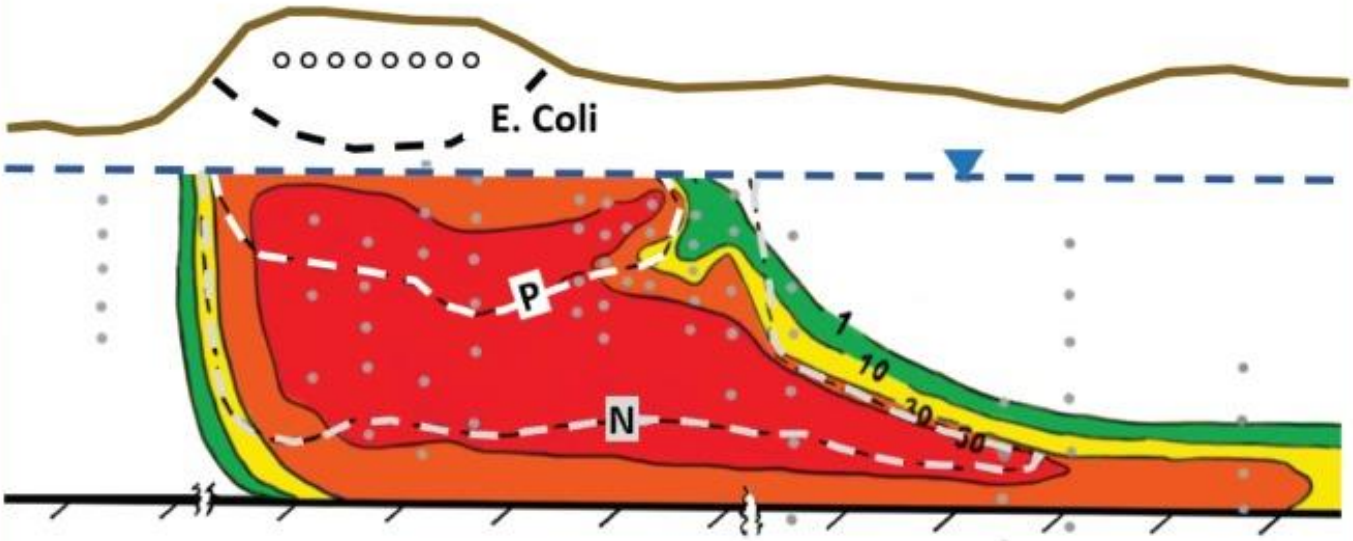


تأثير نظام الصرف الصحي على نوعية المياه الجوفية

للمؤلف
وليام روبرتسون

ترجمة
خليل ابراهيم السامرائي

THE GROUNDWATER PROJECT

تأثير نظام الصرف الصحي على نوعية المياه الجوفية

مشروع المياه الجوفية
The Groundwater Project

وليام روبرتسون

أستاذ متمرس
قسم علوم الأرض والبيئة
جامعة واترلو
واترلو، أونتاريو، كندا

ترجمة: خليل إبراهيم السامرائي
استشاري موارد مائية متقاعد
قسم الهندسة الجيولوجية، جامعة طرابلس
طرابلس، ليبيا

تأثير نظام الصرف الصحي على نوعية المياه الجوفية

مشروع المياه الجوفية (GW-Project)
كويلف، اونتاريو، كندا

تم النشر بواسطة مشروع المياه الجوفية، كويلف، أونتاريو، كندا، 2020.

ويليام روبرتسون

تأثير نظام الصرف الصحي على نوعية المياه الجوفية Robertson, William / كويلف، ، أونتاريو، كندا،

2021. 38 ص.

ISBN: 978-1-77470-103-4

ترجمة: خليل إبراهيم السامرائي، 2023، (38 صفحة)

تنظيم الأشكال باللغة العربية: ياسمين الأحمر – قسم الجيولوجي – جامعة طرابلس - ليبيا

يرجى الاشتراك في القائمة البريدية لمشروع المياه الجوفية والبقاء على إطلاع حول إصدارات الكتب الجديدة، الفعاليات وطرائق المشاركة في مشروع المياه الجوفية. إن الاشتراك بقائمة البريد الإلكتروني الخاصة بنا يساعدنا في بناء مجتمع عالمي للمياه الجوفية. الاشتراك.

الأقتباس: Robertson, William, 2021, Septic System Impacts on Groundwater Quality. Groundwater Project, Guelph, Ontario, Canada.

ترجمة: خليل إبراهيم السامرائي، 2023، تأثير نظام الصرف الصحي على نوعية المياه الجوفية

مشروع المياه الجوفية، كويلف، أونتاريو، كندا

محرري المجال: John Cherry and Eileen Poeter

اللجنة: John Cherry, Paul Hsieh, Ineke Kalwij, Stephen Moran, Everton de Oliveira and Eileen Poete

اللجنة التوجيهية: John Cherry, Allan Freeze, Paul Hsieh, Ineke Kalwij, Douglas Mackay, Stephen Moran, Everton de Oliveira, Beth Parker, Eileen Poeter, Ying Fan, Warren Wood, and Yan Zheng.

صورة الغلاف Robertson, 2021

جدول المحتويات

كلمة مشروع المياه الجوفية (GW-Project)

عادة ما يقرر أعضاء الأمم المتحدة للمياه وشركائهم موضوعهم السنوي مقدما قبل بسنوات. إن موضوع يوم المياه العالمي في 22 آذار، 2022، هو "المياه الجوفية: جعل غير المرئي مرئي". هذه هي الفكرة الأنسب كشعار لظهور أوائل كتب مشروع المياه الجوفية (GW-Project) في عام 2020، والتي هدفها جعل المياه الجوفية شيء مرئي.

إن مشروع المياه الجوفية، وهي منظمة غير ربحية مسجلة في كندا في عام 2019، ملتزمة بالمساهمة في تقدم التعليم وتقدم نهجاً جديداً لإنشاء ونشر المعرفة لفهم وحل المشكلات. يدير مشروع المياه الجوفية موقع https://gw-project.org↗ كمنصة عالمية لتحقيق سواسية المعرفة في مجال المياه الجوفية وقد تم تأسيسها على المبدأ الآتي:

"بشكل عام يجب أن تكون المعرفة مجانية والمعرفة ذات القيمة العالية يجب أن تكون مجانية أيضاً". مجهول

تتمثل مهمة مشروع المياه الجوفية في توفير مواد تعليمية عالية الجودة ومضطلعة يسهل الوصول إليها مجانا عبر الإنترنت في العديد من اللغات، لجميع الذين يرغبون في معرفة المياه الجوفية وفهم كيفية ارتباط المياه الجوفية بالأنظمة الإيكولوجية والإنسانية. يعد مشروع المياه الجوفية نوع جديد من الاجتهاد التربوي العالمي بحيث أنه يعتمد على العمل التطوعي للمهنيين من مختلف التخصصات ويشمل الأكاديميين والاستشاريين والمتقاعدين. يضم مشروع المياه الجوفيةعدة مئات من المتطوعين مرتبطينبأكثر من 200 منظمة من أكثر من 14 دولة وست قارات، مع تزايد المشاركة.

إن مشروع المياه الجوفية هو اجتهاد مستمر وسيستمر بمئات الكتب التي سيتم نشرها عبر الإنترنت خلال السنوات القادمة، أولا باللغة الإنجليزية، ثم بلغات أخرى، لتحميلها أينما يتوفر الإنترنت. تشمل منشورات مشروع المياه الجوفية أيضا مواد داعمة مثل مقاطع الفيديو والمحاضرات وشروح المختبرات وأدوات التعلم بالإضافة إلى توفير أو ربط برامج المجال العام لمختلف تطبيقات المياه الجوفية التي تدعم العملية التعليمية.

إن مشروع المياه الجوفية هو كيان حي، لذا سيتم نشر إصدارات لاحقة من الكتب من وقت لآخر. والمستخدمون مدعوون لاقتراح التنقيح.

نشكركم على كونكم جزءاً من مجتمع مشروع المياه الجوفية. ونأمل أن نسمع رأيكم عن تجربتكم باستخدام الكتب والمواد ذات الصلة. نرحب بالأفكار والمتطوعين!

لجنة توجيه مشروع المياه الجوفية (GW-Project)

نيسان (ابريل) 2021

التمهيد

إن حالة موارد المياه الجوفية في الوقت الحاضر تتدهور بسبب عاملين هما الاستنزاف والتلوث. يحدث التلوث عندما تتجاوز قدرة الطبقات تحت سطح الأرض على استيعاب المواد الكيميائية البشرية المنشأ، حينئذ يتولد عمود تلوث ينتشر بعيدا جدا عن مواقع دخول الملوثات. نحن نستخدم بيئة المياه الجوفية كمستقبل للنفايات على أساس ان عمليات الاستيعاب التي تتوفر في المياه الجوفية والطبقات الحاملة لها توفر المبرر لهذا الاستخدام. إن هذا السبب أدى الى الكثير من التساهل لهذا الاستخدام ولكن ليس بما يكفي لمنع تدهور نوعية المياه الجوفية في العديد من ملايين المواقع في جميع انحاء العالم، حيث نقوم بالتسريب أو بالسكب أو بالتخلص من النفايات بما يتجاوز القدرة الاستيعابية لمكامن المياه الجوفية.

أحد الأمثلة الأكثر رضوخا لفشل هذه المقدمة يأتي من الاستخدام الواسع لأنظمة الصرف الصحي لجعل النفايات المنزلية السائلة "تختفي". من هنا جاءت فكرة موضوع هذا الكتاب "تأثير نظام الصرف الصحي على نوعية المياه الجوفية". نشأت فكرة نظام الصرف الصحي في فرنسا حوالي عام 1860، بعد وقت قصير من اكتشاف دارسي "قانونه" الشهير لتدفق المياه الجوفية. حقق اعتمادنا على أنظمة الصرف الصحي على مواثيق هندسية رسمية في السبعينيات من خلال اصدار لوائح السلطات القضائية في الولايات المتحدة وخارجها، تختص بتصميم وتركيب أنظمة الصرف الصحي الموحدة. في سياق هندسة معالجة المياه، وضع الغرض من نظام الصرف الصحي هو تغلغل جميع مياه الصرف الصحي للمنزل عير نطاق الفجوات الى نطاق المياه الجوفية وفقا للافتراض المتأصل في السياقات، الذي يفترض ان يتم تخفيف جميع المكونات التي قد تكون ضارة تماما في نطاق الفجوات وبالتالي لا تصل مقدمة عمود تلوث الصرف الصحي الى المياه الجوفية خارج منطقة تأثير حدود المنزل. كانت هذه الفرضية هي السائدة في الخمسينيات من القرن الماضي عندما تم البدء في انشاء الآلاف من مشاريع الإسكان في ضواحي المدن في جميع انحاء الولايات المتحدة وكندا وخارجها.

في وقت مبكر، أظهرت الطبقات تحت سطح الأرض قدرة استيعابية كافية لعناصر مياه الصرف الصحي المنزلية لاحتوائها على عدد قليل من المكونات الخطرة باستثناء النترات والفوسفات. ومع ذلك، فالتركيب الكيميائي تغير على مر العقود وتضمن اليوم العديد من المكونات الناتجة من النشاط البشري. بالإضافة الى ذلك، زادت كثافة أنظمة الصرف الصحي بشكل كبير، وبالتالي تطور المفهوم السابق الذي لم يكن ضارا الى حد ما، الى سبب مألوف للضرر. لا تعتبر أعمدة تلوث الصرف الصحي مضرة بالمياه الجوفية فقط، بل انها تطلق النيتروجين والفسفور الى البحيرات ومصبات الأنهر في المحيطات مما يتسبب في نمو الطحالب واختناقها. فنظام الصرف الصحي الذي لا ينقل جميع مياه الصرف الى نطاق المياه الجوفية هو بالتعريف نظام صرف صحي "فاشل" بينما تعتبر الأنظمة الأخرى ناجحة.

بالنسبة للمجتمع الهندسي والعلمي، يجب ان يكون تأثير نظام الصرف الصحي على المياه الجوفية والمياه السطحية درسا في التواضع فيما يتعلق بميلنا لاستخدام باطن الأرض للتخلص من النفايات دون إجراء تقييم مسبق صارم لقدرته على تخفيف المكونات الضارة بشكل كامل. يوضح هذا الكتاب ان المصادر الصغيرة (النقطية) يمكن ان تنتج أعمدة تلوث في المياه الجوفية ثابتة وبعيدة المدى.

مؤلف هذا الكتاب، الدكتور ويليام روبرتسون (William Robertson)، أستاذ متمرس في جامعة واترلو في كندا. الدكتور ويليام مرجع علمي رائد في موضوع تأثير أنظمة الصرف الصحي على المياه الجوفية من منظور التحريات الميدانية لأعمدة التلوث الناشئة من مياه الصرف الصحي. وقد نشر دراسات تتناول أعمدة التلوث على نطاق واسع وقام بتطوير تصاميم بديلة لمعالجة مياه الصرف المنزلية.

جون جيري مدير مشروع المياه الجوفية (GW-Project)

كويلف، اونتاريو، كندا، ابريل 2021

التمهيد للنسخة العربية

بالرغم من تواجد المياه الجوفية تحت سطح الأرض، إلا ان ذلك لم يمنع من تلوثها. ومن أشهر أسباب تلوث المياه الجوفية هو تداخل المياه السطحية الملوثة معها وتسرب مياه الصرف الصحي الى مكامن المياه الجوفية. هذان السببان لا يقتصران على الدول النامية التي لا تملك بنى تحتية جيدة بل أيضا على الدول المتقدمة التي تتساهل في طرح النفايات بالتسريب أو بالسكب بما يتجاوز القدرة الاستيعابية لمكامن المياه الجوفية.

وتنتج الملوثات من المخلفات الصناعية التي تحمل عادة مواد كيميائية سامة التي تطلق الى الأنهار أو الى مناطق منخفضة تستخدم كمكبات للتخلص منها. يصاحب هذا الفعل أيضا عدم استخدام وسائل آمنة للتخلص من المخلفات الصناعية أو معالجة مياه الصرف الصحي مما يؤدي الى تراكم مجاميع من العناصر الضارة والمعادن الثقيلة مثل الزنك والرصاص والكروم في التربة وبالتالي تسربها الى مكامن المياه الجوفية وتلوثها.

وضع الدكتور ويليام روبرتسون (William Robertson)، كتابه الذي يتناول فيه تأثير نظام الصرف الصحي على المياه الجوفية والمياه السطحية ليكون رائدا في دراسات تلوث المياه الجوفية والسطحية حيث وضع خبرته في التحري الميداني لحركة أعمدة التلوث الناشئة من المصادر المسببة للتلوث وتناول بالتفصيل حركة الملوثات المختلفة وكيفية متابعة حركتها وصولا الى مكامن المياه الجوفية والانتشار فيها.

وبما ان المياه الجوفية تعد مصدر رئيسي لمياه الشرب وري الأراضي الزراعية في عدد كبير من المناطق، فان حالات تلوث مكامن المياه الجوفية قد يهدد حياة من يستخدمون هذه المياه. لهذا السبب، لقد ارتأيت ان أقوم بترجمة هذا الكتاب لما له من أهمية في توعية المجتمعات بضرورة اتباع التصاميم الصحيحة لمعالجة مياه الصرف الصحي المنزلية، لان هذه المياه تنقل البكتريا والفيروسات الى جانب المواد الكيميائية الخطيرة، التي تهدد أيضا المحاصيل الزراعية والتربة التي تروى بتلك المياه. لذا ارجو من الباحثين والمختصين نشر ثقافة التوعية بضرورة اتخاذ التدابير المطلوبة لمنع وصول مياه الصرف الصحي غير المعالجة الى مكامن المياه الجوفية والى المياه السطحية، باتباع الإرشادات الواردة في هذا الكتاب والتصاميم الجديدة المشار لها في الدراسات التي اعتمد عليها الكتاب في مراجعه.

ولا بد هنا من تثمين جهود العاملين في مشروع المياه الجوفية (GW-Project) القائمين على توفير المعرفة بشكل مجاني مساهمة منهم في رفع مستوى حياة الأنسان وللحفاظ على موارده المائية التي هي شريان الحياة.

المترجم

خليل إبراهيم السامرائي

آذار، 2023

الشكر والتقدير

أشكر الأفراد في القائمة الآتية لمراجعاتهم الشاملة والمفيدة ولمساهماتهم في هذا الكتاب:

- دينس ليبلانك (Denis LeBlanc) باحث هيدروجيولوجي، مركز علم المياه في نيو اينكلاند، مؤسسة التحريات الجيولوجية للولايات المتحدة، نورث بورو، ماساشوسيتس، أميركا؛
- جون جيري (John Cherry) الأستاذ الحكيم، من جامعة كويلف؛ أستاذ متمرس في جامعة واترلو في اونتاريو، كندا؛
- دوك ماكاي، أستاذ متمرس، في موارد الأرض والهواء والماء، من جامعة كالفورنيا في ديفس، ولاية كاليفورنيا، اميركا؛
- سابينا راخيمبيكوفا، طالبة دكتوراه، جامعة غرب أونتاريو، لندن، أونتاريو.

وأخص بالتقدير أماندا سيلز (Amanda Sills) وايلهانا دايك (Elhana Dyck) و جوليانا ابولونيو (Juliana Apolonio) من مشروع المياه الجوفية لقيامهم بمتابعة الأخطاء غير المقصودة وتصحيحها وحقوق الطبع والنشر لهذا الكتاب. وأقدم شكري أيضا الى ايلين بوتر (Eileen Poeter) من مدرسة كولورادو للمناجم في كولدن، ولاية كولورادو، أميركا، لقيامها بالمراجعة والتصحيح وإنتاج الكتاب بصورته الحالية.

ويليام روبرتسون

شكر وتقدير المترجم

أقدم تقديري للجهد الذي قام به ويليام روبرتسون (William Robertson) في اعداد هذا الكتاب وتوفيره فرصة لنا للقيام بترجمته. كم أتقدم بالشكر الى ايفيرتون اوليفيرا (Everton de Oliveira) عضو اللجنة التنفيذية في مشروع المياه الجوفية لمنحنا فرصة ترجمة الكتاب ومتابعته من اجل انجاز العمل على أفضل وجه.

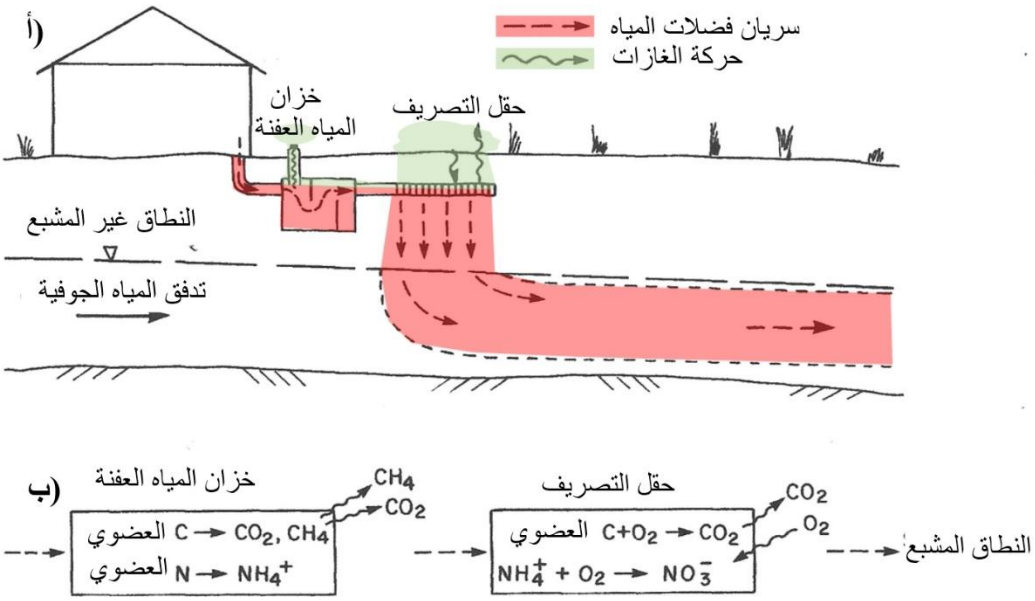
كما أخص بالشكر والتقدير أماندا سيلز (Amanda Sills) و إميلي هورودیزني (Emily Horodezny) من مشروع المياه الجوفية لقيامهم بمتابعة حقوق الطبع والنشر لهذا الكتاب، وكذلك ياسمين الأحمر من قسم الجيولوجيا، جامعة طرابلس لمساهمتها بتنظيم الأشكال باللغة العربية.

