

تصميم وحدة معالجة بايولوجية للمياه الكبريتية للاغراض الزراعية واختبار كفاءتها

ادهام علي عبد¹، سيف الدين عبد الرزاق²، احمد شاكر محمود¹
¹ أستاذ، قسم التربة التربة والموارد المائية، كلية الزراعة، جامعة الانبار، العراق.
² أستاذ، مركز دراسات الصحراء، جامعة الانبار، العراق.

المستخلص

نفذت الدراسة لتحديد إمكانية استغلال الموارد المائية الكبريتية المتاحة في منطقة الصحراء الغربية دون تأثير صحي وبيئي، لذلك أجريت عملية مسح ميداني للآبار المتوافرة في المنطقة وتحديد تصريفها ومستوى الكبريت في مكوناتها، بعد ذلك حددت خيارات المعالجة من خلال تصنيع منظومة معالجة متعددة المراحل لتضمن استعمال مواد مختلفة شملت مخلفات تبن الحنطة المخمرة مع فطر *A. niger* ومخلفات مزرعة الفطر الغذائي والصخر الفوسفاتي المكلسن والحجر الجيري مع استعمال اللقاح البكتيري بنوعيه المؤكسد والمختزل لمركبات الكبريت، مع نظام المعالجة بمدد زمنية 12 و 24 و 36 ساعة. أظهرت النتائج وجود المياه الكبريتية في مناطق متعددة من الصحراء الغربية كانت أهمها مياه منطقة الكيلو 70 التي تميزت بأعلى محتوى للكبريت 2000 ملغم لتر⁻¹، مع قدرة وحدة المعالجة W1 و W2 على ازالة 66.01 و 64.62% من الكبريتات وإزالة H₂S بنسبة 90.97 و 91.6%. كما حقق زمن المعالجة 24 ساعة أفضل إزالة لمركبات الكبريت وتحسين نوعية المياه المعالجة. انخفضت قيم الملوحة الكامنة للمياه المعالجة W1 و W2 خلال 24 ساعة إلى معدلات 12.15 و 11.66. بلغت كفاءة منظومة المعالجة في ازالة مركبات الكبريت بطريقة نظام المعالجة W1 و W2 معدل 72% و 69.01% لمدة 100 يوم معالجة.

الكلمات المفتاحية: مياه كبريتية، معالجة حيوية، بكتريا، زراعة.

DESIGN BIOTREATMENT UNIT FOR WATER SULFUR FOR AGRICULTURE PURPOSE

Idham A. Abed¹, Saif A. Salem², Ahamed S. Mahmood¹

¹ Prof., Department of Soil and Water Resources, College of Agriculture, University of Anbar, Iraq.

² Prof., Center of desert studies, University of Anbar, Iraq.

ABSTRACT

This study was conducted in order to evaluate the uses of sulfur –rich water found in the Western desert of Iraq an assessment was made to select more suitable procedure for using this type of water without negative health and environmental effects, so a field survey of the wells in area was under taken, measuring its discharge sulfur content. Multi-stage treatment system was made using different material such as fermented wheat straw with *A. niger*, spent mushroom compost, and calcinated rock phosphate ,limestone inoculated with sulfur oxidizing and reducing bacteria, also using continuous treatment system for different time interval of 12, 24, and 36 hour. The results showed existence of sulfur-rich water in Km70 area was superior in its sulfur content 2000 mg l⁻¹. treatments W₁ and W₂ removed SO₄ and hydrogen sulfide by 66.01 and 64.7, 90.97, and 91.6% respectively. Time interval treatment 24 hour. The values of potential salinity in the case of continuous treatments W₁ and W₂ for 24 hours approached the rates of 12.15 and 11.66, respectively. The efficiency of continuous treatment unit W₁ and W₂ for hundred days period approached 72 and 96%, respectively.

Keyword: sulfur water, bio-treatment, bacteria, agriculture.

Corresponding author.

Email: ds.dr.idhamalassaffi@uoanbar.edu.iq

<https://doi.org/10.36531/ijds/20100202>

Received 10 October 2020; Accepted 29 November 2020

المقدمة

بشكل غاز (Hedin و Hammaok، 2011). وجدت علاقة تعايش بين البكتريا المختزلة SRB والمؤكسدة SOB في بيئة واحدة (Marce وآخرون، 2004).

