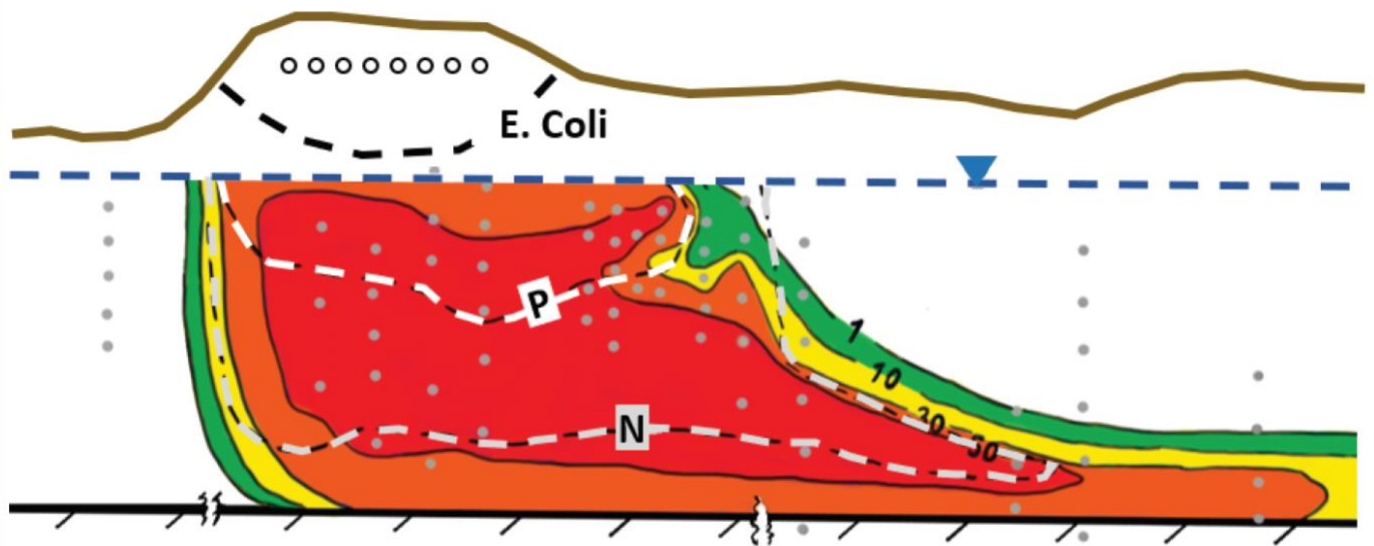




Tác động của Hệ thống Bể Tự hoại lên Chất lượng Nước ngầm

William Robertson

Biên dịch: Nguyễn Như Huế

Tác động của Hệ thống Bể Tự hoại lên Chất lượng Nước ngầm

The Groundwater Project

i

William Robertson

*Giáo sư danh dự
Khoa Trái đất và Khoa học Môi trường
Đại học Waterloo
Waterloo, Ontario, Canada*

*Biên dịch: Nguyễn Như Huế
Chuyên gia phân tích chính sách môi trường
và kỹ sư quản lý nước*

Tác động của Hệ thống Bể Tự hoại lên Chất lượng Nước ngầm

*The Groundwater Project
Guelph, Ontario, Canada*

Đã đăng ký bản quyền. Bản quyền ấn phẩm này đã được bảo vệ. Không được sao chép bất cứ phần nào của cuốn sách này dưới bất kỳ hình thức nào hoặc bằng bất kỳ phương tiện nào mà không được sự cho phép bằng văn bản của tác giả (để yêu cầu xin phép, hãy liên hệ: permissions@gw-project.org). Nghiêm cấm phân phối thương mại và tái xuất bản.

Các ấn phẩm của Dự án The Groundwater Project (GW-Project) có thể được tải về miễn phí tại trang web gw-project.org. Bất cứ ai cũng có thể sử dụng và chia sẻ các đường dẫn trên trang web gw-project.org để tải về các ấn phẩm của Dự án. Nghiêm cấm đăng lại các ấn phẩm của Dự án trên các trang web khác hoặc gửi các ấn phẩm này trực tiếp đến người khác.

Bản quyền © 2021 William Robertson (Tác giả)

Xuất bản bởi Dự án The Groundwater Project, Guelph, Ontario, Canada, 2020.

Robertson, William

Septic System Impacts on Groundwater Quality / William Robertson-
Guelph, Ontario, Canada, 2021.

46 trang bản dịch (46 trang bản gốc tiếng Anh)

Biên dịch Nguyễn Như Huế, 2023.

52 trang bản dịch.

ISBN: 978-1-77470-097-6

Vui lòng cân nhắc đăng ký vào danh sách email của Dự án GW-Project để được cập nhật thông tin về các đợt phát hành sách mới, các sự kiện và cách thức tham gia Dự án. Việc bạn đăng ký vào danh sách email của chúng tôi sẽ giúp chúng tôi xây dựng một cộng đồng nước ngầm toàn cầu. [Đăng ký](#).

Trích dẫn: Robertson, William, 2021, [Septic System Impacts on Groundwater Quality](#). The Groundwater Project, Guelph, Ontario, Canada.



Biên tập: John Cherry và Eileen Poeter

Hội đồng quản trị: John Cherry, Paul Hsieh, Ineke Kalwij, Stephen Moran, Everton de Oliveira, và Eileen Poeter

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

Ảnh bìa: Robertson, 2021

Biên dịch: Nguyễn Như Huế.

Mục lục

TÁC ĐỘNG CỦA HỆ THỐNG BỂ TỰ HOẠI LÊN CHẤT LƯỢNG NƯỚC NGẦM	I
MỤC LỤC	IV
LỜI TỰA TỪ DỰ ÁN “THE GROUNDWATER PROJECT”	V
LỜI TỰA.....	VI
LỜI NÓI ĐẦU BẢN DỊCH TIẾNG VIỆT.....	VIII
LỜI CẢM ƠN	IX
1 HỆ THỐNG TỰ HOẠI LÀ GÌ?.....	1
2 KHẢ NĂNG GÂY Ô NHIỄM TỪ NƯỚC THẢI BỂ TỰ HOẠI	3
3 SỐ PHẬN MẦM BỆNH TRONG QUÁ TRÌNH XỬ LÝ NƯỚC THẢI TẠI CHỖ	6
3.1 VI KHUẨN.....	6
3.2 VI RÚT	8
4 HÓA HỌC VÀ XỬ LÝ NƯỚC THẢI TỰ HOẠI	10
4.1 XỬ LÝ TRONG BỂ TỰ HOẠI (KỶ KHÍ)	10
4.2 XỬ LÝ TRONG VÙNG KHÔNG BẢO HÒA (HIẾU KHÍ).....	11
5 SỰ HÌNH THÀNH VÀ PHÂN TÁN VÙNG Ô NHIỄM NƯỚC THẢI HỆ THỐNG TỰ HOẠI	14
5.1 CÁC CHẤT CHỈ THỊ Ô NHIỄM – CÁC ION CHÍNH; (ĐỘ DẪN ĐIỆN EC, CL-, NO3-, NA+)	16
5.2 CÁC CHẤT CHỈ THỊ Ô NHIỄM – CÁC THÀNH PHẦN VI LƯỢNG VÀ NHỎ -- BORON	18
5.3 CÁC CHẤT CHỈ THỊ Ô NHIỄM – CHẤT NGỌT NHÂN TẠO (ACESULFAME VÀ SUCRALOSE)	18
5.4 CÁC CHẤT CHỈ THỊ ĐỒNG VỊ --NI-TRAT - ¹⁵ N	19
6 SỐ PHẬN NI-TƠ TRONG VÙNG Ô NHIỄM NƯỚC THẢI HỆ THỐNG TỰ HOẠI	21
7 SỐ PHẬN PHỐT-PHO TRONG CÁC VÙNG Ô NHIỄM NƯỚC THẢI HỆ THỐNG TỰ HOẠI	24
7.1 CÁC PHẢN ỨNG ĐỆM AXIT	24
7.2 CÁC PHẢN ỨNG LIÊN QUAN ĐẾN KHOÁNG CHẤT PHỐT PHO	24
7.3 SỐ PHẬN PHỐT PHO.....	25
8 SỐ PHẬN CÁC CHẤT HỮU CƠ VI LƯỢNG TRONG CÁC VÙNG Ô NHIỄM NƯỚC THẢI BỂ TỰ HOẠI	30
9 CÁC HỆ THỐNG TỰ HOẠI THẤT BẠI	31
10 BÀI TẬP	32
BÀI TẬP SỐ 1.....	32
BÀI TẬP SỐ 2.....	32
11 TÀI LIỆU THAM KHẢO	33
12 LỜI GIẢI.....	42
LỜI GIẢI BÀI TẬP SỐ 1.....	42
LỜI GIẢI BÀI TẬP SỐ 2	43
13 TÁC GIẢ.....	44
14 DỊCH GIẢ.....	45

Lời tựa từ Dự án “The Groundwater Project”

Các Quốc gia thành viên và Đối tác trong nhóm hoạt động về Nước của tổ chức Liên hợp quốc xác định chủ đề hàng năm từ một vài năm trước. Chủ đề cho Ngày Quốc tế Nước vào ngày 22 tháng 3 năm 2022 là “Nước ngầm: biến nguồn tài nguyên vô hình thành hữu hình”. Chủ đề này không thể phù hợp hơn cho sự ra mắt các cuốn sách đầu tiên trong năm 2020 trong khuôn khổ Dự án The Groundwater Project (GW-Project) vì mục tiêu của các cuốn sách này chính là biến nước ngầm thành nguồn tài nguyên hữu hình.

Dự án GW-Project, một tổ chức phi lợi nhuận được đăng ký tại Canada năm 2019, cam kết đóng góp cho sự tiến bộ trong giáo dục và mang lại một cách tiếp cận mới trong việc kiến tạo và phổ biến kiến thức để nhận biết và giải quyết vấn đề. Dự án GW-Project hoạt động thông qua trang web <https://gw-project.org> như một diễn đàn toàn cầu nhằm dân chủ hóa kiến thức về nước ngầm và được thành lập trên nguyên tắc:

“Kiến thức nên miễn phí và kiến thức tốt nhất nên là kiến thức miễn phí.” (Vô danh)

Sứ mệnh của Dự án GW-Project là cung cấp tài liệu giáo dục dễ tiếp cận, hấp dẫn, chất lượng cao, miễn phí trực tuyến bằng nhiều ngôn ngữ, cho tất cả những ai muốn tìm hiểu về nước ngầm và muốn hiểu nước ngầm liên quan và duy trì các hệ sinh thái và nhân loại như thế nào. Đây là một hình thức giáo dục toàn cầu mới dựa trên những đóng góp tình nguyện của các chuyên gia đến từ các lĩnh vực khác nhau, bao gồm các học giả, chuyên gia tư vấn và những người đã nghỉ hưu. Dự án GW-Project có sự tham gia ngày càng tăng và hiện đã có hàng trăm tình nguyện viên với hơn 200 tổ chức từ hơn 14 quốc gia và sáu châu lục.

Dự án GW-Project là một nỗ lực đang triển khai và sẽ tiếp tục với hàng trăm cuốn sách được xuất bản trực tuyến trong những năm tới, đầu tiên bằng tiếng Anh và sau đó là các ngôn ngữ khác, để tài xuống bất cứ nơi nào có Internet. Các ấn phẩm của Dự án GW-Project cũng bao gồm các tài liệu hỗ trợ như video, bài giảng, trình diễn trong phòng thí nghiệm và công cụ học tập ngoài việc cung cấp hoặc liên kết tới phần mềm miễn phí công cộng cho các ứng dụng nước ngầm khác nhau nhằm hỗ trợ quá trình giáo dục.

Dự án GW-Project là một thực thể sống, vì vậy các ấn bản sách tiếp theo sẽ được xuất bản theo thời gian. Người dùng được mời đề xuất sửa đổi.

Chúng tôi cảm ơn bạn đã trở thành một phần của cộng đồng Dự án GW-Project. Chúng tôi hy vọng nhận được phản hồi từ bạn về kinh nghiệm của bạn khi sử dụng sách và các tài liệu liên quan. Chúng tôi hoan nghênh các ý tưởng và tình nguyện viên!

Ủy ban Điều hành Dự án GW-Project

Tháng tư năm 2021

Lời tựa

Tình trạng tài nguyên nước ngầm của chúng ta đang xấu đi do bị cạn kiệt và ô nhiễm. Ô nhiễm xảy ra khi khả năng đồng hóa các chất hóa học do con người tạo ra tại lớp dưới bề mặt bị vượt quá mức có thể và dẫn đến việc các vùng ô nhiễm lan rộng quá xa so với các vị trí đầu vào. Chúng ta sử dụng môi trường nước ngầm như một cơ quan tiếp nhận chất thải dựa trên tiền đề rằng môi trường nước ngầm chịu được vì các chất gây ô nhiễm cuối cùng cũng sẽ được phân hủy. Đúng là các quá trình phân hủy làm cho môi trường nước ngầm có nhiều khả năng chịu được chất thải nhưng không đủ để ngăn chặn sự suy giảm chất lượng nước ngầm tại nhiều triệu địa điểm trên toàn cầu nơi chúng ta đổ rò rỉ, đổ tràn hoặc thải bỏ chất thải vượt quá khả năng phân hủy của lớp dưới bề mặt.

