

## المقارنة بين تراكيز شوارد الأمونيوم ونتائج الزرع الجرثومي لبعض عينات مياه الشرب

د. معروف الخير\*

نور عشيح\*\*

(تاريخ الإيداع 11 / 11 / 2020. قُبِلَ للنشر في 23 / 2 / 2021)

### □ ملخص □

يعد تلوث المياه واحداً من أكبر المشاكل البيئية التي تواجه الإنسان في هذا العصر نتيجة الاستخدام الواسع للماء للتخلص من المخلفات البشرية والصناعية المختلفة، الأمر الذي أدى إلى تفاقم مشكلة تلوث المياه العذبة في الأنهار والبحيرات والمياه الجوفية، مما جعل المياه أقل صلاحية للشرب بسبب تغير خصائصها الفيزيائية والكيميائية والبيولوجية.

يهدف هذا البحث إلى تحديد تراكيز شوارد الأمونيوم في بعض مصادر مياه الشرب من المياه الجوفية في ريف محافظة حماة عن طريق تطبيق طريقة طيفية لونية باستخدام كاشف Nessler ومقارنتها مع التعداد الجرثومي العام وتحري وجود جراثيم الكوليفورم البرازي وجراثيم الإيشريشيا كولي في المياه حيث تم أخذ العينات خلال فصلي الشتاء والصيف. لوحظ أن جميع تراكيز شوارد الأمونيوم المقاسة والتعداد الجرثومي العام كانت ضمن الحدود المسموحة الموافقة للمواصفات القياسية السورية لمياه الشرب ما عدا الآبار المتواجدة بالقرب من مجرى نهر العاصي في آبار العشارنة حيث كانت تراكيز الأمونيوم والتعداد الجرثومي العام أعلى من الحدود المسموحة مع غياب تام لوجود الكوليفورم البرازي والإيشريشيا كولي في جميع الآبار، كما أن تراكيز الأمونيوم والتعداد الجرثومي العام كانت أعلى في فصل الصيف. توافق ارتفاع تراكيز الأمونيوم مع ازدياد التعداد الجرثومي العام ولكن دون وجود جراثيم مرضية مما يدل أن الأمونيوم مؤشر لزيادة النمو الجرثومي ولكن لا يكفي تحديد تراكيز الأمونيوم فقط للحكم ع صلاحية المياه للشرب.

**الكلمات المفتاحية:** تلوث المياه، المياه الجوفية، الأمونيوم، الكوليفورم، الإيشريشيا كولي.

\* أستاذ - قسم الكيمياء التحليلية والغذائية، كلية الصيدلة، جامعة تشرين، اللاذقية، سورية.

\*\* طالبة دراسات عليا (ماجستير) - قسم الكيمياء التحليلية والغذائية، كلية الصيدلة، جامعة تشرين، اللاذقية، سورية.

## Comparison between the Concentrations of Ammonium Ion and the Results of the Microbiological Examination of Some Drinking Water Samples

Dr. Maarouf Al-Khayer\*  
Nour Ashesh\*\*

(Received 11 / 11 / 2020. Accepted 23 / 2 / 2021)

### □ ABSTRACT □

Water pollution is one of the biggest environmental problems facing humans at this age as a result of the widespread use of water in the disposal of various human and industrial wastes, which exacerbated the problem of pollution of fresh water in rivers, lakes and groundwater, which made water less suitable for drinking due to changing its physical, chemical and biological properties.

This research aims to determine the ammonium ion concentrations in some drinking water sources from the groundwater in the countryside of Hama governorate by applying a color spectrophotometric method using Nessler's reagent and comparing it with the total bacterial count and the presence of fecal coliform and *Escherichia coli* bacteria in the water. The samples were taken during the winter and summer seasons. It was observed that all the measured concentrations of ammonium ions and the total bacterial count were within the permissible limits corresponding to the Syrian standard specification for drinking water, except for the wells located near the stream of the Assi River, the concentrations of ammonium and the total bacterial count were higher than the permissible limits in the Asharna area wells, with complete absence for the presence of fecal coliform and *Escherichia coli* in all wells. Also, the ammonium concentrations and the total bacterial counts were higher in the summer and the high ammonium concentrations correspond with an increase in the total bacterial count but without the presence of pathogenic bacteria, which indicates that ammonium is an indicator of increased bacterial growth, but it is not enough to determine ammonium concentrations only to judge the suitability of drinking water.

**Keywords:** Water pollution, Groundwater, Ammonium, Coliform, *Escherichia coli*.

---

\* Professor - Analytical and Food Chemistry Department, Faculty of Pharmacy, Tishreen University, Lattakia, Syria.

\*\* Postgraduate Student (MSc) - Analytical and Food Chemistry Department, Faculty of Pharmacy, Tishreen University, Lattakia, Syria.

**مقدمة:**

الماء مورد حيوي مهم لجميع أشكال الحياة على سطح الأرض، يتأثر بمختلف أنواع الأنشطة البشرية، ومع التطور الهائل في الزراعة والصناعة أدى إلى ضغوط متزامنة على المياه العذبة وزاد من استخدام المياه الجوفية بشكل كبير لأغراض زراعية وصناعية ومنزلية، مما أدى إلى استنفاد مستويات المياه الجوفية وتدهور نوعيتها ( Zaheeruddin, 1999).

تعد مياه الآبار الجوفية من أهم مصادر مياه الشرب في المناطق الريفية وتعد المصدر الوحيد للري عند حدوث جفاف في مصادر المياه السطحية (Aydin, 2007)، كما أن نوعية مياه الشرب لها صلة مباشرة بصحة الإنسان وتوفير المياه الصالحة للشرب واحد من أهم أولويات الصحة العامة (Boe-Hansen, 2001). إن التطور الاقتصادي الذي يشهده القطر العربي السوري في مجال المشاريع الصناعية والزراعية والعمرائية أدى إلى تفاقم مشكلة تلوث المياه وهذه المشكلة تعود إلى ازدياد التعداد السكاني، إضافةً إلى السبب الرئيس وهو الاستخدام المفرط من قبل المزارعين للأسمدة الآزوتية بما يفوق أضعاف كثيرة المعدل العالمي لنسب الاستخدام المتوازن (بلدية، 2010).

تستخدم الأسمدة والمبيدات الزراعية في منطقة سهل الغاب في ريف محافظة حماة بشكل كبير كباقي المحافظات السورية، كما يمر نهر العاصي الملوث بمخلفات المصانع ومياه الصرف الصحي في المنطقة مما قد يكون لها تأثير سلبي على نوعية المياه الجوفية.

تحتوي الكثير من الأسمدة الكيميائية والمركبات الكيميائية على الأمونيوم، كما تحتوي مياه الصرف الصحي على الفضلات والمركبات العضوية البروتينية والتي مستقبلها الرئيس هو شاردة الأمونيوم الناتجة عن التخرب البيولوجي للمواد العضوية الآزوتية في المياه (Kamal et al., 2015).

