

**Висновки.** Аналізуючи забруднення довкілля Житомирським полігоном стверджуємо про значний негативний вплив на навколишнє середовище [1, 5]:

- відчуження сільськогосподарських земель та зміни ландшафту;
- забруднення повітря при тлінні та згорянні відходів, що складаються (викиди за розрахунками становлять: азоту діоксин – 14,2 т/рік, аміаку – 68,2 т/рік, ангідриду сірчистого – 3,3 т/рік, сірководню – 8,95 т/рік, вуглецю оксид – 31,24 т/рік, метану – 6771,13 т/рік, ксилолу 56,68 т/рік, толуолу – 92,52 т/рік, етилбензолу – 12,15 т/рік, формальдегіду – 12,28 т/рік);
- потенціальна шкода від запаху, пилу, паразитів, патогенних мікроорганізмів;
- забруднення та шум, що зв'язані з транспортним переміщенням відходів та експлуатацією технічних засобів;
- теплове забруднення довкілля; забруднення поверхневих та підземних вод: завищені показники ХСК ( $124 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$  при нормі  $30 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$ ) та БСК ( $48 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$  при нормі  $6 \text{ мгО}_2/\text{дм}^3$ ), а також лужність та жорсткість в декілька разів перевищують норматив;
- дренажних систем фільтратом забруднення ґрунтового шару на прилеглих територіях;
- порушення та зміни характеристик гірських порід в котловані полігону.

#### СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Годовська Т.Б. Еколого-гігієнічний аналіз впливу полігону твердих побутових відходів на підземну гідросферу / Т.Б. Годовська, В.П. Фещенко // Гідротехніка та меліорація – 2010.
2. Санитарно-гигиеническая оценка существующих методов обезвреживания бытовых отходов / В. А. Голюга, Н. П. Вашкулат, В. А. Прокопов, С. М. Карпова // матеріали конф. Екологічні та економічні аспекти знешкодження ТПВ в містах України: мат. Укр. асоц. автопідприємств санітарної очистки, - 19 листоп. 1998 р. – К., 1998.- С. 10.
3. Landfill gas. - Comission of the European Communities / Gendebien A. and others. - Brussels, 1992. – 865 p.
4. Годовська Т.Б. Еколого-економічний аналіз менеджменту твердих побутових відходів на прикладі Житомирської області. / Т.Б. Годовська, В.П. Фещенко, // Вісник ЖНАЕУ.-2010. - №2. – С. 25-26.
5. Інтегроване управління та поводження з твердими побутовими відходами у Вінницькій області. Монографія / Під ред. В. Г. Петрука. – Вінниця: УНІВЕРСУМ – Вінниця, 2007. – 159 с.
6. Твердые бытовые отходы: спец. информ. бюлл. - 2005.- № 5. - С. 12
7. Станкевич В.В. Порівняльна гігієнічна оцінка сучасних методів переробки твердих побутових відходів та перспективи їх розвитку в Україні. В.В. Станкевич, С.Б. Тарабарова, І.О. Тетеньова. // Гігієна населених місць. - 2007.- Вип. 49.- С. 98-100.
8. Прохоров Н.И., Гигиенические аспекты влияния полигона твердых бытовых отходов на среду обитания / Н.И. Прохоров, Т.В. Дроздова.// Гигиена и санитария. - 2004. - № 3. - С. 10–13.
9. Ашихмина Т. В. Загрязнение окружающей среды при депонировании твердых бытовых отходов [Фундаментальные исследования] / Ашихмина Т. В., Овчинникова Т. В., Федянин В. И. / Российская Академия Естествознания №7 2009 год.

