مجلة جامعة تشرين للبحوث والدراسات العلمية _ سلسلة العلوم البيولوجية المجلد (32) العدد (1) 2010
Tishreen University Journal for Research and Scientific Studies - Biological Sciences Series Vol. (32) No. (1) 2010

دراسة بعض المؤشرات الكيميائية والفيزيائية والجرثومية والمحتوى من بعض المعادن الثقيلة في مياه نهر الكبير الشمالي وبئرين مجاورين له في منطقة الجنديرية

الدكتور ياسر علي حماد *
اونج امين محمود **

(تاريخ الإيداع 6 / 9 / 2009. قبل للنشر في 11 / 2 / 2010)

□ ملخّص □

أجريت هذه الدراسة على بعض المؤشرات الفيزيائية والكيميائية والجرثومية وبعض المعادن الثقيلة في مياه نهر الكبير الشمالي وبئرين مجاورين له في منطقة الجنديرية خلال فترة زمنية ممتدة من شباط 2008 وحتى كانون الثاني 2009. وكانت نتائج هذه التحاليل ضمن الحدود المسموح بها عالمياً (WHO/EPA) باستثناء التحليل الجرثومي للنهر. كما أظهرت النتائج تفوق مؤشرات التلوث الكيميائية والجرثومية في مياه النهر على البئرين مشيرة بذلك إلى أن التربة قد رشحت معظم هذه الملوثات قبل دخولها إلى طبقة المياه الجوفية؛ إذ وصل التعداد لبكتريا الكوليفورم للنهر شتاءً إلى $16x10^4$ MPN/ 100 مل، كما تفوق البئر2 على البئر1 وسجل أعلى تعداد لبكتريا الكوليفورم له في حزيران (300) MPN/ 100 مل، أما من ناحية الإيشرشيا القولونية فلم نلحظ أي تواجد لها طوال مدة الدراسة في البئرين المدروسين مما يدل على أن مصدر بكتريا الكوليفورم في الآبار هو التربة وليس برازياً. كما وتؤكد النتائج زيادة تراكيز كل من النحاس والكادميوم في البئر1 بالمقارنة مع الموقعين الآخرين مما قد أثر سلباً في التعداد الكوليفورمي وسيادة جراثيم العصيات الزرق المعروفة بتحملها للمعادن الثقيلة. وعليه تنصح الدراسة بتعقيم مياه الآبار قبل استخدامها لأغراض الشرب بتركيز > 0.5 مغ/ل من الكلور.

الكلمات المفتاحية:
بكتريا الكوليفورم، الايشرشيا القولونية، العصيات الزرق، المعادن الثقيلة، NO_3^-, NO_2^-, NH_4^+ , PO_4^{3-}

* مدرس– قسم علوم التربة والمياه– كلية الزراعة– جامعة تشرين– اللاذقية– سورية.
** طالبة دراسات عليا (ماجستير)– قسم علوم التربة والمياه– كلية الزراعة– جامعة تشرين–اللاذقية– سورية.

مجلة جامعة تشرين للبحوث والدراسات العلمية _ سلسلة العلوم البيولوجية المجلد (32) العدد (1) 2010
Tishreen University Journal for Research and Scientific Studies - Biological Sciences Series Vol. (32) No. (1) 2010

Study of Some Bacteriological-Physico–Chemical Indicators and the Content of Some Heavy Metals in Alkabeer Alshamali River and Two Neighboring Wells

Dr. Yaser Ali Hammad*
Ange . A . Mahmoud **

(Received 6 / 9 / 2009. Accepted 11/2/2010)

□ ABSTRACT □

This study investigated some physico–chemical, bacteriological parameters, and some heavy metals in the water of Alkabeer Alshamali River and two neighboring wells in Aljindeiriya region in the period extended from February 2008 to January 2009. The results were within the allowed limits according to (WHO, USEPA) except for the river which had higher physico–chemical, bacteriological pollutants. This may suggest that soil and sediment filtered most of these pollutants before they entered the groundwater. The river had the highest account of total coliform bacteria (TC) ($16X10^4$) MPN/100 ml in winter. For borehole water samples, parameters were higher in well 2 and recorded the higher account for total coliform bacteria (300) MPN/100 ml in June. For *Escherichia coli* (EC) there were absence for the two studied tube-wells, that indicates that the source of the coliform bacteria is the soil and not fecal pollution. The results showed that the higher concentrations of copper and cadmium in well 1 were more than the other two locations, which play negative role to total coliform count. Therefore, the dominant bacteria were *Pseudomonas aeruginosa* which is known to tolerate high concentrations of heavy metals. The study suggests that water from the two tube-wells should be treated with concentration of free chlorine > 0.5 mg/l before use as drinking water.

Keywords: Total coliform, *Escherichia coli*, *Pseudomonas aeruginosa*, heavy metals.

***Professor, Department Of Soil And Water, Faculty Of Agriculture, Tishreen University, Lattakia, Syria .**
****Postgraduate student (Master), Department Of Soil And Water, Faculty Of Agriculture, Tishreen University, Lattakia, Syria .**

مقدمة:

يحظى الربط ما بين النشاطات البشرية والبيئة باهتمام عالمي إذ يمثل التلوث البيئي إحدى المشكلات الهامة التي تواجه البشرية في العصر الحاضر نتيجة للنشاط الإنساني المتزايد في مجالات الحياة كافة ، وتعدّ قضية التلوث والمياه أولوية من أولويات العصر لما لها من أبعاد صحية سيئة تتمثل في وجود الملوثات بأنواعها المختلفة (بيولوجية، كيميائية، فيزيائية) بنسب أكبر من التركيزات المسموح بها مما يخل في التوازن بين عناصر البيئة المختلفة. يعد نهر الكبير الشمالي من أكبر أنهار محافظة اللاذقية إذ يواجه مشكلة بيئية في مياهه نتيجة رمي الفضلات غير المعالجة من معظم قرى ناحية البهلولية والتي يبلغ تعدادها السكاني فيما بعد السد حوالي (20000) نسمة ويكون تقريباً ناتج الصرف الصحي الملقى إلى النهر يومياً (1600) م^3/يوم (المكتب المركزي للإحصاء، 2005). وبما أن المياه السطحية والجوفية تمثل المستقر النهائي لمعظم الملوثات البيئية، فقد أجريت هذه الدراسة لتقدم بيانات عن مستوى بعض المؤشرات الفيزيائية والكيميائية والجرثومية في مياه نهر الكبير الشمالي وبئرين مجاورين له في موقع تابع للمؤسسة العامة للمياه في منطقة الجنديرية.

استخدم مؤشر بكتريا الكوليفورم الكلي Total Coliform Bacteria (TC)، والكوليفورم البرازي Fecal (FC) Coliform، والإيشرشيا القولونية *Escherichia coli* (EC) لحوالي قرن من الزمن كمؤشرات لاحتمال تلوث المياه بالفضلات البشرية لأنها توجد أساساً في براز الإنسان والحيوانات ذوات الدم الحار (Ahmed *et al*، 2005). وعلى الرغم من أنها في الغالب ليست ضارة بحد ذاتها، فإنها تشير إلى احتمال وجود مسببات أمراض أخرى (بكتريا bacteria، فيروسات viruses ، أوليات protozoans) والتي تعيش أيضاً في جهاز الهضم لدى الإنسان والحيوان، ومن أهم مصادر التلوث البرازي للمياه السطحية هو مياه الصرف الصحي غير المعالجة (Roberts، 1992) ومراكز تربية الحيوان (Smith *et al*، 2008) والجريان السطحي مع مياه الأمطار. فضلاً عن المخاطر الصحية المحتملة من وجود الكوليفورم البرازي بمستويات عالية في المياه، فإنها قد تسبب أيضاً عكارة للمياه، وروائح غير محببة، وزيادة الطلب للأوكسجين (UNEP، 1994). صنفت وكالة حماية البيئة الأمريكية (Environmental Protection Agency USEPA) ومنظمة الصحة العالمية (World Health Organization WHO) بكتريا الكوليفورم الكلي (TC) كمعيار للتحري عن التلوث الجرثومي في مياه الشرب، وسُجل الحد الأدنى (100/ZERO مل) كمعيار لصلاحية المياه للشرب(WHO ؛ 2003، EPA، 2003). كما تحدد المواصفة القياسية السورية لمياه الشرب حدود بعض المؤشرات الفيزيائية والكيميائية والجرثومية المسموح بها جدول [1].

ركزت أغلب الدراسات المرجعية وكذلك المتبعة حالياً على المجاميع الجرثومية الآتية:

1. مجموعة الكوليفورم الكلي (TC): تضم أجناس عديدة من البكتريا تتبع إلى عائلة المعويات *Enterobacteriacea* وهي هوائية ولا هوائية اختيارياً، سالبة لصبغة غرام، غير مشكلة للأبواغ، وتنتشر في الماء والهواء والتربة لذلك لا يعد وجودها بالضرورة مؤشراً إلى تلوث المياه (Leclerc *et al*، 2001؛ APHA، 1998). كما تشير دراسات (Lechevallier *et al*، 1981؛ Camper *et al*، 1979) أن التعقيم بالكلور باستخدام تراكيز ≤ 0.5 مغ/ل كافياً لقتل جراثيم الكوليفورم.
2. مجموعة الكوليفورم البرازي (FC): تمثل عصيات هوائية ولا هوائية اختيارياً، سالبة غرام، غير مشكلة للأبواغ (Entry *et al*، 2001؛ UNEP/WHO، 1983)، وتستخدم كمؤشر للتلوث البرازي استخداماً واسعاً

بغية تحديد النوعية الميكروبيولوجية للمياه السطحية والجوفية، وفي الفترة الأخيرة أصبح مؤشر الكوليفورم البرازي موضع تساؤل، لأنه من الممكن أن تتوافد هذه البكتريا من مصادر عديدة مختلفة كالتربة، الجريان من الأراضي الزراعية... الخ (Ahmed *et al*، 2005).