إن وجود الأمونيوم في مستويات أعلى من المستويات الطبيعية هو مؤشر هام لتلوث المياه بالمواد العضوية حيث تتواجد شوارد الأمونيوم بكميات كبيرة في مياه الصرف الصحي (Ireland, 2001)، كما أن ارتفاع تراكيز الأمونيوم عن حد معين قد يعود لتسرب الأسمدة الآزوتية، بالتالي إن ارتفاع تراكيز الأمونيوم في مياه الشرب دليل على تلوث المياه جرثومياً أو كيميائياً لذلك تم تحديد معيار مياه الشرب لشوارد الأمونيوم حسب منظمة الصحة العالمية 0.5 ملغ/ل وذلك بناءً على الارتباط بين تراكيز شوارد الأمونيوم العالية والتلوث الجرثومي (Bittner, 2000).

تراكيز الأمونيوم الطبيعية في مياه الشرب ليست ذات صلة مباشرة بالصحة، حيث لم تثبت الدراسات وجود تأثير مسرطن للأمونيوم (Ota et al., 2006)، لكن قد تتأكسد شوارد الأمونيوم لتشكل النترات والنترات التي من الممكن أن تكون مميتة للرضع عند مستويات عالية إضافة إلى احتمال تشكل مركبات النتروزامين المعروفة بخواص مسرطنة (Edition, 2011). يمكن أن تعرض التراكيز المرتفعة من الأمونيوم كفاءة تعقيم المياه إلى الخطر (Lingle, 2013).

## أهمية البحث وأهدافه:

### أهمية البحث:

تأتي أهمية البحث:

- شوارد الأمونيوم مشعر أساسي للتلوث الجرثومي والكيميائي للمياه.
- تسبب التراكيز العالية من شوارد الأمونيوم في أنيوات سمية متنوعة وتتحول بالأكسدة إلى شوارد النتريت والنترات المسؤولة عن مخاطر صحية دموية عند الأطفال بشكل خاص.
- لا يستلزم التحليل الكيفي لهذه الشاردة تقنيات متطورة مما قد يغني عن عمليات الزرع الجرثومي للحكم بشكل أسرع على تلوث المياه بمخلفات الصرف الصحي.

### أهداف البحث:

- تحديد تراكيز شوارد الأمونيوم لبعض مصادر مياه الشرب في منطقة ريف محافظة حماة.
- دراسة العوامل المؤثرة على تراكيز الأمونيوم حسب موقع مصدر مياه الشرب من حيث مصادر التلوث الجرثومي والكيميائي وعمق الآبار.
- المقارنة بين تراكيز شوارد الأمونيوم والتلوث الجرثومي لهذه المياه لدراسة إمكانية استخدام تراكيز شوارد الأمونيوم كمؤشر للحكم على نوعية المياه بدلاً من الزرع الجرثومي.

## طرائق البحث ومواده:

### • المواد والتجهيزات المستخدمة

استخدمت في الدراسة مجموعة من التجهيزات المخبرية المتوفرة في مخابر كلية الصيدلة والمذكورة في الجدول (1) كما استخدمت مجموعة من المواد المذكورة في الجدول (2).

الجدول (1): الأجهزة المستخدمة في الدراسة

الطرز	الجهاز
RADWAG, AS 220/C/2	ميزان إلكتروني ذو حساسية 0.0001 غ
Jasco v-530 invisible	مقياس الطيف الضوئي spectrophotometer
Labkit (Chemelex, S.A., Spain)	ميكروبيبيت (100-1000 µl) micropipette
Janat instruemnts	فرن كهربائي
LabTECH	جهاز الصاد الموصل Autoclave
JRAD	حاضنة جرثومية Incubator
LabForce	جهاز ترشيح للماء تحت التفريغ Vaccum filtration of water

الجدول (2): المواد والمحلات المستخدمة في الدراسة

الشركة	المادة
Merck, Germany	كلوريد الأمونيوم ammonium chloride
Dr.Paul Lohmann, Germany	EDTA Disodium ethylenediamine-tetraacetate
Merck, Germany	كاشف نسلر Nessler reagent
Carlo Erba, Italy	حمض الكبريت Sulphuric Acid 96% H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>
---	ماء مقطر حديثاً
Merck, Germany	هيدروكسيد صوديوم Sodium hydroxide
Accumix, India	ماكونكي أغار MacConkey Agar
Abtek Biologicals Ltd, UK	مولر هينتون أغار Mueller Hinton Agar

• تحضير المحاليل والكواشف

○ محلول EDTA (Disodium ethylenediamine-tetraacetate) 5%

يحضر بحل 5 غ من EDTA في 60 مل ماء مقطر يحتوي على 1 غ هيدروكسيد الصوديوم ومن ثم يمدد حتى 100 مل ماء مقطر.

○ محلول Rochelle salt (Potassium Sodium Tartarate)

يحضر بحل 50 غ من طرطرات الصوديوم والبوتاسيوم في 100 مل ماء مقطر.

○ محلول هيدروكسيد الصوديوم 0.1 N

يحضر بأخذ 4 غ من هيدروكسيد الصوديوم إلى بالون معايرة سعة 1 لتر وإكمال الحجم بالماء المقطر حتى خط العيار.

○ محلول عياري أم من كلوريد الأمونيوم (NH<sub>4</sub>Cl . H<sub>2</sub>O)

يحضر بأخذ وزنة من كلوريد الأمونيوم وتجفيفها بدرجة حرارة 100س° ومن ثم وزن 0.3819 غ ووضعها في بالون معايرة سعة 100 مل وإكمال الحجم بالماء المقطر حتى خط العيار فنحصل على محلول عياري بما يكافئ تركيز أمونيوم 100mg/100ml.

○ سلسلة الأمونيوم العيارية

تم تحضير محاليل الأمونيوم بتركيز (0.05, 0.1, 0.2, 0.3, 0.4, 0.5, 0.6 mg/l) بدءاً من محلول أم 100mg/100ml حيث تم تحضير كل تركيز ثلاث مرات ثم إجراء التفاعل مع كاشف Nessler وقياس الامتصاصية.

• الأوساط الزرعية المستخدمة:

○ وسط زرعي نوعي ماكونكي أغار MacConkey agar:

يحضر بأخذ 40 غ من الوسط الزرع ماكونكي ويعلق في 1000 مل ماء مقطر ويسخن لدرجة الغليان ومن ثم يعقم الوسط بجهاز الصاد الموصل عند درجة حرارة 121 س° لمدة 15 دقيقة ويبرد للدرجة (45-50) س° ويمزج ثم يصب في أطباق بتري معقمة.

## ○ وسط زرع عام مولر هينتون أغار Mueller Hinton Agar :

يحضر بأخذ 38 غ من الأغار ويعلق في 1000 مل ماء مقطر ويسخن لدرجة الغليان ومن ثم يعقم الوسط بجهاز الصاد الموصل عند درجة حرارة 121 س° لمدة 15 دقيقة ويبرد لدرجة حرارة الغرفة ومن ثم تصب في أطباق بتري معقمة وتخزن الأطباق بدرجة حرارة (8-2) س°.