Một trong những ví dụ điển hình cho sự thất bại của tiền đề này đến từ việc sử dụng tràn lan hệ thống tự hoại để “loại bỏ” nước thải từ các hộ gia đình. Đây là chủ đề của cuốn sách này: *Tác động của hệ thống tự hoại lên chất lượng nước ngầm*. Ý tưởng về hệ thống tự hoại có nguồn gốc từ Pháp vào khoảng năm 1860, không lâu sau khi Darcy phát hiện ra “luật” nổi tiếng mang tên ông về dòng chảy nước ngầm. Chúng ta lệ thuộc vào các hệ thống tự hoại bắt đầu từ những năm 1970 khi kỹ thuật của các hệ thống này đạt được uy tín chính thức thông qua các quy định pháp lý ở Mỹ và xa hơn nữa là thông qua thiết kế và lắp đặt hệ thống tự hoại tiêu chuẩn. Trong bối cảnh kỹ thuật xử lý nước, mục đích của hệ thống tự hoại là thẩm thấu toàn bộ nước thải của một hộ gia đình qua vùng không bão hòa vào vùng nước ngầm, vì theo giả định vốn có thì tất cả các thành phần có khả năng gây hại trong nước thải đều sẽ bị phân hủy hoàn toàn và do đó mặt trước của luồng nước thải tự hoại không tiếp cận được nước ngầm bên ngoài ranh giới hộ gia đình. Đây là tiền đề vào những năm 1950 khi hàng nghìn công trình phát triển nhà ở ngoại ô được khởi xướng trên khắp nước Mỹ, Canada và hơn thế nữa.

Ban đầu, ngoại trừ với nitrat và photphat, lớp dưới bề mặt có khả năng phân hủy thích hợp vì nước thải hộ gia đình điển hình chứa ít thành phần độc hại. Tuy nhiên, bức tranh thị trường các chất hóa học đã thay đổi qua nhiều thập kỷ và hiện nay nước thải hộ gia đình bao gồm nhiều thành phần do con người tạo ra. Ngoài ra, mật độ của các hệ thống tự hoại đã tăng lên đáng kể. Do đó, quan niệm trước đây là không có hại đã trở thành nguyên nhân gây hại chung. Các luồng nước thải tự hoại không chỉ gây hại cho nước ngầm, chúng còn thải nitơ và phốt pho vào các hồ và cửa sông ra biển và đại dương khiến sông, hồ và đại dương bị ngạt thở do tảo phát triển. Hệ thống tự hoại không đưa được tất cả nước thải vào vùng nước ngầm theo định nghĩa là hệ thống tự hoại “không thành công”; trong khi các hệ thống khác được coi là thành công.

Đối với cộng đồng kỹ thuật và khoa học, tác động của hệ thống tự hoại lên nước ngầm và nước mặt nên là một bài học về sự cẩn trọng trong xu hướng sử dụng lớp dưới bề mặt để xử lý chất thải mà không đánh giá trước một cách nghiêm ngặt khả năng phân hủy hoàn toàn các thành phần độc hại trong chất thải của lớp dưới bề mặt. Cuốn sách này chỉ

ra rằng các nguồn (phát thải) nhỏ có thể tạo ra các vùng ô nhiễm nước ngầm bền bỉ và ở phạm vi rộng.

Tác giả của cuốn sách này, Tiến sỹ William Robertson, Giáo sư danh dự tại trường Đại học Waterloo, Canada, là nhà khoa học có danh hàng đầu về tác động của hệ thống tự hoại đối với nước ngầm dưới góc độ điều tra thực địa các vùng nước thải tự hoại. Ông đã có các công bố rộng rãi về các nghiên cứu về vùng ô nhiễm và đã đưa ra các thiết kế thay thế để xử lý nước thải sinh hoạt.

John Cherry, Trưởng Dự án GW-Project
Guelph, Ontario, Canada, tháng 4 năm 2021

Lời nói đầu bản dịch tiếng Việt

Bể tự hoại là một hợp phần quan trọng và không thể tách rời của hệ thống thoát nước và xử lý nước thải đô thị tại Việt Nam. Theo một đánh giá của Ngân hàng Thế giới vào năm 2013, Việt Nam có khoảng 77% hộ gia đình đô thị có nước thải sinh hoạt được xử lý sơ bộ tại chỗ bằng bể tự hoại¹. Trong điều kiện của Việt Nam hiện nay, ở nhiều nơi, bể tự hoại vẫn là bể tự thấm hoàn toàn hoặc một phần, nước thải sau bể tự hoại được xả trực tiếp ra nguồn tiếp nhận và/hoặc tự thấm vào lòng đất, và tỷ lệ đầu nối nước thải hộ gia đình với hệ thống thu gom và xử lý nước thải tập trung còn hạn chế. Do vậy, thiết kế và vận hành bể tự hoại gia đình đúng kỹ thuật là rất quan trọng nhằm đảm bảo chất lượng nước thải sau bể tự hoại đạt quy chuẩn môi trường và không gây ô nhiễm nước dưới đất, nhằm bảo vệ sức khỏe cộng đồng và tính bền vững của môi trường.

Tài liệu chuyên khảo này miêu tả các tác động của hệ thống tự hoại lên chất lượng nước ngầm, cung cấp cho độc giả một cái nhìn tổng quan về thành phần sinh hóa và vật lý của nước thải bể tự hoại và phân tích các nguy cơ gây ô nhiễm tiềm ẩn từ các thành phần này. Độc giả cũng sẽ tìm thấy trong tài liệu này các phản ứng hóa học quan trọng xảy ra trong bể tự hoại trong điều kiện kỵ khí và hiếu khí, cũng như ngoài bể trong vùng thoát và hệ thống phân phối thoát trong vùng không bão hòa. Tác giả của tài liệu này cũng mô tả sự hình thành và phân tán luồng nước thải bể tự hoại trong trường hợp nước thải sau bể tự hoại gặp mực nước ngầm. Tài liệu này cũng đưa ra hai bài tập kèm lời giải.

Tài liệu này có thể được sử dụng trong đào tạo đại học và sau đại học các chuyên ngành Cấp thoát nước và Kỹ thuật môi trường, phục vụ nghiên cứu khoa học ở các trường đại học, cơ quan nghiên cứu, cũng như sử dụng trong công tác quản lý thoát nước và xử lý nước thải đô thị.

Tôi đã rất vui mừng biết đến Dự án này vì chính bản thân tôi đã tìm được ở đây một nguồn tài liệu chuyên khảo phong phú, có chất lượng và hoàn toàn miễn phí trong mảng tài nguyên nước ngầm và bảo vệ chất lượng nước ngầm. Với việc tình nguyện dịch tài liệu này, tôi tự hào là một phần của cộng đồng của Dự án và hy vọng tài liệu này cũng như các tài liệu khác của Dự án sẽ được phân phối rộng rãi và nhanh chóng hơn tới những người quan tâm tại Việt Nam. Bạn cũng có thể đóng góp cho Dự án thông qua việc tình nguyện dịch các ấn phẩm của Dự án – hãy liên hệ với Dự án để nhận được hướng dẫn cụ thể.

Nguyễn Như Huế

Tháng 1/2022, CHLB Đức

¹ World Bank. 2013. Vietnam Urban Wastewater Review. Washington, DC. © World Bank.
<https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/18245> License: CC BY 3.0 IGO.

Lời cảm ơn

Tôi đánh giá cao những góp ý và đóng góp sâu sắc và hữu ích cho cuốn sách này của các cá nhân sau:

- ❖ Denis LeBlanc, Nhà thủy văn học, Trung tâm Khoa học Nước New England, United States Geological Survey, Northborough, Massachusetts, USA;
- ❖ John Cherry, Giáo sư trợ giảng, Đại học Guelph; Giáo sư danh dự, Đại học Waterloo, Ontario, Canada;
- ❖ Doug Mackay, Giáo sư danh dự, Khoa Đất, Khí và các nguồn Tài nguyên Nước, Đại học California Davis, California, Mỹ; và,
- ❖ Sabina Rakhimbekova, Ứng cử viên Tiến sỹ, Đại học Western Ontario, London, Ontario.

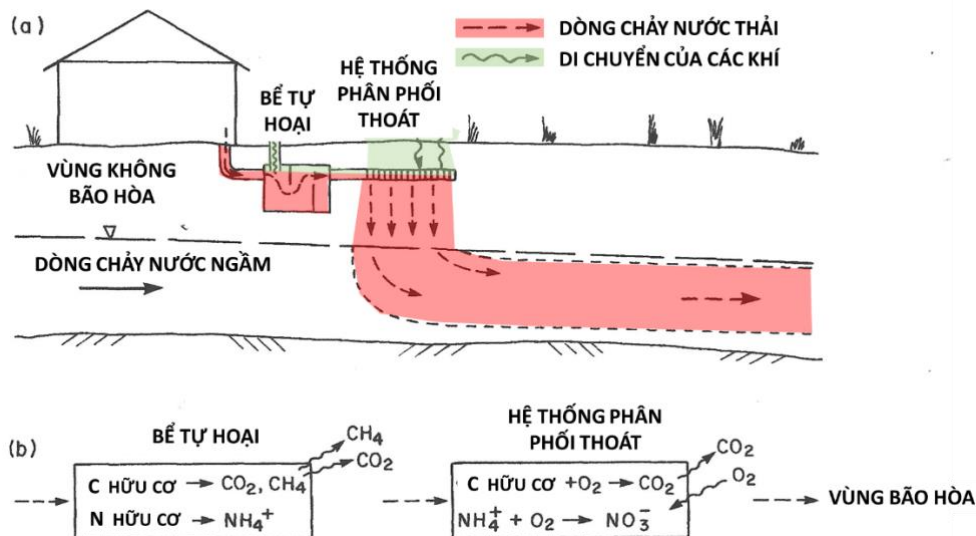
Tôi chân thành cảm ơn Amanda Sills, Elhana Dyck và Juliana Apolonio của Dự án GW-Project đã giám sát và chỉnh sửa cuốn sách này. Tôi xin cảm ơn Eileen Poeter (Trường Mở Colorado, Golden, Colorado, Mỹ) đã đánh giá, chỉnh sửa và xuất bản cuốn sách này.

William Robertson

1 Hệ thống tự hoại là gì?

Ở vùng nông thôn và nhiều khu vực thành thị, nước thải hộ gia đình được xử lý tại chỗ thông qua các hệ thống xả thải như hệ thống tự hoại. Mặc dù các phiên bản của nhà vệ sinh xả nước với hệ thống cống liên kết đã được vận hành ở các trung tâm đô thị từ thời La Mã trở về trước, nhưng ở các vùng nông thôn, cho đến tương đối gần đây hố chôn ngoài trời vẫn là phương pháp phổ biến để xử lý chất thải vệ sinh. Nhà xí là một nhà nhỏ bên trong có một chiếc ghế dài có các lỗ để đi tiểu tiện hoặc đại tiện. “Hệ thống tự hoại” hiện đại do Jean-Louis Mouras sáng chế tại Pháp vào khoảng năm 1860. Nó gồm hệ thống ống thoát nước trong nhà, với nước thải được dẫn đến một bể thu gom trong đó chất béo nổi lên trên còn chất rắn lắng xuống dưới trong khi chất lỏng chảy đến một hố thoát nước trong hệ thống. Sau 10 năm hoạt động, ông đã rất ngạc nhiên khi phát hiện ra rằng bể chứa chủ yếu là chất lỏng và hầu như không còn chất rắn. Bằng sáng chế đã được cấp vào năm 1881 và các hệ thống này bắt đầu xuất hiện ở Mỹ ngay sau đó. Hệ thống tự hoại được sử dụng phổ biến trong những năm 1940, và vào những năm 1970 các quy định tiêu chuẩn hóa thiết kế và lắp đặt chúng đã được đưa ra ở nhiều địa phương (Van Delden, 2015). Tại Mỹ, hiện đã có hơn 22 triệu hệ thống tự hoại đang hoạt động, phục vụ cho hơn 25% dân số cả nước, và ước tính có hơn 500 triệu hệ thống xử lý nước thải tại chỗ đang được sử dụng trên toàn thế giới (McCray và cộng sự, 2005; Conn và cộng sự, 2006).

Hệ thống tự hoại thường bao gồm một bể tự hoại (khoang chứa), nơi thu gom nước thải, và một hầm thoát nước (còn được gọi là hầm rò rỉ), nơi nước thải được thải vào lòng đất (Hình 1).



Hình 1 - Hệ thống tự hoại điển hình của hộ gia đình cho thấy các bước xử lý nước thải diễn ra trong bể tự hoại và trong các lớp trầm tích không bão hòa bên dưới hệ thống phân phối thoát (phỏng theo Wilhelm và cộng sự, 1994).

Có thể coi xử lý nước thải trong các hệ thống tự hoại tương tự như xử lý nước thải trong hệ thống xử lý thông thường cấp xã, phường. Chất rắn lắng đọng trong bể chứa và được định kỳ hút ra ngoài cung cấp chức năng lọc sơ cấp, trong khi đó bể rút / hệ thống phân phối thoát nước cho phép chất lỏng sau khi lọc được thấm vào lòng đất nơi xảy ra các phản ứng oxy hóa, tương tự như quá trình oxy hóa được cung cấp bởi sức khí cơ học trong quá trình xử lý nước thải thứ cấp thông thường.

Nói chung, bể tự hoại có kích thước đủ lớn để lưu trữ nước thải trong vài ngày. Kích thước của cống thoát được tính toán dựa trên tốc độ tải nước thải (tức là khối lượng nước thải mỗi ngày) và độ thấm thấu của trầm tích tại khu vực phân phối thoát. '*Kiểm tra độ thấm*' là một ước tính bán định lượng đơn giản để kiểm tra độ thấm của trầm tích (OMAFRA, 2019). Tốc độ thấm nước là tốc độ giảm mực nước trong một lỗ nông trên đất nơi sẽ đặt hệ thống phân phối thoát. Trường phân phối thoát phải đủ rộng để lượng nước thải hàng ngày thấm qua mỗi ngày. Hệ thống tự hoại hộ gia đình nằm trên các lớp trầm tích tương đối dễ thấm thường có thể tích bể tự hoại khoảng 3000 lít (L) và trường phân phối thoát có diện tích khoảng 100 m².

