория. Исключены также показатели ихтиофауны, заболеваемости рыб, необходимые для характеристики рыбохозяйственных водоемов. В то же время был расширен перечень показателей, характеризующих основные трофические звенья водной экосистемы. Прежде всего первичные продуценты – фитопланктон, развитие которого в значительной мере определяет «цветение» южных водохранилищ.

Сделан ряд дополнений, учитывающих основные особенности экосистем Цимлянского, Пролетарского и Веселовского водохранилищ, которые были выявлены нами в результате анализа многолетней гидрохимической и гидробиологической информации и материалов наших экспедиционных исследований. Эти результаты позволили выбрать физико-химические и биологические показатели и параметры, отражающие особенности важнейших внутриводоемных процессов в водной экосистеме водохранилищ (таблица 1).

Таблица 1 – Основные оценочные характеристики для ранжирования физико-химических показателей по параметрам состояний экологического благополучия/неблагополучия экосистем водохранилищ

№№	Показатели	Параметры для состояний		
		ОУ	ЧЭС	ЭБ
1	Класс качества воды по УКИЗВ	1-й «условно чистая»	4-й «грязная» – «очень грязная»	5-й «экстремально грязная»
2	Частота превышений ПДК ЗВ в году, %	до 25	от 50 до 75	от 76 до 100
3	Минерализация, мг/дм^3	до 1000	до 2000	более 2000
4	Вещества I и II классов опасности	отсутствуют	концентрации на уровне ВЗ	концентрации на уровне ЭВЗ

Окончание таблицы 1

№№	Показатели	Параметры для состояний		
		ОУ	ЧЭС	ЭБ
5	Вещества III и IV классов опасности	концентрации ниже ВЗ и ЭВЗ	концентрации на уровне ВЗ	концентрации на уровне ЭВЗ
6	Концентрация азота аммонийного, мг/дм^3	до 0,20 включ.	1,01–2,50	более 2,50
7	Концентрация азота нитритов, мг/дм^3	до 0,005 включ.	0,051–0,100	более 0,100
8	Концентрация азота нитратов, мг/дм^3	до 0,30 включ.	1,01–2,50	более 2,50
9	Концентрация фосфора минерального, мг/дм^3	до 0,030 включ.	0,201–0,300	более 0,300
10	ОВ (по $БПК_5$, мг/дм^3)	До 1,6 включ.	7,1–12,0	Более 12,0
11	Частота превышений ПДК ОВ (по ХПК и $БПК_5$)	до 25	от 50 до 75	от 76 до 100
12	Концентрация растворенного кислорода, мг/дм^3	7,6–8,0	снижение до 2,0	менее 2,0
13	Концентрация взвешенных веществ, мг/дм^3	До 10,0 включ.	51–100	Более 100
14	pH (реакция среды)	6,7–7,9	4,0–4,9 или 9,5–9,7	менее 4,0 или более 9,7
15	Пленка на поверхности воды (по результатам осмотра)	Пленка отсутствует	Часто обнаруживается	Сплошная темная пленка
ОУ – относительно удовлетворительное; ЧЭС – чрезвычайная экологическая ситуация; ЭБ – экологическое бедствие				

Значения параметров биологических показателей для трех состояний водной экосистемы водохранилищ приведены в таблице 2.

Таблица 2 – Основные оценочные характеристики для ранжирования биологических показателей по параметрам состояний экологического благополучия/неблагополучия экосистем водохранилищ

№№	Показатели	Параметры для состояний		
		относительно удовлетворительного	ЧЭС	ЭБ
1	Класс качества воды по состоянию планктонных сообществ	I и II класс «условно чистая» и «слабо загрязненная»	IV класс «грязная» – «очень грязная»	V класс «экстремально грязная»
2	Индекс сапробности по Пантле и Букку	До 1,5	3,6–4,0	Более 4,0
3	Класс качества воды по макрозообентосу, БИ	I и II класс «условно чистая» и «слабо загрязненная», БИ= 5–10	IV класс «грязная», БИ=2	V класс «экстремально грязная», БИ=1–0
4	Макрозообентос: И Г-У, %	менее 50	71–90	91–100
5	Биомасса фитопланктона, мг/дм^3	0,1–1,0	10,1–50,0	более 50,0
6	Доля синезеленых в общей биомассе водорослей, %	не более 25	от 50 до 75 эпизодически	более 75
7	Доля проб с синезелеными за многолетний период, %	До 25	от 50 до 75	от 76 до 100
8	Концентрация хлорофилла «а» (среднегодовая), мкг/ дм^3	0,1–1,0 (воды олиготрофные)	10,0 (воды эвтрофные)	порядка 20,0 (воды гипертрофные)
9	Площадь зоны «цветения», % общей площади водоема (превалирующие значения)	незначительная (менее 25)	от 25 до 50	от 51 до 100

Таблица 2 – Основные оценочные характеристики для ранжирования биологических показателей по параметрам состояний экологического благополучия/неблагополучия экосистем водохранилищ

№ №	Показатели	Параметры для состояний		
		относительно удовлетворительного	ЧЭС	ЭБ
10	Трофность по фитопланктону	олиготрофные воды	эвтрофные воды	гипертрофные воды
11	Сапробность вод	ксеносапробные – олигосапробные	α-мезосапробные	полисапробные
12	Токсичность воды при биотестировании на дафниях	ОТД и ХТД отсутствуют на протяжении 96 ч	ОТД на протяжении 48 ч	ОТД на протяжении 24 ч
13	Токсичность донных отложений при биотестировании на хирономидах за 96 ч	Смертность отсутствует	Смертность хирономид 10–50 %	Смертность хирономид у 50 % и более
ЭБ – экологическое бедствие. ИС – индекс сапробности по Пантле и Букку; БИ – биотический индекс Вудивисса; И Г-У – индекс Гуднайта-Уитлея; ОТД – острое токсическое действие; ХТД – хроническое токсическое действие				

Таким образом, в основные оценочные характеристики включены 15 физико-химических и 13 биологических (гидробиологических и токсикологических) показателей. Дополнительно можно использовать другие показатели, которые достаточно хорошо апробированы. Так, важным признаком неблагополучия могло быть наличие микроцистинов в воде цветущих водоемов, однако химический анализ его пока затруднен из-за отсутствия отечественных стандартных образцов.

1. Как видно из таблиц 1 и 2, принцип ранжирования основан на постепенном переходе от экологического благополучия (ОУ-состояния) к ухудшению состояния – экологическому неблагополучию (ЧЭС и ЭБ). Принято допущение, что ОУ-состояние характеризуется незначительным уровнем загрязненности (1–2 класс качества воды), невысокой трофностью, отсутствием токсичности воды, естественным развитием водных сообществ. Напротив, в случаях ЧЭС и ЭБ наблюдаются крайние негативные изменения: ухудшение качества воды до 4–5 классов (вода «грязная» – «экстремально грязная»), увеличение содержания ЗВ до уровней ВЗ и ЭВЗ и т.д. Ряд параметров заняли промежуточное положение между ОУ-состоянием и крайними степенями неблагополучия, например, 3 класс качества воды по гидробиологическим показателям, мезотрофный статус водоема и др.; они требуют специального анализа информации, уточнения граничных значений и будут исследоваться в дальнейшем.

Принципы оценки состояния экологического благополучия/неблагополучия водохранилищ.

2. Оценку проводят для двух крайних степеней неблагополучия: состояния водных экосистем с устойчивыми отрицательными изменениями (чрезвычайная экологическая ситуация, ЧЭС) и состояния глубоких необратимых изменений (экологическое бедствие, ЭБ). Для сравнения используют относительно удовлетворительное состояние, т.е. состояние относительного благополучия.

3. Объектами оценки являются вода, донные отложения, сообщества водных организмов – представителей основных трофических уровней водной экосистемы.

4. Для оценки используют информацию государственного мониторинга и/или материалы научных исследований.

5. Оценку проводят по комплексу показателей, состоящих из двух групп: физико-химических, и биологических, включающих гидробиологические и токсикологические. Для каждой группы используют характеристики и параметры, ранжированные для 3-х состояний относительно удовлетворительного, ЧЭС и ЭБ.

6. Перечень использованных для каждого водохранилища показателей и параметров может отличаться в зависимости от имеющихся материалов (например, достаточность

информации мониторинга зависит от программ наблюдений, которая может в разные годы быть разной).

7. Оценка является экспертной. Результаты оценивания состояний по разным показателям могут не совпадать между собой. Например, по одному показателю состояние по параметрам могло определяться как ОУ, а по другому как ЧЭС. Окончательное заключение о степени экологического неблагополучия следует делать по показателю, свидетельствующему о наибольшей степени неблагополучия: об угрозе деградации (ЧЭС) или о необратимых негативных изменениях (ЭБ).

8. Оценку проводят по данным за любое время: за многолетний период, за один год или за вегетационный период.

Основные этапы работ по оценке состояния экологического благополучия/неблагополучия водохранилищ.

1. Сбор информации по водохранилищу (участку).
2. Систематизация материалов с целью получения основных оценочных характеристик.
3. Оценивание состояния экологического благополучия и выявление экологического неблагополучия водохранилища (участка).
4. Подготовка заключения об экологическом благополучии/неблагополучии водохранилища (участка).

Требования к составу работ и порядку их выполнения.

1. Оценку проводят по материалам из одного или нескольких источников, полученным по единой или сопоставимой нормативно методической базе.
2. Информация должна быть получена в наиболее представительных для водохранилища пунктах, например по пунктам, створам и вертикалям наблюдений государственного мониторинга.
3. Данные по физико-химическим показателям должны охватывать основные гидрологические периоды (весеннее половодье, летнюю и зимнюю межень), по биологическим показателям – вегетационный период.
4. Для показателя интегральной токсичности, определяемой путем биотестирования с помощью стандартного биотеста на низших ракообразных (дафниях), принято допущение, что в заключении учитывается результат о наличии токсичности, выявленной хотя бы в одном биотесте и даже однократно.
5. Информация по всем показателям должна быть совмещена в пространстве и во времени, с соблюдением требований к периодичности наблюдений по химическим и биологическим показателям, установленной в государственном мониторинге.

Оценивание состояния экологического благополучия и выявление экологического неблагополучия водохранилища.

После систематизации собранных материалов и получения основных оценочных характеристик проводят сравнение с ранжированными параметрами физико-химических и биологических показателей, согласно таблицам 1 и 2.

По разным показателям, характеристикам и параметрам оценки могут не совпадать; окончательное заключение дают по наихудшему результату.

Список использованных источников

1 Водный кодекс Российской Федерации от 3 июня 2006 г. № 74-ФЗ (в редакции от 31.10.2016, с изменениями от 26 июля 2017 г.).

2 Рекомендации. Оценка состояния пресноводных экосистем по комплексу химико-биологических показателей. Р 52.24-763-2012. Росгидромет. ФГБУ «ГХИ». Ростов-на-Дону. – 22 с.

3 Хоружая, Т. А. Проявление признаков экологического бедствия на крупных водохранилищах юга России». Научное обеспечение реализации «Водной стратегии Российской Федерации на период до 2020 г.» / Т. А. Хоружая, Л. И. Минина Материалы Всероссийской научной конференции ИВП РАН. Сборник научных трудов в 2-х томах, Петрозаводск: РИО КарНЦ РАН, 2015 г. – Т. 1. – С. 379–385.

4 Критерии оценки экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия // Зеленый Мир. Российская экологическая газета.1994. – № 12. – С.8.

5 Порядок отнесения поверхностных водных объектов (их частей) к классам экологического состояния (статуса). Технический кодекс установившейся практики ТКП 17.13-21-2015 (33140). Минприроды. Минск.

УДК 540.4.054

В. П. Музыкин, зав. сектором гидроэкологических обоснований
и прогнозирования отдела гидроэкологических исследований,
Ю. Ф. Антипирович, мл. науч. сотр. отдела гидроэкологических исследований,
С. А. Будько, мл. науч. сотр. отдела гидроэкологических исследований
Республиканское унитарное предприятие «Центральный научно-исследовательский институт комплексного использования водных ресурсов», г. Минск

ОПТИМИЗАЦИЯ СЕТИ НАБЛЮДАТЕЛЬНЫХ СКВАЖИН ПРИ ПРОВЕДЕНИИ ЛОКАЛЬНОГО МОНИТОРИНГА ПОДЗЕМНЫХ ВОД В ЗОНАХ ТЕХНОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ

Локальный мониторинг проводится с целью наблюдений за состоянием окружающей среды в районах расположения объектов хозяйственной и иной деятельности, являющихся источниками вредного воздействия на окружающую среду, в том числе экологически опасной деятельности. Сеть пунктов локального мониторинга, объектом наблюдения которого являются подземные воды, в Беларуси начала формироваться, а результаты целенаправленно обрабатываться, с 2005 г. В настоящее время наблюдения за состоянием подземных вод ведутся на 291 объектах, осуществляющих экологически опасную деятельность, где суммарно оборудовано более 1300 наблюдательных скважин. Все объекты наблюдений локального мониторинга подземных вод могут быть объединены в группы: захоронений пестицидов, полигоны твердых коммунальных и промышленных отходов, поля орошения животноводческими стоками, поля фильтрации, иловые площадки очистных сооружений, объекты энергетики, металлургии, машиностроения, химической и нефтехимической промышленности.

Для проведения локального мониторинга подземных вод в Беларуси создана соответствующая нормативная база: в настоящее время *постановлением Минприроды РБ от 11 января 2017 г. № 5* определен перечень юридических лиц, осуществляющих экологически опасную деятельность, для которых проведение локального мониторинга подземных вод является обязательным, установлен порядок проведения мониторинга подземных вод *Инструкцией о порядке проведения локального мониторинга окружающей среды юридическими лицами, осуществляющими хозяйственную и иную деятельность, которая оказывает вредное воздействие на окружающую среду, в том числе экологически опасную деятельность (в редакции постановления Минприроды РБ от 11 января 2017 г. № 4)* и разработан *ТКП 17.06-01-2007 Охрана окружающей среды и природопользование. Гидросфера. Правила размещения пунктов наблюдений за состоянием подземных вод для проведения локального мониторинга окружающей среды.*

В общем случае, при проведении хозяйственной и иной деятельности воздействие на подземные воды связано [1]:

а) с ухудшением потребительских свойств подземных вод по количественным и качественным показателям, вследствие чего затрудняется или исключается возможность использовать подземные воды в районе источника по целевому водопользованию;

б) с негативными изменениями параметров других компонентов природной среды, взаимосвязанных с подземными водами (поверхностные водные объекты, лесные насаждения, ландшафтные условия и др.).

Ухудшение количественных и качественных показателей подземных вод может происходить с изменением и без изменения гидродинамической структуры водоносного пласта. Воздействие с изменением структуры, прежде всего, выражается в истощении водоносных горизонтов. Воздействие без изменения структуры водоносного пласта не вызывает существенных изменений в режиме подземных вод, ограничиваясь, как правило, формированием ореолов загрязнения подземных вод по одному (нескольким) компонентам.

Загрязнение подземных вод в условиях Беларуси является основным видом воздействия на подземные воды объектов, осуществляющих экологически опасную деятельность, образуя на прилегающих территориях в горизонтах подземных вод специфические ореолы. Ореолы загрязнения, как правило, имеют овальную форму, вытянутую в направлении потока грунтовых вод. Размеры ореолов загрязнения определяются мощностью источника техногенного воздействия и местными гидролого-гидрогеологическими условиями. Например, исследования ЦНИИКИВР по оценке влияния на подземные воды полей фильтрации как источников установившегося сброса сточных вод в подземные воды, выполненные в 2006–2007 гг. в рамках исследовательских работ Республиканского фонда охраны природы, показали:

а) удаление границ ореолов загрязнения по изолиниям относительной концентрации $C_i/C_{ПДК} = 1$ от контуров полей фильтрации составляет от 175 до 375 м;

б) максимальное расстояние рассеивания загрязняющих веществ по потоку подземных вод до значений, соответствующим фоновым значениям показателей загрязнения, составляет от 342 до 440 м;

в) величина бокового рассеивания загрязняющих веществ в направлении перпендикулярному потоку подземных вод составляет 200–250 м.

Изложенные выше результаты исследований по установившемуся сбросу загрязняющих веществ в подземные воды, приняты в качестве исходных для обоснования местоположения пунктов наблюдений локального мониторинга подземных вод на участках объектов, осуществляющих экологически опасную деятельность. В качестве основных принципов для создания сети пунктов наблюдений и проведения локального мониторинга подземных вод определены:

1. ***Целевой***: ориентация на получение необходимой и точной информации о формировании ореола загрязнения подземных вод в районе источника воздействия и его пространственно-временном развитии.

2. ***Причинности***: ориентация на предварительное изучение происхождения и масштабов загрязнения подземных вод в районах действующих источников, либо его прогнозирование для проектируемых объектов – потенциальных источников загрязнения подземных вод.

3. ***Оптимальности***: ориентация на минимальные затраты для достижения заданной цели.

Получение достоверной информации о формировании ореолов загрязнения в районе источника воздействия, прежде всего, необходимо для контроля состояния подземных вод. Установление причинности образования ореолов загрязнения важно для обоснования мероприятий по предотвращению и ликвидации загрязнения. В районах объектов воздействия, имеющих смежные границы земельных участков, формируемые ореолы могут перекрываться, образуя общие области загрязнения. Интенсивность вклада каждого объекта в формирование таких областей может быть установлена только постановкой специальных гидрогеологических исследований. Итогом таких исследований и последующего мониторинга должна быть информация, позволяющая разграничить ответственность субъектов хозяйствования.

В *ТКП 17.06-01-2007* установлена 3-х стадийная последовательность создания сети локального мониторинга подземных вод. На первой стадии выполняются специальные гидрогеологические исследования, целью которых является оценка масштабов загрязнения подземных вод, либо изучение условий миграции загрязняющих веществ в подземных водах для проектируемых объектов, которые потенциально могут оказывать вредное воздействие на подземные воды. На второй стадии по результатам гидрогеологических

исследований разрабатывается проект строительства пунктов наблюдений для проведения локального мониторинга подземных вод, и на третьей – осуществляется их строительство.

В качестве критического показателя для оценки масштабов загрязнения подземных вод определено следующее положение:

– источники вредного воздействия не должны вызывать загрязнение поверхностных и подземных вод свыше норм ПДК за пределами границ их санитарно-защитных зон (СЗЗ), где они используются или могут быть использованы для целей хозяйственно-питьевого водоснабжения. Превышение гигиенических нормативов качества компонентов окружающей среды на границе СЗЗ (в том числе и для поверхностных и подземных вод) является, в соответствии с законодательством, критерием необходимости разработки и применения мероприятий по снижению воздействия, а также возникновения ответственности за данное нарушение.

Основанием для установления такого критического показателя допустимого воздействия на природные воды также явились исследования ЦНИИКИВР 2006–2007 гг. по оценке влияния на подземные воды полей фильтрации, в результате которых получены опытные данные о естественной локализации ореолов загрязнения от установившихся сбросов до фоновых значений в пределах зоны, ширина которой не превышает удвоенную ширину СЗЗ этих объектов. Локализацию ореолов подземных вод обеспечивает разбавление и фильтрационная дисперсия загрязнения в их потоке. Эффект разбавления обуславливается наличием внешних дополнительных резервов в потоках подземных вод – естественных ресурсов, которые служат показателем ежегодного (сезонного) пополнения подземных вод водой с качественным составом, соответствующим качеству атмосферных осадков. Атмосферные осадки на территории Республики Беларусь по своему качеству всегда менее минерализованы, чем подземные воды и повсеместно служат для них в качестве разбавляющего фактора [2]. При фильтрационной дисперсии происходит рассеивание загрязняющих веществ в потоке подземных вод благодаря тому, что загрязняющее вещество распределяется в большем сечении, чем начальное, и увеличивающимся в направлении данного потока. Основные свойства фильтрационной дисперсии состоят в следующем [3]:

– фильтрационная дисперсия формирует объем рассеяния, который в изотропной неограниченной и равномерно проницаемой среде имеет форму конуса; пространственная закономерность распределения вещества в конусе рассеяния соответствует уравнению нормального распределения;

– при фильтрационной дисперсии распределение концентраций внутри ореола стационарно при постоянном поступлении загрязняющих веществ.

Пункты наблюдений должны размещаться по профилям, особенности расположения которых, установлены *ТКП 17.06-01-2007*. Обязательным условием является размещение фонового пункта относительно источника воздействия вверх по потоку подземных вод либо вверх по рельефу местности в области незагрязненных вод, а контрольных пунктов – непосредственно у источника загрязнения и за пределами его прогнозируемой границы воздействия, вниз по потоку подземных вод.

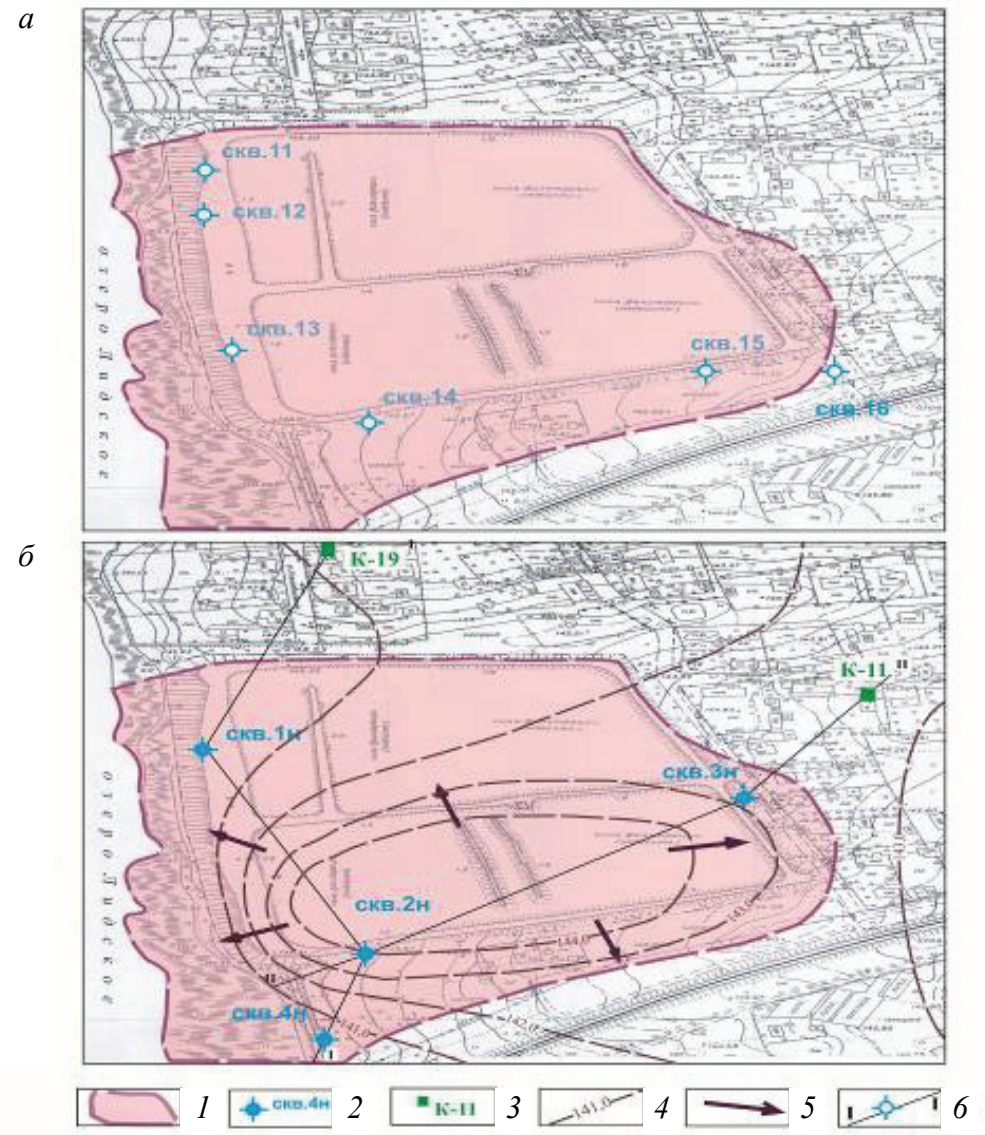
На практике, при создании сети пунктов наблюдений и проведении локального мониторинга подземных вод, далеко не всегда следуют изложенным выше принципам. Практически всегда при обследовании авторами статьи сетей пунктов наблюдений оказывалось, что они не соответствуют нормативным требованиям, а перед их собственниками стоят вопросы ответственности за загрязнение. Анализ результатов таких обследований показал, что существуют три основные проблемы, которые зачастую сводят на нет всю информативность сетей:

1) отсутствие или недостаточно обоснованное размещение фоновых пунктов наблюдений, то есть пунктов, расположенных от источников воздействия вверх по потоку подземных вод;

2) несоблюдение требований размещения контрольных пунктов наблюдений относительно прогнозного развития зоны воздействия;

3) размещение в сети «лишних», дублирующих друг друга пунктов наблюдений.

Типичные ошибки в создании сети локального мониторинга подземных вод и методы их устранения, можно рассмотреть на примере сети шламонакопителя Лидских тепловых сетей (рисунок 1).



1 – граница прогнозной зоны воздействия; 2 – местоположение наблюдательных скважин; 3 – местоположение фонового пункта наблюдений; 4 – гидроизогипса уровня грунтовых вод и ее абсолютная отметка, м БС; 5 – направление движения загрязненных грунтовых вод от купола растекания; 6 – линия наблюдательного профиля в системе локального мониторинга подземных вод

Рисунок 1 – Карта-схема размещения пунктов наблюдения локального мониторинга подземных вод в районе шламонакопителя Лидских тепловых сетей до (*а*) и после (*б*) ее оптимизации

Шламонакопитель расположен на северной окраине города, на берегу водохранилища, и для контроля состояния грунтовых вод пункты наблюдений локального мониторинга подземных вод были просто расположены по контуру шламонакопителя, то есть без обоснования фоновых и контрольных пунктов (рисунок 1(*а*)). В результате со стороны надзорных органов к Лидским тепловым сетям постоянно возникали вопросы, поскольку такое расположение пунктов наблюдений не позволяло осуществлять контроль развития загрязнения и, прежде всего, оценку степени воздействия шламонакопителя на грунтовые воды как источника водоснабжения прилегающей малоэтажной жилой застройки.

Для устранения данных недостатков рекомендовано провести оптимизацию сети пунктов наблюдений у шламонакопителя с учетом нормативных требований и принципов оптимизации, предложенных в [4]. Для чего проведено изучение условий миграции загрязнения от шламонакопителя в порядке, определенном п.6.5 ТКП 17.06-01-2007. Анализ полученной информации показал, что на площадке шламонакопителя образован купол растекания загрязненных грунтовых вод, схема формирования которого, построенная по данным единовременных замеров уровней грунтовых вод, а также границ расчетной прогнозной зоны воздействия (растекания) (рисунок 1(*б*)).

Анализ качества грунтовых вод у шламонакопителя показал следующее (таблица 1):

– на площадке щламонакопителя в границах прогнозной зоны воздействия прослеживается зона техногенного загрязнения грунтовых вод по содержанию хлоридов (по гигиеническим нормативам до 2,02 ПДК), сухому остатку (до 2 ПДК), нефтепродуктам (до 1,2 ПДК), азоту аммонийному (до 5 ПДК), общему железу (до 43,3 ПДК);

– на прилегающей территории малоэтажной жилой застройки прослеживается типичное бытовое загрязнение грунтовых вод по содержанию нитратов (до 2,6 ПДК) и повышенному содержанию сухого остатка (до 1 ПДК).

Таблица 1 – Состояние грунтовых вод в зоне прогнозного воздействия шламохранилища Лидских тепловых сетей и за ее пределами

Номер пункта наблюдений	pH, ед	Сухой остаток, мг/дм^3	Азот аммонийный, мг/дм^3	Нитраты, мг/дм^3	Хлориды, мг/дм^3	Общее железо, мг/дм^3	Нефтепродукты, мг/дм^3
а) До оптимизации							
скв. 11	8,15	**1306**	**7,49**	<0,37	**577**	**0,63**	0,042
скв.12	6,74	**1425**	0,98	<0,37	**566**	**24,2**	0,027
скв.13	8,25	430	**5,93**	<0,37	102	**3,35**	0,03
скв.14	**11,43**	407	0,86	<0,37	46,6	**0,4**	0,02
скв.15	8,39	**1223**	**9,98**	<0,37	**433**	**2,52**	0,04
скв.16	7,0	**1983**	0,78	<0,37	**709**	**8,62**	0,067
б) После оптимизации							
Колодец д.№11	7,46	**1011**	0,078	**53,6**	52,3	0,06	0,012
скв. 1н	7,39	**1231**	0,87	0,57	**501**	**3,12**	**0,12**
скв.2н	**10,43**	**1168**	0,66	0,95	**496**	**1,24**	0,02
скв.3н	6,84	**1646**	**2,03**	1,17	190	**13,0**	0,046
скв.4н	7,2	**1068**	0,09	2,39	341	**4,35**	0,048
Колодец д. № 19	7,3	913	0,078	**118,6**	55,0	0,03	0,013
ПДК, гигиенические нормативы	6-9	1000	2,0	45,0	350	0,3 (1,0)	0,1
Примечание: **выделено** содержание компонента больше ПДК							

С учетом данной информации, оптимизация сети локального мониторинга подземных вод проведена следующим образом:

– качество грунтовых вод, формируемых в пределах малоэтажной жилой застройки, является фоновым по отношению к водам купола растекания, фоновыми пунктами наблюдений определены шахтные колодцы домов № 11 и 19, расположенные относительно шламонакопителя вверх по рельефу и потоку подземных вод;

– в системе локального мониторинга шахтные колодцы и наблюдательные скважины с учетом их технического состояния группируются по двум профилям, наблюдательная скважина № 4н оборудована как контрольный пункт наблюдений у границы прогнозируемой зоны воздействия;

– «лишними», дублирующими пунктами наблюдений являются скважины №№ 11, 13 и 15, которые могут быть исключены из системы мониторинга без ущерба по отношению к требуемой информативности.

По подобному плану авторами проводилась оптимизация сетей локального мониторинга подземных вод и для других объектов хозяйствования. Например, до обследования сеть пунктов наблюдений в районах шламонакопителей Белорусского металлургического завода насчитывала 20 скважин. После выполнения оптимизации сети с учетом нормативных требований, рекомендовано использовать только 11, в том числе 2 новые скважины дооборудовать как фоновые.

Наличие обращений в ЦНИИКИВР, как специализированное предприятие в области использования и охраны водных ресурсов, позволяет считать, что указанные недостатки в создании сетей локального мониторинга подземных вод имеют системный характер. Данная статья дает конкретные рекомендации по их устранению уже на стадиях обоснования и создания сетей мониторинга, а также для учета предприятиями и организациями, осуществляющими их эксплуатацию. Весьма полезной в этом отношении может быть работа по обобщению данных локального мониторинга подземных вод в целом по республике и разработке рекомендаций по повышению эффективности его проведения.

Список использованных источников

1 Гольдберг, В. М. Методические рекомендации по выявлению и оценке загрязнения подземных вод: метод. рекомендации / В. М. Гольдберг, С. Г. Мелькановицкая, В. М. Лукьянчиков. – Москва: ВСЕГИНГЕО, 1990. – 75 с.

2 Какарека, С. В. Химический состав атмосферных осадков / С. В. Какарека // Состояние природной среды Беларуси: экологич. бюл. 2011 г. / под ред. В. Ф. Логинова. – Минск, 2011 г. – С. 92–99.

3 Ковалевский, В. С. Принципы оптимизации мониторинга подземных вод / В. С. Ковалевский, С. М. Семенов // Геоэкология. – 1998. – № 6 – С. 21–32.

4 Фильтрационная дисперсия вещества // Формирование и строение ореолов рассеяния вещества в подземных водах / В. А. Грабовников [и др.] – Москва: изд. «Недра», 1977. – Гл. 3. – С. 43–62.

УДК 502.51

Е. П. Богодяж
Республиканский центр по гидрометеорологии, контролю радиоактивного загрязнения и мониторингу окружающей среды, г. Минск

МОНИТОРИНГ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД В УСЛОВИЯХ ИЗМЕНЯЮЩЕГОСЯ КЛИМАТА

Мониторинг поверхностных вод представляет собой система регулярных наблюдений за состоянием поверхностных вод по гидрологическим, гидрохимическим, гидробиологическим и иным показателям. Мониторинг осуществляется в целях своевременного выявления негативных процессов, прогнозирования их развития, предотвращения вредных последствий и определения степени эффективности мероприятий, направленных на рациональное использование и охрану поверхностных вод.

Мониторинг поверхностных вод проводится в 297 пунктах наблюдений, охватывая 160 водных объектов (86 водотоков и 74 водоема).

Периодичность проведения наблюдений:

– районе расположения источников загрязнения – один раз в месяц ежегодно; при отсутствии источников загрязнения – семь раз в год в периоды основных гидрологических фаз поверхностного водного объекта ежегодно; на фоновых участках водотоков – ежемесячно с цикличностью 1 раз в 2 года; на водоемах – ежеквартально с цикличностью 1 раз в 2 года;

– по гидробиологическим показателям (на всех поверхностных водных объектах, кроме трансграничных участков рек и р. Свислочь) – в вегетационный период с цикличностью 1 раз в 2 года; на трансграничных участках рек и р. Свислочь – в вегетационный ежегодно.

Наблюдения по гидрохимическим показателям осуществляются по следующим группам:

– элементы основного солевого состава;

– показатели физических свойств и газового состава;

– органические вещества;

– биогенные вещества (соединения азота, фосфора);

– металлы (железо, медь, цинк, никель, хром, марганец, кадмий, свинец);

– ртуть, мышьяк на трансграничных участках водотоков.

Наблюдения по гидробиологическим показателям осуществляются по основным сообществам пресноводных экосистем: фитопланктоном, зоопланктоном и хлорофиллом-а – в водоемах, фитоперифитоном и макрозообентосом – в водотоках.

Для оценки качества воды и состояния водных экосистем используются:

– показатели экологической безопасности в области охраны вод;

– показатели качества воды и предельно допустимые концентрации химических веществ в воде поверхностных водных объектов (ПДК);

– оценка гидробиологического и гидрохимического статусов.

Результаты мониторинга поверхностных вод за многолетнийпериод свидетельствуют о том, что антропогенному влиянию в наибольшей степени подвержены поверхностные водные объекты бассейнов рек Днепр, Припять и Западный Буг. Приоритетными веществами, избыточные концентрации которых чаще других фиксируются в воде поверхностных водных объектов Республики Беларусь, являются биогенные и органические вещества. Причем для бассейна р. Западный Буг характерным являются превышения нормативов качества по нитрит-иону, фосфат-иону, фосфору общему, химическому потреблению кислорода и аммоний-иону; для бассейна Припяти – по аммоний-иону, для бассейна Днепра – по фосфат-иону.

К поверхностным водным объектам, подверженным наибольшей антропогенной нагрузке, относятся реки Свислочь у н.п. Королищевичи и у н.п. Свислочь, Плисса в районе г. Жодино, Уза у г. Гомель (бассейн р. Днепр); Западный Буг у н.п. Речица, Томашовка, Новоселки, Мухавец выше г. Кобрина, Лесная Правая у н.п. Каменюки (бассейн р. Западный Буг); Ясельда ниже г. Березы, Морочь у н.п. Яськовичи (бассейн р. Припять), Уша ниже г. Молодечно, ручей Антонизберг у кур. пос. Нарочь (бассейн р. Неман), а также оз. Лядно и Кагальное.

Необходимо отметить, что кроме антропогенных факторов, к которым чаще всего относятся сточные воды промышленности и коммунального хозяйства, поверхностный сток с территорий животноводческих ферм, неканализованных территорий и с сельскохозяйственных угодий (избытки органических и минеральных удобрений), влияние на качество воды поверхностных водных объектов оказывают и природные факторы.