3. الإيشرشيا القولونية (EC): تتصف بتخميرها لسكر الغلوكوز واللاكتوز مع تكوين غاز وحمض، وتعيش في الأمعاء الغليظة للإنسان ويمكن عزلها من البراز، وتنمو بسهولة على أوساط الاستنبات العادية (APHA، 1998). كما يدل وجود العصيات القولونية في الماء والحليب أو المواد الغذائية الأخرى على تلوثها بالمفرغات البرازية بطريقة ما (Entry *et al*، 2001؛ Safapour *et al*، 1999). تعدّ ذراري الإيشرشيا القولونية المنتجة للذيفان أحد المسببات الشائعة للإسهال في البلدان النامية حيث تنتشر عن طريق الأغذية الملوثة أكثر من انتشارها عن طريق الماء ولكنها أقل شيوعاً في البلدان المتطورة (Levinson، 2008)، وبما أن الإيشرشيا القولونية والعناصر الممرضة المعوية يتم إبادتها والتخلص منها عن طريق كلورة مياه الشرب ولذلك فإن وجودها يعد نادر الحدوث في المياه المعالجة (Levinson، 2008).

4. العصيات الزرق *Pseudomonas aeruginosa* (PA): تعد من العصيات الهوائية السالبة لصبغة غرام، تتبع إلى فصيلة الزوائف *Pseudomonadaceae* واسعة الانتشار إذ تعيش بعض أنواعها حرة في التربة والماء(Brooks *et al*، 2007؛ Jones *et al*، 2003؛ UNEP/WHO، 1994). كما تتميز هذه العصيات بقدرتها العالية على تحمل تراكيز مرتفعة نسبياً من المعادن الثقيلة أكثر من مجموعة بكتريا الكوليفورم (Hussein *et al*، 2003؛ Chang *et al*، 1998). كما تشير بعض الدراسات إلى ضرورة التعقيم بتركيز من الكلور > 0.5 مغ/ل لضمان القضاء على هذه الجراثيم (Shrivastava *et al*، 2004).

من جهة أخرى، فقد قمنا بدراسة بعض المؤشرات الفيزيائية والكيميائية كونها تؤثر في نوعية المحتوى الميكروبي للمياه (Sanz *et al*، 1998). ومن أهم المؤشرات المدروسة:

a. الشوارد الآزوتية Nitrate، Nitrite ، Ammonium (NO_3^-، NO_2^-، NH_4^+): تعد هذه الأشكال النتروجينية إضافة إلى النتروجين الغازي N_2 قابلة للتحويل المتداخل بيوكيميائياً من شكل إلى آخر، ويعد الاستخدام المفرط للأسمدة الآزوتية السبب الرئيس لانتقال هذه الشوارد النتروجينية إلى المياه السطحية والجوفية وخصوصاً مع مياه الأمطار والري إذ يؤدي ذلك إلى غسل هذه الشوارد من الأراضي الزراعية إلى المياه السطحية والجوفية (Entry *et al*، 2001؛ Tuthill *et al*، 1998؛ APHA، 1998).

b. شاردة الفوسفات (PO_4^{3-}) : يؤدي الاستخدام المفرط للأسمدة الفوسفاتية إلى ارتفاع تركيز هذه الشاردة في المياه الجوفية والسطحية. تشير الدراسات إلى وجود ارتباط بين استخدام الأسمدة الفوسفاتية وزيادة محتوى التربة من المعادن الثقيلة، إذ تؤكد وجود المعادن الثقيلة في الأسمدة اللاعضوية ويظهر تحليل مجال واسع من منتجات الأسمدة الفوسفاتية احتواءها على تراكيز مرتفعة من الزرنيخ، الكادميوم، الرصاص مقارنة بالأسمدة الأخرى /الآزوتية، البوتاسية، الجبسيوم/.(MDH، 2008؛ Nurcan & Cetin، 2005) كما يقود الاستخدام المفرط للأسمدة الفوسفاتية والنتراتية إلى ما يعرف بظاهرة الإثراء الغذائي Eutrophication في المسطحات المائية (Entry *et al*، 2001).

c. المعادن الثقيلة: تكون معظم أملاح المعادن الثقيلة ذوابة في الماء وتصل إلى المياه السطحية والجوفية من خلال انغسالها من الأراضي الزراعية المجاورة أو من مخلفات المصانع (Murray *et al*، 2006). كما يشير (Adamo *et al*، 2005) أن النشاطات البشرية قد تكون المصدر الأساسي للمعادن (Cd, Zn, Cr, Cu) ومن

المحتمل أنها أكثر حركية من تلك الموروثة من المادة الأم الجيولوجية. تكمن الأهمية البيئية لدراسة المعادن الثقيلة في المياه كونها تؤثر سلباً على الأحياء التي تقوم بعملية التنقية الذاتية، ويوجد الكثير من الدراسات التي تناولت هذا الأثر وأظهرت نتائجها عدم تحمل جراثيم الكوليفورم للمعادن الثقيلة بينما تكون العصيات الزرق أكثر تحملاً للتراكيز المرتفعة نسبياً (Hussein *et al* ،2003).

الجدول [1] بعض المواصفات الفيزيوكيميائية والجرثومية حسب المواصفة القياسية السورية رقم [45] لمياه الشرب .

المكون	الرمز	الوحدة	الحد المسموح به	الحد الأقصى المسموح به
الكادميوم	Cd	مغ / ل	0.003	0.003
الكروم الكلي	Cr	مغ / ل	0.05	0.05
الرصاص	Pb	مغ / ل	0.01	0.01
النحاس	Cu	مغ / ل	1	2
النترات	NO_3^-	مغ / ل	50	50
النتريت	NO_2^-	مغ / ل	0.2	0.2
الأمونيا	NH_4^+	مغ / ل	0.5	0.5
الفوسفات	PO_4^{3-}	مغ / ل	0.5	1
الرقم الهيدروجيني	pH	_	9 - 6.5	-
العكارة	Tur	NTU	1	5
الكوليفورم الكلي	TC	خلية / 100مل	-	ZERO
الكوليفورم البرازي	FC	خلية / 100مل	-	ZERO
الايشرشيا القولونية	EC	خلية / 100مل	-	ZERO
الكلور الحر المتبقي	Cl_2	مغ / ل	-	0.1 1-

أهمية البحث وأهدافه:

أجريت هذه الدّراسة على مياه نهر الكبير الشمالي في موقع الجنديرية الذي يلي منطقة البهلولية التي ترمي فضلاتها غير المعالجة فيه، وقد أقيمت العديد من الآبار بمواقع مختلفة على ضفافهِ كمصدر لمياه الشّرب. وبما أن النشاطات البشرية تعمل على تبديل الحياة المائية والنباتية على ضفاف الأنهار، وأنَّ أنظمة الماء الجّوفي قابلة للتعرض ولو بشكل بطيء للملوثات الميكروبيولوجية والكيميائية والمعادن الثقيلة ومن هنا تأتي أهمية البحث في تقصي واقع هذه الموارد المائية ومدى صلاحيتها للاستخدام البشري ويمكن تلخيص أهداف البحث بالنقاط الآتية:

1. كشف بعض التغيرات المكانية والزمنية لتعداد بكتريا (TC، FC، PA، EC) في مياه النهر والبئرين المجاورين له.

2. دراسة بعض التغيرات الفيزيائية والكيميائية لعينات المياه المدروسة (NO_3^-، NO_2^-، NH_4^+، PO_4^{3-}، pH، العكارة، والحرارة) في المواقع الثلاث.

3. تقدير تراكيز بعض المعادن الثقيلة وهي الرصاص– الكادميوم– الكروم– النحاس(Pb، Cd، Cr، Cu) في المياه الجوفية والسطحية ضمن المنطقة نفسها، من خلال المقارنة المباشرة لتراكيز هذه المعادن في مياه نهر الكبير الشمالي والبئرين المجاورين له ومعرفة مدى ارتباطها بالمؤشرات الجرثومية المدروسة.

طرائق البحث ومواده:

موقع الدراسة: في منطقة الجنديرية بالقرب من طريق حلب اللاذقية، إذ توجد مجموعة من الآبار، معزولة عن محيطها بسور شائك، تابعة للمؤسسة العامة لمياه الشرب والصرف الصحي باللاذقية، تستخدم هذه الآبار لتغطية احتياجات مياه الشرب لعدد من القرى المجاورة وبعض الأحياء السكنية في مدينة اللاذقية. تمت الدراسة على مياه نهر الكبير الشمالي في موقع واحد قريب من الآبار، ومياه بئرين مجاورين له من آبار الجنديرية، يتراوح عمق هذه الآبار بين 20-30 م، ويبعد البئر1 عن النهر حوالي خمسة أمتار فقط، أما البئر2 يبعد عن النهر حوالي 200 م ويقع ضمن بساتين الليمون. يتم ضخ المياه المعدة للاستخدام البشري وتجميعها في خزان كبير ليتم تعقيمها بمادة الكلور قبل أن تصل إلى المستهلك.