Nước thải được xả ra từ bể tự hoại theo dòng chảy tự chảy do trọng lực (hoặc bằng cách bơm) đến các đường ống thấm thấu thường được chôn theo rãnh trong các lớp trầm tích trong trường thoát nước đến độ sâu khoảng 0,7 m. Điều này cho phép nước thải di chuyển qua vùng chưa bão hòa trước khi đi vào hệ thống dòng chảy nước ngầm tại mực nước ngầm (Hình 1). Thông thường, trường thoát nước bao gồm nhiều đoạn ống đục lỗ có chiều dài khác nhau được lắp đặt trong các rãnh được lấp lại bằng sỏi có kích thước bằng hạt đậu có thể thấm nước. Tuy nhiên, có nhiều thiết kế trường thoát nước, bao gồm nhập khẩu trầm tích có độ thấm cao hơn (thường là cát thô) để lắp đặt tại các vị trí có trầm tích có độ thấm thấp. Tài liệu cung cấp thêm thông tin về các thiết kế trường thoát nước có sẵn trên mạng (ví dụ như tài liệu Septic Smart, OMAFRA, 2019). Các quy định của nhà nước và của địa phương thường quy định khoảng cách tách biệt tối thiểu giữa các đường ống thấm với mực nước ngầm hoặc với các lớp đất đá không thấm bên dưới. Ở Ontario, Canada, các đường ống dẫn nước phải được đặt cao hơn mực nước ngầm hoặc các lớp đá không thấm tối thiểu 1,9 m (OMAFRA, 2019). Các quy định bổ sung chi phối việc bố trí hệ thống phân phối thoát nước và quy định khoảng cách ngăn cách tối thiểu: ví dụ, 15 m tính từ giếng khoan; 30 m cách giếng đào; 15 m cách sông ngòi, ao hồ; và 5 m từ các công trình kiên cố ở Ontario (OMAFRA, 2019).

2 Khả năng gây ô nhiễm từ nước thải bể tự hoại

Tổng hợp thành phần nước thải bể tự hoại tại các điểm xử lý nước thải sinh hoạt được trình bày tại Bảng 1. Nitơ trong nước thải sinh hoạt chủ yếu là NH_4^+-N (nitơ có trong amoni hòa tan) và nồng độ trong nước thải bể tự hoại nằm trong khoảng từ 18-108 mg/L. Mặc dù nitrat thường không có trong nước thải, nhưng khi NH_4^+ được nitrat hóa trong vùng không bão hòa, nồng độ nitrat có khả năng vượt quá giới hạn nước uống đối với NO_3^--N (nitơ có trong nitrat hòa tan) là 10 mg/L. Các tác động môi trường của nước ngầm có nồng độ nitrat cao lên các hồ nước ngọt và vùng nước ven biển đang ngày càng được quan tâm (Persky, 1986; Harris, 1995; Cape Cod Commission, 2015). Ngoài ra, nồng độ photpho (P) trong nước thải (3-15 mg/L, Bảng 1), cao hơn vài bậc so với các hướng dẫn được đề xuất để duy trì chất lượng nước mặt của các hồ và sông nhạy cảm (ví dụ: 0,01 mg/L P ở Hoa Kỳ; USEPA, 2000). Nước thải của hệ thống tự hoại cũng vượt quá tiêu chuẩn nước uống đối với các mầm bệnh và tiềm ẩn nhiều thành phần vi lượng khác. Do đó, nếu tính khối lượng nước thải do hệ thống tự hoại tạo ra (ví dụ: 260 L/ngày/người ở Hoa Kỳ, McCray và cộng sự, 2005), thì hệ thống tự hoại có thể được coi là một trong những nguồn ô nhiễm nước ngầm tiềm năng lớn nhất trên toàn thế giới. Tuy nhiên, xử lý tại chỗ, chẳng hạn như hệ thống tự hoại, cung cấp nhiều bước xử lý dưới bề mặt có khả năng làm giảm nguy cơ ô nhiễm. Xử lý đặc biệt hoạt động trong vùng không bão hòa bên dưới trường thoát nước. Một số phản ứng quan trọng hơn được mô tả trong Hình 1 và được thảo luận trong các phần sau.

Bảng 1 - Thành phần nước thải của bể tự hoại tại các điểm xử lý nước thải sinh hoạt, bao gồm: độ dẫn điện (EC), cacbon hữu cơ hòa tan (DOC), độ kiềm (Alk), photpho phản ứng hòa tan hoặc photphat (SRP), chất ngọt nhân tạo acesulfame và sucralose, vi khuẩn và vi rút đơn vị hình thành khuẩn lạc (CFU).

Thông số	Trung bình, Chiết trung ($\pm$ độ lệch chuẩn), hoặc Khoảng	Nguồn tham khảo (n = số mẫu hoặc số giá trị)
Độ dẫn điện EC ($\mu S/cm$)	1000	Robertson và cộng sự, 1991 (n=2)
	2481	Harman và cộng sự, 1996 (n = 8)
	1456 $\pm$ 314	Robertson, 2012 (n $\geq$ 7)
	1480 $\pm$ 131	Geary and Lucas, 2019 (n = 17)
DOC (mg/L)	46 $\pm$ 27	Robertson và cộng sự, 1998 (n = 8)
	11 $\pm$ 5.0	Withers và cộng sự, 2011 (n = 37)
	56 $\pm$ 26	Robertson và cộng sự, 2012 (n = 3)
Độ kiềm (mg/L) như $CaCO_3$	316 $\pm$ 40	Wilhelm và cộng sự, 1996 (n = 6)
	311 $\pm$ 102	Robertson và cộng sự 1998 (n = 8)
	310 $\pm$ 105	Withers và cộng sự, 2011 (n = 37)
pH	7.1 $\pm$ 0.4	Robertson và cộng sự, 1998 (n = 8)
	7.3 $\pm$ 0.2	Withers và cộng sự, 2011 (n = 37)
	7.4 $\pm$ 0.2	Geary and Lucas, 2019 (n = 17)

Bảng 1 - tiếp theo		
Thông số	Trung bình, Chiết trung ($\pm$ độ lệch chuẩn), hoặc Khoảng	Nguồn tham khảo (n = số mẫu hoặc số giá trị)
NH_4^+-N (mg/L)	66 $\pm$ 41	Robertson và cộng sự, 1998 (n = 9)
	4-13	USEPA, 2002
	34 $\pm$ 10	Hinkle và cộng sự, 2008 (n = 10)
	18 $\pm$ 16	Withers và cộng sự, 2011 (n = 37)
	58	McCray và cộng sự, 2005 (n = 37)
	72 $\pm$ 37	Robertson và cộng sự, 2019 (n = 111)
	108 $\pm$ 16	Geary and Lucas, 2019 (n = 14)
$NO_3^- - N$ (mg/L)	0.2 $\pm$ 0.3	Robertson và cộng sự, 1998 (n = 9)
	<1	USEPA, 2002
	0.2	McCray và cộng sự, 2005 (n = 33)
	0.03 $\pm$ 0.03	Hinkle và cộng sự, 2008 (n = 10)
	4.2 $\pm$ 3.2	Withers và cộng sự, 2011 (n = 37)
	0.2 $\pm$ 0.2	Geary and Lucas, 2019 (n = 10)
Tổng nitơ, TKN (mg/L)	26-75	USEPA, 2002
	53 $\pm$ 14	Hinkle và cộng sự, 2008 (n = 10)
Tổng photpho (mg/L)	6-12	USEPA, 2002
	4.6 $\pm$ 4.2	Withers và cộng sự, 2011 (n = 37)
Photpho phản ứng hòa tan hoặc photphat (SRP) (mg/L)	8.4 $\pm$ 3.5	Robertson và cộng sự, 1998 (n = 9)
	9.0	McCray và cộng sự, 2005 (n = 35)
	3.2 $\pm$ 2.6	Withers và cộng sự, 2011 (n = 37)
	8.2 $\pm$ 4.9	Robertson và cộng sự, 2019 (n = 123)
	15 $\pm$ 1.8	Geary và Lucas, 2019 (n = 16)
Cl^- (mg/L)	67 $\pm$ 64	Robertson và cộng sự, 1998 (n = 9)
	32 $\pm$ 16	Hinkle và cộng sự, 2008 (n = 10)
	54 $\pm$ 16	Withers và cộng sự, 2011 (n = 37)
	64	Robertson và cộng sự, 2019 (n = 106)
Na^+ (mg/L)	54 $\pm$ 27	Robertson và cộng sự, 1998 (n = 9)
	49 $\pm$ 29	Withers và cộng sự, 2011 (n = 37)
K^+ (mg/L)	22 $\pm$ 15	Robertson và cộng sự, 1998 (n = 9)
	26 $\pm$ 8	Withers và cộng sự, 2011 (n = 37)
Ca^{2+} (mg/L)	38 $\pm$ 36	Robertson và cộng sự, 1998 (n = 9)
	96 $\pm$ 22	Withers và cộng sự, 2011 (n = 37)
B (mg/L)	0.51 $\pm$ 0.05	LeBlanc, 1984 (n = 3)
	0.11 $\pm$ 0.03	Withers và cộng sự, 2011 (n = 37)
	0.28 $\pm$ 0.02	Bassett và cộng sự, 1995 (n = 3)
	0.49	Vengosh và cộng sự, 1994 (n = 21)
Fe (mg/L)	0.45 $\pm$ 0.41	Robertson và cộng sự, 1998 (n = 8)
	0.12 $\pm$ 0.06	Withers và cộng sự, 2011 (n = 37)
Al (mg/L)	0.1 $\pm$ 0.1	Robertson và cộng sự, 1998 (n = 6)
Acesulfame (μ g/L)	57	Snider và cộng sự, 2017 (hộ gia đình độc thân, n = 14)
	32	Snider và cộng sự, 2017 (cộng đồng, n = 36)
	44 $\pm$ 32	Robertson và cộng sự, 2019 (n = 56)

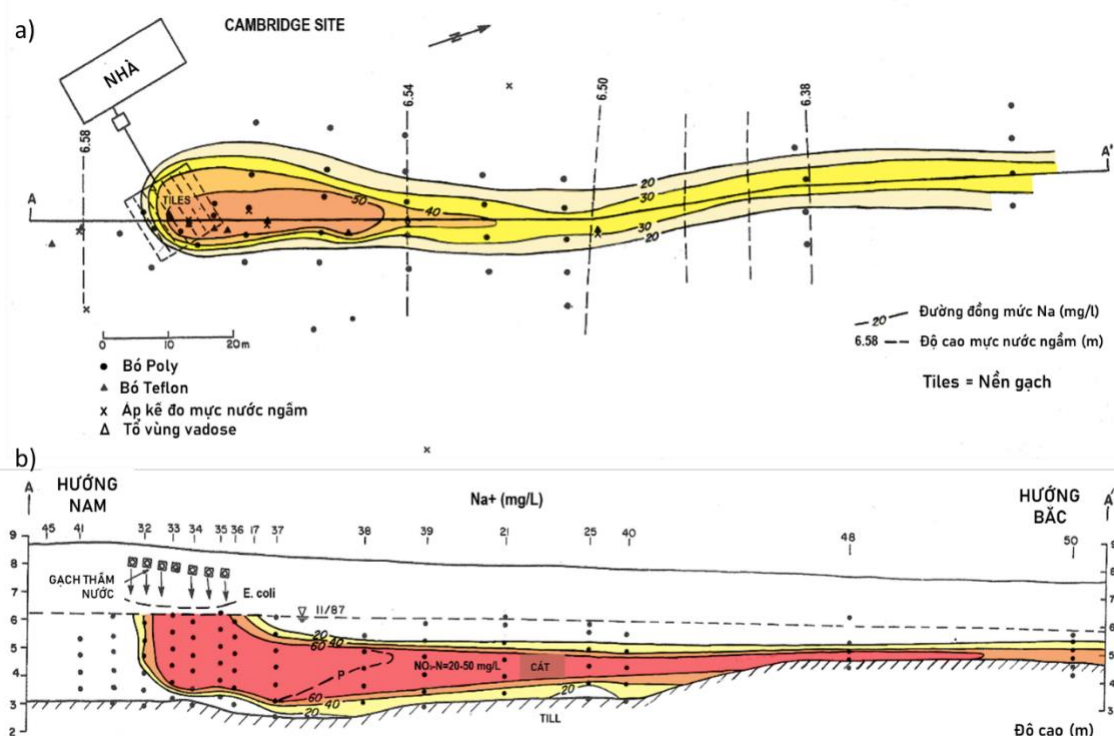
Bảng 1 - tiếp theo		
Thông số	Trung bình, Chiết trung ($\pm$ độ lệch chuẩn), hoặc Khoảng	Nguồn tham khảo (n = số mẫu hoặc số giá trị)
Sucralose ($\mu\text{g/L}$)	40 $\pm$ 25	Oppenheimer và cộng sự, 2011 (n = 8)
	51	Snider và cộng sự, 2017 (hộ gia đình độc thân, n = 14)
	28	Snider và cộng sự, 2017 (cộng đồng, n = 36)
	40 $\pm$ 34	Robertson và cộng sự, 2019 (n = 56)
Vi khuẩn (CFU/100 mL)	10 ⁵	Viraraghavan, 1978
	10 ⁶	Shadford và cộng sự, 1997
	10 ⁶ -10 ⁸	USEPA, 2002
	10 ⁵	Geary và Lucas, 2019
Vi rút Coliphage (CFU/100 mL)	10 ⁸	Deborde và cộng sự, 1998a