В последние 2 года в условиях изменяющегося климата сложившиеся погодно-климатические условия сказывались на качестве воды поверхностных водных объектов. Аномально сухая погода летом 2015 года с повышенным температурным режимом и уровни воды в реках ниже исторических минимумов, очень низкая водность, чередовавшаяся с выходом воды на пойму в результате дождевых паводков, в 2016 году могли обусловить дефицит кислорода, повышенное содержание биогенных и органических веществ, внутригодовые колебания концентраций тяжелых металлов и т.д.

По результатам наблюдений за состоянием поверхностных вод в 2016 году можно сделать следующие выводы. Теплая зима, характеризующаяся водностью поверхностных водных объектов выше многолетних значений, вызвала повышенное содержание фосфат-иона в воде поверхностных водных объектов бассейнов рек Западный Буг и Днепр, а также аммоний-иона в воде поверхностных водных объектов бассейна р. Западный Буг. Весной водность рек была ниже многолетних значений, температура воздуха была выше климатической нормы, что вызвало дефицит растворенного кислорода, повышенное содержание органических веществ, особенно в бассейне реки Западный Буг. Лето и осень в целом характеризовались водностью близкой к норме или ниже. Однако в июле для бассейнов рек Западная Двина и Днепр, а в августе для р. Лесная и р. Россь, в октябре для всех бассейнов

были характерны дождевые паводки. Для некоторых рек был характерен выход реки на пойму. Соответственно эти условия могли сказаться на ухудшении качества воды поверхностных водных объектов, в первую очередь, вызвать снижение содержания растворенного кислорода, увеличение содержания органических веществ.

Согласно системе оценки состояния поверхностных водных объектов, принятой в республике, в 2016 году количество участков водотоков республики с отличным и хорошим гидрохимическим статусом составляло 92,8 % от общего количества охваченных наблюдениями, отличным и хорошим гидробиологическим статусом – 65,9 %. Количество водотоков с плохим гидробиологическим статусом составляло 4,7 %, плохой гидрохимический статус не присвоен водотокам.

Состояние водоемов республики, охваченных наблюдениями по гидрохимическим показателям в 2016 году, характеризовалось отличным и хорошим гидрохимическим статусом. На долю водоемов, гидробиологический статус которых оценивался как отличный и хороший, приходится 78,6 %, удовлетворительный – 19 %, плохой – 2,4 %.

УДК 621.9.08: 004.514.62

Д. О. Петров, магистр техн. наук, А. А. Волчек, проф., д-р геогр. наук,
Д. А. Костюк, доц., канд. техн. наук
Брестский государственный технический университет, г. Брест

ОПЫТ ПРОГНОЗИРОВАНИЯ ВЕСЕННИХ НАВОДНЕНИЙ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ СПУТНИКОВОЙ ИНФОРМАЦИИ О СНЕГОЗАПАСАХ НА РЕЧНОМ ВОДОСБОРЕ

Прогноз развития наводнений является сложной задачей, требующей учета комплекса различных факторов. В частности, водный режим р. Припять (и ряда других рек, питание которых также относится к смешанному типу с преобладанием снегового) характеризуется длительным весенним половодьем. Поэтому учет динамики накопления снегозапасов позволяет существенно повысить точность прогноза и тем самым эффективнее провести организационно-технические мероприятия по нивелированию последствий наводнения.

Основным источником формирования максимальных расходов, которые могут повлечь материальный и социальный ущерб, являются запасы снега на начало периода активного снеготаяния. Кроме количества снега, значительный вклад в формирование весеннего половодья оказывают погодные условия. Таким образом, имея оценку количества воды, накопившейся в виде снега на водосборе, можно спрогнозировать объем весеннего стока реки. В свою очередь, используя прогноз температур и осадков на среднесрочную перспективу, можно оценить интенсивность снеготаяния и соответственно максимальный расход реки в период половодья.

Сложность в оценке запасов снега и количества воды в снеге заключается в неравномерности его распределения по водосбору. Наблюдаемые значения толщины снежного покрова и его плотности соответствуют расположению снегомерных ходов. Однако на территории водосбора условия формирования снега не однотипны. Кроме наличия различных типов ландшафтов (болото, лес, пашня) на накопления снега оказывает значительное влияние антропогенная деятельность. В этих условиях видится не целесообразным переносить или даже интерполировать измеренные таким способом значения толщины снежного покрова и его мощности в целом на весь водосбор.

С 70-х годов прошлого века для оперативной оценки состояния снегозапасов активно используются методы дистанционного зондирования земной поверхности на основе измерения радиотеплового излучения Земли при помощи ряда орбитальных платформ (SSMR, SSM/I, AMSR-E) [1]. Снежный покров обладает способностью ослаблять радиотепловое излучение от подстилающей земной поверхности. Благодаря этому можно вычислить

толщину снега и его водный эквивалент на основе таких физических параметров снежного покрова, как плотность снега и размер составляющих его ледяных кристаллов (размер зерна).

Для вычисления водного эквивалента снежного покрова S используется эмпирическая регрессионная зависимость, известная как модель Чанга [2], учитывающая разницу между радиояркостными температурами частотных каналов 19 и 37 ГГц горизонтальной поляризации сенсора SSM/I:

$$S = 4{,}8(T_{19h} - 5 - T_{37h}),$$

где T_{19h} и T_{37h} – радиояркостные температуры частотных каналов соответственно 18 и 37 ГГц горизонтальной поляризации, а коэффициент 4,8 соответствует плотности снежного покрова 0,30 г/см^3 и размеру зерна 0,3 мм.

Существенный недостаток такого метода оценки снегозапасов – низкое пространственное разрешение (от 12 до 25 км). Кроме того, на точность вычисленных параметров значительно влияют растительность, сложность рельефа, характер снежной толщи [3]. Наконец, к невозможности определения водного эквивалента приводит наличие воды на поверхности снежного покрове (из-за поглощения микроволнового излучения) [4].

При выполнении исследования использован находящийся в свободном доступе архив наблюдений динамики изменения водного эквивалента на площади северного полушария Земли за период с 1979 г. по 2014 г., созданный в рамках проекта GlobSnow [5]. Данные архива получены путем ассимиляцией результатов наблюдений наземных метеорологических станций с измерениями орбитальных пассивных сенсоров микроволнового излучения SMMR и SSM/I. Измерения орбитальных пассивных сенсоров имеет суточную детализацию, в отличие от данных снегомерных съемок, имеющих интервал 5–10 дней. Сам архив представляет собой набор матриц размерностью 721×721, элементы которых содержат значения усредненной толщины водного эквивалента снежного покрова в миллиметрах. Вершины ячеек матриц спроецированы на поверхность северного полушария Земли при помощи азимутальной равновеликой проекции Ламберта с центром, расположенным на полюсе сферы. Каждая ячейка имеет размеры 25×25 км и площадь, равную 625 км^2. Для расчета объема воды в снежном покрове выбраны 208 ячеек матрицы вычисленных значений водного эквивалента, покрывающих площадь 130000 км^2 на территории водосборной площади р. Припять с расположением замыкающего створа поблизости гидрологического поста наблюдения в г. Мозырь. Для сопоставления с динамикой накопления воды на водосборе использованы измерения ежедневного среднесуточного расхода воды в р. Припять на гидрологическом посту у г. Мозырь, выраженные в кубических метрах в секунду, за промежуток времени с ноября по март каждого года, начиная с 1979 г. и заканчивая 2004 г.

Так как водный эквивалент снежного покрова выражается в миллиметрах толщины слоя воды – объем воды в ячейке вычисляется как произведение величины водного эквивалента и соответствующей площади элемента матрицы. Следовательно – объем воды в снегу на водосборной площади, выраженный в км^3, можно получить путем суммирования рассчитанных объемов для в каждой из 208 ячеек.

Используя приведенные соотношения рассчитаны ежедневные величины объема воды в толще снега на исследуемой территории за тот же промежуток времени, что и среднесуточные расходы на гидрологическом посту г. Мозырь.

С 1979 по 2014 гг. в бассейне р. Припять катастрофические половодья, сопровождаемых наводнениями, были зарегистрированы в 1979 и 1999 году – максимальные расходы воды по гидропосту г. Мозырь составили 4300 м^3/с и 3270 м^3/с соответственно. К сожалению, оценить динамику изменения объема воды в снежном покрове весной 1979 г. оказалось невозможным по причине отсутствия соответствующих данных в архиве GlobSnow. С другой стороны, анализ ежедневного изменения содержания воды в снегу на водосборной площади р. Припять позволил обнаружить примечательный факт – рассчитанное значение величины накопленного объема воды 05.02.1999 скачком падает до нуля, сохраняется в течение 50 дней, а затем 26.03.1999 также скачком принимает незначительное положительное значение. Так как половодье в 1999 г. проходило при интенсивном таянии снега, сопровождаемым

выпадением значительного количества осадков (от 110 % до 255 % нормы) – наблюдаемую аномалию в измерениях водного эквивалента снежного покрова возможно объяснить значительной влажностью снега и наличием слоя воды на его поверхности, полностью поглощающего микроволновое излучение (см. рисунок 1). Следует отметить, что временной интервал между началом интенсивного стаивания снега 05.02.1999 и началом заметного увеличения расхода воды на гидрологическом посту наблюдения 04.03.1999 составил 28 дней.

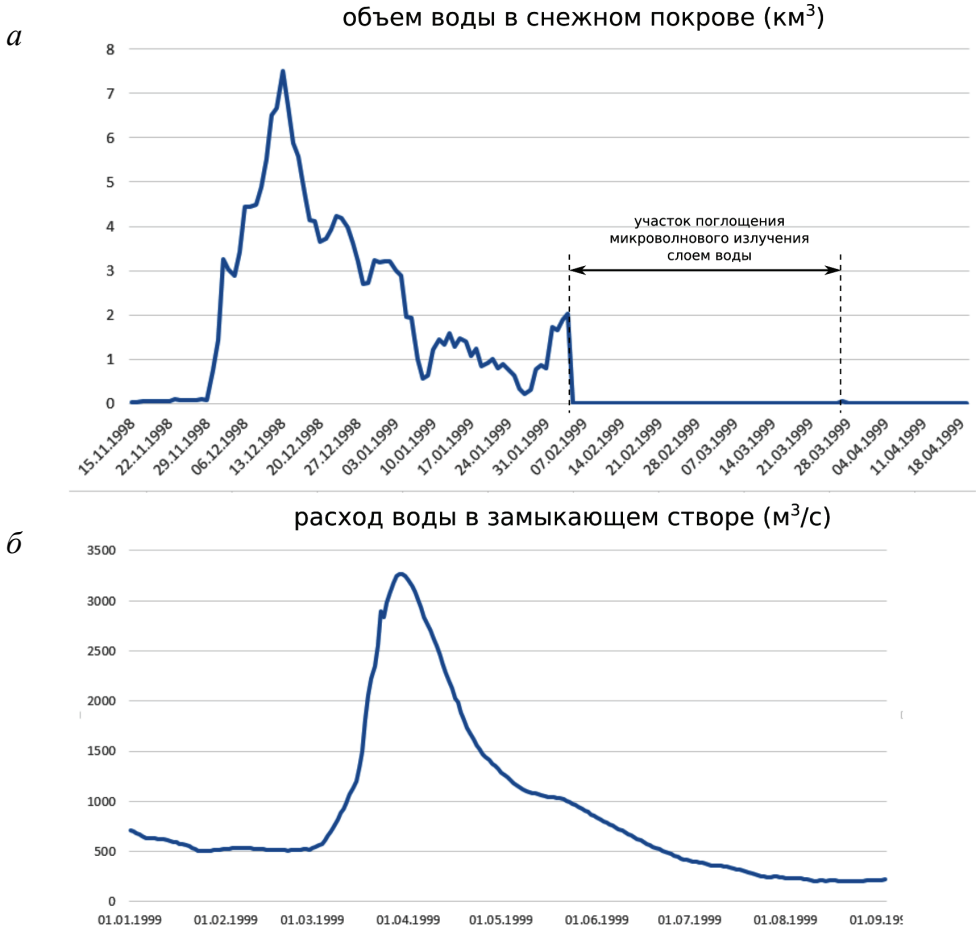


Рисунок 1 – Динамика накопления воды в снежном покрове на водосборной поверхности р. Припять и расхода воды в замыкающем створе у г. Мозырь в (1998–1999 г.г.)

Для выявления взаимосвязи между изменением содержания воды в снеге на водосборной площади и расходом воды на контрольном гидрологическом посту при прохождении катастрофического половодья выбран математический аппарат искусственных нейронных сетей (ИНС).

В качестве архитектуры прогнозирующей ИНС был выбран многослойный персептрон с одним скрытым слоем и сигмоидной функцией активации нейронов. Исходя из факта, что во время половодья 1999 г. промежуток времени между началом интенсивного уменьшения содержания воды в снежном покрове и возрастанием расхода воды на контрольном гидрологическом посту составил 28 дней, для функционирования ИНС использован метод скользящего окна размерностью 28 и эмпирически подбираемым шагом из последовательности значений [3, 5, 7].

Для проведении численных экспериментов временной ряд изменения величины содержания воды в снежном покрове был заменен на сигнал прямоугольной формы, изменяющий свое значение с единицы на ноль 05.02.1999, тем самым отмечающий начало таяния снега по всему водосбору, а временной ряд ежедневных расходов воды на гидропосту г. Мозырь отмастштабирован в диапазон значений [0, 1] (см. рисунок 2).

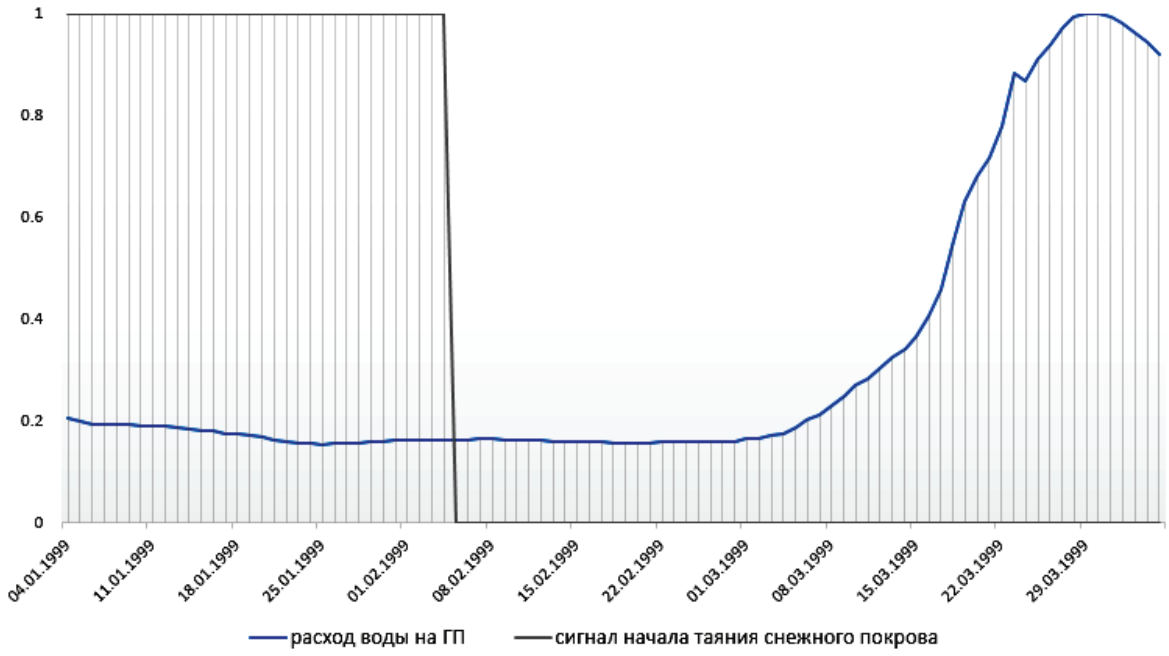


Рисунок 2 – Совмещение графиков изменения влажности снежного покрова и ежедневных расходов воды на гидропосту г. Мозырь

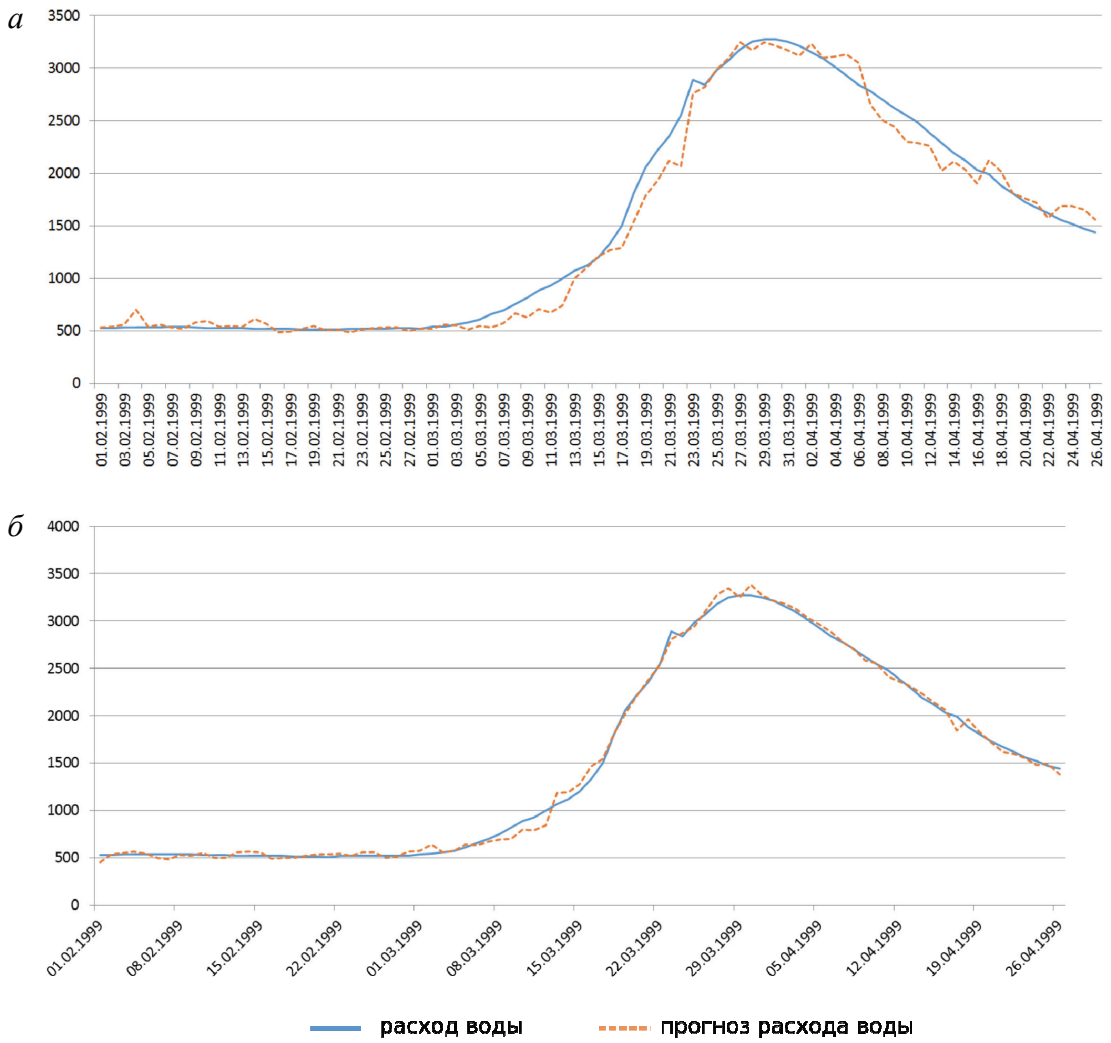


Рисунок 3 – Прогноз временного ряда расходов воды на гидропосту без учета дополнительной информации (а) и прогноз расходов воды с учетом изменения состояния снежного покрова на водосборной площади (б)

С использованием ИНС исследовалось качество упреждающего прогноза расхода воды на 3, 5 и 7 дней, при учете 28 предыдущих значений расходов воды на гидрологическом посту и соответствующей истории изменения состояния снежного покрова. Для проведения исследования использованы три нейронные сети с 56 входными нейронами (два набора значений по 28 последовательных суточных величин расхода воды на гидрологическом посту наблюдения и изменения влажности снежного покрова на водосборной площади), 60 нейронами в единственном промежуточном слое и числом выходных нейронов от 3 до 7. Нейронные сети были обучены и протестированы на выборках, охватывающих промежуток времени равный 86 дням с 01.02.1999 по 28.04.1999. Наилучший результат удалось получить при прогнозировании расхода воды на 7 дней вперед (см. рисунок 3), причем значение коэффициента корреляции приближалось к единице. Очень высокое значение коэффициента корреляции, возможно, объяснить фактом излишнего обучения нейронной сети на выборке данных ограниченного размера при проведении экспериментов оценочного характера.

Проведенные исследования свидетельствуют о том, что пассивное микроволновое сканирование поверхности Земли позволяет надежно установить начало интенсивного таяния снежного покрова на всей поверхности водосборной площади с точностью до одного дня, что приводит к возможности повышения качества упреждающего прогнозирования расходов воды в контрольной створе реки при прохождении весеннего половодья, переходящего в наводнение.

Список использованных источников

1 Шарков, Е.А. Пассивное микроволновое зондирование земли: прошлое, настоящее и планы на будущее / Е.А. Шарков // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. – 2004. – В. 1. – Т. 1. – С. 70–80.

2 Chang, A.T.C. Snow water equivalent determination by microwave radiometry / A. T. C. Chang, J. L. Foster, D. K. Hall, A. Rango, B. K. Hartline // Cold Regions Science and Technology. – 1982. – № 5. – P. 259–267.

3 Носенко, Г. А. О возможности практической реализации существующих алгоритмов восстановления характеристик снежного покрова по данным микроволновых съемок из космоса для мониторинга водных ресурсов / Г. А. Носенко, Н. А. Долгих, О. А. Носенко // Физические основы, методы и технологии мониторинга окружающей среды, потенциально опасных явлений и объектов: Сборник. – М.: изд. GRANP polygraph, 2005. – Т. II. – С.150–156.

4 Stiles, W.H. The active and passive microwave response to snow parameters / W. H. Stiles, F. T. Ulaby // Journ. of Geophys. Research. – 1980. – № 85. – P. 1037–1044.

5 Snow Water Equivalent (SWE) product guide / K. Luojus, J. Pulliainen, M. Takala, J. Lemmetyinen, C. Derksen, L. Wang // GlobSnow Consortium [Электронный ресурс]. – 2010. – Режим доступа: http://www.globsnow.info/swe/ GlobSnow_SWE_ product_ eadme_ v1.0a.pdf. – Дата доступа: 08.06.2016.

УДК 556.5 (1/9)

В. А. Рыбак, канд.техн.наук., доц., Е. Е. Петлицкий, В. Н. Корнеев, А. В. Пахомов
Республиканское унитарное предприятие «Центральный научно-исследовательский институт комплексного использования водных ресурсов», г. Минск

ПРИМЕНЕНИЕ ИНФОРМАЦИОННЫХ ТЕХНОЛОГИЙ ДЛЯ ДИСТАНЦИОННОГО ЗОНДИРОВАНИЯ ЗЕМЛИ

С развитием информационных технологий встает вопрос их использования для целей охраны окружающей среды. В рамках непрерывной работы по совершенствованию использования водных ресурсов в РУП «ЦНИИКИВР» выполняются исследования по разработке новых технологий дистанционного зондирования земли с целью поддержки принятия решений в области рационального использования водных ресурсов.

Обоснование выбора территорий, требующих принятия первоочередных мер по обеспечению устойчивости русел, проходящих по трансграничным водным путям, основано на:

– изучении русловых процессов (горизонтальных/плановых деформаций) с использованием информации двух пакетов поставки данных дистанционного зондирования земли (ДЗЗ) УП «Геоинформационные системы» по договору №13/2014-ДЗЗ/Б от 12.02.2014 инв. № 2146 ДСП от 28.04.2014 и инв. № 159 ДСП от 26.06.2014;

– анализе данных полевых экспедиционных исследований и обработки полученных эмпирических данных;

– выполнении гидрологических и гидравлических расчетов по оценке устойчивости русла реки Западный Буг на выявленных проблемных участках.

На основании выполненного анализа русловых процессов реки Западный Буг на всем протяжении правобережной береговой полосы трансграничного участка реки выявлено, что там, где берега сложены песчаными породами водно-ледникового происхождения и где происходит поворот русла реки влево не менее чем на 50°, произошли наиболее ощутимые абразионные изменения.

По данным, полученным на основании тематической обработки космических снимков ДЗЗ, общая длина встречающихся 46-ти абразионных участков правого берега, проходящего вдоль Государственной границы на реке Западный Буг, составляет 12830 м.

Одной из важных составляющих повышения эффективности мониторинга русловых процессов и гидрологического режима рек с использованием данных, полученных от космических средств наблюдения, является автоматизация обработки информации с помощью специализированных информационных систем.

В рамках настоящей работы разрабатывается специализированное программное обеспечение выявления проблемных участков водотоков, функционирующее на основе данных космической съемки аппаратов дистанционного зондирования Земли, прежде всего, космических снимков Белорусского космического аппарата.

Разработанное программное обеспечение (ПО) экспериментального образца специализированного банка данных информационных ресурсов предназначена для работы со снимками ДЗЗ и тематическими картами участков водных объектов с использованием современных технологий работы с базами данных и картографических приложений в операционных средах Windows XP и выше.

Целью разработки (ПО) экспериментального образца специализированного банка данных информационных ресурсов является реализация информационной поддержки экспериментальной технологии мониторинга гидрологического режима рек.

Экспериментальный образец специализированного банка данных информационных ресурсов это современная форма организации хранения и доступа к специализированной информации.

Это система специальным образом организованных данных (баз данных), программных, технических, языковых, организационно-методических средств, предназначенных для обеспечения централизованного накопления и коллективного многоцелевого использования данных.

Банк данных содержит два основных компонента: базу данных (БД) – датологическое представление информационной модели программного обеспечения, и систему управления базой данных (СУБД), с которой реализуется централизованное управление хранимыми в ней данными, доступом к ним и их поддержке в состоянии, соответствующем состоянию программного обеспечения (ПО).

Разработанная структура специализированного банка данных информационных ресурсов поддерживает хранение как картографических, так и атрибутивных (описательных) данных.

Анализ существующих подходов по оценке устойчивости русел, проходящих по трансграничным водным путям, основан на изучении и определении характеристик русловых процессов как совокупности явлений и процессов, происходящих под воздействием

комплекса различных природных и антропогенных факторов, и выражающихся в изменениях формы и параметров, речных русел. Одним из ярких проявлений русловых процессов является взаимодействие текущей воды и речного русла. Русловые процессы приводят к изменениям формы русла. Тип руслового процесса – это определенная схема деформации русла и поймы реки, возникающая при определенном сочетании особенностей водного режим, стока наносов, ограничивающих деформации условий и отражающая доминирующую форму транспорта наносов.

Эти характеристики включают как оценку текущую оценку происходящих деформаций русел и берегов рек за прошедший период времени, а также прогноз развития деформаций. При этом выполняется оценка плановых (горизонтальных) деформаций и глубинных (вертикальных) деформаций русел рек.

Оценка плановых деформаций основана на изучении характеристик типа руслового процесса и сравнении фактического местоположения русла (наиболее эффективно – с использованием данных дистанционного земли (ДЗЗ)) с его положением в предыдущий период времени по картографической информации.

Всего имеются следующие типы русловых процессов: ленточно-грядовый; побочневый; ограниченное меандрирование; свободное меандрирование; пойменная меандрирование; пойменная многорукавность; осередковый.

На изучаемом участке Государственной границы Республики Беларусь, проходящей по реке Западный Буг, преобладает русловой процесс по типу свободного меандрирования. Свободное меандрирование характеризует извилистые участки рек, отрегулированных естественным способом, при котором русло реки с меандрирующими типами находится в естественном состоянии. Изгиб русла реки в плане называют излучиной или меандром. При свободном меандировании разворот излучин в плане осуществляется относительно фиксированных точек пересечения оси русла и линии перекатов с одновременным изменением размера и формы излучины во времени. Цикл развития излучины завершается промывом перешейка петли русла. Поток переходит в спрямленное русло, а старое главное русло превращается в старицу. После прорыва перешейка цикл развития излучины повторяется. При ограниченном меандрировании плановые деформации выражаются в сползании вниз по течению излучин и огибаемых ими пойменных массивов без существенного изменения их плановых очертаний и продольного профиля дна. Вертикальные деформации сопровождаются понижением отметок перекатов в межень и их восстановлением в первую половину половодья. На плесе деформации имеют обратный ход, а именно: размыв в половодье и намыв в межень. По оценкам существенного изменение направленности руслового процесса не предполагается.

Состояние водных объектов Республики Беларусь в целом характеризуется как удовлетворительное. Последнее, однако, не означает, что можно отказаться от мониторинга их состояния, в том числе и с активным использованием методов дистанционного зондирования и использования данных космического дистанционного зондирования Земли, как это было показано в наших предыдущих отчетах.

Данные ДЗЗ широко применяется для прогнозирования опасных природных явлений, таких как наводнения, пожары, оползни. Вместе с тем, значительно сложнее использовать эту информацию для оценки состояния наземных и водных экосистем, подверженных влиянию антропогенных нагрузок. Прежде всего это связано с тем, что требуются космические снимки с высоким разрешением, а также существуют трудности выявления ранних стадий деградации водных систем.

Практический опыт дистанционного зондирования для решения экологических проблем водных объектов достаточно ограничен.

Вместе с тем, анализ публикаций по рассматриваемой тематике позволяет выделить в рамках экологического мониторинга, проводимого с использованием данных ДЗЗ, два перспективных направления.

Первое связано с оперативным мониторингом влияния на водные объекты действующих источников загрязнения, в частности сбросов сточных вод промышленными предприятиями,

объектами сельского хозяйства, сбросов бытовых сточных вод. Основная задача при этом – контроль деятельности источников загрязнений водных объектов, в том числе и объектов сопредельных сторон.

Второе направление связано с накоплением результатов долговременных наблюдений, что в рамках данной работы предполагает создание банка данных космоснимков определенных водных объектов и соответствующих тематических карт. Решение задач этого направления позволит, прежде всего, оценить динамику развития ситуации и формировать прогнозы на перспективу ее развития.

Третье направление связано с выявлением объектов, создающих потенциальную угрозу загрязнения водных объектов.

Как было показано в предыдущих отчетах на примере сброса сточных вод Бреста, потенциальная возможность решения задачи данного класса существует. Сточные воды имеют выраженное цветовое отличие, что должно позволить их дешифрирование на снимках. В соответствии с данным направлением собирается дополнительный материал исходных данных, анализ которого позволит сформулировать предложения к параметрам съемки и требуемому разрешению космоснимков.

Загрязненные реки (или их участки) могут быть уверенно определены по панхроматическому каналу космических снимков Landsat – они выглядят белыми, намного более светлыми, по сравнению с чистой водой в других, незагрязненных реках, как это показано на рисунке 1. Причина этого – большое количество твердых взвесей в мутной воде (песок и др.), которые обладают значительно большей отражательной способностью, а потому отображаются на снимке более светлыми тонами.

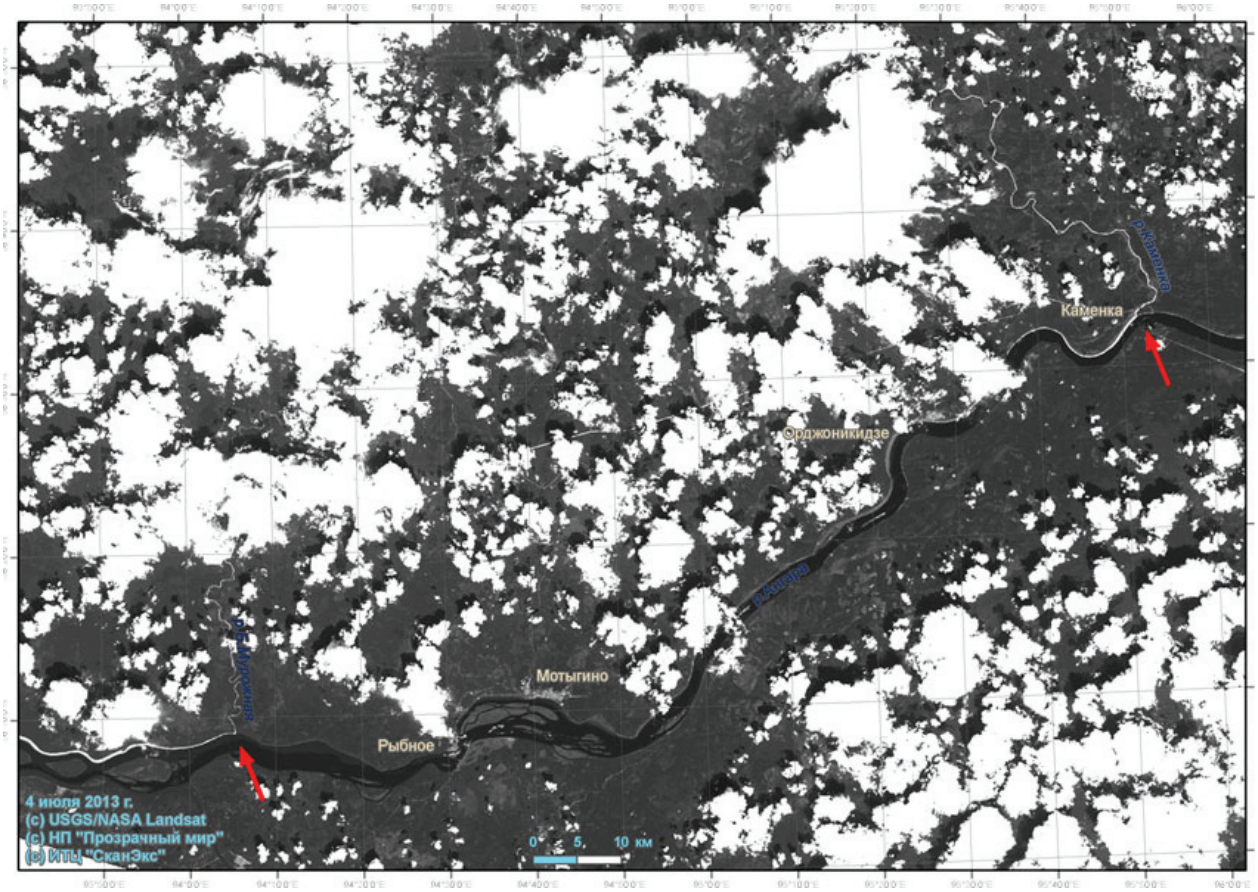


Рисунок 1 – Загрязнение рек Большая Мурожная и Каменка

Примеров решения задач второго направления значительно больше. Как мы уже показывали ранее, к этому классу задач относится задача выявления сдвига русла приграничных рек.

Космические снимки позволяют выявлять динамику изменения ситуации во времени, определять характер распространения загрязнений на обширные территории и сопоставлять между собой объекты, находящиеся в различной экологической обстановке. Наглядным примером использования снимков из космоса могут служить исследования влияния хвостохранилища одной из обогатительных фабрик ОАО «Апатит» на крупнейший водоем Мурманской области, озеро Имандра, – основной источник питьевого водоснабжения региона.

В водных объектах свет рассеивается, отражается и поглощается непосредственно водой, фитопланктоном, донными осадками и взвесями, что позволяет выявить форму и степень протяженности газовых и пылевых потоков, а также относительные вариации концентрации осадков и взвесей.