تطورت الإزالة البيولوجية للكبريتات خلال العشرين سنة الأخيرة لإدخالها البرامج التكنولوجية في إزالة الكبريتات من المياه وأن عمل منظومة المعالجة البيولوجية يعتمد على نمو الكتلة الحية التي تزيد المساحة السطحية التي تتعرض لها المياه المعالجة وتزيد من قابلية الكتلة الحية على فصل المكونات، مما أتاح استعمال التكنولوجيا الحيوية الحديثة وبمرحلتين الأولى استعمال البكتريا المختزلة لمركبات الكبريت، والمرحلة الثانية البكتريا المؤكسدة للكبريت وبذلك يهيئ النظام المركبات في كل مرحلة للمرحلة الثانية فيه ويزيد من فعالية وحداته اللاحقة بإزالة مركبات الكبريت المتحولة إلى صور مختلفة خلال مراحل النظام المختلفة، (Boonstra وآخرون، 1999). وحقق Hedin وآخرون (1994) خفضاً عالياً لمركبات الكبريت في المياه المعالجة باستعمال المفاعل البيولوجي خلال مدة معالجة استمرت بين 23 و 51 ساعة في حين توصل (Jaby وآخرون، 2001) إلى مدة إزالة تراوحت بين 90 و 94 ساعة معتمدة على التركيز وفعالية النظام البيولوجي وعدد الاجزاء لمنظومة المعالجة البيولوجية. واستطاع Maree وآخرون (2001) إزالة 30 - 50% من الكبريتات في المياه المعالجة بإستعمال المفاعل البيولوجي لمدة زمنية معينة.

بلغت كلفة الإزالة إلى 0.23 دولار امريكي لكل م³. ووجد كل من Kelly (1989) و Harrison و Kim وآخرون (2002) عندما تتوافر مصادر للطاقة لبكتريا *Thiobacillus sp.* في المفاعل الحيوي. كذلك استخدمت البكتريا اللاهوائية والكاربون العضوي لخفض نسبة الكبريتات من 2500 ملغم لتر⁻¹ إلى 1000 ملغم لتر⁻¹ (Pamela وآخرون، 1990). وأثبت Hedin و

توجد المياه الكبريتية في محافظة الأنبار ضمن المياه الجوفية على شكل عيون وينابيع تنتشر في مناطق صحراوية مختلفة، يصل تصريف بعض الآبار الكبريتية في المناطق الصحراوية إلى حوالي 3500 م³ يوم⁻¹ ويوجد الكبريت في هذه المياه بصور عديدة أكثرها أيون الكبريتات SO_4^{2-} بتراكيز متباينة قد تصل إلى 2000 ملغم لتر⁻¹، وبرزت الحاجة إلى ضرورة استغلال مثل هذه المياه في ظل الحاجة لعملية الاستغلال الصحراء الغربية وإنشاء الاحزمة الخضراء وتقليل اثر العواصف الترابية في ظل التغيرات المناخية العالمية مما تشير إلى أهمية معالجة هذه المياه وأن مياه العيون الكبريتية لا يمكن استخدامها إلا بعد إجراء عمليات المعالجة لها (Al-ubaidi، 2005 و Muttar وآخرون، 2009). وتعتمد خيارات المعالجة على شكل الكبريتات وكميتها اعتمادا على الحدود المقترحة من منظمة الزراعة والأغذية التي تعتمد على التركيز والتأثير الصحي والبيئي وغرض الاستعمال، واستخدمت منظومات بايولوجية للمعالجة باستخدام بكتريا *Thiobacills oxidaus* و *Desulfovibrio desulfuricans* لكفائتهما في أكسدة واختزال مركبات الكبريت وخفض تراكيز الكبريت الخطرة (Postgate وآخرون، 1984 و Briglia و Verstraete، 1995).

استعملت المواد العضوية بصورها المتحللة في زيادة قابلية الانظمة البيولوجية لمعالجة المياه الكبريتية لدورها في زيادة نشاطها الميكروبي علاوة على أن المواد العضوية القابلة للتحلل تقوم باستهلاك الأوكسجين المذاب في المياه الكبريتية وتعمل على تنشيط البكتريا اللاهوائية في اختزال مركبات الكبريت (Cha وآخرون، 1999). تكون الأحياء المجهرية مسؤولة عن تحويل صور الكبريت فتعمل البكتريا المختزلة للكبريت على تحويل الكبريت المعدني S إلى صورة HS و H₂S ثم يتحرر H₂S