УДК 628.162

**Голтвяницька О.В., Шаблій Т.О., Камась В.С., Гомеля М.Д. (Україна, Київ)**

#### **ПІДВИЩЕННЯ ЕФЕКТИВНОСТІ РЕАГЕНТНОГО ПОМ'ЯКШЕННЯ ВОДИ ЗА ДОПОМОГОЮ АЛЮМІНІЙМІСТКИХ КОАГУЛЯНТІВ**

Не дивлячись на широке застосування сьогодні сучасних методів кондиціонування води, таких як нанофільтрація, зворотний осмос, електродіаліз, іонний обмін, реагентні методи не втрачають свого значення. Головною перевагою реагентного пом'якшення є те, що іони жорсткості переводяться в нерозчинний стан і утилізуються у вигляді нерозчинних осадів. Мембранні методи очищення води призводять до утворення рідких концентратів, використання іонообмінних методів супроводжується утворенням високомінералізованих нейтральних, кислих або лужних рідких відходів. Найчастіше концентрати після мембранного кондиціонування води і відпрацьовані регенераційні розчини іонного обміну після нейтралізації з порушенням норм екологічної безпеки скидаються в каналізацію або природні водойми. Але навіть після упарювання таких розчинів утилізація отриманих в твердому вигляді солей є складним завданням.

З іншого боку, існуючі реагентні методи пом'якшення природних вод недостатньо ефективні при використанні традиційних реагентів – вапна, соди, луґу або їх композицій [1,2]. Неефективним є використання о-фосфату натрію [3]. При застосуванні гідроксоалюмінату натрію відбувається істотне збільшення залишкової лужності води.

Тому метою даної роботи було вивчення впливу різних реагентів на ефективність пом'якшення води, визначення умов глибокого пом'якшення води і зниження її лужності.

При вивченні процесів реагентного пом'якшення води поряд з луґом, вапном, содою використовували алюмініймісткий коагулянт РИКС-А0, РИКС-А1, РИКС-А2, сульфат заліза (II), аніонний флокулянт

«Поліакрілат», гідролізований на 70 % поліакриламід, катіонний флокулянт ВПК-402 (полідіаллілдіметиламоній хлорид).

Об'єктами дослідження були води з підвищеною жорсткістю і мінералізацією з р. Сіверський Донець, які були відібрані в районі м. Северодонецька і м. Лисичанська (табл. 1; 3).

У даних дослідженнях використовувалися розчини реагентів з відомою концентрацією, включаючи і суспензію вапна. Проводити дослідження, задаючись початковими значеннями рН досить складно, оскільки рівень рН при внесенні основних реагентів нестабільний. Спочатку із введенням основного реагенту рівень рН зростає. Але по мірі перетворення гідрокарбонату кальцію на нерозчинний карбонат кальцію або гідролізу іонів магнію рівень рН падає. Оскільки ці два протилежно направлених процеса проходять одночасно, то досягнутий максимальний рівень рН залежатиме від дози реагенту, але і від швидкості його введення в реакційну суміш. При повільному введенні реагенту початкове значення рН може бути нижчим при більшій дозі реагенту, чим при швидкому додаванні меншої дози реагенту. Тому більшої збіжності результатів можна досягти при чіткому дозуванні реагентів при контролі рН середовища. Після відстоювання протягом двох годин воду фільтрували і визначали залишкове рН середовища, вміст іонів жорсткості, лужність. При використанні РИКС визначали залишковий вміст алюмінію, а при використанні сульфату заліза визначали залишковий вміст заліза. Результати ефективності реагентів при пом'якшенні води з р. Сіверський Донець (м. Северодонецьк) приведено в табл. 1.

