مجلة جامعة الملك عبدالعزيز : علوم الأرصاد والبيئة وزراعة المناطق الجافة ، م١٢ ، ص ص ٨٣-١١٣ (١٤٢١هـ/ ٢٠٠١م)

التغيرات في الصفات الطبيعية والكيميائية لمياه الصرف الصحي من محطة المعالجة بمكة المكرمة على طول مجرى الصرف

ماجد حسين هاشم ، عبد المنعم سيد عرفة ، سمير جميل السليماني
و محمد صادقين ازرعي
قسم العلوم البيئية وقسم زراعة المناطق الجافة ، كلية الأرصاد والبيئة وزراعة المناطق الجافة
جامعة الملك عبد العزيز ، جدة - المملكة العربية السعودية

المستخلص . تم في هذا البحث دراسة الصفات الطبيعية والكيميائية لمياه الصرف الصحي المعالجة بمدينة مكة المكرمة ، والتي يتم التخلص منها في وادي عرنة جنوب غرب المدينة ، حيث تم أخذ عينات من ست مواقع على طول مجرى المياه في الوادي ، وذلك بصفة شهرية ولمدة ست أشهر . وقد شملت الدراسة قياس التوصيل الكهربائي (EC) ، والمواد الصلبة العالقة (S.S) ، والمواد الصلبة الكلية (T.S) ، والمواد الصلبة الكلية المتطايرة (TVS) ، ودرجة الحموضة (pH) ، والمتطلب الأوكسجيني الكيموحيوي (BOD^5) ، ونيتروجين الأمونيا (NH_3-N) ، والفوسفور الكلي (P) ، والكلوريدات (Cl) ، وعناصر الصوديوم (Na) ، والكالسيوم (Ca) ، والبوتاسيوم (K) ، ونسبة إدمصاص الصوديوم (SAR) . وقد هدفت الدراسة إلى معرفة مدى مطابقة نوعية المياه المنصرفة لمعايير الصرف المباشر الموضوعة من قبل مصلحة الأرصاد وحماية البيئة ، وكذلك مدى التنقية الطبيعية لهذه المياه أثناء جريانها في الانحدار الطبيعي للوادي ، ومعرفة مدى إمكانية الاستفادة من هذه المياه في الاستخدامات الزراعية بناءً على نوعيتها . وقد خلصت الدراسة إلى عدم مطابقة العديد من

مواصفات هذه المياه للمعايير الموضوعة من قبل مصلحة الأرصاد وحماية البيئة (P. BOD^5.SS) ، إضافة إلى محدودية التنقية الطبيعية لهذه المياه وإمكانية استخدامها في الزراعة ولكن بقيود وبعد تطوير كفاءة المعالجة .

المقـــدمـــــة

تلعب مياه الصرف الصحي دوراً هاماً في إدارة موارد المياه كبديل للماء العذب في الري أو تربية الأحياء المائية aqua culture . فبتحرير مصادر الماء العذب لإمداد المجتمعات السكانية المختلفة بمياه الشرب والاستعمالات الأخرى ذات الأولوية ، تسهم إعادة استعمال مياه الصرف الصحي في تحقيق العديد من المزايا الاقتصادية (منظمة الصحة العالمية ١٩٩٠) . وعادة ما تتاح هذه المياه بالقرب من المناطق الحضرية ، حيث يزداد الطلب على المحاصيل الزراعية الغذائية ، ومن ثم يمكن بإعادة استعمالها ري هذه المحاصيل ، وقد تخطت طرق الري بمياه الصرف الصحي المعالجة الطرق التقليدية كالغمر ، وأصبحت تستخدم بطرق متقدمة مثل الري المحوري (overhead sprinkler) وبنظم التنقيط المدفون تحت الأرض (subsurface drip irrigation) كما هو الحال في هاواي بالولايات المتحدة الأمريكية (Gushiken, 1995) . ويشترط مراعاة الظروف والملابسات المتعلقة بصحية استعمال هذه المياه . وقد ظلت كثير من بلدان العالم تستعمل مياه الصرف الصحي المعالجة في العمليات الزراعية لإنتاج محاصيل العلف والألياف والحبوب وخلافه منذ زمن طويل (كما يشير بذلك كل من Ongerth and Jopling (1977) و Brown *et al.* (1981) من كاليفورنيا ، Muller (1977) من ألمانيا ، Arceivala (1977) من الهند ، Hart *et al.* (1977) من جنوب أفريقيا ، Jurdi *et al.* (1981) من لبنان ، Lau (1981) من هاواي ، Mendoza (1981) من المكسيك) .

انتشرت ممارسة استخدام مياه الصرف الصحي انتشاراً واسعًا في جميع أنحاء العالم . وقد زادت هذه الممارسات انتشاراً خلال العقود القليلة الماضية ، لا سيما في المناطق القاحلة وشبه القاحلة . وتكمن الأسباب الرئيسية لإعادة استعمال هذه المياه في الحاجة الماسة إلى زيادة الإنتاج الغذائي الزراعي والسمكي ، وفي نقص المياه العذبة ، والرغبة في الاقتصاد في شراء الأسمدة المعدنية . ولقد أدى استعمال مياه الصرف الصحي

المعالجة إلى زيادة خصوبة التربة ، مما أدى إلى زيادة إنتاج كثير من المحاصيل الزراعية (كما أشار بذلك كثير من الباحثين ومنهم Shende (1988) ، Goyal *et al.* (1995) ، Mohammad and Battikhi (1997) ، Navarro *et al.* (1996) ، Bahri *et al.* (1998) و Shahalam *et al.* (1998) . ولقد أوضح Bahri *et al.* (1998) أن التحليل الذي أجرى على مياه الصرف من ١٥ محطة تحلية بتونس ، والذي يشمل ٢٨ من مكونات مياه الصرف يقع ضمن المواصفات التي تسمح بإعادة استعمال مثل هذه المياه في الزراعة ، خاصة وأنها تحتوي على نسبة عالية من العناصر الغذائية . وتختلف أحجام المشروعات القائمة على استعمال هذه المياه اختلافًا واضحًا فقد تمكن شيندي (Shende 1988) من التعرف على عدة مئات من مشروعات الري بمياه الصرف الصحي في الهند تخدم مساحة قدرها (٧٣٠٠٠ هكتار) من الأرض الزراعية . وفي الولايات المتحدة الأمريكية جرى تنفيذ أكثر من (٣٤٠٠) مشروع للري بمياه الصرف الصحي . بيد أنه لا يوجد في جميع أنحاء العالم سوى عدد صغير نسبيًا من المشروعات التي صممت ونفذت بطريقة سليمة ، بحيث توفر حماية صحية جيدة للعمال القائمين على عملية إعادة استعمال هذه المياه ، أو على المستهلكين للمواد الغذائية الناتجة على حد سواء . أما غالبية المشروعات فتستعمل مياه الصرف الصحي الخام أو التي مرت بالحد الأدنى من المعالجة ، ونادرًا ما تهتم بمراعاة حماية البيئة أو الصحة العامة (منظمة الصحة العالمية ١٩٧٩م ، وخلف ١٩٨٨م ، ومنظمة الصحة العالمية ١٩٩٠م ، Kligler (1981) ، McCoy (1969) ، Sihorwala (1984) ، Consultam (1985)).

الخواص الطبيعية والكيميائية لمياه الصرف الصحي المعالجة

يمكن تصنيف المحتويات الموجودة في مياه الصرف الصحي المعالجة معالجة ثانوية (secondary treatment) بشكل عام إلى أربعة محتويات ، هي : مواد ذائبة عضوية ، ومواد ذائبة غير عضوية ، ومواد صلبة غير ذائبة ، وكائنات حية ممرضة (pathogenic organisms) (Russell *et al.* 1970) . والمحتوى من المواد العضوية الذائبة ينقسم إلى قسمين : مواد عضوية ذائبة قابلة للتحلل بيولوجيًا ، ويتم إزالة ٩٠٪ منها أثناء المعالجة الثانوية ، ومواد عضوية ذائبة لا تحلل بيولوجيًا . أما المواد غير العضوية الذائبة ، فأهمها أملاح الفوسفور والنيتروجين والعناصر الشائعة مثل الكالسيوم والمغنيسيوم

والصوديوم والبوتاسيوم . وتتكون المواد الصلبة غير الذائبة من المواد الصلبة العالقة ، وهي إما عضوية أو غير عضوية . وعادة ما يتم إزالة من ٩٠٪ إلى ٩٥٪ منها بعد المعالجة الثانوية ، ولكن نسبة الإزالة هذه تكون غير كافية لجعل هذه المياه المعالجة صالحة لكثير من الاستعمالات . ورغم أن المعالجة الثانوية تزيل معظم الفيروسات والبكتيريا ، إلا إنه عادة ما يتبقى البعض منها في المياه المعالجة ، مما يجعلها غير مأمونة لخطورتها على الصحة .

وتعتمد محتويات مياه الصرف الصحي المعالجة في تراكيزها على مياه المصدر (raw water) ، وكمية المياه المستخدمة ، وعلى طبيعة وكمية المواد التي تقذف إلى شبكة الصرف . وقد قام (Linstedt, 1971) بدراسة مفصلة عن الفرق بين مياه المصدر في مدينة دينفر (Denver) وبين مياه الصرف الصحي الناتجة عن استخدام هذه المياه منزليًا ، كما قام (Neale, 1964) بدراسة الزيادة في مكونات مياه الصرف الصحي الناتجة عن استخدام المياه في المنازل في اثنين وعشرين مدينة من مدن الولايات المتحدة الأمريكية .

والمواد العضوية في مياه الصرف الصحي البلدية عبارة عن خليط غير متجانس من المركبات أكثرها غير معروف (Russell *et al.,* 1970) .

وقامت عدة دراسات بتحديد المواد العضوية الموجودة في مياه الصرف الصحي المعالجة معالجة ثانوية . ففي دراسة قام بها (Bunch, 1961) استطاع من خلالها التعرف على ٢٥ ٪ من المحتوى لهذه المياه . وفي دراسة أخرى (Helfgott, 1970) عن المحتوى العضوي لمياه الصرف الصحي الإنجليزية المعالجة معالجة ثانوية ، وجد أن البروتين يكون معظم المواد الصلبة العضوية على عكس المواد الذائبة العضوية ، حيث يكون البروتين نسبة قليلة فيها .

وكما أن مياه الصرف الصحي تحتوي على الكثير من المواد العضوية القابلة للتحلل بيولوجيًا ، فإنها أيضًا تحتوي على بعض المواد العضوية التي لا تحلل بيولوجيًا ، ويعتبر بعضها خطرًا على البيئة ، مثل المبيدات (pesticides) ، والهيدروكربونات المكلورة (chlorinated hydrocarbons) . وقد وجدت الأخيرة في مياه الصرف الصحي المعالجة معالجة ثانوية بعد معالجتها بالكلور وبكميات قليلة بتركيزات تقدر بالميكروجرام في

اللتر (Jolley, 1973) ولا بد من استخدام معالجة متقدمة لإزالة هذه المواد مثل استخدام الكربون المنشط والتناضح بالعكس .