## طرائق البحث

## 1-الاعتيان

شملت الدراسة عدد من آبار المياه الجوفية في منطقة سهل الغاب في ريف محافظة حماة حيث توزعت الآبار على الشكل التالي أربعة آبار في منطقة سقيلية بحيث تكون الآبار قريبة من المناطق السكنية وأربعة آبار من الأراضي الزراعية في منطقة سلح و أربعة آبار قريبة من مجرى نهر العاصي في منطقة العشارنة و حورات عمورين في كل من أشهر تموز وآب (صيف عام 2019) وكانون الثاني وشباط (شتاء عام 2020).

الجدول(3) : توزع آبار العينات المدروسة مع عمق الآبار

آبار من مناطق زراعية				آبار من مناطق سكنية				
سلح 4	سلح 3	سلح 2	سلح 1	سقيلية 4	سقيلية 3	سقيلية 2	سقيلية 1	
82	92	85	80	88	90	85	90	عمق الآبار (متر)
آبار قريبة من مجرى نهر العاصي								
				العشارنة 2	العشارنة 1	حورات عمورين 2	حورات عمورين 1	
				83	80	90	85	عمق الآبار (متر)

تم جمع العينات من 12 بئر وفق إرشادات المواصفات القياسية السورية حيث تم جمعها بعبوات زجاجية معقمة سعة لتر بعد تشغيل المضخة لمدة (15) دقيقة قبل الاعتيان ويأخذ عبوتين للتحليل من كل بئر واحدة للفحص الكيميائي وأخرى للفحص الجرثومي، تم حفظ العينات بدرجة حرارة (4) س° مئوية ريثما تم نقل العينات إلى المخبر لتحديد تراكيز شوارد الأمونيوم والفحص الجرثومي (HOXHA & HAMZARAJ, 2016).

## 2- تحديد تراكيز شوارد الأمونيوم بالطريقة الطيفية باستخدام كاشف Nessler

تم تحديد تراكيز الأمونيوم باستخدام طريقة كاشف Nessler وهي طريقة مرجعية لتحديد الأمونيوم في المياه (Federation & Association, 2005)، تعد هذه الطريقة من الطرق الطيفية اللونية التي تسمح بتحديد تركيز الأمونيوم من خلال قياس امتصاصية المعقد الأصفر المتشكل من تفاعل كاشف Nessler مع الأمونيوم بمقياس الطيف الضوئي عند طول موجة 420 نانومتر وذلك بعد ترسيب الشوارد المعقدة بواسطة مركب EDTA ثم يتم إضافة 2 مل من كاشف Nessler إلى 50 مل من عينة الماء، بعدها يتم المزج جيداً والانتظار لمدة 10 دقائق في

درجة حرارة الغرفة حتى تمام التفاعل وظهور لون أصفر واضح ثم تتم قراءة الامتصاصية عند طول موجة 420 نانومتر.

- يحسب تركيز الأمونيوم بالرجوع إلى السلسلة العيارية التي تتراوح تراكيزها ب(0.05-0.6) ملغ/ل ويعبر عن النتائج بعدد ميليغرامات الأمونيوم الموجودة في 1 لتر مياه.
- تم تحضير محلول ناصع Blank بمزج 1مل من محلول EDTA ثم معاملتها مع 2 مل كاشف Nessler مع 50مل ماء مقطر والمزج الجيد والانتظار لمدة 10 دقائق في درجة حرارة الغرفة.
- تم تطبيق التجربة بثلاثة مكررات لكل عينة وحساب التراكيز بالرجوع إلى المعادلة الخطية لسلسلة الأمونيوم العيارية ومن ثم التعبير عن النتائج بالمتوسط الحسابي للمكررات الثلاثة.
- تمت مقارنة النتائج مع الحد الأعلى المسموح المعتمد من قبل الدراسة الحالية 0.5 ملغ/ل.

### 3-دراسة مصدوقية الطريقة التحليلية

- دراسة تكرارية الطريقة التحليلية ضمن اليوم الواحد: قسمت عينة ماء إلى 5 أقسام متساوية، ثم تم تحديد تركيز الأمونيوم في كل قسم باستخدام الطريقة الطيفية ومن ثم حساب المتوسط الحسابي  $\bar{x}$  والانحراف المعياري (SD) Standard Deviation والانحراف المعياري النسبي (RSD) Relative Standard Deviation أو معامل التباين (CV) Coefficient Of Variation للتراكيز المقاسة.
- دراسة تكرارية الطريقة التحليلية خلال عدة أيام: قسمت عينة ماء إلى 5 أقسام متساوية، ثم تم تحديد تركيز الأمونيوم خلال خمسة أيام متتالية باستخدام الطريقة الطيفية، بعد ذلك حسب المتوسط الحسابي  $\bar{x}$  لتراكيز الأقسام الخمسة والانحراف المعياري (SD) والانحراف المعياري النسبي (RSD) أي معامل التباين (CV) للتراكيز المقاسة.

### 4-الزرع الجرثومي:

- التعداد الجرثومي العام:

تستخدم طريقة التعداد الجرثومي العام لتعطي بشكل عام فكرة عن درجة التلوث الجرثومي للمياه حيث تتضمن هذه الطريقة إعطاء عدد الخلايا الحية ذات القدرة على التكاثر الموجودة في 1مل من الماء بطريقة الفرش على الأطباق Spread Plate Count على وسط الأغار المغذي مولر هينتون Mueller Hinton Agar ثم تحسب عدد المستعمرات النامية ويعبر عنها بالوحدات المكونة للمستعمرة/مل (CFU/ml Colony Forming Units ) APhA، حضنت العينات في درجة حرارة 37 م° لمدة (24-48) ساعة بعدها تم حساب العدد الكلي للجراثيم في الملليتر الواحد من خلال عد المستعمرات وبالاعتماد على مواصفات مياه الشرب السورية الموافقة لمنظمة الصحة العالمية لمعايير مياه الشرب يجب أن لا تتجاوز عدد المستعمرات الجرثومية في 100مل 200 مستعمرة عند الحضانة بدرجة حرارة 37° لمدة 24 ساعة و 2000 مستعمرة عند الحضانة بدرجة حرارة 22° لمدة 72 ساعة.