3 Số phận mầm bệnh trong quá trình xử lý nước thải tại chỗ

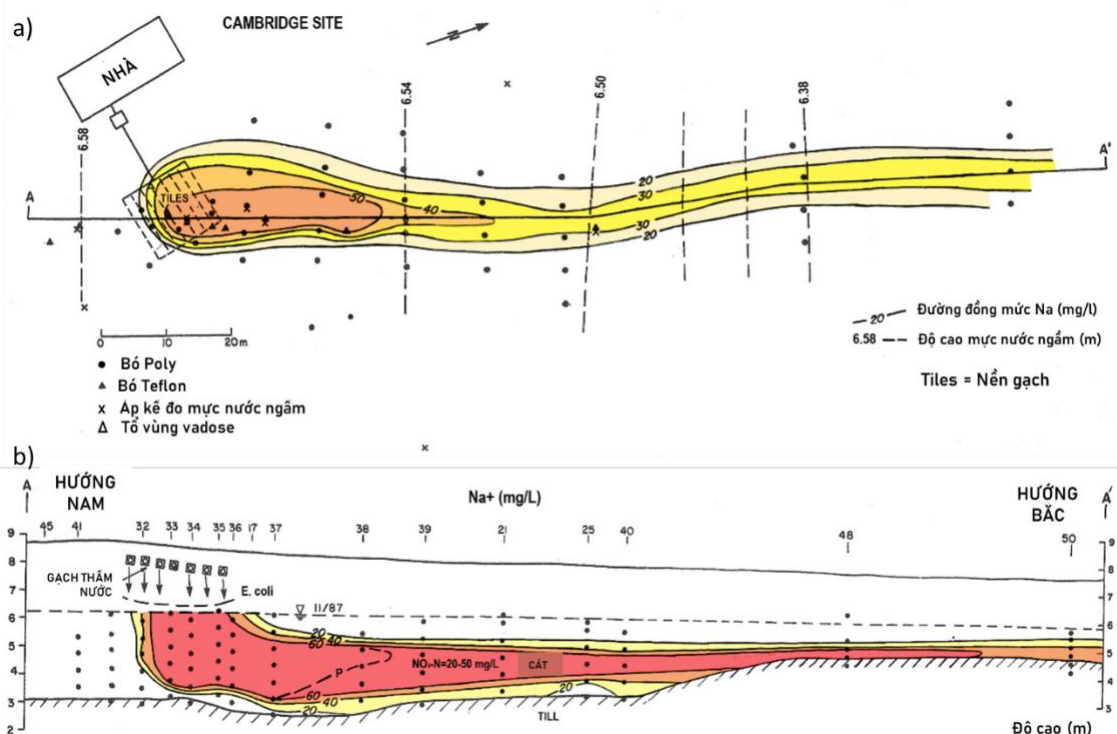
Vi khuẩn và vi rút có trong nước thải bể tự hoại với nồng độ thường nằm trong khoảng 105 đến 108 đơn vị hình thành khuẩn lạc (CFU) / 100 mL (Bảng 1). Đây là những hạt có kích thước dạng keo có thể cố định bằng cả quá trình lọc và gấn (hấp phụ) trong quá trình chảy dưới bề mặt. Kích thước nhỏ hơn của vi rút (~ 0,1 μm) so với vi khuẩn (~ 1 μm) làm cho chúng ít bị tổn thương hơn trong quá trình lọc vật lý, nhưng lại làm tăng tính nhạy cảm với sự hấp phụ (Bales và cộng sự, 1995).

3.1 Vi khuẩn

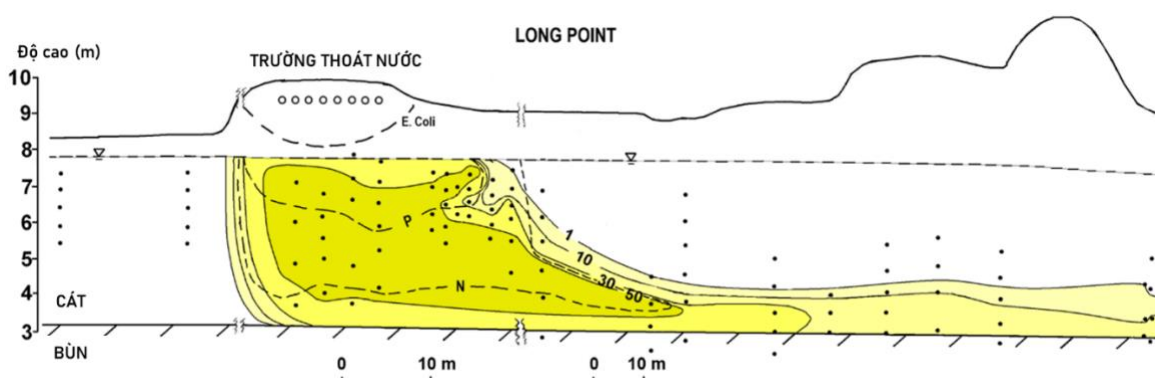
Ví dụ về các vùng ô nhiễm nước ngầm phát triển mạnh bên dưới các trường thoát nước tại một địa điểm hộ gia đình (địa điểm Cambridge) và tại một khu cắm trại (địa điểm Long Point) lần lượt được thể hiện trong



Hình 2 và Hình 3.



Hình 2 – Hình chiếu bằng (a) và mặt cắt (b) của một khu vực ô nhiễm nước ngầm từ hệ thống tự hoại gia đình tại địa điểm Cambridge ở Ontario, Canada, cho thấy: nồng độ Na⁺ (mg/L), sự hiện diện mức độ vi khuẩn E. coli (> 1 cfu/100 mL), và vùng phát phát (P) có nồng độ lớn hơn 1 mg/L, các đường đứt nét, và phạm vi nồng độ NO₃-N (mg/L) trong vùng lõi khu vực ô nhiễm. Nước thải từ bể tự hoại có Na⁺ trung bình là 98 mg/L, NH₄⁺-N là 30 mg/L và SRP là 8 mg/L (phỏng theo Robertson và cộng sự, 1991; Shadford và cộng sự, 1997; và Robertson, 2003).



Hình 3 - Khu vực ô nhiễm hệ thống tự hoại của một khu cắm trại lớn tại địa điểm Long Point ở Ontario, Canada, cho thấy nồng độ của chất làm ngọt nhân tạo, acesulfame (μg/L); và phạm vi của các vùng (đường đứt nét) NO₃⁻-N (>1 mg/L), photphat-P (>1 mg/L) và E coli (>10 cfu/100 mL), dọc theo đường tâm của khu vực ô nhiễm. Dấu chấm là các điểm giám sát đa cấp. Nước thải bể tự hoại có nồng độ acesulfame là 50 μg/L, NH₄⁺-N là 100 mg/L và SRP là 6.3 mg/L (phỏng theo Robertson và cộng sự, 2013).

Vi khuẩn trong phân bị loại bỏ phần lớn trong vùng không bão hòa ở cả hai địa điểm. Trong một thử nghiệm về khả năng di chuyển của vi khuẩn tại địa điểm Cambridge, vi khuẩn chỉ thị (E. coli NAR) đã được cho vào bể tự hoại trong khoảng thời gian ba tuần và sau đó được theo dõi trong vùng không bão hòa bên dưới trường thoát nước và trong hệ thống nước ngầm bên dưới trong khoảng thời gian 84 ngày (Shadford và cộng sự, 1997).

Vi khuẩn chỉ thị được phát hiện trong máy đo vùng không bão hòa trong vòng 30 ngày kể từ ngày bắt đầu được đưa vào hệ thống, nhưng chỉ ở nồng độ thấp hơn nhiều so với trong bể tự hoại (giảm ~ 1000 lần). Trong vùng ô nhiễm nước ngầm, vi khuẩn chỉ thị hầu như không có, chỉ có một trong 255 mẫu được phát hiện (Shadford và cộng sự, 1997). Đối không bão hòa Cambridge dày 1,5 m, bao gồm cát mịn đến trung bình, và có thời gian lưu nước thải khoảng 15 ngày (Robertson, 1994). Trong thử nghiệm tương tự tại hai địa điểm khác, nhưng với mực nước ngầm nông hơn (độ sâu <1 m), Shadford và những người khác đã phát hiện vi khuẩn chỉ thị trong nước ngầm ngay bên dưới các cống thoát nước, nhưng không phát hiện được ở các giếng quan trắc khác nằm ở vị trí cách xa hơn chỉ vài mét, ngoại trừ chỉ một số nơi với nồng độ rất thấp. Reneau và Pettry (1975), Viraraghavan (1978) và Chen (1988) báo cáo nồng độ coliform trong phân trong vùng ô nhiễm của một số hệ thống ống tự hoại gia đình và nhà nhỏ (tương ứng tại 3, 1 và 17 địa điểm). Tuy nhiên, hầu hết các vị trí này có mực nước ngầm nông và lớp trầm tích hoặc lớp nền có độ thấm thấp nông hơn. Do đó, việc giám sát được tập trung vào vùng đất nông nơi nước ngầm có thể chảy qua các đại thực bào. Tại tất cả các địa điểm này, coliform trong phân hoặc không được phát hiện trong các vùng ô nhiễm nước ngầm, hoặc đã phân hủy và giảm ít nhất từ 2 đến 3 cấp độ, trong vòng vài mét xuôi dòng từ các trường thoát nước.

Ngược lại, bằng chứng về sự di chuyển nhanh chóng của vi khuẩn đã được chứng minh tại các địa điểm có điều kiện thủy văn thuận lợi hơn. Trong một thử nghiệm dùng chất chỉ thị được thực hiện tại khu vực có vùng ô nhiễm nước thải thành phố Cape Cod, nơi tốc độ nước ngầm tương đối nhanh 0,2 - 0,7 m/ngày xảy ra trong tầng chứa nước gồm cát từ trung bình đến thô, chỉ số lượng vi khuẩn giảm 10 lần trong khoảng cách di chuyển 6 m và sự xuất hiện của vi khuẩn chỉ thị trùng với sự xuất hiện của chất đồng chỉ thị *Br* (Bales và cộng sự, 1995).

3.2 Vi rút

Vi rút có kích thước nhỏ hơn so với vi khuẩn, (~ 0,1 so với 1 μm) và do đó, ít bị cản trở bởi quá trình lọc vật lý trong dòng chảy dưới bề mặt. Tuy nhiên, chúng vẫn bị ảnh hưởng mạnh bởi các phản ứng hấp phụ do điện tích bề mặt âm thuần của chúng ở các khoảng pH bình thường (Bales và cộng sự, 1995). Sự hấp thụ (đính kèm) của vi rút bị ảnh hưởng bởi các yếu tố như kích thước hạt trầm tích, hàm lượng cacbon hữu cơ, hàm lượng nước, pH dung dịch và cường độ ion. Kết dính được coi là quá trình suy giảm quan trọng nhất đối với vi rút vì nó dẫn đến bất hoạt (chết đi) và không thể phục hồi trong một số trường hợp (Betancourt và cộng sự, 2019).

Trong các cột cát phòng thí nghiệm quy mô lớn, Betancourt và những người khác (2019) đã quan sát thấy những biến động trong sự di chuyển của vi rút trong phân, với các dấu vết chết dao động từ 3000 lần trên 4 mét đến 1000 lần trên 0,3 m, ở tốc độ không tuyến tính (bậc một) với các hằng số tốc độ dao động từ 200 đến 1000/ngày. Suy giảm nhanh như vậy có nghĩa là vi rút đã bị loại bỏ bằng cách gắn kết (hấp thụ).

Deborde và những người khác (1998a) đã báo cáo mức độ suy giảm cao của vi rút coliphage trong vùng ô nhiễm nước ngầm từ hệ thống tự hoại của một trường học tại một địa điểm có tốc độ nước ngầm nhanh. Đối không bão hòa dày 1,5 m và tầng chứa cát sỏi thấm có vận tốc nước ngầm từ 1 đến 3 m/ngày. Vi rút coliphage giảm 100.000 lần trong vòng 7 m tính từ trường nước thải (cống) và tiếp tục giảm xuống dưới mức có thể phát hiện được (<1 CFU / 100 mL) sau 38 m tính từ trường nước thải. Tuy nhiên, trong một thử nghiệm tiếp theo, trong đó cả vi rút chỉ thị và bromua đều được đưa vào lõi của vùng ô nhiễm, một phần vi rút chỉ thị đã đến các vị trí giám sát ở khoảng cách 7 và 17 m, cùng thời điểm với Br⁻, chỉ sau 2 đến 6 ngày (Deborde và cộng sự, 1998b). Tuy nhiên, nồng độ lại thấp hơn 100.000 lần trong khoảng cách này, tương tự như mức độ chết đi của vi rút được quan sát thấy trong môi trường xung quanh. Vi rút được giữ lại trong trầm tích tầng nước gần giếng bơm vào được xác định là vẫn tồn tại trong hơn chín tháng sau khi được đưa vào. Trong một thử nghiệm khác trong cùng một tầng nước, một vi rút chỉ thị được đưa vào vị trí cách giếng bơm quy mô lớn 22 m và một phần lớn khối lượng vi rút được đưa vào (lên đến 55%) đã bị giếng giữ lại trong vòng 47 giờ (Deborde và cộng sự, 1999; Woessner và cộng sự, 2001), minh họa khả năng vận chuyển vi rút nhanh chóng trong những điều kiện nhất định.

Sự vận chuyển vi rút nhanh chóng cũng được quan sát thấy trong thí nghiệm dùng chất chỉ thị Cape Cod đã thảo luận ở trên. Trong thí nghiệm đó, một đồng chỉ thị vi rút thực khuẩn đã đến được vị trí giám sát cách vị trí đưa vào 6 m, khoảng 12 ngày sau khi được đưa vào, trùng hợp với Br⁻ và vi khuẩn chỉ thị. Tuy nhiên, vi rút chỉ thị bị suy giảm nhiều hơn so với vi khuẩn chỉ thị (giảm 100.000 lần so với giảm 10 lần) vì tính nhạy cảm bị loại bỏ bởi hấp phụ cao hơn. Tuy nhiên, trong giai đoạn thứ hai của cùng thí nghiệm dùng chất chỉ thị này, khi nước có pH cao hơn được đưa vào, một lượng đáng kể khối lượng vi rút đã hấp phụ được loại bỏ (Bales và cộng sự, 1995).

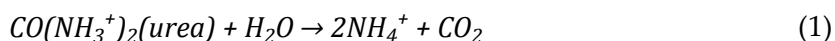
Nhìn chung, các quan sát thực địa chỉ ra rằng các mầm bệnh, bao gồm cả vi khuẩn và vi rút, tương đối bất động trong hệ thống tự hoại. Tuy nhiên, trong một số điều kiện nhất định, chúng có thể di động hơn, đặc biệt khi tốc độ nước ngầm nhanh xảy ra do sự hiện diện của cát và sỏi có tính thấm cao, các vết đứt gãy hoặc các đại bào tử; hoặc gần các giếng sản xuất năng suất cao.