ومن أهم المواد غير العضوية في مياه الصرف الصحي المعالجة معالجة ثانوية تأتي أملاح النيتروجين وأملاح الفوسفور . وهذان العنصران من العناصر المغذية (nutrients) ، ويؤدي توفرها في المياه إلى نمو الطحالب وتكاثرها ، وما يصاحب ذلك من آثار بيئية مثل نقص الأوكسجين المذاب في الماء . ويوجد النيتروجين في مياه الصرف الصحي كنيتروجين عضوي أو على شكل أمونيوم أو نيتريت أو نترات . وجميع النيتروجين في مياه الصرف الصحي عند استخدامها في التربة تتحول إلى نترات ما لم تفقد عن طريق التطاير ، وعمومًا فإن المركبات الرئيسية للنيتروجين في مياه الصرف الصحي هي نيتروجين عضوي أو على شكل أمونيوم ، إلا أن الأول يوجد على شكل مواد صلبة معلقة (Russel *et al.,* 1970). أما الفوسفور فتقدر كميته في مياه الصرف الصحي المعالجة معالجة ثانوية بستة مليجرامات في اللتر . وتعتبر المواد المنظفة (detergents) في مياه المنازل من المصادر الرئيسية للفوسفور في مياه الصرف الصحي . وتعتبر قدرة التربة على إزالة الفوسفور في مياه الصرف الصحي كبيرة للعديد من أنواع التربة ، أما بالنسبة للتربة الخشنة – والتي تفتقد عناصر الكالسيوم والحديد والألومنيوم – فالإزالة تكون ضعيفة . ويعتبر تراكم الفوسفور في التربة على المدى الطويل من ضمن العناصر المعوقة لنمو المحاصيل (Powell 1975).

وتعكس الأملاح الرئيسية مثل كلوريدات وكبريتات وبيكربونات الصوديوم والكالسيوم والمغنيسيوم الموجودة في مياه الصرف الصحي التركيب الكيميائي لهذه المياه في مصدرها ، حيث إن هذه الأملاح لا تتأثر بالمعالجة الثانوية بل تبقى في المياه . وتكون جميع هذه الأملاح في مياه الصرف الصحي بشكل ذائب ، ووجودها بتراكيز تتعدى المعايير المحددة على كل حال لا يشكل مخاطر صحية على المستهلكين ، ولكنها قد تكون غير مستساغة (Takashi, 1985).

والمواد الصلبة العالقة في مياه الصرف الصحي عبارة عن خليط من المواد الصلبة العضوية وغير العضوية والبكتيريا وبعض الكائنات الحية الأخرى ، إلا أن غالبيتها مواد صلبة عضوية . وعند زيادة المواد الصلبة العالقة في مياه الصرف الصحي المستخدمة

للزراعة فإن هذه المواد تؤدي إلى سرعة إنسداد مسام التربة ، حتى يتم تحللها بيولوجيًا (Krone, 1968). ويشير (Petrenko *et al.,* 1997) إلى التركيزات العالية في فوسفات الأمونيوم والسيليكيت والبكتيريا مختلفة التغذية، داخل مياه الصرف الصحي للحبيبات التي يزيد حجمها عن ٧٠ ميكرومتر (m).

ويتركز الاهتمام في المعالجة الاعتيادية (الثانوية) لمياه الصرف الصحي على إزالة أغلب المواد الصلبة العالقة (suspended solids) والمواد العضوية المستهلكة الأوكسجين الكيموحيوي ((biochemical oxygen demand (BOD) ، وذلك لما يسببه هذان العنصران من أضرار بيئية عند صرف هذه المياه بدون معالجة إلى المجسمات المائية . وتبلغ السعة التصميمية لمحطة المعالجة بمكة المكرمة ٧٥ ألف متر مكعب يوميًا ، ويرد إلى المحطة في الأيام العادية ٨٠ ألف متر مكعب تصل إلى ١٢٠ ألف متر مكعب في أيام الحج والعمرة (مصلحة المياه والصرف الصحي بمنطقة مكة المكرمة ١٤١٧ / ١٤١٨هـ) .

طرق أخذ عينات مياه الصرف الصحي وتحليلها

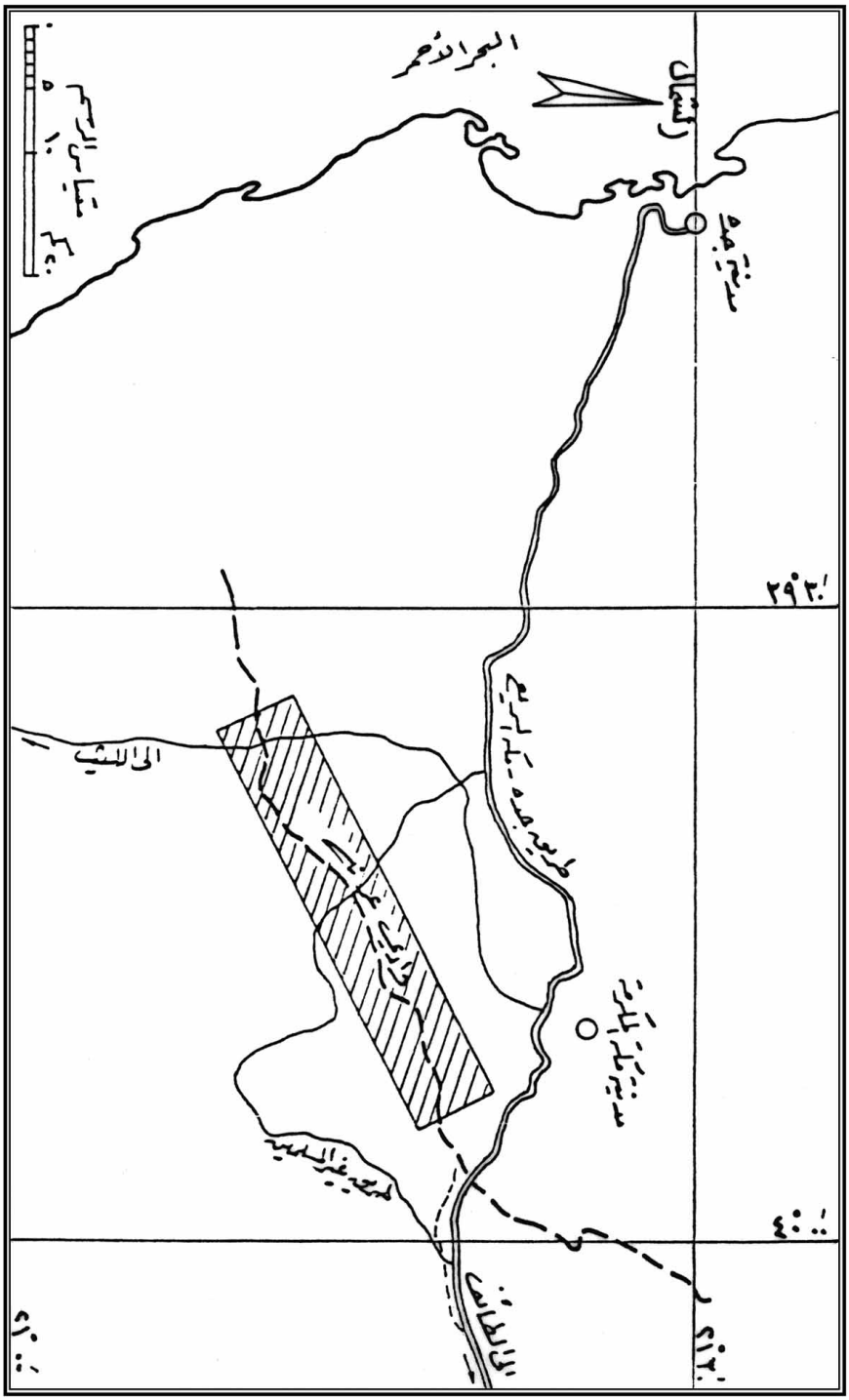
أخذ العينات

تم أخذ العينات بشكل شهري ولمدة ستة شهور متتالية (مارس – أغسطس) ومن المواقع الستة التي تم تحديدها على طول مجرى مياه الصرف (الخارطة ١و٢) . وأخذت العينات في أوعية نظيفة جافة من البلاستيك سعة كل منها (٤) لتر ، وتم تعبئة الأوعية من عمق (١٠سم) من سطح الماء ، وذلك لتلافي المواد الطافية .

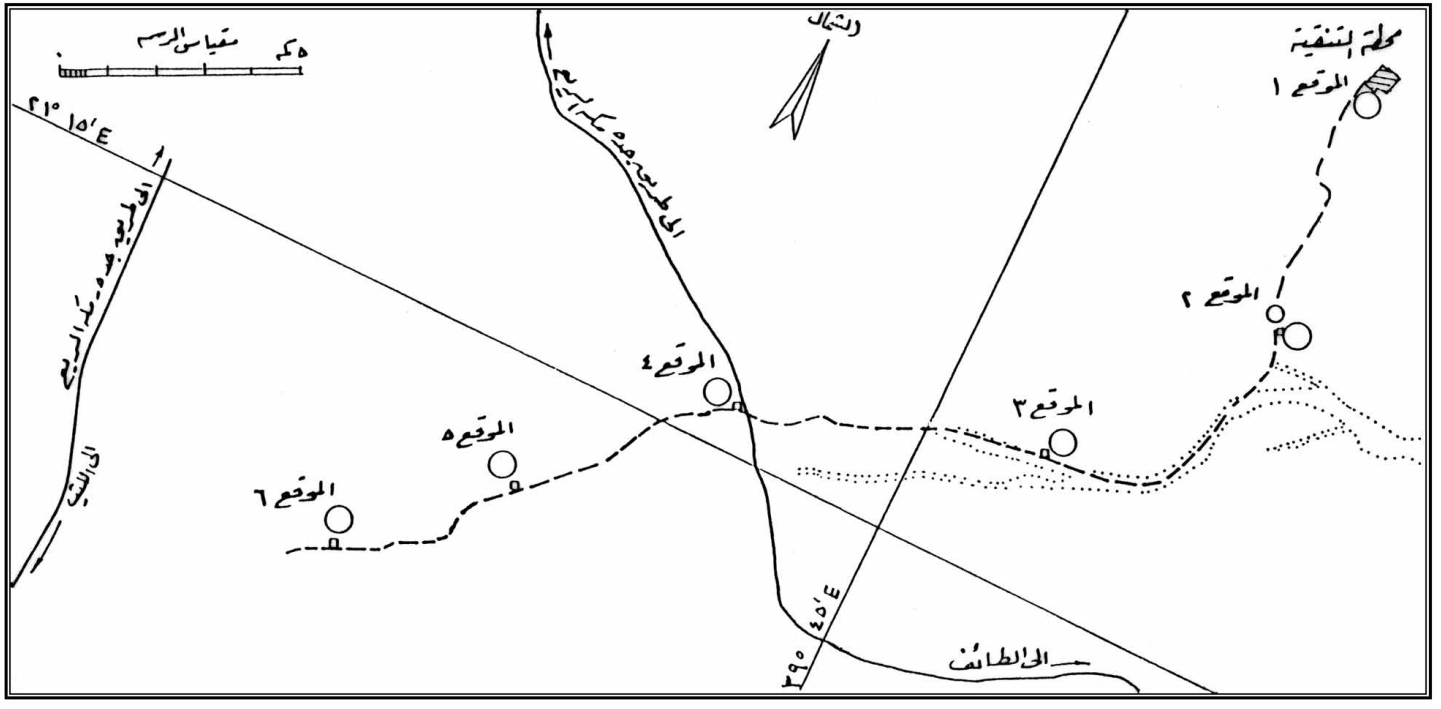
وقد أجريت التحاليل والاختبارات المعملية في نفس اليوم ، عدا التحاليل التي تمت بواسطة مطياف بلازما الانبعاث الذري ومطياف الامتصاص الذري ، والتي حفظت عيناتها في قوارير بلاستيكية سعة (١٠٠مل) بإضافة حمض النيتريك (ALR) إليها وأجريت عليها التحاليل لاحقًا .