**Таблиця 1 – Залежність ефективності пом'якшення води з р. Сіверський Донець (м. Северодонецьк) від типу і дози реагентів, дози коагуляції РИКС-АО**

(рН=8.1, Ж=9.0 мг-екв/дм<sup>3</sup>, [Ca<sup>2+</sup>]=5.8 мг-екв/дм<sup>3</sup>, [Mg<sup>2+</sup>]=3.2 мг-екв/дм<sup>3</sup>, Л=6.0 мг-екв/дм<sup>3</sup>, [SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>]=50 мг/дм<sup>3</sup>)

№ п/п	Реагент	Витрата мг/дм <sup>3</sup>	Ж, мг-екв/дм <sup>3</sup>	С, мг-екв/дм <sup>3</sup>		[Al <sup>3+</sup> ], мг/дм <sup>3</sup>	Л, мг-екв/дм <sup>3</sup>		рН		Z %
				Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>		гідр.	заг.	поч.	кін.	
1.	CaO	262	5.9	2.5	3.4	-	-	2.5	10.0	8.6	34.4
2.	CaO	298	5.8	2.8	3.0	-	-	2.6	10.5	8.3	35.6
3.	CaO; NaOH	260; 61	3.5	1.6	1.9	-	-	2.1	11.0	9.9	61.1
4.	CaO; Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub>	260; 160	3.7	1.7	2.0	-	-	4.0	10.5	8.5	58.9
5.	CaO; Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub>	280; 160	2.6	1.5	1.1	-	-	2.7	11.1	9.5	71.1
6.	NaOH	137	4.3	1.5	2.8	-	-	5.0	10.0	9.2	52.2
7.	NaOH	186	3.8	0.8	3.0	-	-	5.0	10.5	9.3	57.8
8.	NaOH	298	2.2	0.1	2.1	-	-	6.0	11.1	9.7	75.6
9.	CaO; РИКС-АО	260; 118	2.9	2.3	0.6	0.5	-	2.5	10.7	7.6	67.8
10.	NaOH; РИКС-АО	137; 118	1.9	0.3	1.6	1.4	-	4.0	10.3	8.3	78.9
11.	NaOH; РИКС-АО	186; 118	0.9	0.1	0.8	0.3	-	4.0	10.8	8.2	90.0
12.	CaO; Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub> ; РИКС-АО	260; 240; 130	0.5	0.0	0.5	7.5	2.5	7.3	10.5	9.5	94.4
13.	СаО; РИКС-АО; Поліакрілат	260; 118; 2	3.1	2.7	0.4	6.8	-	1.0	10.5	8.7	65.6
14.	CaO; РИКС-АО; ВПК-402	260; 118; 2	2.9	2.9	0.0	4.8	-	0.8	10.5	9.1	67.8
15.	NaOH; Na <sub>3</sub> PO <sub>4</sub> ; РИКС-АО	137; 20; 40	1.4	1.3	0.1	2.0	0.0	7.0	10.5	8.1	84.4
16.	NaOH; Na <sub>3</sub> PO <sub>4</sub> ; РИКС-АО	190; 25; 5	1.3	1.2	0.1	3.5	0.0	7.5	10.8	8.4	85.6
17.	NaOH; Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub> ; РИКС-АО	140; 20; 40	0.6	0.3	0.3	6.5	0.0	6.6	10.5	8.8	93.3
18.	NaOH; Na <sub>2</sub> CO <sub>3</sub> ; РИКС-АО	190; 25; 60	0.5	0.3	0.2	14.0	0.0	9.6	10.8	10.	94.4

Як видно з таблиці 1, використання вапна, луґу, композицій вапна і соди, вапна і луґу було недостатньо ефективним при  $pH < 10.5$ . В цьому випадку залишкова жорсткість була не нижчою  $3.7 \text{ мг-екв/дм}^3$ , а залишкова лужність не нижче  $2.5 \text{ мг-екв/дм}^3$ . Зниження жорсткості до  $2.6 \text{ мг-екв/дм}^3$  було досягнуто при  $pH 11$  (доза вапна  $260 \text{ мг/дм}^3$ , соди  $160 \text{ мг/дм}^3$ ), але лужність при цьому досягла  $4.0 \text{ мг-екв/дм}^3$ . При дозі луґу  $298 \text{ мг/дм}^3$  залишкова жорсткість знижувалася до  $2.2 \text{ мг-екв/дм}^3$  при залишковій загальній лужності  $6.0 \text{ мг-екв/дм}^3$ .