В 1968 г. насыпными дамбами была отсечена от озера часть губы Белой. На этой территории и расположилось хвостохранилище. Пульпа, содержащая хвосты апатитонефелиновой флотации и технологическую воду, подается по магистральному трубопроводу и разводится по контуру хвостохранилища, намывая так называемые «пляжи». Сейчас там накоплено более 650 млн. т мелкодисперсного материала. В течение первых лет эксплуатации хвостохранилища основной поток загрязнений поступал в озеро через легкопроницаемую дамбу. В результате содержание мелкодисперсных взвесей в Имандре, в районе дамбы, в 30–50 раз превышало фоновый уровень, что создавало шлейф мутной воды на площади 150 км^2, отчетливо фиксируемый из космоса. В процессе заполнения хвостохранилища проницаемость дамбы постепенно уменьшалась как за счет осаждения взвесей, так и за счет ввода на обогатительной фабрике 80 %-ного водооборота. Это существенным образом сказалось на улучшении качества воды, снижении патологических заболеваний рыб и увеличении массы зоопланктона. Полученный эффект зафиксирован результатами гидрохимических и биологических съемок, а также подтверждается космоснимками, выполненными в 1996 г.

Как видно из приведенных результатов, используя космоснимки, можно достаточно просто выделить нарушенные водные акватории и ландшафты по принципу «наличие-отсутствие».С помощью рассматриваемого подхода получить количественные показатели изменения некоторых параметров русла, русловых и пойменных водоемов для Сожа и Ипути (рисунок 2).

Полигоны-накопители промышленных и бытовых отходов формируют аномальные зоны разной интенсивности, которые негативно влияют на природный комплекс. Во многом это меняет характер водного режима. При разложении отходов и промывании их атмосферными осадками образуются фильтратные воды. Распространение загрязняющих веществ за пределы полигонов происходит за счет поверхностного стока, инфильтрации в грунтовые воды, ветровой эрозии, в результате химических и биологических процессов метаболизма. Несоответствие обустройства и эксплуатации полигонов нормативным требованиям усугубляет их экологическую опасность.

Российские исследователи отмечают, что из уже накопленных токсичных отходов только 15 % обезвреживается, а 65 % направляется в хранилища, 2/3 которых не отвечает санитарным нормам.

Рассматриваемые объекты создают значительную потенциальную опасность для рек и озер, особенно, с учетом того обстоятельства, что они могут быть выведены из хозяйственного оборота и их состояние фактически не контролируется.

Данные космосъемки (рисунок 3) позволяют выделить их, а дальнейшая картографическая привязка – провести анализ потенциальной угрозы, которую они несут близлежащим водным объектам.

При этом необходима разработка и обоснование значимости набора критериев, которые позволят получить качественную и количественную оценку степени создаваемого риска. На базе такой оценки риска уже можно будет проводить обоснованные обследования состояния потенциально опасных объектов на местности.

В качестве имеющих высокий взвешивающий коэффициент среди критериев уже можно выделить расстояние от объекта, подлежащего защите, площадь поверхности накопителя и оценку опасности, создаваемой рельефом местности. Вся эта информация может быть получена после дешифровки космоснимка и формирования соответствующей тематической карты.

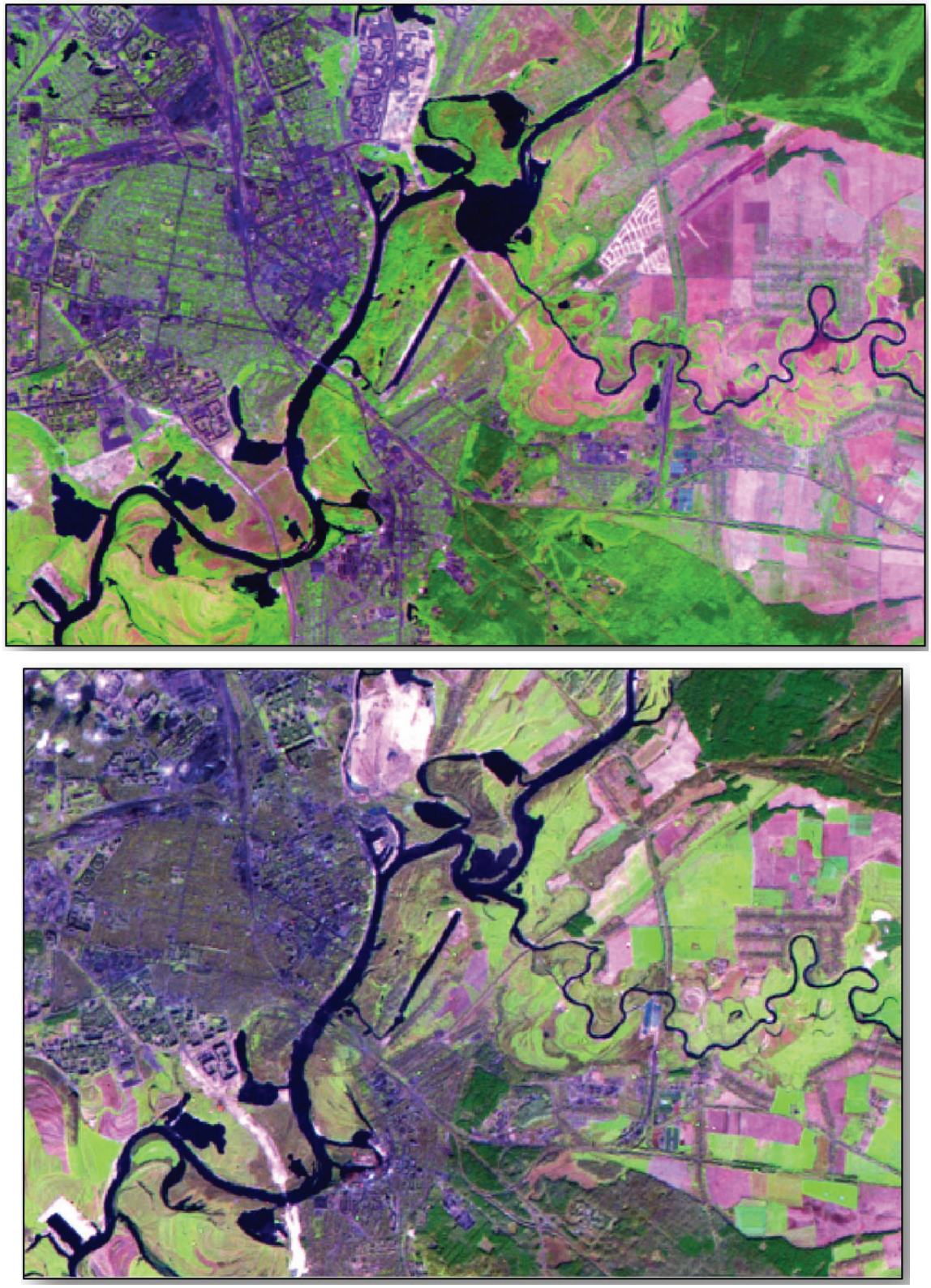


Рисунок 2 – Анализ динамики русловых процессов в узле слияния рек Сож-Ипуть на основе сопоставления космоснимков 2010 и 1984 годов



Рисунок 3 – Космоснимок с выявленными прудами-отстойниками, создающими угрозу Байкалу

В настоящее время выполнены работы по оценке эколого-экономической эффективности предложенных мероприятий с учетом предотвращенного экологического ущерба и кадастровой стоимости исследуемых территорий.

Описанные выше данные в дальнейшем будут дополнены результатами исследований, выполняемых на заключительном этапе научно-исследовательской работы в 2017 году.

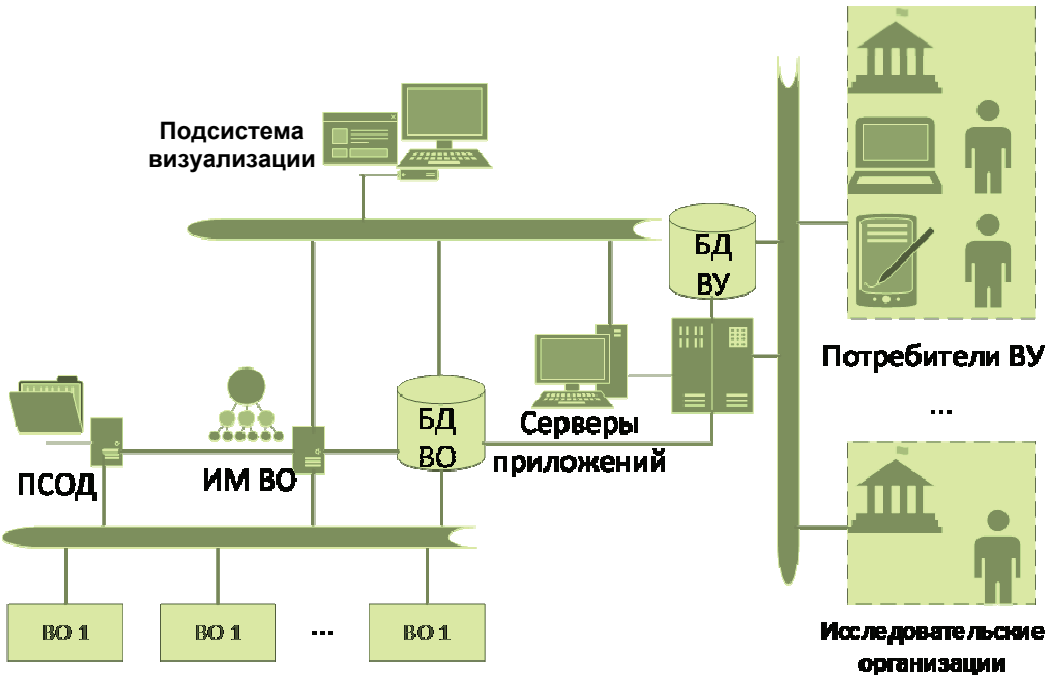
УДК 628+004.04/65

О. В. Сангинова, доц., канд. техн. наук,
С. Г. Бондаренко, доц., канд. техн. наук, В. К. Андриюк, асп.
Киевский политехнический институт им. Игоря Сикорского, г. Киев

КОМПЬЮТЕРНО-ИНТЕГРИРОВАННАЯ СИСТЕМА МОНИТОРИНГА И ПРОГНОЗИРОВАНИЯ КАЧЕСТВА ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

С целью сохранения окружающей среды и постоянного содействия устойчивому развитию водных объектов необходимо систематически проводить мониторинг и оценку качества таких объектов, что позволит предоставлять требуемые водные услуги, а также принимать оптимальные управленческие решения. Создание систем мониторинга состояния водных объектов и управления водными услугами соответствует экологическим целям управления водными ресурсами [1] и является актуальной задачей.

В работе рассмотрены структура и принципы построения компьютерно-интегрированной системы мониторинга и прогнозирования качества водных объектов, которая позволит выполнять хранение, предоставлять оперативный доступ и возможность последующего анализа данных о состоянии источников водоснабжения. Рассматриваемая система предназначена для автоматизированного сбора, обработки, хранения и визуализации данных контроля и мониторинга, которые могут быть использованы для создания прогнозирования состояния водных объектов. Структура системы представлена на рис. 1.



ВО – водный объект, ПСОД – подсистема сбора и обработки данных, ИМ ВО – информационная модельводных объектов, БД ВО – база данных водных объектов, потребители ВУ – потребители водных услуг, БДВУ – база данных водных услуг

Рисунок 1 – Структура системы мониторинга и прогнозирования качества водных объектов

В соответствии с предложенной структурой, показатели качества водных объектов (ВО) поступают в подсистему сбора и обработки данных (ПСОД) и после первичной обработки, – в информационную модель водных объектов (ИМ ВО). ИМВО представляет собой совокупность показателей, характеризующих свойства и состояния ВО, а также взаимодействие с внешним миром. Собранная таким образом информация поступает для хранения в базу данных водных объектов (БД ВО) и по запросу пользователей может быть представлена подсистемой визуализации в виде графиков, гистограмм, журналов событий и пр. Пользователями БД ВО и подсистемы визуализации могут быть как отдельные граждане, так и исследовательские организации, а также потребители водных услуг (ВУ). К водным услугам относятся все услуги, предоставляемые для домашних хозяйств, общественных институтов, или для любой хозяйственной деятельности [1]. Согласно Водной рамочной директивы ЕС, в состав ВУ входят: забор воды из поверхностных или подземных водных объектов, их накопление, хранение, обработка и распределение; сбор и обработка сточных вод, которые затем впадают в поверхностные воды. База данных водных услуг (БД ВУ) позволяет оперативно обрабатывать запросы пользователей, вести учет и хранение информации о предоставленных услугах.

В качестве водных объектов рассмотрены поверхностные объекты, под которыми понимают отдельный и значительный элемент поверхностных вод, таких как озеро, водохранилище, ручей, река или канал, часть ручья, реки или канала, переходная (промежуточная) вода или протяженность прибрежной воды [1, 2]. По данным Национального доклада о состоянии окружающей природной среды в Украине сетью наблюдений охвачено более 170 рек и водохранилищ и более 20 озер [2, 3]. Кроме того, постоянный контроль за качеством сточных вод, поступающих в водные объекты, осуществляют коммунальные и промышленные предприятия, осуществляющие очистки сточных вод. Государственная гидрометеорологическая служба Украины осуществляет наблюдение за гидрохимическим состоянием вод в 240 пунктах на 151 водном объекте. Данные собирают с периодичностью отбора проб 4–12 раз в год по 46 показателям [3].Сбор и анализ данных о состоянии такого количества объектов предполагает создание сбалансированной иерархической структуры, позволяющей быстро найти нужную информацию. Исследование методов

обработки и анализа информации показало, что основными проблемами при создании подобных структур являются проблемы хранения данных, количества и ценности собираемой информации, и организации взаимодействия уже существующих систем[3, 4].

Несмотря на высокий уровень развития компьютерной техники, организациям достаточно трудно выделить необходимое количество памяти для хранения большого количества данных, при этом покупка и обслуживание дополнительных серверов и соответствующего программного обеспечения – достаточно затратные мероприятия. Поэтому в настоящее время широко используются так называемые облачные вычисления. Под облачными вычислениями понимают модель обеспечения повсеместного и удобного доступа по требованию пользователя через сеть к общему массиву вычислительных ресурсов, и которые могут быть оперативно предоставлены и освобождены с минимальными затратами и обращениями к провайдеру [3].

Проблема организации взаимодействия уже существующих систем, финансируемых различными международными организациями и государственными учреждениями, которые в большинстве случаев не взаимодействуют между собой, может быть решена путем включения в структуру системы мониторинга и прогнозирования качества водных объектов распределенных серверов баз данных подсистем и их объединение по типу систем облачных вычислений. При использовании параллельных распределенных вычислений, поставленные задачи распределяются между всеми серверами, которые размещены в дата центрах. За счет равномерного распределения нагрузки, задачи выполняются быстрее и эффективнее при минимальных затратах. Развитие облачных технологий происходит очень быстро, находят новые методы защиты данных, поддержание бесперебойного питания, чтобы избежать потери информации.

Анализ литературных источников показал, что прогнозирование состояния сложных объектов в настоящее время осуществляется с использованием экспертных систем, искусственных нейронных сетей, а также на основе нечетких подходов. Нейронные сети позволяют разрабатывать вычислительные структуры и моделирующие процессы, ассоциированные с процессами человеческого мышления. Сложность практического использования нейтронных сетей связана с адаптацией обученной сети к особенностям объектов управления. Нечеткие подходы предоставляют возможность решать задачи в условиях неопределенности и принимать решения, соответствующие заданной точности[3, 4], однако не дают однозначных и математически строгих рекомендаций, что ведет к определенной субъективности принятых решений.

Применение компьютерных технологий, базирующихся на методах виртуализации и облачных вычислений, использование распределенных серверов и баз данных, организация параллельных вычислений позволят обрабатывать и анализировать большие объемы информации, выполнять прогнозирование качества водных объектов в краткосрочной и долгосрочной перспективе, а также создать общую информационную среду, позволяющую интегрировать отдельные подсистемы (содержащие информацию о водных объектах) в одну общую систему, используемую для последующих исследований или расчетов. Создание таких структур способно обеспечить более высокую степень интеграции Украины в мировое пространство. Схема организации распределенных вычислений предложенной системы представлена на рис. 2.

В соответствии с предложенной структурой, поставленные задачи распределяются между всеми серверами, которые размещены в центрах обработки данных (DataCentre). Необходимая скорость и эффективность решения задач при минимальных затратах достигается за счет параллельного распределения нагрузки. Часть расчетов может быть выполнена серверами ранее созданных проектов; также могут быть использованы данные, собранные в рамках проектов, финансируемых другими организациями. Основным принципом разработки такой масштабной системы является обязательное использование распределенных серверов баз данных подсистем и их объединений по типу систем облачных вычислений. Такое решение позволяет включать в БД любые расчетные программы, например, прогнозирование качества водных объектов, используя механизм встроенных функций и располагая все вычислительные программы на стороне серверов БД. Эти встроенные программы запускаются в работу в случае возникновения соответствующих условий, например, при запросе пользователя водных услуг, международных организаций и т.п.

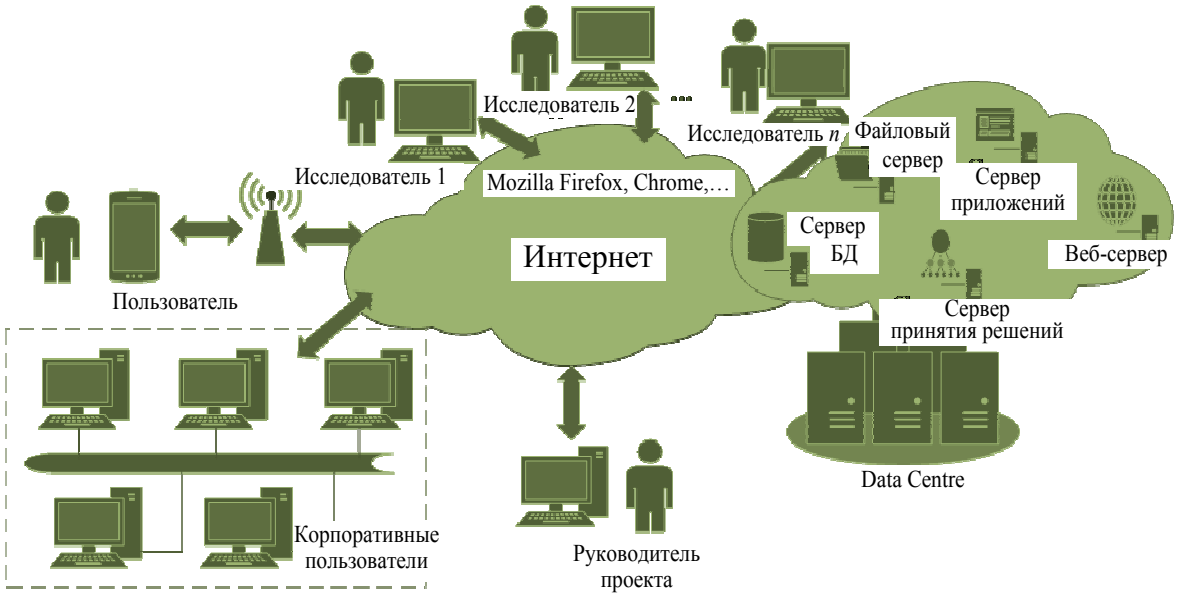


Рисунок 2 – Облачная архитектура распределенной системы мониторинга и прогнозирования качества водных объектов: DataCentre – центр обработки данных

Передачу результатов моделирования из распределенных БД по запросу пользователей, использующих любые современные браузеры (MozillaFirefox, Chromeи др.) обеспечивают распределенные серверы приложений. Серверы приложений предназначены в первую очередь для быстрой обработки запросов со стороны большого количества пользователей, которых может быть больше тысячи, и формирования необходимых результатов в виде веб-страниц. Такая интеграция распределенных БД и серверов приложений позволяет создать распределенную среду моделирования режимов и расчетных задач, использующих данные различных БД, независимо от физического места их расположения.

Таким образом, в работе рассмотрена структура и принципы построения универсальной компьютерно-интегрированной системы, которая позволит выполнять централизованное хранение и предоставлять возможность оперативного доступа и последующего анализа данных о состоянии источников водоснабжения.

Список использованных источников

1 Водная рамочная директива ЕС 2000/60 / ЕС. Основные термины и их определения. – Киев, 2006. – 240 с.

2 Физико-химические методы очистки воды. Управление водными ресурсами [Текст]: учебное пособие / И. М. Астрелин [и др.]. – Проект «WaterHarmony», 2015. – 614 с.

3 Застосування хмарних технологій для аналізу та прогнозування якості водних ресурсів / С. Г. Бондаренко [і і нш.] // Инновационные пути модернизации базовых отраслей промышленности, энерго- и ресурсосбережение, охрана окружающей природной среды: сборник научных трудов V Международной научно-практической конференции молодых ученых и специалистов, 23–24 марта 2016 г., г. Харьков. – Х.: ГП «УкрНТЦ «Энергосталь», 2016. – С. 162–168.

4 Структура та принципи побудови бази даних інформаційної системи моніторингу якості водних об'єктів. Комп’ютерне моделювання в хімії і технологіях та системах сталого розвитку – КМХТ-2016 / С. Г. Бондаренко [і і нш.] // Збірник наукових статей П’ятої міжнар. наук.-практ. конф. – Київ: НТУУ «КПІ», 2016. – С. 198–203.

5 Застосування реляційної бази даних для моніторингу та прогнозування стану джерел водопостачання атомних станцій / С. Г. Бондаренко [і і нш.] // Збірка тез доповідей VI Міжнародної конференції студентів, аспірантів та молодих вчених з хімії та хімічної технології, 20–22 квітня 2016 р., м. Київ. – Київ: НТУУ КПІ, 2016. – 242 с.

УДК 556.531

Л. Н. Гертман, И. Ю. Буко
Республиканское унитарное предприятие «Центральный научно-исследовательский институт комплексного использования водных ресурсов», г. Минск

ОБЕСПЕЧЕНИЕ ПОЭТАПНОГО РАЗВЕРТЫВАНИЯ СЕТИ ПУНКТОВ НАБЛЮДЕНИЙ ЗА СОСТОЯНИЕМ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД ПО ГИДРОМОРФОЛОГИЧЕСКИМ ПОКАЗАТЕЛЯМ

Процесс развертывания наблюдательной сети за состоянием поверхностных вод по гидроморфологическим показателям был запущен в рамках выполнения мероприятия 12 Государственной программы обеспечения функционирования и развития Национальной системы мониторинга окружающей среды в Республике Беларусь на 2011 – 2015 годы, утвержденной Указом Президента Республики Беларусь от 13 июня 2011 г. № 244. Одной из задач данной программы являлось формирование сети пунктов регулярных наблюдений по гидроморфологическим показателям состояния рек, включая сильноизмененные участки в районах размещения крупных гидротехнических сооружений (далее – ГТС).

Изменение очертаний речных участков в результате создания на них гидротехнических сооружений сказывается на свойствах дна и берегов, на динамике перемещения отложений, на гидрогеологическом режиме прилегающей территории, общей экологической обстановке. Последствия могут распространяться в течение ряда лет вверх и вниз по течению не только в пределах русла реки, но и на прилегающую территорию. В отсутствие мониторинга этих процессов изменение экологической обстановки может создать помехи для хозяйственной деятельности в целом и для работы гидротехнических сооружений в частности.

В исследованиях 2012 года [9] на основе анализа литературных данных, европейских стандартов и законодательства в области оценки гидроморфологических показателей состояния рек разработаны научно обоснованные рекомендации по организации поэтапного развертывания сети пунктов наблюдений по гидроморфологическим показателям в Республике Беларусь. Изначально перечень рек и участков рек, претерпевших изменения в гидрологическом режиме и морфологических показателях в результате антропогенного воздействия включал более 110 объектов. На основе проведенных исследований был предложен график организации наблюдений по гидроморфологичкеским показателям состояния рек на участках размещения крупных ГТС, на которых были проведены исследования в период с 2013 по 2015 гг.

Методической основой выполнения работ являются СТБ 17.13.04-01-2012/EN 14614:2004 «Охрана окружающей среды и природопользование. Аналитический контроль и мониторинг. Руководство по оценке гидроморфологических показателей состояния рек» и СТБ 17.13.04-02-2013/EN 15843:2010 «Охрана окружающей среды и природопользование. Аналитический контроль и мониторинг. Руководство по оценке степени изменения гидроморфологических показателей состояния рек». Данные нормативные документы регламентируют работы по оценке гидроморфологических показателей состояния рек и степени их изменения.

Как правило, работы включают следующие этапы:

– проведение камеральных работ по подготовке исходной информации для проведения маршрутных наблюдений;

– проведение маршрутных исследований на участках рек;

– обработку результатов натурных исследований и оценка изменений, произошедших в результате антропогенного воздействия на водотоки.

Проведенные исследования позволили определить наиболее репрезентативные участки рек и рекомендовать их для включения в Национальную систему мониторинга окружающей среды в Республике Беларусь.

Перечень пунктов наблюдений для проведения регулярных наблюдений за уровнем воздействия на водотоки для оценки гидроморфологических показателей в районах размещения крупных ГТС включает 9 участков: на реке Друть вблизи н.п. Городище и н.п. Чигирин, на реке Случь – н.п. Старобин, на реке Оболь – н.п. Желудово, на реке Черница – н.п. Добромысли, на реке Нища – н.п. Клястицы, на реке Щара – н.п. Миничи, на реке Молчадь – н.п. Гезгалы, на реке Россь – н.п. Гледневичи.

По результатам проведенной оценки степени изменения гидроморфологических показателей состояния рек все исследуемые объекты относятся к незначительно измененным. Наиболее серьезные изменения связаны с изменениями в русле реки и с продольной непрерывностью рек, вызванной строительством гидротехнических сооружений. Для этих участков предложена программа проведения наблюдений.

В настоящее время поэтапное развертывание сети пунктов наблюдений за состоянием поверхностных вод по гидроморфологическим показателям продолжено в соответствии с Постановлением Совета Министров Республики Беларусь от 17 марта 2016 г. № 205 «Об утверждении Государственной программы «Охрана окружающей среды и устойчивое использование природных ресурсов» на 2016–2020 годы».

В 2016 г. с целью поэтапного развертывания сети пунктов наблюдений за состоянием поверхностных вод по гидроморфологическим показателям работы были проведены в бассейне р. Западный Буг, где были обследованы участки 7 рек: Нарев (н.п. Немержа), Лесная Правая (н.п. Каменюки), Лесная (н.п. Каменец), Рыта (н.п. Малые Радваничи), Мухавец (н.п. Кобрин), Спановка (н.п. Медно), Копаювка (н.п. Леплевка).

Процесс развертывания сети пунктов наблюдений за состоянием поверхностных вод по гидроморфологическим показателям базируется на предыдущих исследованиях на основе разработанных ранее и апробированных методических основах определения изменения гидроморфологических показателей состояния рек.

В соответствии со стандартом СТБ 17.13.04-02-2013/EN 15843:2010 процедуры балльной оценки проводились с использованием оценки по группе Б с качественными данными.

Таблица 1 – Оценка состояния поверхностных вод по гидроморфологическим показателям

№ п.п.	Река	Балльная оценка		
		по зонам	по группам	всего исследуемого участка реки
1.	Нарев	русло: 1 берега/береговые зоны: 1 пойма: 1	морфология: 1 гидрологический режим: 1 продольная непрерывность реки: 1	1
2.	Лесная Правая	русло: 1,5 берега/береговые зоны: 1 пойма: 1	морфология: 1 гидрологический режим: 1 продольная непрерывность реки: 1	1
3.	Лесная	русло: 2 берега/береговые зоны: 1 пойма: 1	морфология: 1 гидрологический режим: 1 продольная непрерывность реки: 1	1,3
4.	Рыта	русло: 1 берега/береговые зоны: 1 пойма: 1,66	морфология: 1 гидрологический режим: 1 продольная непрерывность реки: 1	1,1
5.	Мухавец	русло: 1,5 берега/береговые зоны: 1 пойма: 1	морфология: 1 гидрологический режим: 1 продольная непрерывность реки: 1	1,1
6.	Спановка	русло: 2,5 берега/береговые зоны: 3 пойма: 3	морфология: 3 гидрологический режим: 3 продольная непрерывность реки: 3	2,5
7.	Копаювка	русло: 1 берега/береговые зоны: 1 пойма: 1	морфология: 1 гидрологический режим: 1 продольная непрерывность реки: 1	1

По результатам проведенной оценки степени изменения гидроморфологических показателей состояния рек рр. Нарев, Лесная Правая, Лесная, Рыта, Мухавец, Копаювка – имеют состояние от близкого к природному до незначительно измененного; р. Спановка – от незначительно измененного до умеренно измененного.

Таблица 2 – Состояние поверхностных вод по гидроморфологическим показателям исследуемых рек в бассейне р. Западный Буг

№ п.п.	Река	Балл	Класс	Описание класса
1.	Нарев	1	1	От близкого к природному состоянию до незначительно измененный
2.	Лесная Правая	1	1	От близкого к природному состоянию до незначительно измененный
3.	Лесная	1,3	1	От близкого к природному состоянию до незначительно измененный
4.	Рыта	1,1	1	От близкого к природному состоянию до незначительно измененный
5.	Мухавец	1,1	1	От близкого к природному состоянию до незначительно измененный
6.	Спановка	2,5	3	От незначительно измененного до умеренно измененный
7.	Копаювка	1	1	От близкого к природному состоянию до незначительно измененный

Наиболее серьезные изменения связаны изменениями в русле реки и с продольной непрерывностью рек, вызванной строительством гидротехнических сооружений, в частности шлюзов.

В 2017 г. работы по развертыванию сети пунктов наблюдений за состоянием поверхностных вод по гидроморфологическим показателям продолжены в бассейне р. Припять для следующих объектов: Припять (н.п. Б.Диковичи, г. Пинск, г. Мозырь), Горынь (пгт Речица), Ствига (н.п. Дзержинск), Льва (н.п. Ольманская Кошара), Словечно (н.п. Скородное), Стырь (н.п. Ладорож), Уборть (н.п. Милошевичи).

Список использованных источников

1 Обеспечение поэтапного развертывания сети наблюдений на водных объектах в районах размещения крупных гидротехнических сооружений. Этап 2012 г.: отчет о НИР / ЦНИИКИВР; рук. Богодяж Е.П. – № ГР 20121994. – Минск, 2012. – 82 с.

УДК 504.453/556.53

Л. Н. Гертман, Е. Б. Петренко, А. П. Станкевич
Республиканское унитарное предприятие «Центральный научно-исследовательский институт комплексного использования водных ресурсов», г. Минск

ОРГАНИЗАЦИЯ МОНИТОРИНГА СОДЕРЖАНИЯ ОСОБО ОПАСНЫХ ЗАГРЯЗНЯЮЩИХ ВЕЩЕСТВ В СОСТАВЕ СТОЧНЫХ ВОД ПРЕДПРИЯТИЙ РЕСПУБЛИКИ БЕЛАРУСЬ

Особо опасные загрязняющие вещества (далее – ОЗВ), к которым кроме веществ содержащих тяжелые металлы, также относятся стойкие органические загрязнители, являются высокотоксичными органическими веществами, устойчивыми к физическому, химическому и биологическому разложению в окружающей среде, способными к биоаккумуляции и переносимые на большие расстояния во всех экологических средах. Эти вещества, даже в небольших количествах, оказывают негативное воздействие, как на окружающую среду, так и на здоровье человека. Проблема применения таких веществ в различных

отраслях деятельности и как следствие переходящих в разряд загрязнителей, международным сообществом определена как глобальная экологическая угроза, требующая принятия немедленных мер. Вместе с тем, в Республике Беларусь в должной мере не проводится мониторинг этих веществ, как в составе сточных вод, сбрасываемых предприятиями в системы коммунальной канализации и непосредственно в окружающую среду, так и мониторинг их содержания в природных водных объектах.

Европейский Союз уделяет большое внимание проблеме загрязнения водных объектов ОЗВ. Директива 2013/39/ЕС уточняет перечень приоритетных веществ в области водной политики, в том числе, включает расширенный перечень стойких органических загрязнителей, относящихся к ОЗВ. В действующем национальном законодательстве в области использования и охраны вод не упорядочены требования в части ОЗВ: отсутствует перечень отраслей, сточные воды которых содержат ОЗВ, перечень ОЗВ по каждой отрасли, периодичность отбора проб сточных вод для контроля поступления ОЗВ в окружающую среду с учетом особенностей производства в Республике Беларусь.

Целью проводимой в настоящее время в рамках Государственной научно-технической программы «Природопользование и экологические риски» работы по заданию 2.1.5 «Выполнить оценку содержания особо опасных загрязняющих веществ в составе сточных вод предприятий Республики Беларусь и составить их актуализированный перечень для организации мониторинга» является оценка влияния на поверхностные водные объекты особо опасных загрязняющих веществ, включая стойкие органические загрязнения, сбрасываемых в составе сточных вод промышленных предприятий, и разработать предложения для ведения мониторинга поступления ОЗВ в поверхностные водные объекты.

Работа проводилась в несколько этапов. Изначально с учетом международного опыта был определен перечень ОЗВ, включающий 61 вещество. Для них, исходя из характеристик и свойств каждого из предложенных к включению в перечень ОЗВ, были определены виды экономической деятельности, где они могут использоваться в процессе производства, либо образовываться в качестве побочных продуктов. В результате анализа данных государственной статотчетности водопользователей по форме «1-Вода (Минприроды)», применяемых промышленными предприятиями Республики Беларусь технологий, данных территориальных органов Минприроды, анкетирования промышленных предприятий сформирован перечень предприятий,. сточные воды которых, исходя из специфики производственных процессов, могут содержать ОЗВ.

Установлено, что на территории Республики Беларусь есть вероятность наличия ОЗВ в сточных водах 104 предприятий, отводящих свои сточные воды в систему коммунальной канализации, и 18 промышленных предприятий сбрасывают сточные воды в поверхностные водные объекты.

Анализ возможности наличия ОЗВ в сточных водах промышленных предприятий, отводящих производственные сточные воды в систему коммунальной канализации, а также наличия методик их определения, позволил выделить ряд предприятий, принимающих на очистку сточные воды с последующим их сбросом в водные объекты. В первую очередь, эти предприятия относятся к секции Е ОКЭД «Водоснабжение; сбор, обработка и удаление отходов, деятельность по ликвидации загрязнений», в частности, это водоканалы и ЖКХ, на очистные сооружения которых поступают сточные воды большинства предприятий. Выполнен детальный анализ перечня их абонентов для определения возможного итогового состава ОЗВ в их сточных водах. Территориально предприятия, отводящие свои сточные воды с вероятным содержанием ОЗВ в систему коммунальной канализации населенных пунктов, являются абонентами 15 организаций, которые принимают эти сточные воды для очистки и последующего отведения в поверхностные водные объекты.

В настоящее время лабораторный контроль в Республике Беларусь возможен только для 10 ОЗВ в силу наличия соответствующих методик и соответствующей области аккредитации лабораторий:

– гексахлорбензол;
– трихлорэтилен;

– полициклические ароматические углеводороды:бензо(a)пирен, бензо(b)флюорантен, бензо(g,h,i) пирилен, бензо(k)флюорантен, инден(1,2,3-cd)пирен;
– трихлорбензол;
– нафталин;
– ртуть;
– никель;
– кадмий;
– свинец.