التحاليل الطبيعية والكيميائية

تم إجراء التحاليل المختلفة طبقًا للطرق القياسية المستخدمة من قبل المنظمة الأمريكية للصحة العامة لتحليل المياه ومياه الصرف الصحي (APHA, 1985).



خارطة رقم ١ . خريطة توضح الموقع الجغرافي للمنطقة التي يجري فيها مجرى مياه الصرف الصحي لمدينة مكة المكرمة (- - - - - - - -).



خارطة رقم ٢. خريطة توضيحية للمواقع الستة المختلفة على مجرى مياه الصرف الصحي لمدينة مكة المكرمة (- - - - - - - -).

التحليل الإحصائي (statistical analysis)

استخدم تحليل التباين (analysis of variance) (Steel and Torrie, 1980) لتحليل البيانات في هذه الدراسة .

وعند تحليل النتائج اتبع نظام القطاعات العشوائية الكاملة ، حيث اعتبر وقت أخذ العينات (٦ أشهر) كمكررات في التعيين المشار إليه ، بينما اعتبرت المواقع (٦ مواقع) على طول مجرى الصرف الصحي كمعاملات .

النتائج والمناقشة

أولاً : الصفات الطبيعية (physical characteristics)

التوصيل الكهربائي (electric conductivity)

تعتبر درجة التوصيل الكهربائي دلالة رقمية لقدرة المحلول على نقل التيار الكهربائي، وتعتمد على نوعية وتركيز الأيونات في المحلول . وهذه الأيونات غالبًا ما تكون لأملاح غير عضوية بعكس الأملاح العضوية التي لا تتفكك في الماء وتعتبر موصلاً رديئًا للكهرباء . ويعبر عن درجة التوصيل الكهربائي بالميكروموز في السنتيمتر المربع ($mhos/cm^2$) . وبشكل عام فإنه يستدل من درجة التوصيل الكهربائي على مقدار الأملاح الذائبة في الماء ، وبالتالي على مدى صلاحية الماء للاستخدام في الأغراض المختلفة . وقد شاع استخدام قياس التوصيل الكهربائي كطريقة لمعرفة ملوحة المياه نظرًا لسرعة وسهولة استخدامها ، حيث يمكن أخذ القراءات مباشرة – وفي أي مكان – باستخدام جهاز التوصيل الكهربائي القابل للنقل . وقد تأثر التوصيل الكهربائي تأثرًا معنويًا عند مستوى معنوية (٠٥ , ٠) بالفترة التي أخذت فيها العينة ، ولكنه لم يتأثر بالموقع (جدول ١، ٢) .

وبمقارنة المتوسط العام لدرجة التوصيل الكهربائي في مجرى مياه الصرف (١٤٤٨ ميكروموز) بمعيار منظمة الفاو للاستخدام الزراعي (FAO, 1985) نجده أقل بكثير من المعيار الذي تحدده المنظمة ، وقد تفاوتت درجة التوصيل الكهربائي التي جرى قياسها ما بين ١٢١٧ إلى ١٨٥٠ ميكروموز/ سم (جدول ٣) خلال فترة الدراسة ، وفي المناطق

جدول ١. متوسطات* تراكيز العناصر المختلفة في الأشهر الستة** من البحث والمتوسط العام ومداها في مياه الصرف الصحي .

الفـــــــترة	التوصيل الكهربائي ميكروموز/ سم EC	المواد الصلبة العالقة ملجم/ لتر S.S.	المواد الصلبة الكلية ملجم/ لتر T.S.	المواد الصلبة الكلية المتطايرة ملجم/ لتر T.V.S.	الرقم الهيدروجيني pH	المتطلب الأكسجيني الحيوي ملجم/ لتر BOD_5	نيتروجين الأمونيا ملجم/ لتر NH_3-N
الفترة الأولى	^{B}١٤٥٧	^{B}٦٣,٣٣	^{BCD}١٣٢٠,٥	^{B}١٥٩,٥	^{A}٧,٦٨	^{A}١٣٣,٦٧	^{B}٤٠,٠٧
الفترة الثانية	^{B}١٤٧١,٦٧	^{A}١٣٢,١٧	^{D}١١٨٤,٦٧	^{B}١٦٦	^{AB}٧,٦٢	^{BC}٨٣,٣٣	^{A}٤٨,٨٨
الفترة الثالثة	^{A}١٦٨٨,٨٣	^{CD}٢٩,٥	^{AB}١٧١٠	^{A}٢٣٦,٦٧	^{AB}٧,٦٢	^{BC}٧٣,٣٣	^{AB}٤١,١٨
الفترة الرابعة	^{C}١٢٨٣,٣٣	^{CD}٣٠,٨٣	^{A}١٧٦٢	^{AB}٢٢٢,٦٧	^{C}٧,٢٣	^{C}٥٠,١٧	^{C}٣١,٢٥
الفترة الخامسة	^{C}١٣٢٢,١٧	^{D}٢٤,٨٣	^{ABC}١٥٨٤	^{B}١٦١,٣٣	^{AB}٧,٦	^{C}٦٠,٦٧	^{C}٣٠,٨٣
الفترة السادسة	^{B}١٤٦٤,٥	^{BC}٤٧,١٧	^{CD}١٢٠٢,٦٧	^{B}١٥٣,٦٧	^{B}٧,٥٢	^{AB}١١٢,٥	^{AB}٤٣,٤
المتوسط العام	١٤٤٧,٩٢	٥٤,٦٤	١٤٦٠,٦٤	١٨٣,٣١	٧,٥٥	٨٦,٢٨	٣٩,٢٧
المدى	١٨٥٠-١٢١٧	١٦٢-١١	٢٥٩٦-١٠٤٨	٣١٢-٢٨	٧,٨-٧,١	١٩٥-٢٠	٥٥,٥-٢٠
LSD	١٠٠,٩٤	١٩,٣٩	٣٩٢,٦٨	٧٠,٥٨	٠,١٦	٤٢,٠٢	٨,٣٧

* المتوسطات المذكورة في العمود الواحد غير المتبوعة بنفس الحرف الهجائي تختلف معنويا فيما بينها (مستوى ثقة ٠,٠٥).

** الفترة الأولى = ١٥ شعبان (١٢ مارس) الفترة الثانية = ١٥ رمضان (١٠ أبريل) الفترة الثالثة = ١٥ شوال (١٠ مايو)
الفترة الرابعة = ١٥ ذو القعدة (٨ يونيو) الفترة الخامسة = ١٥ ذو الحجة (٧ يوليو) الفترة السادسة = ١٥ محرم (٦ أغسطس).

تابع جدول ١....

الفـــــــــترة	الفوسفور ملجم/ لتر P	الكلوريدات ملجم/ لتر CL	الصوديوم ملجم/ لتر Na	الكالسيوم ملجم/ لتر Ca	الماغنسيوم ملجم/ لتر Mg	نسبة إدمصاص الصوديوم S.A.R.
الفترة الأولى	^{AB}٩,٣١	^{B}٢٦٢,٣٣	^{AB}١٧٩,٦٧	^{B}٨٨,٩٢	^{B}٢٣,٤	^{A}١,٥٢
الفترة الثانية	^{A}٩,٤٦	^{B}٢٥٩,٦٧	^{ABC}١٧٣	^{B}٨٨,٣٥	^{B}٢١,٣٧	^{A}١,٤٥
الفترة الثالثة	^{AB}٧,٢٣	^{A}٣٠٣,٣٣	^{BC}١٦٦,٥	^{B}٨٨,٢٢	^{B}٢٢,٩٩	^{A}١,٤٥
الفترة الرابعة	^{AB}٨,٣٢	^{AB}٢٩٠	^{A}١٨٦,٨	^{A}١٠٣,٣٢	^{A}٣١,٨٣	^{A}١,٤٥
الفترة الخامسة	^{B}٦,٩٣	^{A}٣٠١,٦٧	^{C}١٥٩	^{B}٨٢,٤٨	^{B}٢١,٩٨	^{A}١,٤٢
الفترة السادسة	^{AB}٧,٧٣	^{AB}٢٨٧,٥	^{ABC}١٧٣,٨	^{B}٨٨,٥٣	^{B}٢٣,١٣	^{A}١,٤٣
المتوسط العام	٨,١٦	٢٨٤,٠٨	١٧٣,١٣	٨٩,٩٧	٢٤,١٢	١,٤٧
المدى	٣,٠٦ - ١١,٧	٢٤٠ - ٤٠٠	١٤٨ - ٢٠٤	٧٦ - ١١٠,٨	٢٠ - ٣٦	١,٤٢ - ١,٥٤
LSD	٢,٤٨	٣٧,٠٥	١٤,٨٣	٧,٩	٢,١٣	٠,١٤

* المتوسطات المذكورة في العمود الواحد غير المتبوعة بنفس الحرف الهجائي تختلف معنويا فيما بينها (مستوى ثقة ٠,٠٥).

** الفترة الأولى = ١٥ شعبان (١٢ مارس)
الفترة الثانية = ١٥ رمضان (١٠ أبريل)
الفترة الثالثة = ١٥ شوال (١٠ مايو)
الفترة الرابعة = ١٥ ذو القعدة (٨ يونيو)
الفترة الخامسة = ١٥ ذو الحجة (٧ يوليو)
الفترة السادسة = ١٥ محرم (٦ أغسطس).

جدول ٢. متوسطات* تراكيز العناصر المختلفة في المواقع المختلفة على طول مجرى مياه الصرف الصحي والمتوسط العام ومداها خلال فترة الدراسة .