خليل إبراهيم السامرائي

1 ما هو نظام الصرف الصحي

في المناطق الريفية وفي العديد من الضواحي، تتم معالجة مياه الصرف الصحي المنزلية في موقعها، في أنظمة تصريف مثل أنظمة الصرف الصحي. على الرغم من وجود انواع من المراحيض مع أنظمة الصرف الصحي المرتبطة بها، كانت قيد التشغيل في المراكز الحضرية منذ العصر الروماني وما قبله، وفي المناطق الريفية، إلا ان المراحيض الخارجية هي الطريقة التي شاعت للتخلص من النفايات حتى وقت قريب نسبيا. المرحاض هو بناء صغير يحيط بمقعد فيه ثقوب يمكن من خلالها ان يتبول الشخص أو يتغوط. أشتمل نظام الصرف الصحي الحديث الذي صممه جان لويس موراس عام 1860 في فرنسا، على السباكة الداخلية، مع أنابيب الصرف الصحي مرتبطة بخزان تجميع حيث تطفو فيه الدهون وتترسب المواد الصلبة بينما يتدفق السائل الى حفرة الصرف المصاحبة. بعد عشرة سنوات من التشغيل، تفاجأ جان باكتشاف ان الخزان يحتوي في الغالب على سائل وظل خاليا نسبيا من المواد الصلبة. منح جان على اثرها براءة اختراع في عام 1881م، وبدأت هذه الأنظمة في الظهور في الولايات المتحدة بعد ذلك بوقت قصير. انتشر استخدام هذه الأنظمة على نطاق واسع خلال الأربعينيات، وفي السبعينيات أدخلت لوائح خاصة باستخدامها في العديد من محاكم الولايات، والتي قامت بتوحيد تصميمها وتركيبها (انظر فان ديلدن Van Delden, 2015). وفي الولايات المتحدة هناك أكثر من 22 مليون نظام للصرف الصحي قيد التشغيل تخدم 25 بالمائة من السكان، ويقدر ان أكثر من 500,000,000 وحدة معالجة مياه الصرف الصحي قيد الأستخدام في جميع انحاء العالم (أنظر McCray et al., 2005; Conn et al., 2006).

تتكون أنظمة الصرف الصحي عادة من خزان للصرف الصحي، والذي يجمع مياه الصرف ومستودع تصريف مرتبط به (يشار اليه ايضا باسم مستودع الترشيح)، حيث يتم تصريف المياه العادمة منه الى باطن الأرض (الشكل رقم 1).



الشكل (1) – نموذج مثالي لنظام الصرف الصحي المنزلي يظهر خطوات معالجة مياه الصرف التي تحدث في خزان المياه العفنة وفي الطبقات الرسوبية غير المشبعة الواقعة تحت حقل التصريف (محورة عن ويلهيلم وآخرون Wilhelm et al., 1994).

يمكن اعتبار معالجة مياه الصرف الصحي في أنظمة الصرف الصحي مماثلة لتلك التي توفرها أنظمة المعالجة التقليدية المشاعة. فالمواد الصلبة تستقر في الخزان ويتم ضخها بشكل دوري، مما يوفر وظيفة ترشيح اولية، بينما يسمح مستودع التصريف للسائل المترشح بالتسرب الى باطن الأرض حيث تحدث تفاعلات الأكسدة، على غرار الأكسدة التي توفرها التهوية الميكانيكية أثناء المعالجة التقليدية الثانوية لمياه الصرف الصحي.

بشكل عام يصمم حجم خزانات الصرف الصحي لتوفير الاحتفاظ بالمياه العادمة لعدد من الأيام التي هي متوسط الوقت الذي تقضيه مياه الصرف الصحي في الخزان، وهذا يعني ان يكون حجم الخزان كبير بما يكفي لاحتواء تصريف المياه العادمة لعدة أيام. أما مستودع التصريف يعتمد على معدل تحميل مياه الصرف الصحي (ونعني، حجم مياه الصرف في اليوم) وكذلك على نفاذية الرواسب التي يتواجد فيها مستودع الصرف. أختبار التغلغل هو اختبار بسيط يجرى لتقدير شبه كمي للنفاذية طبقا لاومافرا (Omafra, 2019). معدل التغلغل هو معدل انخفاض مستوى الماء في حفرة ضحلة في التربة التي يكون فيها موقع مستودع الصرف. يجب ان يكون مستودع الصرف كبيرا بما يكفي للسماح لحجم المياه العادمة بالنفاذ كل يوم. بالاستناد الى المواصفات التي ذكرت فان نظام الصرف الصحي المنزلي المنشأ على رواسب ذات نفاذية عالية نسبيا، يحتوي عادة على خزان للصرف الصحي يبلغ حجمه 3000 لتر وعلى مستودع الصرف الملحق به بمساحة تبلغ حوالي 100 متر مربع.

تصريف المياه العادمة من خزان الصرف الصحي يتم عن طريق التدفق بواسطة الجاذبية (أو عن طريق الضخ) الى انابيب الترشيح التي يتم حفرها عادة في المواد الرسوبية لمستودع الصرف الى عمق 0.7 متر. هذه الأنابيب تسمح للمياه العادمة بالانتقال عبر النطاق غير المشبع قبل الوصول الى منسوب المياه الجوفية ومن ثم الدخول الى نظام سريان المياه الجوفية (أنظر الشكل 1). عادة مستودع الصرف تزرع فيه اطوال متعددة من الأنابيب المثقبة تثبت في خنادق التي يتم ردمها بحصى بحجم حبة البازلاء ذو نفاذية. مهما كانت الحالة، هناك تصميمات متعددة لمستودعات الصرف، بما في ذلك استيراد رواسب ذات نفاذية عالية (عادة تكون رمل خشن)، خاصة في المواقع التي توجد بها رواسب منخفضة النفاذية. المستندات التي توفر مزيدا من المعلومات حول تصاميم مستودعات الصرف نجدها متاحة عبر الأنترنت (على سبيل المثال، Omafra, 2019؛ تصاميم الصرف الصحي الذكي). في معظم الولايات في اميركا وكندا عادة ما تنص لوائح الولاية ومقاطعاتها على مسافات الفصل بين أنابيب الترشيح وعمق منسوب المياه الجوفية او التكوينات الرسوبية غير المنفذة. ففي مقاطعة اونتاريو، في كندا، تنص اللوائح على وضع أنابيب الترشيح على ارتفاع 1.9 متر على الأقل فوق منسوب المياه الجوفية أو التكوينات الصخرية (Omafra, 2019). هناك لوائح اضافية تنظم وضع مستودعات الصرف وبعدها عن المنشآت المائية (على سبيل المثال، توضع بمسافة 15 متر عن آبار المياه المحفورة ميكانيكيا؛ و30 مترا عن الآبار المحفورة يدويا؛ و15 متر عن مجاري المياه السطحية؛ و5 أمتار من هياكل البناء الدائمة كما هو الحال في أونتاريو، Omafra,2019).

2 احتمالية التلوث من دفق خزانات الصرف الصحي

تم تجميع مكونات دفق خزانات الصرف الصحي في مواقع معالجة مياه الصرف الصحي المنزلية كما هو مذكور في الجدول رقم (1). يتواجد النيتروجين في مياه الصرف الصحي المنزلية بشكل اساسي على شكل ($NH_4^+ - N$) وهذا يعني ان النيتروجين موجود في الأمونيوم المذاب وقيم تركيزها في دفق خزانات الصرف الصحي تتباين بين 18 – 108 ملغم\لتر. على الرغم من ان النترات لا تتركز في دفق مياه الصرف الصحي، إلا ان الأمونيا (NH_4^+) سوف تغلغل الى النطاق غير المشبع، عندئذ تراكيز النترات ستكون لديها القدرة لتجاوز حد تركيز النترات ($NO3-N$) في مياه الشرب والبالغة 10 ملغم\ لتر (ونقصد النيتروجين الموجود في النترات المذاب). تعد التأثيرات البيئية للمياه الجوفية ذات المستويات المرتفعة من النترات المشتقة من مياه الصرف الصحي التي يتم تصريفها في بحيرات المياه العذبة والمياه الساحلية مصدر قلق متزايد (انظر Persky, 1986; Harris, 1995; Cape Cod Commission, 2015). بالإضافة الى ذلك، نجد تركيز الفسفور المتدفق (3 – 15 ملغم\لتر، الجدول 1)، عدة مرات أعلى من الإرشادات المقترحة للحفاظ على جودة المياه السطحية للبحيرات والأنهار الحساسة (على سبيل المثال، التركيز المقترح للفسفور هو 0.01 ملغم\لتر في الولايات المتحدة وفقا لوكالة حماية البيئة الأمريكية USEPA لعام 2000). تتعدى مكونات مياه الصرف في نظام الصرف الصحي معايير مكونات مياه الشرب المسببة للأمراض وربما ايضا مجموعة متنوعة من المكونات النزرة

الأخرى. وبالتالي، واخذا بالاعتبار حجم المياه العادمة الناتجة عن انظمة الصرف الصحي (على سبيل المثال، 260 لترا\يوم\للفرد في الولايات المتحدة الأمريكية، وفقا لـماكراي McCray et al., 2005)، يمكن اعتبار أنظمة الصرف الصحي أحد أكبر المصادر المحتملة لتلوث المياه الجوفية، في جميع أنحاء العالم. ومع ذلك، فان المعالجة في موقع أنظمة الصرف الصحي، توفر مجموعة متنوعة من خطوات المعالجة في باطن الأرض والتي لها القدرة على تقليل مخاطر التلوث. فالعلاج الفعال بشكل خاص يكون في المنطقة غير المشبعة تحت مستودع الصرف. كما تم توضيح عدد من التفاعلات الأكثر أهمية في الشكل (1) وستناقش في الفقرات التالية.

الجدول 1: مكونات تدفق خزان الصرف الصحي في مواقع تعالج المياه العفة المنزلية، والتي تتضمن: التوصيل الكهربائي (EC)، الكاربون العضوي المذاب (DOC)، القاعدية (Alk)، الفسفور أو الفوسفات المذاب والمتفاعل (SRP)، المحليات الصناعية اسيسولفام (Acesulfame) و السوكرالوز (Sucralose)، ومستعمرات البكتريا والفيروس المكونة للتجمعات (CFU).

المعامل	الوسيط المعدل (± الانحراف المعياري) او المدى	المصدر (n = عدد النماذج او القيم)
EC (مايكروموز\سم)	1000 2481 1456 ± 314 1480 ± 131	Robertson et al., 1991 (n=2) Harman et al., 1996 (n=8) Robertson, 2012 (n ≥ 7) Geary and Lucas, 2019 (n = 17)
DOC الكاربون العضوي الذائب (ملغم\لتر)	46 ± 27 11 ± 5.0 56 ± 26	Robertson et al., 1998 (n=8) Withers et al., 2011 (n=37) Robertson et al., 2012 (n=3)
Alk القاعدية (ملغم\لتر) ممثله بالمركب $CaCO_3$	316 ± 40 311 ± 102 310 ± 105	Wilhelm et al., 1996 (n=6) Robertson et al., 1998 (n=8) Withers et al., 2011 (n=37)
pH الأس الحامضي	7.1 ± 0.4 7.3 ± 0.2 7.3 ± 0.2	Robertson et al., 1998 (n=8) Withers et al., 2011 (n=37) Geary and Lucas, 2019 (n=9)
NH_4^+-N (ملغم\لتر)	66 ± 41 4 -13 34 ± 10 18 ± 16 58 72 ± 37 108 ± 16	Robertson et al., (n=9) USEPA, 2002 Hinkle et al., 2008 (n = 10) Withers et al., 2011 (n = 37) McCray et al., 2005 (n = 37) Robertson et al., 2019 (n = 111) Geary and Lucas, 2019 (n = 14)
NO_3^- -N (ملغم\لتر)	0.2 ± 0.3 < 1 0.2 0.03 ± 0.03 4.2 ± 3.2 0.2 ± 0.2	Robertson et al. 1998 (n = 9) USEPA, 2002 McCray et al., 2005 (n = 33) Hinkle et al., 2008 (n = 10) Withers et al., 2011 (n = 37) Geary and Lucas, 2019 (n = 10)
النيتروجين الكلي TKN (ملغم\لتر)	26 – 75 53 ± 14	USEPA, 2002 Hinkle et al., 2008 (n = 10)
الفسفور الكلي (ملغم\لتر)	6 – 12 4.6 ± 4.2	USEPA, 2002 Withers et al., 2011 (n = 37)
الفسفور الذائب المتفاعل SRP (ملغم\لتر)	8.4 ± 3.5 9.0 3.2 ± 2.6 8.2 ± 4.9 15 ± 1.8	Robertson et al. 1998 (n = 9) McCray et al., 2005 (n = 35) Withers et al., 2011 (n = 37) Robertson et al.,2019 (n = 123) Geary and Lucas, 2019 (n = 16)
آيون الكلور Cl^- (ملغم\لتر)	67 ± 64 32 ± 16 54 ± 16 64	Robertson et al. 1998 (n = 9) Hinkle et al., 2008 (n = 10) Withers et al., 2011 (n = 37) Robertson et al.,2019 (n = 106)
آيون الصوديوم Na^+ (ملغم\لتر)	54 ± 27 49 ± 29	Robertson et al. 1998 (n = 9) Withers et al., 2011 (n = 37)
آيون البوتاسيوم K^+ (ملغم\لتر)	22 ± 15 26 ± 8	Robertson et al. 1998 (n = 9) Withers et al., 2011 (n = 37)

تكملة الجدول رقم (1)

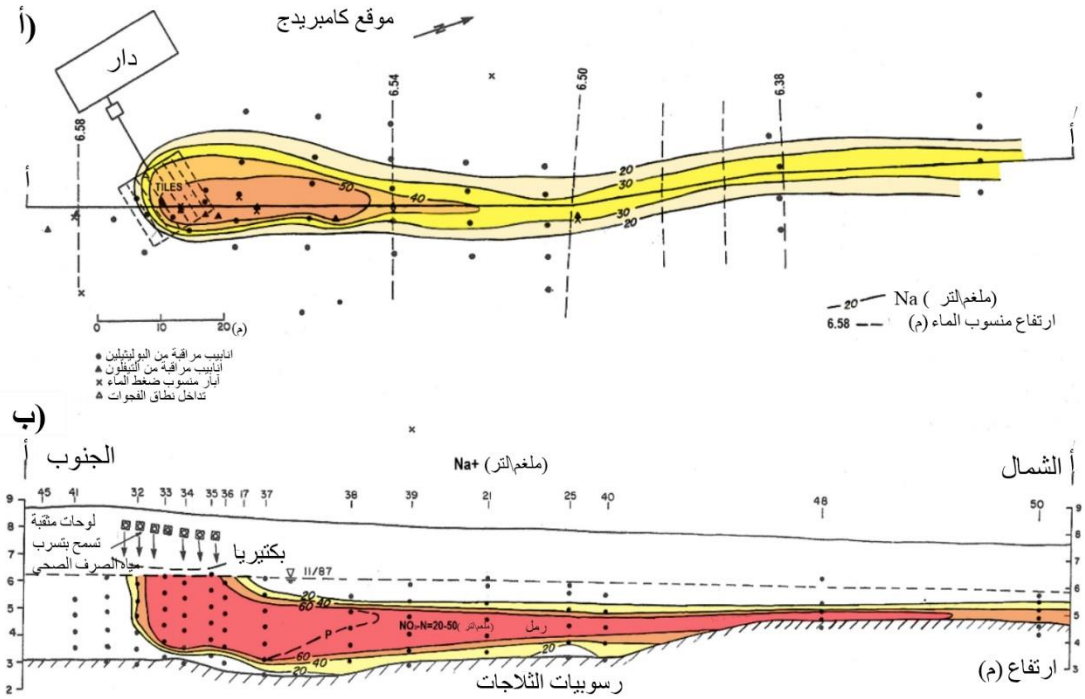
المعامل	الوسيط المعدل (± الانحراف المعياري) او المدى	المصدر (n = عدد النماذج او القيم)
آيون الكالسيوم Ca^{2+} (ملغم\لتر)	38 ± 36 96 ± 22	Robertson et al. 1998 (n = 9) Withers et al., 2011 (n = 37)
البورون B (ملغم\لتر)	0.51 ± 0.05 0.11 ± 0.03 0.28 ± 0.02 0.49	LeBlanc, 1984 (n = 3) Withers et al., 2011 (n = 37) Bassett et al., 1995 (n = 3) Vengosh et al., 1994 (n = 21)
الحديد Fe (ملغم\لتر)	0.45 ± 0.41 0.12 ± 0.06	Robertson et al. 1998 (n = 8) Withers et al., 2011 (n = 37)
الالمنيوم Al (ملغم\لتر)	0.1 ± 0.1	Robertson et al. 1998 (n = 6)
المحلي الصناعي Acesulfame (ميكروغرام\لتر)	57 32 44 ± 32	Snider et al., 2017 (single family, n = 14) Snider et al., 2017 (communal, n = 36) Robertson et al., 2019 (n = 56)
سكرالوز Sucralose (ميكروغرام\لتر)	40 ± 25 51 28 40 ± 34	Oppenheimer et al., 2011 (n = 8) Snider et al., 2017 (single family, n = 14) Snider et al., 2017 (communal, n = 36) Robertson et al., 2019 (n = 56)
البكتريا البرازية (CFU \ 100 مل)	10^5 10^6 10^6-10^8 10^5	Viraraghavan, 1978 Shadford et al., 1997 USEPA, 2002 Geary and Lucas, 2019
فايروس القولون البرازي (CFU \ 100 مل)	10^8	Deborde et al., 1998a

3 كوارث الجراثيم أثناء التخلص من المياه العادمة موقعيا

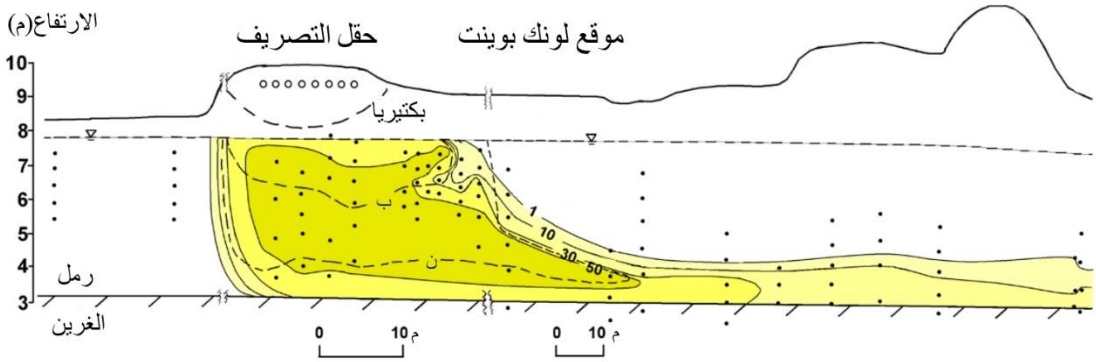
توجد البكتريا والفيروسات في دفقات سوائل خزانات الصرف بتراكيز تتباين عادة في نطاق 10^5 الى 10^8 مستعمرة مكونة للوحدات (colony forming units CFU/100mL الجدول 1). هذه الوحدات من المستعمرات بحجم جزيئات الغراء التي يمكن تجميدها عن طريق كلا من الترشيح والتعلق (الامتزاز) أثناء السريان تحت السطحي. الحجم الصغير للفيروسات (حوالي 0.1 ميكرومتر)، مقارنة بالبكتريا (حوالي 1 ميكرومتر) يجعلها اقل عرضة للترشيح الفيزيائي، ولكن تزيد من قابليتها للامتزاز (adsorption) وفقا لباليز وآخرون (Bales et al., 1995).

1.3 البكتريا

الأمثلة على تطور الأشكال الريشية (Plumes) في المياه الجوفية تحت مستودعات الصرف في موقع منزلي (في كامبردج) وفي موقع مخيم (Long Point site) موضحة في الشكلين (2 و 3) على التوالي.



الشكل (2) – منظر لخارطة سطحية في (أ) ومقطع عرضي في (ب) يوضح عمود تلوث المياه الجوفية من نظام صرف صحي منزلي في موقع كامبريدج في مقاطعة اونتاريو في كندا. يمثل توزيع تركيز الصوديوم (بالملغم\لتر) وامتداد بكتريا E.Coli (< 1 cfu \ 100 مل) الموجودة وأنطقه الفسفور بتراكيز أكثر من 1 ملغم\لتر (ممثلة بالخطوط المقطعة)، وكذلك مديات تراكيز NO_3^-N بالملغم\لتر في مركز عمود التلوث. ان دفق خزان المياه العفنة يحتوي على معدل تركيز Na^+ مقداره 98 ملغم\لتر، وعلى NH_4^+-N بمقدار 30 ملغم\لتر، ومعدل تركيز الفسفور الذائب المتفاعل (SRP) يساوي 8 ملغم\لتر (استقت المعلومات من Robertson et al., 1991; Shadford et al., 1997; Robertson, 2003).