Контроль за остальными ОЗВ, наличие которых возможно в сточных водах промышленных предприятий, может осуществляться только исходя из технических возможностей лабораторий Республики Беларусь и наличия методик определения их в сточных водах. Это:
– бромдифенилэфиры;
– перфтороктановая сульфоновая кислота, ее соли;
– октилфенол ((4-(1,1′,3,3′-тетраметилбутил)-фенол));
– ди(2-этилгексил)фталат (диоктилфталат);
– нонилфенолы (4-(пара)-нонилфенол;
– хлорсодержащие углеводороды С10-С13;
– полихлорированные дибензодиоксины и дибензофураны (ПХДД/ПХДФ);
– бензол;
– трихлорметан (хлороформ);
– дихлорметан метилен хлорид (хлористый метилен);
– трибутилолова соединения (трибутилолово-катион).

На основе выше изложенного определен перечень промышленных предприятий для проведения исследований с целью подтверждения вероятности содержания ОЗВ в их сточных водах. Данный перечень включает 33 предприятия: 18 промышленных предприятий, непосредственно сбрасывающих сточные воды в поверхностные водные объекты, и 15 предприятий, принимающих сточные воды промышленных предприятий через систему канализации для очистки и последующего отведения в поверхностные водные объекты.

По Общегосударственному классификатору Республики Беларусь ОКРБ 005-2011 данные предприятия относятся к следующим видам экономической деятельности:
– производство текстильных изделий;
– дубление, выделка кожи, меха; производство изделий из кожи, кроме одежды;
– производство деревянных и пробковых изделий, кроме мебели;
– производство целлюлозы, бумаги и изделий из бумаги;
– полиграфическая деятельность и тиражирование записанных носителей информации;
– производство кокса и продуктов нефтепереработки;
– производство химических продуктов;
– производство прочих неметаллических минеральных продуктов;
– производство автомобилей, прицепов и полуприцепов;
– производство прочих транспортных средств и оборудования;
– сбор, обработка и удаление отходов; вторичное использование материалов.

В настоящее время проводятся работы по отбору проб и проведению исследований состава и свойств сточных вод предприятий и поверхностных вод в контрольных створах водопользования (выше и ниже выпусков сточных вод) в соответствии с разработанным перечнем предприятий с целью определения содержания в них ОЗВ.

Важность проводимого научного исследования обусловлена, прежде всего, предотвращением или минимизацией отрицательного влияния на окружающую среду и здоровье населения ОЗВ, а также реализацией положений Стокгольмской конвенции о стойких органических загрязнителях.

Результаты данной работы позволят также в значительной мере снизить затраты на аналитический контроль и одновременно повысить уровень контроля ОЗВ, поступающих со сточными водами в поверхностные водные объекты Республики Беларусь.

УДК 502.51

М. В. Куклина, доц., канд. экон. наук, А. Л. Галтаева, студ.
Иркутский национальный исследовательский технический университет, г. Иркутск

К ВОПРОСУ О РЕГУЛИРОВАНИИ ТУРИСТИЧЕСКОЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ НА БАЙКАЛЬСКОЙ ПРИРОДНОЙ ТЕРРИТОРИИ С ПОМОЩЬЮ ИНТЕГРИРОВАННОЙ ИНФОРМАЦИОННОЙ СИСТЕМЫ[1]

На пересечении двух тенденций на территории озера Байкал – ухудшения экологической обстановки и увеличения туристических потоков (по различным оценкам около 2 млн. туристов в 2016 году), актуальной выглядит проблема систематизации учета и регламентирования объемов туристических потоков контролирующими административными органами на Байкальской природной территории (БПТ).

В то же время следует отметить отсутствие системы информационной поддержки территории, которая обеспечивала бы прозрачность взаимодействия между основными акторами туристического бизнеса и различными уровнями власти для оптимального управления туристическими потоками в регионе. В результате данные, предоставляемые различными муниципальными органами, практически несопоставимы. Кроме того, отсутствуют четко налаженные механизмы взаимодействия между разными уровнями власти (местная администрация – районная администрация – регион) для решения вопросов оценки и регулирования туристических потоков. В частности, муниципальные органы власти не имеют механизмов формирования подобных количественных оценок при растущей потребности в данной информации со стороны вышестоящих органов власти, общественных и природоохранных организаций.

Таким образом, необходимо исследование и систематизация уже имеющихся методов учета туристических потоков, практикуемых различными органами власти и иными акторами, участвующими в туристической деятельности на территории БПТ, для дальнейшего формирования схемы информационных потоков и их оптимизации. В то же время в разрабатываемую систему необходимо вовлечение локальных сообществ, которое должно быть в первую очередь согласовано с самими их представителями. Поскольку развитие информационной инфраструктуры, которое должно сопровождаться, а лучше предваряться развитием всех остальных элементов инфраструктуры (водопроводной, утилизации отходов, развитие транспортной системы).

Создание информационного ресурса, на котором возможно взаимодействие представителей туристического бизнеса, органов власти, природоохранных организаций открывает новые возможности для анализа и мониторинга туризма.

[1] Исследование выполнено при финансовой поддержке РГНФ. Грант № 16-33-01189.

УДК 502.51

А. И. Козорез, А. М. Митренков
Белорусский государственный технологический университет, г. Минск

ВОДНО-БОЛОТНЫЕ ОХОТНИЧЬИ УГОДЬЯ БЕЛАРУСИ И ИХ ПРОДУКТИВНОСТЬ

Водно-болотные охотничьи угодья Беларуси – это озера, реки, ручьи, искусственные пруды и водохранилища, мелиоративные каналы, торфокарьеры и болота, расположенные в местах обитания охотничьих животных, которые используются или могут использоваться для ведения охотничьего хозяйства. В водно-болотные охотничьи угодья не входят водотоки, водоемы и болота расположенные:

- на территориях земель населенных пунктов, садоводческих товариществ и дачных кооперативов, зон массового отдыха;

• в запретных для охоты зонах вокруг населенных пунктов, зонах массового отдыха и (или) иных объектах;

• на территории земель промышленности (за исключением территорий торфоразработок);

• на территориях, подвергшихся радиоактивному загрязнению в результате катастрофы на Чернобыльской АЭС, относящихся к зоне эвакуации (отчуждения), зоне первоочередного отселения, зоне последующего отселения, с которых отселено население и на которых установлен контрольно-пропускной режим;

• на особо охраняемых природных территориях или их отдельных зонах, иных территориях, в границах которых в соответствии с режимом их охраны и использования изъятие диких животных запрещено.

Водно-болотные охотничьи угодья Беларуси занимают площадь 986 тыс. га или всего 6 % от общей площади охотничьих угодий страны. В сравнении с 1984 годом площадь водно-болотных охотничьих угодий сократилась на 219 тыс.га. Такое сокращение произошло как за счет осушения болот, так и за счет вывода части водно-болотных угодий из состава охотничьих угодий в состав особо охраняемых природных территорий, где охота запрещена. Распределены водно-болотные охотничьи угодья по территории Беларуси неравномерно. Наибольшие площади этих угодий сосредоточены в Витебской (279,6 тыс. га) и Брестской (244,1 тыс. га) административных областях. Наименьшие площади водно-болотных охотничьих угодий сосредоточены в Гродненской области (рисунок 1).

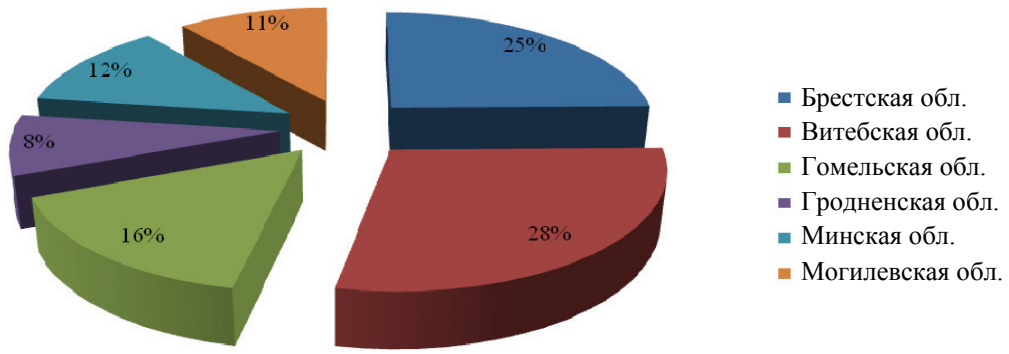


Рисунок 1 – Распределение водно-болотных охотничьих угодий по областям

Однако, несмотря на то, что данная категория охотничьих угодий самая малозначительная по площади, она отличается наибольшим видовым разнообразием и количеством охотничьих животных. Из 50 видов охотничьих животных водно-болотные охотничьи угодья населяет 22 вида (44 %), в том числе 2 нормируемых вида млекопитающих (бобр и выдра), 2 вида пушных животных (американская норка и ондатра), 18 видов различных водно-болотных птиц. По данным учета охотничьих животных в 2016 году в водно-болотных угодьях Беларуси обитало 436,6 тыс. ос. уток, 58,2 тыс. ос. лысух, 14,4 тыс. ос. хоря лесного, 27,4 тыс. ос. ондатры, 23,3 тыс. ос. норки американской, 6,0 тыс. ос. выдры речной и 51,3 тыс. ос. бобра речного.

Динамика численности бобра имеет тенденцию к снижению (рисунок 2). За последние 10 лет численность сократилась на 9 %: с 56,4 до 51,3 тыс. особей. Максимальная численность за этот период была зафиксирована в 2010 г. – 65,0 тыс.ос.

Бобр распространен по охотничьим хозяйствам областей неравномерно (рисунок 3). Максимальная его доля в 31,1 % или 16,0 тыс. ос. обитает на территории Витебской области, а минимальная – 11,7 % или 6, 3 тыс. ос. – в Гродненской области. Но если сравнить плотность бобра речного в водно-болотных угодьях по областям (рисунок 4), то минимальная плотность в 0,71 ос./км.б.п. окажется в Гомельский области. Значение в 0,71 ос./км.б.п. позволяет предположить, что на территории Гомельской области происходит недоучет популяции бобра речного.

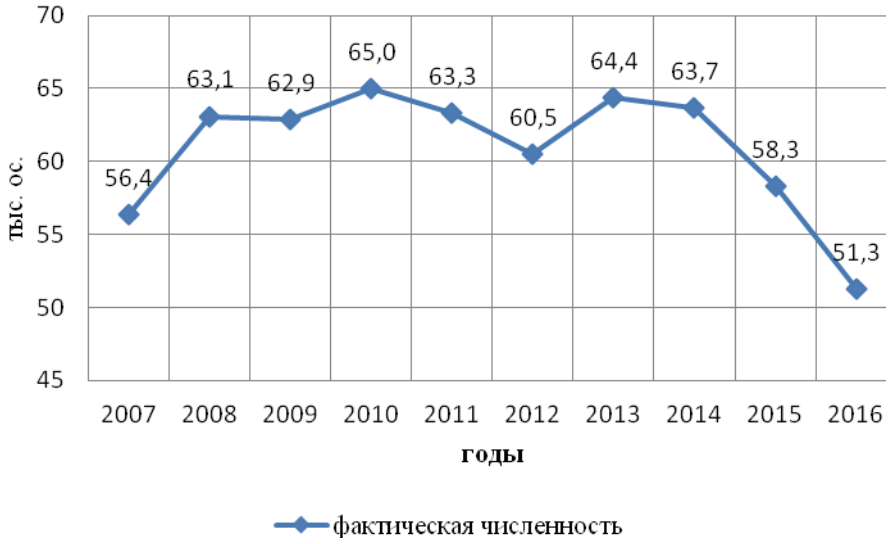


Рисунок 2 – Динамика численности бобра речного в охотничьих хозяйствах Беларуси

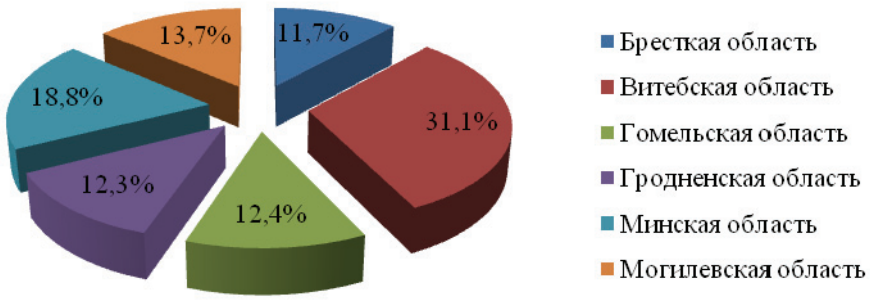


Рисунок 3 – Распространение бобра речного по водно-болотным угодьям областей Беларуси



Рисунок 4 – Плотность заселения водно-болотных угодий бобром речным по областям Беларуси

Традиционно наиболее востребованным видом дичи среди охотников является водоплавающая дичь и, в частности, различные охотничьих виды птиц отряда гусеобразных. В 2016 году в водно-болотных охотничьих угодьях было добыто 95,5 тыс. уток, в том числе 74,6 тыс. крякв, 5,5 тыс. лысух, 22,1 тыс. гусей.

Согласно данным охотпользователей, среди добычи водоплавающих птиц преобладает кряква, доля добычи которой достигает 73,4 %. Однако структура добычи водоплавающих птиц может изменяться в зависимости от сезона охоты, места охоты и прочих условий. Анализ структуры добычи водоплавающих птиц на водохранилище Селец показал, что структура их добычи может быть весьма разнообразной (рисунок 5).

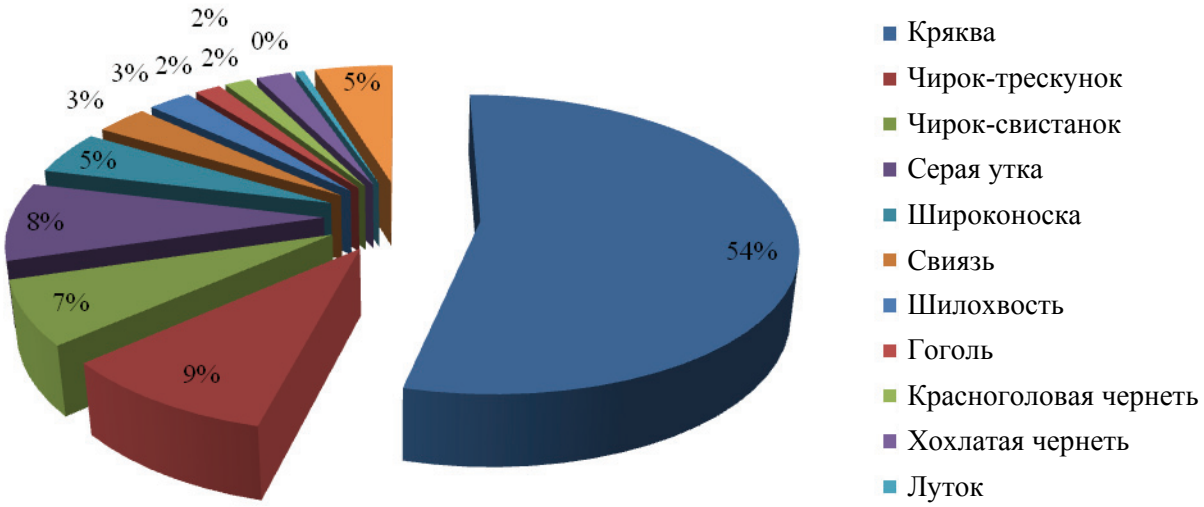


Рисунок 5 – Видовая структура добычи водоплавающих птиц на водохранилище Селец

В период с 2011 по 2017 годы было обследовано 182 добытых охотниками птицы в летне-осенний сезон охоты. Согласно полученным данным, 54 % добытых птиц являлись кряквами, далее следовали практически в равных пропорциях чирок-трескунок (9 %), чирок-свистунок (7 %) и серая утка (8 %). Интересно то, что в добыче охотников регулярно встречаются утки, включенные в Красную книгу Беларуси (шилохвость) и утки, не являющиеся охотничьими видами (свиязь, гоголь). Причем эти виды встречаются в добыче охотников гораздо чаще отдельных охотничьих видов – хохлатой и красноголовой чернетей. Следует отметить, что добыча этих птиц происходит в период осенней миграции и, по существу, не наносит ущерба популяциям, основные гнездовые территории которых располагаются в России, там где эти виды являются обычными охотничьими видами.

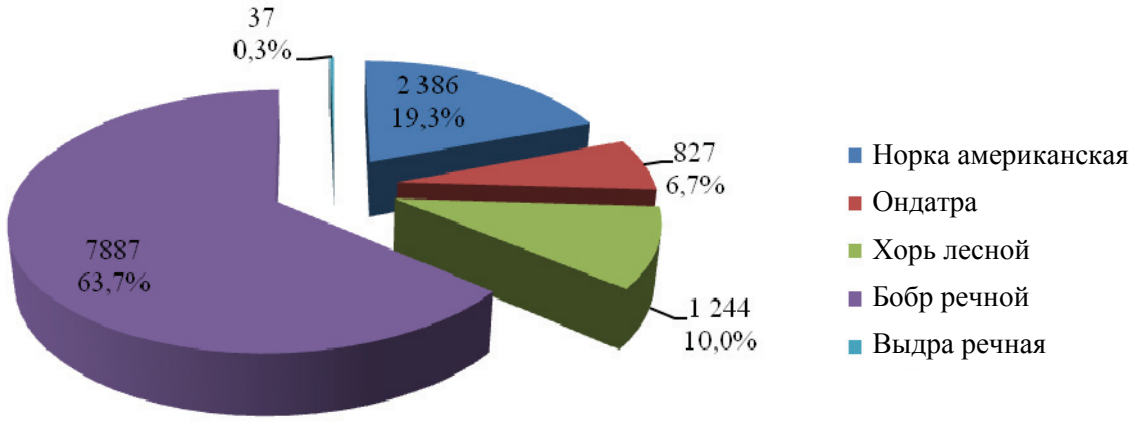


Рисунок 6 – Добыча околоводных зверей в 2016 г. в Беларуси

Среди гусей наиболее многочисленной добычей является белолобый гусь, доля добычи которого составляет 60,9 % от общей добычи гусей в Беларуси. Серый гусь, как единственный гнездящийся в Беларуси вид гусей, добывается в наименьшем количестве и доля его добычи составляет 12,5 %. Однако если учесть, что основная масса гусей добывается в весенний период и то, что гуси являются моногамами, то даже и эта незначительная добыча может отрицательно сказываться на гнездовании и воспроизводстве серого гуся в Беларуси.

Из околоводных зверей наиболее эксплуатируется в водно-болотных угодьях охотничьих хозяйств Республики Беларусь популяция бобра речного – 7 887 ос., менее всего выдры – 37 ос. (рисунок 6).

При переводе добытой охотничьей продукции в дичемясную продукцию на 1 га водно-болотных угодий добывается 0,13 кг дичемясной продукции. В то время, как для лесных охотничьих угодий, где основу добычи составляют дикие копытные, этот показатель составляет 0,11 кг. Таким образом, водно-болотные угодья являются самыми продуктивными охотничьими угодьями.

УДК 620.92+620.987

А. Г. Ободовский, проф., д-р геогр. наук,
В. В. Онищук, ст. науч. сотр., канд. техн. наук
Киевский национальный университет имени Тараса Шевченко, г. Киев

ПЕРСПЕКТИВЫ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ВОДНЫХ РЕСУРСОВ РЕК НА ВЫСОКОЭКОЛОГИЧЕСКИХ МАЛЫХ ГИДРОЭЛЕКТРОСТАНЦИЯХ

Актуальность энергообеспечения хозяйственного комплекса на основе использования гидроэнергоресурсов рек на высокоэкологических МГЭС заключается в целом ряде известных преимуществ природоохранного характера. В этом контексте следует отметить, что строительство и эксплуатация МГЭС за существующей технологией не позволяет кардинально решить проблему высокоэкологического энергообеспечения. Приоритетным решением этого вопроса является использование потенциала электромагнитного поля на элементах ГЭС [1, 2].

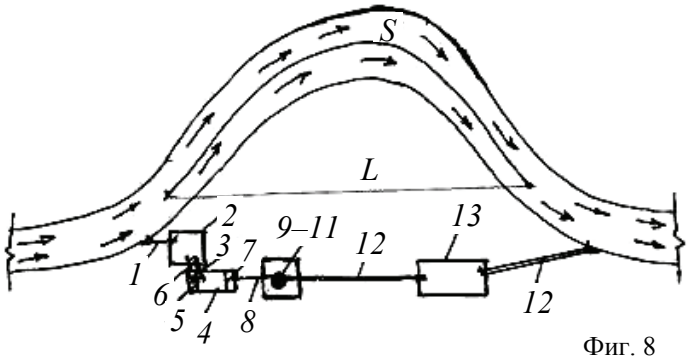
Цель исследования – это более подробно раскрыть технологическую парадигму использования дополнительного электромагнитного поля на отдельных рабочих органах деривации гидроэлектростанций и заинтересовать инвесторов для внедрения данной разработки в практику гидротехнического строительства.

Методика экологического использования гидроэнергетического потенциала рек. Нами предложена новая технологическая парадигма привлечения водных ресурсов для производства электроэнергии на малых по мощности ГЭС. Суть этой парадигмы заключается в использовании электромагнитного поля на рабочих органах напорной деривации ГЭС, с которой она будет достаточно эффективно работать при малых расходах воды (0,03–0,4 $м^3/с$). Это обеспечит непрерывную ее работу в течение года и не будет существенно влиять на гидравлический режим и гидроэкологическое состояние реки. Поэтому декларируемую конструкцию электростанции было названо универсальной высокоэкологической малой ГЭС (УВЭМГЭС) [2]. УВЭМГЭС рекомендуется строить на развитых излучинах горных рек, которые имеют достаточные перепады высот продольного профиля. На высокогорье такие ГЭС можно размещать также на относительно прямолинейных участках. На равнинных реках данную конструкцию ГЭС предлагается строить при наличии высотного уравнительного резервуара, который позволит иметь достаточно большую мощность станции.

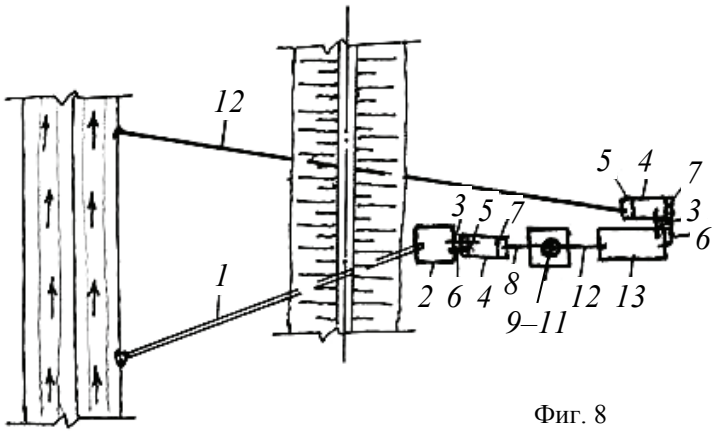
Принцип работы УВЭМГЭС заключается в том, что здесь турбина, конусная насадка или форсунка имеют двойные обложки, а пространства между их стенками (вакуум)

заполняются газом гелием или аргоном при давлении 0,18 Па (0,02 ат) или не более данной величины. При перепаде температур между окружающей средой и внутри водного потока в пространствах обложек через систему дырчатых перегородок будет происходить циркуляция использованного инертного газа. В этом контексте следует заметить, что при отмеченном вакууме имеется достаточное количество молекул газа для циркуляции, которые при солиноидальном движении будут прикасаться до стенок обшивок и, таким образом, на их поверхности будут возникать статические заряды. Циркуляция молекул газа обусловливает формирование дополнительного местного электромагнитного поля внутри и вокруг этих элементов, а также в конечной части напорного трубопровода. Замена поля гравитации электромагнитным ускоряет водный поток почти на порядок, что объясняется проявлением эффекта эжжекции и наличием компактной струи вакуума в конце трубопровода. В этой зоне перед конусной насадкой или форсункой необходимо установить обратный клапан для сброса воздуха.

Здание ГЭС располагается на пойме возле русла реки либо возле склона за дамбой обвалования. Рядом располагается аккумулятивная емкость, в которую вода из реки поступает с помощью трубы (рис. 1–3). Далее вода подается с помощью гидравлического сифона в уравнительную емкость (уравнительный резервуар), размещенный на опорах, с которого затем осуществляется заполнение деривации станции. Гидравлический сифон рекомендуется использовать по конструкции изложенной в патенте Украины [3]. Отвод воды из кольцевого бассейна осуществляется с помощью сбросного трубопровода в буферную емкость. С этой емкости вода перекачивается гидравлическим сифоном в достаточно высокую емкость, что позволяет сбросной трубой направиться в реку (рис. 1).



Фиг. 8

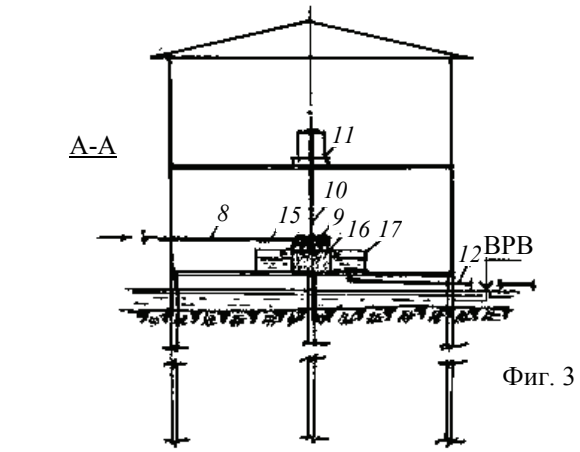


Фиг. 8

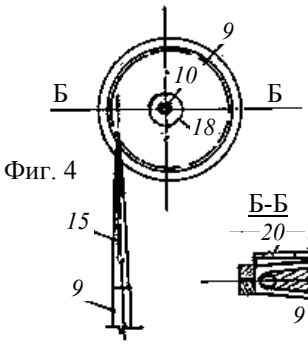
На фиг. 1 приведен общий вид размещения УВЭМГЭС возле излучины реки в плане, где показано: 1 – пропускная труба; 2 – аккумулятивная емкость; 3 – гидравлический сифон; 4 – уравновешивающая емкость; 5 – перегородка для автоматического сброса избытка воды; 6 – сбросная труба; 7 – защитная сетка; 8 – подводящий напорный трубопровод; 9 – 11 – ковшовая турбина на одном валу с генератором; 12 – сбросной трубопровод; 13 – буферная емкость; на фиг. приведен общий вид размещения УВЭМГЭС за дамбой обвалования реки в плане, где показано: 2 – 2 – 13 – то же самое, что и на фиг. 1; 14 – буферная емкость

Рисунок 1 – Варианты компоновки УВЭМГЭС

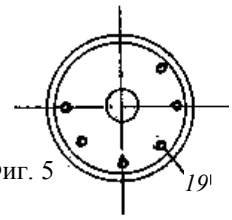
Монтаж оборудования УВЭМГЭС характеризуется следующими особенностями (рис. 1–3). Аккумулятивную емкость 2 рекомендуется устраивать при площади водной поверхности не менее 24 м^2, прямоугольной формы и глубиной не менее 2 м. Уравновешивающую емкость 4 предлагается изготавливать из хромоникелевого сплава размером в плане 2000×6000 мм и высотой 2500 мм. Подводящий напорный трубопровод 8 заканчивается конусной форсункой с двойной обложкой 15, которая имеет длину не менее 1200 мм. Диаметр форсунки в начале должен быть равен диаметру трубы, а в конце – должен бить соразмерным с шириной ковша турбины (с внутренним углом не более 24^o), изготовленной из хромоникелевого сплава.



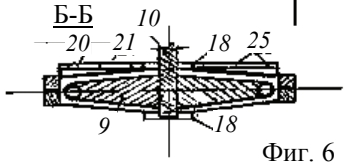
Фиг. 3



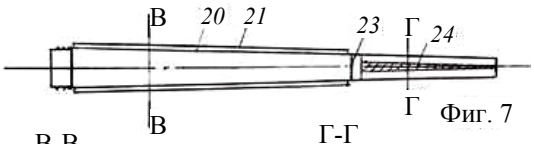
Фиг. 4



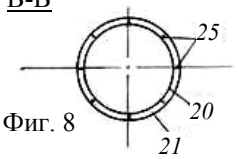
Фиг. 5



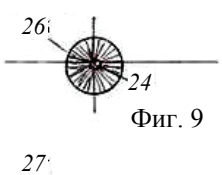
Фиг. 6



Фиг. 7



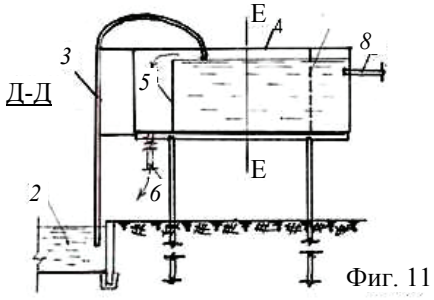
Фиг. 8



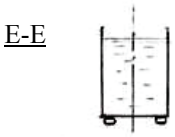
Фиг. 9



Фиг. 10



Фиг. 11



Фиг. 12

На фиг. 3: 8 – подводящий напорный трубопровод; 9 – ковшовая турбина с двойной обложкой; 10 – вал; 11 – генератор; 15 – форсунка с двойной обложкой; 12 – сбросной трубопровод; 16 – опора, 17 – кольцевой бассейн; на фиг. 4: 8 – подводящий напорный трубопровод; 15 – форсунка с двойной обложкой; 9 – ковшовая турбина с двойной обложкой; 10 – вал; 18 – подшипник; фиг. 5: 19 – отверстие для сброса воды из корпуса турбины; фиг. 6: 9 – ковшовая турбина; 10 – вал; 18 – подшипник; 20 – внутренняя стенка обложки; 21 – внешняя стенка обложки; 22 – жесткая дырчатая перегородка

Рисунок 2 – Схема размещения ковшовой турбины в здании ГЭС и главные ее конструктивные элементы деривации

На фиг. 7: 20 – внутренняя стенка обложки; 21 – внешняя стенка обложки; 23 – щелевой затвор; 24 – конусный стержень; на фиг. 8: 20 – внутренняя стенка обложки; 21 – внешняя стенка обложки; 25 – жесткая дырчатый перегородка; на фиг. 9: 24 – конусный стержень; 26 – пластина; на фиг. 10: 27 – отверстие в жесткой дырчатой перегородке на фиг. 11: 2 – аккумулятивная емкость; 3 – гидравлический сифон; 4 – уравновешивающая емкость; 5 – перегородка для автоматического сброса избытка воды; 6 – сбросная труба; 7 – сорозадерживающая сетка; 8 – подводящий напорный трубопровод

Рисунок 3 – Конструктивные элементы форсунки и основные узлы деривации ГЭС

Пространство между стенками двойной обложки турбины и форсунки шириной 6 мм заполняется газом гелием при давлении не более 0,18 Па. Внутри форсунки на длине 600 мм от сопла устраиваются щелевой затвор 23 и конусный стержень 24 диаметром от 30 до 10 мм, изготовленный из хромоникелевого сплава в равных пропорциях составляющих. К стержню и к стенке форсунки приварены 24 хромоникелевые пластины 26 толщиной 3 мм. Ковшовая турбина 9 диаметром 600 мм имеет двойную обложку, стенки 20 и 21 которой изготавливаются из хромоникелевого сплава толщиной 3 мм. Пространство между стенками двойной обложки шириной 6 мм заполняется газом гелием при давлении не менее 0,18 Па, который поступает через патрубок диаметром 13,5 мм и оборудован щелевым затвором и датчиком давления. Жесткие дырчатые перегородки 25 изготавливаются из хромоникелевого сплава толщиной 3 мм с системой отверстий диаметром 3 мм, расположенных через 240 мм. Вода из турбины выходит через систему отверстий 19 снизу в ее корпусе диаметром 30 мм. При расходе в напорном трубопроводе 300 л/с их необходимо иметь с коэффициентом запаса 2 в количестве 12 штук, размещенных рядом с ободом. Пространство между корпусом турбины и двойной обложкой необходимо обеспечить толщиной 2 мм. Сбросной трубопровод 12 размещается в нижней части кольцевого бассейна 17 диаметром 3 м и принимается по величине пропуска воды в два раза большем, чем подводящего напорного трубопровода (рис. 2, 3).

Работа УВЭМГЭС происходит следующим образом. В экологическом аспекте незначительный отбор воды из русла и ее сброс в пределах излучины или достаточно близко от здания ГЭС на относительно прямолинейном участке реки, после прохождения через УВЭМГЭС, в целом не нарушает активность русловых процессов. То есть река остается почти в естественном состоянии. УВЭМГЭС рекомендуется размещать на любом участке реки. В частности, на пойме со стороны выпуклого берега излучины с показателем ее развития S / L в пределах от 1,4 до 1,8, что соответствует ее динамическому равновесию и наибольшей гидравлической выгодности (где S – длина извилины по тальвегу, L – шаг излучины, определяемый между двумя корытами перекатов).

Форсунка 8 вместе с турбиной 9 благодаря циркуляции газа гелия или аргона в пространстве между стенками обложек 14 и 15 создают на фоне дополнительного местного электромагнитного поля действие эффекта эжжекции в напорном трубопроводе 7 (ускорения движения водных масс). Электромагнитное поле приводит к формированию компактной центральной струи, в которой должен наблюдаться ламинарный режим. То есть, вокруг струи на длине соответствующего участка будет иметь место обширное вакуумное пространство. В это пространство должен поступать воздух из воды (для выпуска избытка воздуха между напорным трубопроводом и форсункой необходимо разместить обратный клапан), что обезопасит турбину от вибрации при значительных допустимых скоростях ее вращения. Циркуляция газа гелия в пространстве между стенками обшивок на форсунке и турбине происходит благодаря температурному градиенту между двумя средами (между атмосферным воздухом и водой).

Примеры расчетов основных характеристик напорного трубопровода по существующим методикам. Исходными данными для расчетов являются: диаметр напорного трубопровода d = 200 мм; длина трубопровода от уравновешивающей емкости к конусной насадке или форсунке l = 20 м [1]; напор воды на входе трубопровода H_1 = 0,35 м; перепад высот залегания трубопровода H_2 = 3,5 м; общий гидравлический напор воды H = 3,85 м.

1. Гидравлический расчет напорного трубопровода по уравнению Бернулли, которое использовано в следующем виде [4]

$$H_1 + 0{,}81\frac{Q^2}{gd_1^{\,4}} = H_2 + 0{,}81\frac{Q^2}{gd_2^{\,4}} + \sum S_0 Q^2 \ell + \sum \varsigma \frac{Q^3}{d^4}, \qquad (1)$$

где $H_i = z + p/\rho g$ – пьезометрический напор в расчетном створе; $S_0 = 8\lambda/g\pi^2 d^5$ – удельное сопротивление трубопровода; ς – коэффициент местного сопротивления на входе воды в трубу с учетом потерь на сорозадерживающей решетке.

Ход расчета: H_1 = 0,35 м; H_2 = 3,85 м; S_0 = 8 і $\varsigma_{вх}$ = 1,5; расход воды Q = 0,170 м^3/с, V = 0,170/0,0295 = 5,78 м/с.

2. Гидравлический расчет напорного трубопровода по формуле Ф.А. Шевелева [5]

$$H = A\ell Q^2 k_0 , \tag{2}$$

где A – удельное сопротивление трубопровода (по данным табл. ИХ.3); k_0 – переходной коэффициент, который для квадратичной области сопротивления равен 1.

Согласно формуле (2) расход воды в напорном трубопроводе равен $Q = [3,85/(6,96\times20)]^{0,5}$ = 0,166 м^3/с, V = 0,166/0,0295 = 5,63 м/с.