المـــواقـــع	التوصيل الكهربائي ميكروموز/ سم EC	المواد الصلبة العالقة ملجم/ لتر S.S.	المواد الصلبة الكلية ملجم/ لتر T.S.	المواد الصلبة الكلية المتطايرة ملجم/ لتر T.V.S.	الرقم الهيدروجيني pH	المتطلب الأكسجيني الحيوي ملجم/ لتر BOD_5	نيتروجين الأمونيا ملجم/ لتر NH_3-N
الموقع الأولى	^{B}١٤٧٤,٨٣	^{A}٧٧,٦٧	^{AB}١٤٢٧,١٧	^{A}٢٣٨,٣٣	^{A}٧,٥٧	^{A}٨٩	^{B}٣٢,٦٧
الموقع الثانية	^{B}١٤٢٥,٦٧	^{AB}٦١,٥	^{A}١١٧٢٨	^{AB}٢٢٧,٣٣	^{A}٧,٥	^{A}١١٣,٣٣	^{AB}٣٩,٨٨
الموقع الثالثة	^{A}١٣٩٣,٨٣	^{BC}٥٠,٥	^{AB}١٣٦٠	^{ABC}١٨٩,٣٣	^{A}٧,٥٢	^{A}٧٤,٦٧	^{AB}٣٦,٢٧
الموقع الرابعة	^{B}١٤٢٣,١٧	^{BC}٤٢,١٧	^{AB}١٤٩٨,٦٧	^{C}١٥٤,٥	^{A}٧,٥٨	^{A}٧٥,٨٣	^{A}٤١,٤٥
الموقع الخامسة	^{B}١٤٨٠	^{C}٣٩,٦٧	^{AB}١٤١٩,١٧	^{C}١٣٠,٣٣	^{A}٧,٥٨	^{A}٧٢,١٧	^{A}٤٢,٤٢
الموقع السادسة	^{B}١٤٩٠	^{BC}٥٦,٣٣	^{B}١٣٣٠,٨٣	^{BC}١٦٠	^{A}٧,٥٢	^{A}٩٢,٦٧	^{A}٤٢,٩٣
المتوسط العام	١٤٤٧,٩٢	٥٤,٦٤	١٤٦٠,٦٤	١٨٣,٣١	٧,٥٥	٨٦,٢٨	٣٩,٢٧
المدى	١٢١٧-١٨٥٠	١١-١٦٢	١٠٤٨-٢٥٩٦	٢٨-٣١٢	٧,١-٧,٨	٢٠-١٩٥	٢٠-٥٥,٥
LSD	١٠٠,٩٤	١٩,٣٩	٣٩٢,٦٨	٧٠,٥٨	٠,١٦	٤٢,٠٢	٨,٣٧

* المتوسطات المذكورة في العمود الواحد غير المتبوعة بنفس الحرف الهجائي تختلف معنويا فيما بينها (مستوى ثقة ٠,٠٥).

تابع جدول ٢....

المـــواقـــــع	الفوسفور ملجم/ لتر P	الكلوريدات ملجم/ لتر CL	الصوديوم ملجم/ لتر Na	الكالسيوم ملجم/ لتر Ca	الماغنسيوم ملجم/ لتر Mg	نسبة إدمصاص الصوديوم S.A.R.
الموقع الأولى	$^{B}٦,٥٣$	$^{A}٣٢٢$	$^{A}١٧٥,٦٧$	$^{A}٩٥,٢٧$	$^{B}٢٣,٦١$	$^{A}١,٥١$
الموقع الثانية	$^{AB}٧,٩٩$	$^{B}٢٨٢,٥$	$^{A}١٧٣,٥$	$^{B}٨٦,٧٧$	$^{B}٢٥,٠٧$	$^{A}١,٤٩$
الموقع الثالثة	$^{A}٩,٠٢$	$^{B}٢٢٧٠,٣٣$	$^{A}١٧٣,٣٣$	$^{AB}٨٨,٣٥$	$^{B}٢٣,٩٢$	$^{A}١,٤٧$
الموقع الرابعة	$^{AB}٧,٨٨$	$^{B}٢٦٠,١٧$	$^{A}١٦٩,٦٧$	$^{AB}٨٧,٧٣$	$^{A}٢٣,٨٣$	$^{A}١,٤٧$
الموقع الخامسة	$^{A}٩,٨٧$	$^{AB}٢٩١,٨٣$	$^{A}١٧٤$	$^{AB}٩٠,٥٢$	$^{B}٢٤,١٨$	$^{A}١,٤٣$
الموقع السادسة	$^{AB}٧,٦٧$	$^{B}٢٧٧,٦٧$	$^{A}١٧٢,٦٧$	$^{AB}٩١,١٨$	$^{B}٢٤,١$	$^{A}١,٤٧$
المتوسط العام	٨,١٦	٢٨٤,٠٨	١٧٣,١٣	٨٩,٩٧	٢٤,١٢	١,٤٧
المدى	٣,٠٦ - ١١,٧	٢٤٠ - ٤٠٠	١٤٨ - ٢٠٤	٧٦ - ١١٠,٨	٢٠ - ٣٦	١,٤٢ - ١,٥٤
LSD	٢,٤٨	٣٧,٠٥	١٤,٨٣	٧,٩	٢,١٣	٠,١٤

المختلفة على طول المجرى . وهذه القيم لا تزال ضمن الحد الأعلى الذي حددته منظمة الفاو (١٩٢٠ ميكروموز/ سم) ، والذي يمكن من استخدام هذه المياه في الزراعة .

جدول (٣). المتوسطات العامة للعناصر الطبيعية والكيميائية لمياه الصرف الصحي لمدينة مكة المكرمة مقارنة بمعايير وزارة الزراعة (MAW) ومنظمة الفاو المستخدمة للزراعة ومصلحة الأرصاد وحماية البيئة (AEPA).

التركيز	المتوسط العام لمنظمة الدراسة	MAW (١٩٩٠)	FAO (١٩٨٥)	MEPA (١٩٨٩)
التوصيل الكهربائي EC M.mhos/cm	١٤٤٨	–	١٩٢٠	–
الرواسب الصلبة العالفة S.S mg / l	٥٥	١٠	–	١٥
المواد الصلبة الكلية T.S. mg / l	١٤٥٨	–	٢٠٠٠	–
المواد الصلبة الكلية المتطايرة T.V.S. mg / l	١٨٣	–	–	–
درجة الحموضة (الرقم الهيدروجيني) pH	٧,٥	٦ – ٨,٤	٦,٥ – ٨,٥	٦ – ٩
المتطلب الأكسجيني الكيموحيوي BOD mg / l	٨٦	١٠	–	٢٥
نيتروجين الأمونيا NH3N mg / l	٤٠	–	٣٠	–
الفوسفور الكلي P mg / l	٨	–	–	١
الكلوريدات Cl mg / l	٢٨٤	–	١١٠٠	–
الصوديوم Na mg / l	١٧٣	–	٩٠٠	–
الكالسيوم Ca mg / l	٩٠	–	٤٠٠	–
المغنسيوم Mg mg / l	٢٤	–	٦٠	–
نسبة إدمصاص الصوديوم S.A.R.	١,٤٧	–	١٥	–

وبالنظر في الجدول رقم (١)، يتضح أن هناك اختلافًا ملحوظًا في متوسطات قيم التوصيل الكهربائي خلال فترة الدراسة ، حيث كانت الفروق بين فترات الدراسة فروقًا معنوية . ففي الفترة الثالثة كانت متوسطات قيم التوصيل الكهربائي أعلى القيم المقاسة ، حيث بلغت ١٦٨٩ ميكروموز/ سم ، وذلك ربما يرجع إلى تغيير في مصدر المياه المستخدمة في مكة المكرمة ، حيث إنه يستعان بمصادر مختلفة من الآبار في حالة ازدحام المدينة المقدسة بالزوار والحجاج . أما عن اختلافات متوسطات قيم التوصيل الكهربائي باختلاف الموقع على طول المجرى ، فقد كانت القيم متقاربة في جميع المواقع (ولا يوجد أي فروق معنوية بينهم) ، وقد يعزي الاختلاف البسيط بين قيم درجة الحرارة – التي تساعد على التبخر ، وبالتالي على تركيز الأملاح – إلى احتمالية وجود مصادر أخرى للمياه تصب في المجرى ، مما يزيد أو ينقص من كمية الأملاح في مجرى الصرف الصحي (جدول رقم ٢) .

المواد الصلبة العالقة suspended solids

تعمل المعالجة الثانوية الفعالة على إزالة ٩٠–٩٥ في المئة من المواد الصلبة العالقة الموجودة في مياه الصرف الصحي القادمة إلى محطة المعالجة ، والتي تبلغ في المتوسط ٢٤٠ ملجم/ لتر (Clark *et al.,* 1977 ، جدول ٤). ومن نتائج هذه الدراسة يتضح أن هناك قصوراً في المعالجة الثانوية في محطة المعالجة ، حيث يبلغ المتوسط العام ٥٥ ملجم/ لتر من المواد الصلبة العالقة. وهذا التركيز يتجاوز معايير كل من وزارة الزراعة ومصلحة الأرصاد وحماية البيئة (MEPA, 1989) (١٠ و ١٥ ملجم/ لتر على التوالي) (جدول ٣). وقد تراوحت قيم المواد الصلبة العالقة خلال فترة الدراسة وعلى طول مجرى الصرف الصحي من ١١ إلى ١٦٢ ملجم في اللتر (جدول ٢).

وحتى بعد إزالة ٩٠–٩٥ في المئة من المواد الصلبة العالقة ، فإن هذه المياه لا تزال غير صالحة للعديد من تطبيقات إعادة استخدام المياه (Russell *et al.,* 1970) وتعتبر المواد الصلبة العالقة المتبقية من المواد غير المرغوب فيها ، حيث إنها تتداخل مع عملية التطهير (disinfection) (Kare and Don, 1999; Fifty, 1998) مما يؤدي إلى انطلاق الكائنات الممرضة . وقد تعمل الرواسب الصلبة العالقة كمرشح للبكتيريا عند ترسبها على سطح التربة ، وقبل أن تعمل على انسدادها كما أوضحت ذلك دراسة سابقة (Krone,1968).

جدول (٤). المعدل التقريبي لتركيب مياه الصرف المترلية في المراحل المختلفة (ملجم/ لتر).

التركيـــــــــــز	المتوسط التقريبي في الصرف الصحي الخام*	بعد المعالجة الأولية الترسب*	بعد المعالجة الثانوية (المعالجة البيولوجية)*	المتوسط العام لمنطقة الدراسة
المواد الصلبة الكلية	٨٠٠	٦٨٠	٥٣٠	١٤٥٨
المواد الصلبة الكلية المتطايرة	٤٤٠	٣٤٠	٢٢٠	١٨٣
المواد الصلبة العالقة	٢٤٠	١٢٠	٣٠	٥٥
المتطلب الأكسجيني الكيموحيوي	٢٠٠	١٣٠	٣٠	٨٦
نيتروجين الأمونيا	١٥	١٥	٢٠	٤٠
الفوسفور الكلي	١٠	٨	٧	٨

* Clark *et al.*, 1977 .

وتأثرت تركيزات المواد الصلبة العالقة تأثيراً معنوياً عند مستوى معنوية (٠,٠٥) بالفترة التي أخذت فيها العينة ، وكذك بالموقع على طول مجرى الصرف الصحي (جدول ١، ٢) .

ويوضح جدول رقم (٢) التناقص التدريجي لتركيزات المواد الصلبة العالقة على طول مجرى مياه الصرف الصحي ، إلا أنه عند نهاية المجرى ارتفع التركيز (قليلاً عن الموقع ٣ ، ٤ ، ٥) حيث إن المجرى أصبح ضحلاً ، مما يؤدي إلى إعادة ذوبان بعض رواسب القاع ، إضافة إلى أن المجرى يقع في منطقة طينية . ويوضح جدول رقم (٤) أن المعالجة التي جرت بها بمياه الصرف الصحي قبل دخولها للمجرى لم ترق إلى درجة المعالجة الثانوية .