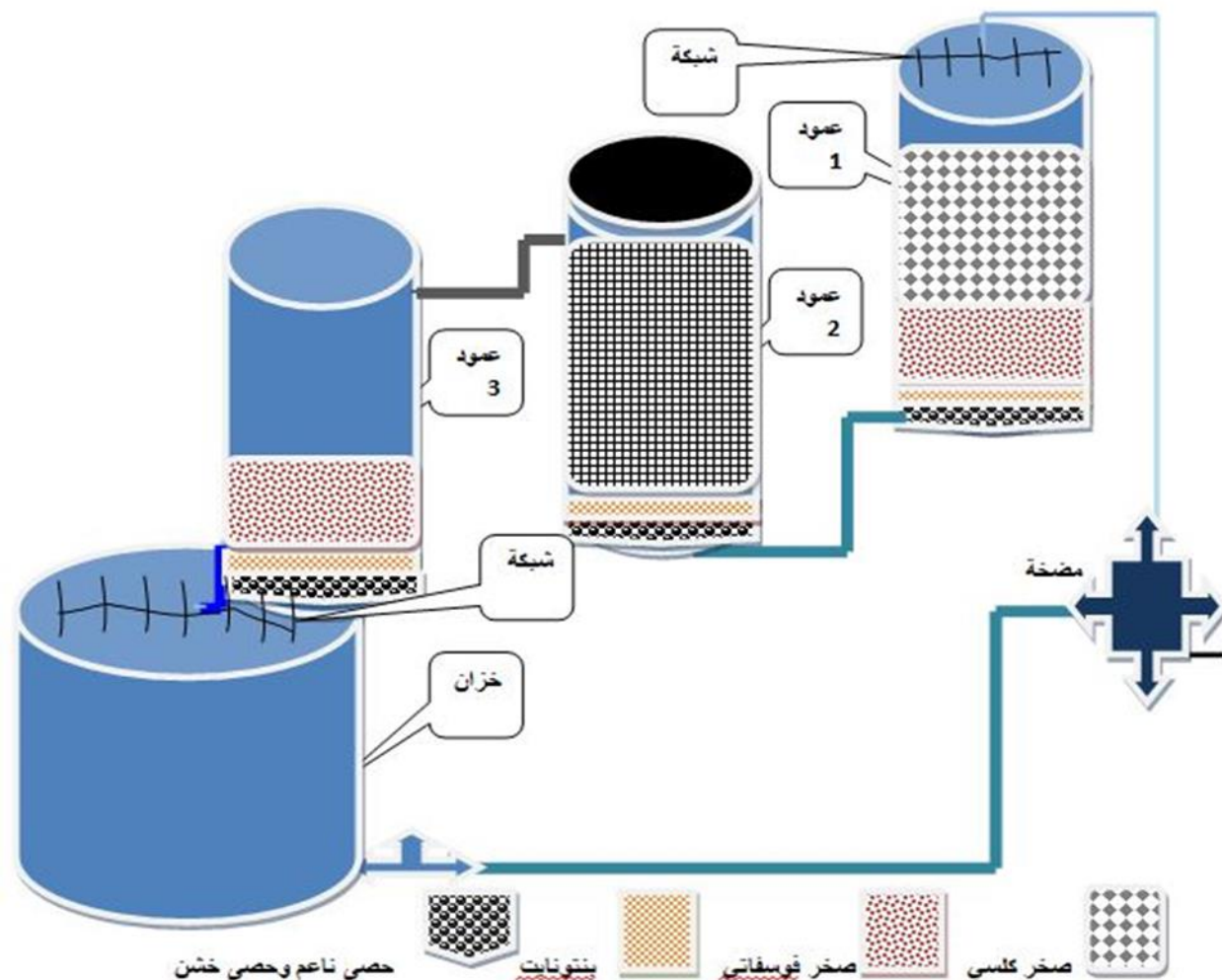
الثاني لوحدة المعالجة الأولى W1 فقد ملئ بطبقة من مادة عضوية عبارة عن مخلفات فطر المشروم حصل عليها من مزرعة إنتاج الفطر الحميدية كما اضيفت بكتريا الاختزال *Desulfovibro spp.* وسميت المنظومة بنظام المعالجة W1 في حين وضع في العمود الثاني لمنظومة المعالجة الثانية W2 خليط من 1:1 لتبن الحنطة ومخلفات الدواجن مخمرة مع فطر *Aspergillus niger* لمدة أسبوعين حصل عليه *A. niger* من مختبرات الأحياء المجهرية لكلية الزراعة.

جلبت كمية 10 م³ من المياه الكبريتية منطقة الكيلو 70 باستعمال سيارة حوضية، إذ تم غسل حوض السيارة بشكل جيد قبل نقل الماء الكبريتي، ونقل الماء إلى خزانات وضعت في مكان مظلل ونقل الماء من الخزانات عن طريق استعمال مضخة ذات قدرة إحصان تعمل عند الحاجة، وأجريت المعالجة للمياه بطريقتين لحجم 1م³ من المياه وتم معالجة المياه الكبريتية باستعمال منظومة المعالجة المبنية في الشكل 5 بنوعها W1 و W2 بنظامي المعالجة. استعملت منظومة المعالجة بالأعمدة الثلاثة السابقة مع إعادة تعبئة الأعمدة بمكوناتها لكل عمود، وتم معالجة 1م³ من المياه الكبريتية عن طريق إمرارها من أعمدة المنظومة في المعالجة W1 و W2 واستمرار التدوير وجمع الماء الخارج من العمود رقم 3 لكل منظومة W1 و W2 وإعادة ضخه إلى خزان التجهيز للمنظومة بمعدل تصريف تراوح بين 2-3 لتر دقيقة⁻¹ ولمدد زمنية بلغت 12 و 24 و 36 ساعة على التتابع. وتم أخذ نماذج من المياه المعالجة بمعدل 3 نماذج لكل مدة معالجة 12 و 24 و 36 ساعة ولكل منظومة معالجة W1 و W2 لتقييم أداء كل منظومة في إزالة الكبريتات، وتمت معالجة كمية مياه 14م³.