При наличии электромагнитного поля, создаваемое циркуляцией газа гелия, в конце трубопровода, которое по своему потенциалу выше потенциала силы гравитации, происходит замещение последнего. На фоне отсутствия силы гравитации создаются условия для ускорения потока воды в напорном трубопроводе на величину силы земного притяжения $V_{н.т}$ = 5,70 × 9,81 = 56 м/с. В данном случае скорость потока воды в сопле форсунки может быть соразмерна удвоенной величине V_c = 112 м/с. При указанной скорости потока вращение турбины должно составлять не менее V_m = 112/(2 × 3,14 × 0,3) = = 59,45 об/с или 3567 об/мин. В результате трансформации работы дополнительного электромагнитного поля непосредственно во вращение турбины мощность ГЭС при наличии одного блока будет соразмерна $N = V_m\, t_{e.n}\, k_m$ = 59,45 × 3 × 1 = 178 кВт или 356 кВт при наличии двух генераторов на одном валу с турбиной (где $t_{e.n}$ = 3 – показатель трансформации работы электромагнитного поля в генерацию тока, k_m – коэффициент полезного действия турбины на фоне проявления электромагнитного поля, который приближен к 1). При начальном напоре воды в трубопроводе равном 10 м, который можно достичь на уравновешивающей емкости при использовании гидравлического сифона с электромагнитным полем, будем иметь следующие величины характеристик: Q = 0,268 м^3/с, V = 9 м/с, $V_{н.т}$ = 88 м/с, V_c = 176 м/с, V_m = 93 об/с или 5580 об/мин, N = 558 кВт или 1116 кВт при двух генераторах на одном валу с турбиной. Минимальный расход воды в напорном трубопроводе при этом должен быть не менее 0,03 м^3/с, что отвечает скорости вращения турбины V_m = 635 об/мин (N = 63 кВт или 126 кВт при двух генераторах на одном валу с турбиной).

Принципиальные особенности замены поля гравитации электромагнитным полем. Замена силы гравитации происходит при условии превышения потенциала электромагнитного поля над естественным силовым потенциалом в конкретном месте.

Силу гравитации водной среды F на участке трубопровода длиной возможной ее замены электромагнитным полем можно определить по формуле

$$F = \rho g W_в , \tag{3}$$

где ρ – плотность воды, равная 1000 кг/м^3; g – ускорение силы земного притяжения, которое соразмерно 9,81 м/с^2 или несколько больше над водной поверхностью – 9,84 м/с^2; $W_в$ – объем воды в трубопроводе (в зоне влияния электромагнитного поля на поле гравитации), м^3.

Силу электромагнитного поля предлагается определять по эмпирической формуле, полученной на основе теоремы π, а потому нуждается в дальнейшем уточнении [5]

$$E = pW_n \frac{V^2}{4\pi.h.l_{об}}, \tag{4}$$

где p – давление газа гелия в двойной обложке конусной насадки или форсунки, равный 0,18 Па (0,02 ат) или 200 кг/м^2:; W_n – объем пространства в двойной обложке элементов деривации, м^3; h – виртуально-реальная высота субстанционального пространства от центра трубы к ее внешней поверхности, соразмерных радиуса трубы, м; l – длина элементов деривации с электромагнитным полем, м.

Сила поля гравитации в трубопроводе по длине 10м действия необходимого за потенциалом электромагнитного поля от конусной насадки или форсунки равна $F = 310$ кгм/с^2 (при $\omega = 0{,}03$ м^2; $W_в = 0{,}03 \times 10 = 0{,}3$ м^3).

Сила электромагнитного поля вокруг конусной насадки или форсунки и конечной части напорного трубопровода ориентировочно составляет

$$E = 200\ (2 \cdot 3{,}14 \cdot 0{,}065 \cdot 0{,}006 \cdot 2{,}4) \cdot (1122/4 \cdot 3{,}14 \cdot 0{,}096 \cdot 10) = 1228,\ 52 \text{ кгм/с}^2.$$

Таким образом, сила электромагнитного поля на элементах деривации значительно превышает силу гравитации в конечной части трубопровода.

Рекомендации по размещению высокоэкологических малых гидроэлектростанций с учетом существующего или подлежащего к реализации комплекса противопаводковых мероприятий. 1. На горных участках рек, которые имеют минимальный расход не менее 0,60 м^3/с строительство УВЭМГЭС возможно при наличии низких переливных плотин с донным трубчатым сбросом воды при расходе не менее 0,30 м^3/с. Высоту этих плотин в каскаде предлагается принимать в пределах от 1 до 3 м. Отбор воды из этих емкостей следует осуществлять в отдельные буферные емкости с автоматической регулировкой объема их расчетного наполнения. Вода из буферных емкостей должна поступать в деривацию ГЭС. 2. На участках рек с обвалованием русло-пойменного комплекса устройство УВЭМГЭС предлагается осуществлять за пределами дамб обвалования. Отбор воды из русла реки происходит по перепускной трубе в буферный бассейн, а затем напорным трубопроводом подается в здание ГЭС. 3. На участках рек с осередковым типом русла (русловая многорукавность) строительство УВЭМГЭС рекомендуется осуществлять по схеме отбора фильтрационной воды в пойменных буферных бассейнах. 4. При типе русла приближенного к пойменной многорукавности в пределах предгорной части реки желательно для отбора воды использовать самый развитый и многоводный рукав. При этом также необходимо иметь буферный бассейн. Отбор воды рекомендуется производить с помощью фильтрационной пропускной трубы, поскольку глубина таких русел незначительна. Стоит также отметить, что при таком типе русла обустройство УВЭМГЭС есть не совсем целесообразным. 5. На равнинных реках, имеющих высокий уровень зарегулированости стока, строительство УВЭМГЭС рекомендуется производить у береговой линии водохранилищ (в верхнем бьефе гидроузла) и у прудов. Эта возможность объясняется тем, что, как правило, используется малый расход воды, который может подаваться на большую высоту гидравлическим сифоном и соответственно через уравновешивающий резервуар поступать в напорный трубопровод.

На основе вышеизложенных материалов можно сделать следующие научно-практические обобщения. 1. Предлагаемая конструкция малой ГЭС позволяет при малых расходах воды получить достаточно высокую выработку электроэнергии, что позволит равномерно распределить ее эффективное потребление. 2. Электромагнитное поле в конце трубопровода, которое по своему потенциалу выше потенциала силы гравитации, способствует замещению последнего. На фоне отсутствия силы гравитации возникает эффект эжжекции в трубопроводе, который ускоряет поток. 3. Высокие обороты турбины и соответственно достаточно большая мощность станции объясняется отсутствием трения в подшипниках на турбине и генераторах. 4. Эксплуатация УВЭМГЭС позволит существенно увеличить сроки работы турбин и генераторов, а также повысить уровень экологической безопасности в целом.

Список использованных источников

1 Ободовський, О. Г. Нова технологічна парадигма розвитку малої гідроенергетики на річках Карпатського регіону / О. Г. Ободовський, В. В. Онищук //В кн. Від географії до географічного українознавства: еволюція освітньо-наукових ідей та пошуків (до 140-річчя започаткування геогпафії у Чернівецькому національному університеті імені Юрія Федьковича). Матеріали міжнародної наукової конференції (11–13 жовтня 2016 р.). – Чернівці, Чернівецький національний університет, 2016. – С. 171 – 172.

2 Патент України на корисну модель № 113487. Універсальна високоекологічна мала гідроелектростанція (УВЕМГЕС) / В. В. Онищук, О. Г. Ободовський; Власник патенту – Київський національний університет імені Тараса Шевченка. – Бюл. № 3, 2017.

3 Патент України № 115332 . Універсальнй гідравлічний сифон / В. В. Онищук, О. Г. Ободовський. – Бюл. № 7, 2017.

4 Справочник по гидравлике / Под редакцией В. А. Большакова – К.: «Вища школа», 1977. – 280 с.

5 Богомолов А. И., Михайлов К. А. Гидравлика / А. И. Богомолов, К. А. Михайлов. – М.: Стройиздат, 1972. – 648 с.

УДК 004.42:632.123.1

А. А. Зиновьев, магистр техн. наук
НИИ труда Министерства труда социальной защиты
Республики Беларусь, г. Минск

РЕЗУЛЬТАТЫ РАЗРАБОТКИ ТЕХНОЛОГИИ ПРОГНОЗИРОВАНИЯ МАКСИМАЛЬНЫХ УРОВНЕЙ НАВОДНЕНИЙ ДЛЯ ГИДРООБЪЕКТА «ПОЛОЦК»

С древних времен человек селился вблизи рек, источника жизни, и на всем протяжении истории вынужден был бороться с их коварством. В результате наводнений затапливаются обширные территории и многочисленные народно-хозяйственные объекты. Наводнения принадлежат к числу наиболее опасных для человека природных гидрологических явлений. Проблема наводнений, поиск путей снижения ущерба от них в этой связи является на территории Республики Беларусь весьма актуальной.

Разработка методов, дающих возможность рассчитывать подъемы уровня воды в бассейне рек с большой заблаговременностью, остается одной из важнейших задач. Определение вероятности возникновения и развития наводнений в определенном месте и в определенное время, а также оценке возможных последствий их проявлений решается путем прогнозирования. Развитие программно-математических средств и информационных технологий сбора, обработки, анализа и отображения пространственных данных открывает пути для создания новых технологий по прогнозированию и оценке масштабов наводнений, определению зон затопления для своевременного проведения комплекса неотложных мероприятий, направленных на снижение опасности наводнений и уменьшение негативного воздействие на условия проживания населения и функционирование хозяйственных объектов.

Для расчета максимального уровня наводнения и притока воды в водохранилища и в бассейны рек разработана математическая модель прогноза формирования максимальных расходов и уровней воды рек на основе уравнения множественной регрессии [1]. Уравнение множественной регрессии может быть представлено в виде:

$$Y = f(\beta, X) + \varepsilon, \qquad (1)$$

где $X = X(X_1, X_2, ..., X_m)$ – вектор независимых (объясняющих) переменных; β – вектор параметров (подлежащих определению); ε – случайная ошибка (отклонение); Y – зависимая (объясняемая) переменная.

Линейное уравнение множественной регрессии имеет вид:

$$Y = \beta_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + ... + \beta_m X_m + \varepsilon, \qquad (2)$$

где β_0 – свободный член, определяющий значение Y, в случае, когда все объясняющие переменные X_j равны 0.

Данные наблюдений и параметры модели должны быть представлены в матричной форме.

$Y = [y_1, y_2, ..., y_n]'$ – n-мерный вектор – столбец наблюдений зависимой переменной;

$B = [a, b_1, b_2, \ldots b_p]'$ – $(p + 1)$-мерный вектор – столбец параметров уравнения регрессии;

$Y = [y_1, y_2, \ldots y_n]'$ – n-мерный вектор – столбец отклонений выборочных значений y_i от значений $\hat{y}_i$.

Для удобства записи столбцы записываются как строки и снабжаются штрихом для обозначения операции транспонирования.

Значения независимых переменных записываются в виде прямоугольной матрицы размерности $n \times (p+1)$:

$$X = \begin{bmatrix} 1 & x_{11} & x_{12} & \ldots & x_{1p} \\ 1 & x_{21} & x_{22} & \ldots & x_{2p} \\ \vdots & \ldots & \ldots & \ldots & \ldots \\ 1 & x_{n1} & x_{n2} & \ldots & x_{np} \end{bmatrix} \quad (3)$$

Каждому столбцу построенной матрицы отвечает набор из n значений одного из факторов, а первый столбец состоит из единиц, которые соответствуют значениям переменной при свободном члене.

В этих обозначениях эмпирическое уравнение регрессии имеет следующий вид:

$$Y = XB + e\,. \quad (4)$$

Отсюда вектор остатков регрессии можно выразить следующим образом:

$$e = Y - XB\,. \quad (5)$$

Таким образом, функционал $Q = \sum e_i^2$, который минимизируется по методу наименьших квадратов, можно записать как произведение вектора – строки ***e'*** на вектор – столбец ***e***:

$$Q = e'e = (Y - XB)'(Y - XB)\,. \quad (6)$$

В соответствии с методом наименьших квадратов дифференцирование Q по вектору $\boldsymbol{B}$ приводит к выражению:

$$\frac{\partial Q}{\partial B} = -2X'Y + 2(X'X)B\,, \quad (7)$$

которое для нахождения экстремума следует приравнять к нулю.

В результате преобразований получаем выражение для вектора параметров регрессии:

$$B = (X'X)^{-1} X'Y\,, \quad (8)$$

где $(X'X)^{-1}$ – матрица, обратная к $X'X$.

Основными исходными материалами при построении модели для гидрообъекта «Полоцк» послужили данные наблюдений за максимальными расходами и уровнями воды рек Беларуси за период 1966–1986 годов государственного учреждения «Республиканский центр по гидрометеорологии, контролю радиоактивного загрязнения и мониторингу окружающей среды». Для прогнозирования максимального уровня наводнений и построения математической модели в гидрометеорологическом центре использовались 3 переменные: общие снегозапасы, высота снега, зимний сток. Средняя ошибка аппроксимации по выбранному ряду наблюдений составила 11,08 %. 1986 год, как год окончания используемого ряда наблюдений, был выбран в связи с последующими существенными изменениями климата, вызванного глобальным потеплением [2].

Для повышения качества и точности модели проведен анализ факторов, обуславливающих максимальный уровень наводнения. Наиболее влиятельными факторами формирования пика наводнения являются: осадки до наступление максимального уровня, общие снегозапасы, высота снега, зимний сток, талодождевой сток (общий), талодождевой сток (поверхностный), талодождевой сток (групповой), осадки во время прохождения наводнения, глубина промерзания почвы.

Дальнейший анализ полученной математической модели прогноза показал следующее влияние каждой переменной на прогнозируемый максимальный уровень наводнения [4]:

1) Изменение переменной Осадки до наступления максимального уровня» на 1 % приводит к изменению рассчитываемой переменной на 0.0285 %.

2) Изменение переменной «Общие снегозапасы» на 1 % приводит к изменению рассчитываемой переменной на 0.0747 %.

3) Изменение переменной «Высота снега» на 1 % приводит к изменению рассчитываемой переменной на 0.1834 %.

4) Изменение переменной «Зимний сток» на 1 % приводит к изменению рассчитываемой переменной на 0.0307 %.

5) Изменение переменной «Талодождевой сток (общий)» на 1 % приводит к изменению рассчитываемой переменной на 1.3732 %.

6) Изменение переменной «Талодождевой сток (поверхностный)» на 1 % приводит к изменению рассчитываемой переменной на 1.2994 %.

7) Изменение переменной «Талодождевой сток (групповой)» на 1 % приводит к изменению рассчитываемой переменной на 1.3774 %.

8) Изменение переменной «Осадки во время прохождения наводнения» на 1 % приводит к изменению рассчитываемой переменной на 0.0056 %.

9) Изменение переменной «Глубина промерзания почвы» на 1 % приводит к изменению рассчитываемой переменной на 0.0456 %.

Модель использует как метеорологические параметры так и гидрологические [4]. Ход снеготаяния и осадков рассчитывается по данным станций [1].

Построенная гидролого-математическая модель прогноза максимального уровня наводнения для гидрообъекта «Полоцк» имеет следующий вид [5]:

$$Q\max = 386{,}7562 \times (-0{,}9082) \times Od + 0{,}4614 \times Os + 3{,}382 \times Hs +$$
$$+ 5{,}8549 \times Wf + 20{,}8571 \times To + (-17{,}382) \times Tp + (-27{,}0877) \times Tg +$$
$$+ (-0{,}0215) \times Op + 0{,}238 \times G,$$

где $Q\max$ – максимальная высота наводнения, мм; Od – осадки до наступление максимального уровня, мм; Os – общие снегозапасы, мм; Hs – высота снега, мм; Wf – зимний сток; To – талодождевой сток (общий); Tp – талодождевой сток (поверхностный); Tg – талодождевой сток (групповой); Op – осадки во время прохождения наводнения, мм; G – глубина промерзания почвы, мм.

Фактические и расчетные максимальные уровни наводнения представлены на рис. 1.

Проверка расчетов показала высокую точность предлагаемых методов. Построение математической модели по 9 переменным повысит точность прогноза и снизит среднюю ошибку аппроксимации с 11,08 % до 6,33 % [4].

С целью автоматизации расчетов параметров максимального уровня наводнения произведена разработка программного модуля, предназначенного для выполнения следующих функций [5]:

1) Внесение и хранение гидрометеорологической информации.

2) Построение математической модели, прогнозирующей максимальный уровень наводнения, используя уравнение множественной регрессии.

3) Выполнение расчетов средней ошибки аппроксимации, оценки дисперсии, несмещенной оценки дисперсии, оценки среднеквадратичного отклонения, множественного коэффициента корреляции (индекс множественной корреляции), коэффициента детерминации, коэффициента вариации, а так же других показателей, характеризующих точность модели и качество прогноза.

4) Создание отчета, содержащего рассчитанную модель и ее параметры.

5) Построение различных графиков.

6) Импорт/экспорт данных в другое программное обеспечение.

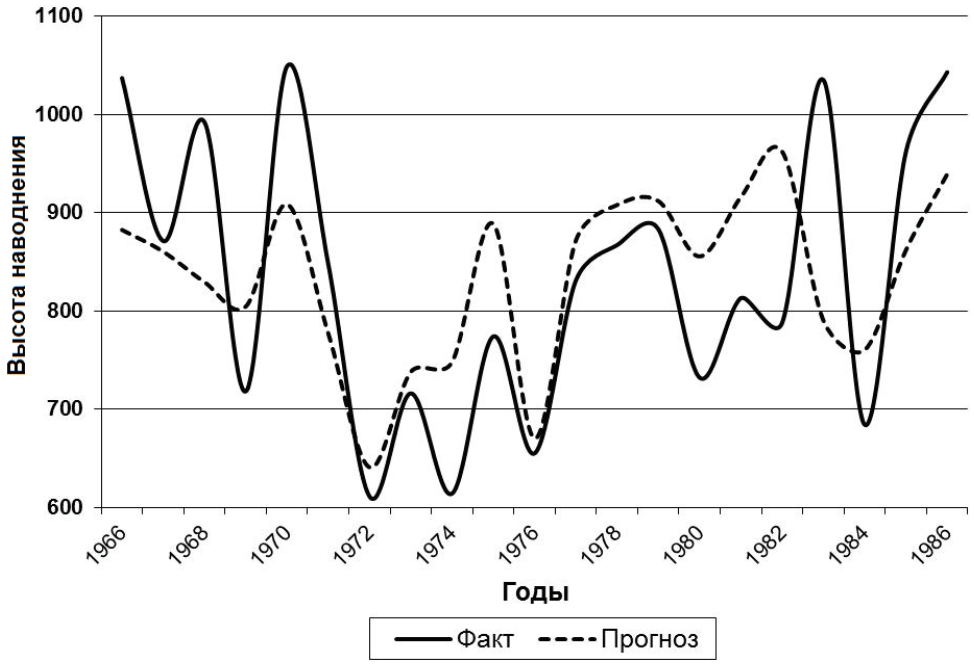


Рисунок 1 – Отклонение фактических значений максимальной высоты наводнения от рассчитанных

Для решения поставленной задачи, алгоритм разрабатываемого программного модуля следующий:

1. Выбор ранее внесенной информации или внесение новой.
2. Выбор зависимой переменной.
3. Указание переменных, участвующих в построении модели.
4. Исключение аномальных данных (при необходимости).
5. Вывод рассчитанных значений на экран.
6. Формирование отчета, содержащего рассчитанную модель и ее параметры.

Для реализации программного модуля выбрана система программирования Delphi фирмы Borland, так как она предоставляет наиболее широкие возможности для программирования приложений ОС Windows. В качестве основного критерия выбора операционной системы выбран критерий ее распространенности – операционная система Windows используется более чем на 90 % персональных компьютеров. Операционная система Windows не требует специальных знаний и навыков работы с компьютером. Таким образом, можно сделать вывод, что разработку программного модуля следует производить для операционной системы Windows [5].

Вид основных рабочих окон программы представлен на рисунках 2, 3.

Создан программный модуль для расчета и построения математической модели прогнозирования формирования максимальных уровней наводнений и автоматизации прогнозирования максимальных уровней половодья для гидрообъекта «Полоцк».

Технология метода прогноза оперирует с определенными математическими моделями гидрологических процессов. Для повышения качества и точности прогноза формирования максимального уровня наводнения и построения гидролого-математической модели прогноза, был проведен анализ факторов, обуславливающих максимальный уровень наводнения. Структура базы наблюдаемых данных, предоставляет возможность многократного использования данных различными модулями и приложениями. Для оптимизации параметров блока гидролого-математической модели, а также для текущей корректировки прогноза притока воды на гидрообъекте «Полоцк» используются данные гидрологических измерений и наблюдений. Использование данной технологии прогноза позволит заблаговременно определить зону формирования максимального уровня затопления, обеспечить своевременную эвакуацию населения, материальных ценностей и оборудования

из зоны затопления, повысить уровень защищенности населенных пунктов и хозяйственного комплекса за счет внедрения современной системы прогнозирования наводнений, сократить издержки по ликвидации чрезвычайной ситуации, минимизировать экономический ущерб от наводнений.

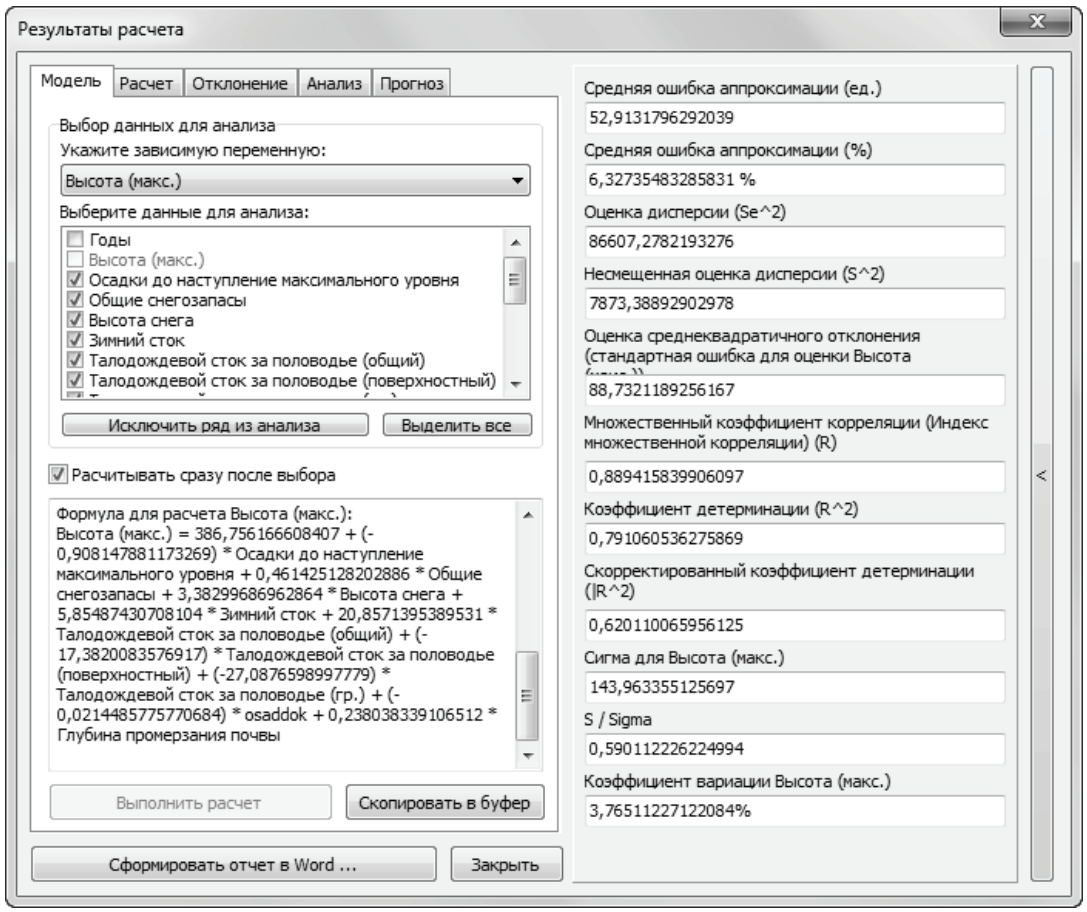


Рисунок 2 – Окно вывода рассчитанных данных

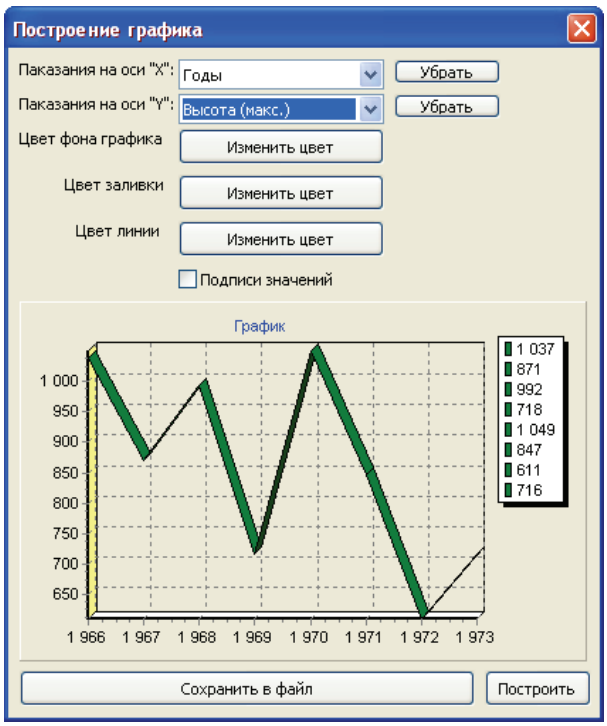


Рисунок 3 – Окно построения отчетов

Разработанная технология прогнозирования максимальных уровней наводнения нашла применения в отделе гидрологических прогнозов государственного учреждения «Республиканский центр по гидрометеорологии, контролю радиоактивного загрязнения и мониторингу окружающей среды».

Список использованных источников:

1 Корень, В. И. Математические модели гидрологических прогнозов / В. И. Корень // М.: Гидрометеоиздат, 1991. – 199 с.

2 Логинов, В. Ф. Глобальные и региональные изменения климата: причины и следствия / В. Ф. Логинов // Минск: ТетраСистемс, 2008. – 495 с.

3 Виноградов, Ю. Б. Математическое моделирование процессов формирования стока / Ю. Б. Виноградов // Л.: Гидрометеоиздат, 1988. – 312 с.

4 Зиновьев, А. А. Автоматизированная технология прогнозирования максимального уровня половодья на речных бассейнах /А. А. Зиновьев // Актуальные научно-технические и экологические проблемы сохранения среды обитания: материалы Международной научно-практической конференции, Брест, 6–8 апреля 2016 г. / БрГТУ; редкол.: А.А. Волчек [и др.]. – Брест, 2016. – С. 177–183.

5 Зиновьев, А. А. Программное обеспечение расчета параметров волны прорыва / А. А. Зиновьев. Официальное авторское свидетельство № 548 о регистрации компьютерной программы. – 14.10.2013 г.

УДК 626.80

К. С. Титов, Е. И. Громадская
Республиканское унитарное предприятие «Центральный научно-исследовательский институт комплексного использования водных ресурсов» (РУП «ЦНИИКИВР»), г. Минск

ИНВЕНТАРИЗАЦИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ БРЕСТСКОЙ ОБЛАСТИ

По общепринятым данным на территории Беларуси находится значительное количество водных объектов: около 20000 рек, более 10000 озер, около 150 водохранилищ и более 150 тыс. км каналов[1]. Несмотря на относительно хорошую обеспеченность республики водными ресурсами,инвентаризация, как процесс сбора оценки и уточнения характеристик водных объектов, так и сведений об их использовании входит в число приоритетных задач рационального использования и охраны вод.

Согласно статье 5 Водного кодекса [2] в Беларуси принято выделять следующие категории поверхностных водных объектов:

1. Водотоки;
   - 1.1. Реки;
     - 1.1.1. Большие реки, протяженностью свыше 500 км;
     - 1.1.2. Средние реки, протяженностью от 200 до 500 км;
     - 1.1.3. Малые реки, протяженностью от 5 до 200 км;
   - 1.2. Ручьи;
   - 1.3. Каналы;
2. Водоемы;
   - 2.1. Озера
   - 2.2. Водохранилища
   - 2.3. Пруды
   - 2.4. Пруды-копани
   - 2.5. Обводненные карьеры
3. Родники.

Таблица 1 – Перечень водотоков Брестской области (реки, каналы) с площадью водосбора от 100 км^2, отобранных для последующей инвентаризации

№ п/п	Название водотока	Бассейн	№ п/п	Название водотока	Бассейн
1	р. Припять	Припять	46	р. Тростяница	Западный Буг
2	р. Простырь	Припять	47	р. Жабинка	Западный Буг
3	р. Пина	Припять	48	р. Осиповка	Западный Буг
4	Днепровско-Бугский кан.	Припять / Западный Буг	49	Канава Черный Ров	Западный Буг
5	Белоозерскийкан.	Припять	50	р. Рита	Западный Буг
6	Ляховичикан.	Припять	51	р. Малорита	Западный Буг
7	Жировскийкан.	Припять	52	кан. у н.п. Малорита	Западный Буг
8	р. Неслуха	Припять	53	Гусацкийкан.	Западный Буг
9	р. Филипповка	Припять	54	р. Каменка	Западный Буг
10	р. Ясельда	Припять	55	р. Лесная	Западный Буг
11	р. Темра	Припять	56	р. Лесная Левая	Западный Буг
12	Винецкан.	Припять	57	р. Точница	Западный Буг
13	Огинский кан.	Припять / Неман	58	р. Вишня	Западный Буг
14	р. Меречанка	Припять	59	р. Лесная Правая	Западный Буг
15	р. Стырь	Припять	60	р. Переволока	Западный Буг
16	р. Бобрик I	Припять	61	р. Белая	Западный Буг
17	р. Вислица	Припять	62	р. Сипурка	Западный Буг
18	р. Цна	Припять	63	р. Градовка	Западный Буг
19	р. Ветлица	Припять	64	Р. Безымянка	Западный Буг
20	р. Смердь	Припять	65	Мотыкальскийкан.	Западный Буг
21	р. Выдранка	Припять	66	р. Пульва	Западный Буг
22	Волчанскийкан.	Припять	67	р. Нарев	Западный Буг
23	р. Горынь	Припять	68	р. Наревка	Западный Буг
24	р. Лань	Припять	69	р. Уша	Неман
25	р. Нача	Припять	70	р. Змейка	Неман
26	р. Случь	Припять	71	р. Сервечь	Неман
27	р. Волхва	Припять	72	р. Молчадь	Неман
28	р. Ствига	Припять	73	р. Сворotва	Неман
29	р. Моства (Льва)	Припять	74	р. Щара	Неман
30	р. Западный Буг	Западный Буг	75	р. Ведьма	Неман
31	р. Копаювка	Западный Буг	76	р. Липнянка	Неман
32	р. Середовая Речка	Западный Буг	77	кан. Качайловский	Неман
33	р. Спановка	Западный Буг	78	р. Мышанка	Неман
34	Б/н у н.п. Прилуки кан.	Западный Буг	79	р. Молотовка	Неман
35	р. Мухавец	Западный Буг	80	р. Гривда	Неман
36	Р. Шопск	Западный Буг	81	р. Булянка	Неман
37	р. Дахловка	Западный Буг	82	р. Бусяж	Неман
38	Петрихакан.	Западный Буг	83	р. Руднянка	Неман
39	Дятловичскийкан.	Западный Буг	84	Коссовский кан.	Неман
40	Б/н у н.п. Новоселки кан.	Западный Буг	85	р. Лохозва	Неман
41	Ореховскийкан.	Западный Буг	86	р. Исса	Неман
42	Терибовичскийкан.	Западный Буг	87	р. Зельвянка	Неман
43	Дивинскийкан.	Западный Буг	88	р. Щиба	Неман
44	Бона кан.	Западный Буг	89	р. Ружанка	Неман
45	Казацкий кан.	Западный Буг			

Основные сведения о гидрологической изученности водных объектов в Беларуси относятся к периоду 60-70-х гг. XX в., однако процесс их обновления и уточнения носит постоянный характер и продолжается вплоть до настоящего времени. В 2017 г. инвентаризацию водных объектов Брестской области проводит РУП «ЦНИИКИВР» и УП «Проектный институт

Белгипрозем» в рамках мероприятия «Инвентаризация водных объектов (реки, озера, водохранилища, пруды, родники и ручьи)» подпрограммы 2 «Развитие государственной гидрометеорологической службы, смягчение последствий изменения климата, улучшения качества атмосферного воздуха и водных ресурсов» Государственной программы «Охрана окружающей среды и устойчивое использование природных ресурсов» на 2016–2020 гг.

Объектом исследований инвентаризации водных объектов в 2017 г. выступили крупные поверхностные водные объекты на территории Брестской области – 89 водотоков с площадью водосбора от 100 км^2 (67 рек, 22 канала) (табл. 1) и 41 водоем с площадью водной глади от 1 км^2 (12 озер, 29 водохранилищ) (табл. 2) в бассейнах рек Неман, Западный Буг и Припять. [3]

Таблица 2 – Перечень водоемов Брестской области (озера, водохранилища) с площадью водной глади от 1 км^2, отобранных для последующей инвентаризации

№ п/п	Название водоема	Бассейн
ОЗЕРА		
1	оз. Белое	Припять
2	оз. Завищовское	Припять
3	оз. Песчаное	Припять
4	оз. Белое	Припять
5	оз. Споровское	Припять
6	оз. Мотольское	Припять
7	оз. Выгоновское	Припять / Неман
8	оз. Б. Засоминое	Припять
9	оз. Белое	Западный Буг
10	оз. Любань	Западный Буг
11	оз. Ореховское	Западный Буг
12	оз. Бобровичское	Неман

№ п/п	Название водоема	Бассейн
ВОДОХРАНИЛИЩА		
1	вдхр. Жидче	Припять
2	вдхр. Либерполь	Припять
3	вдхр. Селец	Припять
4	вдхр. Козики	Припять
5	вдхр. Береза I	Припять
6	вдхр. Оброво	Припять
7	вдхр. Джиденье	Припять
8	вдхр. Тышковичи	Припять
9	вдхр. Морочно	Припять
10	вдхр. Раздяловичи	Припять
11	вдхр. Бобрик	Припять
12	вдхр. Погост	Припять
13	вдхр. Великие Орлы	Припять
14	вдхр. Велута	Припять
15	вдхр. Собельское	Припять
16	вдхр. Локтыши	Припять
17	вдхр. Днепро-Бугское	Западный Буг
18	вдхр. Ореховское	Западный Буг
19	вдхр. Луковское	Западный Буг
20	вдхр. Олтушское	Западный Буг
21	вдхр. Смуга	Западный Буг
22	вдхр. Беловежская пуща	Западный Буг
23	вдхр. Кутовщинское	Неман
24	вдхр. Миничи	Неман
25	вдхр. Репихово	Неман
26	вдхр. Домановское	Неман
27	вдхр. Чемелынское	Неман
28	вдхр. Гать	Неман
29	вдхр. Паперня	Неман

Инвентаризация водных объектов Брестской области 2017 г. включает в себя решение следующих задач:

1. Картирование инвентаризируемых поверхностных водных объектов;
2. Сбор, уточнение и обобщение тематических сведений о водных объектах;
3. Интеграцию картографического и тематического материала в информационные ресурсы «Государственный водный кадастр» (далее – ГВК) и «Геопортал земельно-информационной системы Республики Беларусь» (далее – Геопортал ЗИС).