المواد الصلبة الكلية total solids

تمثل الرواسب الكلية كلاً من المواد الصلبة العالقة (suspended solids) بالإضافة إلى المواد الصلبة الذائبة (dissolved solids) وبالرجوع إلى قيمة المتوسط العام للمواد الصلبة العالقة (٥٤,٦ ملجم/ لتر) نجد أنها لا تمثل سوى نسبة بسيطة من المواد الصلبة الكلية ، والتي يبلغ متوسطها الكلي (١٤٦٠,٦ ملجم في اللتر) .

مما سبق يتضح أن المتوسط العام للمواد الصلبة الذائبة هو ١٤٠٦ ملجرام في اللتر . وإذا علمنا أن الزيادة في المواد الصلبة الذائبة الناتجة عن استخدام المياه للأغراض المنزلية هو ٣٢٠ ملجم/ لتر (Neale, 1964) نجد أن مياه المصدر المستخدمة عالية المحتوى من المواد الصلبة الذائبة (١٠٨٦ ملجم/ لتر) ، متجاوزة بذلك الحد الأعلى الأنسب لمياه الشرب (٥٠٠ ملجم/ لتر) (Russell *et al.,* 1970).

وبمقارنة المتوسط العام للمواد الصلبة الكلية في مياه المجرى بالمعيار الذي حددته منظمة الفاو (FAO, 1985) للاستخدام الزراعي المحدود (٢٠٠٠ للجم/ لتر) نجد أن مياه المجرى ذات محتوى من المواد الصلبة الذائبة يجعلها متوسطة الصلاحية لاستخدامها في ري المزروعات (حجرة ١٤١٣هـ) . إلا إنه في بعض الأحيان تتجاوز مياه الصرف هذه القيم (المدى من ١٠٤٨ إلى ٢٥٩٦ ملجم/ لتر) (جدول ١، ٢) . وقد تأثرت تركيزات المواد الصلبة الكلية تأثيراً معنوياً عند مستوى معنوية (٠٥ , ٠) بالفترة التي أخذت فيها العينة ، ولكن لم تتأثر بالموقع على طول مجرى الصرف الصحي . ومن حيث التغير الزمني لمتوسطات قيم المواد الصلبة الكلية في مياه الصرف الصحي خلال فترة الدراسة (جدول ١) نجد أن هناك ارتفاعًا ملحوظًا في الفترات من (٣-٥) ، ولعل هذا يرجع إلى أن هذه الفترات تقع ضمن أشهر الحج ، حيث يزيد عدد القادمين إلى مكة، مما يؤدي إلى ارتفاع نسب بعض المكونات لمياه الصرف الصحي نظراً لزيادة التدفق إلى محطة المعالجة . أما بالنسبة للتغير المكاني لمتوسطات قيم المواد الصلبة الكلية على طول مجرى مياه الصرف الصحي (جدول ٢)، فإن هناك تذبذبًا في هذه القيم ، والذي يمكن أن يعزي أيضًا إلى وجود مصادر أخرى لمياه صرف صحي غير معالجة يتم التخلص منها في المجرى . ومن المعروف أن المعالجة الأولية والثانوية لا تزيل الأملاح الذائبة في مياه الصرف الصحي . وبشكل عام فتعتبر المواد الصلبة الكلية في مياه الصرف الصحي لمكة المكرمة عالية إذا ما قورنت بمتوسط التركيزات في مياه الصرف الصحي الأمريكية (Clark *et al.,* 1977).

المواد الصلبة الكلية المتطايرة total volatile solids

تدل كمية المواد الصلبة الكلية المتطايرة على محتوى مياه الصرف من المواد العضوية القابلة للأكسدة عند درجة حرارة (٥٥٠ درجة مئوية) ، وهي إحدى الطرق المستخدمة

للاستدلال على المحتوى العضوي التقريبي لمياه الصرف الصحي . وبلغ المتوسط العام للمواد الصلبة الكلية المتطايرة خلال فترة الدراسة ١٨٣,٣ مللجرام في اللتر ، وهو يمثل حوالي (١٢,٥٪) من المواد الصلبة الكلية ، أي إن حوالي (٨٧,٥٪) من المواد الصلبة الكلية يعتبر من المواد الصلبة غير المتطايرة fixed solids ، ويتكون أغلبها من مواد غير عضوية (APHA, 1985) . وقد تفاوتت قيم المواد الصلبة الكلية المتطايرة خلال فترة الدراسة ، وفي المواقع المختلفة بين ٢٨ إلى ٣١٢ ملجم في اللتر (جدول ١، ٢).

وتعتبر المكونات الرئيسية للمواد العضوية في مياه الصرف الصحي ، وهي الدهون ، والكربوهيدرات والبروتينات من ضمن المواد التي تزال بشكل كبير في مرحلتي الترسيب والمعالجة البيولوجية ، إلا أن البروتينات هي الأكثر بقاءً ، وقد يصحبها بعض المواد العضوية المضرة مثل المبيدات الحشرية (Russell *et al.,* 1970) . وقد تأثرت تركيزات المواد الصلبة الكلية المتطايرة تأثيرًا معنويًا عند مستوى معنوية (٠,٠٥) بالفترة التي أخذت فيها العينة ، وكذلك بالمواقع على طول مجرى الصرف الصحي .

وبلغت متوسطات قيم المواد الصلبة الكلية المتطايرة (جدول ١) أعلى حد لها خلال الفترة الثالثة والرابعة من هذه الدراسة (أكثر من ٢٠٠ ملجرام في اللتر) ، وهو ارتفاع موازي لارتفاع المواد الصلبة الكلية في نفس الفترات . وربما يعزي هذا الارتفاع لنفس السبب ، وهو زيادة أعداد القادمين إلى المدينة المقدسة وانخفاض كفاءة محطة المعالجة ، نظرًا لزيادة تدفق مياه الصرف الصحي إليها ، وهو ما أشارت إليه دراسة سابقة (Thabit, 1987) . أما الاختلاف المكاني لمتوسطات قيم المواد الصلبة الكلية المتطايرة (جدول ٢) ، فقد كان هناك انخفاضًا تدريجيًا في قيم هذه المواد على طول مجرى مياه الصرف الصحي ، إلا أنه عند الموقع الأخير تزداد هذه القيمة نسبيًا ، وربما يرجع ذلك إلى وجود المجرى في تربة طينية غنية بالمواد العضوية . وكانت الفروق بين المواقع على طول المجرى فروقًا معنوية عند مستوى معنوية (٠,٠٥) . وبعكس المواد الصلبة العالقة ، فإن المتوسط العام لتراكيز المواد الصلبة الكلية المتطايرة أقل من تلك الموجودة عادة في مياه الصرف الصحي المعالجة معالجة ثانوية (جدول ٤) .

ثانيًا : الصفات الكيميائية *chemical characteristics*

بلغ مدى الرقم الهيدروجيني لمياه الصرف الصحي من ٧,١ إلى ٧,٨ خلال فترة

الدراسة وفي المواقع المختلفة (جدول ١، ٢). كما بلغ المتوسط العام للرقم الهيدروجيني في مجرى مياه الصرف الصحي ٧,٥٥، وهو يقع ضمن المعايير المحلية لمصلحة الأرصاد وحماية البيئة (MEPA, 1989).

ويعتبر الرقم الهيدروجيني pH في مياه الصرف الصحي عاملاً مهمًا في التأثير على ذوبان العناصر الثقيلة (heavy metals) في التربة، وبالتالي امتصاصها بواسطة النبات، لذلك يجب عند استخدام هذه المياه لري النباتات أن يكون الرقم الهيدروجيني متعادل أو قاعدي للتقليل من ذوبانية هذه العناصر في التربة.

وتأثر الرقم الهيدروجيني لمياه الصرف الصحي تأثيرًا معنويًا عند مستوى معنوية (٠,٠٥) بالفترة التي أخذت فيها العينة، بينما لم تتأثر بالموقع على طول مجرى الصرف الصحي (جدول ١، ٢).

وقد كانت متوسطات الرقم الهيدروجيني ذات دلالة قاعدية (أكبر من ٧) في جميع أشهر البحث، ولم يظهر تغير زمني كبير في هذه المتوسطات، أي إنها كانت جميعًا ضمن المعايير المحلية والدولية. كذلك لم يظهر تغير معنوي في متوسطات الرقم الهيدروجيني على طول مجرى مياه الصرف الصحي من المحطة إلى نهاية المجرى.

من نتائج الدراسة الحالية يتضح أن درجة تركيز الأس الهيدروجيني في مياه الصرف الصحي في منطقة الدراسة تعتبر مقبولة من ناحية استخدامها في أغراض الري، وكذلك للتصريف المباشر حسب معايير حماية البيئة السعودية (MEPA).

المتطلب الأكسجيني الكيموحيوي ($B.O.D_5$) *biochemical oxygen demand*

يعبر المتطلب الأكسجيني الكيموحيوي عن كمية المواد العضوية القابلة للتحلل بواسطة البكتيريا الهوائية في فترة حضانة لمدة خمسة أيام عند درجة حرارة (٢٠درجة مئوية)، وتدل قيمته على كمية الأكسجين المطلوبة لتحلل المواد العضوية الموجودة في مياه الصرف الصحي، وقد وضعت مصلحة الأرصاد وحماية البيئة (MEPA, 1989) حدًا أعلى للمتطلب الأكسجيني الحيوي يساوي ٢٥ ملجرام في اللتر لمياه الصرف الصحي التي يراد التخلص منها في أي مجرى مائي.

وقد بلغ المتوسط العام للمتطلب الأكسجيني الكيموحيوي ($B.O.D_5$). في مجرى مياه الصرف الصحي خلال فترة الدراسة ٣, ٨٦ ملجم/ لتر ، وهو بذلك يتخطى المعيار الذي وضعته مصلحة الأرصاد وحماية البيئة ، كما أنه يتجاوز المعيار الذي وضعته وزارة الزراعة للاستخدام الزراعي (١٠ ملجم/ لتر) رغم أن هناك فترات ومواقع توافق فيها المتطلب الأكسجيني الكيموحيوي المعايير المذكورة ، حيث تفاوتت قيمته ما بين ٢٠ إلى ١٩٥ ملجم في اللتر (جدول ١، ٢).

وعن مصير المواد العضوية الصلبة القابلة للتحلل البكتيري ، والتي لا تنفذ من خلال ثغرات التربة ، فإنه يتم تحللها على سطح التربة . أما بالنسبة للمواد العضوية الغروية (colloidal) والتي تنفذ من خلال ثغرات التربة ، فيتم تحللها أثناء انتقالها داخل التربة . كذلك الحال بالنسبة للمواد العضوية الذائبة ، حيث أثبتت بعض الدراسات بأن لتجمعات الأحياء الدقيقة في التربة المقدرة على التعامل مع المركبات العضوية الموجودة في مياه الصرف الصحي والعمل على إزالتها بشكل فعال (Roberts *et al.,* 1980 ، Idelovitch and Mickelin, 1980).