Кращі результати було досягнуто при використанні алюмініймістких коагулянтів РИКС. При сумісному використанні вапна, соди і РИКС-АО досягнуто зниження жорсткості до  $0.5 \text{ мг-екв/дм}^3$ . Проте при цьому загальна лужність досягла  $7.5 \text{ мг-екв/дм}^3$ , гідратна лужність -  $2.5 \text{ мг-екв/дм}^3$ , а вміст алюмінію у воді досягав  $7.5 \text{ мг/дм}^3$ . При використанні луґу, соди і коагулянту РИКС-АО лужність становила  $9.6 \text{ мг-екв/дм}^3$ , а концентрація алюмінію  $14 \text{ мг/дм}^3$ . В цілому, цей результат не можна вважати за задовільний. Якщо дану воду використовувати для підживлення систем охолодження, то можна припустити, що гідратна лужність знизиться по мірі поглинання  $CO_2$  з повітря. При цьому алюміній виступатиме інгібітором корозії сталі [4]. Проте, при подальшому пом'якшенні або знесоленні води на іонітах, особливо при натрій-катіонному пом'якшенні води, алюміній отруюватиме катіоніт, оскільки алюміній буде гідролізуватися і накопичуватися в іоніті, блокуючи зони гелів смоли. При регенерації іоніту хлоридом натрію гідроксид алюмінію вимиватися з іоніту не буде.

При використанні флокулянтів разом з вапном і коагулянтом РИКС-АО було досягнуто зниження лужності до  $0.8 \div 1.0 \text{ мг-екв/дм}^3$ , але ступінь пом'якшення при цьому знизився до  $65 \div 67 \%$ . Неefективним було використання в композиціях фосфату натрію при  $pH 10.5$  і  $10.8$ .

Більш кращих результатів було досягнуто при використанні реагентів РИКС-А1, РИКС-А2 з вапном і окремо (табл. 2).

**Таблиця 2 – Залежність ефективності пом'якшення води з р. Сіверський Донець (м. Сєверодонецьк) від дози вапна і коагулянтів РИКС-А1 і РИКС-А2**  
( $pH=8.1$ ,  $Ж=9.0 \text{ мг-екв/дм}^3$ ,  $Л=6.0 \text{ мг-екв/дм}^3$ )

№ п/п	Реагент	Витрата мг/дм <sup>3</sup>	Ж, мг-екв/дм <sup>3</sup>	С, мг-екв/дм <sup>3</sup>		[Al <sup>3+</sup> ], мг/дм <sup>3</sup>	Л, мг-екв/дм <sup>3</sup>		pH		Z %
				Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>		гідр.	заг.	поч.	кін.	
1.	СаО;РИКС-А1	260;90	2.6	1.2	1.4	0.0	0.0	3.0	10.5	8.6	71.1
2.	СаО;РИКС-А2	260;210	2.0	0.7	1.3	0.0	0.0	1.5	10.5	8.6	77.8
3.	СаО;РИКС-А2	260;245	0.7	0.4	0.3	25.0	0.0	2.7	10.8	9.7	92.2
4.	СаО;РИКС-А2	260;280	0.5	0.2	0.3	24.0	0.0	3.5	11.1	9.9	94.4
5.	РИКС-А1	208	1.7	0.4	1.3	0.0	0.0	3.4	10.0	8.4	81.1
6.	РИКС-А1	340	0.5	0.1	0.4	0.0	0.0	3.7	10.5	9.2	94.4
7.	РИКС-А2	210	4.9	1.9	3.0	8.0	0.0	3.3	9.5	8.2	45.5
8.	РИКС-А2	280	1.6	0.5	1.1	5.4	0.0	3.1	10.0	8.6	82.2
9.	РИКС-А2	340	0.3	0.3	0.0	8.0	0.0	3.7	10.5	9.3	96.7

Як видно з таблиці, при використанні коагулянту РИКС-А1 було досягнуто зниження жорсткості до  $0.5 \text{ мг-екв/дм}^3$  при залишковій лужності  $3.7 \text{ мг-екв/дм}^3$  за відсутності залишків алюмінію у воді.