4 Hóa học và xử lý nước thải tự hoại

Hệ thống tự hoại nếu được thiết kế phù hợp sẽ xử lý nước thải trước khi chảy đến mực nước ngầm. Xử lý nước thải diễn ra trong bể tự hoại và trong trường thoát nước, khi nước thấm qua vùng không bão hòa.

4.1 Xử lý trong bể tự hoại (kỵ khí)

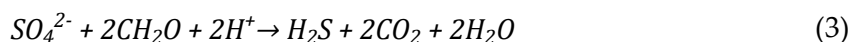
Hệ thống tự hoại thông thường thu thập tất cả nước thải gia đình trong một bể duy nhất được chia thành hai phần (Hình 1), để chất rắn lắng xuống trong ngăn đầu tiên. Nước thải sinh hoạt là một nguồn giàu cacbon hữu cơ không bền và do đó, nước thải đầu ra thường trở nên kỵ khí trong quá trình lưu trữ trong bể tự hoại. Điều kiện kỵ khí có thể dẫn đến một số phản ứng trong bể, bao gồm cả sự khoáng hóa nitơ hữu cơ thành NH_4^+ như trong Phương trình 1 (Wilhelm và cộng sự, 1994).



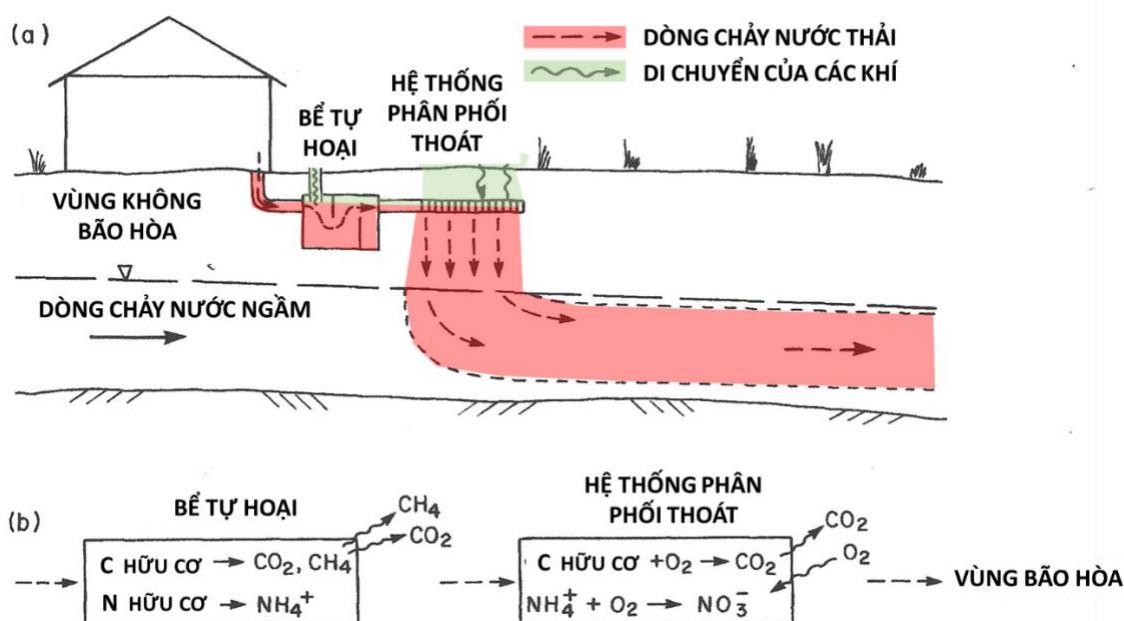
Các điều kiện yếm khí cũng dẫn đến amoni, NH_4^+ , chuyển đổi thành khí NH_3 được thể hiện trong Phương trình 2 (Wilhelm và cộng sự, 1994).



Ngoài ra, các điều kiện yếm khí dẫn đến sự khử sunfat như trong Phương trình 3 và tạo ra metan như trong Phương trình 4 (Wilhelm và cộng sự, 1994).



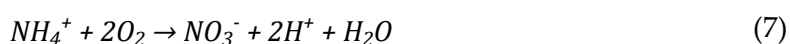
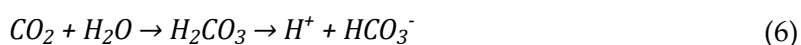
Các khí được tạo ra từ các phản ứng này (CO_2 , NH_3 , H_2S , CH_4) thường được loại bỏ bằng cách sử dụng ngăn thông gió như trong Hình 1, được lặp lại ở đây để thuận tiện cho người đọc. Các khí này được giả định là sẽ bị oxy hóa nhanh chóng trong khí quyển. Trong một số trường hợp, trường thoát nước không được thông hơi, và các khí được chuyển đến trường rò rỉ, nơi chúng di chuyển lên trên từ đường ống của trường thoát nước đã được đục lỗ.



Lặp lại Hình 1 - Hệ thống tự hoại điển hình của hộ gia đình cho thấy các bước xử lý nước thải diễn ra trong bể tự hoại và trong các lớp trầm tích không bão hòa bên dưới bể rút (phỏng theo Wilhelm và cộng sự, 1994). Việc lặp lại **Hình 1** này tạo cơ hội nhận thấy các khí thoát ra ngoài khí quyển từ ống thông hơi hoặc qua lớp đất phía trên trường thoát nước.

4.2 Xử lý trong vùng không bão hòa (hiếu khí)

Thông thường, các trường thoát nước được thiết kế để xả nước thải vào vùng không bão hòa, nơi có thể xảy ra quá trình oxy hóa nước thải. Các phản ứng oxy hóa quan trọng bao gồm chuyển đổi cacbon hữu cơ thành CO₂ (Phương trình 5 và 6) và nitrat hóa NH₄⁺ như trong Phương trình 7 (Wilhelm và cộng sự, 1994).



Bảng 2 so sánh nồng độ cacbon hữu cơ hòa tan (DOC) trong nước thải bể tự hoại và nước ngầm liên quan tại một số địa điểm. Mức độ loại bỏ DOC trong các trường thoát nước tại các khu vực này dao động từ 22 đến 97 phần trăm. Loại bỏ nhiều hơn xảy ra ở các khu vực nơi nước thải được oxy hóa tốt, được chỉ ra bởi sự chuyển đổi tương đối hoàn toàn của NH₄⁺ thành NO₃⁻.

Bảng 2 - So sánh nồng độ cacbon hữu cơ hòa tan (DOC) trong nước thải bể tự hoại và các vùng ô nhiễm nước ngầm liên quan, minh họa sự phân hủy cacbon hữu cơ trong vùng không bão hòa bên dưới các trường thoát nước. Các loại khí thải được liệt kê theo thứ tự mức độ tăng oxy hóa nước thải, được biểu thị bằng cách giảm nồng độ NH_4^+ trong các vùng ô nhiễm. Các giá trị của vùng ô nhiễm là các giá trị trung bình (hoặc đại diện) từ các khu vực gần nhau bên dưới các trường thoát nước, trừ khi có chỉ định khác.

Địa điểm	Nước thải	-----Vùng Ô Nhiễm Nước ngầm-----				Tham khảo
	DOC (mg/L)	DOC (mg/L)	DOC loại bỏ (%)	NH_4^+ -N (mg/L)	NO_3^- -N (mg/L)	
JL, nhà nông thôn	83	44	47	73	0.1	Robertson và cộng sự, 1998
LP2, khu cắm trại	56	11	80	48	50-80	Robertson và cộng sự, 2012
LP2, khu cắm trại	56 ¹	6.3 (5-8)	89			Aukes và cộng sự, 2019
SM, khu cắm trại	~50 ²	13	~75	37	0.1	Garda, 2018
Otis, nước thải đô thị	19	7 ³	63	14	0.1	LeBlanc, 1984
DEL khu nghỉ dưỡng, giảm	9	7	22	3	0.1	Robertson và cộng sự, 1998
LP1, khu cắm trại	21	5±0.8 (n=8)	76	1	51	Robertson & Cherry, 1992
PP, khu cắm trại	32	13	78	0.4	18	Robertson và cộng sự, 1998
DEL khu nghỉ dưỡng, oxy hóa	9	5	45	0.2	13	Robertson và cộng sự, 1998
LA, trường	28	0.7	97	0.1	131	Robertson và cộng sự, 1998
CA, nhà	40	4	90	0.1	14	Robertson và cộng sự, 1998
MU, nhà	81	3	96	0.1	37	Robertson và cộng sự, 1998

¹Giá trị DOC trong nước thải là từ Robertson và cộng sự, 2012.

²Giá trị DOC trong nước thải không có sẵn cho địa điểm khu cắm trại SM, nhưng được giả định là tương tự với giá trị tại địa điểm cắm trại LP2, bởi vì hai địa điểm này có nồng độ Cl^- và NH_4^+ trong nước thải tương tự nhau.

³Các giá trị vùng ô nhiễm là từ một giếng quan trắc cách trường nước thải 1000 m.

Các phản ứng oxy hóa tạo ra tính axit, nhưng điều này thường được đệm thông qua một loạt các tương tác giữa nước và đá. Trong địa hình đá vôi, sự hòa tan của các khoáng chất cacbonat (Phương trình 8) thường phục hồi các điều kiện pH gần trung tính và trong hầu hết các trường hợp, cũng dẫn đến tăng nồng độ Ca^{2+} trong vùng ô nhiễm.



Trong địa hình granit, khi không có khoáng chất cacbonat, vùng đệm có thể có các khoáng chất oxyhydroxit *Al* và *Fe* (ví dụ, khoáng chất nhôm hydroxit (gibbsite) và khoáng chất oxyhydroxit sắt (ferrihydrit)) thường có mặt như các thành phần phụ trong hầu hết các trầm tích. Tuy nhiên, các khoáng chất này tương đối khó hòa tan ở các giá trị pH trung

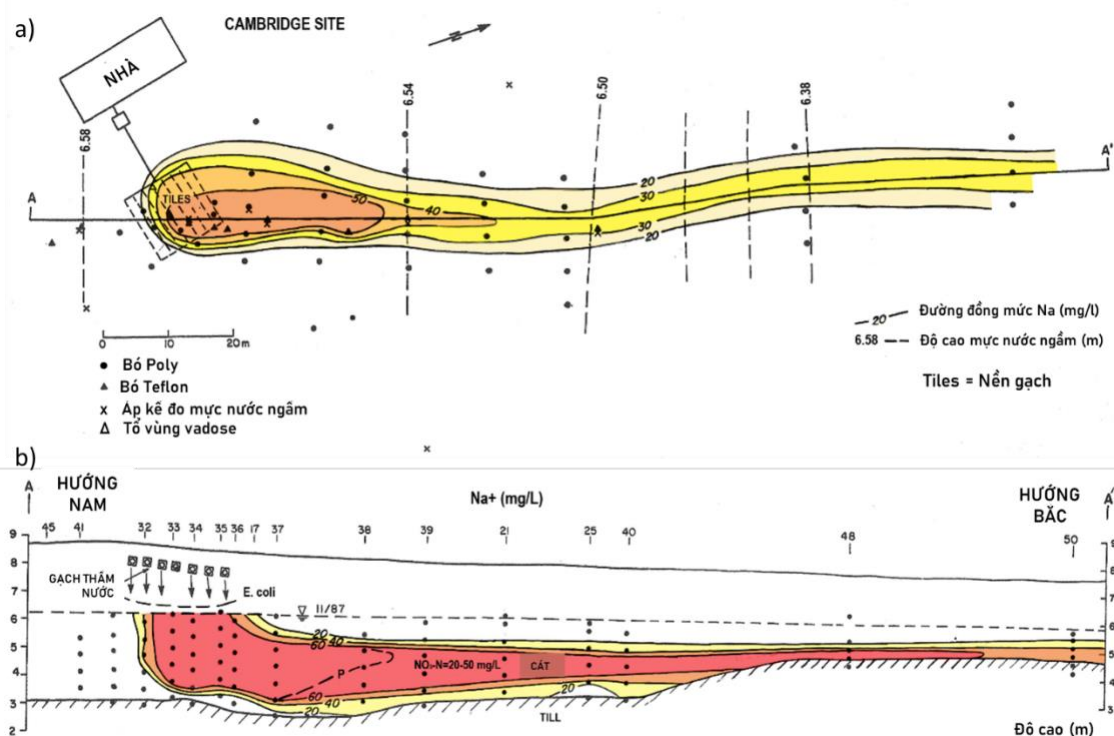
tính. Sự hòa tan của chúng, như được trình bày trong Phương trình 9 và 10, chỉ trở nên quan trọng trong điều kiện pH thấp.