Hammaok (2011) أن المعالجات البايولوجية تعد من أفضل المعالجات المستعملة لمعالجة المياه الكبريتية لتدعيمها أفضل خدمة وأقل كلفة. كما أوضح Suschka و Przywara (2007) في نظام المعالجة الذي صمم للمعالجة البايولوجية أعطى كفاءة عالية في خفض نسبة الكبريتات وصلت إلى تركيز 50 ملغم لتر⁻¹ للماء المعالج إذ بلغت كفاءة الإزالة للكبريتات 90%. لذا كان الهدف تصميم منظومة معالجة بايولوجية تجريبية باستعمال مواد محلية لخفض مستويات المركبات الكبريتية وتقييم صلاحية المياه المعالجة.

المواد والطرائق

اختيرت منطقة الكيلو 70 التي تقع غرب مدينة الرمادي على خط عرض وطول "45.18' 17° 33" "42° 39' 34.05" بالتتابع، كمصادر للمياه الكبريتية اعتماداً على معدل التصريف المقدر حقلياً وجلبت عينات ماء لتحديد النوعية وصلاحيتها للأغراض الزراعية، صممت وحدة معالجة بايولوجية مكونة من 6 أعمدة باستعمال صفائح من الألمنيوم بارتفاع للعمود 100 سم وقطر 30 سم ربطت كل ثلاثة أعمدة على التتابع (الشكل 1)، استعملت أنابيب 0.75 إنج لربط الأعمدة، وضع في الأعمدة من الأسفل طبقة من الحصى قطر 1.2 سم بسمك 5 سم ثم طبقة من الرمل و 2% طين بنتونايت بسمك 5 سم، وضع في العمود الأول والثالث صخر فوسفاتي مكلسن 10 سم على شكل حبيبات ذات قطر بين 2-4 ملم (جلبت من مصنع الشركة العامة للفوسفات ويحتوي فسفور بنسبة 16%). كما وضع في العمود الأول طبقة 10 سم من الحجر الجيري بأقطار 4-9 سم واستخدمت لقاح من بكتريا *T. thiopurus* العمود الأول و *T. dovellus* مع العمود الثالث والتي أضيفت بحجم 5 مل أيضاً مع محتويات العمود الأول، أما العمود



المادة العضوية (مخلفات تين الحنطة ومخلفات الدواجن المخمرة بواسطة *A. niger* و *Desulfovibro*)

شكل 1. مخطط تصميم وحدة المعالجة البيولوجية للمياه الكبريتية W2.

النتائج والمناقشة

4.39% حسب المدد الزمنية 12 و 24 و 36 على التوالي. كذلك كان لزيادة عامل زمن المعالجة تأثير معنوي في الكمية المتبقية والمزالة ونسبة إزالة الكبريتات، إذ بلغت الكمية المتبقية 36.09 و 29.74 و 28.80 ملي مكافئ SO_4^{-2} لتر⁻¹ بعد 12 و 24 و 36 ساعة مع إزالة 21.28 و 27.63 و 28.57 ملي مكافئ SO_4 لتر⁻¹ ونسبة إزالة 37.09 و 48.16 و 49.81% للمدد الزمنية على التوالي. وبلغت أقل كمية متبقية من الكبريتات 15.85 ملي مكافئ لتر⁻¹ مع إزالة 41.52 ملي مكافئ

تأثير معاملات المعالجة في إزالة مركبات الكبريت يتبين من الجدول 1 أن عملية إزالة الكبريتات من المياه قد تباينت باختلاف معاملات المعالجة وبلغت كمية الكبريتات المتبقية في المياه بعد المعالجة 19.50 و 20.15 ملي مكافئ لتر⁻¹ مع نظامي المعالجة W1 و W2 مقارنة مع 54.84 ملي مكافئ لتر⁻¹ من دون معالجة W0 مقابل إزالة 37.87 و 37.07 و 2.25 ملي مكافئ SO_4^{-2} لتر⁻¹ ونسبة إزالة للكبريتات بلغت 66.01 و 64.62 و

1.73 و 13.63 ملغم لتر⁻¹ مع إزالة 18.0 و 17.11 و 4.28 ملغم H₂S لتر⁻¹ الكمية المتبقية منها مع نظامي المعالجة W1 و W2 ومن دون معالجة W0 وبنسبة إزالة بلغت 91.6 و 90.97 و 23.83% على التتابع.