- تحري وجود الكوليفورم البرازي والإيشريشيا كولي *Feacel Coliform, E.Coli* في عينات المياه:

تم ترشيح 100 مل من عينة المياه تحت التفريغ من خلال غشاء خلاصات السيللوز بقطر مسام 0.45  $\mu\text{m}$  حيث تتجمع الجراثيم على سطح غشاء الترشيح ومن ثم نقل الغشاء بواسطة ملقط معقم ووضعها على وسط انتقائي ماكونكي MacConkey agar (Engström et al., 2015, Ashbolt et al., 2001)، وتم حضان هذه الأطباق مدة 24

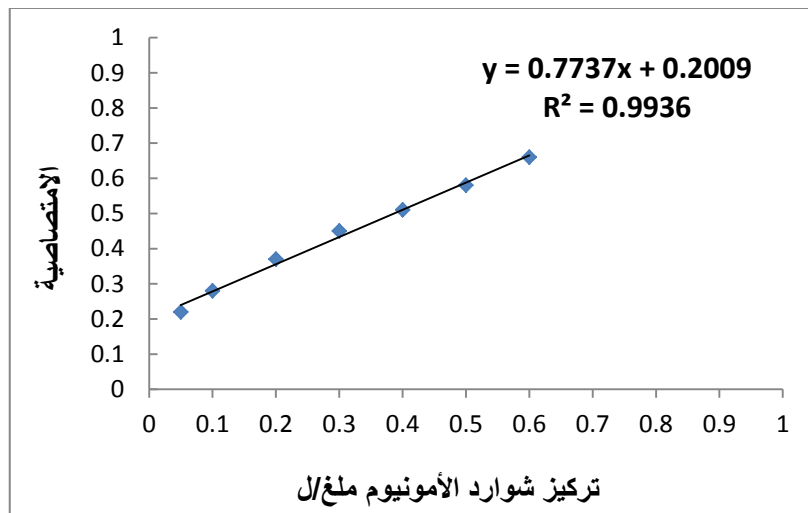
ساعة عند درجة حرارة 37° ومدة 24 ساعة عند درجة حرارة 44° حيث يجب أن تكون المياه خالية تماماً من وجود جراثيم الإشريشيا كولي والكوليفورم البرازي حسب مواصفات مياه الشرب السورية الموافقة لمنظمة الصحة العالمية.

## النتائج والمناقشة:

أولاً: تحديد تراكيز شوارد الأمونيوم في عينات المياه:

### 1-1 دراسة مصدوقية الطريقة التحليلية

تم حساب تركيز الأمونيوم أثناء دراسة مصدوقية الطريقة التحليلية وكذلك في عينات مياه الآبار استناداً إلى المعادلة الخطية للسلسلة العيارية للأمونيوم ذات التراكيز التي تتراوح في مجال (0.05-0.1-0.2-0.3-0.4-0.5-0.6 ملغ/ل) الموضحة بالمخطط (1) حيث كانت المعادلة الخطية ( $y = 0.7737x + 0.2009$ ) وكانت قيمة معامل التحديد  $R^2$  تساوي 0.9936



المخطط (1): السلسلة العيارية للأمونيوم ملغ/ل

عند دراسة تكرارية الطريقة التحليلية ضمن اليوم الواحد كان متوسط تراكيز الأمونيوم في 5 أقسام من العينة 0.137 ملغ/ل ومعامل التباين  $CV = 2.7\%$  وبما أن معامل التباين أقل من 10% إذا توجد تكرارية جيدة ضمن اليوم الواحد، أما عند دراسة تكرارية الطريقة التحليلية بين عدة أيام كان متوسط تراكيز الأمونيوم في الأقسام الخمسة المدروسة 0.095 ملغ/ل، أما معامل التباين فكان  $CV = 3.5\%$  أي أقل من 10% بالتالي أنه يوجد تكرارية جيدة بين الأيام للطريقة التحليلية المتبعة.

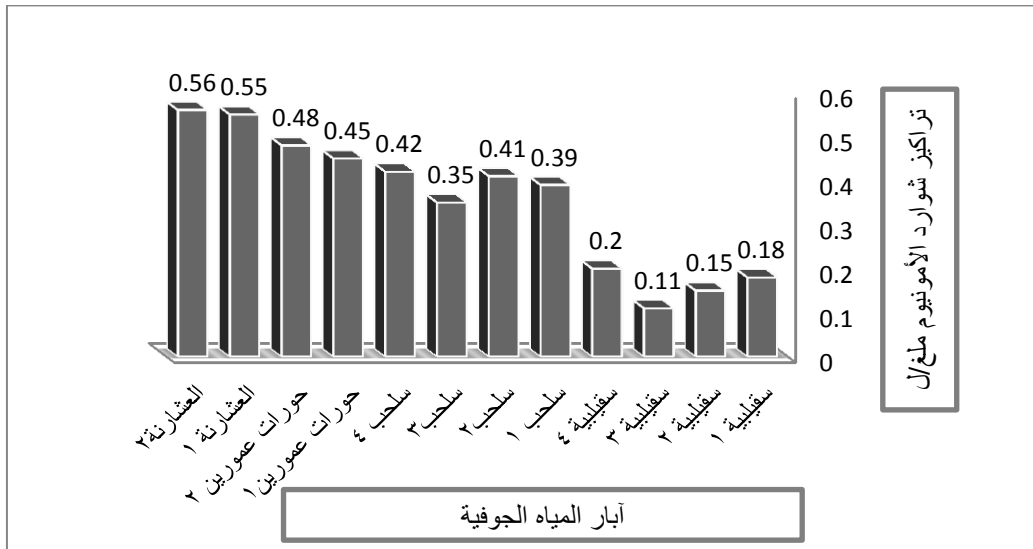
إن المعايير التي درست لمصدوقية الطريقة التحليلية من حيث الدقة وهي التكرارية خلال يوم واحد وخلال عدة أيام تشير إلى أن الطريقة التحليلية مصدوقة من حيث الدقة.

### 1-2 تحديد تراكيز الأمونيوم في عينات المياه

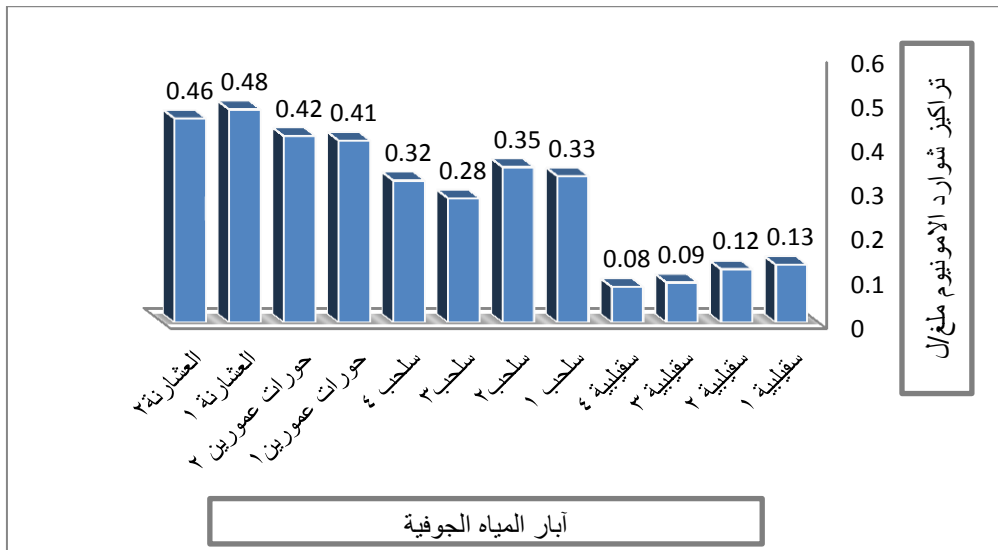
تراوحت تراكيز الأمونيوم في فصل الصيف ما بين 0.11 mg/l إلى 0.2 mg/l في عينات المياه المجموعة من آبار المياه الجوفية في منطقة سقيلية حيث أخذت العينات من آبار قريبة جداً من المنازل وشبكات الصرف الصحي، أما