الشكل (3) – نظام عمود تلوث صرف صحي في ارض مخيم كبير في منطقة لوتك بوينت في أونتاريو، في كندا. يظهر تراكيز المحليات الصناعية Acesulfame (بالمايكروغرام\لتر) وكذلك امتداد انطقه التراكيز (الممثلة بالخط المتقطع) للنترات NO_3^-N (< 1 ملغم\لتر) والفوسفات – P (> 1 ملغم\لتر) والبكتريا E Coli (< 10 cfu \ 100 مل) على طول الخط المركزي لعمود التلوث. النقاط توضح مواقع الرصد المتعددة المستويات. أما دفق خزان المياه العفنة يحتوي على تركيز المحليات الصناعية بمقدار 50 ميكروغرام\لتر، و امونيا $NH4^+$-N بتركيز 100 ملغم\لتر، وتركيز الفوسفات الذائبة المتفاعل SRP بمقدار 6.3 ملغم\لتر (استقت هذه المعلومات من Robertson et al., 2013).

يمكن إزالة البكتيريا البرازية داخل المنطقة غير المشبعة الى حد كبير في كلا الموقعين. وفي اختبار لحركة البكتيريا في موقع كامبريدج، تم إدخال جرعات تتبع من البكتيريا (E. Coli NAR) في خزان الصرف الصحي على

مدار ثلاثة أسابيع ثم تمت مراقبتها في المنطقة غير المشبعة أسفل مستودع الصرف وفي الشكل الريشي في المياه الجوفية، على مدى 84 يوما (أنظر، Shadford et al., 1997). تم الكشف عن بكتيريا التتبع في (lysimeters) المزروعة في المنطقة غير المشبعة في غضون 30 يوما من بدأ الحقن، ولكن فقط بتراكيز كانت أقل بكثير مما كانت عليه في خزان الصرف الصحي (بانخفاض يقارب 1000 ضعف). أما في الشكل الريشي في المياه الجوفية، كانت خالية تماما من بكتيريا التتبع، وظهرت في عينة واحدة فقط من 255 عينة (أنظر، Shadford et al., 1997). يبلغ سمك نطاق كامبردج غير المشبع 1.5 مترا، ويتكون من رمل ناعم الى متوسط الحجم، وتبلغ مدة احتجاز المياه العادمة في النطاق 15 يوما وفقا لروبرتسون (Robertson, 1994). في أختبار مماثل في موقعين آخرين، وفي مناسيب المياه الضحلة (بعمق اقل من متر)، أكتشف شادفورد وآخرون بكتريا التتبع في المياه الجوفية أسفل حقول الصرف مباشرة، ولكن ليس في آبار المراقبة الأخرى الواقعة على بعد أمتار قليلة فقط من أسفل المنحدر، باستثناء عدد قليل لها تراكيز منخفضة جدا. سجل كل من رينو وبيتري (Reneau and Pettry, 1975)، و فيراراغافان (Viraraghvan, 1978) وتشين (Chen, 1988)، تراكيز القولون البرازي في عدد من أعمدة تلوث الصرف الصحي (الريشية الشكل) المنزلية وفي الأكواخ (رصد رينو وبيتري ثلاثة مواقع، و فيراراغافان موقع واحد، و تشين سبعة عشر موقعا). وكيفما هو الحال، فإن معظم هذه المواقع تكون فيها مناسيب المياه ضحلة وطبقات رسوبية أو صخور صلبة تحت التربة ضحلت العمق ومنخفضة النفاذية. وبالتالي تركزت المراقبة في منطقة التربة الضحلة، إذ من المحتمل ان يحدث تدفق المياه الجوفية من خلال المسام الكبيرة. في جميع هذه المواقع، لم يتم اكتشاف القولونيات البرازية في أعمدة تلوث المياه الجوفية (الريشية الشكل)، أو يمكن ان تكون قد استنفذت بمقدار 2 الى 3 مرات على الأقل على مسافة بضعة أمتار من أسفل انحدار حقول الصرف.

في المقابل، تبين هناك أدلة على النقل السريع للبكتريا في مواقع ذات ظروف هيدرولوجية ملائمة. في اختبار التتبع الذي تم إجراؤه في عمود تلوث مياه الصرف الصحي (الريشي الشكل) في بلدية كيب كود، حيث تتدفق المياه الجوفية بسرعة نسبيا تبلغ 0.2 الى 0.7 متر\يوم، في طبقة المياه الجوفية الرملية المتوسطة الحجم الى الخشنة، وجد انخفاض في متعقب البكتريا بمقدار 10 أضعاف على مسافة 6 أمتار، وتزامن وصول المتعقب البكتيري مع وصول أداة التتبع *Br* وفقا لبيلز وآخرون (Bales et al., 1995).

2.3 الفيروسات

تأتي مرتبة الفيروسات بقيمة أصغر من حيث الحجم مقارنة بالبكتريا (~ 0.1 مقابل 1 ميكرومتر) وبالتالي فهي لا تعاق بالترشيح الفيزيائي أثناء التدفق تحت السطحي. ومع ذلك، فإنها تظل متأثرة بشدة بتفاعلات الامتصاص نتيجة لصافي شحنتها السطحية السالبة في مديات الأس الهيدروجيني الاعتيادية (Bales et al., 1995). يتأثر امتصاص الفيروسات (الارتباط) بعوامل مثل حجم جسيمات الرواسب ومحتوى الكاربون العضوي والماء والأس الهيدروجيني والقوة الأيونية للمحلول. ويعتبر الارتباط أهم عملية لاستنفاذ الفيروسات، لأنه يؤدي الى تعطيل (الموت) ولا يعود مرة أخرى في بعض الحالات (Betaancourt et al., 2019)

في الأعمدة الرملية المختبرية الكبيرة الحجم، لاحظ بيتانكورت ومن معه (Betancourt et al., 2019)، انتقالا متغيرا لفيروسات البراز، حيث تباينت معدلات الموت من 3000 ضعف على بعد 4 أمتار من مصدر التلوث الى 1000 ضعف على بعد 0.3 متر. أتصفت هذه المعدلات بانها غير خطية (من الدرجة الأولى) مع تبات المعدل الذي تباين بين 200 الى 1000 في اليوم. هذا النضوب السريع يعني الإزالة عن طريق الارتباط (الامتصاص).

سجل ديبوردي ومن معه (Deborde and others, 1998a) درجة عالية من توهين فيروس القولون البرازي (Coliphage) في عمود تلوث المياه الجوفية من نظام الصرف الصحي المدرسي في موقع فيه حركة مياه جوفيه سريعة. بلغ سمك الطبقة غير المشبعة في موقع الدراسة 1.5 متر وتتحرك المياه الجوفية في طبقة المياه الجوفية الرملية الحصوية

النافذة للمياه بسرعة تتباين من 1 الى 3 م\يوم. انخفض فيروس القولون البرازي بمقدار 100000 ضعف، على بعد 7 أمتار من حقل الصرف وأنخفض أيضا الى ما دون تسجيل التركيز بمقدار (< 1 CFU \ 100 مل) على بعد 38 مترا من حقل الصرف.

ومع ذلك، في اختبار لاحق تم فيه حقن كل من فيروسات التتبع والبروميد في مركز عمود التلوث (ذو الشكل الريشي)، وصل جزء من فيروس التتبع الى مواقع المراقبة الواقعة على بعد 7 الى 17 متر من مركز الحقن في اسفل المنحدر، في نفس وقت رصد البروميد تقريبا Br^- بعد يومين الى ستة أيام (أنظر Deborde et al., 1998b). غير ان التراكيز ظهرت بمقدار 100000 مرة أقل على طول هذه المسافة، على غرار موت الفيروس الذي لوحظ في محيط عمود التلوث. كما تم تحديد الفيروز المحتجز في رواسب طبقة المياه الجوفية بالقرب من بئر الحقن، الذي ظل قابلا للحياة لأكثر من تسعة أشهر بعد الحقن. و في اختبار آخر في نفس الخزان الجوفي، تم حقن فيروس التتبع في مكان يبعد 22 مترا عن بئر ذو قدرة ضخ عالية حيث تم رصد جزء كبير من كتلة الفيروس المحقونة (تصل الى 55%) فيه في غضون 47 ساعة (أنظر Deborde et al., 1999; Woessner et al., 2001). يوضح هذا الرصد إمكانية انتقال الفيروس السريع في ظل ظروف معينة.

كما لوحظ انتقال سريع للفيروس في تجربة تتبع في منطقة كيب كود التي نوقشت آنفا. خلال تلك التجربة، وصل متتبع مشترك لفيروس عاثيات البكتريا (bacteriophage) الى موقع المراقبة على بعد 6 أمتار من موقع الحقن، أي بعد حوالي 12 يوما من الحقن، وبالتزامن مع Br والبكتريا الكاشفة. إلا ان فيروس التتبع اظهر أكثر ضعفا مقارنة بالبكتريا الكاشفة (100000 ضعف مقابل 10 ضعف نضوب في البكتريا) بسبب قابلية الفيروسات للإزالة عن طريق الامتزاز. وفي خلال المرحلة الثانية من نفس اختبار التتبع، تم حقن الماء بدرجة حموضة عالية، حدث إعادة حركة كمية كبيرة من كتلة الفيروس الممتز (Adsorbed) (أنظر Bales et al., 1995).

بشكل عام، تشير الملاحظات الميدانية الى ان مسببات الأمراض بما في ذلك البكتريا والفيروسات، غير متحركة نسبيا في أعمدة تلوث نظام الصرف الصحي. إلا ان هناك ظروف معينة، يمكن ان تكون البكتريا والفيروسات أكثر قدرة على الحركة، لا سيما عندما تحدث حركة المياه الجوفية بسرعة بسبب وجود الرمال والحصى عالية النفاذية أو وجود الكسور أو المسامات الكبيرة بالقرب من آبار المياه عالية الإنتاجية.

4 كيمياء تدفق الصرف الصحي ومعالجته

تعالج أنظمة الصرف الصحي المصممة بشكل صحيح مياه الصرف الصحي قبل الوصول الى منسوب المياه الجوفية. وتحدث معالجة مياه الصرف الصحي في خزان الصرف الصحي وفي حقل الصرف، حيث تتسرب المياه عبر النطاق غير المشبع.

1.4 المعالجة اللاهوائية في خزان الصرف الصحي

عادة ما تجمع أنظمة الصرف الصحي جميع مياه الصرف المنزلية في خزان واحد مقسم الى قسمين (الشكل رقم 1)، بحيث تستقر المواد الصلبة في الحجرة الأولى. تعتبر مياه الصرف المنزلية مصدرا غنيا للكربون العضوي القابل للتغيير، الى عدد من التفاعلات في الخزان، بما في ذلك تمعدن النيتروجين العضوي الى أمونيا NH_4^+ كم هو موضح في المعادلة 1 (انظر Wilhelm et al., 1994).

$$CO(NH_3^+)_2(urea) + H_2O \rightarrow 2NH_4^+ + CO_2 \quad (1)$$

وتؤدي الظروف اللاهوائية أيضا الى تحويل الأمونيوم NH_4^+ الى غاز NH_3 الموضح في المعادلة 2 (انظر Wilhelm et al., 1994).

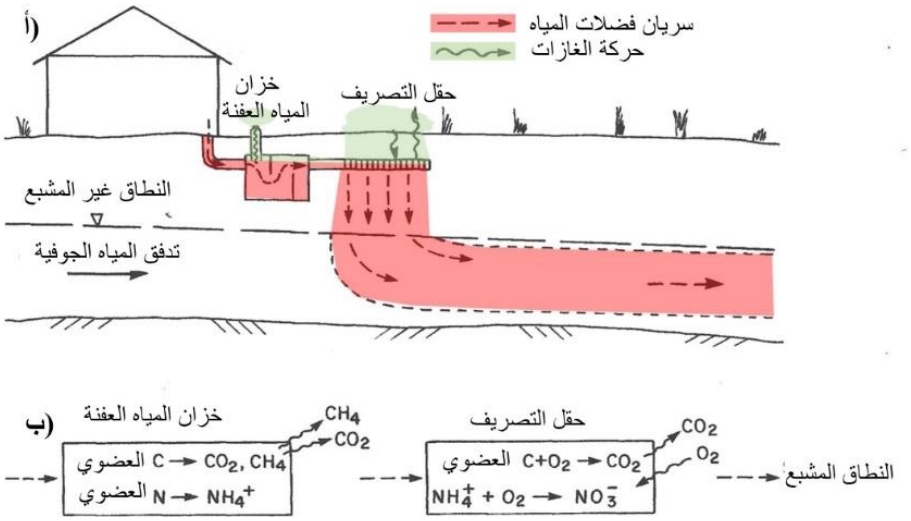
$$NH_4^+ + OH^- \rightarrow NH_3 + H_2O \quad (2)$$

بالإضافة الى ذلك، تؤدي الظروف اللاهوائية الى تقليل الكبريتات كما هم موضح في المعادلة 3، وتوليد غاز الميثان كما هو موضح في المعادلة 4 (Wilhelm et al., 1994).

$$SO_4^{2-} + 2CH_2O + 2H^+ \rightarrow H_2S + 2CO_2 + 2H_2O \quad (3)$$

$$CO_2 + 4H_2 \rightarrow CH_4 + 2H_2O \quad (4)$$

عادة ما تتم إزالة الغازات المتولدة (CO_2, NH_3, H_2S, CH_4) نتيجة هذه التفاعلات باستخدام مكدس تهوية كما هو موضح في الشكل 1، نعيد تكرار ذكر هذا الشكل هنا لتسهيل التوضيح للقارئ. هذه الغازات يفترض انها تتأكسد بسرعة في الغلاف الجوي. وفي بعض الحالات، لا يتم تنفيس حجرة الصرف ويتم نقل الغازات الى حجرة الترشيح، حيث تنتقل الى أعلى الحجرة وتخرج من ثقوب الأنابيب المثبتة فيها.



إعادة للشكل رقم (1) – نموذج مثالي لنظام الصرف الصحي المنزلي يظهر خطوات معالجة مياه الصرف التي تحدث في خزان المياه العفنة وفي الطبقات الرسوبية غير المشبعة الواقعة تحت حقل التصريف (محورة عن ويلهيلم وآخرون *Wilhelm et al., 1994*). إعادة الشكل (1) تتيح الفرصة لملاحظة الغازات المتحررة الى الغلاف الجوي عبر أنبوب التهوية أو من خلال التربة فوق مجاري التصريف.

2.4 المعالجة في المنطقة غير المشبعة (الهوائية)

عادة، يتم تصميم حقول الصرف لتصريف النفايات السائلة الى المنطقة غير المشبعة حيث يمكن ان تحدث أكسدة لهذه المياه. تتضمن تفاعلات الأكسدة التي تحدث تحويل الكربون العضوي الى ثاني أوكسيد الكربون (انظر المعادلة 5 و 6) و أكسدة الأمونيا NH4+ كما هو موضح في المعادلة 7 (Wilhelm et al., 1994).

$$CH_2O + O_2 \rightarrow CO_2 + H_2O \quad (5)$$

$$CO_2 + H_2O \rightarrow H_2CO_3 \rightarrow H^+ + HCO_3 \quad (6)$$

$$NH_4^+ + 2O_2 \rightarrow NO_3^- + 2H^+ + H_2O \quad (7)$$

يقارن الجدول (2) تراكيز الكربون العضوي المذاب (DOC) في دفق خزانات الصرف الصحي مع ما يقابلها في أعمدة التلوث في المياه الجوفية في عدد من المواقع. وتتباين إزالة الكربون العضوي القابل للتحلل في حقول الصرف في هذه المواقع من 22 الى 97 في المائة، وتحدث أكبر إزالة في المواقع التي يكون فيها تأكسد مياه الصرف بصورة جيدة، ويتأكد ذلك من التحول الكامل نسبيا للأمونيا (NH_4^+) الى النترات (NO_3^-).

الجدول 2 – مقارنة تراكيز الكاربون العضوي المذاب (DOC) في تدفقات خزان الصرف الصحي مع التراكيز في أعمدة تلوث المياه الجوفية المقترنة بها، مبينتا تحلل الكاربون العضوي في النطاق غير المشبع تحت حقل التصريف. أدرجت أعمدة التلوث تصاعديا وفق زيادة مستويات تأكسد المياه العفنة التي استدل عليها بتناقص تركيز NH_4^+ في عمود التلوث. القيم المبينة في الجدول للتراكيز في عمود التلوث هي قيم المتوسط (أو ما يمثلها) في الأنطقة القريبة من مركز عمود التلوث، تحت حقل التصريف، مالم يذكر غير ذلك.

الموقع	الدفق DOC (ملغم\لتر)	عمود تلوث المياه الجوفية DOC (ملغم\لتر)	DOC المزال (%)	NH_4^+ -N (ملغم\لتر)	NO_3^- -N (ملغم\لتر)	المراجع
JL، كوخ	83	44	47	73	0.1	Robertson et al., 1998
LP2،	56	11	80	48	– 50 80	Robertson et al., 2012
LP2،	56[1]	6.3 (8 – 5)	89			Aukes et al.,2019
SM،	~50[2]	13	~75	37	0.1	Garda, 2018
Otis، صرف صحي البلدية	19	7[3]	63	14	0.1	LeBlanc, 1984
DEL،	9	7	22	3	0.1	Robertson et al., 1998
LP1،	21	0.8 ± 5 (n = 8)	76	1	51	Robertson & Cherry, 1992
PP،	32	13	78	0.4	18	Robertson et al., 1998
DEL،	9	5	45	0.2	13	Robertson et al., 1998
LA، مدرسة	28	0.7	97	0.1	131	Robertson et al., 1998
CA، دار	40	4	90	0.1	14	Robertson et al., 1998
MU، دار	81	3	96	0.1	37	Robertson et al., 1998

[1] قيمة تدفق DOC مصدرها روبرتسون وآخرون (Robertson et al., 2012)

[2] قيمة تدفق DOC غير متوفرة لموقع معسكر SM، ولكنه افترض ليكون مشابها لقيمة DOC في موقع معسكر LP2، بسبب تشابه الموقعين في تدفق تركيز -Cl و NH_4^+.

[3] قيم عمد التلوث مأخوذة من بئر مراقبة يبعد 1000 متر من حقل التصريف

تولد تفاعلات الأكسدة الحموضة، ولكن عادة ما يتم تخزينها في سلسلة من التفاعلات المتداخلة بين الصخور والماء. وفي التضاريس التي يتواجد فيها الحجر الجيري، يؤدي انحلال معادن الكربونات (انظر المعادلة 8) الى الحفاظ على ظروف الأس الهيدروجيني المتعادلة، وفي معظم الحالات، يؤدي أيضا الى زيادة تركيز الكالسيوم في عمود التلوث (الريشي الشكل).

$$CaCO_3 + H^+ \rightarrow Ca^{2+} + HCO_3 \qquad (8)$$

وفي التضاريس التي يتواجد فيها الصخور الجرانيتية، وبسبب عدم وجود معادن الكربونات، يمكن توفير التخزين المؤقت بواسطة معدني الألمنيوم أوكسي هيدروكسيد والحديد أوكسي هيدروكسيد (على سبيا المثال الجيبسايت Gibbsite والفريهايدرايت Ferrihydrite) التي توجد عادة كمكونات ثانوية في معظم الرسوبيات. ويتصف هذين المعدنين بانهما غير قابلين للذوبان نسبيا عند قيم الأس الهيدروجيني المتعادلة، ويكون انحلالها كما هو موضح في المعادلتين 9 و 10 مهما فقط في ظل ظروف قيم الأس الهيدروجيني المنخفضة.