لتر⁻¹ وبنسبة إزالة 72.37% للمعاملة بنظام المعالجة W2 مع مدة معالجة 36 ساعة التي لم تختلف معنويًا عن معالمتي 24 ساعة لنظامي المعالجة W2 و W1 تبين أن معالجة مركبات كبريتيد الهيدروجين قد بلغت 1.68 و

جدول 1. تأثير معاملات المعالجة في إزالة مركبات الكبريت.

H ₂ S% المزال	H ₂ S مزال	H ₂ S متبقي	SO ₄ % المزال	SO ₄ ⁻² المزال	SO ₄ ⁻² المتبقي	الزمن (ساعة)	نظام المعالجة
	ملغم لتر ⁻¹			ملي مكافئ لتر ⁻¹			
83.69	16.43	3.20	55.34	31.75	25.62	12	W1
95.62	18.77	0.96	68.51	39.36	18.01	24	
95.51	18.75	0.98	69.96	40.11	17.26	36	
91.61	18.00	1.68	64.62	37.07	20.30	المتوسط	
78.85	15.48	4.15	53.85	30.91	26.46	12	W2
91.63	18.97	0.66	71.77	41.18	16.19	24	
97.45	19.13	0.50	72.37	41.52	15.85	36	
89.31	17.11	1.73	66.01	37.87	19.50	المتوسط	
23.38	4.59	15.04	2.05	1.18	56.19	12	W2
21.29	4.18	13.05	4.06	2.33	55.04	24	
20.47	4.02	12.76	7.07	4.06	53.31	36	
21.71	4.28	13.63	4.39	2.52	54.84	المتوسط	
61.97	12.16	7.48	37.04	21.28	36.09	12	التداخل WT
71.18	14.64	4.88	48.16	27.63	29.74	24	
71.14	13.96	4.71	49.81	28.57	28.80	36	
68.10	13.59	5.69	45.00	25.83	31.54	المتوسط	
	0.22	0.53		1.84	2.87	W	LSD ≥ 0.05
	0.41	1.35		2.64	3.14	T	
	0.60	2.06		4.15	6.52	WT	

ساعة وبنسبة إزالة بلغت 97.45 و 96.63% على التتابع. تلتها معاملتا نظام المعالجة W1 بزمن معالجة 24 و 36 ساعة وبمعدل كمية متبقية بلغت 0.96 و 0.88 ملغم H₂S لتر⁻¹ وبنسبة إزالة 95.62 و 95.51% على التتابع.

تؤكد هذه النتائج قدرة مكونات وحدة المعالجة البايولوجية بنظاميها W1 و W2 أنها كافية في إزالة وخفض مركبات الكبريت من المياه المعالجة وخفضها للحد المقبول، وهذا يمكن تفسيره بأن وحدات النظام وإعادة

كما حقق عامل زمن المعالجة تأثيرًا معنويًا في إزالة H₂S من المياه المعالجة، إذ بلغ معدل الكمية المتبقية من المياه المعالجة 7.48 و 4.88 و 4.71 ملغم H₂S لتر⁻¹ مع مدد المعالجة 12 و 24 و 36 ساعة على التتابع، وإزالة ما مقداره 12.16 و 14.64 و 14.16 ملغم H₂S لتر⁻¹ وبنسبة إزالة 61.97 و 71.18 و 71.14% على التتابع. حقق التداخل بين نظام المعالجة ومدة المعالجة الكمية متبقية من H₂S بلغت 0.5 و 0.66 ملغم H₂S لتر⁻¹ عند المعالجة بنظام W2 ولمدة معالجة 36 و 24

نظام المعالجة W2 و W1 في حين بلغت 2.74 دييسي سيميتر م⁻¹ من دون معالجة W0. كما وجد أن قيم الإيصالية الكهربائية قد بلغت 6.48 و 6.09 و 5.91 دييسي سيميتر م⁻¹ مع زمن المعالجة 12 و 24 و 36 ساعة على التتابع، سجلت أعلى قيمة للإيصالية 8.43 دييسي سيميتر م⁻¹ مع نظام المعالجة W2 وزمن 12 ساعة. وتبين من الجدول 3 أن قيم نصف تركيز الكبريتات المتبقي في المياه المعالجة قد بلغ 10.07 و 9.75 ملغم SO₄⁻² لتر⁻¹ بنظامي المعالجة W1 و W2 على التتابع، مقارنة مع 27.41 ملغم SO₄ لتر⁻¹ مع عدم المعالجة، كما أظهرت تراكيز الكبريتات انخفاضاً مع زيادة مدة المعالجة ليصل إلى 17.79 و 14.86 و 14.32 ملغم SO₄⁻² لتر⁻¹ مع زمن معالجة 12 و 24 و 36 ساعة على التتابع، وبلغ أقل معدل لنصف تركيز الكبريتات 7.97 ملغم SO₄⁻² لتر⁻¹ بفعل نظام المعالجة W1 ومدة معالجة 36 ساعة.