Первая группа задач посвящена картированию исследуемых поверхностных водных объектов Брестской области – водотоков с площадью водосбора от 100 км^2, водоемов

с площадью водной глади от 1 км^2. Картирование производится средствами географических информационных систем (ГИС) с открытым кодом (QGIS) в системе координат WGS84 в двух вариантах точности – с точностью масштаба 1:100000 для последующей интеграции в информационный ресурс «ГВК» РУП «ЦНИИКИВР» и с точностью масштаба 1:10000 для последующей интеграции в информационный ресурс «Геопортал ЗИС» УП «Проектный институт Белгипрозем». В первом случае исследуемые водотоки представлены линейным ГИС слоем, водоемы – полигональным ГИС слоем (рис. 1), во втором случае, как водотоки, так и водоемы картируются в виде полигональных ГИС слоев.

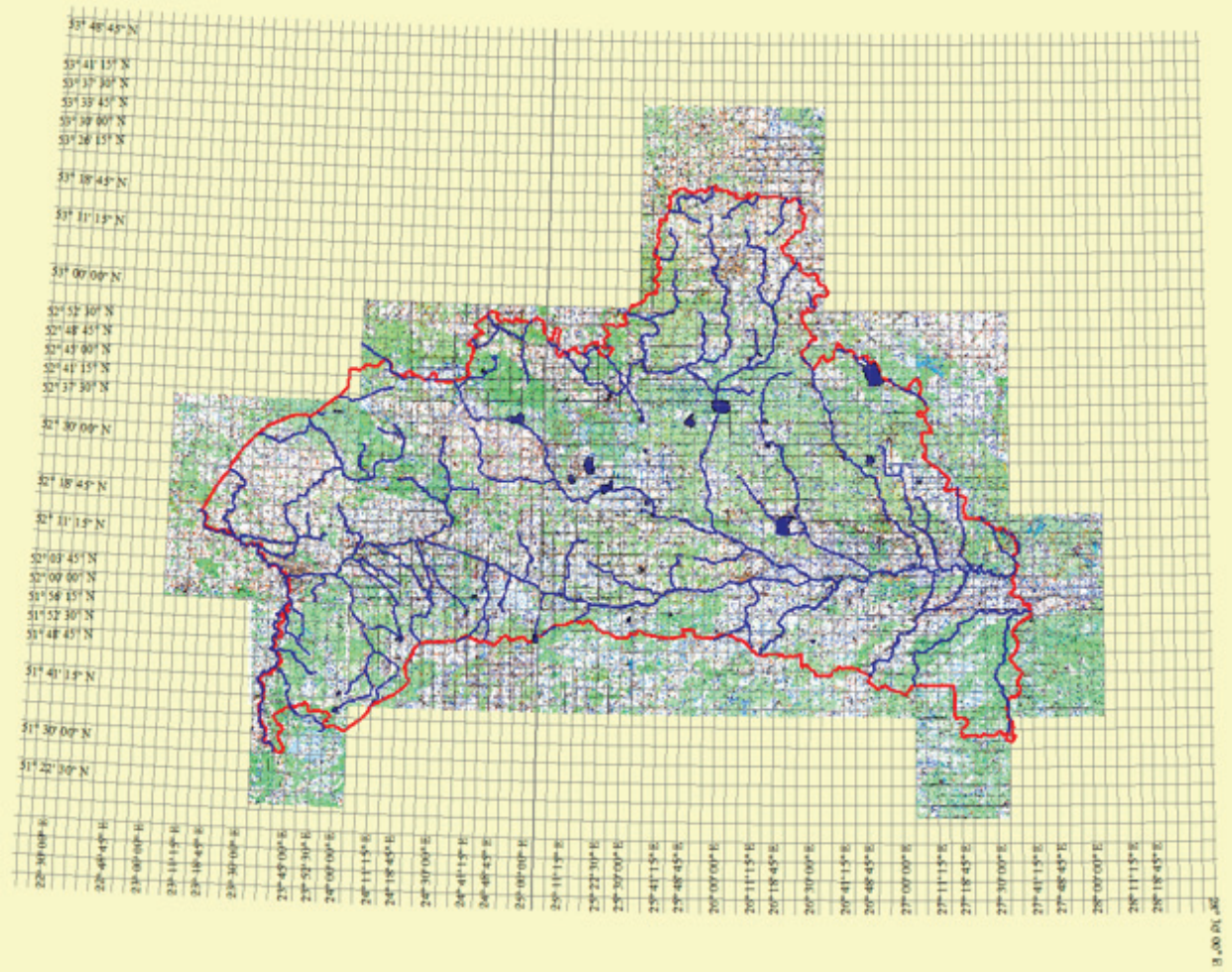


Рисунок 1 – ГИС слои водных объектов Брестской области в системе координат WGS84 с точностью масштаба 1:100 000

Картографической основой для создания ГИС слоев водных объектов выступили листы топографическая карты Беларуси масштаба 1:100000, базовые слои земельно-информационной системы Республики Беларусь масштаба 1:10000.Использование глобальной опорной системы координат 1984 г.(WGS84) позволяет сопоставить ГИС слои водных объектов с другими географически привязанными картографическими материалами – топографическими картами, космоаэрофотоснимками и ортофотопланами, цифровыми моделями рельефа местности.

Вторая группа задач связана со сбором, уточнением и обобщением тематических сведений об исследуемых водных объектах. Характеристики водных объектов республики достаточно хорошо изучены и представлены в ряде справочников и энциклопедий, изданных в период с 1963 г. до настоящего времени. Однако согласно составу «реестра поверхностных водных объектов Республики Беларусь» государственного водного кадастра, современные требованияк инвентаризации водных объектов предписывают в том числе собирать, уточнять, анализировать и обобщать следующие доступные сведения о:

– водных объектах (их количестве, местоположении, площади поверхности воды, площади водосборов, протяженности водотоков с учетом их классификации);

– границах внутренних водных путей, открытых для судоходства;

– присвоенном поверхностным водным объектам классе экологического состояния (статуса) по результатам исследований в пунктах наблюдений государственной сети наблюдений за состоянием поверхностных вод (по гидробиологическим, гидрохимическим, гидроморфологическим показателям);

– гидрометеорологических условиях;

– гидрологических характеристиках поверхностных водных объектов и речном стоке;

– целях пользования поверхностными водными объектами [4].

Для решения поставленных задач необходимо:

– уточнить морфометрические характеристики водных объектов, в особенности тех, которые были изменены под воздействием мелиоративных работ;

– определить координатную привязку местоположения водных объектов – истоков и устьев для водотоков, а также центров водоемов в системе координат WGS84 и по коду общегосударственного классификатора «Система обозначения объектов административно-территориального деления и населенных пунктов» (СОАТО);

– определить границы внутренних водных путей на водных объектах и определить их координатную привязку и привязку СОАТО;

– определить координатную привязку и привязку СОАТО местоположений пунктов государственной сети наблюдений за состоянием поверхностных вод;

– представить доступные данные о присвоенном поверхностным водным объектам классе экологического состояния, включая класс водного объекта по гидробиологическим, гидрохимическим, гидроморфологическим показателям в годовом разрезе;

– определить координатную привязку и привязку СОАТО местоположений гидрологических постов; представить доступные гидрологические и гидрографические характеристики исследуемых водных объектов, а также гидрометеорологические условия по принадлежности к гидрологическому району;

– обобщить и представить актуальные сведения о целях пользования поверхностными водными объектами, а также о субъектах хозяйственной деятельности, в ведении которых находятся земли под поверхностными водными объектами;

– обобщить и представить актуальные сведения о предоставлении водных объектов в обособленное водопользование, включая определение координатной привязки участков водных объектов, переданных в обособленное водопользование;

– обобщить и предоставить актуальные сведения о водных объектах, переданных в аренду, включая определение координатной привязки участков водных объектов, переданных аренду;

– обобщить и предоставить актуальные сведения об организации зон отдыха на водных объектах, включая определение координатной привязки и привязки СОАТО зон отдыха.

Третья группа задач связана с интеграцией полученного картографического и тематического материала в информационные ресурсы «ГВК» РУП «ЦНИИКИВР» и «Геопортал ЗИС» УП «Проектный институт Белгипрозем» соответственно. На данном этапе необходимо создать разделы «Реестр поверхностных водных объектов Республики Беларусь» в указанных информационных ресурсах, с возможностью пользовательского доступа к ним посредством сети интернет. Раздел «Реестр поверхностных водных объектов» включает подготовленные ГИС слои водных объектов Брестской области в системе координат WGS84 с точностью масштаба 1:100000 для информационно ресурса «ГВК» и с точностью масштаба 1:10000 для информационно ресурса «Геопортал ЗИС». Подготовленная тематическая информация об инвентаризуемых водных объектах Брестской области также включается в разделы информационных ресурсов «Реестр водных объектов Республики Беларусь» в виде ряда тематических таблиц с возможностью доступа к ним посредством организации пользовательских запросов.

Проведение инвентаризации водных объектов Брестской области, включая ГИС картирование, сбор, обобщение и уточнение доступных сведений об исследуемых водных объектах, как и актуальной информации об их использовании с возможностью представления картографической и тематической информации средствами современных информационных ресурсов, существенно повышает эффективность решения задач рационального использования и охраны вод. Интеграция картографического и тематического материала в информационный ресурс «ГВК» способствует его развитию как интернет ориентированного информационного ресурса о водных объектах Республики Беларусь.

Список использованных источников

1 Блакітнаякніга Беларусі: Энцыкл. / Беларус. Энцыкл.; Рэдкал.: Н.А. Дзіськоііінш.– Мн.: БелЭн, 1994. – 415 с.

2 Водный кодекс Республики Беларусь: Закон Респ. Беларусь, 30 апреля 2014 г. N 149-З // Эталон-Беларусь [Электронный ресурс] / Нац. центр правовой информ. Респ. Беларусь.

3 Инвентаризация водных объектов Брестской области (реки, озера, водохранилища, пруды, родники, ручьи) (этап 1 2017 года). Отчет ЦНИИКИВР, г. Минск, РУП «ЦНИИКИВР», 2017 г. – 79 с.

4 Постановление Совета Министров Республики Беларусь от 2 марта 2015 г. № 152 «О некоторых мерах по реализации Водного кодекса Республики Беларусь» (с изм. и доп., принятыми 3 апреля 2017 г.) (Национальный правовой Интернет-портал Республики Беларусь, 10.03.2015, 5/40205).

УДК 556.5: 528.8

Е. В. Новиков[1], вед. науч. сотр., канд. техн. наук,
А.С. Доморацкий[1], вед. инженер-программист,
В. Н. Корнеев[2], нач. отдела, А. В.Пахомов[2], зав. сектором,
А. Н. Асмаловский[2], мл. науч. сотр.
[1]УП «Геоинформационные системы» НАН Беларуси,
[2]РУП «Центральный научно-исследовательский институт комплексного использования водных ресурсов», г. Минск

АВТОМАТИЗАЦИЯ ОБРАБОТКИ ДАННЫХ ДИСТАНЦИОННОГО МОНИТОРИНГА СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ

Экологическое состояние водных объектов Республики Беларусь в целом характеризуется как удовлетворительное. Последнее, однако, не означает, что можно отказаться от его постоянного мониторинга, в том числе с активным использованием данных дистанционного зондирования.

Данные аэрокосмического зондирования в настоящее время широко применяется для управления природоохранной деятельностью. Вместе с тем следует отметить, использовать эту информацию для оценки состояния наземных и водных экосистем, подверженных влиянию промышленных и других антропогенных нагрузок, достаточно сложно. Практический опыт дистанционного зондирования для решения экологических проблем водных объектов ограничен [1–4]. Вместе с тем, анализ публикаций по рассматриваемой тематике позволяет выделить в рамках дистанционного экологического мониторинга водных объектов три перспективных направления.

Первое связано с оперативным мониторингом влияния на водные объекты действующих источников загрязнения, в частности сбросов сточных вод промышленными предприятиями, объектами сельского хозяйства, сбросов бытовых сточных вод. Основная задача при этом – контроль деятельности источников загрязнений водных объектов, причем для трансграничных рек речь идет и об оценке влияния выбросов источников, расположенных на сопредельной стороне.

Второе направление связано с накоплением результатов долговременных наблюдений, что предполагает создание банка данных космоснимков контролируемых водных объектов и соответствующих тематических карт. Решение задач этого направления позволяет оценивать динамику развития ситуации и формировать соответствующие прогнозы.

Третье направление направлено на выявление объектов, создающих потенциальную угрозу загрязнения водных объектов, и прогнозирование масштабов возможных последствий реализации угроз.

Несмотря на значительные сложности, потенциальная возможность решения задач первого направления существуют. Сточные воды имеют выраженное цветовое отличие, свет различным образом рассеивается, отражается и поглощается водой, фитопланктоном, осадками и взвесями, что позволяет выявить форму и степень протяженности потоков примесей.

Однако применительно к данному кругу задач необходим дополнительный объем исходных данных по типовым источникам загрязнений, анализ которых позволит сформулировать предложения к параметрам съемки и требуемому разрешению снимков.

Примеров решения задач второго направления значительно больше. Так, к этому классу относится задача выявления сдвигов русел рек.

Третье направление должно базироваться на методиках оценки степени потенциальной опасности, создаваемой такими ее источниками, как, например, полигоны-накопители промышленных и бытовых отходов. Распространение загрязняющих веществ за пределы полигонов происходит за счет поверхностного стока, инфильтрации в грунтовые воды, ветровой эрозии, в результате химических и биологических процессов метаболизма. Несоответствие обустройства и эксплуатации полигонов нормативным требованиям усугубляет их экологическую опасность, особенно с учетом того обстоятельства, что они могут быть выведены из хозяйственного оборота и их состояние фактически не контролируется.

Данные дистанционного зондирования Земли ДЗЗ позволяют выделить такие объекты-угрозы, а дальнейшая картографическая привязка после дешифровки снимка с формированием тематической карты дает возможность провести анализ потенциальной угрозы, которую они несут близлежащим водным объектам.

При этом необходима разработка и обоснование значимости набора критериев, которые позволят получить качественную и количественную оценку степени создаваемого риска. На базе такой оценки риска уже можно проводить обоснованные натурные обследования состояния потенциально опасных объектов на местности.

В качестве имеющих высокий взвешивающий коэффициент среди критериев, прежде всего, можно выделить расстояние от объекта, подлежащего защите, площадь поверхности накопителя и оценку степени опасности, формируемой неблагоприятным рельефом местности. Вся эта информация может быть получена после дешифровки космоснимка и формирования соответствующей тематической карты.

В рамках рассматриваемых подходов создан экспериментальный образец программного комплекса мониторинга русловых процессов и гидрологического режима рек с использованием данных ДЗЗ, решающий часть упомянутых задач и включающий специализированный банк данных, модуль управления этими данными, а также модули расчета отдельных характеристик водных объектов по материалам ДЗЗ.

Специализированный банк данных информационных ресурсов включает средства создания, ведения и доступа к картографической информации, снимкам и тематическим картам водных объектов, сетевой сервис организации доступа к информации банка в локальных и глобальной сети; хранение векторных пространственных данных и их обработку средствами настольной ГИС QGIS, поддерживающей стандарты Open GIS Consortium.

Общая структура экспериментального образца программного комплекса мониторинга русловых процессов и гидрологического режима рек с использованием данных ДЗЗ показана на рисунке 1.

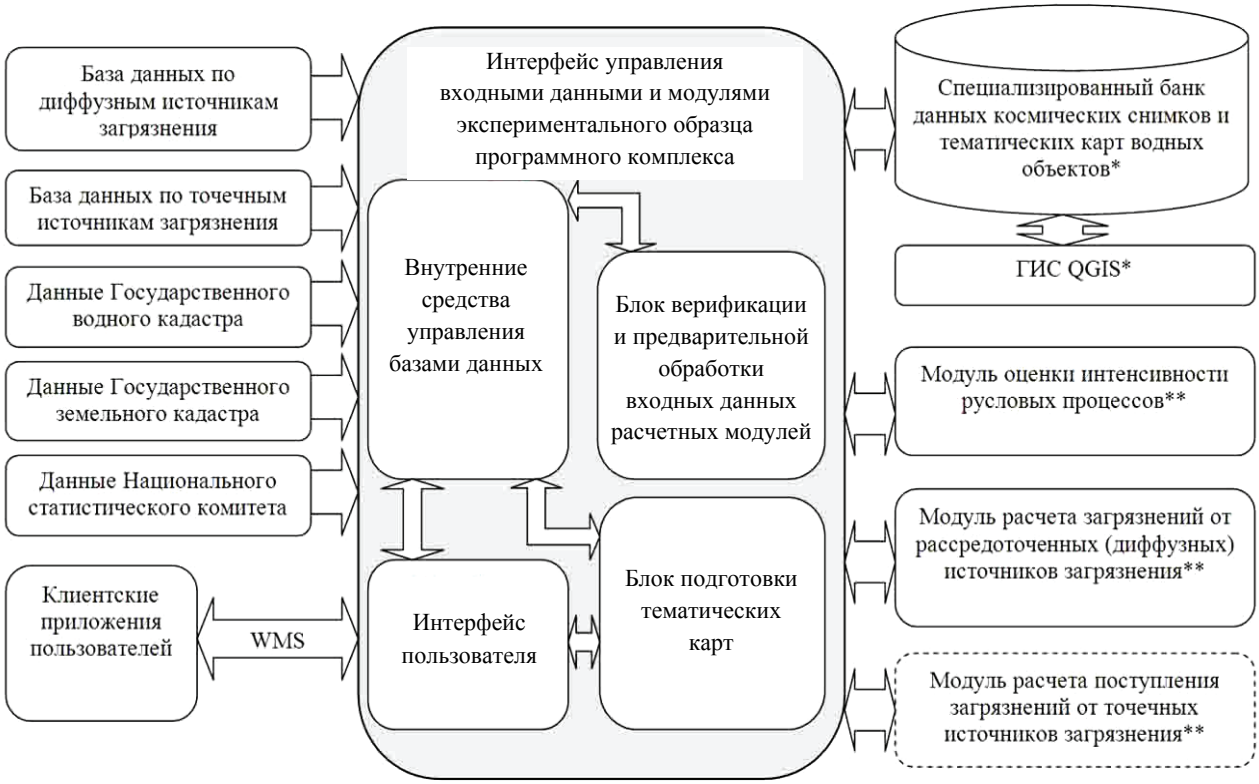


Рисунок 1 – Структура экспериментального образца программного комплекса мониторинга русловых процессов и гидрологического режима рек с использованием данных ДЗЗ

Интегрирующим элементом экспериментального образца программного комплекса является модуль интерфейса управления входными данными и расчетными модулями.

Указанный модуль обеспечивает взаимодействие с конечными пользователями, предоставив им возможности выбора типа решаемой задачи, объектов, исследование которых будет проводиться, управления исходными данными с отбором их по территориальному и временному критерию, а также выполняет наглядное отображение полученных результатов, прежде всего в виде тематических карт.

С учетом сформулированных задач в составе модуля интерфейса управления входными данными и расчетными модулями можно выделить следующие основные блоки:

– Интерфейс пользователя,

– Блок верификации и предварительной обработки входных данных расчетных модулей,

– Блок подготовки тематических карт,

– Внутренние средства управления базами данных.

Отметим, что пользователь имеет возможность доступа к картографическим материалам и через интерфейс геоинформационной системы QGIS. Кроме этого, тематические карты могут быть представлены общей категории пользователей в их браузерах с помощью интерфейса обмена картографической информации WMS.

Разделение пользователей на категории определяется их функциональными обязанностями и требования защиты данных.

Для решения прикладных задач специалистами РУП «Центральный научно-исследовательский институт комплексного использования водных ресурсов» Министерства природных ресурсов и охраны окружающей среды Республики Беларусь ЦНИКИВР подготовлены следующие два расчетных модуля:

– Модуль оценки интенсивности русловых процессов;

– Модуль расчета формирования и поступления загрязнений от рассредоточенных (диффузных) источников загрязнения.

Для всех расчетных модулей определены массивы исходных данных, а также предложены способы представления результатов расчетов. Выполнены автономные проверки работы расчетных модулей на тестовых полигонах, подтвердившие их работоспособность.

Размещение аппаратных и программных средств и баз данных экспериментального образца программного комплекса мониторинга русловых процессов и гидрологического режима рек с использованием данных ДЗЗ соответствует следующей схеме, представленной на рисунке 2.

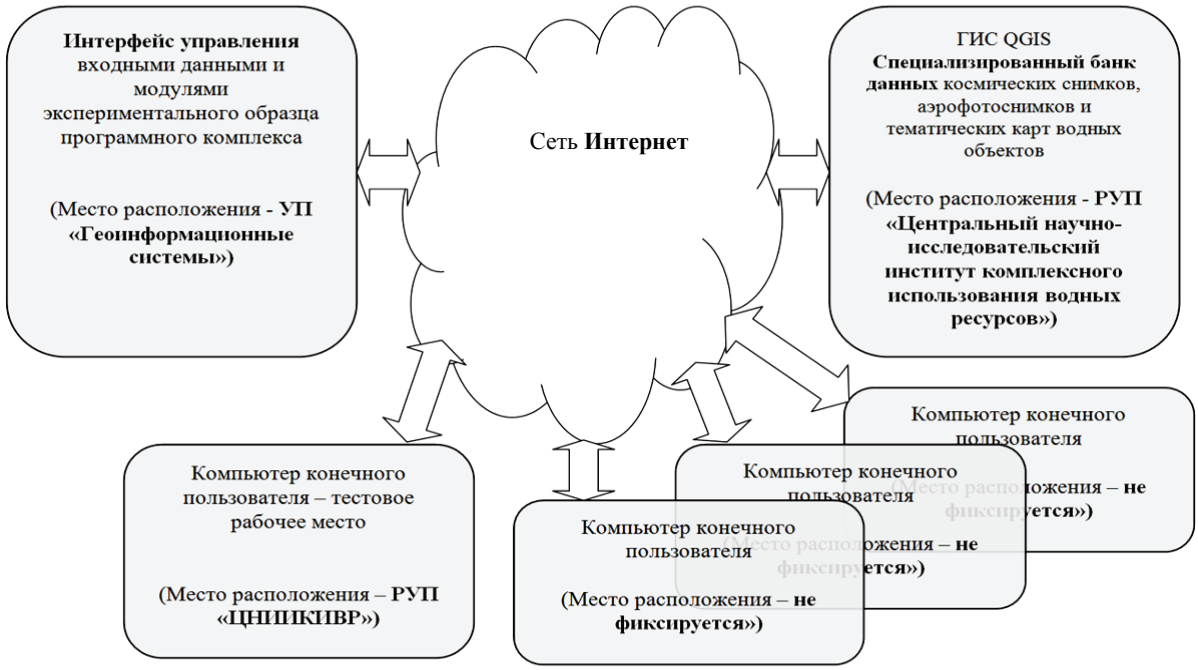


Рисунок 2 – Размещение аппаратных и программных средств и баз данных экспериментального образца программного комплекса

Экспериментальный образец программного комплекса мониторинга русловых процессов и гидрологического режима рек с использованием данных ДЗЗ реализует предусмотренный техническим заданием сетевой режим работы, обеспечивая масштабирование (изменение количества рабочих мест) и работу комплекса в многопользовательском режиме.

Специализированный банк данных космических снимков, аэрофотоснимков и тематических карт водных объектов, а также геоинформационная система QGIS установлены на сервере РУП «Центральный научно-исследовательский институт комплексного использования водных ресурсов». Для хранения текущих версий интерфейса управления входными данными и модулями экспериментального образца программного комплекса используется сервер УП «Геоинформационные системы».

При запуске клиентского приложения устанавливается соединение с рабочим сервером УП «Геоинформационные системы» и выполняется проверка установленной версии клиентского ПО. При необходимости производится обновление версии в соответствии с установленной категорией пользователя, после чего клиентское приложение запускается на исполнение.

Взаимодействие пользователя с системой реализовано с использованием картографически ориентированных интерфейсов, что обеспечивает достаточно простой и наглядный доступ к данным. Для комфортной работы конечных пользователей в максимальной степени автоматизирован отбор исходных данных и их предварительная подготовка, а также обеспечена наглядность представления результатов, в том числе и сформированных тематических карт.

Реализованный сценарный подход к работе с имеющейся информацией позволяет определить определенную последовательность действии с данными, сохранить ее в виде сценария и использовать этот сценарий для дальнейшей работы с текущим или вновь выбранным участком водного объекта.

К основному функционалу, который обеспечивает интерфейс управления входными данными и расчетными модулями, относится работа с цифровыми картами и снимками территории, а также запуск специализированных расчетных модулей.

Перечень расчетных модулей, представленный в текущей версии двумя модулями, является расширяемым. Для каждого расчетного модуля выделяется своя управляющая закладка, что позволяет снять ограничения на типы и объем необходимой исходной информации.

Текущая версия программных средств системы обеспечивает возможность решения двух основных классов задач:

– выявления проблемных участков водотоков, где в наибольшей степени вероятно изменение русла,

– выявление проблемных участков водотоков, где возможно появление органических загрязнений водной среды.

Как для режима выявления проблемных участков водотоков, где в наибольшей степени вероятно изменение русла, так и для режима выявления проблемных участков водотоков, где возможно появление органических загрязнений водной среды, предусматривается организация доступа к уже подготовленным тематическим картам. При этом рассматриваемый участок местности выделяется на соответствующей картооснове.

Разработанный модуль оценки интенсивности русловых процессов позволяет по введенным данным с использованием разработанной методики выявления проблемных участков водотоков с использованием данных ДЗЗ оценить характеристики изменения положений русла водотока (смещение левого и правого берега), а также смещение фарватера.

Оценка выполняется по выделенным участкам с задаваемой длиной вдоль водотока с использованием разработанного авторами специального алгоритма.

Исходными данными для расчетного модуля по диффузным (рассредоточенным) источникам загрязнения являются статистические данные по сельским хозяйствам и населению, а также данные метеонаблюдений по осадкам на определенной территории.

Кроме этого модуль расчета формирования и поступления загрязнений от диффузных источников использует данные пространственного расположения существующих точечных и рассредоточенных источников загрязнений (в том числе – животноводческих комплексов) и оценки по внесению удобрений.

Модуль поступления загрязнений от точечных источников загрязнения основан на работе с базой данных точечных источников в бассейне реки и данными Государственного водного кадастра в годовом разрезе, а также данными локального мониторинга.

Примеры представления результатов работы расчетных модулей показаны на рисунке 3.

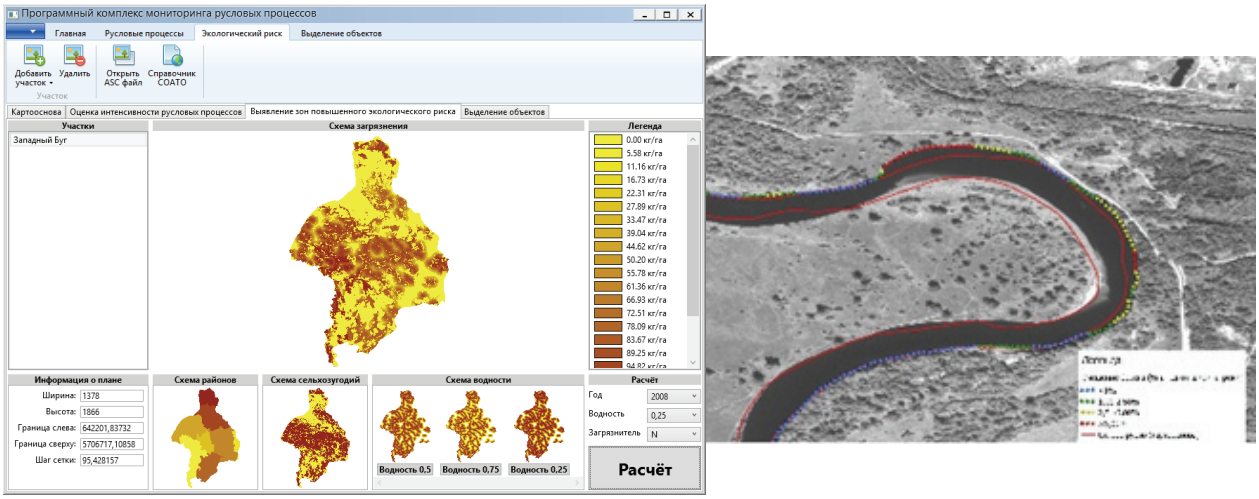


Рисунок 3 – Примеры представления результатов работы расчетных модулей

Список использованных источников

1 Космическое землеведение / В. В. Козодеров [и др.]. – М.: Изд-во МГУ, 2000.

2 Калабин, Г. В. Дистанционный мониторинг природной среды / Г. В. Калабин // Вестник Российской академии наук. – 2004. – Том 74. – № 7. – С. 606– 609.

3 Шабанов, В. В. «Эколого-водохозяйственная оценка водных объектов» / В. В. Шабанов, В. Н. Маркин. – М: МГУП. – 2009. – С. 154.

4 Савиных, В. П. Геоинформационный анализ данных дистанционного зондирования / В. П. Савиных, В. Я. Цветков. – М.: Картгеоцентр – Геодезиздат, 2001. – С. 228.

УДК 621.311.213 + 911.8:911.9

Р. М. Коробов, д-р геогр. наук
Международная ассоциация хранителей реки Eco-TIRAS, г. Кишинев

ВОЗДЕЙСТВИЕ ГИДРОЭНЕРГЕТИКИ НА ВОДНУЮ БЕЗОПАСНОСТЬ В УСЛОВИЯХ ИЗМЕНЕНИЯ КЛИМАТА

Водная безопасность как концепция воплощает сложные и взаимосвязанные вызовы, подчеркивая центральную роль воды в достижении чувства большей безопасности, устойчивости развития и благосостояния людей. В то же время, нет единственного, широко признанного определения термина *«водная безопасность»*; обычно это зависит от его приложений, например, к человеку или окружающей среде. Из различных имеющихся определений для целей настоящей публикации наиболее приемлемым представляется следующее: «*Водная безопасность есть способность населения к безопасному и устойчивому доступу к адекватным количествам приемлемой по качеству воды, необходимой для поддержания его средств к существованию, благосостояния и социально-экономического развития, а также для обеспечения защиты от связанных с водой загрязнений и сохранения экосистем в условиях мира и политической стабильности»* (UNU, 2013). Это, своего рода «рабочее» определение обеспечивает общие рамки и платформу для сотрудничества по проблемам водной безопасности между регионами, странами и речными бассейнами.

Многие факторы способствуют сохранению водной безопасности, от биофизических до инфраструктурных, институциональных, политических, социальных и других, неразрывно связанных с водой. В результате, во избежание нехватки воды требуется междисциплинарное сотрудничество между секторами, сообществами и пограничными странами. Только в этом случае конкуренция или потенциальные конфликты за водные ресурсы будут адекватно управляемы. Иными словами, водная безопасность, охватывающая все связанные с водой проблемы, заключается не только в том, чтобы иметь достаточное количество качественной пресной воды.

Изменение климата вводит новый аспект в концепцию водной безопасности, обусловленный отрицательными последствиями этого природного явления. Изменения в гидрологическом цикле вследствие глобального потепления ведут к разнообразным воздействиям и рискам, вызванным взаимодействием климатических и не климатических стимулов изменений, с соответствующими ответами на них управления водными ресурсами. Вода является агентом, который доставляет большинство воздействий изменения климата до общества, в частности, до его социальных, энергетических, сельскохозяйственных, транспортных и других отраслей. Хотя вода проходит через глобальный гидрологический цикл, она, тем не менее, является локально изменчивым природным ресурсом, вследствие чего уязвимости к связанным с ней опасностям, таким, например, как наводнения и засухи, различаются между регионами в зависимости от местных и, зачастую, не только климатических драйверов. Рост народонаселения, экономическое развитие, урбанизация, землепользование и природные геоморфологические трансформации также бросают вызов стабильности водных ресурсов, увеличивая потребности в них или сокращая их предложение. В этом контексте нехватка воды в условиях изменения климата вносит весомый вклад в доступность ее пресноводной составляющей.

Одним из антропогенных факторов воздействия на поверхностные водные ресурсы, а следовательно – и на водную безопасность, является *гидроэнергетика*, связь которой с водной безопасностью приобрела новые оттенки на фоне изменяющегося климата. Парижское соглашение по изменению климата, вступившее в силу в ноябре 2016 г, по своей сути является энергетическим соглашением (IEA, 2016). Чрезвычайно большое значение для его реализации имеет преобразование энергетического сектора, являющегося источников двух третей выбросов парниковых газов.

Гидроэнергетика – один из важнейших возобновляемых источников электроэнергии, который покрывает порядка 16 % ее мирового потребления. Согласно прогнозам [2], в период с 2010 г по 2035 г она будет обеспечивать примерно половину от почти троекратного производства электроэнергии из возобновляемых источников. Благодаря созданию локальных и, как правило, относительно недорогих источников электричества, гидроэнергетика поддерживает устойчивое развитие, снижая зависимость многих стран от импортируемого топлива с риском волатильности его цен, неопределенностей в предложениях и необходимости в иностранной валюте. Гидроэнергетические комплексы предполагают также многочисленные сопутствующие выгоды, такие, как накопление воды для бытовых, коммунальных и сельскохозяйственных нужд, обеспечение водой в период засух, предотвращение наводнений, расширение рекреационного потенциала и т.п.

Отсюда, по образному выражению Международного Энергетического Агентства (IEA, 2016), «энергия и вода не могут быть друг без друга». И эта взаимозависимость в ближайшие годы будет только усиливаться, поскольку потребности в воде для развития энергетики, равно как и потребности в энергии для водоснабжения, постоянно растут. Вода имеет важнейшее значение на всех этапах производства энергии. На энергетический сектор приходится 10 % глобального водозабора, в основном для обеспечения работы электростанций, а также для добычи ископаемого топлива и производства биотоплива, и эти потребности возрастают, особенно в отношении потребленной воды. Например, широкое развертывание атомной энергетики увеличивает, как забор воды, так и ее потребление. С другой стороны, в 2014 г около 4 % мирового потребления электроэнергии было использовано для извлечения, распределения и очистки воды и сточных вод, наряду с 50 млн. тонн нефтяного эквивалента тепловой энергии, в основном дизельного топлива, необходимого для работы ирригационных насосов, и природного газа – для работы водоопреснительных установок. Прогнозируется, что в период до 2040 г количество энергии, потребленной в секторе водоснабжения, более чем удвоится; к примеру, на Ближнем Востоке с водоснабжением будет связано 16 % потребляемой электроэнергии (IEA, 2016).

Отсюда, отслеживание взаимозависимости энергии и воды имеет решающее значение для перспектив успешной реализации ряда целей в области устойчивого развития в условиях изменения климата, меры по борьбе с которым в некоторых случаях могут обострить проблемы с дефицитом воды, но, в то же время, могут быть сами ограничены доступностью водных ресурсов. Если для некоторых низкоуглеродных технологий, таких как ветровая и солнечная энергетика, требуется очень мало воды, то чем больше процесс декарбонизации полагается на биотопливо, атомную энергетику и особенно – на гидроэнергетику, тем больше воды он потребляет.

Гидроэнергетические проекты зачастую пропагандируются национальными правительствами и другими субъектами как «чистый и зеленый» источник электроэнергии; они также чаще выигрывают в конкурсах на гранты международной финансовой поддержки как одно из средств сокращения выбросов парниковых газов. Именно с этой точки зрения многие страны наращивают свою гидроэнергетическую экспансию; многочисленные гидроэлектростанции существуют или планируются для строительства, например, на большинстве крупных рек Черноморского бассейна.

Однако взаимосвязь гидроэнергетики, изменения климата и водной безопасности является не столь однозначной.

Прежде всего, любая ГЭС требует перекрытия реки для создания хранилища для накопления воды, необходимой для устойчивой выработки электроэнергии. Из построенных

в мире 50000 крупных дамб около 5000 предназначены исключительно для этой цели. Последствия для окружающей среды от такого накопления воды менее известны, хотя река намного более сложная природная система, нежели просто источник пресной воды. Со своими берегами, поймами, ямами или бродами реки являются одними из самых богатых по своему биологическому разнообразию экологических систем, и как таковые они подвержены серьезному разрушению гидроэнергетикой.