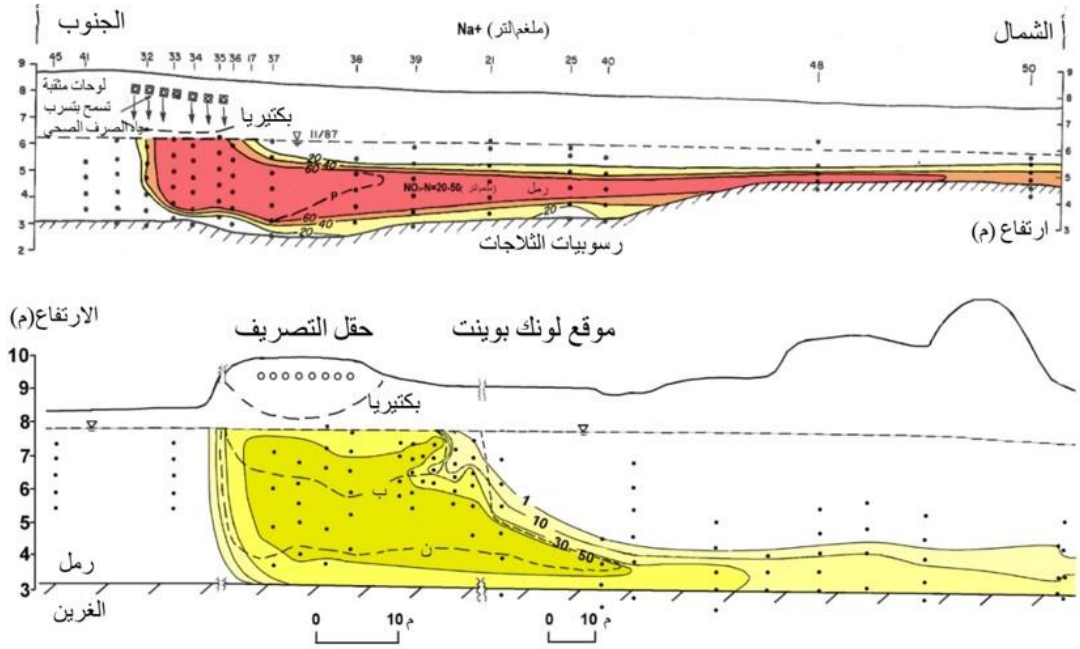
$$Al(OH)_3 + 3H^+ \rightarrow Al^{3+} + 3H_2O \qquad (9)$$

$$Fe(OH)_3 + 3H^+ \rightarrow Fe^{3+} + 3H_2O \qquad (10)$$

عندما يحدث تأكسد جيد لأعمدة تلوث أنظمة الصرف الصحي في تضاريس الصخور الجرانيتية، غالبا ما تتولد ظروف حامضية، تتباين فيها قيم الأس الهيدروجيني من 4 الى 6.

5 تشكيل أعمدة تلوث الصرف الصحي والتشتت (Dispersion)

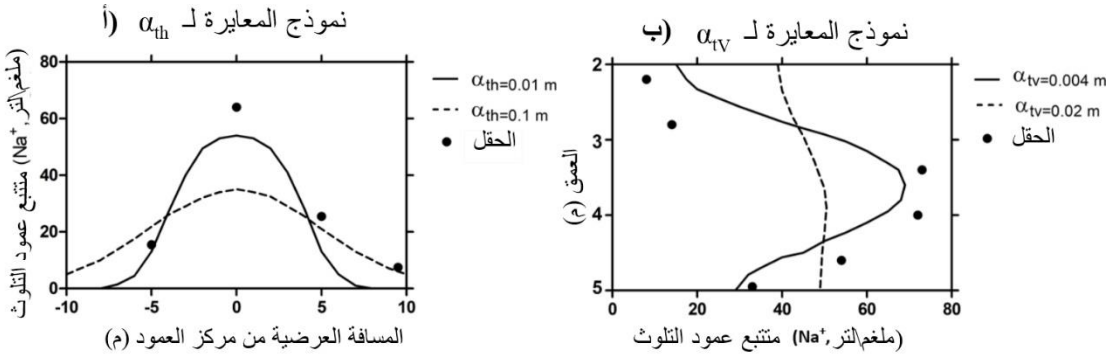
عندما تلتقي المياه العادمة المتسربة بمنسوب المياه الجوفية، فإنها تدخل في نظام تدفق المياه الجوفية المحلية، وتشكل عمودا (بالشكل الريشي) متميزا عن المياه الجوفية المحيطة. نستعرض هنا مثالين من أعمدة التلوث المميزة بشكل جيد من أنظمة الصرف الصحي في طبقات المياه الجوفية الرملية غير المحصورة في اونتاريو، كندا، كما هو موضح في الشكلين 2 و 3. ويكرر عرض الشكل (2 ب) والشكل (3) لسهولة توضيحها للقارئ.



إعادة للشكل (2ب) والشكل (3) – اعيد الشكل لفائدة القارئ. فالشكل (2ب) يبين عمود تلوث المياه الجوفية من نظام صرف صحي منزلي في موقع كامبريدج في مقاطعة اونتاريو في كندا (حور عن روبرتسون وآخرون 1991).

اما الشكل (3) فانه يبين عمود تلوث المياه الجوفية من نظام صرف صحي في موقع مخيم في منطقة لونك بوينت في اونتاريو في كندا (حور عن روبرتسون وآخرون، 2013).

يوضح الشكل (2) المثال الأول لعمود التلوث الناشئ من نظام الصرف الصحي المنزلي الذي تم تحديده باستخدام Na كمتتبع لانتشار عمود التلوث. أتصف عمود التلوث بثبات حدوده الحادة على طول 200 متر من انتشاره، وظلت تراكيز آيون الصوديوم (+Na) غير مخففة بشكل أساسي في مركز عمود التلوث. تشير تحليلات حساسية النموذج كما هو موضح في الشكل (4)، الى ان استمرار حدود عمود التلوث حادة، مع غياب تخفيف المنطقة المركزية فيه، يتطلب قيما منخفضة للتشتت العرضي الأفقي والعمودي (اقل من 1 سم). إذ أظهرت قيم التشتت الناتجة من النموذج توافقا مع قيم التشتت المنخفضة المستخرجة من اختبارات التدرج الطبيعي للمتتبع في مكامن المياه الجوفية الرملية (Sudicky et al., 1986; Moltyaner and Killey, 1988; Garabedian et al., 1991).



الشكل (4) – يوضح نتائج معايرة نظام عمود التلوث من الصرف الصحي في كامبريدج لحالتين (أ) عرض افقي للتشتت، و (ب) عرض عمودي للتشتت. النقط تعود لتراكيز الصوديوم المقاسة في (أ) سياج المراقبة الواقع 95 م عن انابيب التصريف ويقع بشكل مستعرض على اتجاه تدفق المياه الجوفية، وكذلك في (ب) التي تمثل حزمة من العينات على مستويات مختلفة تقع على بعد 30 م من حقل التصريف. اما الخطان المتقطع والمتصل فيمثلان تراكيز الصوديوم المتنبئ بها باستخدام نموذج تحليل رياضي ثلاثي الأبعاد للتشتت المحدث تغيرا في الحرارة، بقيم مختلفة للتشتت المستعرض افقيا (α_{th}) وعموديا (α_{th}). (المصدر Robertson et al., 1991).

المثال الثاني لعمود التلوث موضح في الشكل (3) مأخوذ من نظام الصرف الصحي في منطقة تخييم كبيرة (تسمى لونك بوينت) وتظهر عمود تلوث في المياه الجوفية له حدود حادة مرة أخرى، وغياب التخفيف الأساسي في مركز عمود التلوث على امتداد خارطة طول عمود التلوث البالغة 200 متر. في هذه الحالة، تم تتبع عمود التلوث باستخدام محلى صناعي (آسيسولفام Acesulfame) الذي يستخدم حاليا في مجموعة واسعة من منتجات الأطعمة والمشروبات منخفضة السعرات الحرارية. فالتراكيز في جميع أنحاء مركز عمود التلوث هي أكثر من 18 ميكروغرام\لتر، أي حوالي 10000 مرة أعلى من قيمة الحد المسجل في المياه الجوفية المحيطة بعمود التلوث في الموقع والبالغة اقل من 0.01 ميكروغرام\لتر. مثل هذا التباين في التراكيز في مياه الصرف الصحي المتدفقة وفي المياه الجوفية المحيطة تسمح باكتشاف المدخلات الصغيرة جدا من نظام صرف النفايات السائلة كما سيتم مناقشته لاحقا.

العامل المهم الذي يجب مراعاته عند مراقبة سلوك نظام الصرف الصحي هو سمك عمود التلوث الناشئ من نظام الصرف الصحي. ويتحكم في سمك عمود التلوث معدل حمل المياه العادمة، وحجم حقل الصرف، والمعدل الخطي لسرعة المياه الجوفية المحيطة. ويتم حساب هذا السمك باستخدام العلاقات الموضحة في المعادلة 11 والمعادلة 12.

$$b = (q * t)/porosity \quad (11)$$

$$t = w/vel \quad (12)$$

حيث تمثل:

b = سمك عمود التلوث في حافة اسفل الانحدار لحوض التصريف، وحدته الطول (L)

q = معدل حمل المياه العفنة في وحدة مساحة حقل التصريف (T\L)

المسامية = تشبع مسامية المكمن الجوفي

t = زمن بقاء المياه الجوفية تحت حقل التصريف (T)

w = عرض حوض التصريف باتجاه حركة تدفق المياه الجوفية (L)

vel = معدل السرعة الخطية في محيط المياه الجوفية (T\L)

على سبيل المثال، فان نظام الصرف الصحي المنزلي النموذجي الذي يتلقى 1 متر مكعب\يوم من مياه الصرف الصحي يتم تصريفها الى حقل تصريف بمساحة 10 متر في 10 متر بمنظور سطحي، ومعدل حمولة المياه العادمة 0.01 متر \ يوم. وعندما يكون المعدل الخطي لسرعة المياه الجوفية 0.2 متر \ يوم، ستبقى المياه الجوفية تحت حقل الصرف لمدة 50 يوما، لأن قطرة الماء التي تتحرك بسرعة 0.2 متر \ يوم، تتطلب 50 يوما لاجتياز 10 أمتار طول حقل الصرف. وبما ان مسامية الخزان الجوفي تبلغ 0.33، فإن سمك عمود التلوث سيكون 1.5 متر (بتجاهل حالة التشتت). هذه الحالة تستلزم وضعا رأسيا دقيقا لمواقع أخذ العينات من اجل تنفيذ مراقبة فعالة. يقع كل من موقعي كامبريدج ولونك بوينت الموضحين في الشكلين 2 و 3 بالقرب من مناطق تقسيم تدفق المياه الجوفية، حيث تكون سرع حركة المياه الجوفية بطيئة نسبيا (~ 0.07 الى 0.08 متر \ يوم، وفقا لروبرتسون و آخرون، 2019). أدت هذه السرع البطيئة، الى جنب معدل التحميل العالي لمياه الصرف الصحي مقداره (0.06 متر \ يوم في موقع لونك بوينت وفقا لروبرتسون وآخرون، 2019)، الى تكوين أعمدة تلوث سميكة نسبيا (حوالي 3 الى 5 أمتار)، مقارنة بأعمدة التلوث في العديد من المواقع الأخرى.

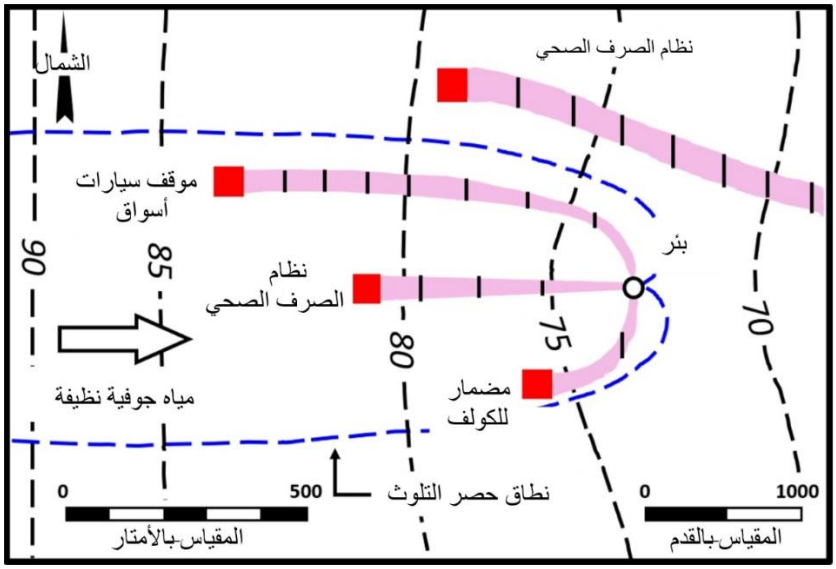
تسمح القدرة المنخفضة للتشتت في مكامن المياه الجوفية في كل من كامبريدج ولونك بوينت، وكذلك في العديد من مكامن المياه الجوفية الأخرى (على سبيل المثال ما أورده Weiskel and Howes, 1991) بتراكيز عالية نسبيا من مكونات المياه العادمة في المواقع المركزية لأعمدة التلوث. وبالتالي، ما لم تحدث تفاعلات التوهين، فقد تكون هناك حاجة لحركة المياه العادمة لمسافات طويلة نسبيا قبل تقليل الملوثات الى مستويات مقبولة عن طريق التخفيف بالمياه الجوفية المحيطة.

1.5 آيونات تتبع عمود التلوث الرئيسة (EC, Cl^-, NO_3^-, Na^+)

عادة ما تحتوي أعمدة التلوث الناشئة من نظام الصرف الصحي على تراكيز مرتفعة من الآيونات الرئيسية مثل (Cl^-، و Na^+، و NO_3^-، وأحيانا NH_4^+) التي تشتق من مياه الصرف الصحي، بالإضافة الى زيادة القلوية (المعادلة 6) والمكونات الأخرى الناتجة من تفاعلات المياه والصخور في حقل الصرف (على سبيل المثال، Ca2+ انظر المعادلة 8). من المحتمل ان تكون جميع هذه المكونات مفيدة كمتتبعات لعمود التلوث. ويوضح الشكل (2) ان قيم تركيز آيون الصوديوم في مركز عمود التلوث في موقع كامبريدج يساوي (> 50 ملغم \ لتر) وأعلى بحوالي خمس مرات من قيم التركيز في المياه الجوفية المحيطة بعمود التلوث والتي تساوي (< 10 ملغم \ لتر). علاوة على ذلك، تضفي التراكيز المرتفعة للمكونات الذائبة زيادة في التوصيل النوعي (EC) الى مياه عمود التلوث، ونتيجة لذلك، يمكن تحديد أعمدة

التلوث الناشئة من نظام الصرف الصحي في الحقل باستخدام مقياس التوصيل الكهربائي المحدد. يقدم الجدول (1) ملخصا لتراكيز الآيونات النموذجية الرئيسية التي تتواجد في دفق خزانات الصرف الصحي في المواقع التي يتم فيها معالجة مياه الصرف المنزلية. الشرط الذي يقيد استخدام الآيونات الرئيسية كمتتبعات في أعمدة التلوث، هو ان كل هذه المكونات ليست فريدة من نوعها لتتميز في مياه الصرف المنزلية. أما الأسمدة المستخدمة في العمليات الزراعية الحديثة، تحتوي على مركبات البوتاس والنيتروجين التي يمكن ان تؤدي الى ارتفاع مستويات تركيز K^+ و Cl^- و NO_3^- في المياه الجوفية المتأثرة بعملية التسميد، بنفس الحجم الموجود في أعمدة التلوث الناشئة من نظام الصرف الصحي (Spalding and Exner, 1993; Goss et al., 1998). في المناخات الشمالية، يمكن ان تؤدي أملاح إزالة الجليد المطبقة على الطرق ومواقف السيارات في فصل الشتاء، الى تركيز Cl^- و Na^+ مماثلة للتراكيز الموجود في أعمدة تلوث نظام الصرف الصحي (Baer et al., 2019). على سبيل المثال، في عمود التلوث في كامبريدج (الشكل 2)، لا يمكن استخدام Cl^- ولا NO_3^- مباشرة كمتتبع لأعمدة التلوث، بسبب وجود تراكيز مماثلة في المياه الجوفية المحيطة نتيجة استخدام الأسمدة في حقول المزارع المجاورة. في عمود تلوث موقع لونك بوينت (الشكل 3)، كان استخدام Cl^- كمتتبع محدودا لأن قيم التركيز في المياه الجوفية المحيطة كانت مرتفعة نتيجة استخدام $CaCl_2$ على طرق المخيم لقمع الغبار. ومع ذلك، ظل Na^+ و التوصيل الكهربائي (EC) في كل من أعمدة التلوث في كامبريدج ولونك بوينت، فاعلان في تتبع عمود التلوث.

في حين أن الآيونات الرئيسية قد تعمل كمقتفيات مفيدة لعمود التلوث في مناطق التلوث القريبة، وفي المناطق الأبعد، لكن غالبا ما تتضاءل فائدتها بسبب وجود ملوثات مماثلة من مصادر أخرى. هذا الظرف يمكن ان يحد من فائدة الآيونات الرئيسية كمؤشرات لتأثير نظام الصرف الصحي في المواقف التي قد تتداخل فيها التأثيرات من مصادر ملوثة متعددة، مثلما قد يحدث في المياه المسحوبة من الآبار في مناطق واسعة تساهم في التلوث (على سبيل المثال انظر الشكل 5).



الشكل (5) – منظور للمفاهيم للمنطقة ذات الأهتمام التي فيها بئر لتزويد المياه يصادف نظام عمود تلوث بمياه الصرف الصحي ومصادر ممكنة أخرى لها تلوث مشابه للصرف الصحي، تتظمن موقف سيارات للأسواق الذي يسهم في زيادة الصوديوم والكلور الناتج من الأملاح المانعة لتكوين الجليد، ومضمار للكولف الذي يساهم بإضافة النترات الناتجة عن استخدام الأسمدة. استمد الشكل من اينرسون و ماكاي (Einerson and Mackay, 2001).

2.5 متتبعات أعمدة التلوث – المكونات الشحيحة والأثرية – البورون

يوجد البورون (B) في منظفات الغسيل، ويتحرك أيضا في أنظمة تدفق المياه الجوفية، وقد استخدم كمتتبع لتحديد نظام الصرف وتأثير مياه الصرف الصحي للبلدية على المياه الجوفية (LeBlanc, 1984; Vengosh et al., 1994; Bassett et al., 1995). علاوة على ذلك، فان تركيز البورون في مياه الصرف الصحي المنزلية (تتباين من 0.1 الى 1 ملغم \ لتر، انظر الجدول 1)، يرتفع هذا التركيز قليل نسبيا (على سبيل المثال، حوالي 5 ملغم \ لتر، وفقا لباسيت وآخرون Basset et al., 1995) مقارنة بالقيم الأساسية وفي بعض المياه الطبيعية، مثل المياه الجوفية قليلة الملوحة، والمياه الجوفية المتأثرة بمياه الري التي يمكن ان يتواجد فيها البورون بتركيز مساويا للتركيز في مياه الصرف الصحي. وبالتالي، فان البورون يعتبر عنصر متواضع للتتبع في أنظمة مياه الصرف الصحي، ولكنه فاعل في بعض المواقع. في عمود التلوث الناشئ من مياه الصرف الصحي لبلدية كيب كود في ماساتشوستس، استخدم البورون كأحد عناصر التتبع الرئيسية بسبب تواجده بتركيز ثابت (0.2 – 0.4 ملغم \ لتر) على طول انتشار عمود التلوث البالغة ثلاثة كيلومترات، والتي هي بمقدار خمسة مرات أعلى من قيم التراكيز الأساسية (LeBlanc et al., 1984; Barbaro et al., 2013).

3.5 متتبعات عمود التلوث – المحليات الصناعية (اسيسولفام Acesulfame و سكرالوز (Sucralose

يستخدم المحلى الاصطناعي اسيسولفام البوتاسيوم ($C_4H_4KNO_4S$) في مجموعة واسعة من منتجات الأطعمة والمشروبات منخفضة السعرات الحرارية وهو الآن موجود في كل مكان في معظم مياه الصرف الصحي المنزلية في جميع انحاء العالم (Buerge et al., 2009). ويعتبر هذا المركب فريد نسبيا بالنسبة لمياه الصرف الصحي المنزلية ويتواجد في دفق خزانات الصرف الصحي بتراكيز تتباين عادة بمدى من 10 – 100 ملغم \ لتر (انظر الجدول 1). يعتبر الأسيسولفام ثابتا نسبيا أثناء معالجة مياه الصرف الصحي في محطات مياه الصرف الصحي التابعة للبلدية (Buerge et al., 2009) وفي أنظمة الصرف الصحي المنزلية (Van Stempvoort et al., 2011a)، وكذلك في أنظمة تدفق المياه السطحية والجوفية (Buerge et al., 2009; Spoelstra et al., 2013; Spoelstra et al., 2017). بالنظر الى تركيز الأسيسولفام المرتفعة في مياه الصرف الصحي، مقارنة بالقيم الأساسية الأقل بكثير في المياه الجوفية (على سبيل المثال نرى تركيزه أعلى من ~ 10000 مرة في عمود تلوث لونك بوينت، انظر الشكل 3)، فإنه يوفر إمكانية ان يكون متتبعا قويا لتأثير نظام الصرف الصحي.

السكرالوز ($C_{12}H_{19}Cl_3O_8$) هو محلي صناعي آخر يستخدم على نطاق واسع ويقاوم التحلل، ويوجد في مياه الصرف الصحي المنزلية بتراكيز مماثلة للأسيسولفام (انظر الجدول 1). كما يمكن استخدامه كمتتبع وفقا لاوبنهايمر وآخرون (Oppenheimer et al., 2011). في عمود تلوث لونك بوينت الموضح في الشكل (3)، استخدم الأسيسولفام كمتتبع رئيسي لأن أدوات التتبع المحتملة الأخرى مثل Cl^- كانت مرتفعة في المياه الجوفية المحيطة بعمود التلوث في هذا الموقع، نتيجة لأستخدام $CaCl_2$ كمثبط للغبار على طريق المخيم. يعد التداخل من مصادر أخرى مشكلة شائعة مرتبطة بعناصر تتبع المياه العادمة (انظر الشكل رقم 5)، الذي يسلط الضوء على فائدة المحليات الصناعية لأنها توجد فقط بشكل أساسي في مياه الصرف المنزلية.