جدول 2. تأثير معاملات المعالجة في قيم الإيصالية الكهربائية والملوحة الحقيقية.

النظام المعالجة	الملوحة الحقيقية دييسي سيميتر م ⁻¹			النظام المعالجة	الإيصالية الكهربائية دييسي سيميتر م ⁻¹			نظام المعالجة
	زمن المعالجة (ساعة)				زمن المعالجة (ساعة)			
	12	36	24		36	24	12	
W1	1.25	1.30	1.86	7.59	7.24	7.43	8.10	W1
W2	1.24	1.28	1.82	7.97	7.56	7.93	8.43	W2
W0	2.82	2.80	2.60	2.74	2.94	2.93	2.91	W0
المتوسط	1.77	1.79	2.09		5.91	6.09	6.48	المتوسط
W=0.35, T=0.41, WT=0.52				W=0.81, T=0.93, WT=1.5				LSD ≥ 0.05

36 ساعة معالجة. بينت قيم الفعالية الأيونية التي احتسبت من حاصل جمع نصف تركيز الكبريتات والكلورايد (Domen, 1954) أن جميع المياه المعالجة كانت ضمن الحد المسموح باستعمالها من دون محاذير عدا المياه المعالجة بنظام W2 بعد 12 ساعة التي بلغت فعاليتها الأيونية لها 15.19 وتراوحت الفعالية الأيونية للمياه المعالجة بين 9.73 و 14.8 مللي مكافئ لتر⁻¹، في حين بلغت الفعالية الأيونية للمياه غير المعالجة 30.36 مللي مكافئ لتر⁻¹.

التدوير للمياه أعطى فرصة أكبر للتفاعل مع المياه المحملة بالمواد العضوية ونجح بتحويلها إلى عدة صور مع المياه وإعادتها لوحدات أعمدة المعالجة خلال مدة المعالجة مع تعدد فعاليات الميكروبات وتتنوعها داخل وحدات الأعمدة التي أدت إلى إزالة أكبر كمية ممكنة لمركبات الكبريت وهذا ما أكدته كلاً من (Rattanapan وآخرون، 2009 و Hedin و Hammaok، 2011) من الملاحظ أن عملية ترك المياه من دون معالجة خفض مستوى الكبريت في المياه بنسب ضئيلة، لذلك يتطلب استعمال أنظمة المعالجة عند الرغبة باستعمال هذه المياه بشكل اقتصادي وعلى مدى طويل من دون اضرار جانبية (Delaun و Devai، 2000 و Rattanapan وآخرون، 2009 و Hedin و Hammaok، 2011).

أما تأثير معاملات المعالجة في قيم الإيصالية الكهربائية والملوحة الحقيقية. أظهرت النتائج المبينة في الجدول 2 تباين قيم الإيصالية الكهربائية للمياه المعالجة، إذ بلغت 7.97 و 7.59 دييسي سيميتر م⁻¹ عند استعمال

كذلك وجد أن قيم الكلور المقاسة في المياه المعالجة قد بلغت 1.91 و 2.18 ملي مكافئ لتر⁻¹ بفعل نظامي المعالجة W1 و W2 مقارنة بمعدل 2.94 ملي مكافئ لتر⁻¹ مع عدم المعالجة W0، وانخفض معدل تركيز الكلور مع زيادة مدة المعالجة لتصل إلى 3.61 و 2.23 و 2.18 ملي مكافئ لتر⁻¹ مع زمن 12 و 24 و 36 ساعة على التتابع. في حين سجل التداخل بين نظام المعالجة ومدد المعالجة أقل معدل تركيز للكلور في المياه المعالجة 1.76 ملي مكافئ لتر⁻¹ مع المياه المعالجة W2 بعد

ازالة الكبريتات من المياه المعالجة خلال مدة 100 يوم بمعدل 10 عمليات معالجة وبمعدل 1م³ لكل منظومة وتبين ان كفاءة المنظومة W1 في ازالة الكبريتات تراوحت بين 70% في المعالجة الاولى بعد 10 أيام الى 68% في المعالجة رقم 10 بعد 100 يوم من الاستعمال.