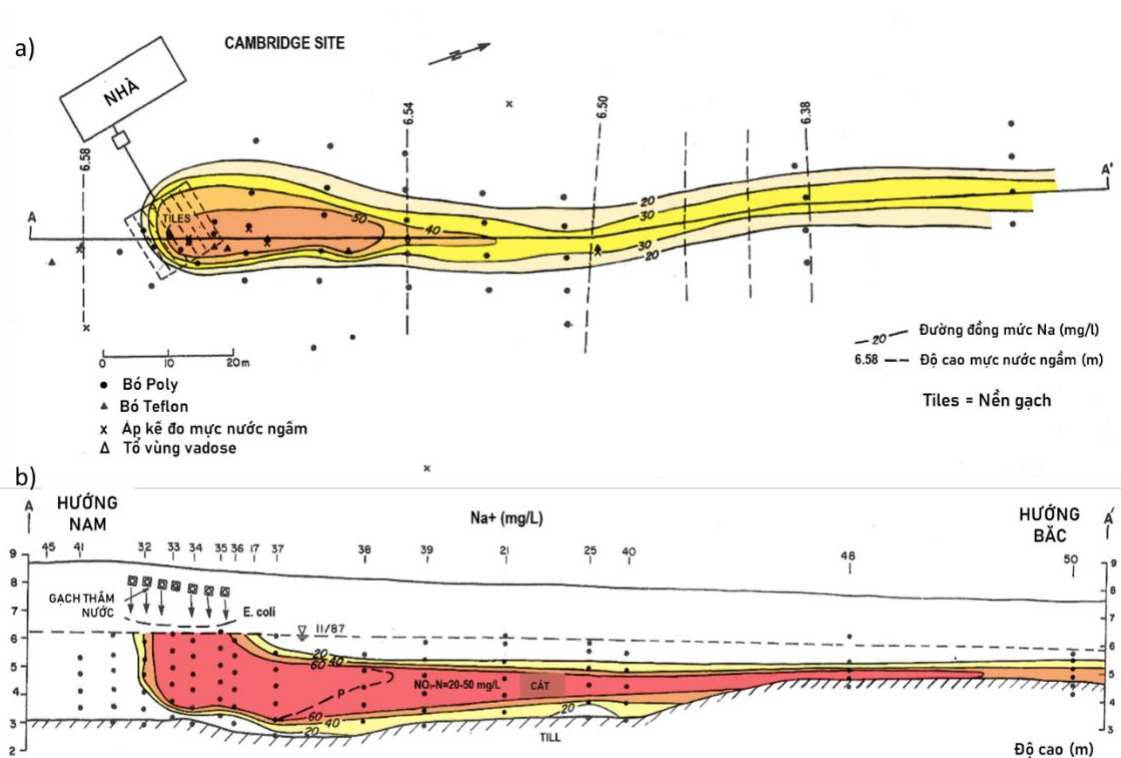
Các vùng ô nhiễm của hệ thống tự hoại trong địa hình granit, khi được oxy hóa tốt, thường có tính axit, với các giá trị pH thường nằm trong khoảng từ 4 đến 6.

5 Sự hình thành và phân tán vùng ô nhiễm nước thải hệ thống tự hoại

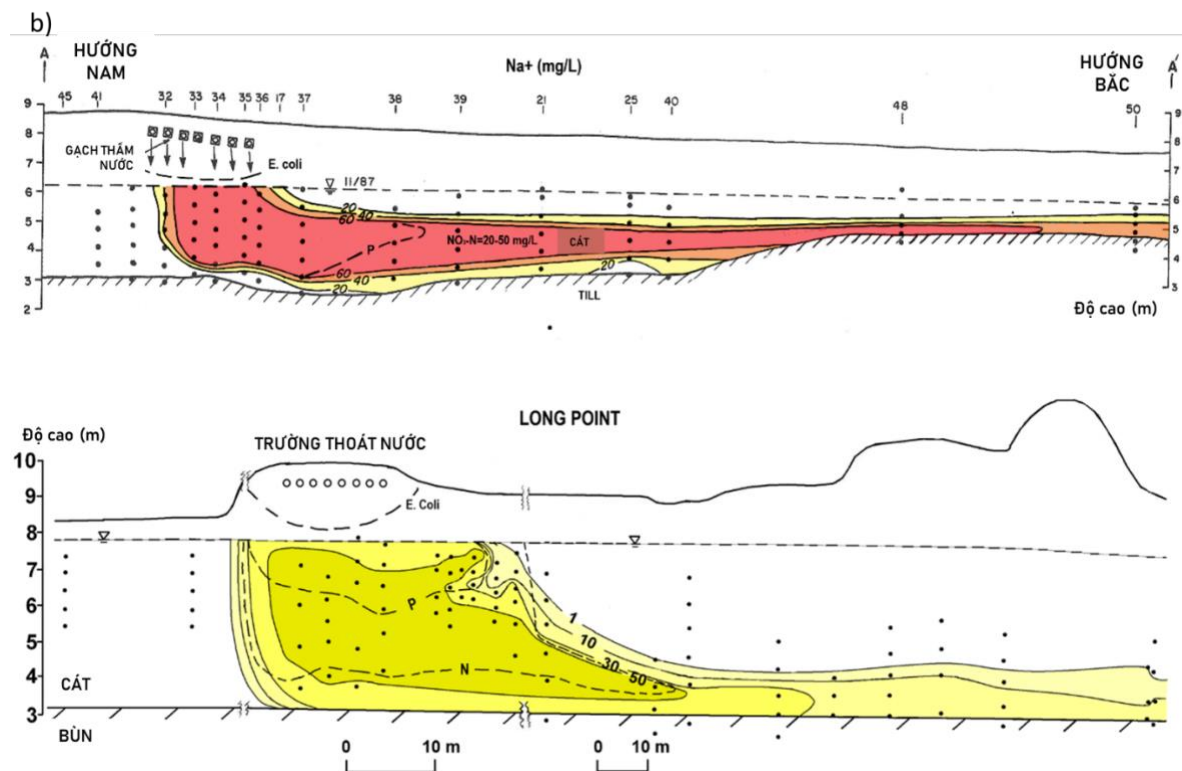
Khi gặp mực nước ngầm, nước thải xâm nhập sẽ đi vào hệ thống dòng chảy nước ngầm địa phương, tạo thành một vùng khác biệt với nước ngầm nền. Ví dụ về hai luồng ô nhiễm được miêu tả chi tiết từ hệ thống tự hoại trong các tầng chứa nước ngầm cát không hạn chế của Ontario, Canada được thể hiện trong



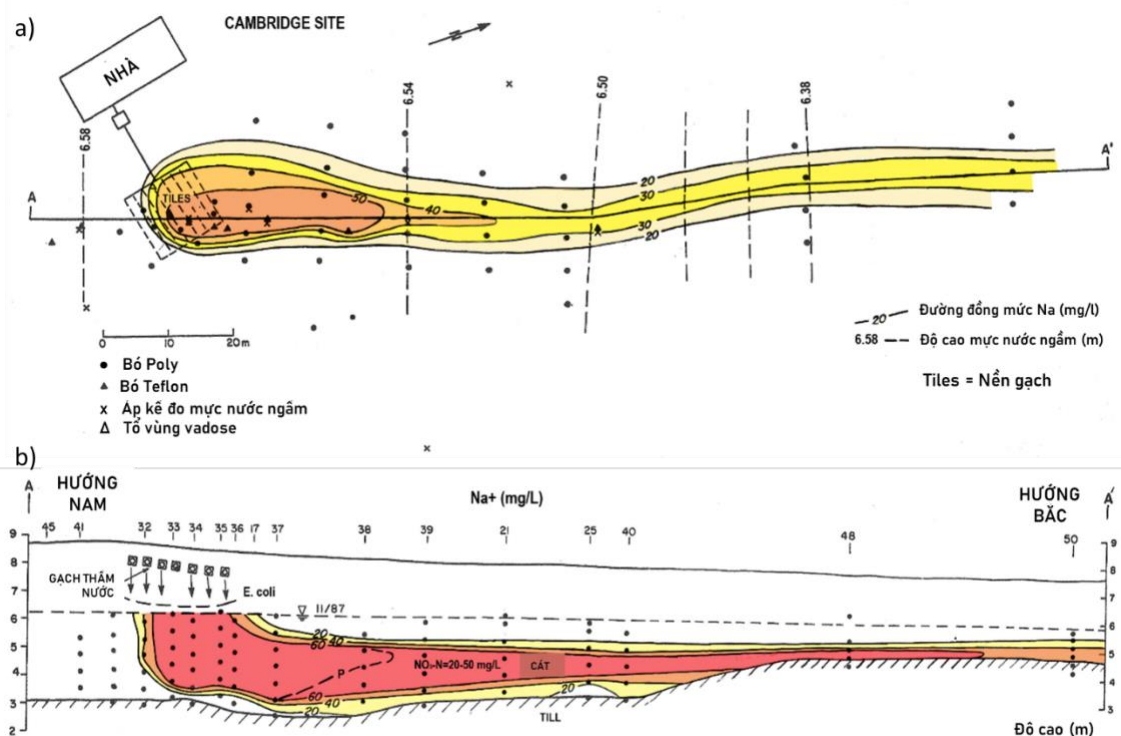
Hình 2 và 3.



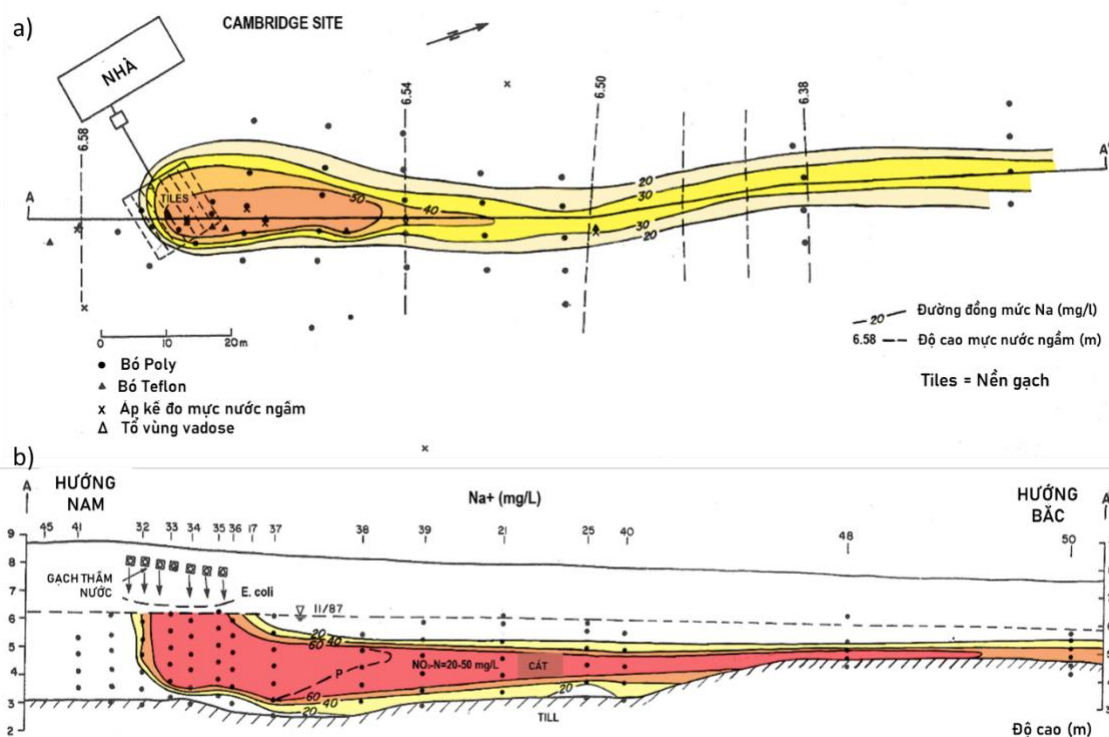
Hình 2b và Hình 3 được lặp lại ở đây để người đọc tiện theo dõi.



Lập lại Hình 2b và Hình 3 – Lập lại để thuận tiện cho người đọc.

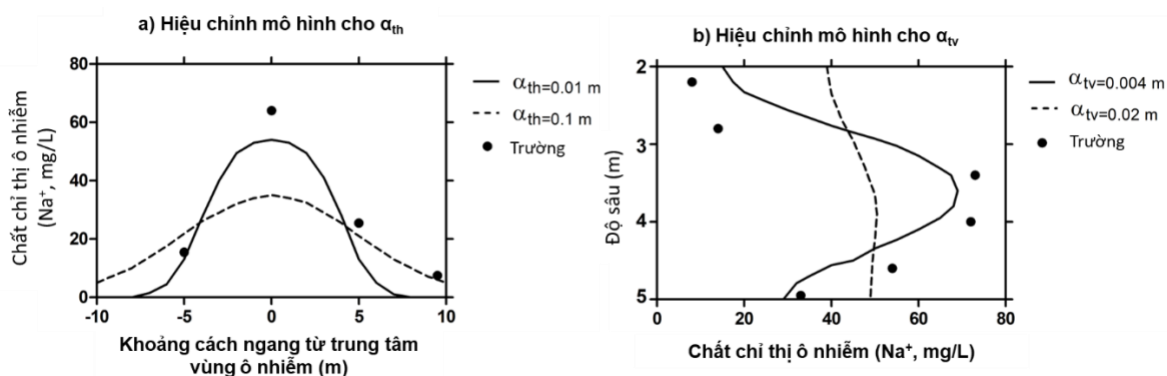


Hình 2b mô tả một hệ thống tự hoại hộ gia đình ở Cambridge, Ontario, Canada, và được phỏng theo Robertson và những người khác (1991). Hình 3 cho thấy một hệ thống tự hoại trong khu cắm trại ở Long Point, Ontario, Canada, và được điều chỉnh từ Robertson và những người khác (2013).



Hình 2 cho thấy một vùng ô nhiễm từ hệ thống tự hoại gia đình được lập bản đồ bằng cách sử dụng Na^+ làm chất chỉ thị ô nhiễm. Ranh giới của vùng ô nhiễm vẫn rõ nét trong suốt

chiều dài 200m của vùng này đã được lập bản đồ, và nồng độ Na^+ về cơ bản vẫn không bị pha loãng trong lõi của vùng ô nhiễm. Các phân tích độ nhạy của mô hình như trong Hình 4, chỉ ra rằng sự tồn tại của các ranh giới vùng ô nhiễm sắc nét, không có sự pha loãng vùng lõi, yêu cầu các giá trị thấp cho cả độ phân tán ngang và dọc (<1 cm). Các giá trị mô hình hóa nhất quán với các giá trị độ phân tán thấp được xác định từ các thử nghiệm dùng chất chỉ thị với độ dốc tự nhiên trong các tầng chứa nước cát khác (Sudicky và cộng sự, 1986; Moltyaner và Killey, 1988; Garabedian và cộng sự, 1991).



Hình 4 - Vùng ô nhiễm hệ thống tự hoại Cambridge hiển thị các hiệu chuẩn mô hình cho: a) phân tán ngang theo chiều ngang và b) phân tán ngang theo chiều dọc. Các dấu chấm chỉ ra nồng độ Na^+ được đo: a) trong hàng rào giám sát cách trường thoát nước 95 m và được căn chỉnh ngang theo hướng của dòng nước ngầm và b) trong bó lấy mẫu đa cấp cách trường thoát nước (cống) 30 m. Các đường nét đứt và liền nét cho biết nồng độ Na^+ được dự đoán bằng cách sử dụng mô hình phân tán đối lưu phân tích ba chiều với các giá trị khác nhau cho độ phân tán ngang (α_{th}) và dọc (α_{tv}) (từ Robertson và cộng sự, 1991).