لقد تغير استخدام المحليات الصناعية المحددة على مدار العقود العديدة الماضية، ويمكن ان يكون وجود أو عدم وجود محليات معينة في أعمدة تلوث المياه الجوفية بمثابة أداة لقياس العمر. استخدم اسيسولفام البوتاسيوم على نطاق

واسع فقط منذ عام 1988، بينما السكرالوز استخدم منذ عام 2000. وفي دراسة عن أعمدة التلوث والعصارة الملوثة في 15 موقعا لطمر النفايات، وجد روي وآخرون (Roy and others, 2014) أن الاسيسولفام كان موجودا بتراكيز عالية وكان المحلى السائد في سبعة من ثمانية مواقع نشطة، ولكن في سبعة مواقع تم إيقاف تشغيلها قبل عام 1990، كان السكرين ($C_7H_5NO_3S$) هو المحلى السائد وتم اكتشاف الأسيسولفام فقط بتراكيز قليلة.

كشفت الدراسات الحديثة أنه في بعض الحالات، يمكن ان يتحلل الأسيسولفام أثناء معالجة مياه الصرف الصحي (وفقا لكاسترونوفا وآخرون Castronova et al.,2017; Kahl et al., 2018). أثارت هذه الظاهرة احتمال تعرض الأسيسولفام أيضا للتدهور في البيئات الجوفية، على الرغم من ان عددا من الدراسات قد اثبتت ثباته عند تراكيز عالية نسبيا، إلا ان هذه الدراسات لا تستثني إمكانية التحلل البطيء في بيئات معينة، وينبغي الاستمرار في إجراء المزيد من الدراسات.

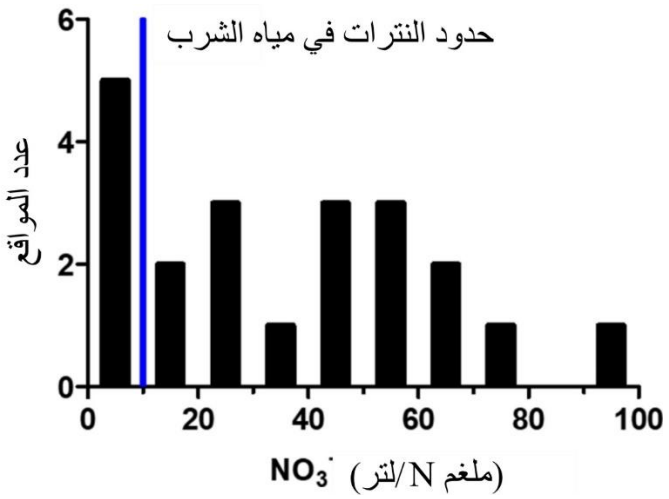
4.5 النظائر المتتبعة – النترات ^{15}N

يمكن تمييز العديد من مكونات أعمدة التلوث من النظائر عن المصادر الأخرى، الناشئة من أنظمة الصرف الصحي (على سبيل المثال Cl^-, B, NO_3^-)، وبالتالي يمكن ان يساعد توصيف النظائر في تحديد المياه الجوفية المتأثرة بأنظمة الصرف الصحي. استخدمت قيم نظير النترات ^{15}N (^{15}N - NO_3^-) للتمييز بين تلوث المياه الجوفية بالنترات الناتجة عن أنظمة الصرف الصحي والتلوث بالنترات الناتج عن الأسمدة المستخدمة في العمليات الزراعية. تحتوي النترات المشتقة من الأسمدة الكيمياوية على قيم نظير النترات (^{15}N) قليلة تتباين عادة من +3 الى +5 \ مل (أجزاء في الألف)، في حين تحتوي نترات أعمدة التلوث الناشئة من أنظمة الصرف الصحي على نظير النترات (^{15}N) على قيم عالية تتباين من +7 الى +14 \ مل (وفقا لكريتلر وآخرون Kreitler et al., 1979 وهيتون Heaton, 1986 و ارافينا وأخرون Aravena, ey al., 1993 و واسنر Wassener, 1995). ومع ذلك، هناك بعض التداخل في تركيب النظائر لهذه المصادر والعمليات، فتطاير الأمونيا NH_4^+، والتبادل الآيوني الذي يحدث في نطاق التربة، ونزع النيتروجين، يمكن ان يغيروا من بصمة النظير التي تعكس مواد المصدر. بالإضافة الى ذلك، عند استخدام السماد الطبيعي في الزراعة التي تعتمد على مياه الصرف الصحي. لوحظ في بعض المواقع أن قيم (^{15}N - NO_3^-) في المياه الجوفية تميل الى التجمع بالقرب من المدى الذي تتداخل فيه قيم (^{15}N - NO_3^-) الناتجة من الأسمدة ومن مياه الصرف الصحي (+5 الى +8 \ مل) مما يجعل تحديد المصدر باستخدام بصمة النظائر صعبا (أنظر Komor and Anderson, 1993; Xue et al., 2009). كما ان استهلاك نظائر النترات الأخف (^{14}N and ^{16}O) بشكل تفضيلي أثناء تحلل النترات مثل نزع النيتروجين وتفاعلات أكسدة الأمونيوم اللاهوائية (anammox) حيث تم مناقشته في القسم 6، وبالتالي، فان تحاليل النظائر ستكون لها قيمة كبيرة في تحديد متى تكون هذه العمليات نشطة.

6 مصير النيتروجين في أعمدة تلوث نظام الصرف الصحي

في المواقع التي تتأكسد فيها مياه الصرف جيدا، غالبا ما تحتوي أعمدة الصرف الصحي على تراكيز نترات مثل (NO_3^- - N) تتجاوز حد مياه الشرب البالغ 10 ملغم \ لتر. مثال على ذلك، في عمود تلوث كامبريدج، تدفق (NH_4^+- N) بمعدل 30 ملغم \ لتر وتأكسد تماما في المنطقة غير المشبعة ونتيجة لذلك اختفى تركيز الامونيا (NH_4^+) في عمود التلوث، ولكن تركيز (NO_3^- - N) ارتفع بمديات تتباين من 16 الى 38 ملغم نيتروجين \ لتر (انظر الشكل رقم 2).

يوضح الشكل (6) رسما بيانيا لتراكيز النترات المقاسة في 21 عمود تلوث من نظام الصرف الصحي في اونتاريو، ويبين ان حد تركيز النترات في مياه الشرب قد تجاوز في 16 عمود تلوث.



الشكل (6) – رسم بياني نسيجي لمعدل تراكيز النترات NO_3^- في المنطقة الأقرب الى النقطة المركزية لعمود التلوث لواحد وعشرين موقع في نظام الصرف الصحي في اونتاريو. ان حدود النترات لمياه الشرب (DWL) لعشرة ملغم N في اللتر موضحة في المصادر.

المياه الجوفية في المناطق الساحلية الكثيفة السكان والتي تشهد تطورا كبيرا، كالحال في كيب كود، ماساتشوستس في الولايات المتحدة الأمريكية، وجد فيها تركيز النترات (NO_3^- - N) يصل الى 24 ملغم \ لتر. فسرت هذه النتيجة على ان سببها هو الاستخدام الواسع لأنظمة الصرف الصحي في المدينة (Coleman et al., 2018).

للنترات قدرة على التفاعل، ويمكن اختزالها الى غاز ثنائي النيتروجين (N_2)، إذا حدثت ظروف اختزال وإذا توفرت مركبات قادرة على منح الإلكترون نشطة تعمل كمصادر للطاقة لدعم تفاعلات التحويل. هناك تفاعلان شائعان لتحويل النترات هما نزع النيتروجين من المركبات العضوية المعقدة (Heterotrophic denitrification) باستخدام الكربون العضوي القابل للتغيير كمصدر للطاقة (أنظر المعادلة 13) ونزع النيتروجين الذاتي (Autotrophic denitrification) باستخدام مركبات الكبريت المختزلة (على سبيل المثال، البايرايت) كمصدر للطاقة (أنظر المعادلة 14).

$$4NO_3^- + 5CH_2O \rightarrow 2N_2 + 4HCO_3^- + CO_2 + 3H_2O \quad (13)$$

$$14NO_3^- + 5FeS_2 + 4H^+ \rightarrow 5Fe^{2+} + 10SO_4^{2-} + 7N_2 + 2H_2O \quad (14)$$

تميل هذه التفاعلات الى الحدوث المفاجئ في واجهات التفاعل، بدلا من حدوثها بشكل موحد على طول عمود التلوث (سميث وآخرون Smith et al., 1991). تحدث واجهات التفاعل عادة في المواقع التي تواجه فيها أعمدة التلوث تراكيز متزايدة من المركبات المانحة للالكترون، مثلما قد يحدث في رواسب ضفاف الأنهر الغنية بالكربون العضوي (أنظر كلا من روبرتسون وبوهلك Robertson et al., 1991; Böhlke et al., 2002) أو في المكامن المائية العميقة التي قد يتواجد فيها البايرايت غير المتعرض للتجوية (Postma et al., 1991;Kölle et al., 1985). عمود تلوث منطقة كامبريدج الموضح في الشكل (2)، يحتوي على اوكسجين ذائب (أقل من 1 ملغم \ لتر) لذا يمكن ان يتأثر بتفاعلات تحول النترات. ومع ذلك، ظلت تراكيز النترات في تزايد باستمرار ولا تظهر أي دليل على تخصيب النظائر، مما يشير

الى ان تفاعلات نزع النيتروجين غير نشطة (Aravena et al., 1993). وهذا يفترض ان يكون سببه عدم وجود المركبات المناسبة المانحة للأليكترون (على سبيل المثال الكربون العضوي غير المستقر أو البايرايت غير المتعرض للتجوية) في رواسب المكمن المائي الجوفي في هذا الموقع.

في المقابل، في موقع لونك بوينت وفي موقع عمود التلوث القريب منه (انظر الشكل رقم 3) ارتفع تركيز ($NO_3^- - N$) من 32 ملغم \ لتر الى 79 ملغم \ لتر (Aravena and Robertson, 1998)، وتركيز النترات استهلك بالكامل الى اقل من 1 ملغم \ لتر ضمن 40 مترا من المنحدر أسفل حقل التصريف. حدث التحول على طول واجهة التفاعل حيث وجدت زيادات متزامنة في كل من القلوية ومن الكبريتات (SO_4^{2-}) مما يشير الى إمكانية وقوع نوعي تفاعل نزع النيتروجين اللذان تم ذكرهم آنفا في المعادلتين (13 و 14) وأيضا يساهمان في فقدان النترات المرصودة. في هذا الموقع، تم تعزيز عملية نزع النيتروجين من خلال وجود كميات ضئيلة من الكربون العضوي غير المستقر والبايرايت في رواسب المكمن المائي العميق (غير المتعرض للتجوية) انظر (Aravena and Robertson, 1998). طبقة المياه الجوفية في لونك بوينت، تتكون من رواسب شاطئية حديثة عمرها اقل من بضعة آلاف من السنين، في حين مكمن المياه الجوفية في منطقة كامبريدج تكون في نهاية الفترة الجليدية الأخيرة بحوالي 10 الى 15 الف سنة قبل الوقت الحاضر. قد يساهم العمر الصغير لطبقة المياه الجوفية في لونك بوينت بالإضافة الى وجود مجمعات الأراضي الرطبة القريبة، في زيادة ثراء المركبات المانحة للإلكترون القابلة للتغير في هذا الموقع. من المعروف ان حدوث نزع النتروجين الذاتي التغذية في طبقات المياه الجوفية ومكامن المياه في جميع انحاء العالم يكون بسبب وجود كميات ضئيلة من البيرايت (او من مركبات الكبريت المختزلة) في رسوبيات هذه الطبقات والمكامن وغير معرضة لعملية التجوية (Kölle et al., 1985; Postma et al., 1991; Korom, 1992; Robertson et al., 1996). يتميز هذا التفاعل في معظم الحالات، بزيادات واضحة في تراكيز SO_4^{2-} في المياه الجوفية وفي نفس النطاق الذي تنخفض فيه تراكيز النترات (NO_3^-).

التفاعل الثالث الذي يحتمل ان يكون مهما لتحويل النترات والذي تم التعرف عليه مؤخرا هو اختزال النترات (NO_3^-) بواسطة الأمونيا (NH_4^+) أكسدة الأمونيوم اللاهوائي anammox) كما في المعادلتين (15 و 16).

$$NO_2^- + NH_4^+ \rightarrow N_2 + 2H_2O \quad (15)$$

$$3NO_3^- + 5NH_4^+ \rightarrow 4N_2 + 9H_2O + 2H^+ \quad (16)$$

هذه التفاعلات يمكن ان تكون نشطة في المواقع التي يكون فيها تأكسد مياه الصرف اقل فاعلية، بحيث يتواجد كل من النترات (NO_3^-) والأمونيا (NH_4^+) معا في عمود التلوث. تمتاز هذه التفاعلات بأثراء كل من النترات (NO_3^-) والأمونيا (NH_4^+) المتبقية بالنظائر (Clarke et al., 2008; Caschetto et al., 2017) وبتواجد بكتريا محددة تؤدي الى اكسدة الأمونيا اللاهوائية (Moore et al., 2011; Smith et al., 2015). وأظهر توصيف النظائر والبكتريا ان أكسدة الأمونيا اللاهوائية تساهم بشكل فعال في تحولات النترات التي لوحظت في عدد من أعمدة تلوث أنظمة الصرف الصحي، بما في ذلك عمود لونك بوينت (وفقا لروبيرتسون Robertson et al., 2012) وفي عمود تلوث موقع مخيم كيلارني (وفقا لكاشيتو Caschetto et al., 2017)، وفي عمود التلوث الكبير لمياه الصرف الصحي في بلدية كاب كود (Smith et al., 2015). تم العثور في عمود تلوث كيب كود على بكتريا اكسدة الأمونيوم لاهوائيا في جميع منطقة انتشار عمود التلوث البالغ طولها 3 كيلومترات حيث تواجدت الأمونيا (NH_4^+) أيضا، وأثبتت اختبارات حقن التتبع أن استهلاك النترات (NO_3^-) من تفاعلات اكسدة الأمونيا اللاهوائية ونزع النيتروجين كانا بنفس الحجم وحدثتا بمعدلات مماثلة عند تواجد مركبات الكاربون المذابة والمتغيرة. من ناحية ثانية، عندما قل تجهيز مركبات الكاربون المذابة، هيمن استهلاك النترات من قبل اكسدة الأمونيا اللاهوائية، وهذا الحال مثل فقدان حوالي 90% من تركيز النترات المرصودة.

علاوة على ذلك، في مراجعة لاستمرارية النيتروجين غير العضوي الكلي (Total Inorganic Nitrogen TIN) في 21 عمود تلوث من نظام الصرف الصحي في أونتاريو (أنظر، Robertson et al., 2020) اكتشف ان استهلاك النيتروجين غير العضوي الكلي كان أكثر بشكل ملحوظ في 10 مواقع حيث يوجد كل من النترات والأمونيا في مناطق أعمدة التلوث بالقرب من حقول التصريف (فقد حوالي 62 % من النيتروجين غير العضوي الكلي) مقارنة بالمواقع الأخرى حيث كانت النترات فقط موجودة (فقد حوالي 3% من النيتروجين غير العضوي الكلي). بشكل عام، يشير هذا الدليل الى ان تفاعل اكسدة الأمونيا اللاهوائية يحدث على نطاق واسع في أعمدة تلوث أنظمة الصرف الصحي، وهو ينافس تفاعلات نزع النيتروجين من حيث الأهمية لتهيئة استهلاك النترات في هذه الأعمدة.

التفاعل الرابع المحتمل لتحويل النترات هو اختزال النترات الى الأمونيوم (أنظر المعادلة 17)، في بيئات المياه الجوفية ويعتبر هذا التحول اقل أهمية (Rivett, et al., 2008)، ولم يتم رصده في أعمدة التلوث الناشئة من أنظمة الصرف الصحي.

$$NO_3^- + 2CH_2O + 2H^+ \rightarrow NH_4^+ + 2CO_2 + H_2O \qquad (17)$$

7 مصير الفسفور في أعمدة تلوث أنظمة الصرف الصحي

مصير الفسفور في أعمدة تلوث الصرف الصحي، يعتمد على حموضة الماء في المنطقة غير المشبعة والتفاعلات التي تشمل معادن الفسفور. تتناول الفقرتان (1.7 و 2.7) القصيرتان من هذا القسم التفاعلات الكيميائية الأكثر شيوعا والتي لها صلة بحموضة مياه المنطقة غير المشبعة وترسيب المعادن فيها، والتي تساهم في إزالة الفسفور من الماء. وتصف الفقرة (1.7) كيفية تخزين الحمض في المنطقة غير المشبعة والفقرة (2.7) توضح تفاعلات الترسيب الشائعة التي تشتمل على الفسفور. أما الفقرة (3.7) فتناقش مصير الفسفور.

1.7 تفاعلات التخزين المؤقت للحامض

هناك أربعة تفاعلات مهمة شائعة لحفظ الحامض في المنطقة غير المشبعة تتحكم في تركيز الهيدروجين (pH) والتي بدورها تؤثر على مصير الفسفور في أعمدة تلوث نظام الصرف الصحي. تتضمن تفاعلات التخزين المؤقت للحامض، إذابة معادن الكاربونات والجبسايت بالأضافة الى نوعين من إذابة الفريهايدرايت. تحدث هذه التفاعلات كما يلي:

- ذوبان معادن الكاربونات يتم وفقا للمعادلة الكيميائية (18)

$$CaCO_3 + H^+ \rightarrow HCO_3^- + Ca^{2+} \qquad (18)$$

- ينحل الجبسايت وفقا للمعادلة (19)

$$Al(OH)_3 + 3H^+ \rightarrow Al^{3+} + 3H_2O \qquad (19)$$

- إذابة فيريهايدرايت كما هو موضح في المعادلة الكيميائية (20)

$$Fe(OH)_3 + 3H^+ \rightarrow Fe^{3+} + 3H_2O \quad (20)$$

- و أختزال وانحلال للفريهايدرايت وفقا للمعادلة الكيميائية (21)

$$4Fe(OH)_3 + CH_2O + 7H^+ \rightarrow 4Fe^{2+} + HCO_3^- + 10H_2O \quad (21)$$

يزيد الرقم الهيدروجيني المنخفض من احتمالية التفاعلات الواردة في الفقرة (1.7) التي والتي تسبب في ترسيب الفسفور وبالتالي تزيله من مياه الصرف الصحي. عليه، نرى في المواقع التي من المرجح ان تحدث فيها التفاعلات الموضحة في المعادلات من (18 الى 21) هناك قدرة كبيرة على تجمع الفسفور في المنطقة غير المشبعة أسفل نظام الصرف الصحي.

2.7 التفاعلات التي تشمل معادن الفسفور

التفاعلات في أعمدة تلوث أنظمة الصرف الصحي ذات الصلة بمصير الفسفور تتضمن أربعة حالات؛ هي ترسيب هيدروكسي اباتايت (Hydroxyapatite)، و فاريسايت (Variscite)، وسترينكايت (Strengite)، و فيفيانايت (Vivianite).

- التفاعل الأول كما هو وفق المعادلة (22) يؤدي الى ترسيب الهيدروكسي آباتايت

$$5Ca^{2+} + 3HPO_4^{2-} + H_2O \rightarrow Ca_5(PO_4)_3OH + 4H^+ \quad (22)$$

- التفاعل الثاني والموضح في المعادلة (23) يؤدي الى ترسيب فاريسايت

$$Al^{3+} + PO_4^{3-} + 2H_2O \rightarrow AlPO_4 \cdot 2H_2O \quad (23)$$

- التفاعل الثالث الذي يؤدي الى ترسيب ستريكنايت موضح في المعادلة (24)

$$Fe^{3+} + PO_4^{3-} + 2H_2O \rightarrow FePO_4 \cdot 2H_2O \quad (24)$$

- التفاعل الرابع والموضح في المعادلة (24) يؤدي الى ترسيب فيفيانايت.

$$3Fe^{2+} + 2PO_4^{3-} + 8H_2O \rightarrow Fe_3(PO_4)_2 \cdot 8H_2O \quad (25)$$

تتوفر قدرة استيعابية أكبر للفسفور في النطاق غير المشبع من التربة أسفل نظام الصرف الصحي في المواقع التي تتعزز فيها ظروف تفاعلات الترسيب الواردة في المعادلات من (22 الى 25).