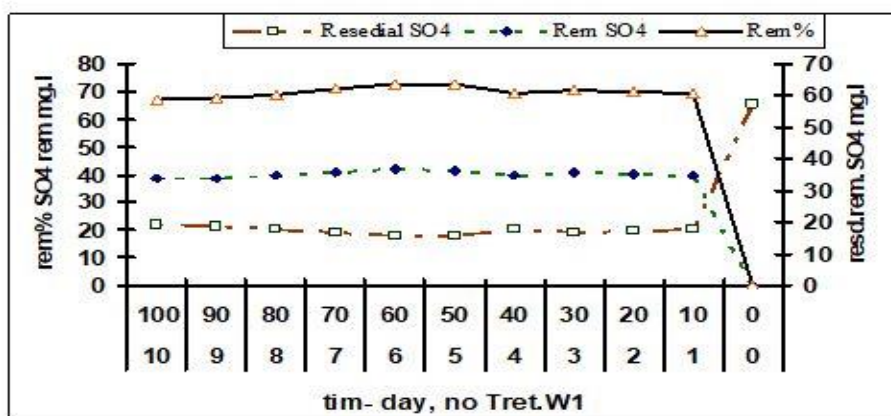
وأظهرت هذه النتائج أن قيم الملوحة الكامنة للمياه المعالجة بهذه الطريقة اصبحت ضمن المدى الآمن لاستعمالها للاغراض الزراعية مقارنة بالمياه المعالجة بنظام الدفعة، وقد توافقت هذه النتائج مع بيانات التحاليل المسجلة للمياه المعالجة بنظام المعالجة المستمرة. كما يبين الشكلين 2 و 3 كفاءة المنظومة W1 و W2 في

جدول 3. الفعالية الأيونية للمياه الكبريتية المعالجة.

الفعالية الأيونية	الكلور ملي مكافئ لتر ⁻¹	نصف تركيز SO ₄ المتبقي ملي مكافئ لتر ⁻¹	زمن المعالجة (ساعة)	وحدة نظام المعالجة
14.80	2.75	12.05	12	W1
10.96	1.96	9.00	24	
10.47	1.84	8.63	36	
12.15	2.18	10.07	المتوسط	
15.19	2.16	13.23	12	W2
9.89	1.81	8.08	24	
9.73	1.76	7.97	36	
11.66	1.91	9.78	المتوسط	
31.03	2.94	28.09	12	Wo
29.46	2.94	27.52	24	
29.60	2.94	26.66	36	
30.03	2.94	72.42	المتوسط	

في حين مثلت العلاقة الآتية:
 $y = 0.8462X^2 - 11.772 + 50.069 (R^2 = 0.5314)$
 ارتباط الكبريتات مع عدد مرات المعالجة.

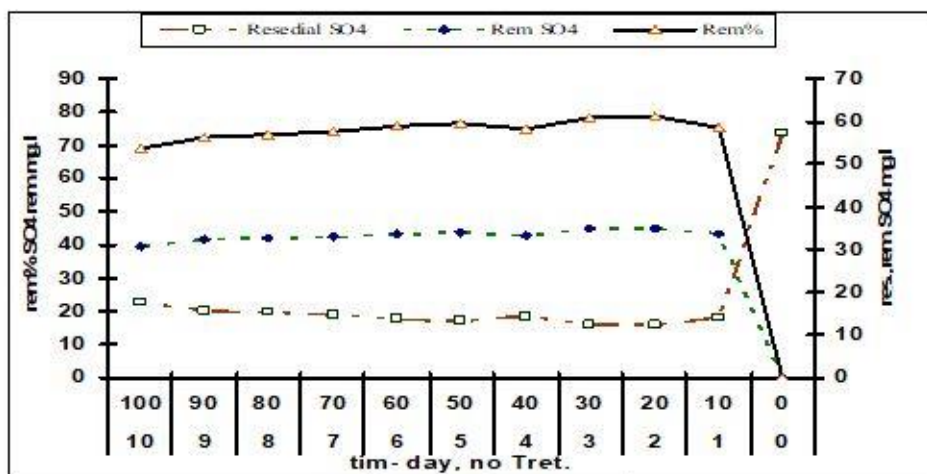
وكانت العلاقة بين نسبة الازالة للكبريتات مع عدد مرات المعالجة:
 $y = 1.375 + 20.52x + 12.727 (R^2 = 0.5314)$



شكل 2. كفاءة نظام المعالجة W1.

نظام مفاعل التدفق للمياه الكبريتية بعدة اعمدة بفعالية من 2-3 سنة مع تجديد المواد العضوية، كما أكد (Hedin و Hammaok، 2011) أن استمرارية عمل نظام المعالجة تزداد باستعمال الحجر الجيري لمدة أطول.