تم إجراء البحث في المخبر المركزي للمؤسسة العامة لمياه الشرب والصرف الصحي ومخبر الأحياء الدقيقة ومخبر أبحاث علوم التربة والمياه في كلية الزراعة.

الاعتيان:

تم جمع العينات خلال الفترة من شباط 2008 حتى كانون الثاني 2009 بمعدل مرة واحدة في الشهر بمعدل عينتين من كل موقع من المواقع الثلاث المدروسة (نهر، بئر1، بئر2) وتحليل مكررين من كل عينة. أخذت عينات النهر من موقع واحد في منطقة الجنديرية قرب الآبار المستخدمة للشرب ومن منتصف النهر حيث الجريان وغمرت العبوات تحت سطح النهر تقريباً على عمق 25 سم وبعكس اتجاه التيار، فيما يتعلق بالآبار فقد تم الضخ لمدة ربع ساعة قبل أخذ العينات (APHA ،1998). استخدم لجمع عينات التحليل الجرثومي عبوات زجاجية سعة العبوة 500 مل مغسولة جيداً ومعقمة في الأوتوكلاف، كما تم جمع عينات التحليل الكيميائي والمعادن الثقيلة بعبوات مصنعة من البولي ايتيلن Polyethylene سعة ليتر واحد، ، وضعت في محفظة خاصة لنقلها إلى المختبر،علماً أنه تم إضافة حمض الآزوت بتركيز 5 مل/ ل لكل عبوة من عبوات تحليل المعادن الثقيلة، ثم حفظت العينات في البراد على الدرجة 4 م° لحين إجراء التحاليل المطلوبة إذ أجريت عليها الاختبارات الجرثومية والكيميائية الضرورية مباشرة منعاً لحدوث تغيرات في المؤشرات المدروسة.

الكوليفورم الكلي: تم استخدام طريقة الترشيح الغشائي Membrane filter method للعينات بتمرير حجوم محددة عبر أغشية معقمة ذات ثقوب منتظمة بقطر (0.45µm) باستخدام مخلية هوائية، ووضعت الأغشية على وسط زراعي مناسب هو M-Endo agar وحضنت في الدرجة 35.5 م° لمدة 24 ساعة ثم عدت المستعمرات الحمراء والحمراء ذات البريق المعدني. كما تم استخدام طريقة تخمير الأنابيب المتعددة Multiple tube Fermentation Technique، باستخدام مرق الأخضر اللامع مع أملاح الصفراء Brilliant green lactose bile broth، والتحضين في الدرجة 35.5 م° لمدة 24 ساعة، سجلت نتائج فحص

الأنابيب المضاعفة والتمديدات بالعدد الأكثر احتمالا Most Probable Number (MPN) للمتعضيات ، تم تقدير التعداد حسب الأنابيب الإيجابية وبالرجوع إلى جداول خاصة بالطريقة(1998، APHA؛ 1984،UNEP).

الكوليفورم البرازي: تم ترشيح 100 مل من عينات الآبار عبر أغشية معقمة ذات ثقوب بقطر (0.45) ميكرومتر باستخدام مخلية هوائية، وضعت الأغشية على وسط زراعي مناسب M-FC agar، حضنت في الدرجة 44.5 م° لمدة 24 ساعة، ثم قمنا بأخذ تعداد المستعمرات الزرقاء اللون إذ تشكل جراثيم الكوليفورم البرازية مستعمرات زرقاء اللون بسبب تخميرها لسكر اللاكتوز (1988، Merck).

العصيات الزرق: تم استخدام تقانة الترشيح الغشائي بترشيح حجوم محددة من العينة ووضعت الأغشية على وسط الستريميد آغار Cetrimide agar، ثم حضن الوسط في الدرجة 41 م° لمدة 24 ساعة، وعدت المستعمرات النامية إذ تشكل جراثيم العصيات الزرق *Pseudomonas aeruginosa* (PA) مستعمرات بقطر 0.8–2.2 مم مسطحة الشكل بلون فاتح مع مراكز مسودة مخضرة أو بنية. (1998، APHA).

القياسات الفيزيوكيميائية: تم قياس العكارة باستخدام جهاز Hach (Turbidity meter 2100) وسجلت النتيجة مقدرة ب Nephelometric Turbity Units (NTU). كما تم قياس الرقم الهيدروجيني(pH) باستخدام جهاز Thermo orion 210، وتم قياس درجة الحرارة باستخدام ميزان حرارة زئبقي، واستخدم مقياس التحليل الطيفي الضوئيSpectrophotometer DR 2010 لقياس شوارد النترات، النتريت، الأمونيا والفوسفات مقدرة تلك الشوارد ب(ملغ/ل) (1998، APHA) كالآتي:

– طريقة قياس تركيز شاردة النترات: تعتمد على إرجاع شاردة النترات إلى شاردة نتريت بوجود الكادميوم. تقوم شاردة النتريت (الناتجة عن أرجاع شاردة النترات) بتفاعل ديأزة مع السلفانيلاميد ثم يتفاعل مركب الديآزونيوم المتشكل مع N–(1– نفتيل)– اتيلين دي هيدروكلوريد لتشكيل صباغ آزو ملون كهرماني والذي يمكن قياس شدة لونه باستخدام مقياس اللون عند طول موجة 400 نانومتر.

– طريقة قياس تركيز شاردة النتريت: تعتمد على تفاعل النتريت في العينة مع حمض الكبريت ليشكل ملح ديازونيوم مرحلي(متوسط) يرتبط هذا مع حمض كروموتروبيك ليشكل معقد بلون زهري يشير إلى كمية النتريت النسبية مباشرة. يتم القياس على جهاز سبيكتروفوتومتر عند طول موجة 507 نانومتر.

– طريقة قياس شاردة الأمونيا تم قياسها باستخدام جهاز التحليل الطيفي الضوئي والكاشف المستعمل هو نسلر الذي يعطي معقداً لونه أصفر عندما يضاف إلى العينة ويقاس عند طول موجة 425 نانومتر.

– طريقة قياس تركيز شاردة الفوسفات : تعتمد على تفاعل موليبدات الأمونيوم مع الأورثروفوسفات في وسط معتدل الحموضة مشكلة مركب من حمضين هما حمض الفوسفور وحمض الموليبدنيوم الذي يرجع بحمض الأسكوربيك إلى الموليبدنيوم ذي اللون الأزرق الشديد. يتم القياس عند طول موجة 890 نانومتر.

قياس المعادن الثقيلة: تم تحديد تراكيز المعادن باستخدام جهاز الامتصاص الذري Atomic absorption spectrophotometer 220 وفق تقانة فرن الغرافيت (التذرية الكهرحرارية)، واستخدام مصباح خاص بكل معدن، وتم تحضير المحاليل العيارية المناسبة ورسم المنحنيات البيانية ثم تم تمرير العينات لأخذ القراءات بالميكروغرام/ ل ومن ثم تحويلها إلى الملغ/ل (1998، APHA).

التحليل الإحصائي:

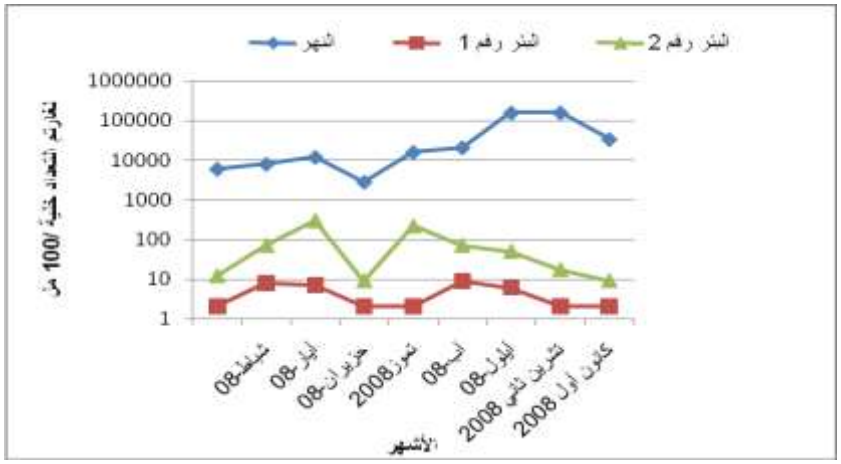
تم التحليل الإحصائي باستخدام برنامج التحليل الإحصائي SPSS وتحليل التباين العام (General Analysis Of Variance) باستخدام اختبار ANOVA. ومن ثم حساب قيمة أقل فرق معنوي (LSD5%) لمقارنة المتوسطات في الاختبارات المدروسة وتحديد الفروق المعنوية بينها. كما تم دراسة معامل الارتباط لعدد من المؤشرات.

النتائج والمناقشة:

1 . نتائج التحليل الجرثومي:

يظهر تحليل التباين Kruskall-Wallis للكوليفورم الكلي أن هناك فروقات معنوية بين المعاملات المدروسة حيث تظهر النتائج في الشكل (1) تفوق التعداد الجرثومي TC للنهر على البئرين، وقد يعزى ذلك إلى التلوث المباشر الناجم عن رمي مياه مخلفات صرف صحي غير معالجة في النهر ناجمة عن نشاط قرى ناحية البهلولية الموجودة على ضفاف النهر (قبل موقع الدراسة) أو تلوث غير مباشر، ناجم عن الانجراف من الأراضي الزراعية في موسم الأمطار إذ ارتفع التعداد الجرثومي في مياه النهر في أوقات الأمطار الغزيرة، فسجلت TC النهر أعلى قيمة لها في شهر تشرين الثاني $16x10^4$ 100/MPN مل عندما كانت العكارة مرتفعة (10) NTU، كما يؤكد التحليل الإحصائي وجود علاقة ارتباط قوية (r =0.68) بين العكارة(Turbidity (TUR وTC عند مستوى المعنوية 0.05، ويشير (2001، Entry *et al*؛ 2000، Baudart *et al*؛ 1984، Keswick *et al*) إلى ارتفاع المحتوى الجرثومي في مياه الأنهار في فصل الخريف وفي موسم الأمطار، إذ تعمل الحوادث الشاذة في الأنهار/نمو الأشنيات، الحوادث المطرية/ على تعديل نوعية المادة العضوية في المياه الخامية والمعالجة وهذا يحفز نمو بكتريا الكوليفورم (2005، Bouteleux *et al*).