تراكيز الأمونيوم في عينات المياه المجموعة من آبار في مناطق زراعية في منطقة سلحب فقد تراوحت ما بين 0.35 mg/l إلى 0.42mg/l. تراوحت تراكيز الأمونيوم في عينات مياه الآبار المجاورة لنهر العاصي في العشارنة وحوارات عمورين ما بين 0.45mg/l إلى 0.56mg/l وبذلك لم تتجاوز جميع الآبار الحد الأقصى المسموح به ما عدا الآبار في منطقة العشارنة كما هو موضح في المخطط (2) ولكن دون أن يشكل فرق مهم إحصائياً. تراوحت تراكيز شوارد الأمونيوم في فصل الشتاء في عينات آبار منطقة سقيلية ما بين 0.08 mg/l إلى 0.13mg/l، بينما في آبار منطقة سلحب فقد تراوحت ما بين 0.28 mg/l إلى 0.35mg/l في حين كانت في آبار العشارنة وحوارات عمورين ما بين 0.41mg/l إلى 0.48mg/l وكانت جميعها ضمن الحدود المسموحة كما هو موضح في المخطط (3).



المخطط (2) تراكيز شوارد الأمونيوم في فصل الصيف



المخطط (3) تراكيز شوارد الأمونيوم في فصل الشتاء

**1-2-1 مقارنة تراكيز شوارد الأمونيوم حسب موقع وعمق الآبار:**

نلاحظ من المخططين (2)،(3) أن هناك اختلاف واضح في تراكيز الأمونيوم باختلاف مواقع الآبار، وعند إجراء اختبار One way Anova الإحصائي للمقارنة بين متوسطات تراكيز الأمونيوم في مواقع الدراسة الثلاثة كانت قيمة P.value في فصل الصيف ( $3.07 * 10^{-6}$ ) وفي الشتاء ( $1.73 * 10^{-7}$ ) وهي أصغر بكثير من مستوى الدلالة البالغ 0.05 مما يدل على وجود فرق إحصائي هام باختلاف مواقع الآبار.

كانت تراكيز الأمونيوم منخفضة في آبار المناطق السكنية، بينما التراكيز الأعلى وجدت في عينات الآبار المجاورة لنهر العاصي حيث تجاوزت التراكيز الحد الأقصى المسموح به في عينات آبار منطقة العشارنة، ويمكن أن يعزى ذلك لارتشاح وتسرب الملوثات من مياه النهر الملوثة بمياه الصرف الصحي (Karavoltos *et al.*, 2008, ) (Lindenbaum, 2012).

لم تتجاوز تراكيز الأمونيوم في آبار المناطق الزراعية الحد الأقصى المسموح به وفق المعايير السورية لمياه الشرب، وهو ما يتوافق مع نتائج دراسة في الصين على مياه الآبار الجوفية حيث كانت تراكيز الأمونيوم ضمن الحدود المسموح بها في المناطق القريبة من النفايات المنزلية ومياه الصرف الصحي مع ارتفاع تراكيز الأمونيوم في المناطق الزراعية دون أن تتجاوز الحد الأقصى المسموح به وذلك بسبب الاستخدام المفرط للأسمدة (Chen *et al.*, 2017)، بالتالي فإن الفضلات البشرية والنفايات الصناعية في المسطحات المائية تعتبر المصدر الرئيس للتلوث في آبار المياه الجوفية في منطقة سهل الغاب (Umezawa *et al.*, 2008).

عند دراسة العلاقة بين تراكيز الأمونيوم وزيادة عمق الآبار باستخدام معامل الارتباط بيرسون كان هناك ارتباط عكسي بين زيادة عمق الآبار وتراكيز الأمونيوم.

الجدول (4) قيمة معامل الارتباط (R) بين تراكيز الأمونيوم وعمق الآبار

المناطق المجاورة للعاصي	المناطق الزراعية	المناطق السكنية	
0.666	0.753	0.108	الصيف
0.804	0.711	0.148	الشتاء

نلاحظ من الجدول (4) أن الارتباط عكسي قوي في آبار المناطق الزراعية حيث بلغت قيمة معامل الارتباط ( $R=0.753, 0.711$ ) خلال الصيف والشتاء على التوالي، كما كان الارتباط عكسي قوي في آبار المناطق المجاورة للعاصي حيث بلغت قيمة الارتباط ( $R=0.666, 0.804$ ) خلال الصيف والشتاء على التوالي، بالتالي تنخفض تراكيز الأمونيوم مع زيادة عمق الآبار وذلك بسبب عملية التنقية التي تقوم بها التربة في طبقات الأرض مع زيادة العمق حيث أن الآبار قليلة العمق تتأثر بشكل أكبر بالأنشطة البشرية والجريان السطحي لمياه ري المزروعات (Du *et al.*, 2017).

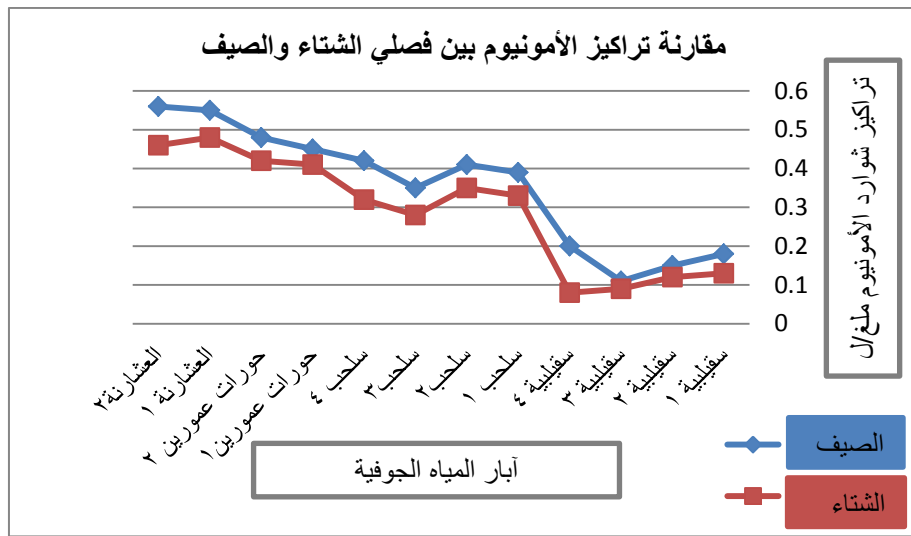
**1-2-2 مقارنة تراكيز شوارد الأمونيوم بين فصلي الشتاء والصيف:**

نلاحظ من المخطط (4) أن هناك اختلاف في تراكيز الأمونيوم بين فصلي الشتاء والصيف، وعند إجراء اختبار t.test الإحصائي عند مستوى دلالة 0.05 للمقارنة بين تراكيز الأمونيوم في فصلي الشتاء والصيف بكل موقع من مواقع الدراسة حصلنا على النتائج التالية:

الجدول (5) مقارنة تراكيز شوارد الأمونيوم بين فصلي الشتاء والصيف

مناطق سكنية	مناطق زراعية	مناطق مجاورة للعاصي	P-value
0.062	0.014*	0.084	

يبين الجدول (5) أنه يوجد فرق هام إحصائياً بين تراكيز الأمونيوم في فصلي الشتاء والصيف في آبار المناطق الزراعية، يمكن أن يعزى ذلك لنقص منسوب مياه الآبار في فصل الصيف بالإضافة إلى كثرة زراعة المواسم الصيفية التي يتم إضافة كميات كبيرة من الأسمدة لها مما أدى إلى ارتفاع تراكيز الأمونيوم صيفاً (Mostafa et al., 2014). في آبار المناطق السكنية والمناطق المجاورة للعاصي يوجد اختلاف بسيط في التراكيز بين الصيف والشتاء دون أن يكون هناك فرق إحصائي هام وهذا الاختلاف البسيط يمكن أن يكون نتيجة الجفاف ونشاط عمليات التحلل والتفسخ للمواد العضوية مع ارتفاع درجة الحرارة خلال الصيف (HOXHA & HAMZARAJ, 2016). يتوافق ذلك مع دراسة في البرتغال لعينات من مياه نهر Febros وعينات من مياه آبار جوفية قريبة من النهر وإجراء اختبارات كيميائية وميكروبيولوجية لها وعند دراسة تغيرات تراكيز الأمونيوم الموسمية في المياه الجوفية كانت أعلى قيم لتراكيز الأمونيوم في الصيف وذلك بسبب أن الآبار تكون ضحلة وينقص منسوب مياه النهر مما يؤثر على نوعية المياه الجوفية التي ترتبط بالمياه السطحية (Cabral & Marques, 2006).



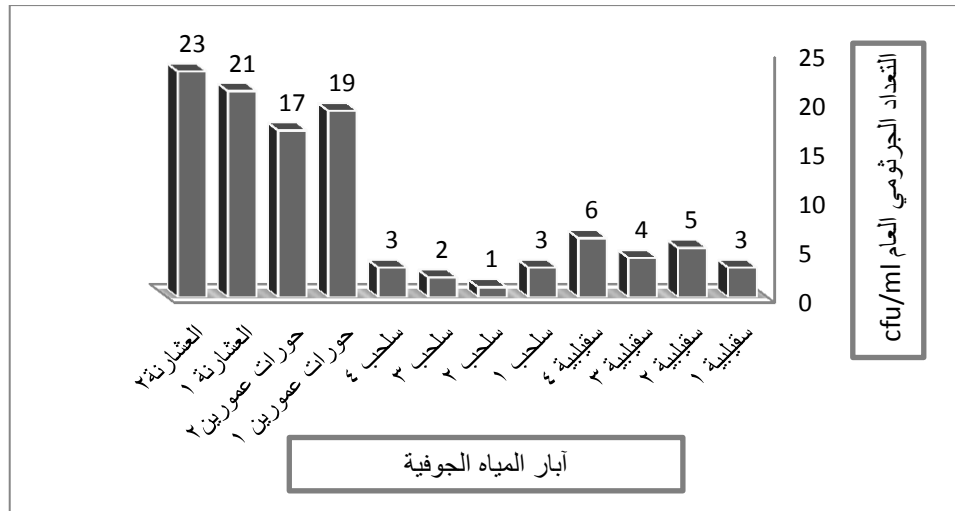
المخطط (4) مقارنة تراكيز شوارد الأمونيوم بين فصلي الشتاء والصيف

ثانياً: نتائج الفحص الجرثومي لعينات المياه:

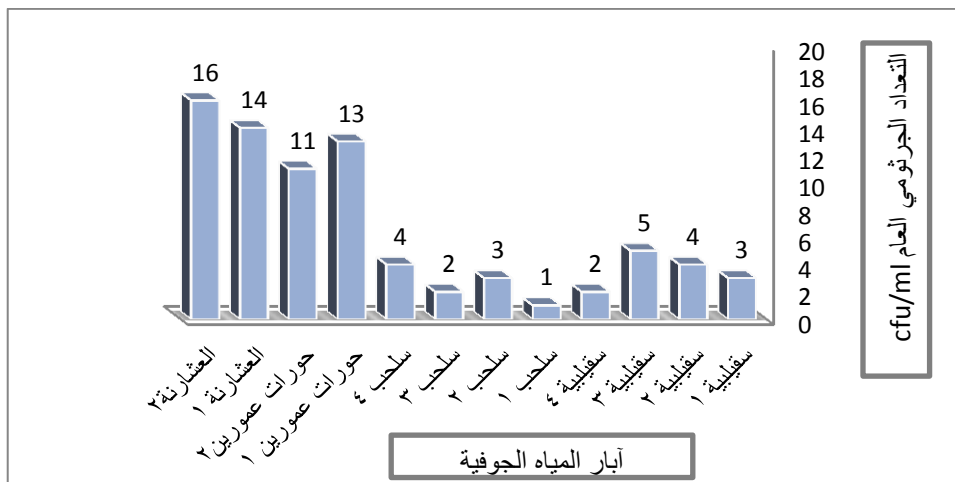
1-2 نتائج التعداد الجرثومي العام وتحري وجود الكوليفورم البرازي والإيشريشيا كولي:

أظهرت نتائج الزرع الجرثومي غياب تام لوجود الكوليفورم البرازي وجراثيم *E. Coli* في جميع العينات، بينما تراوح التعداد العام للجراثيم في عينات المياه في المناطق الزراعية والسكنية بين (1-6) مستعمرة في 1مل وكانت قيم التعداد العام للجراثيم في الفصلين ضمن الحدود المسموحة، أما في آبار المناطق المجاورة للعاصي تراوح التعداد الجرثومي

العام ما بين (11-23) مستعمرة في 1مل وقد وصلت في آبار العشارنة إلى 23 مستعمرة في 1مل خلال الصيف كقيمة أعظمية وهو أعلى من القيم المسموح بها حسب المواصفات القياسية السورية لمياه الشرب.



المخطط (5) التعداد الجرثومي العام لعينات المياه في الصيف



المخطط (6) التعداد الجرثومي العام لعينات المياه في الشتاء

### 1-1-2 مقارنة التعداد الجرثومي العام حسب موقع وعمق الآبار:

نلاحظ من المخططين (5)، (6)، أن هناك اختلاف واضح في التعداد الجرثومي العام لعينات المياه المدروسة حسب اختلاف مواقع الآبار، وعند إجراء اختبار One way Anova الإحصائي للمقارنة بين التعداد الجرثومي العام في المواقع المدروسة كانت قيمة P.value قد بلغت في الصيف ( $3.11 \times 10^{-7}$ ) وفي الشتاء ( $7.26 \times 10^{-6}$ ) وفي الفصلين أصغر بكثير من 0.05 مما يدل أنه يوجد فرق إحصائي هام بين قيم التعداد الجرثومي العام للمواقع المدروسة. كانت قيم التعداد الجرثومي العام في الآبار المجاورة لنهر العاصي هي الأعلى، وهذا قد يكون ناتج عن تسرب مياه

النهر الملوثة بالمواد العضوية إلى الآبار الموجودة في المنطقة مما تسبب بتلوث المياه الجوفية (Aydin, 2007)، تليها آبار المناطق السكنية، وأدنى قيم للتعداد الجرثومي العام كانت في آبار المناطق الزراعية. عند دراسة العلاقة بين التعداد الجرثومي العام وزيادة عمق الآبار باستخدام معامل الارتباط بيرسون وجد أن هناك ارتباط عكسي بينهما كما هو موضح في الجدول (6).