تأثر المتطلب الأكسجيني الكيموحيوي لمياه الصرف الصحي تأثرًا معنويًا عند مستوى معنوية (٠, ٠٥) بالفترة التي أخذت فيها العينة ، بينما لم يتأثر معنويًا بالموقع على طول مجرى الصرف الصحي (جدول ١، ٢) . كما ظهر انخفاض المتطلب خلال الأشهر الأربعة الأولى ، إلا أنه عاد إلى الارتفاع بعد ذلك ، وكان أعلى من الحد المطلوب من مصلحة الأرصاد وحماية البيئة ، ومن قبل وزارة الزراعة في جميع الأشهر .

وبالمثل لم يظهر هناك انخفاض منتظم في متوسطات المتطلب الأكسجيني الكيموحيوي على طول مجرى مياه الصرف الصحي ، حيث إنه من المتوقع أن يحصل هناك انخفاض تدريجي للمتطلب الأكسجيني الكيموحيوي كلما ابتعدنا عن المصدر ، نظرًا للتهوية المستمرة لمياه المجرى ولترسب المواد الصلبة العالقة ، والتي تحتوي في الغالب على بعض المواد العضوية التي تساهم في المتطلب الأكسجيني الكيموحيوي . ويبين الجدول رقم (٤) قصورًا في معالجة المياه في المحطة عن درجة المعالجة الثانوية .

نيتروجين الأمونيا *ammonia nitrogen* (NH_3-N)

إن أكثر من ٩٠ في المئة من النيتروجين في مياه الصرف الصحي يكون في صورة أمونيا أو أحد مشتقاتها مثل الأمونيوم . وقد أعطيت المركبات النيتروجينية اهتمامًا بيئيًا خاصًا في الفترات الأخيرة ، نظرًا لما يصاحب ارتفاع تركيزات هذه المركبات من مشاكل بيئية ، من أهمها تسمم الأسماك والأحياء المائية الأخرى ، وتنشيط نمو الطحالب ، والعمل على نقص الأكسجين المذاب في الماء .

من ناحية أخرى فإن النيتروجين الموجود في مياه الصرف الصحي (وبوفرة) يعتبر من إحدى المميزات لهذه المياه لكون النيتروجين من العناصر المغذية اللازمة للنبات . وتعتبر كمية نيتروجين الأمونيا في مياه المجرى (المتوسط العام ٣٩,٣ ملجم/ لتر) خلال الفترات والمواقع المختلفة (جدول ١، ٢) عالية ، مقارنة بتلك الموجودة عادة في مياه الصرف الصحي بعد المعالجة الثانوية (Clark *et al.,* 1977) (جدول ٤) ، وكذلك بالمقارنة بالحد المسموح به للاستخدام الزراعي (٣٠ ملجم/ لتر) (FAO, 1985).

وقد تراوحت تراكيز نيتروجين الأمونيا خلال فترة الدراسة ، وفي الأماكن المختلفة من المجرى ما بين ٢٠ إلى ٥٥,٥ ملجرام في اللتر .

وبالنظر في جدول (١) نرى انخفاضًا في متوسطات تراكيز نيتروجين الأمونيا في الفترتين الرابعة والخامسة (بشكل ملحوظ) وذلك ربما يعود إلى ارتفاع درجة الحرارة في هذه الفترة ، حيث إن درجة الحرارة تعتبر من العوامل المهمة في التحكم في درجة تطاير الأمونيا من الماء (Russell *et al.,* 1970).

أما بالنسبة لمتوسطات تراكيز نيتروجين الأمونيا على طول مجرى الصرف الصحي ، فإن هناك زيادة معنوية ملحوظة عند مستوى معنوية (٠,٠٥) لمتوسطات هذه التراكيز على طول المجرى ، مع أن المتوقع هو عكس ذلك ، حيث إن الأمونيا الموجودة من مياه الصرف الصحي في المجرى يجب أن تتأكسد أثناء انتقالها لتعرضها للتهوية . وقد يكون تفسير ذلك هو دخول مصادر أخرى لمياه الصرف الصحي غير معالجة لتصب في المجرى، أو أن تهوية هذه المياه غير كافية ، بحيث يتكون لدينا ظروف غير هوائية ، والتي تعود في النهاية إلى عملية نزع النترات (denitrification) أي نقص كمية النترات وزيادة

كمية الأمونيا (Idelovitch and Michelin, 1980) (جدول ٢) .

الفـــوسفـــور (P) *phosphorus*

يعتبـر الفوسفور والنيـتروجين من العناصر الأسـاسية لنمو الطحالب . وهذان العنصران لا يتم إزالتهما بصورة كبيرة أثناء المعالجة الثانوية . وينتج عن وجود الطحالب في الماء أضـراراً بيئية من أهمها التغير في رائحة وطعم الماء ونقص الأكسجين المذاب ، وتعتبر المواد المنظفة (detergents) من أهم مصادر الفوسفور في مياه الصرف الصحي المنزلية . وقد بلغ المتوسط العام لتراكيز الفوسفور في مجرى مياه الصرف الصحي أثناء فترة الدراسة ١٦ , ٨ ملجرام في اللتر ، وهذه القيمة مساوية لكمية الفوسفور في مياه الصرف الصحي المعالجة معالجة أولية وهي ٨ ملجرام في اللتر (Clark *et al.,* 1977) (جدول رقم ٤). ويعتبر المعيار الموضوع من قبل مصلحة الأرصاد وحماية البيئة (١ ملجرام/ لتر) (MEPA, 1989) يعتبر أقل بكثير من المتوسط الكلي لتراكيز الفوسفور في مياه المجرى (جدول ٣)، مما يتطلب معالجة هذه المياه معالجة متقدمة للتقليل من تركيز الفوسفور فيها . وبلغ مدى تراكيز الفوسفور في مياه الصرف الصحي أثناء الدراسة وفي المواقع المختلفة من ٠٦ , ٣ إلى ٧ , ١١ ملجرام في اللتر (جدول ١، ٢) . وتزيد نسبة الفوسفور (فوسفات الأمونيوم) في حبيبات المواد الصلبة العالقة مع زيادة حجم هذه الحبيبات عن ٧٠ ميكروميتر (Petrenko *et al.,* 1977).

ويتم في العادة إزالة الفوسفور في مياه الصرف الصحي المعالجة معالجة ثانوية عن طريق التخثير الكيميائي (chemical coagulation) باستخدام أملاح الحديد أو الألومنيوم أو الجير . كما إن إزالة الفوسفور من التربة يعتمد على عدة عوامل ، من أهمها قوام التربة (texture) ، وسعة التبادل الكاتيوني ، ومحتوى التربة من الألومنيوم والحديد ، وأيضًا على امتصاص النبات لهذا العنصر . ويعتبر تراكم الفوسفور في التربة على المدى الطويل أحد العوامل المحتملة الضارة بنمو المحاصيل (Powell, 1975).

لم تتأثر قيم تراكيز الفوسفور تأثيراً معنويًا عند مستوى معنوية (٠٥ , ٠) بالفترة أو الموقع الذي أخذت فيه العينة ، كما لم تُظهر الدراسة أي تغير زمني منتظم لمتوسطات تراكيز الفوسفور خلال الأشهر المختلفة .

الكلـــــوريـدات (Cl^-) *chlorides*

تراوحت تراكيز الكلوريدات في مياه المجرى بين ٢٤٠ إلى ٤٠٠ ملجم في اللتر ويعتبر هذا التركيز دون الحد الأقصى المسموح به للاستخدام الزراعي ، حسب معايير منظمة الفاو (FAO, 1985) والذي يبلغ ١١٠٠ ملجرام في اللتر (جدول ٣) . وقد وجد أن تراكيزه من ٧٠٠ – ١٥٠٠ ملجرام في اللتر بالقرب من جذور النباتات (root zone) تحدث حرقًا للأوراق ، وربما تؤدي إلى موت النبات (Russell *et al.,* 1970).

وبالمقارنة بين تراكيز الكلوريدات في مياه الصرف الصحي الناتجة عن مدينة مكة ، وتلك الناتجة عن مدينة جدة ، فقد أوضحت دراسة قام بها المكتب الدولي الهندسي لرسل وأكسون (Russell and Axon International Engineers Office) في منتصف ١٩٧٩م عن وجود تراكيز عالية للكلوريدات في مياه الصرف الصحي في جدة ، نتيجة ضخ المياه الجوفية المعالجة إلى شبكة الصرف الصحي أثناء عمليات البناء والتشييد التي يقوم بها المقاولون ، مما يحد من إمكانية الاستفادة من هذه المياه (Koshak *et al.,* 1981).

وقد تأثرت تراكيز الكلوريدات تأثرًا معنويًا عند مستوى معنوية (٠٥ , ٠) بالفترة التي أخذت فيها العينة ، وكذلك بالموقع على طول مجرى الصرف الصحي (جدول ١، ٢) . وتعتمد متوسطات تركيز الكلوريدات في مياه الصرف الصحي على قيمتها في مياه المصدر ، بالإضافة إلى الزيادة الناتجة عن استخدام هذه المياه ، والتي تقدر في المتوسط بالنسبة للكلوريدات بـ ٧٤ ملجرام/ لتر (Neale, 1964).

وقد ارتفعت تراكيز الكلوريدات بشكل ملحوظ في الأربعة أشهر الأخيرة من فترة البحث (جدول ١) ، ولعل هذا يعود إلى إدخال مصادر جديدة لمياه الشرب تحوي تركيزًا أعلى من الكلوريدات . أما بالنسبة لاختلاف متوسطات تراكيز الكلوريدات في الأماكن المختلفة على طول المجرى (جدول ١ ،٢) فلم يظهر هناك اختلاف منتظم .

الصـــــوديـوم (Na) *sodium*

يزيد تركيز الصوديوم في مياه الصرف الصحي في المتوسط بمقدار ٦٦ ملجم/ لتر عن المياه العذبة المستعملة في المنازل (Neale, 1964) . وقد بلغت قيمة المتوسط العام للصوديوم في مجرى مياه الصرف الصحي خلال الدراسة ١ , ١٧٣ ملجرام/ لتر . وهذه

القيمة أقل بكثير من الحد الأعلى الذي وضعته منظمة الفاو (FAO, 1985) للاستخدام الزراعي (٩٠٠ ملجرام/ لتر) (جدول ٣) . وكان المدى في المواقع المختلفة من المجرى وخلال فترة الدراسة بين ١٤٨ إلى ٢٠٤ ملجرام/ لتر (جدول ١) . والصوديوم من العناصر الذائبة التي لا تُزال بعملية المعالجة الثانوية ، وعملية إزالته مكلفة ، وهي عادة غير عملية . وتتم الإزالة في التربة عن طريق التبادل الكاتيوني (cation exchange) عند استخدام هذه المياه في الزراعة . وقد يؤدي الري بالمياه الغنية بالصوديوم إلى انخفاض درجة نفاذية المياه في التربة وصعوبة حرثها ، وتحولها إلى تربة قلوية (Takashi, 1985). كما أن لزيادة تركيز الصوديوم في مياه الري أثره الضار على بعض النباتات الحساسة لهذا العنصر ، لكن مشاكل التربة تظهر أولاً (Russell *et al.,* 1970).