Некоторые наиболее принципиальные экологические последствия эксплуатации плотин и ГЭС, включая и те, что уже выявлены в Черноморском бассейне, можно суммировать следующим образом:

- Гидроморфологические изменения русла и поймы реки, которые вызывают изменения в ее естественной структуре, включая глубину, ширину и режим стока; расчленение водно-болотных угодий, пойм и мест обитания, а также прерывание естественного переноса отложений, имеющих решающее значение для поддержания здоровья биоты реки; аккумуляция горных пород, песка и других природных материалов в водохранилищах, а не их диспергирование через меандры реки. Изучая это явление, Г. И. Швебс (1974) отметил, что водохранилища, построенные на больших реках, могут в 2–2,5 раза уменьшать сток наносов на расстоянии до 20 км, при этом путь, на протяжении которого происходит восстановление их естественного стока, зависит от уклона реки: чем больше уклон, тем больше расстояние, требуемое для восстановления;
- Прерывание стока рек изменяет гидрологию их бассейнов, подчас провоцируя «рукотворные» паводки и наводнения, или локальную нехватку воды. Например, наводнения в Молдове и Украине в августе 2010 г. были вызваны резким сбросом воды из Днестровского водохранилища, а гидрологическая засуха в водно-болотных угодьях Нижнего Днестра в 2012 г – недостаточным весенним попуском воды;
- Перекрытие рек плотинами сказывается на разнообразии видов рыб (особенно редких) и на традиционных путях их миграции к местам кормления и нерестилищам, что может привести к прекращению их дальнейшего размножения и даже исчезновению;
- Строительство гидроэлектростанций и плотин для «покорения» рек сопровождается и рядом косвенных последствий, вызванных затоплением сельскохозяйственных земель и охраняемых территорий, строительством линий электропередач и подъездных путей, а также другими инженерными работами, которые объективно представляют собой опасное вторжение в окружающую среду и гидрологию водосборов;
- Развитие гидроэнергетики на трансграничных реках может вызвать конфликты между странами, в которых находятся источники гидроэнергетики, и странами, расположенными ниже по течению, или соседними прибрежными странами. Такого рода конфликтные ситуации находятся в стадии постоянного обсуждения, например, между Словакией и Венгрией, Монголией и Россией, Молдовой и Украиной, тем самым создавая потенциальную опасность для водной безопасности этих стран.

И, наконец, с точки зрения изменения климата, все большее число научных исследований показывает, что водохранилища, особенно в жарких странах, являются значительным источником глобального загрязнения атмосферы парниковыми газами.

Хорошо известно, что в теплое время года водохранилища ГЭС подвергаются термической стратификации с более высоким уровнем растворенного кислорода в верхних слоях воды и низким уровнем – на дне водохранилища, главным образом, из-за накопления здесь органических осадков. Повышенная нагрузка питательных органических веществ приводит к снижению содержания кислорода в воде, поскольку их разложение ведет к его более высокому потреблению. Но так как вода для турбин обычно берется из нижних слоев водохранилища, то низкое содержание в них кислорода влияет на качестве воды вниз по течению. Более того, стратификация температур в водохранилищах усложняет выживание водного разнообразия, возникающего при естественном температурном цикле, способствуя развитию эвтрофикации.

Таким образом, хотя гидроэнергетика рассматривается как один из факторов смягчения последствий изменения климата, в реальности же водохранилища выделяют громадные

количества углекислого газа (CO_2) и метана (CH_4) при гниении и разложении растительных остатков без участия кислорода. Так, например, по оценкам бразильских исследователей, в 2007 г метан из водохранилищ крупных ГЭС отвечал примерно за 4 % антропогенных изменений климата (Yan & Pottinger, 2013). Выделяемые водохранилищами парниковые газы (ПГ), прежде всего метан и углекислый газ, выбрасываются с поверхности воды, на водосбросах и на десятках километров вниз по течению. Эти выбросы возрастают по мере потепления климата. Так, ГЭС с большими водохранилищами в тропиках могут оказывать гораздо большее влияние на глобальное потепление, нежели установки на ископаемом топливе, вырабатывающие эквивалентное количество электроэнергии.

«Топливом» для эмиссий ПГ также является гниение органического вещества из растительности и почв, затопляемых при заполнении водохранилища. Углерод в планктоне и растениях, которые живут и погибают в водохранилище, детрит, вымытый из водораздела выше, и сезонное паводковое затопление растений вдоль балок и берегов водохранилища – все это способствует тому, что выбросы продолжаются в течение всего срока службы водохранилища. Уровни выбросов широко варьируют между различными водохранилищами в зависимости от региона и типа затопленных экосистем, глубины и формы водохранилища, локального климата и того, как эксплуатируется плотина. Кроме того, легальные и незаконные рубки при строительстве плотин для очистки территории под затопление удаляют важные поглотители углерода.

Всесторонние исследования по анализу выбросов жизненного цикла плотины сегодня важнее, чем когда-либо прежде, отчасти потому, что миллионы долларов в углеродных кредитах ищутся для поддержки проектов гидроэнергетики. Поэтому нынешние, все новые конструкции плотин требуют тщательной оценки выбросов ПГ и выбора проектов с низким уровнем выбросов. Как полагают некоторые ученые (см., например, Yan & Pottinger, 2013), плотины, которые могут выделять столько же парниковых газов, что и обычная установка для ископаемого топлива, не должны разрабатываться в принципе.

Более того, изменение климата означает, что чрезмерная зависимость от гидроэнергетики может привести к серьезным рискам не только для водной безопасности, но и для энергетической безопасности как таковой, поскольку непредсказуемость осадков в сочетании с экстремальными погодными явлениями сделает гидроэнергетику все более рискованным бизнесом. В последние десятилетия засуха уже оказала значительное влияние на производство энергии во многих регионах, где доминирует большая гидроэнергетика, и в некоторых местах производство электроэнергии сократилось наполовину (Yan & Pottinger, 2013). Эти изменения иллюстрируют ошибочность важной концепции проектирования гидроэнергетики, известной как *стационарность*, которая исходит из того, что будущая гидрология является предсказуемой и может основываться на прошлых гидрологических данных, и что проекты, зависящие от воды, могут быть спроектированы так, чтобы быть надежными. Но изменение климата и вызванные им изменения в гидрологическом цикле привели к «гибели стационарности» и практической невозможности надежных прогнозов будущих режимов стока.

Механизм обратных связей в климатической системе и оценка их возможного нарушения в связи с антропогенной трансформацией подстилающей поверхности на водосборных территориях зарегулированных речных экосистем в результате строительства и эксплуатации плотинных ГЭС детально обсуждаются в монографии С. Г. Шапхаева (2015). Этим автором учет климатической изменчивости при проектировании и эксплуатации ГЭС рассматривается на основе природоохранных требований и законодательства о безопасности гидротехнических сооружений.

Таким образом, интенсивное развитие гидроэнергетики, даже с потенциалом генерации новых электрических мощностей, создает многочисленные вызовы водной безопасности, и возникающие экологические риски зачастую превышают вероятные выгоды. Исходя из этих соображений, всегда важно разумно взвешивать и контролировать все «за и против» этой формы энергии. При этом, несмотря на некоторые общие черты, в каждом речном бассейне существуют свои ощутимые различия, требующие внимательного и тщательного изучения и учета в процессе организации системы управления региональной водной безопасностью.

Список использованных источников

1 Шапхаев, С. Г. Эколого-правовые аспекты климатической адаптации плотинных ГЭС / С. Г. Шапхаев. – LAP LAMBERT Academic Publishing, 2015. – 96 с.

2 Швебс, Г. И. Формирование водной эрозии, стока наносов и их оценка/ Г. И. Швебс. – Л.: Гидрометеоиздат, 1974. – 183 с.

3 IEA (International Energy Agency), 2016: World Energy Outlook. Summary (Russian translation), 16 p. Available at: http://www.iea.org/ publications/ freepublications/ publication/ WEO2016_ ExecutiveSummary_Russian_version.pdf.

4 Water Security & the Global Water Agenda. A UN-Water Analytical Brief. United Nations University, UNU, 2013. – 37 p.

5 Yan K. and L. Pottinger. Civil Society Guide to Healthy Rivers and Climate Resilience. International Rivers, 2013. – 69 p.

УДК 556.5.06+620.92+620.987

А. Г. Ободовский, К. Ю. Данько, С. И. Снежко, О. И. Лукьянец,
З. В. Розлач, В. В. Онищук, И. В. Куприков, Л. Н. Тимуляк,
О. С. Коноваленко, Е. Н. Цвелых, Е. А. Почаевец, А. С. Будько,
С. Н. Панасюк, Е. И. Галицкая, Ю. А. Ободовский, Т. В. Порохивнык,
М. А. Заварзин, В. А. Корниенко
Киевский национальный университет имени Тараса Шевченко, г. Киев

ГИДРОЛОГИЧЕСКИЕ ИССЛЕДОВАНИЯ И ПРОГНОЗ ГИДРОЭНЕРГЕТИЧЕСКОГО ПОТЕНЦИАЛА РЕК УКРАИНСКИХ КАРПАТ В УСЛОВИЯХ ИЗМЕНЕНИЯ КЛИМАТА

Вопросы энергобезопасности и энергонезависимости актуальны в условиях глобализации и интенсивного использования исчерпывающих топливных энергоресурсов. Использование невозобновляемых источников энергии, в частности углерод содержащих (нефть, природный газ, уголь, торф), заставляет человечество задуматься о двух принципиально важных проблемах, которые являются следствием вышеупомянутой причины. Первая проблема, это перспектива исчерпаемости всемирных запасов нефти, природного газа, угля, торфа, что мотивирует развивать альтернативные, возобновляемые энергоносители. Вторая проблема, это изменения климата, которые в первую очередь проявляются через стремительные темпы роста среднегодовой температуры атмосферного воздуха Земли. Прогревание земной атмосферы вызвано возрастанием концентрации парниковых газов, которые образуются в результате сжигания нефти, природного газа, угля, торфа. Это, в свою очередь, подталкивает человечество и вовсе отказаться от углерод содержащих источников энергии. Потому что, перспектива необратимых климатических изменений и глобального роста температуры воздуха, куда более серьезней, чем указанная выше первая проблема. Таким образом, потребность использования альтернативных возобновляемых источников энергии не только не вызывает сомнения, но и является первоочередной необходимостью. Кроме того, важным требованием к таким энергоносителям является полное отсутствие либо минимизация негативного воздействия на окружающую среду в последствии его использования.

Среди ряда возобновляемых источников энергии, таких как энергия солнца, ветра, волн, воды, энергия воды вызывает особый интерес. Использование энергии воды происходит путем трансформации потенциальной энергии падающей воды, либо кинетической энергии потока воды в электрическую энергию. Для этого, как правило, используют водный сток рек, но его величина не постоянна, как на протяжении года, так и в многолетнем разрезе времени. Это связано с сезонным и многолетним режимом погоды, который находится в постоянной динамике, что в свою очередь и называется изменениями климата, которые постепенно усиливаются в результате не контролируемого использования углерод

содержащих энергоносителей. Изменения климата продуцируют не систематическую изменчивость речного стока, что не позволяет постоянно использовать энергию потока воды для беспеременной выработки электроэнергии необходимой мощности. Колебания величины водного стока рек вызывают синхронные колебания их гидроэнергетической мощности. А, учитывая, что в многолетнем разрезе времени имеют место быть как маловодные, так и многоводные фазы водности, возникает потребность оценки влияния изменчивости водного стока на изменчивость гидроэнергетического потенциала рек в условиях климатических изменений. Таким образом, необходимо прогнозировать перспективу изменчивости водности, определить ожидаемый цикл водности (маловодный или многоводный) и определить ожидаемый гидроэнергетический потенциал.

В Украине наиболее перспективным регионом для развития гидроэнергетики является Украинских Карпат (рис. 1). Их водотоки характеризуются чрезвычайно высокими (по сравнению с другими реками Украины) водностями и уклонами, которые определяют напор и соответственно мощность гидроэнергии [3]. Анализ исследований развития гидроэнергетики на реках Украинских Карпат показал крайне слабое использование их энергетического потенциала (8 малых ГЭС и 1 ГЭС с мощностью 27 МВт). Вместе с тем, как показывает международный опыт развития гидроэнергетики, в таких карпатских странах, как Словакия (208 малых ГЭС), Чехия (1400 ГЭС), Румыния (более 200 ГЭС), Польша (570 МГЭС), до половины всей гидроэнергии вырабатывается на ГЭС. Зато в Австрии на малых ГЭС горных регионов производится 7 % от всей электроэнергии страны. В Украине этот показатель составляет 8,6 %. Хотя в Украине часть использования экономически эффективного гидроэнергетического потенциала составляет 60 %, в то время как большинство развитых стран достигла более высокого уровня его освоения, к примеру, Италия, Франция та Швейцария – 95–98 %, США – 82 % [1]. Таким образом, перспектива использования гидроэнергоресурсов водотоков карпатского региона Украины приобретает большую актуальность.

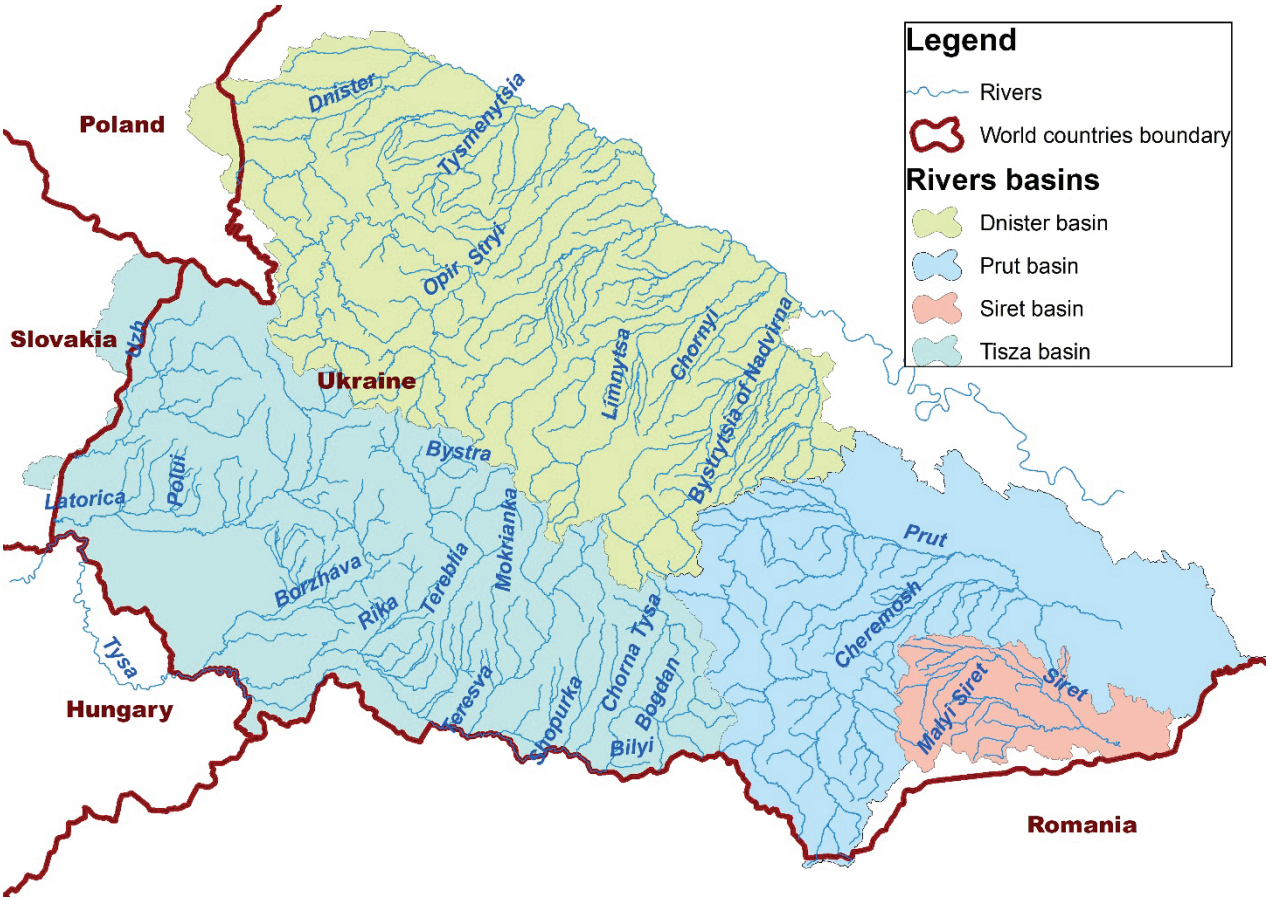


Рисунок 1 – Основные речные бассейны региона Украинских Карпат

Для оценки гидроэнергетического потенциала рек Украинских Карпат были проанализированы реки региона протяженностью более 10 км. Всего было оценено 334 водотока 4 основных речных бассейнов (Днестра, Тисы, Прута и Сирета) (рис. 1). Каждый водоток в зависимости от гидравлических условий русла (изменение уклона русла и водности по длине) делился на два и более участков. Крайне малые реки, на которых не прослеживалось существенных изменений напора и водности по длине, на участки не делились. Таким образом, было выделено 1247 репрезентативных участка на 334 водотоках.

Оценка гидроэнергетического потенциала рек проводилась по общепринятой классической формуле (1) с привязкой к норме годового стока [4].

$$E = g \cdot (\frac{Q_1 + Q_2}{2}) \cdot (H_1 - H_2) \qquad (1)$$

где g – ускорение свободного падения (g = 9,81 м / с^2), Q_1 и Q_2 – расход воды в начале и в конце участка м^3/с; H_1 и H_2 – абсолютные отметки в начале и в конце участка, м. Для того чтобы оценить среднегодовой сток рек на всех исследуемых участках, авторами была построена карта модулей среднегодового стока рек Украинских Карпат (рис. 2). Напор определялся по продольным профилям каждой исследуемой реки.

Суммарная мощность всех участков составляет общий гидроэнергетический потенциал (ОГП) реки и определяется как (2):

$$E_{общ} = E_1 + E_2 + E_3 + \ldots E_n - \sum N_i \qquad (2)$$

где E_1, E_2, E_3 – мощности каждого из участков.

Анализ полученных результатов расчета гидроэнергетического потенциала рек Украинских Карпат позволил выявить, что суммарный общий гидроэнергетический потенциал всех водотоков Карпатского региона (все реки длиной более 10 км) составляет 2340531 кВт (2340,5 МВт). В расчете на потенциал годовой мощности гидроэнергоресурсов водотоков Украинских Карпат имеют ресурс обеспечения 20503052 тыс. кВт·ч/год (табл. 1).

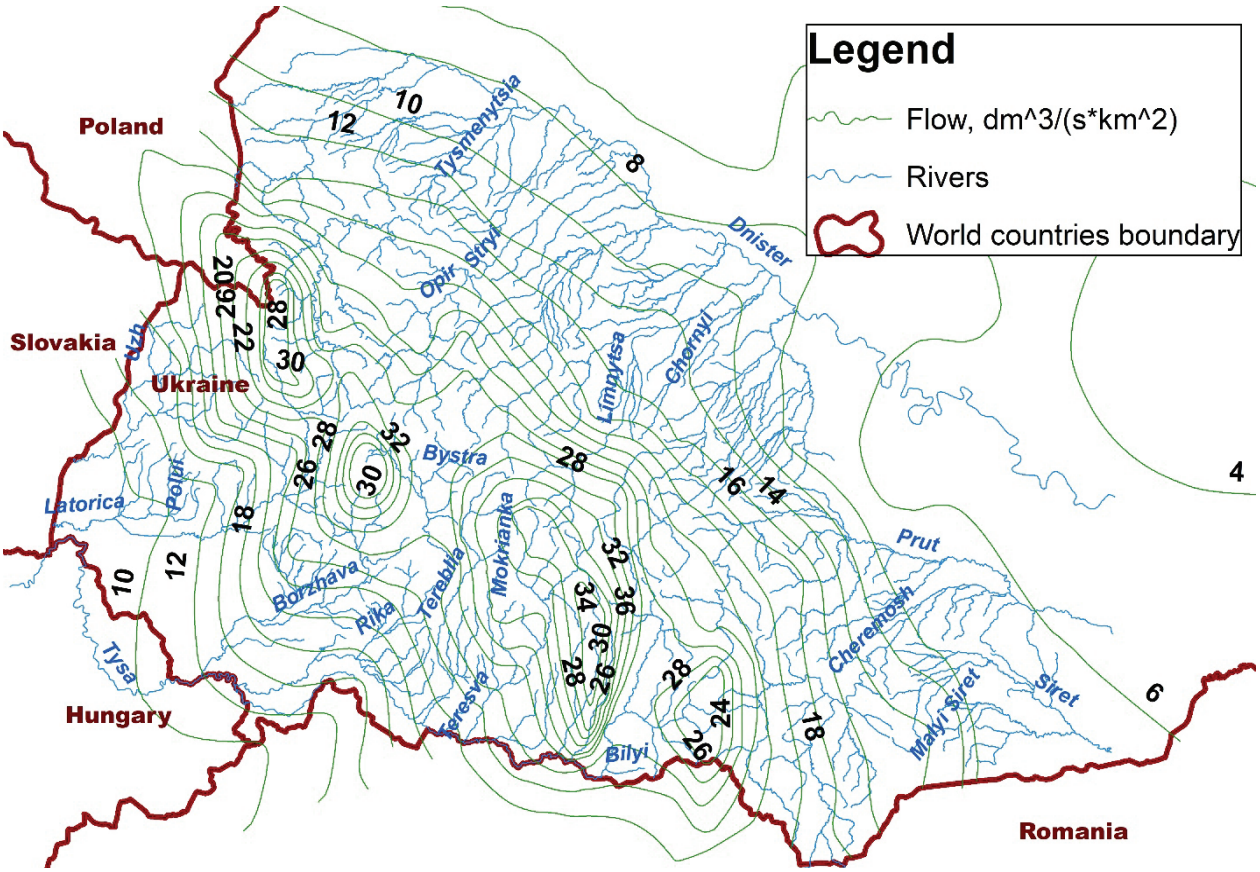


Рисунок 2 – Карта среднегодового водного стока рек Украинских Карпат [2]

Из четырёх исследуемых бассейнов рек Карпатского региона (бассейны рек Тиса, Сирет, Прут, Днестр), наибольшим суммарным общим гидроэнергетическим потенциалом отмечаются реки бассейна Тисы. Из 334 рассмотренных рек Украинских Карпат (длиной более 10 км), суммарный общий гидроэнергетический потенциал 114 водотоков бассейна Тисы превышают суммарную гидроэнергетическую мощность 145 рек днестровского бассейна (в пределах Украинских Карпат). Таким образом, гидроэнергетическая мощность рек бассейна Тисы на 11,5 % превышает гидроэнергетический потенциал рек бассейна Днестра. В свою очередь, гидроэнергоресурсы водотоков бассейна Тисы составляют 1092435 кВт (1092,4 МВт), что равняется 46,4 % от общей гидроэнергетической мощности водотоков Карпатского региона. Удельный вес бассейна Днестра в данном случае составляет 34,9 % (820824 кВт или 820,8 МВт). Водотоки бассейна р. Прут обеспечивают гидроэнергоресурс суммарной мощностью 403566 кВт (403,5 МВт), что составляет долю 17,2 % от суммарного общего гидроэнергетического потенциала водотоков Украинских Карпат. И только 1,01 % от суммарного общего гидроэнергетического потенциала водотоков Украинских Карпат составляют реки бассейна Сирета. Их суммарная мощность составляет 23707 кВт (23,7 МВт).

Таблица 1 – Сводные суммарные показатели общего гидроэнергетического потенциала рек Украинских Карпат (УК) [3]

№	Название бассейна	К-во рек	К-во участков	$E_{общ}$, кВт	$E_{общ}$ за год, тыс. кВт·ч	% от ОГП рек УК
1	Бассейн р. Тиса	114	385	1 092435	9 569731	46,4
2	Бассейн р. Сирет	19	78	23707	207673.3	1,01
3	Бассейн р. Прут	56	230	403566	3 535238	17,2
4	Бассейн р. Днестр	145	554	820824	7 190418	34,9
Общий потенциал рек региона		**334**	**1247**	**2 340531**	**20 503052**	**100,0**

По результатам оценки общего гидроэнергетического потенциала была создана карта модулей мощности рек Украинских Карпат, которая позволяет пространственно оценить величину гидроэнергетического потенциала рек (рис. 3).

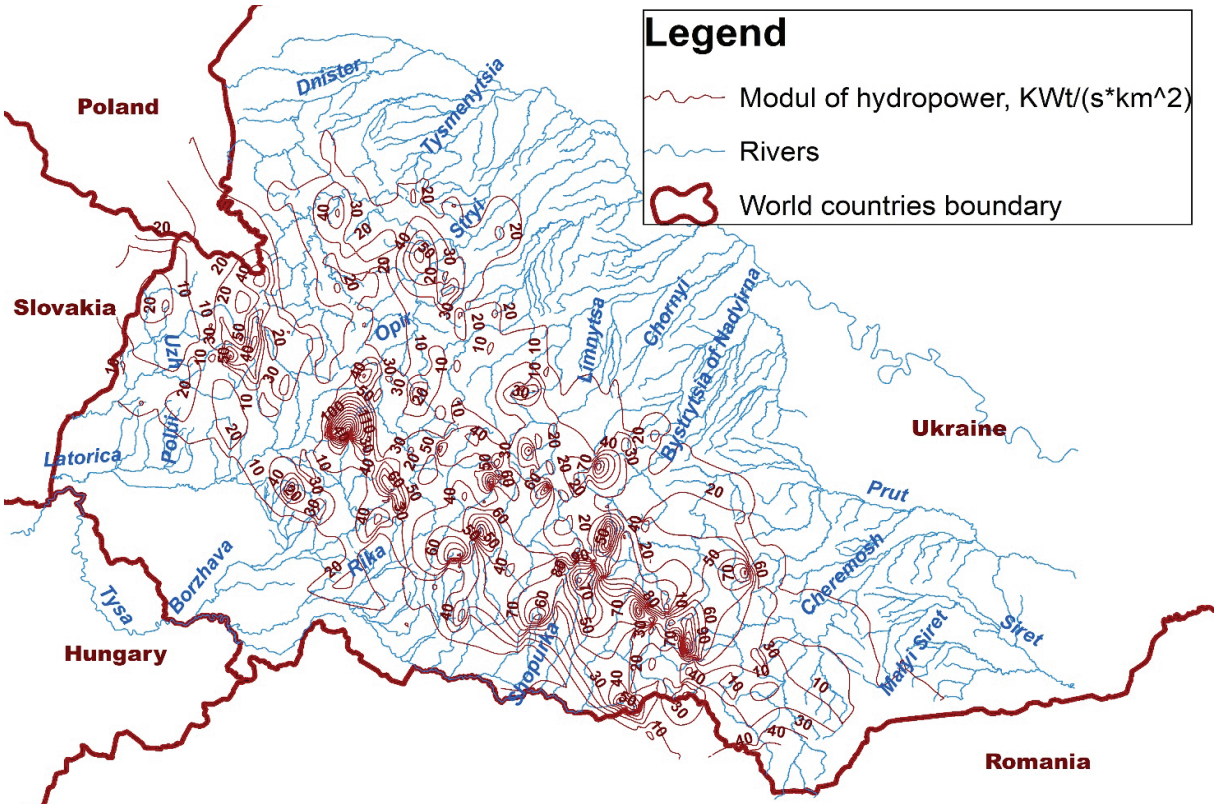


Рисунок 3 – Карта модулей гидроэнергетической мощности кВт/(с*км^2)

Учитывая, что средний годовой сток претерпевает определенную изменчивость и из года в год наблюдаются некоторые отклонения от нормы, в мести с водностью рек меняется и гидроэнергетическая мощность рек. Поэтому, с целью эффективного управления гидроэнергоресурсами важным моментом является прогноз их изменчивости в условиях климатических изменений и колебания стока, которые они вызывают. Для решения этой задачи первым делом было выполнено оценку колебаний водности рек по данным 67 гидрологических постов рек Украинских Карпат. По данным гидропостов были обобщены периоды колебаний водности и выявлено, что маловодные фазы имеют протяженность 10±2 года, а многоводные – 7±2. Данные выводы подтверждаются результатами исследований динамики гидрометеорологических показателей, которые определяют водный сток. Для этого использовалась водобалансовая модель Л.Турка, которая определяет соотношение между речным стоком, осадками и температурой. Установлено, что современная маловодна фаза водности, которая длится с 2008 года и отмечается на большинстве рек Украины, продлится до 2019 г. После наступит многоводная фаза – 2020–2037 гг. и далее маловодная – 2038–2048 гг. В период многоводной фазы водности ожидается рост общего гидроэнергетического потенциала по всем рекам Украинских Карпат на 9,07 % (212282 кВт). В частности, ОГП увеличится с 2340531 кВт за счет роста водности до 2552813 кВт или 2552,8 МВт. За год эта величина будет составлять 22362644000 кВт·ч. В следующую маловодную фазу водности мощность гидроэнергоресурсов водотоков Украинских Карпат существенно снизятся по отношению к условиям среднего многолетнего стока. Так, прогнозируется уменьшение общего гидроэнергетического потенциала рек Карпатского региона на 15,8 %, то есть на 370026 кВт.

Таким образом, общий гидроэнергетический потенциал всех исследованных водотоков может составлять 1970505 кВт или 1970,5 МВт. В перерасчете на год, гидроэнергетическая мощность составит 17261627000 кВт·ч.

Список использованных источников

1 Розпорядження Кабінету міністрів України Про схвалення Програми розвитку гідроенергетики на період до 2026 року від 13 липня 2016 р. № 552-р / Офіційний вісник України від 09.08.2016 – 2016 р., № 60, стор. 175, стаття 2065.

2 Середній річний водний стік річок Українських Карпат та особливості його територіального розподілу / О. Ободовський [і інш.] // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2016. – Т. 4. – С. 25–32.

3 Ободовський, О. Загальний гідроенергетичний потенціал річок Українських Карпат / О. Ободовський, К. Данько, О. Почаєвець //Вісник Київського національного університету імені Тараса Шевченка, 2017. – Вип. 1 (66). – С. 15–28.

4 Методика встановлення гідроенергетичного потенціалу річок (на прикладі річок Українських Карпат) / О. Ободовський [і інш.] // Вісник Київського національного університету імені Тараса Шевченка, 2016. – Вип. 1 (64). – С. 5–12.

УДК 502.51

А. П. Носаль, доц., д-р геогр. наук, Е. А. Поздина, доц., канд. техн. наук
ФГБУ «Российский научно-исследовательский институт комплексного использования и охраны водных ресурсов, г. Екатеринбург

МОНИТОРИНГ ВОДООХРАННЫХ ЗОН В РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ: ТЕОРИЯ И ПРАКТИКА

Одним из базовых нормативных документов, принятых в развитие Водного кодекса Российской Федерации, является Положение об осуществлении государственного мониторинга водных объектов (далее ГМВО), утвержденное ППР №219 от 10.04.2007 г. [1–2]. Данное Положение определило порядок осуществления мониторинга водных объектов, его состав, основные цели и ряд других принципиальных моментов.

Согласно Положения, участниками государственного мониторинга являются органы исполнительной власти (федеральные и их территориальные подразделения, органы исполнительной власти субъектов Российской Федерации), собственники водных объектов и водопользователи. Федеральное агентство водных ресурсов (Росводресурсы) согласно законодательства осуществляет сбор, обработку, хранение, обобщение и анализ всех сведений, полученных в результате мониторинга, формируя банк данных мониторинга по различным территориальным единицам (бассейновые округа, ВХУ и пр.), а также должно проводить общую оценку и прогнозирование изменений состояния водных объектов и т.д.

ГМВО состоит из четырех частей, при этом Росводресурсы непосредственно участвуют и отвечают только за один вид мониторинга водных объектов, который касается достаточно разнородных категорий: морфометрических характеристик водного объекта и состояния его границ (состояние дна, берегов, изменения морфометрических особенностей водных объектов или их частей) и водоохранной зоны, имеющей опосредованное отношение к водному объекту (состояние и режим использования водоохранных зон). В настоящем докладе рассматривается только мониторинг водоохранных зон (далее ВОЗ).

Сфера ответственности при проведении мониторинга, состав наблюдений, порядок и форма предоставления сведений регламентированы рядом Приказов Минприроды России [3–4]. С 2014 г. согласно Приказа Росводресурсов о вводе в постоянную эксплуатацию автоматизированной информационной системы государственного мониторинга водных объектов Российской Федерации (АИС ГМВО) можно говорить о наличии банка данных, т.е. на текущий момент форма банка данных мониторинга создана [5]. Однако объективность и полезность информации накапливаемой в данной системе, возможность использования ее в практической работе для управления водными ресурсами, водоохранными зонами и минимизации негативных последствий в настоящее время вызывает сомнение по ряду причин.

Проведение ГМВО в части наблюдения за водоохранными зонами проводится в соответствии с «Методическими указаниями по осуществлению государственного мониторинга водных объектов в части наблюдений за состоянием дна, берегов, состоянием и режимом использования водоохранных зон и изменениями морфометрических особенностей водных объектов или их частей» (далее МУ), утвержденного приказом Минприроды России от 08.10.14 г. № 432 [6].

Практически все положения МУ, касающиеся мониторинга ВОЗ, только декларированы, не имеют четких классификаций, позволяющих оценить взаимосвязи и воздействия происходящих изменений на условия водопользования, качество водных ресурсов и т.п., что практически исключает возможность использовать полученные сведения для выявления и прогноза негативных последствий с выработкой необходимых водоохранных мероприятий. К сожалению, формы таблиц большей частью неинформативны.

Отсутствие рекомендаций и предложений по выбору водных объектов или их участков, ВОЗ которых подлежит мониторингу, ставит несколько проблемных вопросов касательно масштаба и состава контролируемых показателей при проведении мониторинга ВОЗ именно исходя из декларируемых задач ГМВО (прогноз развития негативных процессов влияющих на качество воды в водных объектах и т.д.).

1) Неопределенность масштабов водных объектов, по которым должен проводиться мониторинг ВОЗ:

– должен ли мониторинг ВОЗ проводиться на всех водных объектах, независимо от их категории и размеров, включая временные водотоки;

– должен ли мониторинг ВОЗ проводиться только в пределах населенных пунктов и/или участках текущего и перспективного хозяйственного освоения или на всем протяжении независимо от степени вовлечения их в хозяйственную деятельность;

– не определена минимальная/максимальная протяженность ВОЗ, подлежащая мониторингу;

– при отсутствии официального земле/водопользователя в пределах ВОЗ, кто должен являться ответственным за соблюдение благоприятного состояния экосистем в пределах ВОЗ и т.д.

2) Неопределенность по эрозионным процессам:

– русла малых водотоков и особенно русла временных водотоков (совпадающие с оврагами, балками и пр. элементами) сами являются элементами эрозионной сети,

одновременно являясь притоками водотоков и водоемов более крупного порядка. Протяженность их в большинстве случаев превышает установленные законодательством максимальное значение ширины ВОЗ (200 м). Интенсивность эрозионных процессов на них максимально наблюдается в верховьях, формально выходящих за пределы ВОЗ. Должны ли учитываться эти участки, формально расположенные вне ВОЗ, при подсчете густоты эрозионной сети вообще и изменения эрозионной сети в частности:

– нет четких указаний на участке какой протяженности ВОЗ (максимум/минимум) должна определяться густота эрозионной сети для сравнительных оценок;

– в случае исключения русел малых и временных водотоков из состава т.н. эрозионной сети, а также с учетом того, что собственно береговая эрозия рассматривается при мониторинге отдельно, в состав контролируемой эрозионной сети вероятно должны включаться преимущественно новые элементы эрозионной сети, возникающие как в результате развития береговой эрозии при определенных геологических условиях, так и спровоцированные хозяйственной деятельностью в береговой зоне. В МУ и других инструктивных материалах нет рекомендаций с какими размерами локальный вертикальный размыв должен включаться в состав единой для участка эрозионной сети;

– форма и подача информации демонстрируют, что основное внимание уделяется проблеме разрастания эрозионной сети и связанными с этим негативными последствиями. В то же время заиление малых водотоков представляет собой распространенное явление, являющееся следствием противоположного процесса, но данное направление в формах игнорируется. Насколько это правомерно – вопрос дискуссионный.