سجلت أدنى قيمة للتعداد الكوليفورمي (TC) للنهر في شهر تموز (2800) خلية/ 100 مل، ويمكن تعليل الانخفاض بزيادة شدة الإشعاع الشمسي الفعال في قتل الجراثيم Solar Disinfection (SODIS) إذ تنمو الجراثيم المرضية في الظلام أكثر من نموها في الضوء(2008، Boyle *et al*؛ 2006، Berney *et al*؛ 1982، Fujioka *et al*؛ 1981، Fujioka *et al*)، ومما ساعد في زيادة كفاءة القتل بالأشعة الشمسية في هذا الوقت هو انخفاض العكارة إلى القيمة NTU (2.2) حيث يؤكد (2004، Caslake *et al*)أنه كلما زادت العكارة كلما تطلب ذلك زمناً أطول لخفض الحمولة البكتيرية في وحدة التعقيم بالإشعاع الشمسي.



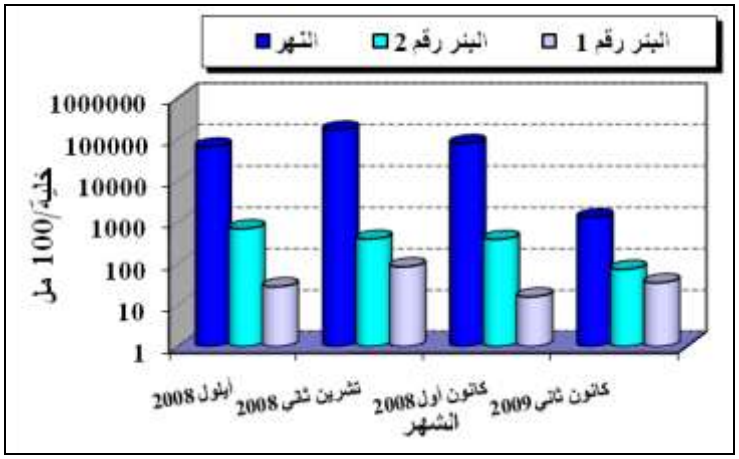
شكل [1] تغيرات المحتوى الكوليفورمي في مياه النهر والبئرين المجاورين من شباط 2008 حتى كانون الثاني 2009

كما أن تعداد FC النهر المتراوح (10^3 x24 – 10^3) خلية/ 100 مل في هذا الموقع يفوق الحد الحرج المسموح به كمياه للري (≥ 10^3 خلية جرثومية برازية / 100 مل) وفق معايير منظمة الصحة العالمية (2000، WHO) ولكن في حال عدم توافر مصدر مياه بديل يرفع هذا الحد الصارم ليصبح ≥ 10^5 خلية جرثومية برازية / 100 مل. مع الأخذ بالحسبان أن هذا الموقع لا يمثل المياه المحتجزة خلف السد التي تؤخذ منها أقنية الري.

لحظ فيما يتعلق بالبئرين ظهور تفوق واضح في TC للبئر2 على TC للبئر1 (شكل1) مترافقاً مع ارتفاع العكارة في مياه البئر2 طوال مدة الدراسة (شكل3). وسجلت TC أعلى قيمة لها في البئر2 في شهر حزيران (300)خلية/100 مل إذ ترافق ذلك مع العكارة المرتفعة (21) NTU ودرجة الحرارة المرتفعة (20.5º) وهذا ما تؤكده دراسات (2006، Côté *et al*؛ 1976، Edmonds) التي تشير إلى ازدياد التعداد الجرثومي بارتفاع درجة الحرارة. من جهة ثانية، فان غياب *E. coli* في مياه البئرين المدروسين يشير إلى أن مصدر TC في المياه قد يكون التربة وبالتالي لا يمكن عده مؤشراً لتلوث المياه في هذه الحالة (2005، Guber *et al*؛ 2000، Baudart *et al*؛ 1984، Keswick *et al*)

كما تظهر أبحاث(1998، Tuthill *et al*؛ 1976، Edmonds) أن انتقال TC وFC من طبقات التربة السطحية إلى المياه الجوفية هو احتمال ضعيف جداً، وهذا ما يفسر سبب انخفاض التعداد البرازي في الآبار إذ سجل أعلى تعداد TC (10) خلية/ 100مل في البئر2 في شهر أيلول عقب هطول الأمطار.

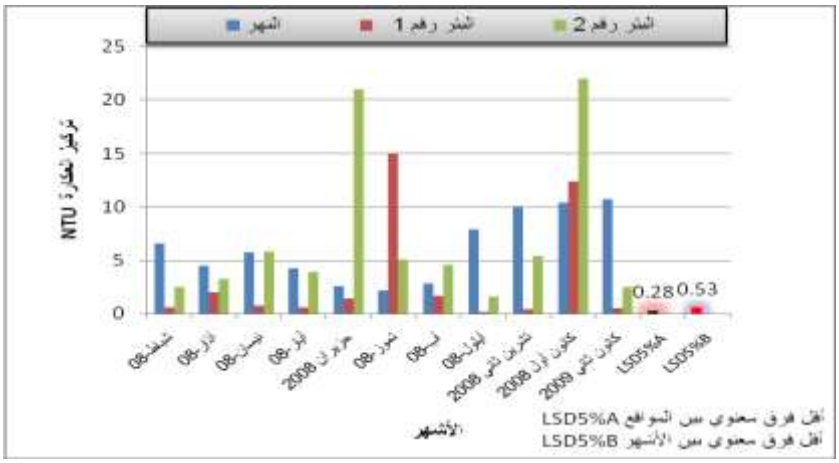
سجلت في النهر أعلى القيم فيما يتعلق بالعصيات الزرق (PA)، ثم في البئر2 ثم البئر1 وكانت أعلى قيمة للنهر في شهر تشرين الثاني 10^4X17 خلية/100 مل إذ بلغت العكارة (10) NTU وأيضاً رمي مخلفات معاصر الزيتون مباشرة في النهر. كما سجلت PA في البئر2 قيمة عالية (شكل2) في شهر أيلول(10^2X17) خلية/100 مل بسبب هطول الأمطار، أما البئر1 فقد سجل أعلى تعداد له من PA في شهر تشرين الثاني (170) خلية / 100 مل، ويعود السبب إلى قرب هذا البئر من النهر مما أدى إلى ارتفاع التعداد في هذا التاريخ.فيما يتعلق بمياه الآبار، إن ارتفاع التعدادات من TC، FC، PA لا تشكل خطورة إذ يتم القضاء عليها باستخدام تركيز من الكلور الحر المتبقي أكبر 0.5 مغ/ل، وهذا ما أكده(1981، Lechevallier *et al*؛ 1979، Camper *et al*)



شكل[2] تغيرات العصيات الزرق (PA) في مياه النهر والبئرين المجاورين من أيلول 2008 إلى كانون الثاني 2009

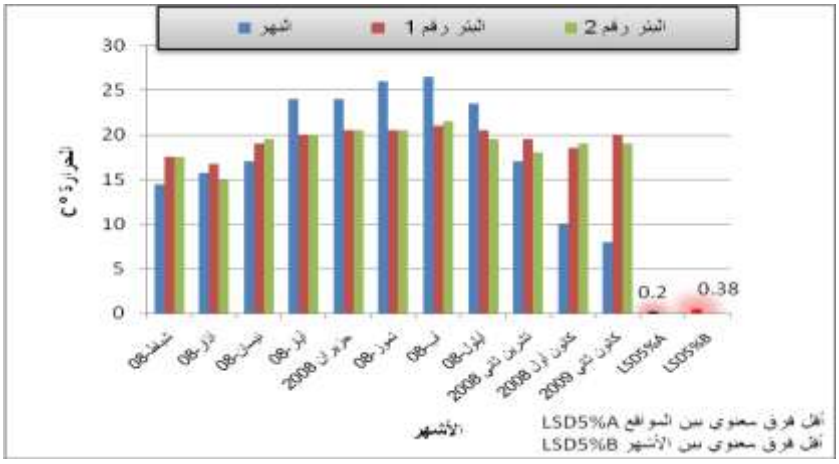
2. نتائج مراقبة القياسات الفيزيائية والكيميائية:

أظهر تحليل التباين بالنسبة للعكارة أن هناك فروقات معنوية بين المعاملات المدروسة، ووصلت أعلى قيمة للعكارة في النهر إلى (10.7) NTU في شهر كانون الثاني مترافقة مع تعداد جرثومي عالي (34000) 100/MPN مل، وأخفض قيمة لها في شهر تموز (2.2) NTU مترافقة مع أخفض تعداد جرثومي كوليفورمي كلي، وهذا ما يؤكده معامل الارتباط القوي(r= 0.68) عند مستوى المعنوية 0.05 بين العكارة والتعداد الكوليفورمي الكلي للنهر، ولقد سجلت العكارة أعلى قيم لها في البئر2 مقارنة بالبئر1 طوال مدة الدراسة علماً أنها بقيت ضمن الحدود المسموح بها مع بعض القيم الشاذة التي سجلت خلال فترة عدم ضخ المياه من البئر بسبب أعطال فنية، وأن ارتفاع العكارة في البئر2 لا يشكل خطورة في الآبار بسبب غياب الايشرشيا القولونية.