وقد تأثرت متوسطات تراكيز الصوديوم تأثرًا معنويًا عند مستوى معنوية (٠,٠٥) بالفترة التي أخذت فيها العينة ، بينما لم تتأثر معنويًا بالموقع على طول مجرى الصرف الصحي (جدول ١، ٢) . وتفاوتت متوسطات تراكيز الصوديوم خلال أشهر الدراسة ، حيث بلغت ذروتها في الشهر الرابع ، وكانت القيم متذبذبة ولم يظهر أي تغير موسمي منتظم ، وربما كان ذلك يرجع مرة أخرى إلى اعتماد المدينة المقدسة على عدة مصادر في مياه الشرب كمياه التحلية ومياه الآبار ، وأن الطلب على مياه الشرب يختلف حسب المواسم ، حيث يزيد الطلب ، وبالتالي أعداد مصادر المياه بازدياد أعداد الوافدين .

أما اختلافات متوسطات تراكيز الصوديوم على طول مجرى مياه الصرف الصحي (جدول ٢) فلم تكن معنوية ، والسبب يرجع إلى كون عنصر الصوديوم أحد العناصر الذائبة ، والتي لا تتأثر بدرجة المعالجة الثانوية ، ولا يحصل لها إزالة طبيعية أثناء مرورها في مجرى مياه الصرف الصحي . ورغم أن عامل الحرارة أو البخر يؤدي إلى تركيز الأملاح في مياه المجرى ، إلا أن تأثيره لم يكن بدرجة ملحوظة كما كان متوقعًا .

الكالسيوم (Ca) *calcium*

تبلغ الزيادة في كمية الكالسيوم في مياه الصرف الصحي نتيجة للاستخدام المنزلي حوالي ١٨ ملجرام/ لتر (Neale, 1964). والكالسيوم مثله مثل المغنيسيوم من حيث أن كميته في مياه الصرف الصحي تعتمد على كميته في المصدر الأساسي للمياه المستخدمة،

وغالبًا ما يكون تركيزه منخفضًا ، حيث إنه من العناصر الرئيسية التي تحدد درجة عسر الماء (hardness). وبلغ المتوسط العام للكالسيوم في مجرى مياه الصرف خلال فترة الدراسة حوالي ٩٠ ملجرام في اللتر ، وهذا المقدار يقل بكثير عن المعيار الذي حددته منظمة الفاو (١٩٨٥م) للاستخدام الزراعي ، والذي يبلغ ٤٠٠ ملجرام في اللتر (جدول٣). بينما تفاوتت قيم هذا العنصر ما بين ٧٦ و ٨ , ١١٠ ملجرام في اللتر في المواقع المختلفة على طول المجرى وخلال أشهر الدراسة ، ولا تزال هذه القيم ضمن الحد الأعلى المحدد في منظمة الفاو (جدول ١، ٢).

وكما هو الحال بالنسبة للصوديوم والمغنيسيوم ، فقد بلغت قيم متوسطات الكالسيوم أعلى قدر لها خلال الشهر الرابع ، حيث كان التركيز في هذه الفترة ٣ , ١٠٣ ملجرام في اللتر (جدول ١). ويعزي السبب لهذا التغير لنفس الأسباب التي أدت إلى ارتفاع نسبة الصوديوم ، وهي إدخال مصادر جديدة للمياه نظرًا لزيادة الطلب في هذه الفترة .

وقد تأثرت تراكيز الكالسيوم تأثرًا معنويًا عند مستوى معنوية (٠٥ , ٠) بالفترة التي أخذت فيها العينة ، بينما لم تتأثر معنويًا بالموقع الذي أخذت منه العينة على طول مجرى الصرف الصحي (جدول ١، ٢). ولم يكن التغير في متوسطات تراكيز الكالسيوم على طول مجرى مياه الصرف كبيرًا (جدول ٢) . والكالسيوم هو أحد العناصر الذائبة التي لا يتم إزالتها أثناء المعالجة الثانوية ، كما أنه لا يزال إزالة طبيعية في المجاري المائية ، وغالبًا ما يزال في المعالجة المتقدمة (advanced treatment) باستخدام أحد الطرق المستخدمة لإزالة الأملاح مثل التناضح العكسي (reverse osmosis) أو التبادل الأيوني (ion exchange).

المغنيسيوم (Mg) *magnesium*

تبلغ كمية الزيادة في مقدار المغنيسيوم في مياه الصرف نتيجة للاستخدام المنزلي ٦ ملجرام في اللتر (Neale, 1964). وتعتمد كمية المغنيسيوم في مياه الصرف الصحي بشكل كبير على كميتها في مصدر المياه . وقد بلغ المتوسط العام للمغنيسيوم في مياه الصرف الصحي خلال فترة الدراسة وعلى طول مجرى الصرف حوالي ٢٤ ملجرام في اللتر ، وهذا التركيز أقل بكثير من الحد الأعلى المسموح به للاستخدام الزراعي الذي

حددته منظمة الفاو ١٩٨٥م (٦٠ ملجرام/ لتر) (جدول ٣)، بينما تراوحت التراكيز خلال الفترات المختلفة وفي الأماكن المختلفة على طول مجرى الصرف بين ٢٠ و ٣٦ ملجرام في اللتر (جدول ١، ٢). وهي أيضًا تقع ضمن المعيار الذي حددته المنظمة العالمية. كما أظهرت دراسة (Keren, 1991) أن هناك تأثيراً مميزًا لعنصر المغنيسيوم على تفكك التربة ونفاذية المياه من خلالها .

وقد تأثرت تراكيز قيم المغنيسيوم تأثرًا معنويًا عند مستوى معنوية (٠٥ , ٠) بالفترة التي أخذت فيها العينة . ولم يظهر تغير ملحوظ في متوسطات قيم المغنيسيوم أثناء فترة الدراسة سوى في الشهر الرابع حيث بلغ متوسط قيمة المغنيسيوم في هذه الفترة في مجرى مياه الصرف الصحي حولي ٣٢ ملجرام في اللتر ، وقد يكون التغير في مصدر المياه هو السبب في هذا الارتفاع .

أما بالنسبة لمتوسطات قيم المغنيسيوم على طول مجرى مياه الصرف الصحي (جدول ٢) فلم تظهر فارقًا معنويًا في متوسطات هذه القيم ، كما هو الحال مع عنصر الصوديوم والكالسيوم . هذا ولا يوجد حد أعلى لتراكيز الصوديوم والكالسيوم والماغنسيوم في معايير الـ MAW والـ MEPA (جدول ٣).

ثالثًا : نسبة ادمصاص الصوديوم (S.A.R) *sodium adsorption ratio*

تُعبر نسبة إدمصاص الصوديوم عن النسبة بين الكاتيونات أحادية التكافؤ وبشكل رئيسي عنصر الصوديوم وبين الكاتيونات ثنائية التكافؤ ممثلة بالكالسيوم والمغنيسيوم . ويجب الحفاظ على نسبة ادمصاص الصوديوم تحت الرقم تسعة في المياه المستخدمة للري ، كي نمنع تحول التربة إلى تربة قلوية (Pound and Crites, 1973). وقد بلغ المتوسط العام لنسبة ادمصاص الصوديوم في مجرى مياه الصرف الصحي خلال فترة الدراسة (٤٧ , ١)، وهي دون الحد الأعلى المؤثر على التربة الذي وضعته منظمة الفاو (جدول ٣). وقد تفاوتت نسبة ادمصاص الصوديوم بين (٤٣ , ١ و ٥١ , ١) في المواقع المختلفة خلال أشهر الدراسة (جدول ٢).

وتعتبر نسبة ادمصاص الصوديوم ذات أهمية خاصة عندما تكون التربة محتوية على نسبة عالية من الطين ، ولكن يمكن تخفيض هذه النسبة في مياه الصرف الصحي عن

طريق زيادة نسبة الكالسيوم والمغنيسيوم الموجودة في هذه المياه بإضافة الجبس (US. Department of Agriculture, 1954). وكما يبدو من (جدول رقم ١) فإنه ليس هناك تغيراً ملحوظًا في متوسطات قيم نسبة ادمصاص الصوديوم في مياه مجرى الصرف الصحي خلال أشهر الدراسة ، وهي جميعها ضمن الحد الأعلى للاستخدام في ري المزروعات بدون مشاكل ، وهي أقل من ٣ (Ayers, 1973).

ولم تتأثر قيم نسبة ادمصاص الصوديوم تأثيراً معنويًا عند مستوى معنوية (٠٥ , ٠) بالفترة التي أخذت فيها العينة . كذلك لم يكن هناك اختلاف معنوي بين قيم ادمصاص الصوديوم في الأماكن المختلفة على طول مجرى مياه الصرف الصحي (خارطة ١ ، ٢) وجدول (٢،٣،٤).

وأخيراً نخلص إلى القول بأنه قد ظهر من التحليل الإحصائي أن تأثير الفترة من السنة على الخواص التالية كان تأثيراً معنويًا (عند مستوى معنوية ٠٥ , ٠)، وهي التوصيل الكهربائي (E.C.) ، والمواد الصلبة العالقة (S.S.) ، والمواد الصلبة الكلية (T.S.) ، والمواد الصلبة الكلية المتطايرة (T.V.S.) ، ورقم الحموضة (pH) ، والمتطلب الأكسجيني الكيميائي الحيوي (BOD_5) ، ونيتروجين الأمونيا (NH_3-N) ، والكلوريدات (Cl) ، والصوديوم (Na) ، والكالسيوم (Ca) ، والمغنيسيوم (Mg) ، ولكن لم تؤثر على الفوسفور (P) ولا على نسبة ادمصاص الصوديوم (S.A.R.).

أما بالنسبة لتأثير الموقع على طول مجرى الصرف الصحي ، فقد أثر تأثيراً معنويًا عند مستوى معنوية (٠٥ , ٠) على كل من المواد الصلبة العالقة (S.S.) ، والمواد الصلبة الكلية المتطايرة (T.V.S.) ، ولكنه لم يؤثر معنويًا عند مستوى معنوية (٠٥ , ٠) على الكلوريدات (Cl) ، والتوصيل الكهربائي (E.C.) ، والمواد الصلبة الكلية (T.S.) ، ورقم الحموضة (pH) ، والمتطلب الأكسجيني الكيميائي الحيوي (BOD_5) ، ونيتروجين الأمونيا (NH_3-N) ، والفوسفور(P) ، والصوديوم (Na) ، والكالسيوم (Ca) ، والمغنيسيوم (Mg) ونسبة ادمصاص الصوديوم (S.A.R.).

مما سبق يتضح أن بعض معايير التصريف المباشر التي وضعتها مصلحة الأرصاد وحماية البيئة السعودية MEPA قد تم تجاوزها في مجرى الصرف (P, BOD_5 , S.S) ، مما

يدل على عدم كفاءة المعالجة ، وأن التنقية الطبيعية وبعد جريان المياه لعدة كيلو مترات تكاد لا تذكر ، كما أن هناك إمكانية لاستخدام هذه المياه في الزراعة استخدامًا محدودًا (restricted irrigation).

المـــراجـــــع

أولاً : المراجـع العربيـة

حجرة ، حمزة حسن (١٩٩٣). *ندوة استغلال مياه الصرف الصحي للمشاريع الزراعية* ، جامعة الملك عبد العزيز ومنظمة الصحة العالمية ، ١٥ - ١٩ شعبان ١٣١٣هـ / ٦-١٠ فبراير ١٩٩٣م ، جدة ، المملكة العربية السعودية .