الجدول (6) قيمة معامل الارتباط (R) بين التعداد الجرثومي العام وعمق الآبار

المناطق السكنية	المناطق الزراعية	المناطق المجاورة للعاصي	
0.6	0.51	0.79	الصيف
0.05	0.02	0.76	الشتاء

كان الارتباط عكسي قوي خلال الصيف في جميع الآبار، وذلك قد يكون بسبب ارتشاح المياه الملوثة بالمواد العضوية المتفسخة بفعل الجراثيم من المسطحات المائية إلى الآبار قليلة العمق (Jingjing et al., 2015). كان الارتباط عكسي ضعيف خلال الشتاء في آبار المناطق السكنية والزراعية حيث بلغت قيمة الارتباط (R=0.05, 0.02) على التوالي، بينما كان الارتباط عكسي قوي في آبار المناطق المجاورة للعاصي (R=0.76).

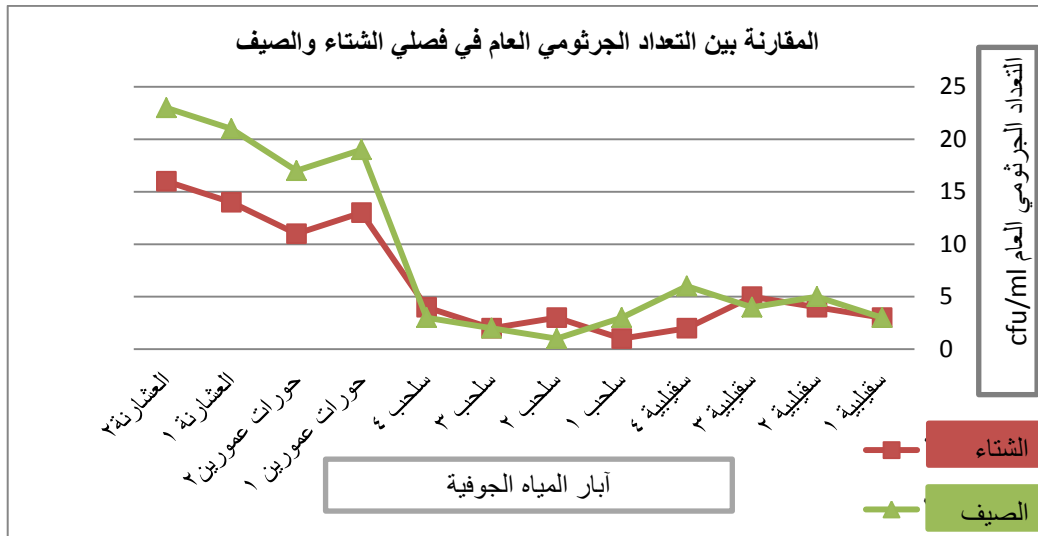
#### 2-1-2 مقارنة التعداد الجرثومي العام بين فصلي الشتاء والصيف:

نلاحظ من المخطط (7) أنه يوجد اختلاف في التعداد الجرثومي العام بين فصلي الشتاء والصيف وبإجراء اختبار t.test الإحصائي حصلنا على النتائج الموضحة في الجدول (7):

الجدول (7) مقارنة التعداد الجرثومي العام بين فصلي الشتاء والصيف

المناطق السكنية	المناطق الزراعية	المناطق المجاورة للعاصي	
0.31	0.76	0.008**	P-value

نلاحظ من الجدول (7) أن اختلاف التعداد الجرثومي العام في المناطق السكنية والزراعية بسيط جداً ولا يشكل فرق إحصائي هام، أما في الآبار المجاورة للعاصي فيوجد فرق هام إحصائياً في التعداد الجرثومي العام بين الصيف والشتاء حيث بلغت قيمة P-value في آبار المناطق المجاورة للعاصي (0.008)، ويمكن أن يعزى ذلك لزيادة النشاط الجرثومي مع ارتفاع درجات الحرارة وازدياد نشاط عمليات التحلل والتفسخ للمواد العضوية الناتجة عن البقايا العضوية الحيوانية والنباتية (Ramadan et al., 2015).



المخطط (7): مقارنة نتائج التعداد الجرثومي العام بين فصلي الشتاء والصيف

ثالثاً: دراسة الارتباط بين تراكيز شوارد الأمونيوم والتعداد الجرثومي العام لعينات المياه في فصلي الشتاء والصيف: عند دراسة الارتباط بين تراكيز الأمونيوم والتعداد الجرثومي العام لعينات مياه الآبار تم استخدام معامل الارتباط بيرسون.

الجدول (8) قيم معامل الارتباط (R) بين نتائج التعداد الجرثومي العام وتراكيز الأمونيوم

المناطق السكنية	المناطق الزراعية	المناطق المجاورة للعاصي	
0.32	0.08	0.81	الصيف
0.1	0.17	0.65	الشتاء

نلاحظ من الجدول (8) أن الارتباط خلال الصيف طردياً ضعيفاً في آبار المناطق السكنية والزراعية حيث بلغت قيمة الارتباط (R=0.08)، على التوالي، يفسر ذلك بعدم وجود تسرب من مياه الصرف الصحي لآبار المياه الجوفية في المناطق السكنية، أما في آبار المنطقة الزراعية يعزى ضعف الارتباط أن الأمونيوم مصدره الأسمدة الآزوتية المستخدمة الذي أدى لارتفاع تراكيز الأمونيوم دون ارتفاع في التعداد الجرثومي العام (Fu et al., 2012). كان الارتباط طردياً قوياً في آبار المناطق المجاورة للعاصي خلال الصيف (R=0.81) وهذا الارتباط نتيجة أن الأمونيوم أحد الجزيئات الرئيسية في دورة النتروجين ووجود الأمونيوم هو نتيجة التلوث المباشر بالمواد العضوية والتحلل الميكروبي لها ونشاط عملية التمعدين Ammonification مما يوجه أن زيادة المواد العضوية في الماء يؤدي لزيادة النمو الجرثومي وارتفاع تراكيز الأمونيوم (Cabral & Marques, 2006).

خلال الشتاء كان الارتباط أيضاً طردياً ضعيفاً في آبار المناطق السكنية والزراعية، بينما كان الارتباط طردياً متوسطاً في آبار المناطق المجاورة للعاصي (R=0.65)، ويفسر ضعف الارتباط عن الصيف بازدياد نشاط عمليات تفكك المواد العضوية مع ارتفاع درجات الحرارة خلال الصيف وارتفاع منسوب المياه الجوفية خلال الشتاء بسبب الأمطار. (Schilling, 2002).