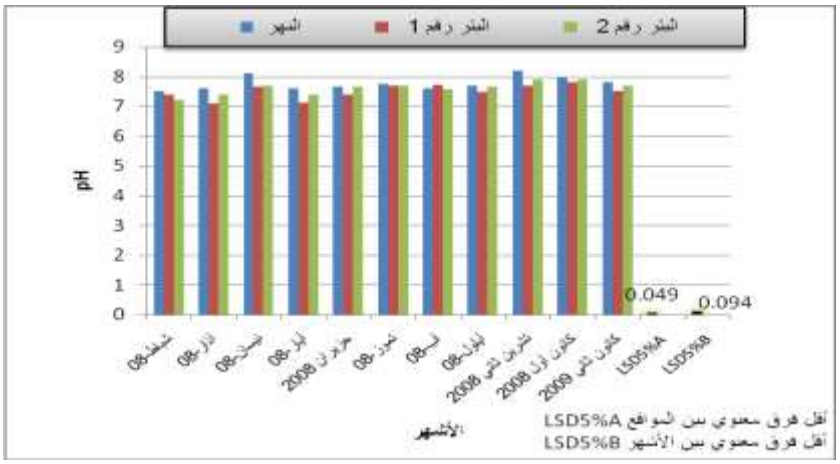
شكل [3] تغيرات العكارة في مياه نهر الكبير الشمالي والبئرين المجاورين خلال الفترة من شباط 2008 حتى كانون الثاني 2009

يتبين من الشكل (4) أن المياه السطحية للنهر متأثرة كثيراً بدرجة حرارة الجو حيث تراوحت درجة حرارة النهر بين (8–26.5) م° بينما كانت درجة حرارة الآبار متغيرة بدرجات قليلة (17–21.5 م°). ويعد هذا التغير من خصائص المياه الجوفية.



شكل [4] تغيرات الحرارة في مياه النهر والبئرين المجاورين خلال الفترة من شباط 2008 حتى كانون الثاني 2009

سجل النهر أعلى قيمة pH (شكل5) في شهر تشرين الثاني (8.2) وترافق هذا مع أعلى تعداد جرثومي في النهر ومع أعلى قيمة لشاردة الأمونيوم (0.24) مغ/ل.



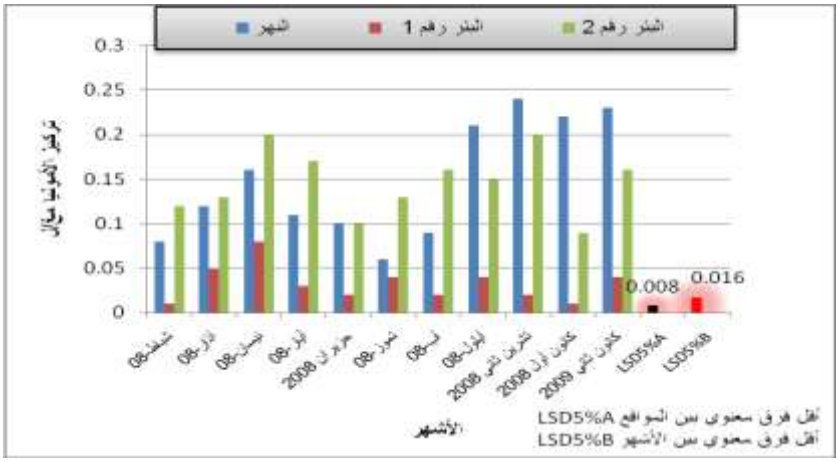
شكل [5] تغيرات pH في مياه النهر والبئرين المجاورين خلال الفترة ما بين أيلول 2008 – كانون الثاني 2009

كما سجل النهر أقل قيمة pH في شهر شباط (7.5) مترافقاً مع قيمة منخفضة للتعداد الجرثومي وقيمة قليلة للأمونيوم (0.08) مغ/ل بالتالي يعد pH دليل على النشاط الجرثومي في النهر، وكانت قيم pH في المياه الجوفية أقل من النهر؛ إذ تراوحت قيم البئر2 بين (7.2–7.9)، بينما سجل البئر1 أخفض القيم وتراوحت بين (7.1–7.8).

الشوارد الآزوتية (NH_4^+ ،NO_2^- ،NO_3^-)

يؤكد تحليل التباين ANOVA وجود فروق معنوية بين المواقع المدروسة فيما يتعلق بشوارد النترات، النتريت، والأمونيا، ولقد سجل النهر قيم أعلى في مؤشرات التلوث عنه في الآبار حيث يؤكد (Nduka *et al*، 2007) انخفاض العديد من مؤشرات التلوث في المياه الجوفية عنه في الأنهار المجاورة لها. إن تغير تركيز الشوارد الآزوتية بشكل ملحوظ حسب الفصول، وانخفاضها في الصيف يعود إلى النمو السريع للأشنيات في النهر التي تستهلك NO_3^- −N كركيزة لها وتستنفذها في الفصول الحارة (Wu & Zhou، 2008)، ويمكن تفسير ارتفاع تركيز شاردة NO_3^- عن NH_4^+ في المياه بصفة عامة بأن شاردة الأمونيوم تكون ذائبة في المحلول أو مدمصة على سطوح معقد الامتصاص على العكس من شوارد النترات التي تبقى حرة في محلول التربة وبالتالي انغسالها إلى المياه الجوفية. كما لحظنا ارتفاع تركيز شاردة الأمونيوم عقب هطول الأمطار لتصل إلى أعلى قيمة مسجلة في النهر 0.24 مغ/ل ويمكن أن يعزى ذلك إلى وجود الآزوت في ماء المطر والثلج بصورة نترات ونشادر(بوعيسى & علوش، 2006).

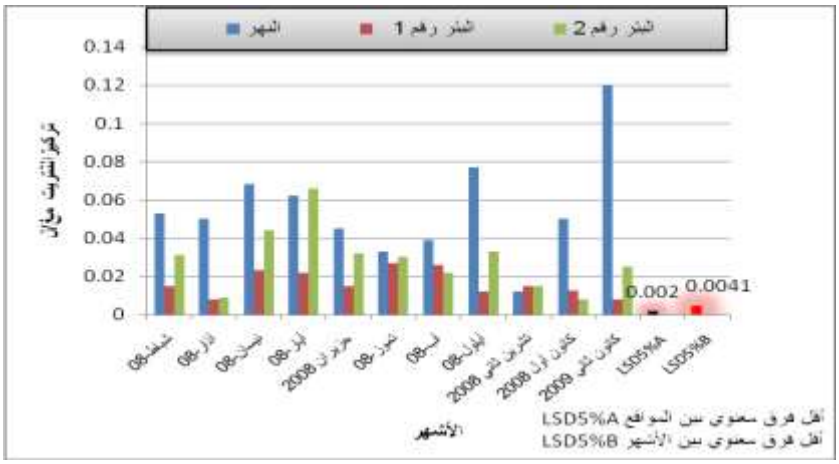
ويعد معامل الارتباط القوي ($r = 0.75$) عند مستوى المعنوية 0.05 بين NH_4^+ و TC للنهر مؤشراً على أن مصدر شاردة الأمونيوم في مياه النهر هو رمي مخلفات بشرية غير معالجة في مجرى النهر لأن شاردة الأمونيوم تدل على حداثة التلوث وسير عملية التنقية الذاتية جيدا (wu & Zhou ،2008 ؛ Jones، 1985).



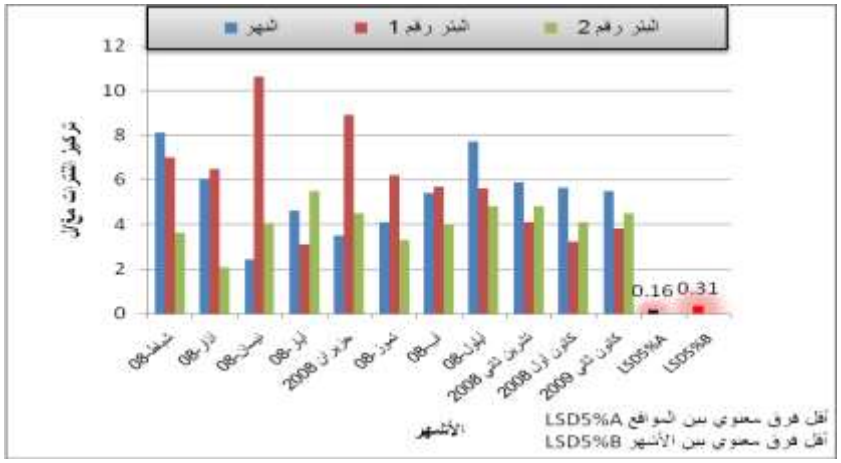
شكل [6] تغيرات شاردة الأمونيا (مغ/ل) في مياه النهر والبئرين المجاورين خلال الفترة ما بين أيلول 2008 – كانون الثاني 2009

لوحظ أن قيم شاردة النتريت تقع ضمن الحدود المسموح بها، وبلغت تراكيزها في مياه النهر قيماً أعلى من الآبار (شكل7).كما سجلت طوال مدة الدراسة قيماً أعلى في البئر2 منه في البئر1، ويمكن تعليل ذلك بوجود البئر2 بالقرب من الأراضي الزراعية (بساتين الليمون) والتي تخضع لعمليات تسميد زائدة قد تسبب تعطل في عملية التأزت، وفي هذا الوضع قد يتجمع النتريت حتى يتم تأكسد كل الصورة النشادرية، وعندئذ فقط تبدأ الخطوة التالية وهي حدوث تكوين النترات بالسرعة المعتادة (بوعيسى & علوش، 2006)،(2005، Freitag *et al*؛ 2003، Shen *et al*).