– развитие и деградация эрозионной сети – процесс, обусловленный многими естественными и антропогенными факторами. Существующая форма не позволяет определить первостепенные причины, как и общую тенденцию, даже и в случае представления информации в ретроспективном виде. Отсутствуют критерии, определяющие направленность происходящих изменений, и градация диапазона изменений, позволяющая выявить опасную интенсивность с сопутствующими негативными последствиями.

3) Неопределенность мониторинга экосистем ВОЗ:

– мониторинг экосистем, кроме установления общего текущего состояния преобладающих биоценозов ВОЗ предназначен для упреждающего прогноза негативного воздействия ВОЗ на качество вод водных объектов. Исходя из поставленной задачи, совершенно необъективным смотрится выбор только трех ландшафтных группировок среди множества существующих на территории ВОЗ и придание им определения «Экосистемы ВОЗ». Выбор именно этих групп микроландшафтов гипотетически утверждает их главенствующую роль и влияние на формирование качества воды водного объекта, что противоречит действительности. Во-первых, изменения общих и относительных площадей указанных в форме залуженных участков, участков под кустарниковой растительностью, а также участков под древесной и древесно-кустарниковой растительностью, могут быть вызваны естественными, антропогенно-обусловленными или комплексными факторами и не означают обязательного негативного воздействия на воду водного объекта. Во-вторых, в большинстве случаев изменение площадей в указанных микроландшафтов обусловлены переходом из одного в другой: зарастание кустарниками залуженных участков, появление деревьев на участках с прежде доминировавшими кустарниками и т.д., поэтому утверждать, что при этом активизируются негативные последствия абсолютно не обосновано. В-третьих, в различных природных зонах совершенно разные естественные соотношения рассматриваемых группировок микроландшафтов: преобладание залуженных участков в степных районах или древесной растительности в таежной зоне, пр.

– как и для большинства других вопросов, касающихся ВОЗ, не определены пространственные границы протяженности участка, в пределах которого должны определяться общая и относительная площадь, занятая контролируемыми ландшафтами;

– отсутствуют критерии, позволяющие обоснованно оценить при какой направленности изменений и с которой величины уменьшение/увеличение относительной площади, например, залуженных участков, следует считать вредным или недопустимым, а до какой величины приемлемым;

– при оценке состояния ВОЗ не учитываются и игнорируются участки, с одной стороны, уже находящиеся под негативными последствиями воздействия вод и ответно влияющие на качество вод (подтопленные, периодически затопленные и заболоченные участки), а, с другой стороны, участки хозяйственного освоения (населенные пункты, сельхозугодья, производственные и иные постройки, свалки, инфраструктура, объекты, включенные в МУ, как влияющие на русловые процессы активно и пассивно, др.).

Касательно зон затопления и подтопления следует отметить, что после принятия приказа Минприроды России в АИС ГМВО внесена новая форма «Данные наблюдений за режимом использования зон затопления, подтопления». Указанные зоны во многих случаях либо полностью, либо частично захватывают территорию ВОЗ, т.е. наблюдения за режимом в определенной степени дублируются. Введение новой формы разделило наблюдения, что скорее всего усложнит анализ из-за разброса информации по отдельным таблицам, не связанным между собой. Согласно вновь введенной формы наблюдения за режимом касаются только некоторых видов деятельности и потенциально опасных объектов, влияющих на качество вод водных объектов:

а) размещение кладбищ, скотомогильников, объектов размещения отходов производства и потребления, химических, взрывчатых, токсичных, отравляющих и ядовитых веществ, пунктов хранения и захоронения радиоактивных отходов,

б) использование сточных вод в целях регулирования плодородия почв;

в) осуществление мер по борьбе с вредными организмами с применением авиации. Список достаточно ограниченный и не захватывает многие другие потенциально опасные объекты и виды деятельности по факту находящиеся в пределах как ВОЗ, так и зон затопления/подтопления.

Анализируя форму представления материалов для внесения в АИС ГМВО, заполняемую водопользователями, объективно требуют корректировки следующие положения:

– информация представляется водопользователями по результатам наблюдений в пределах земельного участка, находящегося в их собственности (аренде), только в части относимой к ВОЗ. Часто в землеустроительных документах водопользователя территория земельного участках в границах ВОЗ не отражается по различным причинам (формальное отсутствие оформленной документации и др.), поэтому, несмотря на фактическое наличие земельного участка в ВОЗ, предприятие о нем не отчитывается;

– при отсутствии основной территории водопользователя в границах ВОЗ, когда по водоохранной зоне проходит, например, только коридор сбросного коллектора сточных вод, или трубопровод линейных коммуникаций, водопользователи не отчитываются по требуемой форме, поскольку формально не имеют собственных земельный угодий. На практике в зависимости от условий прокладки коллектора и его обваловки данное линейное сооружение может стать очагом развития эрозионных процессов, способствовать заболачиванию, а также являться рассредоточенным источником загрязнения (при повреждении целостности трубопровода нерегистрируемого в береговой зоне) и т.д.;

– при заполнении отчетов водопользователями, имеющими землеотвод в пределах ВОЗ, наиболее четко просматривается некорректность ограничения сведений о состоянии ВОЗ данными о площадных показателях весьма условных экосистем (кустарники и пр.). Очевидно, что территория предприятия не предназначена для приоритетного разведения зеленых насаждений, а негативные последствия хозяйственной деятельности на текущий момент и на перспективу не ограничиваются только уменьшением площади газонов;

– определение изменения площадей контролируемых видов угодий носит формальный характер и не отражает естественных процессов сукцессии.

Анализ фактической информации, практически проведенного государственного мониторинга в части наблюдений за состоянием и режимом использования водоохранных зон, заносимой в официальную АИС ГМВО, показывает, что форма и содержание данных мониторинга не позволяют на текущий момент достичь основных целей: информационное обеспечение прогнозирования негативных процессов, влияющих на качество воды, оценка эффективности мероприятий и т.д. В имеющемся виде мониторинг ведется часто формально и не может использоваться для поставленных целей, что связано с принципиальными недостатками существующим видом сбора и представления и информации.

Для повышения эффективности использования сведений ГМВО, оптимизации распределения средств на проведение мониторинга и реализации водоохранных мероприятий на основе его данных необходимо:

1) Подготовить откорректированные формы для АИС ГМВО с учетом имеющихся замечаний на основании их практического использования, обеспечивающие достижение основных целей мониторинга

2) Разработать рекомендации по анализу, оценке и использованию данных наблюдений за состоянием и режимом использования водоохранных зон для управления в области использования и охраны водных объектов,

3) Подготовить типовую программу обследований водоохранной зоны, ее состояния и режима, включая порядок проведения наблюдений и картирования состояния, хранения результатов и проведения сравнительного анализа.

4) Подготовить и внести изменения в приказы Минприроды России «Об утверждении форм и Порядка представления сведений, полученных в результате наблюдений за водными объектами, заинтересованными федеральными органами исполнительной власти, собственниками водных объектов и водопользователями» и «Об утверждении форм и порядке представления данных мониторинга, полученных участниками ведения государственного мониторинга водных объектов».

Указанные предложения направлены в адрес Федерального агентства водных ресурсов Российской Федерации.

Список использованных источников

1 Водный кодекс Российской Федерации от 30 июня 2006 г. № 74-ФЗ.

2 Постановление Правительства Российской Федерации от 10 апр. 2007 г. №219 «Об утверждении Положения об осуществлении государственного мониторинга водных объектов.

3 Приказ Минприроды России от 7 мая 2008 № 111 «Об утверждении форм и Порядка представления данных мониторинга, полученных участниками ведения государственного мониторинга водных объектов».

4 Приказ Минприроды России от 30 марта 2015 № 152 «О внесении изменений в Приказ Министерства природных ресурсов Российской Федерации от 7 мая 2008 № 111 «Об утверждении форм и Порядка представления данных мониторинга, полученных участниками ведения государственного мониторинга водных объектов».

5 Приказ Росводресурсов от 10 февраля 2014 г. № 35 «О вводе в постоянную эксплуатацию автоматизированной информационной системы государственного мониторинга водных объектов Российской Федерации».

6 «Методические указания по осуществлению государственного мониторинга водных объектов в части наблюдений за состоянием дна, берегов, состоянием и режимом использования водоохранных зон и изменениями морфометрических особенностей водных объектов или их частей» (утв. Приказом Минприроды России от 08.10.2014 № 432).

УДК 628.16, 663.63, 663.67

З. Е. Егорова, доц., канд. техн. наук
Белорусский государственный технологический университет, г. Минск

ОБЗОР САНИТАРНО-ГИГИЕНИЧЕСКИХ ТРЕБОВАНИЙ К ПИТЬЕВОЙ ВОДЕ, ИСПОЛЬЗУЕМОЙ ПРЕДПРИЯТИЯМИ ПИЩЕВОЙ ПРОМЫШЛЕННОСТИ

Вода оказывает огромное влияние на здоровье человека. Для того чтобы хорошо себя чувствовать, человек должен употреблять только чистую, качественную питьевую воду. Еще в глубокой древности люди умели различать «живую» воду – пригодную для питья и «мертвую» – непригодную для употребления. Учеными давно установлена прямая связь

между качеством питьевой воды и продолжительностью жизни. Это неудивительно, учитывая, что по данным Всемирной организации здравоохранения около 90% болезней человека вызвано употреблением для питьевых нужд некачественной воды, а также использованием неподготовленной воды в бытовых целях (душ, ванна, бассейн, мытье посуды, стирка белья и т.д.).

В настоящее время вопросы качества питьевой воды не утратили своей актуальности. Об этом свидетельствует тот факт, что каждое государство устанавливает в своих законодательных документах нормы, которым должна отвечать питьевая вода. В Беларуси таким документом является СанПиН 10-124 [1]. В таблице 1 приведены требования к питьевой воде, установленные на международном, региональном и национальном уровнях.

Таблица 1 – Стандарты питьевой воды, установленные ВОЗ и различными странами

Показатель	ВОЗ	США	ЕС	Украина	Беларусь
Водородный показатель, ед. pH	–	6,5–8,5	6,5–8,5	6–9	6–9
Жесткость общая, мг-экв/л	–	–	1,2	7,0	7,0
Щелочность, мг HCO_3/л	–	–	30	7,0	–
Общее микробное число, КОЕ/100 мл	–	500	10 (при 22 °С) 100 (при 37 °С)	50	не более 50
Общие колиформные бактерии, КОЕ/мл	отсутствие в 100 мл	5	отсутствие в 100 мл	отсутствие в 100 мл	отсутствие в 300 мл
Термотолерантные колиформные бактерии, КОЕ/мл	отсутствие в 100мл	–	отсутствие в 100 мл	отсутствие в 100 мл	отсутствие в 300 мл
Фекальные стрептококки, КОЕ/мл	–	–	отсутствие в 100 мл	–	–
Колифаги, КОЕ в 100 мл	–	–	–	отсутствие	отсутствие
Споры клостридий, в 20 мл	–	–	менее 1	отсутствие	отсутствие

Согласно требованиям ВОЗ, наиболее важными показателями биологической безопасности воды являются общие и термотолерантные колиформные бактерии (таблица 1). Перечень регламентируемых показателей, установленных ЕС, Украиной и Беларусью к питьевой воде, один и тот же, в том числе и по количественным значениям, за исключением показателя «Общие и термотолерантные колиформные бактерии» (таблица 1).

Для обеспечения требуемого качества питьевой воды необходимы соответствующие приемы, технологии и системы водоснабжения. Если пищевое предприятие подключено к центральной системе водоснабжения, то качество и безопасность воды обеспечивает территориальная организация водоканала. В случае организации собственного водопотребления, пищевое предприятие должно обеспечить следующие его условия. На территориях забора воды, в целях предупреждения ее загрязнения, устанавливаются санитарные зоны, на территории которых действует специальный режим, и проводятся мероприятия, направленные на предупреждение периодически возникающих или систематических загрязнений, которые могут ухудшить качество воды.

Независимо от уровня (международный, региональный, национальный) требований, необходимо, чтобы снабжение питьевой водой пищевого предприятия было достаточным для удовлетворения нужд производственных процессов. Например, в международном стандарте ISO/TS 22002-1 [2] сформулированы следующие положения, характеризующие систему водоснабжения пищевого предприятия:

– вода, используемая в качестве одного из ингредиентов продукции, включая лед или пар, или контактирующая с продукцией или поверхностями продукции, должна соответствовать продукции по качеству и микробиологическим требованиям;

– вода, применяемая для мойки или иных нужд, предполагающих непрямой контакт с продукцией (например, в сосудах с рубашкой, теплообменниках), должна соответствовать условиям конкретного применения по качеству и микробиологическим требованиям;

– там, где применяется хлорированная вода, проверки должны гарантировать, что уровень остаточного хлора в момент использования не превышает пределов, заданных в соответствующих технических условиях;

– для непитьевого водоснабжения должна использоваться отдельная система, которая маркирована и не имеет соединения с системой питьевого водоснабжения. Следует принимать меры по предотвращению оттока непитьевой воды в систему питьевого водоснабжения.

В соответствии с требованиями технического регламента Таможенного союза [3], количество холодной и горячей воды, пара, льда должно быть достаточным для обеспечения производства безопасной пищевой продукции. Вода, используемая в процессе изготовления пищевой продукции и непосредственно контактирующая с продовольственным сырьем и материалами упаковки, должна соответствовать требованиям к питьевой воде, установленным законодательством государства-члена Таможенного союза.В производственных процессах, не связанных непосредственно с производством пищевой продукции (противопожарная система, охлаждение холодильного оборудования, производство пара и другое) допускается использование воды, не соответствующей требованиям к питьевой воде. Предназначенные для таких процессов трубопроводы не должны использоваться в целях снабжения питьевой водой и должны иметь признаки, позволяющие отличать их от трубопроводов для питьевой воды.При тепловой обработке пищевого сырья и продукции в герметичных емкостях и (или) с использованием соответствующего оборудования должны быть обеспечены условия для предотвращения загрязнения пищевой продукции водой, используемой для охлаждения указанных емкостей и оборудования.

Национальные требования к качеству питьевой воды на пищевых предприятиях Республики Беларусь установлены СанПиН 10-124 [1], согласно которому питьевая вода должна быть безопасна в эпидемическом отношении, безвредна по химическому составу и иметь благоприятные органолептические свойства. Национальные гигиенические нормативы питьевой воды указаны в таблице 1. К приведенным показателям необходимо добавить следующее. При определении термотолерантных колиформных бактерий проводится трехкратное исследование по 100 мл отобранной пробы воды. Определение количества цист лямблий в 50 л проводится в системах водоснабжения из поверхностных и подземных источников перед подачей воды в распределительную сеть, а также колифагов – в распределительной сети, а споры сульфитредуцирующих клостридий определяются при оценке эффективности технологии обработки воды.

Безвредность питьевой воды по химическому составу определяется ее соответствием нормативам по обобщенным показателям и содержанию вредных химических веществ, наиболее часто встречающихся в природных водах на территории Республики Беларусь, а также веществ антропогенного происхождения, получивших глобальное распространение (таблица 2).

По органолептическим свойствам вода должна отвечать требованиям, приведенным в таблице 3.

В соответствии с Законом Республики Беларусь «О санитарно-эпидемиологическом благополучии населения» за качеством питьевой воды должен осуществляться производственный контроль, государственный и ведомственный санитарно-эпидемиологический надзор. Производственный контроль качества питьевой воды обеспечивается организацией, осуществляющей эксплуатацию системы водоснабжения, по рабочей программе. Организация, осуществляющая эксплуатацию системы водоснабжения, в соответствии с рабочей программой постоянно контролирует качество воды в местах водозабора, перед поступлением в распределительную сеть, а также в точках водозабора наружной и внутренней водопроводной сети.

Отбор, консервацию, хранение и транспортирование проб воды проводят в соответствии с требованиями стандартов и других действующих нормативных документов, на методы определения конкретного показателя, утвержденных в установленном порядке. Виды определяемых показателей и количество исследуемых проб питьевой воды перед ее поступлением в распределительную сеть устанавливаются с учетом требований предприятия.

Таблица 2 – Химические показатели природных вод Республики Беларусь

Показатели	Единицы измерения	Нормативы (предельно-допустимые концентрации (ПДК)), не более
Водородный показатель	единицы pH	6–9
Общая минерализация (сухой остаток)	мг/л	1000 $(1500)_{2)}$
Жесткость общая	ммоль/л	7,0 $(10)_{2)}$
Окисляемость перманганатная	мг/л	5,0
Нефтепродукты, суммарно	мг/л	0,1
Поверхностно-активные вещества (ПАВ), анионоактивные	мг/л	0,5
Фенольный индекс	мг/л	0,25
Алюминий (Al^{3+})	мг/л	0,5
Барий (Ba^{2+})	мг/л	0,1
Бериллий (Be^{2+})	мг/л	0,0002
Бор (B)	мг/л	0,5
Железо (Fe, суммарно)	мг/л	0,3 (1,0)
Кадмий (Cd, суммарно)	мг/л	0,001
Марганец (Mn, суммарно)	мг/л	0,1 (0,5)
Медь (Cu, суммарно)	мг/л	1,0
Молибден (Mo, суммарно)	мг/л	0,25
Мышьяк (As, суммарно)	мг/л	0,05
Никель (Ni, суммарно)	мг/л	0,1
Нитраты (по NO_3^-)	мг/л	45
Ртуть (Hg, суммарно)	мг/л	0,0005
Свинец (Pb, суммарно)	мг/л	0,03
Селен (Se,суммарно)	мг/л	0,01
Стронций (Sr^{2+})	мг/л	7,0
Сульфаты (SO_4^{2-})	мг/л	500
Хлориды (Cl^-)	мг/л	350
Хром (Cr^{6+})	мг/л	0,05
Цианиды (CN^-)	мг/л	0,035
Цинк (Zn^{2+})	мг/л	5,0
γ-ГХЦГ (линдан)	мг/л	0,002
ДДТ (сумма изомеров)	мг/л	0,002
2,4-Д	мг/л	0,03

Таблица 3 – Органолептические свойства воды

Показатели	Единицы измерения	Нормативы, не более
Запах	Баллы	2
Привкус	Баллы	2
Цветность	Градусы	20 (35)
Мутность	ЕМФ (единицы мутности по формазину) или мг/л (по коалину)	2,6 (3,5) 1,5 (2)

Государственный санитарно-эпидемиологический надзор за качеством питьевой воды осуществляют центры гигиены и эпидемиологии соответствующих территорий, ведомственный санитарно-эпидемиологический надзор – санитарно-эпидемиологические учреждения, организации и подразделения, уполномоченные на осуществление данной функции. Организация и проведение государственного и ведомственного санитарно-эпидемиологического надзора осуществляется в соответствии с нормативными и методическими документами органов Госсаннадзора Беларуси в плановом порядке и по санитарно-эпидемиологическим показаниям.

Для проведения лабораторных исследований (измерений) качества питьевой воды допускаются метрологически аттестованные методики, а также методики, утвержденные или допущенные к применению Госстандартом или Госсаннадзором Беларуси. Отбор проб

воды для анализа проводят в соответствии с требованиями государственных стандартов[4]. При исследовании микробиологических показателей качества питьевой воды в каждой пробе проводится определение термотолерантных олиформных бактерий, общих колиформных бактерий, общего микробного числа и колифагов. При обнаружении в пробе питьевой воды термотолерантных колиформных бактерий и (или) общих колиформных бактерий, и (или) колифагов проводится их определение в повторно взятых в экстренном порядке (в течение суток) пробах воды. В таких случаях для выявления причин загрязнения одновременно проводится определение хлоридов, азота аммонийного, нитратов и нитритов. При обнаружении в повторно взятых пробах воды общих колиформных бактерий в количестве более 2 в 100 мл и (или) термотолерантных колиформных бактерий, и (или) колифагов проводится исследование проб воды для определения патогенных бактерий кишечной группы и (или) энтеровирусов. Аналогичные исследования осуществляются по эпидемиологическим показаниям по решению территориального органа госсаннадзора.

Помимо общенациональных требований к питьевому водоснабжению в нашей стране действуют и отраслевые. В качестве примера можно привести санитарные правила для предприятий рыбоперерабатывающей отрасли, в которых имеются конкретные требования к обеспечению их питьевой водой [5]. Согласно указанному документу, вода, используемая для технологических, питьевых и хозяйственно-бытовых нужд организации, должна поставляться в достаточном количестве и соответствовать Санитарным нормам и правилам, устанавливающим требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. Лед, вступающий в прямой контакт с рыбной продукцией и способный вызвать ее загрязнение, должен быть изготовлен из воды питьевого качества, соответствующей Санитарным нормам и правилам, устанавливающим требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. Лед следует изготавливать, транспортировать и хранить в условиях, предотвращающих его загрязнение. Система технического водоснабжения организации должна быть отдельной от системы хозяйственно-питьевого водоснабжения организации. Обе указанные системы водоснабжения организации не должны иметь никаких соединений между собой и должны быть окрашены в отличительные цвета. Точки водозабора этих систем водоснабжения организации необходимо отмечать соответствующими надписями: «Питьевая» и «Техническая».Подпитка оборотной системы водоснабжения организации должна осуществляться из системы хозяйственно-питьевого водоснабжения организации с воздушным разрывом струи не менее 20 мм по вертикали. При отборе проб не допускается сброс воды на пол, должны быть созданы условия для ее стока. Вводы системы хозяйственно-питьевого водоснабжения на территорию организации должны оборудоваться в изолированных помещениях организации. В организации должен быть разработан план-схема водоснабжения и водоотведения с нанесением контрольных точек отбора проб воды для проведения лабораторных исследований. Запрещается использование воды из системы водяного отопления организации для технологии производства, санитарной обработки оборудования и помещений организации. Пар, используемый в технологии производства, не должен содержать веществ, которые представляют опасность для здоровья человека или могут привести к загрязнению продукции.

Помимо общих положений, установлены и конкретные требования. Например, норма расхода воды на промывку полов, панелей и стен за смену должна составлять не менее 3 л/м^2, за исключением производственных помещений, требующих особого санитарного режима (рыборазделочные, икорные, консервные, кулинарные, пресервные цехи, цех медицинских жиров и др.), где норма повышается до 10 л/м^2, а для помещений с небольшим загрязнением пола – до 5 л/м^2. Исходя из вышеизложенного, для обеспечения соответствия качества воды указанным требованиям, на предприятиях должна быть разработана схема контроля качества и безопасности воды, с учетом специфики предприятия.

Таким образом, приведенная в данном обзоре информация свидетельствует, во-первых, об идентичности международных, региональных и национальных требований к питьевому водоснабжению пищевых предприятий, а также о надежной национальной системе контроля безопасности воды.

Список использованных источников

1 Санитарные правила и нормы «Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды централизованных систем питьевого водоснабжения. Контроль качества»: СанПиН 10-124 РБ 99. – Введ. 19.10.1999 Постановлением Главного государственного санитарного врача Республики Беларусь № 46 – Минск: РЦГЭиОЗ, 1999.– 12 с.

2 Программы предварительных условий для безопасности пищевых продуктов. Часть 1. Производство пищевых продуктов: ИСО 22002-1:2009. – Введ. 15.12.2009. – 19 с.

3 Технический регламент Таможенного союза «О безопасности пищевой продукции»: ТР ТС 021/2011. Введ. 09.12.2011. – Решением Комиссии ТС № 880. – 242 с.

4 Вода. Общие требования к отбору проб: СТБ ГОСТ Р 51592- 2001. Введ. 11.01.2002. – Минск: Госстандарт, 2002. – 42с.

5 Санитарные нормы и правила «Санитарно-эпидемиологические требования для организаций, осуществляющих производство рыбной продукции» Сан ПиН 2.3.4.13-21-2002. – Введ. 24.08.2012 Постановлением Главного государственного санитарного врача Республики Беларусь № 129. – Минск: РЦГЭиОЗ, 2012. – 42 с.

СОДЕРЖАНИЕ

СОВРЕМЕННЫЕ ПОДХОДЫ ПО ЗАЩИТЕ ВОДНЫХ РЕСУРСОВ ОТ ЗАГРЯЗНЕНИЯ И ИСТОЩЕНИЯ, ТЕХНОЛОГИИ ОЧИСТКИ ВОД

Пыленок П. И. Повышение эффективности управления водными ресурсами мелиорируемых территорий на основе гидромелиоративного рециклинга 5

Гевод В. С., Борисов И. А. Загрязнение питьевой воды внутри водопроводов и экономичный способ ее доочистки в местах потребления 10

Абикенова С. М. Влияния фильтрационного стока из рисовых чеков на оросительную норму и урожайность риса 16

Есполов Т. И., Яковлев А. А., Саркынов Е.С., Ауелбек Е. К. Обоснование конструктивно–технологической схемы передвижной установки для очистки и дезинфекции шахтных колодцев и техобслуживания водоподъёмного оборудования 19

Ибраев Н. Х., Баджанов Б. М. Возможности и перспективы использования гидрогелевых материалов 24

Белый О. А., Бернацкий А. Е. Биогазовые технологии – перспективный метод снижения загрязнений водных объектов 28

Груздева Е. В., Дречевич И. Р., Макарченко Н. П. Интеграция современного программного обеспечения по моделированию и оптимизации систем водоснабжения в учебный процесс 32

Кошель Н. Д., Смирнова Е. В., *Буртовая В. В.*, *Пришедько Т. В.* Влияние внешнего электрического поля на кинетику ионного обмена 36

Залыгина О. С., Чепрасова В. И. О возможности получения пигментов из отработанных электролитов гальванического производства *40*

Боровский Д. Н. Измельчение полимеризационных ионитов в вертикальной центробежно-шаровой мельнице *45*

Янута Ю. Г., Абрамец А. М. Особенности строения водорастворимых гуминовых веществ подземных и поверхностных вод 48

Воробьев А. Д., Дормешкин О. Б., Шестак И. В., Воробьев П. Д. Ингибирование осадкообразования в водооборотных системах в присутствии органических добавок *52*

Гапанович Е. В., Савич-Шемет О. Г., Анцух Ю. П., Лаптик Е. В. Особенности развития системы дождевой канализации г. Минска 56

Litynska M., Tolstopalova N., Astrelin I. Influence of Preparation Conditions on As(V) Sorption Efficiency Applying Activated Carbon Doped by Iron Oxyhydroxide 59

Фомина Н. М., Столяренко Г. С., Хижняк Д. В. Изучение адсорбционных свойств природных активированных сорбентов по отношению к пестицидам (ДДТ, ДДД, ДДЕ, α-, β-,γ-ТХЦГ, ТМТД, карбофосу) 63

Бондаренко Ж. В., Амосова М. В. Использование воды в производстве гигиенических моющих средств 68

Драчиловская Е. И., Мурашкевич А. Н., Алисиенок О. А. Влияние условий получения на морфологию, структуру и фотокаталитические свойства наноструктурированных титансодержащих соединений 71

Алисиенок О. А., Шидловская В. Г., Мурашкевич А. Н., Жарский И. М. Фотокаталитическая активность композитов на основе нанодисперсного модифицированного диоксида титана 76

Бильдюкевич А. В., Касперчик В. П. Нанофильтрационная очистка поверхностных вод для нужд теплоэнергетики 79

Косогина И. В., Астрелин И. М., Кирий С. А., Носик В. В. Синтез композиционных сорбентов из активированного угля и отходов глиноземных производств 83

Solodovnik T. V., Stolyarenko H. S., Slis A. A. Prospects of Using Complex Coagulation Systems Based on Chitosan in Water Treatment Processes 87

Толстопалова Н. М., Обушенко Т. И., Болелый А. С. Флотоэкстракционное удаление ионов тяжелых металлов из сточных вод 90
Войтов И. В., Марцуль В. Н. Проблемы и основные направления совершенствования обращения с осадками очистных сооружений канализации в Республике Беларусь 95
Шепелева Н. И., Марцуль В. Н., Войтов И. В. Способ комплексной оценки токсичности осадков сточных вод и продуктов их обработки 99
Маркевич Р. М., Стуканова С. О., Дубовик О. С. Влияние нефтепродуктов на процессы миграции фосфора в иловой смеси 104
Дубина А. В., Марцуль В. Н. Способ очистки сточных вод производства и применения карбамидоформальдегидных смол от формальдегида 108
Петров О. А. Возможности применения сверхкавитирующих аппаратов в технологиях очистки промстоков 111
Шункевич А. А., Грачек В. И., Поликарпов А. П., Медяк Г. В., Пансевич В. В. Новые иминодиацетатные хелатные сорбенты ФИБАН для очистки воды 115
Медяк Г. В., Поликарпов А. П., Соловьев С. А., Шункевич А. А., Пансевич В. В. Новая технология очистки природных вод от органических примесей 120
Сапон Е. Г., Марцуль В. Н. Извлечение фосфора в процессе обработки осадков сточных вод 125
Войтов И. В., Цыганов А. Р., Лобов А. И., Капсаров А. Г., Бутурлакин А. А. Кавитационные методы рециклинга промышленных вод 130
Аверина Ю. М., Курбатов А. Ю., Швецов И. А. Способ безреагентной очистки природных вод 133
Ratnaweera Harsha C., Stolyarenko H. S. Planning of Reconstruction of Purification Facilities of Water Treatment System in the City of Austin (Norway) 138
Шибека Л. А., Федченко Н. А. Поиск новых материалов для очистки сточных вод от ионов тяжелых металлов 142
Лихачева А. В., Кравченко М. Л. Совершенствование водного хозяйства гальванического производства 145
Балашова В. Л., Игнатенко А. В. Оценка токсичности и детоксикации сточных вод методом биотестирования подвижности клеток 148
Игнатенко А. В. Биоэкологический контроль безопасности сточных вод 151
Козловская И. Ю. Сорбенты для очистки сточных вод из цеолитсодержащих отходов 154

ГИДРОЭНЕРГЕТИКА, ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ГЕОТЕРМАЛЬНЫХ ВОД, ИСПОЛЬЗОВАНИЕ РЕКРЕАЦИОННОГО ПОТЕНЦИАЛА ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ БЕЛАРУСИ. МОНИТОРИНГ ПОВЕРХНОСТНЫХ И ПОДЗЕМНЫХ ВОД

Станкевич А. Н., Кузмич Г. В., Ефименко А. В. Строительство ГАЭС как средство интеграции белорусской атомной электростанции (БелАЭС) в энергосистему Республики Беларусь 158
Юшкевич Н. Т. Туризм, как перспективная форма использования рекреационного потенциала водных объектов Беларуси 164
Лабоха К. В., Шиман Д. В., Козак А. А., Таркан А. В., Луферов А. О. Водоохранные леса Беларуси 166
Бекмухамедов Б. Э., Баджанов Б. М., Мухтаров Ж. М. Риски возникновения чрезвычайных ситуаций на ГТС 169
Гертман Л. Н., Рутковский А. П., Тищиков Г. М. Оценка экологического риска и расчет норм допустимых рекреационных нагрузок в зонах отдыха на водоемах Беларуси 175

Корнеев В. Н., Булак И. А., Гертман Л. Н., Рутковский П. П. Оценка гидроэнергетического потенциала средних и малых рек бассейна Западной Двины 179
Минина Л. И., Хоружая Т. А., Мартышева Н. А. Обоснование к методике оценки экологического благополучия водохранилищ 184
Музыкин В. П., Антипирович Ю. Ф., Будько С. А. Оптимизация сети наблюдательных скважин при проведении локального мониторинга подземных вод в зонах техногенного воздействия..... 190
Богодяж Е. П. Мониторинг поверхностных вод в условиях изменяющегося климата 195
Петров Д. О., Волчек А. А., Костюк Д. А. Опыт прогнозирования весенних наводнений с использованием спутниковой информации о снегозапасах на речном водосборе 197
Рыбак В. А., Петлицкий Е. Е., Корнеев В. Н., Пахомов А. В. Применение информационных технологий для дистанционного зондирования земли 201
Сангинова О. В., Бондаренко С. Г., Андриюк В. К. Компьютерно-интегрированная система мониторинга и прогнозирования качества водных объектов 207
Гертман Л. Н., Буко И. Ю. Обеспечение поэтапного развертывания сети пунктов наблюдений за состоянием поверхностных вод по гидроморфологическим показателям 211
Гертман Л. Н., Петренко Е. Б., Станкевич А. П. Организация мониторинга содержания особо опасных загрязняющих веществ в составе сточных вод предприятий Республики Беларусь..... 213
Куклина М. В., Галтаева А. Л. К вопросу о регулировании туристической деятельности на Байкальской природной территории с помощью интегрированной информационной системы 216
Козорез А. И., Митренков А. М. Водно-болотные охотничьи угодья Беларуси и их продуктивность 216
Ободовский А. Г., Онищук В. В. Перспективы использования водных ресурсов рек на высокоэкологических малых гидроэлектростанциях 220
Зиновьев А. А. Результаты разработки технологии прогнозирования максимальных уровней наводнений для гидрообъекта «Полоцк» 226
Титов К. С., Громадская Е. И. Инвентаризация водных объектов Брестской области 231
Новиков Е. В., Доморацкий А.С., Корнеев В. Н., Пахомов А. В., Асмаловский А. Н. Автоматизация обработки данных дистанционного мониторинга состояния водных объектов..... 236
Коробов Р. М. Воздействие гидроэнергетики на водную безопасность в условиях изменения климата 241
Ободовский А. Г., Данько К. Ю., Снежко С. И., Лукьянец О. И., Розлач З. В., Онищук В. В. , Куприков И. В. , Тимуляк Л. Н., Коноваленко О. С., Цвелых Е. Н., Почаевец Е. А. , Будько А. С., Панасюк С. Н., Галицкая Е. И., Ободовский Ю. А., Порохивнык Т. В., Заварзин М. А. , Корниенко В. А. Гидрологические исследования и прогноз гидроэнергетического потенциала рек Украинских Карпат в условиях изменения климата..... 245
Носаль А. П., Поздина Е. А. Мониторинг водоохранных зон в Российской Федерации: теория и практика..... 249
Егорова З. Е. Обзор санитарно-гигиенических требований к питьевой воде, используемой предприятиями пищевой промышленности 253

Научное издание

V МЕЖДУНАРОДНЫЙ ВОДНЫЙ ФОРУМ
«ВОДНЫЕ РЕСУРСЫ И КЛИМАТ»

МАТЕРИАЛЫ ФОРУМА
В 2-х частях

Часть 2

В авторской редакции

Ответственный за выпуск *Е. О. Черник*
Компьютерная верстка
И. А. Гребенчикова, О. В. Кичкайло, А. В. Лихачева

Подписано в печать 27.09.2017. Формат 60×84 1/8.
Бумага офсетная. Гарнитура Таймс. Печать офсетная.
Усл. печ. л. 30,57. Уч.-изд. л. 28,35.
Тираж 150 экз. Заказ 366.

Издатель и полиграфическое исполнение:
УО «Белорусский государственный технологический университет».
Свидетельство о государственной регистрации издателя,
изготовителя, распространителя печатных изданий
№ 1/227 от 20.03.2014.
Ул. Свердлова, 13а, 220006, г. Минск.