Ví dụ về vùng ô nhiễm thứ hai như được thể hiện trong Hình 3 là từ một hệ thống tự hoại tại một khu cắm trại lớn (địa điểm Long Point) và cho thấy một vùng ô nhiễm nước ngầm một lần nữa có ranh giới rõ ràng và không có sự pha loãng lõi trong suốt chiều dài 200 m được lập bản đồ của vùng ô nhiễm. Trong trường hợp này, vùng ô nhiễm được theo dõi bằng cách sử dụng chất làm ngọt nhân tạo (acesulfame) hiện được sử dụng trong một loạt các sản phẩm thực phẩm và đồ uống giảm calo. Nồng độ trong toàn bộ lõi vùng ô nhiễm là >18 $\mu\text{g/L}$, cao hơn khoảng 10.000 lần so với giá trị giới hạn phát hiện nền tại vị trí này ($<0,01$ $\mu\text{g/L}$). Sự tương phản cao bất thường giữa nồng độ nền và nước thải cho phép phát hiện các đầu vào rất nhỏ từ nước thải của hệ thống tự hoại như được thảo luận tiếp theo.

Một yếu tố quan trọng cần xem xét khi giám sát hoạt động của hệ thống tự hoại là độ dày của vùng ô nhiễm hệ thống tự hoại. Độ dày của vùng ô nhiễm được điều chỉnh bởi tốc độ tải nước thải, kích thước trường thoát nước và vận tốc nước ngầm tuyến tính trung bình xung quanh. Nó có thể được ước tính bằng cách sử dụng các mối quan hệ được thể hiện trong Phương trình 11 và Phương trình 12.

$$b = (q * t) / (\text{độ xốp}) \quad (11)$$

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

trong đó:

b = Độ dày vùng ô nhiễm ở mép dốc xuống / xuôi chiều của trường thoát nước (L)

q = Tỷ lệ tải nước thải trên một đơn vị diện tích của trường thoát nước (L/T)

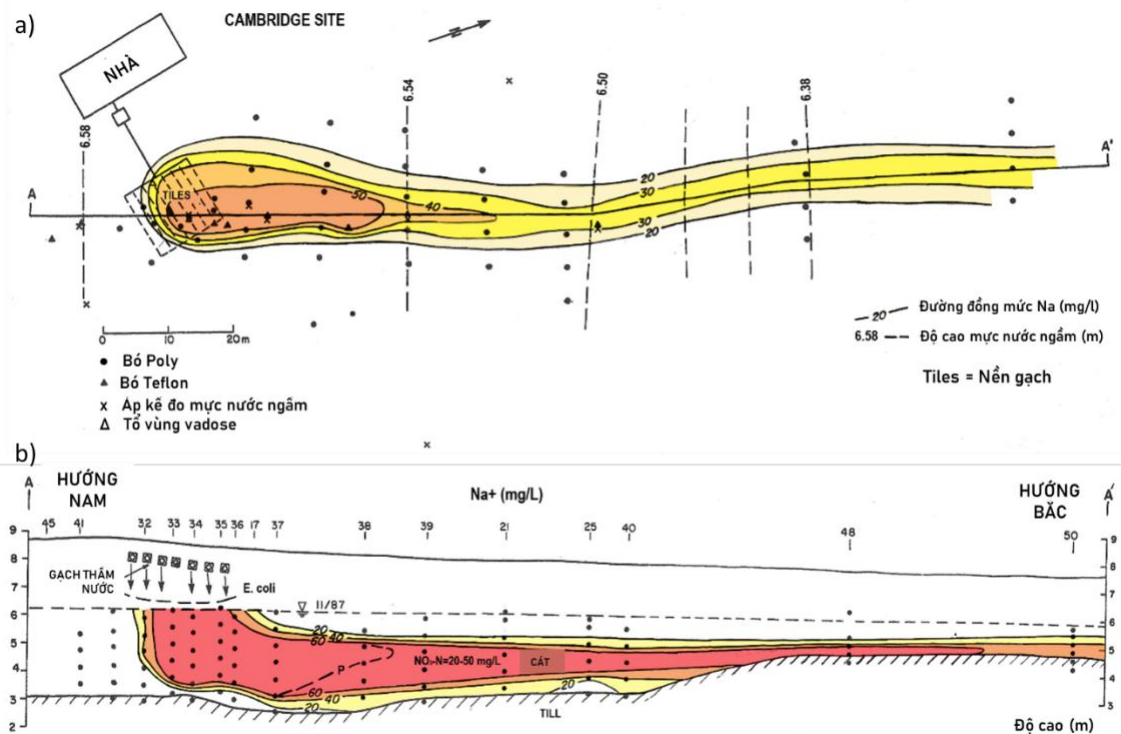
độ xốp = Độ xốp của tầng chứa nước bão hòa

t = Thời gian cư trú của nước ngầm dưới trường thoát nước (T)

w = Chiều rộng của trường thoát nước (rãnh) theo hướng của dòng chảy nước ngầm (L)

vel = Vận tốc nước ngầm tuyến tính trung bình ở môi trường xung quanh (L/T)

Ví dụ, một hệ thống tự hoại điển hình của hộ gia đình nhận $1 \text{ m}^3/\text{ngày}$ nước thải xả vào một trường thoát nước có kích thước $10 \text{ m} \times 10 \text{ m}$ theo mặt bằng, sẽ có tốc độ tải nước thải là $0,01 \text{ m}/\text{ngày}$. Đối với vận tốc nước ngầm tuyến tính trung bình là $0,2 \text{ m}/\text{ngày}$, nước ngầm sẽ nằm dưới trường thoát nước thải (cống) trong 50 ngày, vì một giọt nước di chuyển với tốc độ $0,2 \text{ m}/\text{ngày}$ sẽ cần 50 ngày để đi qua 10 m chiều dài của trường thoát nước. Đối với độ xốp của tầng chứa nước là $0,33$, vùng ô nhiễm nước thải sẽ dày $1,5 \text{ m}$ (bỏ qua sự phân tán). Cả hai địa điểm Cambridge và Long Point được thể hiện trong



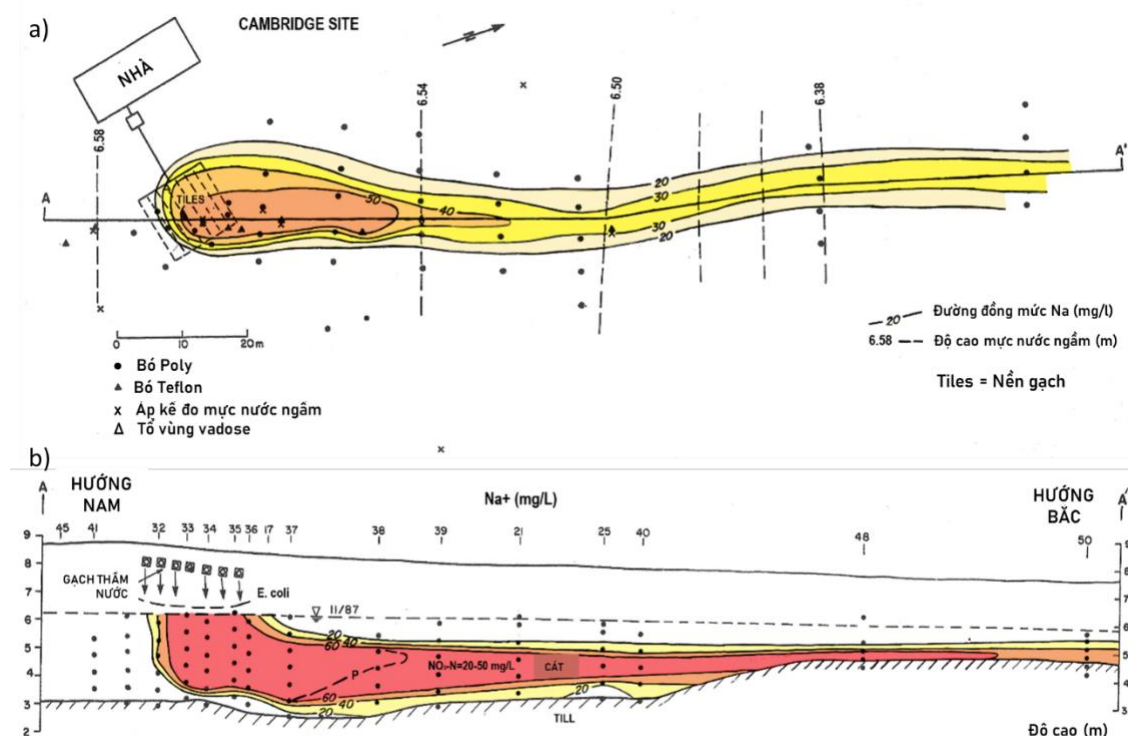
Hình 2 và Hình 3, đều nằm gần các đường phân chia dòng chảy của nước ngầm, nơi vận tốc nước ngầm tương đối thấp ($\sim 0,07$ đến $0,08 \text{ m}/\text{ngày}$, theo Robertson và cộng sự, 2019). Những vận tốc thấp này, kết hợp với tốc độ tải nước thải cao hơn ở Long Point ($0,06$

m/ngày, theo Robertson và cộng sự, 2019), đã dẫn đến sự hình thành các vùng ô nhiễm tương đối dày (~ 3 đến 5 m), so với các vùng ô nhiễm tại nhiều địa điểm khác.

Khả năng phân tán thấp trong các tầng chứa nước Cambridge và Long Point, cũng như trong nhiều tầng chứa nước khác (ví dụ, Weiskel và Howes, 1991), cho phép các thành phần nước thải tồn tại được ở nồng độ tương đối cao trong các vùng lõi vùng ô nhiễm. Do đó, trừ khi xảy ra các phản ứng suy giảm, nước thải có thể cần phải di chuyển một khoảng cách tương đối dài trước khi các chất gây ô nhiễm giảm xuống mức có thể chấp nhận được bằng cách pha loãng với nước ngầm nền.

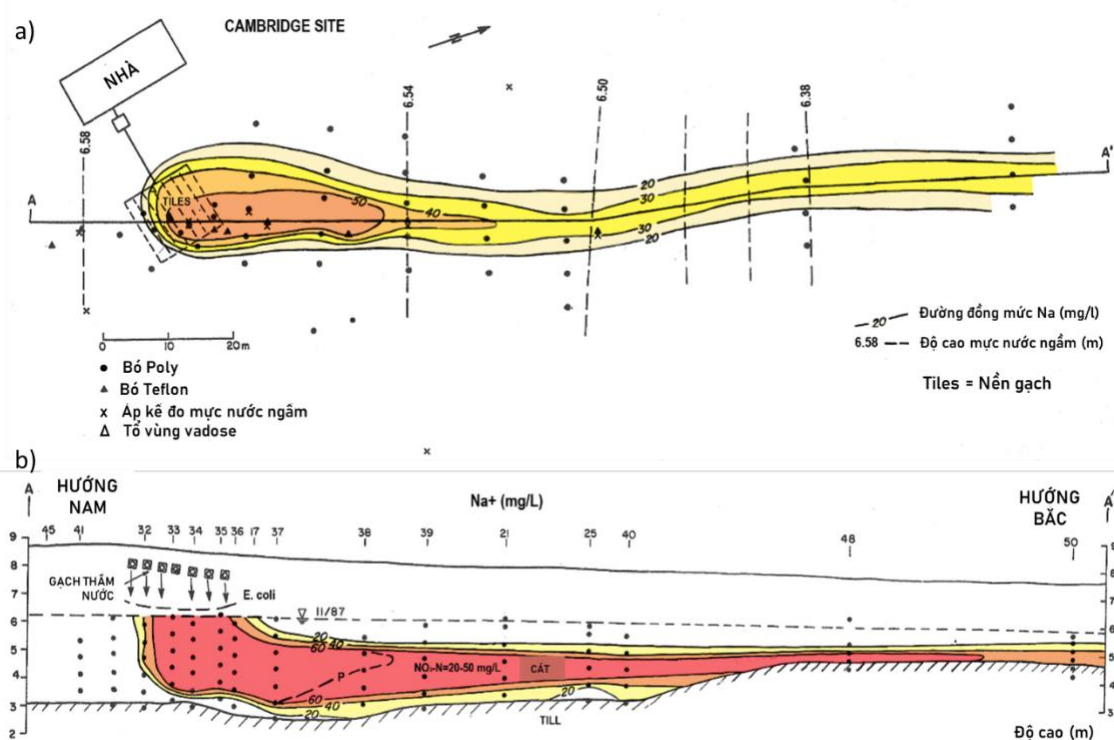
5.1 Các chất chỉ thị ô nhiễm – Các ion chính; (Độ dẫn điện EC, Cl^- , NO_3^- , Na^+)

Vùng ô nhiễm nước thải hệ thống tự hoại thường có nồng độ cao của các ion chính như Cl^- , Na^+ , NO_3^- và đôi khi cả NH_4^+ , có nguồn gốc từ nước thải, cũng như tăng độ kiềm (Phương trình 6) và các thành phần khác do tương tác nước và đá trong trường thoát nước (ví dụ: Ca^{2+} , Phương trình 8). Tất cả các thành phần này đều có khả năng được dùng như là chất chỉ thị ô nhiễm.