سجلت أعلى قيمة لشاردة النترات في البئر1 في شهر نيسان (10.6) مغ/ل الشكل (8) ويعود سبب ذلك إلى استخدام الأسمدة الآزوتية خاصة النتراتية في فصل الربيع وسهولة ذوبان أملاح النترات في الماء وارتشاحها عبر طبقات التربة (2002، Tsvetkova؛ 1998، Tuthill *et al*)، أما فيما يخص البئر2 فقد سجلت أعلى قيمة لشاردة النترات في شهر أيار (5.5) مغ/ل. من ناحية ثانية، سجلت في النهر أعلى قيمة لشاردة النترات في شهر شباط (8.1) مغ/ل، ومردها كما هو متوقع إلى الأمطار التي تحدث كثيراً في هذا الشهر، مما أدى إلى غسل وجرف أملاح النترات من الأراضي الزراعية إلى النهر، وهذا ما ورد في دراسة مشابهة قام بها (2001، Entry *et al*).

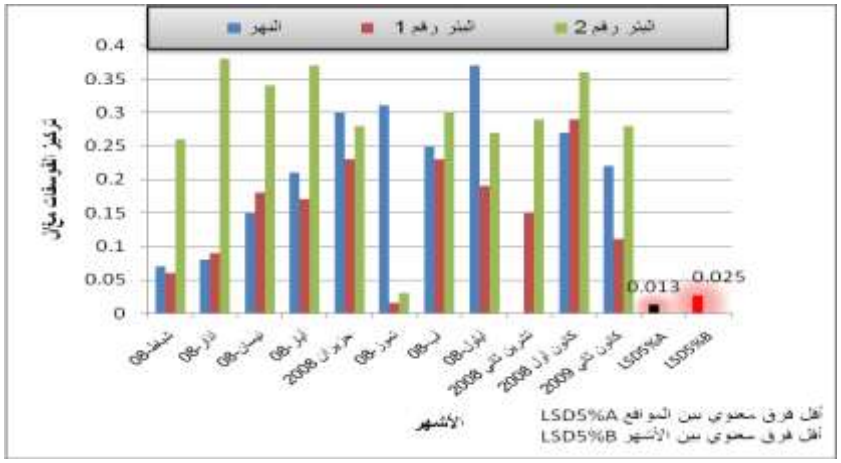


شكل [7] تغيرات شاردة النتريت في مياه نهر الكبير الشمالي والبئرين المجاورين من شباط 2008 حتى كانون الثاني 2009



شكل [8] تغيرات تركيز شاردة النترات في مياه النهر والبئرين المجاورين خلال الفترة من شباط 2008 حتى كانون الثاني 2009

شوارد الفوسفات (PO_4^{3-}): أظهر تحليل التباين ANOVA وجود فروق حقيقية بين المواقع المدروسة، كما سجل أعلى تركيز لهذه الشاردة كما هو موضح في الشكل (9) في البئر2 في فصل الربيع وبمتوسط قدره (0.33) مغ/ل وهي قيمة مرتفعة على الرغم من أنها ضمن الحدود المسموح بها في المواصفة القياسية السورية جدول[1]، ويمكن أن يعزى ذلك إلى تواجد هذا البئر بالقرب من بساتين الليمون التي تسمد بالسماد الفوسفاتي وأخفض قيمة سجلت في شهر تموز(0.03) مغ/ل ويعود ذلك إلى عدم وصول هذه الشاردة من الطبقات السطحية إلى المياه الجوفية في أوقات الجفاف من العام.



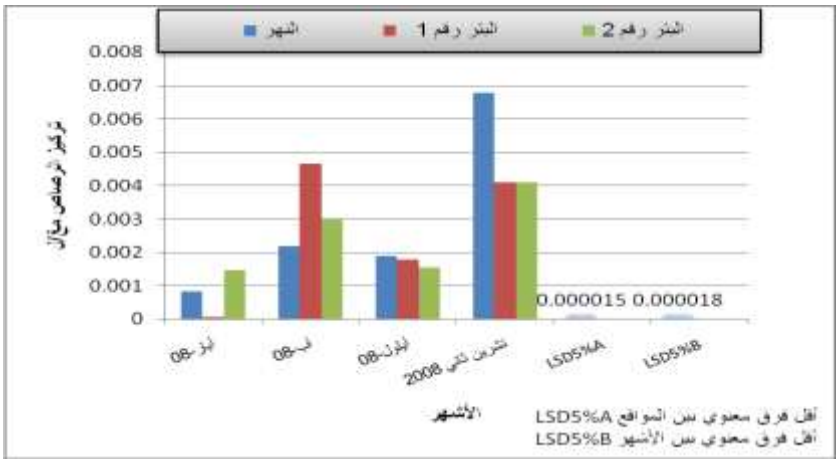
شكل [9] تغيرات شاردة الفوسفات (مغ/ل) في مياه النهر والبئرين خلال الفترة ما بين شباط 2008 – كانون الثاني 2009

بالنسبة للقيمة العالية المسجلة في النهر في شهر تموز على الرغم من أنه وقت الجفاف من العام فتعزى إلى انخفاض منسوب المياه في النهر حيث يشير (Sharpley *et al* ،1995) أنه كلما قلت سرعة جريان مياه النهر كلما ارتفع محتواه من الفوسفور المعلق والمتوضع في الرواسب، متحركاً من أعلى النهر إلى المنطقة الساحلية. وتكمن المشكلة في أن تراكيز الفوسفور التي تعدّ ملوثة للمياه منخفضة للغاية، فلقد تبين أن ارتفاع تراكيز الفوسفور في المياه

في حدود 0.01 مغ/ل تزيد نمو الأشنيات التي تشجع على النمو البكتيري في مياه الأنهار حيث تبين الدراسات أن الأشنيات تشجع نمو البكتريا متباينة التغذية بما فيها الكوليفورم البرازي بما تقدمه من كربون عضوي قابل للتمثل ميكروبياً (بوعيسى؛ علوش، 2006) (Bouteleux *et al* ،2005)، وبالتالي فان بعض قيم الفوسفور المسجلة لدينا والتي وصلت حتى 0.38 مغ/ل أعلى بحوالي 37 مرة من الحد الحرج للنمو الأشني وهذا ما يدعو للتنبه إلى مياه النهر في موقع الدراسة وخاصة عند انخفاض مستوى الجريان في النهر.

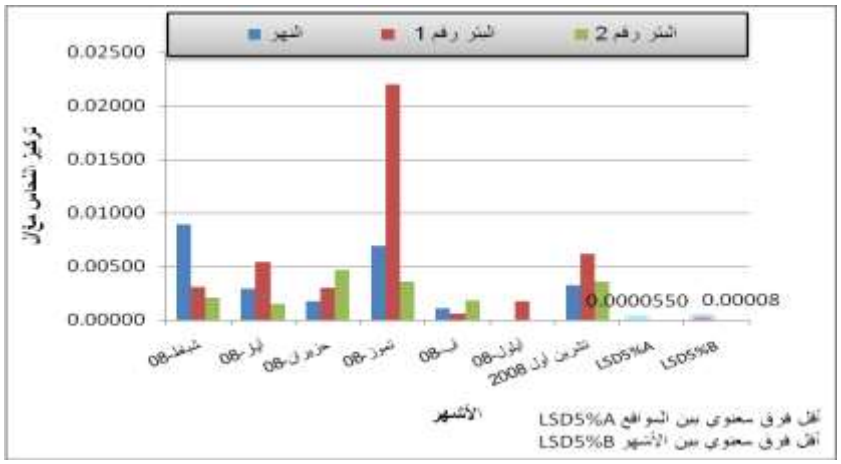
3 . نتائج قياسات العناصر الثقيلة:

الرصاص: يظهر من الشكل (10) أن نتائج قياس الرصاص في مياه المواقع المدروسة كانت ضمن الحدود المسموح جدول [1]، وقد أظهر التحليل الإحصائي وجود فروق معنوية بين المواقع المدروسة فسجل النهر أعلى قيمة في شهر تشرين الثاني (0.0068 مغ/ل) وبفارق معنوي كبير، ثم يأتي البئر 1 وأعلى قيمة (0.0046 مغ/ل) في شهر آب. كما بينت الدراسة تفوق تراكيز الرصاص في الآبار في بعض الأشهر على النهر وهذا يتوافق مع دراسة (Murray *et al* ،2006) حيث يؤكد ارتفاع تركيز Cd و Pb في المياه الجوفية أسفل طبقات الترب الرملية عند مقارنة مستوى تركيز المعادن الثقيلة في مياه نهر مع مياه جوفية مجاورة.