При використанні тільки коагулянту РИКС-А2 досягнуто зниження жорсткості до  $0.3 \text{ мг-екв/дм}^3$ , проте при цьому загальна лужність була на рівні  $3.7 \text{ мг-екв/дм}^3$ , а залишковий вміст алюмінію досягав  $8 \text{ мг/дм}^3$ . При застосуванні реагенту РИКС-А2 спільно з вапном жорсткість понизилася до  $0.5 \text{ мг-екв/дм}^3$  при залишковій лужності  $3.5 \text{ мг-екв/дм}^3$ . Проте вміст алюмінію досягав  $24 \text{ мг/дм}^3$ .

Зниження залишкової лужності води було досягнуто при сумісному використанні реагентів РИКС-А1 або РИКС-А2 і сульфату заліза.

В цілому можна відзначити, що при використанні сульфату заліза в композиції з вапном і реагентів РИКС-А1 або РИКС-А2 відбувалось зниження лужності і залишкового вмісту алюмінію із збільшенням витрати сульфату заліза. Це можна пояснити процесом гідролізу сульфату заліза, коли сірчана кислота, що виділилася, взаємодіє з карбонатом або гідроксоалюмінатом натрію. Останній утворюється з алюмінію в лужному середовищі. Проте при підкисленні води із збільшенням дози сульфату заліза відбувається збільшення залишкової жорсткості пом'якшеної води внаслідок розчинення іонів кальцію і магнію. До кращих результатів можна віднести дані, отримані при використанні вапна, РИКС-А1 і сульфату заліза, коли жорсткість знижується до  $0.5 \div 0.9 \text{ мг-екв/дм}^3$  при залишковій загальній лужності  $0.9 \div 2.0 \text{ мг-екв/дм}^3$  при вмісті алюмінію  $0.5 \div 1.6 \text{ мг/дм}^3$ .

В разі використання РИКС-А2 в окремих дослідах лужність знижувалась тільки до  $3.0 \div 4.0$  мг-екв/дм<sup>3</sup> при вмісті алюмінію до 7 мг/дм<sup>3</sup>. В окремих випадках відмічено зниження жорсткості до  $0.6 \div 0.9$  мг-екв/дм<sup>3</sup> при лужності  $1.8 \div 3.0$  мг-екв/дм<sup>3</sup> і вмісті алюмінію  $0.0 \div 5.0$  мг/дм<sup>3</sup>.

Таким чином, в роботі було вивчено процеси пом'якшення води з рівнем жорсткості  $3 \div 8$  мг-екв/дм<sup>3</sup> і показано, що істотного підвищення ефективності процесу можна досягти при використанні спільно з вапном або лугом алюмініймісткі коагулянти РИКС-А1, РИКС-А2. Ефективність пом'якшення води при відносно невисокій залишковій лужності води і низькому залишковому вмісті алюмінію можна досягти при підборі оптимальних співвідношень вапно-коагулянт і при використанні сульфату заліза.

#### СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Методы предотвращения накипобразования при опреснении соленых вод / А.Т. Пилипенко, Н.Т. Вахник, В.И. Максин и др. // Химия и технология воды. – 1991. – Т.13. - № 11. – С. 996–1013.
2. Гнусин Н.П., Тихонова И.А., Лукьянец И.Г. Соосаждение кальция и магния при щелочном умягчении пресных вод // Химия и технология воды. – 1989. – Т.11, № 5. – С.421–424.
3. Шаблій Т.А., Макаренко И.Н., Голтвяницкая Е.В. Разработка эффективной технологии умягчения воды для промышленного водопотребления // Энерготехнологии и ресурсосбережение. – 2010. - № 1. – С. 53–58.
4. Гомеля М.Д., Шаблій Т.О, Смола О.В. Вплив іонів кальцію, магнію і алюмінію на корозію сталі у воді // Екотехнології і ресурсозбереження. – 2000. - № 2. – С.18–21.