3.7 الفسفور ومصيره

يتركز الفسفور في تدفق مياه الصرف الصحي الى خزاناتها (تقريبا من 5 الى 15 ملغم \ لتر من أجمالي الفسفور انظر الجدول 1). وهذا التركيز يعتبر أكبر بعدد من المرات من قيم التركيز (تقريبا 0.03 ملغم \ لتر) القادرة على تحفيز نمو الطحالب وعملية التغذية في البيئات المائي (Dillon and Rigler, 1974).

و يتكون الفسفور الكلي في مياه الصرف الصحي المتدفقة الى خزانات الصرف من مزيج من الفوسفات المذاب (PO_4^{3-})، والذي يشار اليه في أغلب الأحيان بالفسفور التفاعلي القابل للذوبان (Soluble Reactive Phosphorus, SRP)، ومن الفسفور العضوي الذي يتواجد كمكون من المركبات العضوية في مياه الصرف الصحي، وكذلك من الفسفور الممتص على أجسام مواد النفايات المتدفقة مع مياه الصرف. تحتوي مياه تدفق خزانات الصرف الصحي على الفسفور التفاعلي القابل للذوبان (SRP) عادة بمقدار (70 الى 85% من اجمالي الفسفور، وفقا لـماككري وآخرون McCray et al., 2005). أثناء عملية التغلغل من خلال رواسب حقل التصريف، تزال مواد الجسيمات عن طريق الترشيح و تتحلل المركبات العضوية، ونتيجة لذلك يتكون إجمالي الفسفور في عمود تلوث أنظمة الصرف الصحي على هيئة فسفور تفاعلي قابل للذوبان (SRP) وفقا لما جاء في (Harman et al., 1996).

اختلفت تراكيز الفسفور التفاعلي في أعمدة المياه الملوثة لأنظمة الصرف الصحي، ولكن بعض المواقع ظهرت تراكيز عالية من الفسفور حيث قتربت تراكيز الفسفور التفاعلي من القيم الموجودة في دفق خزان الصرف الصحي، وهذا ما ظهر في المناطق الواقعة أسفل حقول الصرف في كل من منطقة كامبريدج و لونك بوينت. كما تباينت تراكيز الفسفور التفاعلي في هذين الموقعين من 1 الى 6 ملغم \ لتر (انظر الشكلين 2 و 3). وسجل أكبر عمود تلوث بالفسفور في أعمدة مياه الصرف الصحي في بلدية كيب كود، حيث امتدت المنطقة الغنية بالفسفور بتركيز الفسفور التفاعلي من 1 الى 3 ملغم \ لتر الى 600 متر أسفل الانحدار من طبقات تسريب المياه العادمة، قبل تصريفها الى بحيرة صغيرة (LeBlanc et al., 1984; McCobb et al., 2003).

الفوسفات آيون سالب ثلاثي التكافؤ، يمكن ان يتأثر بعدد من التفاعلات التي تجعل مصيره تحت سطح الأرض معقد. في معظم أنظمة سريان المياه الجوفية، يتأثر الفسفور بشدة بتفاعلات امتصاص الطبقة السطحية بسبب وجود معادن ذات شحنات سطحية موجبة (على سبيل المثال، معدن الكالسايت، والجيبسايت، والفريهايدرايت، عند قيم الأس الهيدروجيني العادية) في معظم أنواع الرواسب. تؤدي عملية الامتصاص الى ابطاء معدل انتقال الفسفور، ولكنها لا تعطل حركته بشكل دائم. تتميز إمكانية امتصاص الرواسب للفسفور عادة بمعامل التوزيع (K_d) والذي يصف نسبة كتلة الفسفور الممتصة من قبل الرواسب الى كتلة الفسفور المتبقية في المحلول. وتحدد قيمة معامل التوزيع (K_d) من الاختبارات المعملية لعينات الرواسب وعادة ما تكون في حدود 3 الى 4 سم^3 \ غم (Walter et al., 1996; McCray et al., 2005). وتبين معادلة التأخر (المعادلة 26 التي أوردها فريز وجيري Freeze and Cherry, 1979)، الارتباطي بين قيم معامل التوزيع (K_d) وعامل التأخر في انتقال الفسفور الى المياه الجوفية.

$$R = 1 + \left(\frac{\rho_b}{\theta}\right) K_d \qquad (26)$$

حيث ان:

R = معامل تأخر الفسفور (معدل سرعة المياه الجوفية الخطية) \ (سرعة حركة الفسفور)

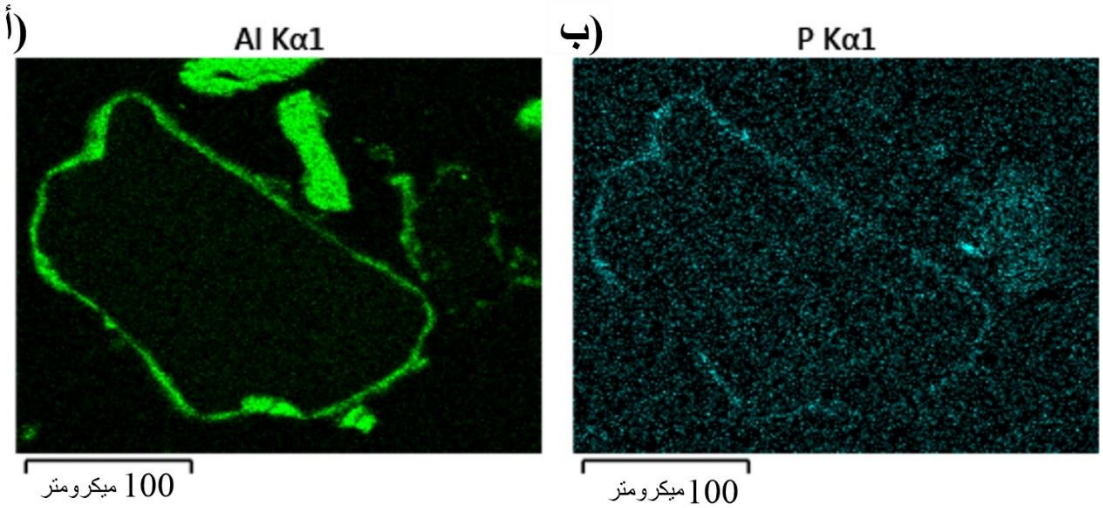
ρ_b = كثافة كتلة الرسوبيات الجافة (غم\سم^3)

ɵ = المسامية (-)

K_d = معامل التوزيع (P الكتلة الممتصة \ P الكتلة في المحلول (سم^3\غم)

إن مدى قيم معامل التوزيع المذكور آنفا، تؤدي الى قيم لعوامل التأخر في مدى من 15 الى 400 لمكامن المياه الجوفية التي تتميز فيها الطبقات الرسوبية بخصائص نموذجية (على سبيل المثال، تكون كثافة الرسوبيات 2.65 غم \ سم^3 والمسامية تساوي 0.3). في مراجعة لحركة الفسفور في 24 عمود تلوث من أنظمة الصرف الصحي في أونتاريو (بما في ذلك 21 موقعا المذكورة آنفا)، وجد في سبعة أعمدة تلوث فيها الفسفور ظاهر بصورة جيدة له معاملات تأخير تتباين من 11 الى 67 (وفقا لروبرتسون وآخرون Robertson et. Al., 2019)، وهذه النتيجة وجدت تتفق بشكل عام مع المدى المتوقع بناءا" على قيم معامل التوزيع (K_d) المذكورة في الأدبيات.

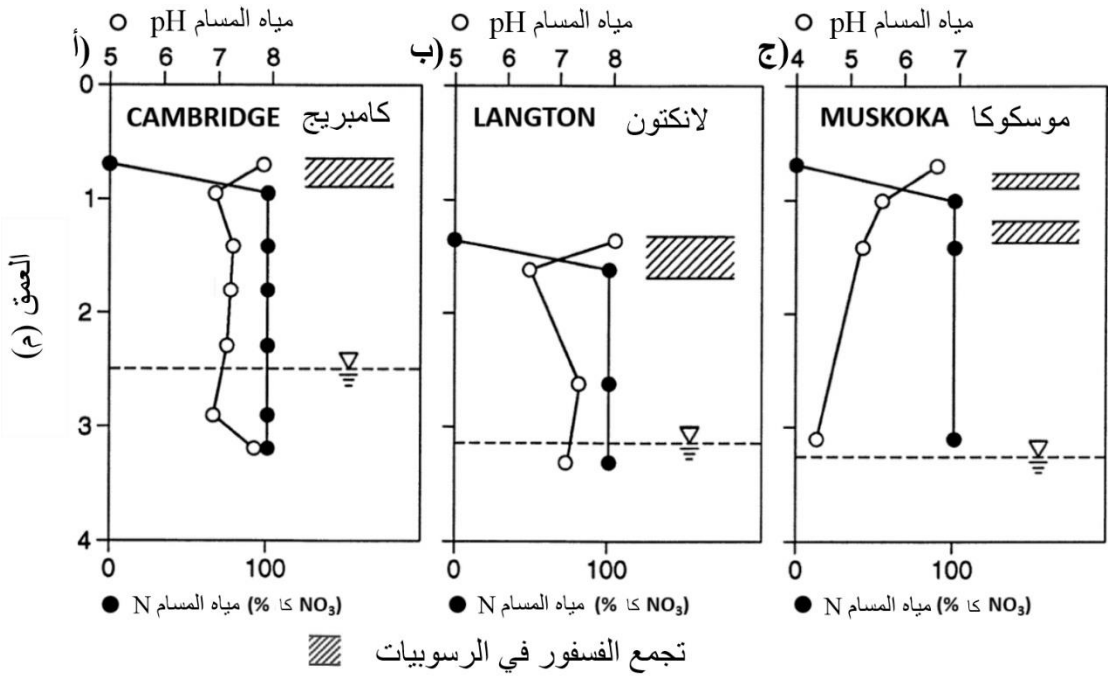
بالإضافة الى امتصاص الطبقات السطحية للرسوبيات، تتنبأ نماذج تمثيل التوازن الكيميائي بأن تفاعلات الترسيب المعدني والتي تشتمل على الفسفور يجب ان تكون نشطة أيضا في أعمدة تلوث أنظمة الصرف الصحي (Ptacek, 1998; Parkhurst et al., 2003; Spiteri et al., 2007). وقد تبين من مراجعة المواقع الأربعة والعشرين الآنفة الذكر (Robertson et al., 2019) أن هناك أنطقه في الطبقات الرسوبية يتجمع فيها الفسفور موجودة في جميع حقول الصرف تقريبا، وهذه الأنطقة الغنية بالفسفور تتواجد على بعد 1 الى 2 متر تحت انابيب الترشيح، نفس الظاهرة رصدت في الأنظمة التي يختلف عمرها بشكل كبير. ويشير تراكم الفسفور الثابت بالقرب من انابيب الترشيح الى انه نتج بسبب عمليات الترسيب النشطة في هذه المواقع، وليس الامتصاص. علاوة على ذلك، ظهرت بعض حبيبات الرمل في أنطقه تراكم الفسفور، مطلية بمعادن ثانوية مميزة، وان هذا الطلاء يحتوي على الفسفور (الشكل 7).



الشكل (7) – معدن الفسفور الثانوي يغلف حبيبات السليكا (كوارتز) المكونة للطبقة المرشحة تحت حقل التصريف في منطقة ارض المخيم في اونتاريو في كندا: (أ) صورة مسح المجهر الأليكتروني، و (ب) تحليل معدني بالأشعة السينية وفقا لروبرتسون وآخرون (Robertson et al., 2019). تركيب الغلاف يتكون من الألمنيوم Al بنسبة 19.4 والحديد Fe بنسبة 6.6 والفسفور بنسبة 2.0 والكالسيوم بنسبة 1.8 (النسب، منوية في الوزن). (موافقة الصور منحت من مؤسسة العلم السطحي الغربية في لندن في أونتاريو في كندا).

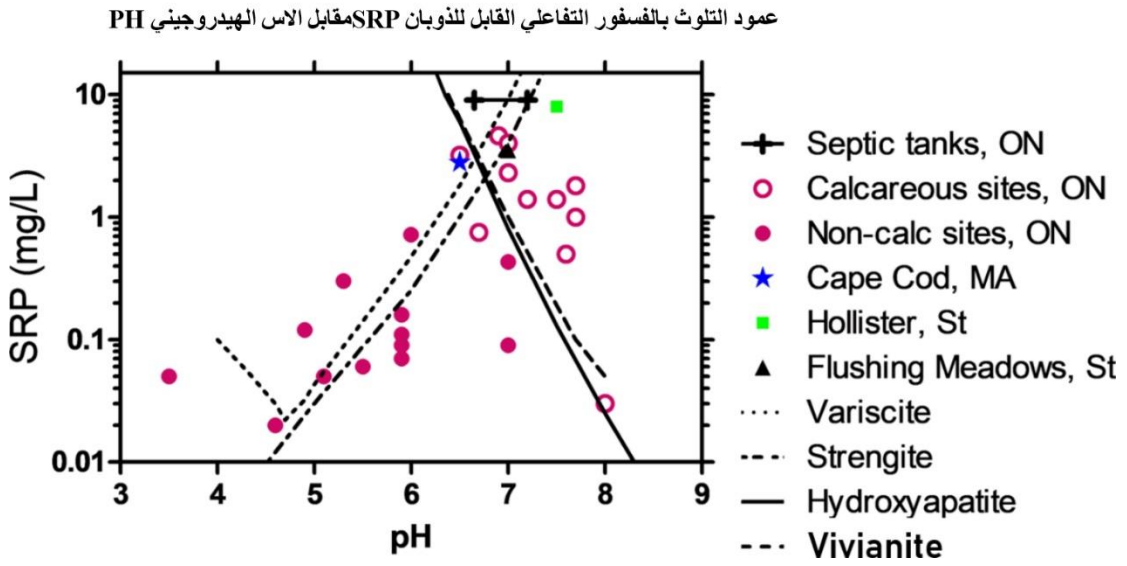
كان تكوين هذه الطلاءات متغيرا، ومن مكوناتها السائدة، الآيونات الموجبة من الحديد والألمنيوم وأحيانا الكالسيوم، وتشير هذه المكونات الى ارتباطها بتفاعلات الترسيب التي تم ذكرها آنفا (في المعادلات من 22 الى 25).

الحامضية التي تنتج في مياه الصرف الصحي نتيجة لتأكسد هذه المياه، وخاصة أكسدة الأمونيوم (NH_4^+، المعادلة 7)، لها تأثير فعال على مصير الفسفور. ويؤدي انخفاض الأس الهيدروجيني الى زيادة انحلال الجيبسايت (انظر المعادلة 19) والفريهايدريت (انظر المعادلة 20) مما يولد زيادة في تركيز Al^{3+} و Fe^{3+}. وهذا بدوره يمكن ان يحفز ترسيب فاريسيت (Variscite، انظر المعادلة 23) والسترينكايت (Strengite، انظر المعادلة 24). دعمت هذه العلاقة من خلال تحليل مياه مسامات حقل التصريف في مواقع متعددة، بضمنها موقع كامبريدج، حيث تتطابق أنطقه الرسوبيات التي يتجمع فيها الفسفور مع الأنطقة التي فيها أمونيا (NH_4^+) مياه الصرف الصحي التي تتحول الى نترات (الشكل رقم 8).



الشكل (8) – الأس الهيدروجيني والنترات في مياه المسام السائدة في رسوبيات حقل التصريف في ثلاثة مواقع لأنظمة الصرف الصحي في اونتاريو، في كندا حيث يكون المكمن المائي الجوفي مكون من الرمال: (أ) يمثل موقع كامبريدج و (ب) تمثل نظام الصرف الصحي لموقع مدرسة لانكتون العامة، أما (ج) فتمثل موقع موسكوكا، وكلاهما يمثلان أنظمة الصرف الصحي المنزلية. قيم NO_3^--N لمياه المسام تعكس النسبة المئوية للنيتروجين الكلي غير العضوي ($NH_4^+ + NO_3^-$-N) والذي يتواجد بصيغة NO_3^-. العينات التي لا تحتوي على NO_3^- هي من دفق خزان المياه العفنة (100 بالمائة NH_4^+-N) وتعكس موقع عمق أنابيب الترشيح لحقل التصريف. أما قيم النترات والأس الهيدروجيني فهي من النطاق غير المشبع من مياه المسام المستخرجة من ضغط لباب الرسوبيات غير المضطربة (مصدر المعلومات زانيني وآخرون Zanini et al., 1988). كما يظهر أيضا في الشكل عمق مستويات معلمة بالخطوط المتكررة تمثل الانطقة في رسوبيات حقل التصريف حيث يتجمع فيها الفسفور.

في المناطق ذات الصخور الكرانيتية، يمكن ان تستمر الظروف الحامضية في أعمدة تلوث أنظمة الصرف الصحي وتكون قيم الأس الهيدروجيني عادة بين 4 الى 6. في الدراسة التي قام بها (روبرتسون وآخرون Robertson et al., 2019)، وجد ان إزالة الفسفور أكبر بكثير في المواقع التي تكون صخور تضاريسها من الكرانيت، حيث تعمل أعمدة التلوث الحامضية على إزالة 90% من الفسفور، وأظهرت قيم الفسفور التفاعلي القابل للذوبان في أعمدة التلوث اتجاها تناقصيا مع انخفاض قيم الأس الهيدروجيني في أعمدة التلوث (أنظر الشكل 9).



الشكل (9) – المتوسط أو التراكيز الممثلة للفسفور الذائب المتفاعل (SRP) في الأنطقة القريبة من النقطة المركزية لسبعة وعشرين نظام عمود تلوث لمياه الصرف الصحي مع قيم مختلفة للاس الهيدروجيني مقارنة بقيم مستنبطة اخذا في الاعتبار اذابة معدن الفسفور هيدروكسيل الاباتايت، والفاريسايت (variscite) والسترينكايت (strengite) والفيفيانايت (vivianite)؛ الدوائر المملوءة والمفتوحة تمثل (24 موقعا في اونتاريو في كندا) مصدرها روبيرتسون وآخرون (Robertson et al., 2019)؛ موقع كيب كود في أميركا مصدره بوسي وولتر (Bussey and Walter, 1996)؛ موقعي هوليستر وفلاشينك ميدوس في أميركا، مصدره روبيرتسون (Robertson, 1995). استخرج منحني الإذابة باستخدام نموذج التوازن الكيميائي (PHREEQC، Parkhurst, 1995) مع افتراض التوازن مع الجيبسايت والحديديك المائية، وتركيز الكالسيوم بمقدار 90 ملغم\لتر ولمنحني إذابة الفيفيانايت، تركيز الحديدوز يكون بمقدار 1 ملغم\لتر (المصدر روبيرتسون وآخرون Robertson et al., 1998). كما يبين ايضا الخط الأسود الأفقي (خزانات المياه العفنة (Septic tanks, ON ، الظاهرة في القائمة التفسيرية) هي متوسط دفق الفسفور الذائب المتفاعل من خزان المياه العفنة ويساوي (8.4 ملغم\لتر) ومدى دفق قيم الاس الهيدروجيني في الموقع 22 من مواقع أونتاريو (المصدر روبيرتسون وآخرون Robertson et al., 2019).

كما لوحظ تراكم الفسفور في رسوبيات حقل الصرف في مواقع أخرى، بما في ذلك موقع ترشيح مياه الصرف الصحي لبلدية كيب كود (Walter et al., 1996) وفي مواقع أخرى مثل السويد (Eveborn et al., 2014). تراكيز الفسفور العالية نسبيا والتي تحدث في دفق خزانات الصرف الصحي (ونعني 5 الى 15 ملغم \ لتر، انظر الجدول 1)، بالمقارنة مع التراكيز في معظم البيئات المائية الأخرى، تزيد من احتمالية حدوث تفاعلات الترسيب المعدني.

8 مصير المكونات العضوية المتتبعة في أعمدة تلوث نظام الصرف الصحي.

يمكن ان يوجد عدد من المكونات العضوية النزرة في دفق خزانات الصرف الصحي بتراكيز ذات أهمية بيئية وصحية، وبالتالي فان معالجتها في أنظمة الصرف الصحي أمر مهم. فالدفق من موقع كامبريدج المبين في الشكل 2 على سبيل المثال، يحتوي على أكثر من 30 مركبا عضويا متطايرا (Volatile Organic Compounds VOCs)، معظمها من بدائل البنزين المتعلقة بمخلفات الزيوت والشحوم الناتجة من غسل الأطباق وغسيل الملابس ومهام التنظيف الأخرى. ومع ذلك، لم يتم اكتشاف أي من هذه المركبات (على سبيل المثال، لم يكن أي منها موجودا بتركيز أكثر من 1 ميكروغرام \ لتر) في المياه الجوفية تحت عمود التلوث، مما يشير الى تحول كامل نسبيا للمركبات العضوية المتطايرة في المنطقة الرملية غير المشبعة بسماكة 2 متر في هذا الموقع (Robertson, 1994). في اختبار حقن التتبع الذي تم

إجراؤه في نفس الدراسة، تم حقن ثنائي كلورو البنزين في منظف خط أنابيب المياه في خزان الصرف الصحي، ووجد أيضا انه يتحلل بالكامل تقريبا في المنطقة غير المشبعة.