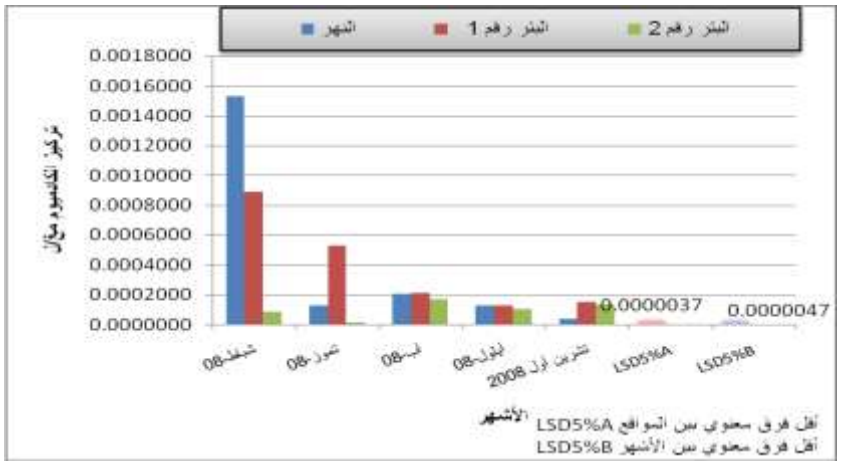
شكل [10] تغيرات تركيز الرصاص في مياه النهر والبئرين المجاورين خلال الفترة من شباط 2008 حتى كانون الثاني 2009

النحاس: بينت الدراسة بقاء عنصر النحاس ضمن الحدود المسموح بها جدول[1]، كما أكدت الدراسة الإحصائية وجود فروق معنوية بين المواقع المدروسة، ويبين الشكل(11) تفوق البئر1 على البئر 2 والنهر وكان هذا مترافقاً مع غياب شبه كامل للكوليفورم عن البئر1. سجلت أعلى القيم للآبار في الصيف فكانت للبئر1 والبئر2 (0.022، 0.0036) مغ/ل على التوالي في شهر تموز وترافقت تلك القيم مع انخفاض قيم TC إذ كانت القيم حسب التسلسل كالآتي (بئر1< بئر2) (2، 9) 100/MPN. ويفسر ذلك حسب العديد من الدراسات التي تشير إلى الضرر الذي يسببه النحاس على بكتريا الكوليفورم (Domek *et al* ،1984).

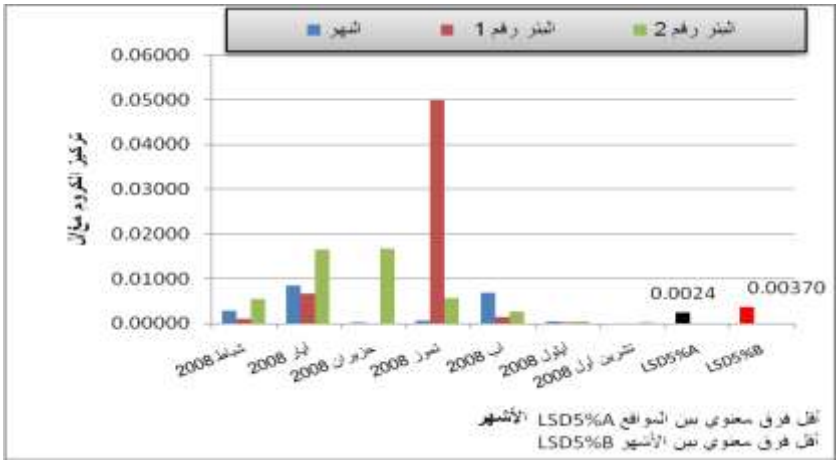


شكل[11] تغيرات تركيز النحاس في مياه النهر والبئرين المجاورين خلال الفترة من شباط 2008 حتى كانون الثاني 2009

الكادميوم والكروم: يشير التحليل الإحصائي إلى وجود فروق معنوية بين المواقع الثلاث المدروسة فيما يخص تراكيز الكروم، وقد تفوقت الآبار على النهر من حيث تركيز الكروم شكل (13). بقي تركيز الكادميوم بالنسبة للآبار ضمن التراكيز الطبيعية في المياه < 1مكغ /ل (WHO ،1993) شكل(12)، إلا أنه لعب دوراً مهماً من الناحية البيولوجية في المواقع المدروسة من حيث التأثير على التعداد الكوليفورمي، إذ ترافقت الزيادة منه مع انخفاض قيم بكتريا TC خاصة في البئر1 طوال مدة الدراسة وهذا ما أكدته دراسة (Jana ،1988) إذ أشار إلى السمية الكبيرة للكادميوم على بكتريا الكوليفورم. وتشير العديد من الدراسات الى أن النشاطات البشرية هي المصدر الوحيد للكادميوم في البيئة (Franco-Uría *et al* ،2009).



شكل[12] تغيرات تركيز الكادميوم في مياه النهر والبئرين المجاورين خلال الفترة من شباط 2008 حتى كانون الثاني 2009



شكل[13] تغيرات تركيز الكروم في مياه النهر والبئرين المجاورين خلال الفترة من شباط 2008 حتى كانون الثاني 2009

نستنتج مما سبق أن ارتفاع تركيز المعادن الثقيلة في البئر1 بالمقارنة مع البئر2 قد يكون سبب سيادة للعصيات الزرق المعروفة بتحملها للمعادن الثقيلة على المجاميع الجرثومية (FC، TC) في البئر1.

الاستنتاجات والتوصيات:

– زيادة قيم مؤشرات التلوث الكيميائي والجرثومي عن الحدود الطبيعية في مياه النهر وخاصة عقب هطول الأمطار، رغم أنها بقيت ضمن الحدود المسموح بها عالمياً بالنسبة للمؤشرات الكيميائية.

– بقاء قيم مؤشرات التلوث الكيميائي والجرثومي في مياه الآبار ضمن الحدود المسموح بها .

– سيادة العصيات الزرق في البئر1 حيث ارتفاع تركيز المعادن الثقيلة.

– زيادة تركيز شوارد الأمونيا والفوسفات في النهر والبئر2 (رغم أنها ضمن الحدود المسموح بها) يعزى ذلك الى تواجد البئر 2 قرب الأراضي الزراعية المسمدة أسمدة أمونياكية وفوسفاتية أما بالنسبة للنهر فيعزى ذلك الى مجمل النشاطات البشرية على طول ضفاف النهر ومنها رمي الفضلات البشرية دون معالجة في مياهه.

– زيادة تركيز شاردة النتريت في البئر2 القريب من الأراضي الزراعية لكنها بقيت ضمن الحدود المسموح بها لمياه الشرب حسب المواصفة القياسية السورية.

– نوصي بتعقيم مياه الآبار المستخدمة لأغراض الشرب بتركيز من الكلور (> 0.5 مغ/ل) لضمان قتل الجراثيم.

– نوصي بإقامة محطات معالجة للقرى الممتدة على ضفاف النهر ومنع رمي نفايات معاصر الزيتون في النهر مباشرة دون معالجة.

المراجع:

1. المكتب المركزي للإحصاء. *عدد السكان حسب نتائج التعداد في أيلول 1994 وتقديراتهم في منتصف العام للسنوات 1995– 2005*. اللاذقية، 2005.

2. بو عيسى، عبد العزيز؛ علوش، غياث. *خصوبة التربة و تغذية النبات*. كلية الزراعة، جامعة تشرين، سوريا، 2006، 423.

3. هيئة المواصفات والمقاييس العربية السورية. *المواصفة القياسية رقم [45] لمياه الشرب*. المراجعة الثانية، وزارة الصناعة، دمشق، 2007، 22.

4- ADAMO, P; ARIENZO, M; IMPERATO, M; NAIMO, D; NARDI, G; STANZIONE, D. *Distribution and partition of heavy metals in surface and sub-surface sediments of Naples city port.* Chemosphere, 6, 16, 2005, 800-809.

5- AHMED, W; NELLER, R; KATOULI, M. *Host Species-Specific Metabolic Fingerprint Database for Enterococci and Escherichia coli and Its Application To Identify Sources of Fecal Contamination in Surface Waters.* Applied and Environmental Microbiology, 71, 8, 2005, 4461-4468.

6- APHA. *Standard methods for examination of water and wastewater*. 20th. ed, American Public Health Association / American Water Works Association / Water Environment Federation, Washington U.S.A, 1998, 10-161.

7- BAUDART, J; GRABULOS, J; BARUSSEAU, J; LEBARON , P. *Salmonella spp. and Fecal Coliform Loads in Coastal Waters from a Point vs. Nonpoint Source of Pollution*. J Environ Qual U.S.A, 29, 1, 2000, 241-250.

8- BERNEY, M; WEILENMANN, H; EGLI, T. *Flow-cytometric study of vital cellular functions in Escherichia coli during solar disinfection (SODIS)*. Microbiology Switzerland , 152, 2006, 1719-1729.

9- BOUTELEUX, C; SABY, S ; TOZZA, D; CAVARD, J; LAHOUSSINE, V; HARTEMANN, P; MATHIEU, L. *Escherichia coli Behavior in the Presence of Organic Matter Released by Algae Exposed to Water Treatment Chemicals.* Applied and Environmental Microbiology U.S.A,71, 2, 2005, 734-740

10- BOYLE, M; SICHEL, C; FERNÁNDEZ-IBÁÑEZ, P; ARIAS-QUIROZ, G; IRIARTE-PUÑA, M; MERCADO, A; UBOMBA-JASWA, E; MCGUIGAN , K. *Bactericidal effect of solar water disinfection under real sunlight conditions*. Applied and Environmental Microbiology U.S.A, 74, 10, 2008, 2997- 3001.

11- BROOKS, G; CARROLL, K; BUTEL, J; MORSE, S. *Medical Microbiology*. 24th, McGraw-Hill Companies@ LANGE, USA, 2007, 818.