خلف ، صبحي حسين (١٩٨٨). كتاب علم الأحياء المجهرية المائي ، قسم علوم الحياة ، كلية العلوم ، جامعة الموصل ، ص ص ٩٩ - ١١٧ .

مصلحة المياه والصرف الصحي بمنطقة مكة المكرمة (١٤١٧/ ١٤١٨هـ). *التقرير السنوي : حقائق وأرقام* .

منظمة الصحة العالمية (١٩٧٩). *التخلص من عوادم المياه العامة* ، تقرير لجنة خبراء منظمة الصحة العالمية ، المكتب الإقليمي لشرق البحر الأبيض المتوسط ، الأسكندرية ، جمهورية مصر العربية (يونيو / حزيران ١٩٧٩م) .

منظمة الصحة العالمية (١٩٩٠). *الدلائل الصحية لاستعمال المخلفات السائلة في الزراعة وتربية الأحياء المائية* ، تقرير مجموعة علمية بمنظمة الصحة العالمية ، سلسلة التقارير التقنية رقم ٧٧٨.

ثانيًا : المراجـع الأجنبيـة

APHA (1985) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater,* 16th edition, Washington DC, USA. 1134p.

Arcievala, S.J. (1977) Water reuse in India. In: *Water Renovation and Reuse,* **H.I. Shuval** (ed.), Acad, Press, pp. 277-309.

Ayers, R.S. (1973) *Water Quality Criteria for Agriculture,* VC Committee for Consultant; California Water Resources Control Board, pp. 3-36.

Bahri, A., Vasmane, C.V., Rao, A. and **Kaushish, S.** (1998) Fertilizing value and polluting load of reclaimed water in Tunisia. Water quality and its management. *Proceedings First International Specialized Conference, New Delhi, India, 1998,* pp. 415-424.

Brown, J.W., Thornton, J.P. and **Takashi, A.** (1981) Evaluation of agriculture irrigation projects using reclaimed municipal water, *Water Reuse. Symp. Proc.,* **Vol. 2,** pp. 1007-1008.

Bunch, R.L. (1961) Organic Material in Secondary Effluent, *Journal of Water Pollution Control Federation,* **33:** 122-126.

Clark, N.W., Viessman, W. and **Hammer, M.** (1977) *Water Supply and Pollution Control,* Third Edition, Harper and Row Publisher, p. 857.

Consultam, W.L. (1985) The significance of water management in relation to public and environmental health, *J. of Applied Bacteriology Symposium Supplement,* **1:** 13.

FAO (1985) *Water Quality for Agriculture,* FAO Irrigation and Drainage Paper No. 29 Rev.1.

Fifty, W. (1998) *Key Issues Related to Wastewater Disinfection,* Surface Water and Wastewater Program, U.S. Army Center for Health Promoting and Preventive Medicine, Quarterly Newsletter-Winter.

Goyal, S., Chander, K. and **Kapoor, K.K.** (1995) Effect of distillery wastewater applications on soil microbiological properties and plant growth, *Environ. Ecol.,* **13**(1): 89-93.

Gushiken, E.C. (1995) Water reuse through subsurface drip irrigation systems, *Journal AWWA Annual Conference Proceeding,* Vol D, Water Quality.

Hart, O.O., Vuuren, R.J. and **Van, J.H.** (1977) Water reuse in South Africa, In: *Water Renovation and Reuse,* **H.I. Shuval** (Ed.), Acad. Press, pp. 355-394.

Helfgott, T. (1970) Analytic and process classification of effluent, *Proc. ASCE,* SA3, pp. 779-803.

Idelovitch, E. and **Michelin, J.** (1980) Treatment effect and pollution danger of second effluent percolation to groundwater, In: *Progress in Water Technology,* **Vol. 12,** Toronto, IAWPR/ Pergamon Press Ltd.

Jolley, R.L. (1973) *Chlorination Effects on Organic Constituents from Domestic Sanitary Sewage Treatment Plants,* Oak Ridge National Lab., Publ. No. 565, ORNI-TM — 4290, October.

Jurdi, M., Soufi, M. and **Acra A.** (1981) Wastewater reclamation by hydroponic plant growth, *Water reuse symposium Proc.,* **Vol. 2,** pp. 1047-1051.

Kare, M. and **Don, R.** (1999) *Sand Bioreactors for Wastewater Treatment for Ohio Communities,* The Ohio State University Extension Bulletin, pp. 876-99.

Keren, R. (1991) Specific effect of magnesium on soil erosion and water infiltration, *Soil Sci. Soc. An. J.,* **55:** 783-787.

Kligler, I.J. (1981) Investigation on soil pollution and relation of the various types of privies to the spread of intestinal infections, *Rockefeller, Inst. For Med. Res. Monoyr,* **15:** 72.

Koshak, Y.M., Singley, J.E., Brodeur, T.P. and **Donghewy, C.W.** (1981) Wastewater reclamation at Jeddah and Makkah, Saudi Arabia, *9th Annual Conf., National W.S.J.S.,* May 31-June 4, Vol. **1,** Washington.

Krone, R.B. (1968) The movement of disease producing organisms through soils, In: **C.W. Wilson** and **F.F. Beckett** (eds) *Municipal Sewage Effluent for Irrigation,* Ruston, L.A.: Louisiana Tech. Alumni Foundation.

Lau, L.S. (1981) Wastewater use for irrigation: A case history in Hawaii, *Water Reuse Symposium Proc.,* **Vol.2,** pp. 935-946.

Linstedt, J. (1971) Quality consideration in successive water use, *Journal of Water Pollution Control Federation,* **19:** 145-146.

MAW (Ministry of Agriculture and Water), Draft Copy of National Wastewater Regulation Section III - 2.2 and III - 2.3, Riyadh, (Unpublished).

McCoy, E. (1969) Removal of pollution bacteria from animal by soil percolation, Paper 69-430, *Amer. Soc. Agri. Eng. Annual Meeting, Purdue Univ. Lafayette, IN.*

Mendoza, H. (1981) An evaluation of the use of Mexico City waste water on the irrigation of crops, *Water Reuse Symposium Proc.,* **Vol. 2.** pp. 952-970.

MEPA (1989) *Environmental Standards,* Meteorology and Environmental Protection Administration, Saudi Arabia Document, 1409-10 H.

Mohammad, A.M. and **Battikhi, A.M.** (1997) Effect of sewage sludge on some soil properties and barley plants in Muevagar area, *Dirasat Agricultural Science,* **24**(2): 204-216.

Muller, W.J. (1977) Water reuse in the Federal Republic of Germany. In: *Water Renovation and Reuse,* **H.I. Shuval** (ed.), Acad. Press, pp. 219-250.

Navarro, P.J., Gomez, I., Moral, R. and **Matiax, J.** (1996) Improving the agricultural value of a

semi-arid soil by addition of sewage sludge and almond residue, *Agriculture Ecosystems & Environment,* **58**(2-3): 115-119.

Neale, J.H. (1964) *Advanced Waste Treatment by Distillation,* USA, AWTR-7 USPHS Publication No. 999-WP-7, pp. 27-34.

Ongerth, A.J. and **Jopling, W.F.** (1977) Water reuse in California, In: *Water Renovation and Reuse,* **H.I. Shaval** (ed.), Acad. Press, pp. 219-225.

Petrenko, A.A., Jones, B.H., Dickey, T.D., Lettaitre, M. and **Moore, C.** (1997) Effects of sewage plume on the biology, optical characteristics, and particle size distributions of coastal water, *Geophs. Res.C. Oceans,* **102**(C11): 25, 61-71.

Pound, C.E. and **Crites, R.W.** (1973) *Wastewater Treatment and Reuse by Land Application,* **Vols. 1 & 11,** U.S. Environmental Protection Agency Report 66012-73-006 a&b.

Powell, G.M. (1975) *Land Treatment of Municipal Wastewater Effluent, Design Factors,* Part II, U.S. EPA Technology Transfer Seminars.

Roberts, P.V., McCarty, P., Reinhard, H. and **Mand Schreiner, J.** (1980) Organic contaminant behaviour during groundwater recharge, *Journal WPCF,* **52:** 161.

Russell, L.C., George, M.W. and **Gorden, L.C.** (1970) *Handbook of Advanced Wastewater Treatment,* Van Nostarnd Reinnold Co., 2nd edition, p. 632.

Shahalama, A., Abu Zabra, B.M. and **Jaradat, A.** (1998) *Wastewater Irrigation Effect on Soil, Crop and Environment,* A pilot scale study of Irbid, Jordan, Water, Air and Soil Pollution. Sept. 1998, 106 (3-4).

Shende, G.B. (1988) Status of wastewater treatment and agricultural reuse with special reference to Indian experience and research and development needs, In: **M.B. Pescod,** & **A. Arar** (ed.), *Treatment and Use of Sewage Effluent for Irrigation,* London, Butterworths.

Sihorwala, T.A. (1984) Quality of Irrigation, *Proceeding of the National Symposium on Formulation and Appraisal of Irrigation Projects, Patna,* March 28, **30:** 36-46.

Steel, R.G.D. and **Torrie, J.H.** (1980) *Principles and Procedures of Statistics: A Biometrical Approach,* 2nd ed. McGraw-Hill Inc., New York.

Takashi, A. (1985) *Artificial Recharge of Groundwater,* California State Water Resources and University of California, Butterworth Publisher, p. 767.

Thabit, M.A. (1987) Efficiency of Makkah sewage treatment plant during Al-Hajj season, *B.Sc. Project,* Department of Environment Science, Faculty of Meteorology Environmental and Arid Land Agriculture, K.A.U.

U.S. Department of Agriculture (1954) *Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils,* U.S. Salinity Laboratory, Agriculture Handbook No. 60.

Changes in Physical and Chemical Characteristics of Wastewater Effluent from Makkah Wastewater Treatment Plant Along the Discharge Stream

M.H. HASHIM, A.S. ARAFA, S.G. AL-SOLAIMANI and M.S. AZROE
Department of Environmental Sciences and Arid Land Agriculture, Faculty of Meteorology, Environment and Arid Land Agriculture, King Abdulaziz University, Jeddah, Saudi Arabia

ABSTRACT. The physical and chemical characteristics of the wastewater effluent from Makkah wastewater treatment plant was investigated. The effluent is disposed into Wadi Uranah southeast of the Holy City. Water samples were picked up on monthly basis from six locations evenly distributed along the wastewater stream for a period of six months. The analysis of the wastewater included the determination of electric conductivity (EC), suspended solids (SS), total solids (TS), total volatile solids (TVS), pH, biochemical oxygen demand (BOD_5), ammonia nitrogen (NH_3-N), total phosphorus (P), chloride (Cl^-), dissolved sodium (Na), calcium (Ca), potassium (K) and the sodium adsorption ratio (SAR).This study showed that many of the measured parameters did not meet the requirements of the Saudi Meteorology and Environmental Protection Administration (MEPA) regulations for the direct discharge of wastewater. The quality of the wastewater along the stream render it suitable only for restricted irrigation. The natural purification process on the wastewater along the stream was only effective for certain parameters (BOD, S.S and P).