تظهر المنطقة غير المشبعة في حقل الصرف في موقع كامبريدج درجة عالية من إزالة الكاربون العضوي المذاب (DOC) بحدود (3 ملغم \ لتر في عمود التلوث مقابل 38 ملغم \ لتر في الدفق، انظر الجدول 2)، وتوفر أكسدة كاملة لأمونيا (NH_4^+) مياه الصرف الصحي (Robertson, 1994). شوارتز وآخرون (Swartz and Others, 2006) قاموا بقياس مجموعة من المركبات الصيدلانية والمواد الهرمونية في عمود التلوث من نظام الصرف الصحي السكني في كيب كود، في ماساشوستيس، في الولايات المتحدة الأمريكية، ووجدوا ان العديد من المركبات الصيدلانية، بما في ذلك الكافيين(Caffein)، وشبيه المركب النيتروجيني الذي له صلة بالحامض البولي (Paraxanthine)، قد تم استهلاكهما بشكل كبير في الطبقة الرملية غير المشبعة (بسمك 3 متر) في ذلك الموقع، ولكن العديد من المواد الهرمونية، بما في ذلك الهرمون (17β-estradiol) والاسترون (Estrone)، قد استمرت متواجدة في عمود تلوث المياه الجوفية بتراكيز قريبة من قيم دفق خزان الصرف الصحي.

قاس كارارا وآخرون (Carrara and others, 2007) مجموعة مكونة من 12 مستحضر صيدلاني ومواد عضوية في أكبر ثلاثة أعمدة تلوث ناشئة من أنظمة الصرف الصحي في أونتاريو في كندا، بما في ذلك موقع لونك بوينت، الموضح في الشكل 3. ووجدوا ثباتا في العديد من المركبات بما في ذلك الآيبوبروفين والجيم فيبروزيل والنابروكسين. كما وجد أيضا أن العقار المضاد للتشنج والذي يوصف على نطاق واسع، الكاربامازيبين قد استمر وجوده أثناء معالجة مياه الصرف الصحي، وفي أعمدة تلوث مياه الصرف الصحي الجوفية (Clara et al., 2004; Heberer et al., 2004; Nakada et al., 2008)، وبناء على ذلك فقد تم اقتراحه كمتعقب محتمل لمياه الصرف الصحي. إلا ان هذا المركب لا يوجد في جميع مصادر مياه الصرف الصحي المحلية (Oppenheimer et al., 2011)، مما يقلل من مكانته في استعماله كمتعقب. وتبقى المحليات الأصطناعية مثل الأسيسولفام والسكرالوز المرشح الأكثر لاستخدامها كمتعقب في أعمدة التلوث بسبب تواجدها في كل أماكن نشوء أعمدة التلوث.

بشكل عام، توفر أنظمة الصرف الصحي التي تعمل بشكل صحيح درجة عالية من إزالة المكونات العضوية النزرة، لاسيما في الأنطقة غير المشبعة لحقول الصرف، على الرغم من ان بعض المركبات الحرون (Recalcitrant) تبقى ثابته. ومع ذلك فان هذه المركبات نفسها تبقى متواجدة أيضا أثناء المعالجة التقليدية لمياه الصرف الصحي.

9 أنظمة الصرف الصحي الفاشلة

حددت الفقرات السابقة الدرجة العالية نسبيا من المعالجة التي يمكن ان يوفرها نظام الصرف الذي يعمل بشكل صحيح لمعالجة العديد من مكونات مياه الصرف الصحي. ومع ذلك، فقد وثقت بعض الدراسات آثار أنظمة الصرف الصحي على مجاري المياه السطحية في المناطق التي تتواجد فيها (Iverson et al., 2018; Withers et al. 2011; Arnscheidt et al., 2007). في معظم الحالات، أشارت البيانات الى ان التأثير على مجاري المياه السطحية حدث نتيجة تسرب مياه الصرف الصحي غير المعالجة من أنظمة الصرف "الفاشلة". فشل نظام الصرف الصحي هو المصطلح الذي يستخدم عندما لا تتسرب مياه الصرف الصحي التي يتم تصريفها الى حقل التصريف ومن ثم الى الطبقات تحت سطح الأرض، ولكنها تتسرب الى سطح الأرض وتصرف الى مجاري المياه السطحية القريبة من أنظمة الصرف. يحث فشل نظام التصريف في حالة عدم كفاية نفاذية رواسب النطاق غير المشبع في حقل الصرف، وفي ظروف ارتفاع مناسيب المياه الجوفية، وكذلك من الأعطال الميكانيكية في نظام الصرف والتي تؤدي الى حدوث اتصال هيدروليكي مباشر مع خنادق التصريف السطحية أو مع أنابيب الصرف الصحي. على سبيل المثال وثق ويذرز وآخرون (Withers

and others, 2011) تراكيز للنيتروجين والفسفور القابلة للذوبان بقيم عالية بمقدار 3 الى 12 مرة في موقع يقع مباشرة باتجاه مجرى منبع في المملكة المتحدة، في قرية تستخدم نظام صرف صحي. لهذا الموقع تربة غنية بالطين تتصف بارتفاع منسوبها المائي، كما لوحظ ارتفاع قيم تغذيتها في قنوات الصرف والأنابيب التي تخدم القرية. علاوة على ذلك، وجد النيتروجين المذاب على شكل أمونيا (NH_4^+) بدلا من النترات (NO_3^-)، كما هو الحال بالنسبة لمياه الصرف الصحي غير المعالجة المتسربة من نظام صرف صحي فاشل.

10 التمارين

التمرين الأول

فكر شخص في شراء منزل في منطقة ريفية يتوفر فيه الماء من بئر فيه مرشح بعمق 5 الى 7 متر تحت مستوى منسوب الماء الجوفي. في الجزء العلوي من مكان المنزل يوجد مجمع لفندق ومطعم على الطريق ملحق به نظام صرف صحي. انتاب الشخص قلق بشأن احتمال تلوث مياه البئر، لذا فقد وصل الى سجلات تصاريح البناء التي بينت ان حقل التصريف في نظام الصرف الصحي الموجود بالقرب من البئر، بمساحة 30 مترا x 30 مترا مع حافة تنحدر بمسافة 300 متر عن بئر الماء. صمم حقل الصرف لتحميل مياه الصرف الصحي بمقدار 1 سم \ يوم (أي 365 سم \ سنة). يقع تحت الموقع طبقة رملية حاملة للمياه غير محصورة وذات امتداد إقليمي، تتحرك فيها المياه بمتوسط سرعة خطية تبلغ 100 متر \ سنة. ويبلغ متوسط هطول الأمطار في هذه المنطقة 90 سم \ سنة، وأثبتت حسابات توازن المياه لحوض نهر محلي ان متوسط التبخر- نتح يبلغ 60 سم \ سنة. بافتراض ان الخزان الجوفي يحتوي على مسامية مشبعة تبلغ 0.3، ولديه نفاذية عالية بما فيه الكفاية بحيث ان الضخ من البئر لا يغير مسارات التدفق. السؤال هنا هل يجب ان يشعر هذا الشخص الراغب في شراء المنزل الذي فيه بئر بالقلق بشأن احتمال التلوث من نظام الصرف الصحي العائد للفندق والمطعم؟

أنقر لمشاهدة حل التمرين الأول

التمرين الثاني

قدر متوسط سرعة المياه الجوفية الخطية في نطاق انتشار عمود التلوث بحوالي 28 م \ سنة (Robertson, 2008). بأفتراض ان كل خسارة النترات (NO_3^-) تعزى الى نزع النتروجين ذاتي التغذية بواسطة مركبات الكبريت المختزلة، ما مدى سرعة تقدم عمود التلوث بالنترات بناء على معدل استهلاك الكبريت S؟ مع الأخذ بالاعتبار الكثافة الكلية للمكمن المائي الجوفي الجافة تساوي 1.8 غم \ سم^3 والمسامية المشبعة تساوي 0.3.

أنقر لمشاهدة حل التمرين الثاني

المراجع

Aravena, R., M.L. Evans, and J.A. Cherry, 1993, Stable isotopes of oxygen and nitrogen in source identification of nitrate from septic systems. Groundwater, volume 31, number 2, pages 180-186.

Aravena, R., and W.D. Robertson, 1998, Use of multiple isotope tracers to evaluate denitrification in ground water: study of nitrate from a large-flux septic system plume. Groundwater, volume 36, pages 975-982.

Arnscheidt, H., P. Jordan, S. Li, S. McCormick, R. McFaul, H.J. McGrogan, M. Neal, and J.T. Simms, 2007, Defining the sources of low-flow phosphorus transfers in complex catchments. The Science of Total Environment, volume 382, pages 1-13.

Aukes, P.J.K., S.L. Schiff, and W.D. Robertson, 2019, Evaluation of dissolved organic matter along a septic system plume: evidence of sustained biochemical activity in the groundwater zone. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, volume 124, pages 1389-1400.

Baer, S., W.D. Robertson, J. Spoelstra, and S.L. Schiff, 2019, Nutrient loading to Lake Huron from septic systems at Grand Bend, Ontario. Journal of Great Lakes Research, volume 45, pages 642-650.

Bales, R.C., S. Li, K.M. Maguire, M.T. Yahya, C.P. Gerba, and R.W. Harvey, 1995, Virus and bacteria transport in a sandy aquifer, Cape Cod, Massachusetts. Groundwater, volume 33, number 4, pages 653-661.

Barbaro, J.R., D.A. Walter, and D.R. LeBlanc, 2013, Transport of nitrogen in a treated-wastewater plume to coastal discharge areas, Ashumet Valley, Cape Cod, Massachusetts. United States Geological Survey Scientific Investigations Report 2013-5061, 37 pages, http://pubs.usgs.gov/sir/2013/5061/↗.

Bassett, R. L., P.M. Buszka, G.R. Davidson, and D. Chong-Diaz, 1995, Identification of groundwater solute sources using boron isotopic composition. Environmental Science and Technology, volume 29, pages 2915-2922.

Betancourt, W.Q., J. Schijven, J. Regenery, A. Wing, C.M. Morrison, J.E. Drewes, and C.P. Gerba, 2019, Variable non-linear removal of viruses during transport through a saturated soil column. Journal of Contaminant Hydrology, volume 223, doi:10.1016/j.jconhyd.2019.04.002↗.

Böhlke, J.K., R. Wanty, M. Tuttle, G. Delin, and M. Landon, 2002, Denitrification in the recharge area and discharge area of a transient agricultural nitrate plume in a glacial outwash sand aquifer, Minnesota. Water Resources Research, volume 38, number 7, pages 10-1 to 10-26, https://doi.org/10.1029/2001WR000663↗.

Buerge, I.J., H.R. Buser, M. Kahle, M.D. Müller, and T. Poiger, 2009, Ubiquitous occurrence of the artificial sweetener acesulfame in the aquatic environment: an ideal chemical marker of domestic wastewater in groundwater. Environmental Science and Technology, volume 43, pages 4381-4385.

Bussey, K.W., and D.A. Walter, 1996, Spatial and temporal distribution of specific conductance, boron, and phosphorus in a sewage-contaminated aquifer, Cape Cod, Massachusetts. United States Geological Survey, Open-File Report, series 96-472, 44 pages.

Cape Cod Commission, 2015, Cape Cod area wide water quality management plan update. Barnstable, Massachusetts, Section 208, www.capecodcommission.org/our-work/208↗.

Carrara, C., C.J. Ptacek, W.D. Robertson, D.W. Blowes, M.C. Moncur, E. Sverko, and S. Backus, 2007, Fate of acid pharmaceutical compounds in three septic system plumes, Ontario, Canada. Environmental Science and Technology, volume 42, number 8, pages 2805-2811.

Caschetto, M., W.D. Robertson, M. Petitta, R. Arevena, 2017, Partial nitrification enhances natural attenuation of nitrogen in a septic system plume. Science of the Total Environment, volume 625, pages 801-808.

Castronovo, S., A. Wick, M. Scheurer, K. Nödler, M. Schulz, and T.A. Ternes, 2017, Biodegradation of the artificial sweetener acesulfame in biological wastewater treatment and sand filters. Water Research, volume 110, pages 342–353.

Chen, M., 1988, Pollution of ground water by nutrients and fecal coliforms from lakeshore septic tank systems. Water Air and Soil Pollution, volume 37, pages 407-417.

Clara, M., B. Strenn, and N. Kreuzinger, 2004, Carbamazepine as a possible anthropogenic marker in the aquatic environment: investigations on the behaviour of Carbamazepine in wastewater treatment and during groundwater infiltration. Water Research, volume 38, pages 947-954.

Clark, I.D., R. Timlin, A. Bourbonnais, K. Jones, D. Lafleur, and K. Wickens, 2008, Origin and fate of industrial ammonium in anoxic ground water – ^{15}N evidence for anaerobic oxidation (anammox). Ground Water Monitoring and Remediation, volume 28, number 3, pages 73-82.

Colman, J.A., D.R. LeBlanc, J.K. Böhlke, T.D. McCobb, K.D. Kroeger, M. Belaval, T.C. Cambareri, G.F. Pirolli, T.W. Brooks, M.E. Garren, T.B. Stover, and A. Keeley, 2018, Geochemical conditions and nitrogen transport in nearshore groundwater and the subterranean estuary at a Cape Cod embayment, East Falmouth, Massachusetts, 2013–14. United States Geological Survey, Scientific Investigations Report 2018–5095, 69 pages, https://doi.org/10.3133/sir20185095↗.

Conn, K.E., L.B. Barber, G.K. Brown, and R.L. Seigrist, 2006, Occurrence and fate of organic contaminants during on-site wastewater treatment. Environmental Science and Technology, volume 40, pages 7358-7366.

Deborde, D.C., W.W. Woessner, B. Lauerman, and P. Ball, 1998a, Coliphage prevalence in high school septic effluent and associated ground water. Water Research, volume 32, number 12, pages 3781-3785.

Deborde, D.C., W.W. Woessner, B. Lauerman, and P. Ball, 1998b, Virus occurrence and transport in a school septic system and unconfined aquifer. Groundwater, volume 36, number 5, pages 825-834.

Deborde, D.C., W.W. Woessner, Q.T. Kiley, and P. Ball, 1999, Rapid transport of viruses in a floodplain aquifer. Water Research, volume 33, number 10, pages 2229-2238.

Dillon, P.J., and F.H. Rigler, 1974, The phosphorus – chlorophyll relationship in lakes. Limnology and Oceanography, volume 19, number 5, pages 767-773.

Einarson, M., and D. Mackay, 2001, Predicting impacts of groundwater contamination. Environmental Science and Technology, volume 44, number 3, pages 66A-73A.

Eveborn, D., J.P. Gustafsson, E. Elmefors, L. Yu, A.K. Eriksson, E. Ljung, G. Renman, 2014, Phosphorus in soil treatment systems: accumulation and mobility. Water Research, volume 64, pages 42-52.

Freeze, R.A., and J.A. Cherry, 1979, Groundwater. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, USA.

Garabedian, S.P., D.R. LeBlanc, L.W. Gelhar, and M.A. Celia, 1991, Large-scale natural-gradient tracer test in sand and gravel, Cape Cod, Massachusetts: Section 2. Analysis of spatial moments for a nonreactive tracer. Water Resources Research, volume 27, number 5, pages 911-924, http://dx.doi.org/10.1029/91WR00242↗.

Garda, D., 2018, Persistence of artificial sweeteners, phosphorus, and nitrogen in three septic system plumes with differing redox conditions. Master of Science Thesis, Department of Earth and Environmental Sciences, University of Waterloo, Waterloo, Ontario, Canada.

Geary, P., and S. Lucas, 2019, Contamination of estuaries from failing septic tank systems: Difficulties in scaling up from monitored individual systems to cumulative impact. Environmental Science and Pollution Research International, volume 26, pages 2132-2144.

Goss, M.J., D.A.J. Barry, and D.L. Rudolph, 1998, Contamination of Ontario farmstead domestic wells and its association with agriculture: Section 1. Results from drinking water wells. Journal of Contaminant Hydrology, volume 32, pages 267-293.

Harman, J., W.D. Robertson, and J.A. Cherry, 1996, Impacts on a sand aquifer from an old septic system: Nitrate and phosphate. Groundwater, volume 34, pages 1103-1114.

Harris, P.J., 1995, Water quality impacts from on-site waste disposal systems to coastal areas through groundwater discharge. Environmental Geology, volume 26, pages 262-268.

Heaton, T.H.E., 1986, Isotopic studies of nitrogen pollution in the hydrosphere and atmosphere: A review. Chemical Geology, Isotope Section, volume 59, pages 87-102.

Heberer, T., A. Mechlinski, B. Fanck, A. Knappe, G. Massmann, A. Pekdeger, and B. Fritz, 2004, Field studies on the fate and transport of pharmaceutical residues in bank filtration. Ground Water Monitoring and Remediation, volume 24, number 2, pages 70-77.

Hinkle, S.R., J.K. Böhlke, and L.H. Fisher, 2008. Mass balance and isotope effects during nitrogen transport through septic tank systems with packed-bed (sand) filters. Science of the Total Environment, volume 407, pages 324-332.

Iverson, G., C.P. Humphrey Jr., M.A. O'Driscoll, C. Sanderford, and J. Jernigan, 2018, Nutrient exports from watersheds with varying septic system densities in the North Carolina Piedmont. Journal of Environmental Management, volume 211, pages 206-217.

Kahl, S., S. Kleinsteuber, J. Nivala, M. van Afferden, and T. Reemtsma, 2018, Emerging biodegradation of the previously persistent artificial sweetener acesulfame in biological wastewater treatment. Environmental Science and Technology, volume 52, pages 2717-2725.

Kölle, W., O. Strebel, and J. Böettcher, 1985, Formation of sulfate by microbial denitrification in a reducing aquifer. Water Supply, volume 3, pages 35-40.

Komor, S.C., and H.W. Anderson, 1993, Nitrogen isotopes as indicators of nitrate sources in Minnesota sand plain aquifers. Groundwater, volume 31, pages 260-270.

Korom, S.F., 1992, Natural denitrification in the saturated zone: A review. Water Resources Research, volume 28, pages 1657-1668.

Kreitler, C.W., S.E. Rogone, and B.G. Katz, 1979, $^{15}N/^{14}N$ ratios of ground-water nitrate, Long Island, New York. Groundwater, volume 16, pages 404-409.

LeBlanc, D.R., 1984, Sewage plume in a sand and gravel aquifer, Cape Cod, Massachusetts. United States Geological Survey, Water-Supply paper 2218.

McCobb, T.D., D.R. LeBlanc, D.A. Walter, K.M. Hess, D.B. Kent, and R.L. Smith, 2003, Phosphorus in a ground-water contaminant plume discharging to Ashumet Pond, Cape Cod, Massachusetts, 1999. United States Geological Survey, Water-Resources Investigations Report 02-4306, 69 pages, http://pubs.usgs.gov/wri/wri024306/pdfs/wrir024306.pdf↗.

McCray, J.E., S.L Kirkland, R.L. Siegrist, and G.D. Thyne, 2005, Model parameters for simulating fate and transport of on-site wastewater nutrients. Groundwater, volume 43, number 4, pages 628-639.

Moltyaner, G.L., and R.W.D. Killey, 1988, Twin Lakes tracer tests: Transverse dispersion. Water Resources Research, volume 24, pages 1628-1637.

Moore, T. A., P. Xing, B. Lazenby, S.L. Schiff, W.D. Robertson, R. Timlin, S. Lanza, M.C. Ryan, R. Aravena, D. Fortin, I.D. Clark, and J.D. Neufeld, 2011,Predominance of anaerobic ammonium-oxidizing bacteria in contaminated groundwater. Environmental Science and Technology, volume 45, number 17, pages 7217-7225.

Nakada, N., K. Kiri, H. Shinohara, A. Harada, K. Kuroda, S. Takizawa, and H. Takada, H., 2008, Evaluation of pharmaceuticals and personal care products as water-soluble markers of sewage. Environmental Science and Technology, volume 42, number 17, pages 6347-6353.

OMAFRA (Ontario Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs), 2019, Septic Smart! Understanding your home's septic system. Ontario Ministry of Agriculture Food and Rural Affairs, Guelph, Ontario, Canada.

Oppenheimer, J., A. Eaton, M. Badruzzaman, A.W. Haghani, and J.G. Jacangelo, 2011, Occurrence and suitability of sucralose as an indicator compound of wastewater loading to surface waters in urbanized regions. Water Research, volume 45, number 13, pages 4019-4027.