12- CAMPER, A; MCFETERS, G. *Chlorine injury and the enumeration of waterborne coliform bacteria*. Appl Environ Microbiol U.S.A, 37, 3, 1979, 633–641.

13- CASLAKE, L; CONNOLLY, D; MENON, V ; DUNCANSON, C; ROJAS, R; TAVAKOLI, J. *Disinfection of Contaminated Water by Using Solar Irradiation*. Applied and Environmental Microbiology U.S.A, 70, 2, 2004, 1145-1151.

14- CHANG, J; HUANG, J; CHANG, C. *Removal and recovery of lead fixed-bed biosorption with immobilized bacterial biomass.* Water Science and Technology, 38, 1998, 171-178.

15- CÔTÉ, C; MASSÉ, D; QUESSY, S. *Reduction of indicator and pathogenic microorganisms by psychrophilic anaerobic digestion in swine slurries*. Bioresource Technology, 97, 4, 2006, 686-691.

16- DOMEK, M; LECHEVALLIER, M; CAMERON, S; MCFETERS, G. *Evidence for the role of copper in the injury process of coliform bacteria in drinking water. Appl Environ Microbiol* USA, 48, 2, 1984, 289–293.

17- EDMONDS, R. *Survival of coliform bacteria in sewage sludge applied to a forest clearcut and potential movement into groundwater*. Appl Environ Microbiol, 32, 4, 1976, 537–546.
18- ENTRY, J; FARMER, N. *Movement of Coliform Bacteria and Nutrients in Ground Water Flowing through Basalt and Sand Aquifers*. Journal of Environmental Quality U.S.A, 30, 2001, 1533-1539.
19- EPA (Environmental Protection Agency). *List of Contaminants & their Maximum Contaminant Level (MCLs)*, 2003, 26 Mar, 2009. http://www.epa.gov/safewater/.
20- FRANCO-URÍA, A; LÓPEZ-MATEO, C; ROCA, E; FERNÁNDEZ-MARCOS, M. *Source identification of heavy metals in pastureland by multivariate analysis in NW Spain.* Hazardous Materials, 165, 1-3, 2009, 1008-1015.
21- FREITAG, T; CHANG, L; CLEGG, C; PROSSER, J. *Influence of Inorganic Nitrogen Management Regime on the Diversity of Nitrite-Oxidizing Bacteria in Agricultural Grassland Soils*. Appl and Environmental Microbiology U.S.A, 71, 12, 2005, 8323-8334.
22- FUJIOKA, R; NARIKAWA, O. *Effect of sunlight on enumeration of indicator bacteria under field conditions*. Appl Environ Microbiol U.S.A, 44, 2, 1982, 395–401.
23- FUJIOKA, R; HASHIMOTO, H; SIWAK, E; YOUNG, R. *Effect of sunlight on survival of indicator bacteria in seawater*. Appl Environ Microbiol U.S.A, 41, 3, 1981, 690–696.
24- GUBER, A; SHELTON, D; PACHEPSKY, Y. *Transport and Retention of Manure-Borne Coliforms in Soil.* Vadose Zone, 4, 3, 2005, 828 - 837.
25- HUSSEIN, H; FARAG, S; MOAWAD, H. *Isolation and characterisation of Pseudomonas resistant to heavy metals contaminants*. Arab Journal of Biotechnology, 7, 1, 2003, 13-22.
26- JANA, S; BHATTACHARYA, D. *Effect of heavy metals on growth population of a fecal coliform bacterium Escherichia coli in aquatic environment*. Water, Air, & Soil Pollution, Springer Netherlands, 38, 3-4, 1988, 251-254.
27- JONES, J. *Decomposition In Lake Sediments. Bacterial Interaction.* Fresh Water biological Association, 53, 1985, 31-44.
28- JONES, J; GOVAN, C; DOHERTY, M; DODD, B; ISALSKA, T. *Identification of airborne dissemination of epidemic multiresistant strains of Pseudomonas aeruginosa at a CF centre during a cross infection outbreak.* Thorax, Stanbridge, 58, 6, 2003, 525–527.
29- KESWICK, B; GERBA, C ; DUPONT, H; ROSE , J. *Detection of enteric viruses in treated drinking water*. Appl Environ Microbiol U.S.A , 47,6, 1984, 1290-1294.
30- LECHEVALLIER, M; EVANS, T; SEIDLER, R. *Effect of turbidity on chlorination efficiency and bacterial persistence in drinking water.* Appl Environ Microbiol, 42, 1, 1981, 159-167.
31- LECLERC, H ; MOSSEL, D; EDBERG, S; STRUIJK, C. *Advances in the Bacteriology of the Coliform Group: Their Suitability as Markers of Microbial Water Safety.* Annu. Rev. Microbiol, 55, 2001, 201-234.
32- LEVINSON, W. *Medical Microbiology & Immunology*. 10th, McGraw-Hill Companies@ LANGE USA, 2008, 672.
33- MDH. *Screening Evaluation of Heavy Metals in Inorganic Fertilizers.* Minnesota Department of Health, 2008, 4 Jan. 2010. http://www.health.state.mn.us/divs/eh/risk/studies/ metals.html.

34- MERCK, *E. Manual of BBL Products and Laboratory Procedures*. 6th, Federal Republic of Germany, 1988, 289.
35- MURRAY, K. S; ROGERS, D. T; KAUFMAN, M. M. *dissolved heavy metals in shallow ground water in a southeastern michigan urban watershed1*. J American Water Resources Association USA, 42, 3, 2007, 777-792.
36- NDUKA, J; ORISAKWE, O. *Heavy Metal Levels and Physico - Chemical Quality of Potable Water Supply in Warri, Nigeria*. A Journal of Societ Chimica Italiana, 97, 9, 2007, 867 – 874.
37- NURCAN, K; CETIN, K. *Toxic heavy metal (Cd, Pb, Ni, As) concentration in phosphate rock, phosphoric acid and phosphorous fertilizers*. Ekoloji, 14, 55, 2005, 1-5.
38- ROBERTS, S. *Coliform bacteria from aquatic sources in Fiji*. Journal of Applied Bacteriology, 73, 3, 1992, 263-268.
39- SAFAPOUR, N; METCALF, R. *Enhancement of Solar Water Pasteurization with Reflectors.* Appl Environ Microbiol, 65, 2, 1999, 859–861.
40- SANZ, Y; VILA, R; TOLDRÁ, F; FLORES, J. *Effect of nitrate and nitrite curing salts on microbial changes and sensory quality of non-fermented sausages.* International Journal of Food Microbiology, 42, 3, 1998, 213-217.
41- SHARPLEY, A; HEDLEY, M; SIBBESEN, E; HILLBRICHT-ILKOWSKA, A; ALAN HOUSE, W; RYSZKOWSKI, L. *11 Phosphorus Transfers From Terrestrial To Aquatic Ecosystems.* Phosphorus in the Global Environment, 1995, 20 Jan, 2010. http://www.icsu-scope.org/downloadpubs/ scope54/TOC.htm.
42- SHEN, Q; RAN, W; CAO, Z. *Mechanisms of nitrite accumulation occurring in soil nitrification.* Chemosphere, 50, I 6, 2003, 747-753.
43- SHRIVASTAVA, R; UPRETI, R; JAIN, S; PRASAD, K; SETH, P; CHATURVEDI, U. *Suboptimal chlorine treatment of drinking water leads to selection of multidrug-resistant Pseudomonas aeruginosa.* Ecotoxicology and Environmental Safety, India, 58, 2, 2004, 277-283.
44- SMITH, R; PAIBA, G; ELLIS-IVERSEN, J. *Turbidity as an Indicator of Escherichia coli Presence in Water Troughs on Cattle Farms.* J. Dairy Sci, UK, 91, 2008, 2082-2085.
45- TSVETKOVA, A. *Drinking Water in Ukraine: Communication and Empowerment for Local and International Action*. Mama, Kiev, 86, 2002, 42.
46- TUTHILL, A; MEIKLE, D; ALAVANJA, M. *Coliform Bacteria and Nitrate Contamination of Wells in Major Soils of Frederick, Maryland.* Journal of Environmental Health U.S.A, 60, 8, 1998, 16-20.
47- UNEP/WHO. *Determination of faecal coliforms in bivalves by multiple tube method*. United Natons Environment Programme, Geneva, 1, 5, 1983, 15.
48- UNEP / WHO. *Guidelines for health-related monitoring of coastal recreational and shellfish areas*. WHO regional office for Europe, Copenhagen, 1994, *IV-17.*
49- UNEP / WHO. *Microbiological methods for coastal water quality monitoring*. WHO regional office for Europe, Copenhagen, 1984, 27.
50- WHO. *Guidelines for drinking-water quality*. 2 ed, World Health organization, Geneva, 1993, 20 Apr, 2009. http://www.who.int/entity/water-sanitation-health/dwq/ guidelines/en/index.html.
51- WHO. *Guidelines for drinking-water quality*. 3rd ed, World Health organization, Geneva, 1, 2003, 121- 460.

52- World Health Organization. *Guidelines for the microbiological quality of treated wastewater used in agriculture: recommendations for revising WHO guidelines.* Bull World Health Organ, Genebra, 78, 9, 2000, 12 Nov, 2009. bulletin@who.int.
53- WU, G; ZHOU, X. *Distribution and characterisation of nitrogen-utilising bacteria in a eutrophic shallow lake in eastern China.* International Journal of Environment and Pollution, 32, 1, 2008, 90 – 103.