**الاستنتاجات والتوصيات:****الاستنتاجات:**

- كانت تراكيز شوارد الأمونيوم والتعداد الجرثومي العام الأعلى في آبار المناطق المجاورة للعاصي وتجاوزت الحد الأقصى المسموح به في آبار العشارنة.
- كانت تراكيز الأمونيوم أعلى في آبار المناطق الزراعية من آبار المناطق السكنية ولكن لم تتجاوز الحد الأقصى المسموح به.
- لم تتأثر تراكيز الأمونيوم في آبار المناطق السكنية بمياه الصرف الصحي حيث كانت جميع القيم ضمن الحدود المسموحة.
- لا تتأثر تراكيز الأمونيوم والتعداد الجرثومي العام بشكل كبير بتغير الفصول إنما ارتبط تغير تراكيز الأمونيوم مع اختلاف مواقع الآبار.
- تنخفض تراكيز الأمونيوم والتعداد الجرثومي العام للمياه مع ازدياد عمق الآبار.
- توافق ارتفاع تراكيز الأمونيوم مع ازدياد التعداد الجرثومي العام لكن لا وجود للكوليفورم البرازي والإيشريشيا كولي مما يدل على أنه لا يمكن استخدام تحديد تراكيز شوارد الأمونيوم لوحده كمؤشر للتلوث بمياه الصرف الصحي.

**التوصيات:**

- ضرورة التقيد بالمعايير البيئية لاستخدام الأسمدة الأزوتية بما يوافق المعدل العالمي لنسب الاستخدام المتوازن.
- متابعة الدراسة على عدد أكبر من الآبار.
- متابعة البحث لفترات زمنية أطول وإجراء تحاليل دورية لمراقبة تغيرات نوعية المياه.
- عدم استخدام مياه الآبار الملوثة للشرب من قبل أهالي المنطقة.

**المراجع:****Reference:**

1. Baladieh, Riyad, A Study of Groundwater Pollution within the Basateen Abi Jerash Area (Damascus University Journal for Agricultural Sciences, Vol. 26, Issue 1, 2010)
2. APhA, A., 2005: WEF (American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation).(2005). *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 21.
3. Ashbolt, N. J., W. O. Grabow and M. Snozzi, 2001: Indicators of microbial water quality. *Water quality: Guidelines, standards and health*, 289-316.
4. Aydin, A., 2007: The Microbiological and Physico-Chemical Quality of Groundwater in West Thrace, Turkey. *Polish journal of environmental studies*, 16.
5. Bittner, A. A .B., 2000: Nepal drinking water quality assessment: Nitrates and ammonia. Massachusetts Institute of Technology.
6. Boe-Hansen, R., 2001: *Microbial growth in drinking water distribution systems*. Environment & Resources DTU. Technical University of Denmark.
7. Cabral, J. P. and C. Marques, 2006: Faecal coliform bacteria in Febros river (northwest Portugal): temporal variation, correlation with water parameters, and species identification. *Environmental monitoring and assessment*, 118, 21-36.

8. Chen, J., H. Qian and H. Wu, 2017: Nitrogen contamination in groundwater in an agricultural region along the New Silk Road, northwest China: distribution and factors controlling its fate. *Environmental Science and Pollution Research*, **24**, 13154-13167.
9. Du, Y., T. Ma, Y. Deng, S. Shen and Z. Lu, 2017: Sources and fate of high levels of ammonium in surface water and shallow groundwater of the Jiangnan Plain, Central China. *Environmental Science: Processes & Impacts*, **19**, 161-172.
10. Edition, F., 2011: Guidelines for drinking-water quality. *WHO chronicle*, **38**, 104-108.
11. Engström, E., B. Balfors, U. Mörtberg, R. Thunvik, T. Gaily and M. Mangold, 2015: Prevalence of microbiological contaminants in groundwater sources and risk factor assessment in Juba, South Sudan. *Science of the Total Environment*, **515**, 181-187.
12. Federation, W. E. and A. P. H. Association, 2005: Standard methods for the examination of water and wastewater. *American Public Health Association (APHA): Washington, DC, USA*.
13. Fu, Q., B. Zheng, X. Zhao, L. Wang and C. Liu, 2012: Ammonia pollution characteristics of centralized drinking water sources in China. *Journal of Environmental Sciences*, **24**, 1739-1743.
14. HOXHA, E. and E. HAMZARAJ, 2016: Assessment of drinking water samples of different localities in fier district. *ASSESSMENT*.
15. Ireland, E., 2001: Parameters of water quality—interpretation and standards. *Wexford. EPA. ISBN, 133*.
16. Jingjing, S., Z. Mijia, Y. Xiaoqia, Z. Chi and Y. Jun, 2015: Microbial, urease activities and organic matter responses to nitrogen rate in cultivated soil. *The Open Biotechnology Journal*, **9**.
17. Kamal, M. Z. A. M., M. M. Hashim and M. S. B. M. Zin, 2015: The effect of the ammonium concentration in the groundwater. *PEOPLE: International Journal of Social Sciences*, **1**.
18. Karavoltsos, S., A. Sakellari, N. Mihopoulos, M. Dassenakis and M. J. Scoullou, 2008: Evaluation of the quality of drinking water in regions of Greece. *Desalination*, **224**, 317-329.
19. Lindenbaum, J., 2012: Identification of sources of ammonium in groundwater using stable nitrogen and boron isotopes in Nam Du, Hanoi. *Dissertations in Geology at Lund University*.
20. Lingle, D., 2013: Origin of high levels of ammonium in groundwater, Ottawa County, Michigan.
21. Mostafa, A. H., R. S. Al-Wasify, A. M. Sayed and B. M. Haroun, 2014: Microbiological and physicochemical evaluation of groundwater in Egypt. *International Journal of Environment and Sustainability*, **2**.
22. Ota, Y., M. Hasumura, M. Okamura, A. Takahashi, M. Ueda, H. Onodera, T. Imai, K. Mitsumori and M. Hirose, 2006: Chronic toxicity and carcinogenicity of dietary administered ammonium sulfate in F344 rats. *Food and chemical toxicology*, **44**, 17-27.
23. Ramadan, M. A.-S., U. M. Abdul-Raouf and E. K. Bakhiet, 2015: Microbial Evaluation of Some Groundwater Resources for Human Domestic Consumption in the Western Area of the River Nile Basin of Assuit Governorate, Egypt. *J. Eco. Heal. Env*, **3**, 15-25.
24. Schilling, K. E., 2002: Occurrence and distribution of ammonium in Iowa groundwater. *Water Environment Research*, **74**, 177-186.



25. Umezawa, Y., T. Hosono, S.-i. Onodera, F. Siringan, S. Buapeng, R. Delinom, C. Yoshimizu, I. Tayasu, T. Nagata and M. Taniguchi, 2008: Sources of nitrate and ammonium contamination in groundwater under developing Asian megacities. *Science of the Total Environment*, **404**, 361-376.
26. Zaheeruddin, Z., 1999: Groundwater Pollution Assessment and Hydrogeological Studies in Faridabad-Ghaziabad Districts in Parts of Yamuna River Sub-Basin India. Aligarh Muslim University.