Parkhurst, D.L., 1995, User's guide to PHREEQC; A computer program for speciation, reaction-path advective transport and inverse geochemical calculations. United States Geological Survey, Water Resources Investigation 95 (4227), pages 1-143.

Parkhurst, D.L., K.G. Stollenwerk, and J. Colman, 2003, Reactive-transport simulation of phosphorus in the sewage plume at the Massachusetts military reservation, Cape Cod, Massachusetts. United States Geological Survey, Water Resources Investigations report 03-4017, 32 pages.

Persky, J.H., 1986, The relation of ground-water quality to housing density, Cape Cod, Massachusetts. United States Geological Survey, Water Resources Investigations Report 86-4093, 28 pages, pubs.usgs.gov/wri/1986/4093/report.pdf↗.

Postma, D., C. Boesen, H. Kristianson, F. Larsen, 1991, Nitrate reduction in an unconfined sandy aquifer: Water chemistry, reduction processes and geochemical modeling. Water Resources Research, volume 27, pages 2027-2045.

Ptacek, C.J., 1998, Geochemistry of a septic-system plume in a coastal barrier bar, Point Pelee, Ontario, Canada. Journal of Contaminant Hydrology, volume 33, pages 293-312.

Reneau, R.B., D.E. Pettry, 1975, Movement of coliform bacteria from septic tank effluent through selected coastal plains soils of Virginia. Journal of Environmental Quality, volume 4, issue 1, 41-44.

Rivett, M.O., S.R. Buss, P. Morgan, J.W.N. Smith, C.D. Bemment, 2008, Nitrate attenuation in groundwater: A review of biochemical controlling processes. Water Research, volume 42, pages 4215-4232.

Robertson, W.D., 1994, Chemical fate and transport in a domestic septic system: Site description and attenuation of dichlororobenzene. Environmental Toxicology and Chemistry, volume 14, number 2, pages 183-191.

Robertson, W.D., 1995, Development of steady state phosphate in septic system plumes. Journal of Contaminant Hydrology, volume 19, number 4, pages 289-315.

Robertson, W.D., 2003, Enhanced attenuation of septic system phosphate in non-calcareous sediments. Groundwater, volume 41, number 1, pages 48-56.

Robertson, W.D. 2008, Irreversible phosphorous sorption in septic system plumes? Groundwater, volume 46, pages 51-60.

Robertson, W.D., and J.A. Cherry, 1992, Hydrogeology of an unconfined sand aquifer and its effect on the behavior of nitrogen from a large-flux septic system. Applied Hydrogeology, volume 1, pages 32-44.

Robertson, W.D., J.A. Cherry, and E.A. Sudicky, 1991, Ground-water contamination from two small septic systems on sand aquifers. Groundwater, volume 29, number 1, pages 82-92.

Robertson, W.D., B.M. Russell, and J.A. Cherry, 1996, Attenuation of nitrate in aquitard sediments of southern Ontario. Journal of Hydrology, volume 180, pages 267-281.

Robertson, W.D., S.L. Schiff, and C.J. Ptacek, 1998, Review of phosphate mobility and persistence in 10 septic system plumes. Groundwater, volume 36, number 6, pages 1000-1010.

Robertson, W.D., T. Moore, J. Spoelstra, R.J. Elgood, I.D. Clark, S.L. Schiff, R. Aravena, and J.D. Neufeld, 2012, Natural attenuation of septic system nitrogen by anammox. Groundwater, volume 50, pages 541-553.

Robertson, W. D., D.R. Van Stempvoort, D.K. Solomon, J. Homewood, S.J. Brown, J. Spoelstra, and S.L. Schiff, 2013, Persistence of artificial sweeteners in a 15-year-old septic system plume. Journal of Hydrology, volume 477, pages 43-54.

Robertson, W.D., D.R. Van Stempvoort, and S.L. Schiff, 2019, Review of phosphorus attenuation in groundwater plumes from 24 septic systems. Science of the Total Environment, volume 692, pages 640-652.

Robertson, W.D., D.R. Van Stempvoort, and S.L. Schiff, 2020, Nitrogen attenuation in septic system plumes. Groundwater, early view December 2020, doi.org/10.1111/gwat.13065↗.

Roy, J.W., D.R. Van Stempvoort, and G. Bickerton, 2014, Artificial sweeteners as potential tracers of municipal landfill leachate. Environmental Pollution, volume 184, pages 89-93.

Shadford, C.B., D.M. Joy, H. Lee, H.R. Whiteley, and S. Zelin, 1997, Evaluation and use of a biotracer to study ground water contamination from leaching bed systems. Journal of Contaminant Hydrology, volume 28, pages 227-246.

Smith, R.L., J.K. Böhlke, Bongkeun Song, and C.R. Tobias, 2015, Role of anaerobic ammonium oxidation (Anammox) in nitrogen removal from a freshwater aquifer. Environmental Science and Technology, volume 49, number 20, pages 12169-12177.

Smith, R.L., B.L. Howes, and J.H. Duff, 1991, Denitrification in nitrate-contaminated ground water: Occurrence in steep vertical geochemical gradients. Geochimica et Cosmochimica Acta, volume 55, number 7, pages 1815-1825.

Snider, D.M., J.W. Roy, W.D. Robertson, D.I. Garda, and J. Spoelstra, 2017, Concentrations of artificial sweeteners and their ratios with nutrients in septic system wastewater. Groundwater Monitoring and Remediation, volume 37, number 3, pages 94-102.

Spalding, R.F., and M.E. Exner, 1993, Occurrence of nitrate in groundwater: A review. Journal of Environmental Quality, volume 22, number 3, pages 392-402.

Spiteri, C., C.P. Slomp, P. Regnier, C. Meile, and P. Van Cappellen, 2007, Modeling the geochemical fate and transport of wastewater-derived phosphorus in contrasting groundwater systems. Journal of Contaminant Hydrology, volume 92, issue 1-2, pages 87-108.

Spoelstra, J., S.L. Schiff, and S.J Brown, 2013, Artificial sweeteners in a large Canadian river reflect human consumption in the watershed. PLoS ONE, volume 8, number 12, e82706, doi:10.1371/journal.pone.0082706↗.

Spoelstra, J., N.D. Senger, and S.L. Schiff, 2017, Artificial sweeteners reveal septic system effluent in rural groundwater. Journal of Environmental Quality, volume 46, pages 1434-1443.

Sudicky, E.A., 1986, A natural-gradient tracer experiment on solute transport in a sand aquifer: Spatial variability of hydraulic conductivity and its role in the dispersion process. Water Resources Research, volume 22, pages 2069-2082.

Swartz, C.H., S. Reddy, M.I. Benotti, H. Yin, L.B. Barber, B.J. Brownawell, and R.A. Rudel, 2006, Steroid estrogens, nonylphenol ethoxylate metabolites and other wastewater contaminants in groundwater effected by a residential septic system on Cape Cod, MA. Environmental Science and Technology, volume 40, number 16, pages 4894-4902.

USEPA (United States Environmental Protection Agency), 2000, Nutrient Criteria Technical Guidance Manual Lakes and Reservoirs. United States Environmental Protection Agency, EPA-822-B00-001.

USEPA (United States Environmental Protection Agency), 2002, Onsite Wastewater Treatment Systems Manual. United States Environmental Protection Agency, EPA-625-R00-008.

Van Delden, 2015, A short history of the septic system. Van Delden on-site Wastewater Systems, https://www.vdwws.com/2015/01/a-short-history-of-the-septic-system/↗.

Van Stempvoort, D.R., W.D. Robertson, and S.J. Brown, 2011a, Artificial sweeteners in a large septic plume. Ground Water Monitoring and Remediation, volume 31, number 4, pages 95-102.

Vengosh, A., K.G. Heumann, S. Juraske, R. Kasher, 1994, Boron isotope application for tracing sources of contamination in groundwater. Environmental Science and Technology, volume 28, number 11, pages 1968-1974.

Viraraghavan, T., 1978, Travel of microorganisms from a septic tile. Water, Air and Soil Pollution, volume 9, pages 355-362.

Walter, D.A., B.A Rea, K.G. Stollenwerk, and J. Savoie, 1996, Geochemical and hydrologic controls on phosphorus transport in a sewage-contaminated sand and gravel aquifer near Ashumet Pond, Cape Cod, Massachusetts. United States Geological Survey, Denver, Colorado, Water-Supply Paper 2463.

Wassenaar, L.I., 1995, Evaluation of the origin and fate of nitrate in the Abbotsford Aquifer using the isotopes of ^{15}N and ^{18}O in NO_3^-. Applied Geochemistry, volume 10, pages 391-405.

Weiskel. P.K., and B.L. Howes, 1991, Quantifying dissolved nitrogen flux through a coastal watershed. Water Resources Research, volume 27, pages 2929-2939.

Wilhelm, S.R., S.L. Schiff, and J.A. Cherry, 1994, Biochemical evolution of domestic waste water in domestic septic systems, section 1- Conceptual model. Groundwater, volume 32, pages 905-916.

Wilhelm, S.R., S.L. Schiff, and W.D. Robertson, 1996, Biochemical evolution of domestic waste water in domestic septic systems, section 2 - Application of a conceptual model in sandy aquifers. Groundwater, volume 34, number 5, pages 853-864.

Withers, P.J.A., H.P. Jarvie, and C. Stoate, 2011, Quantifying the impact of septic tank systems eutrophication risk in rural headwaters. Environment International, volume 37, pages 644-653.

Woessner, W.W., P.N. Ball, D.C. DeBorde, and T.L. Troy, 2001, Viral transport in a sand and gravel aquifer under field pumping conditions. Groundwater, volume 39, number 6, pages 886-894.

Xue, D., J. Botte, B. De Baets, F. Accoe, A. Nestler, P. Taylor, O. Van Cleemput, M. Berglund, and P. Boeckx, 2009, Present limitations and future prospects of stable isotope methods for nitrate source identification in surface- and groundwater. Water Research, volume 43, pages 1159-1170.

Zanini, L., W.D. Robertson, C.J. Ptacek, S.L. Schiff, and T. Mayer, 1998, Phosphorous characterization in sediments impacted by septic effluent at four sites in central Canada. Journal of Contaminant Hydrology, volume 33, pages 405-429.

حل التمارين

حل التمرين الأول

الجواب: نعم

التفسير:

q = وزن مياه الصرف الصحي + صافي مياه التغذية (نعني بها: مياه الامطار – مياه التبخر نتح)

$$\frac{\text{متر}}{\text{سنة}}\,3.95 = \left(\frac{\text{متر}}{\text{سنة}}\,0.6 - \frac{\text{متر}}{\text{سنة}}\,0.9\right) + \frac{\text{متر}}{\text{سنة}}\,3.65 = q$$

تكمن المياه الجوفية تحت حقل التصريف لمدة:

$$\text{زمن البقاء تحت حقل التصريف} = \frac{\text{عرض حقل التصريف}}{\text{معدل السرعة الخطي}} = \frac{30\ \text{متر}}{100\ \frac{\text{متر}}{\text{سنة}}} = 0.3\ \text{سنة}$$

سمك عمود التلوث عند حافة الانحدار السفلى لحقل التصريف، يحسب كما يلي:

$$\frac{q*t}{\text{المسامية}} = b$$

$$\text{م}\ 4 \sim \text{م}\ 3.95 = \frac{3.95\ \frac{\text{متر}}{\text{سنة}}\ 0.3\ \text{سنة}}{0.3} = b$$

معدل السرعة الخطية العمودية لأسفل تدرج حقل التصريف سوف نشتقها من كمية التغذية الناتجة من الأمطار وفقا للمعادلة التالية:

$$\text{معدل السرعة العمودية الخطية} = \frac{\text{صافي معدل التغذية}}{\text{المسامية}} = \frac{0.9\ \frac{\text{متر}}{\text{سنة}} - 0.6\ \frac{\text{متر}}{\text{سنة}}}{0.3} = 1\ \frac{\text{متر}}{\text{سنة}}$$

معدل السرعة العرضية الخطية المعطاة يساوي 100 متر\سنة، وبذلك سيستغرق عمود تلوث نظام الصرف الصحي ثلاث سنوات للوصول الى البئر.

$$\text{الزمن للوصول البئر} = \frac{300\ \text{متر}}{100\ \text{متر}\backslash\text{سنة}} = 3\ \text{سنة}$$

أهمل خلال تلك السنوات الثلاث معامل التشتت، وكان قد حدث تحرك عمودي لعمود التلوث الى الأسفل نتيجة تغلغل صافي مياه التغذية. اخذا في الاعتبار معدل السرعة العمودية الخطية 1 متر\سنة، فان سمك عمود التلوث البالغ 4 م من حقل الصرف الصحي سيصل الى عمق 3 الى 7 متر تحت منسوب الماء في موقع البئر. وبالتالي يمكن ان يتحرك التلوث عبر مرشح البئر الذي يقع على عمق من 5 الى 7 أمتار تحت منسوب المياه الجوفية.

أنقر للعودة الى التمرين الأول

حل التمرين الثاني

لغرض اجراء الحسابات، نفرض ان حالة التدفق أحادية الاتجاه. ولحساب معدل استهلاك الكبريت في لتر مكعب من مادة المكمن ستكون الأبعاد (10 سم x 10 سم x 10 سم).

الآن نستخرج كمية الكبريت في لتر مكعب من مكمن المياه الجوفية والذي يزن كما في المعادلة:

الوزن في لتر مكعب = 10 سم x 10سم x 10سم x 1.8 $\frac{\text{غم}}{\text{سم}^3}$ = 1800 غم

كما نعلم ان الكبريت يكون 0.02 في المائة من المادة الجافة بالوزن، لذا:

عدد غرامات الكبريت في واحد لتر مكعب = 1800 غم x 0.0002 = 0.36 غم من الكبريت في واحد لتر مكعب

أما تدفق NO_3^--N خلال المكعب فيحسب كما يلي:

سرعة دارسي = (سرعة المياه الجوفية ما بين نسيج المكمن) x المسامية = 2800 سم\سنة x 0.3 = 840 سم\سنة

حجم التدفق خلال المكعب = (سرعة دارسي) (مساحة التدفق)

= 840 سم\سنة x 10 سم x 10 سم = 84000 سم^3\سنة

تدفق NO_3^--N خلال المكعب = (مقدار التدفق الحجمي) (التركيز)

= 84000 $\frac{\text{سم}^3}{\text{سنة}}$ $\frac{50 \text{ غم } NO_3^-\text{-}N}{1000 \text{ سم}^3}$ = 4200 $\frac{\text{ملغم } NO_3^-\text{-}N}{\text{سنة}}$ = 4.2 $\frac{\text{غم } NO_3^-\text{-}N}{\text{سنة}}$

عدد مولات NO_3^--N \سنة = 4.2 غم\سنة x (واحد مول NO_3^--N \ 14 غم) = 0.3 مول NO_3^--N \سنة

من المعادلة 14، فان واحد مول من NO_3^--N سيستهلك 10\14 مول كبريت:

إذا، عدد مولات الكبريت المستهلكة = (0.3 مول NO_3^--N \سنة) (10 مول كبريت \ 14 مول NO_3^--N) = 0.21 مول كبريت \ سنة.

استهلاك الكبريت غم\سنة = (0.21 مول كبريت \ سنة) x 32.06 غم كبريت \ واحد مول كبريت = 6.87 $\frac{\text{غم كبريت}}{\text{سنة}}$

من المعلوم، ان هناك 0.36 غم في كل لتر مكعب من مكمن المياه الجوفية، وفي كل لتر مكعب يوجد كمية من الكبريت كافية لتدعم تغذية عملية نزع النيتروجين من عمود التلوث لمدة 052.0 سنة كما هو مبين في أدناه:

عدد السنوات المطلوبة لاستنفاذ الكبريت من مكعب واحد = (0.36 غم كبريت) \ (6.9 غم كبريت \سنة) = 0.052 سنة

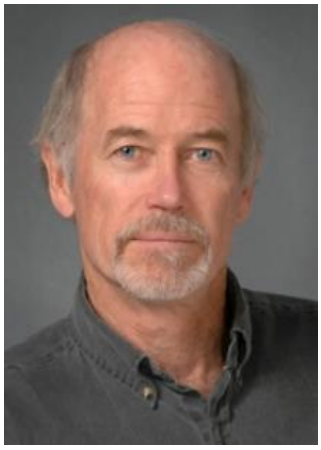
لذلك، نجد عمود تلوث NO_3^--N سوف تتقدم 10 سم كل 0.052 سنة، أو يمكننا القول ان استهلاك جميع الكبريت من 19.2 مكعب كل سنة (1\0.052 = 19.2)، والذي يمثل معدل تقدم عمود النيتروجين NO_3^--N بمقدار 192 سم\سنة.

طريقة أخري لحساب معدم تقدم عمود التلوث، هو كما يلي:

معدل تقدم عمود تلوث NO_3^--N = 10 سم \ 0.052 سنة = 192 سم \ سنة.

انقر للعودة الى التمرين الثاني

لمحة عن المؤلف



د. ويل روبرتسون أستاذ متمرس في قسم علوم الأرض والبيئة، جامعة واترلو في أونتاريو، كندا. قام بتدريس مواد كفيزياء جيولوجيا المياه والطرق الحقلية في جيولوجيا المياه على مدار 20 عاما. خلال ذلك الوقت أشرف على أكثر من 30 من طلاب الدراسات العليا والجامعية الأولية، ونشر أكثر من 50 بحثا تتعلق بتقنيات تحديد عمر المياه الجوفية وفي قضايا التلوث المرتبطة بمخلفات المناجم، والتخلص من مياه الصرف الصحي في الموقع، وأيضا في الزراعة. وشارك أيضا في العديد من براءات الاختراع المتعلقة بتعزيز النيتروجين والفسفور في الجريان السطحي الزراعي وأنظمة الصرف الصحي.

لمحة عن المترجم

د. خليل إبراهيم السامرائي حاصل على شهادة البكالوريوس من قسم الجيولوجيا جامعة بغداد وعلى الماجستير في علم الرسوبيات من قسم الجيولوجيا جامعة بغداد. ونال درجة الدكتوراه عام 1988 من جامعة لندن في استخدام نماذج التمثيل الرياضي في علم المياه الجوفية. شارك وادار مشاريع الموارد المائية في المراكز البحثية التي عمل بها والتي تعلقت بتقييم موارد المياه الجوفية ونوعية المياه السطحية وتأثير المياه الجوفية على إقامة المنشآت. كما عمل أستاذا ومشرفا لطلبة الدراسات العليا في قسم علم الأرض، جامعة بغداد، العراق. ومنذ عام 2011 عمل أستاذا في المركز العالي لشؤون المياه في ليبيا، ثم أستاذا لمادة جيولوجيا المياه في قسم علم الأرض، كلية العلوم، جامعة طرابلس. كما قام بتدريس مادة هيدروليكا الآبار وديناميكا الموائع في قسم الهندسة الجيولوجية، جامعة طرابلس. نشر أكثر من ثلاثين بحثا شملت معظم مواضيع الموارد المائية بما فيها تلوث المياه الجوفية الناتج من النشاط البشري ومن محطات الصرف الصحي. تتركز اهتماماته وخبرته في دراسة الموارد المائية وعلاقاتها بالبيئة وفي دراسات الترابط بين الماء والطاقة والغذاء، إضافة الى مواضيع تلوث المياه السطحية والجوفية وكيفية معالجتها واستخدام نماذج التمثيل الرياضي. ومن خلال عمله في إدارة المشاريع تولدت لديه الخبرة في توظيف إدارة الجودة في التدريس وفي المشاريع الهندسية.

يرجى الاشتراك في القائمة البريدية لمشروع المياه الجوفية والبقاء على إطلاع حول إصدارات الكتب الجديدة، الفعاليات وطرق المشاركة في مشروع المياه الجوفية. إن الاشتراك في قائمة البريد الإلكتروني الخاصة بنا يساعدنا في بناء مجتمع عالمي للمياه الجوفية. ↗للاشتراك.

THE GROUNDWATER PROJECT

Modifications from Original Release

التعديلات على الإصدار الأصلي

- page 3, Table 1, 7th row from the bottom 108 + 16 was changed to 108 ± 16.
- الصفحة 3، الجدول رقم 1، السطر السابع من الأسفل يغير الرقم (16+ 108) الى (16± 108).

- page 19, last equation is 25 not 24 (there were two 24s and no 25).
- الصفحة 19، تكرر رقم المعادلة 24، أي ان هناك معادلتين بنفس الرقم، إذ يجب ان يكون رقم المعادلة الأخيرة 25.

- page 19, last sentence "Equations 22 through 24" should be "Equations 22 through 25".
- الصفحة 19، السطر الأخير تحويل الجملة (المعادلات من 22 الى 24) لتكون (المعادلات 22 الى 25).