هذا يعني إمكانية استعمال هذه الأنظمة في معالجة المياه لمدة موسم بكفاءة تزيد على 68% لإزالة الكبريتات عندما تكون بتركيز 57.37 ملي مكافئ لتر⁻¹ لتكون هذه المياه ضمن الحدود المسموح باستعمالها من دون محاذير في الزراعة. وأكد Kim وآخرون (2002) إمكانية استعمال



شكل 3. كفاءة نظام المعالجة W₂.

REFERENCES

- Al-Obeidi, B. A. M. A. 2005. Evaluating the level of elements in some sulfur springs in the heet region and studying the physical properties of the emitted bituminous materials. Master thesis, Sciences college, University of anbar.
- Boonstra, G., R. Van liar., G. Janssen, H. Dijkman, and G. J. N. Buisman. 1999. Biological treatment of acid mine drainage. Vin:R.Amils and A. Ballester (Edits) Biohydrometallurgy and the Environment to Word the mining of the 21st century. Elsevier, 559-567.
- Briglia, M., and W. Verstraete. 1995. Occurrence of sulphate Reducing Bacteria in natural and Artificial ecological miches. Universiteitgent. Belgium, 60(4b):2653.
- Cha, J. M., W. S. Cha, and J. H. Lee. 1999. Removal of organo-sulphur odour compounds by Thiobacillus novellas SRM, sulphur-oxidizing microorganisms. Process Biochemistry, 34: 659-665
- Devai, I., and R. D. Delaun. 2000. Emissions of reduced gaseous sulfur compound from west water sludge. Eviron. Eng .Sci. 7(1) 1-8.
- Domen, L. D. 1954. Salinization of soil by salt in the irrigation water Amer . Geophys. Unin.Trans. 35:943-950.
- Hedin, R. S., R. W. Nairn, and R. L. P. Kleinmann. 1994. Passive treatment of coal mine drainage. US, Bureau of Mines Information Circular 9388, Pittsburgh, PA.
- Hedin.R. S, and R. Hammaok. 2011. Microbial Sulfate Reduction for the treAtment of acid mine drainage: A Laboratory study.
- Jaby, C. R., C. E. Zipper, and R.Noble. 2001. Factors affecting alkalinity generation by successire alkalinity proclucing systems: regression analysis.J.Environ. Qual. 30:1015-1022 .

- Kelly, D. P., and A. P. Harrison. 1989. Genus *Thiobacillus*. In: *Bergey's Manual of Systematic Bacteriology*. 3. Staley, J.T. Williams and Wilkins, Baltimore.
- Kepler, D. A., and E.C. McCleary. 1997. Passive aluminum treatment successes. In: *Proceedings, Eighteenth West Virginia Surface Mine Drainage Task Force Symposium*, April 15-16, 1997, Morgantown, WV.
- Kim, H., Y. J. Kim, J. S. Chung, and X. Quan. 2002. Long-term operation of a biofilter for simultaneous removal of H₂S and NH₃. *J. Air Waste Manag. Assoc.* 52(12): 1389-98.
- Maree, J. P., H. A. Greber, and M. De Beer. 2004. Treatment of acid and sulphate-rich effluents in an integrated biological/chemical process. *Division of water, Environment and Forestry Technology, CSLR, PO Box 395, Pretoria 0001, south Africa*.
- Maree, J.P., G. Stobos, H. Greben, E. Netshidaulu, P. Hlabala, E. Steyn, H. Bologo, P. Gunther, and A. Christie, 2001. Biological treatment of mine water using ethanol as energy source paper presented at the conference on Environmentally Responsible mining in south Africa sptember 2001. C.SIR. Pretoria. south Africa.
- Muttar, A. A., T. A. Zedan, B. A. Mahmood. 2009. Analytical Comparison Study for Asphalt and Water of Heet Sulphurous Springs. *Journal of university of Anbar for Pure science.* 3(1): 45-56.
- Pamela, E. M., and H. M. Edenborn. 1990. The use of bacterial sulfate reduction in the treatment of drainage from coal mines. *Mining and Reclamation Conference and Exhibition, Charleston, West Virginia, April 23-26.*
- Postgate, J. R. 1984. *The Sulphate-Reducing Bacteria*. Cambridge University Press, New York, 2nd ed. pp, 208.
- Rattanapan, C., P. Boonsawang, and D. Kantachote. 2009. Removal of H₂S in down-flow GAS biofiltration using sulfide oxidizing bacteria from concentrated latex wastewater. *Bioresource Technology*, 125-130.
- Suschka, J. and L. Przywara. 2007. Chemical and biological sulfates removal In: *Integration and optimisation of urban sanitation systems*. Plaza, Levlin, (Editors), TRITA-LWR.REPORT 3018, 13:103-107.
- Wieder, R. K. 1992. *The Kentucky wetlands project: A field study to evaluate man-made wetlands for acid coal mine drainage treatment*. Final Report to the U.S. Office of Surface Mining, Villanova University, Villanova, PA.