УДК 628.477: 510.22: 658.5

Єремєєв І. С., Марчук С.В. ( Україна, Київ)

#### МЕНЕДЖМЕНТ У СФЕРІ ПОВОДЖЕННЯ З ТВЕРДИМИ ПОБУТОВИМИ ВІДХОДАМИ

**Постановка проблеми.** Тверді побутові відходи (ТПВ) генеруються у всіх країнах з темпом, який випереджає темпи приросту населення. Це пов'язане із збільшенням використання різних пакувальних матеріалів, у першу чергу пластику, алюмінію, картону тощо. У зв'язку із цим проблема поводження з ТПВ набуває все більшої ваги. Це проблема охоплює три головні складові:

1. Запровадження безвідходних та маловідходних технологій.
2. Збирання й транспортування відходів від місць їхнього генерування до місць, де вони підлягають обробці.
3. Обробки, яка передбачає, залежно від типу ТПВ та різних об'єктивних умов, *сортування* як перший етап поводження (за винятком тих випадків, коли має місце попереднє сортування, як, наприклад, збирання склотари, макулатури, металолому тощо); *рециклінг*, тобто вторинне використання того чи іншого попереднє відсортованого компоненту відходу (наприклад, скла, металу, паперу тощо), *утилізацію*, тобто використання тих компонентів ТПВ, які не підлягають рециклінгу, але містять у собі багато органіки, для отримання компостів, біопалива, або для спалення чи газифікації з метою отримання тепла та/або електроенергії; *знешкодження*, тобто перетворення токсичних відходів на нетоксичні з подальшою утилізацією, *захоронення*, тобто ізоляція відходів від оточуючого середовища у разі неможливості їхнього подальшого використання, або їхньої токсичності.

**Аналіз останніх досліджень.** Вирішення завдань, релевантних проблемі поводження з ТПВ, ускладнюється тим, що інформація щодо поточного якісного складу (структури) ТПВ, кількісних характеристик та обсягів генерування не є чіткою, а характеризує лише певну належність до тих чи інших категорій. Тому й детерміновані методи не можуть бути ефективними. У свою чергу, методи статистики також зустрічаються з рядом труднощів, головними з яких є відсутність вичерпних достовірних даних (тобто представницьких вибірок) щодо розподілів випадкових величин. Тому досить привабливим є шлях використання методів теорії нечітких множин та теорії можливостей з заміною детермінованих функцій, що зв'язують між собою вхідні дані, змінні, зовнішні чинники та параметри з виходами, функціями належності (ФН) [1]. Сенс таких функцій полягає у наступному. Замість детермінованих цифрових даних, з якими у процесах поводження з ТПВ важко зустрітись (структура ТПВ та кількісні характеристики щодо кожного з компонентів відмінні у кожному пункті збирання і у кожній вантажівці, як і їхня загальна маса) в практиці нечітких множин користуються лінгвістичними змінними, які, наприклад, можуть мати такі значення: «відсутнє» (В), «мале» (М), «середнє значення» (С) і «багато» (Б). «Середнє значення», як правило, відповідає такому, яке спостерігається у більшості випадків протягом значного часу. Тоді функцію належності до тієї чи іншої лінгвістичної змінної можна представити у наступному вигляді:

$$\mu(x) = \begin{cases} 0, & x \leq a, d \leq x \\ \frac{x-a}{b-a}, & a \leq x \leq b \\ 1, & b \leq x \leq c \\ \frac{d-x}{d-c}, & c \leq x \leq d \end{cases},$$