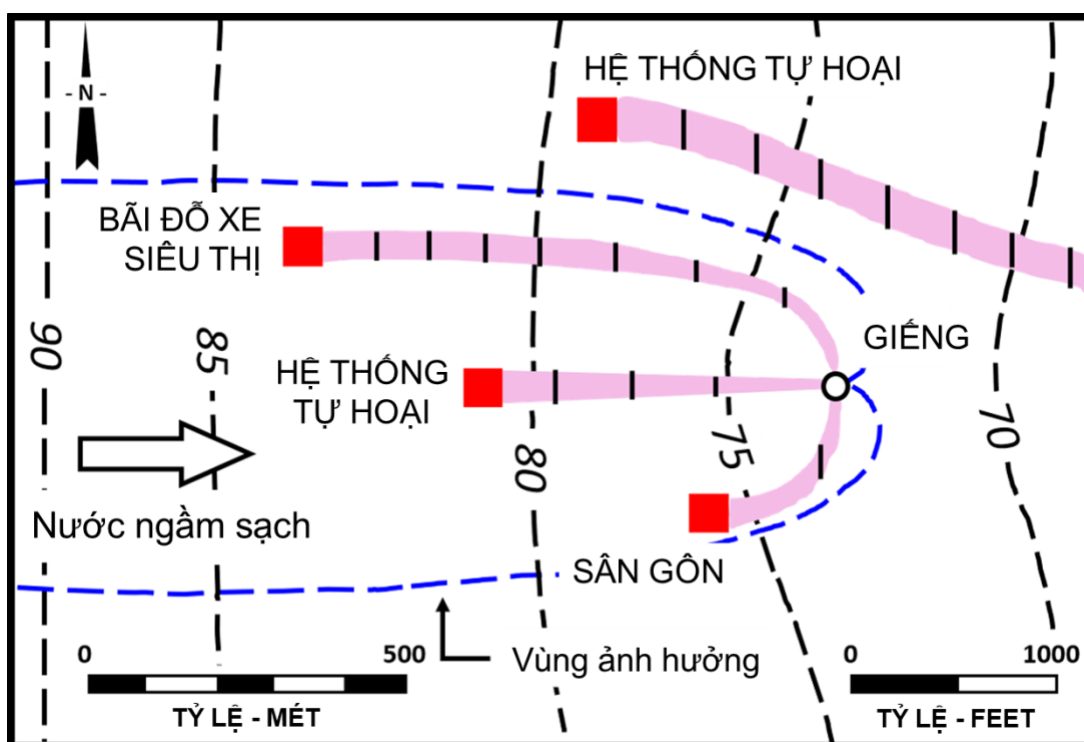
Hình 2 cho thấy rằng giá trị natri trong lõi vùng ô nhiễm tại địa điểm Cambridge (> 50 mg/L) cao hơn khoảng năm lần so với giá trị nền (<10 mg/L). Hơn nữa, nồng độ cao của các thành phần hòa tan làm tăng độ dẫn điện (EC) đối với nước thải trong vùng ô nhiễm và kết quả là, các vùng ô nhiễm nước thải của hệ thống tự hoại thường có thể được xác định tại hiện trường bằng cách sử dụng một máy đo độ dẫn điện cụ thể. Bảng 1 cung cấp tóm tắt về nồng độ ion chính điển hình xuất hiện trong nước thải bể tự hoại tại các địa điểm xử

lý nước thải sinh hoạt. Hạn chế chính đối với việc sử dụng các ion chính làm chất chỉ thị ô nhiễm nước thải là tất cả các thành phần này không phải là duy nhất đối với nước thải sinh hoạt. Phân bón được sử dụng trong các hoạt động nông nghiệp hiện đại có chứa các công thức kali và nitơ có thể dẫn đến nồng độ K^+ , Cl^- và NO_3^- tăng cao trong nước ngầm bị ảnh hưởng, có cùng mức độ với mức độ được tìm thấy trong ống thoát nước của hệ thống tự hoại (Spalding và Exner, 1993; Goss và cộng sự, 1998). Ở các vùng khí hậu phía bắc, muối khử băng tuyết được sử dụng cho đường và bãi đậu xe vào mùa đông, có thể dẫn đến nồng độ Cl^- và Na^+ tương tự như nồng độ được tìm thấy trong ống hút của hệ thống tự hoại (Baer và cộng sự, 2019). Ví dụ, trong vùng ô nhiễm nước thải tại Cambridge (



Hình 2), cả Cl^- và NO_3^- đều không thể được sử dụng trực tiếp làm chất dò tìm khu vực ô nhiễm, vì nồng độ tương tự trong nước ngầm nền, do sử dụng phân bón trên các cánh đồng liền kề. Trong vùng ô nhiễm tại địa điểm Long Point (Hình 3), việc sử dụng Cl^- làm chất chỉ thị bị hạn chế vì giá trị nền được nâng lên do việc sử dụng $CaCl_2$ trên đường cấm trại để ngăn chặn bụi. Tuy nhiên, ở cả vùng ô nhiễm Cambridge và Long Point, Na^+ và chất dẫn điện EC vẫn có hiệu quả như chất chỉ thị ô nhiễm.

Trong khi các ion chính có thể đóng vai trò là chất chỉ thị ô nhiễm hữu ích ở các khu vực gần của vùng ô nhiễm, ở các khu vực xa hơn, tính hữu dụng của chúng thường bị giảm đi do sự hiện diện của các chất gây ô nhiễm tương tự từ các nguồn khác. Trường hợp này có thể hạn chế tính hữu ích của các ion chính như các chỉ số về tác động của hệ thống tự hoại trong các tình huống mà các tác động từ nhiều nguồn gây ô nhiễm có thể chồng chéo lên nhau, chẳng hạn như có thể xảy ra trong tình trạng nước giếng đến từ các khu vực rộng (ví dụ, Hình 5).



Hình 5 – Hình ảnh khái niệm về khu vực thu hồi của giếng cấp nước gặp phải hệ thống tự hoại và các nguồn ô nhiễm tương tự tiềm ẩn khác, bao gồm bãi đậu xe ở trung tâm mua sắm có natri và clorua từ muối khử băng và sân gôn có nitrat từ phân bón. Phỏng theo Einerson và Mackay (2001).

5.2 Các chất chỉ thị ô nhiễm – Các thành phần vi lượng và nhỏ -- Boron

Boron (B) có trong bột giặt là chất di động trong hệ thống dòng chảy của nước ngầm và được sử dụng như một chất chỉ định để xác định hệ thống tự hoại và tác động của nước thải đô thị trong nước ngầm (LeBlanc, 1984; Vengosh và cộng sự, 1994; Bassett và cộng sự, 1995). Tuy nhiên, nồng độ Boron trong nước thải sinh hoạt (dao động từ 0,1 đến 1 mg/L, Bảng 1) cao hơn giá trị nền bởi một yếu tố tương đối nhỏ (ví dụ: khoảng 5, Bassett và cộng sự, 1995), và một số nước tự nhiên, chẳng hạn như nước ngầm bị ảnh hưởng bởi nước lợ và bởi thủy lợi, có thể có giá trị B cao ngang với nước thải. Do đó, B chỉ mạnh ở mức độ khiêm tốn như một chất chỉ thị nước thải, nhưng rất hữu ích ở một số địa điểm. Trong một khu vực chứa nước thải thành phố ở Cape Cod, Massachusetts, Boron được sử dụng như một trong những chất chỉ thị chính vì nó có trong suốt chiều dài 3 km của vùng ô nhiễm, ở nồng độ ổn định 0,2-0,4 mg/L, cao hơn khoảng năm lần so với giá trị nền (LeBlanc và cộng sự, 1984; Barbaro và cộng sự, 2013).

5.3 Các chất chỉ thị ô nhiễm – Chất ngọt nhân tạo (Acesulfame và Sucralose)

Chất làm ngọt nhân tạo kali acesulfame ($C_4H_4KNO_4S$) được sử dụng trong một loạt các sản phẩm thực phẩm và đồ uống giảm calo và hiện nay có mặt ở hầu hết trong nước thải sinh hoạt trên toàn thế giới (Buerge và cộng sự, 2009). Hợp chất này tương đối duy

nhất đối với nước thải sinh hoạt và xuất hiện trong nước thải bể tự hoại với nồng độ thường nằm trong khoảng 10-100 µg/L (Bảng 1). Acesulfame tương đối khó phân hủy trong quá trình xử lý ở cả nhà máy nước thải đô thị (Buerge và cộng sự, 2009) và trong hệ thống tự hoại (Van Stempvoort và cộng sự, 2011a), cũng như trong hệ thống dòng chảy nước mặt và nước ngầm (Buerge và cộng sự, 2009; Spoelstra và cộng sự, 2013; Spoelstra và cộng sự, 2017). Với nồng độ thường là tương đối cao của hợp chất này trong nước thải, so với các giá trị nền thấp hơn nhiều trong nước ngầm (ví dụ, cao hơn ~ 10.000 lần trong vùng ô nhiễm Long Point, Hình 3), Acesulfame có khả năng trở thành một chất chỉ thị mạnh cho tác động của hệ thống nước thải tự hoại. Sucralose ($C_{12}H_{19}Cl_3O_8$) là một chất tạo ngọt nhân tạo khác được sử dụng rộng rãi, cũng kháng lại sự phân hủy và xuất hiện trong nước thải sinh hoạt ở nồng độ tương tự như acesulfame (Bảng 1). Nó cũng có tiềm năng được sử dụng như một chất chỉ thị (Oppenheimer và cộng sự, 2011). Trong vùng ô nhiễm Long Point thể hiện trong Hình 3, Acesulfame được sử dụng làm chất chỉ thị chính vì các chất chỉ thị tiềm năng khác như Cl^- có giá trị cao trong nước ngầm nền tại vị trí này, do việc sử dụng $CaCl_2$ làm chất khử bụi trên đường cấm trại. Sự can thiệp từ các nguồn khác là một vấn đề phổ biến liên quan đến các chất chỉ thị nước thải (ví dụ, Hình 5) và nhấn mạnh tính hữu ích của chất làm ngọt nhân tạo vì chúng chủ yếu chỉ có trong nước thải sinh hoạt.

Việc sử dụng các chất làm ngọt nhân tạo cụ thể cũng đã thay đổi trong vài thập kỷ qua và sự hiện diện hoặc vắng mặt của các chất làm ngọt cụ thể trong các vùng ô nhiễm nước ngầm có thể đóng vai trò như một công cụ xác định niên đại thô sơ. Kali acesulfame chỉ được sử dụng rộng rãi kể từ năm 1988 và sucralose từ năm 2000. Trong một nghiên cứu về các vùng ô nhiễm chất thải và nước rỉ rác tại 15 bãi chôn lấp, Roy và những người khác (2014) đã phát hiện ra rằng acesulfame có mặt ở nồng độ cao và là chất tạo ngọt chiếm ưu thế ở bảy trong số tám địa điểm hoạt động, nhưng tại bảy địa điểm đã ngừng hoạt động trước năm 1990, saccharin ($C_7H_5NO_3S$) là chất tạo ngọt chiếm ưu thế và acesulfame chỉ được phát hiện ở nồng độ thấp.

Nhiều nghiên cứu gần đây đã cho thấy trong một số trường hợp, acesulfame có thể bị phân hủy trong quá trình xử lý nước thải (Castronovo và cộng sự, 2017; Kahl và cộng sự, 2018). Điều này làm tăng khả năng acesulfame cũng có thể bị phân hủy trong các môi trường dưới bề mặt. Mặc dù một số nghiên cứu đã chứng minh khả năng tồn tại của nó ở nồng độ tương đối cao, những nghiên cứu này không loại trừ khả năng phân hủy chậm trong một số môi trường nhất định và cần tiến hành các nghiên cứu sâu hơn.

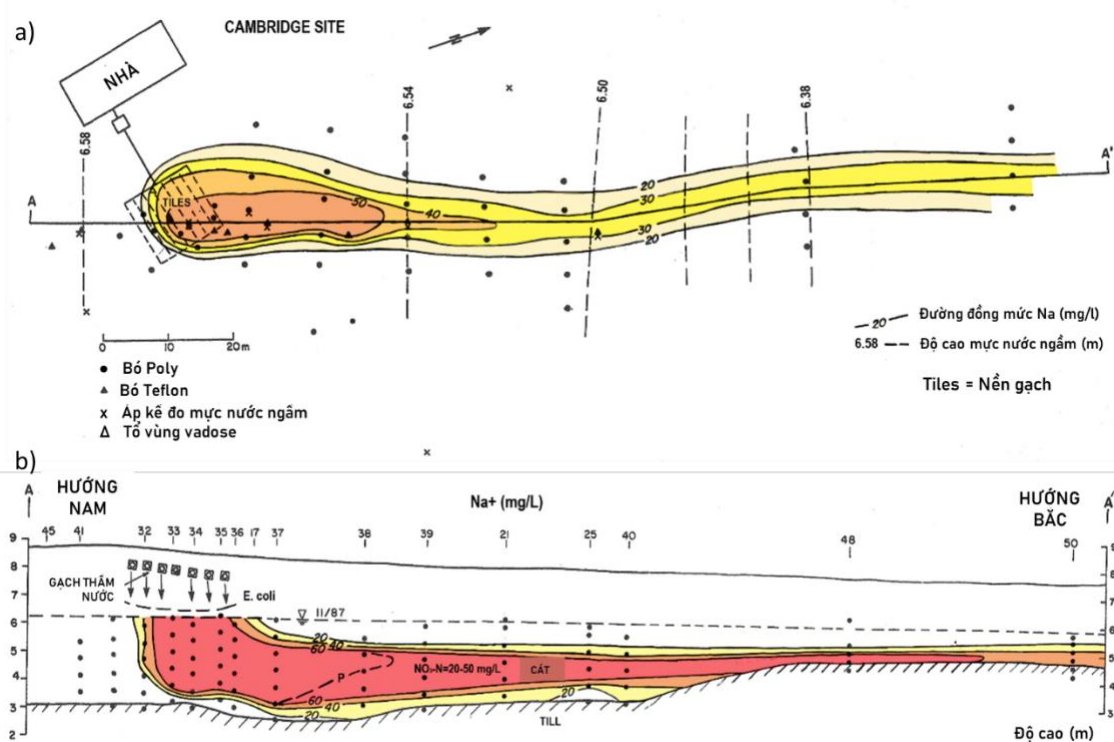
5.4 Các chất chỉ thị đồng vị --Ni-trat - ^{15}N

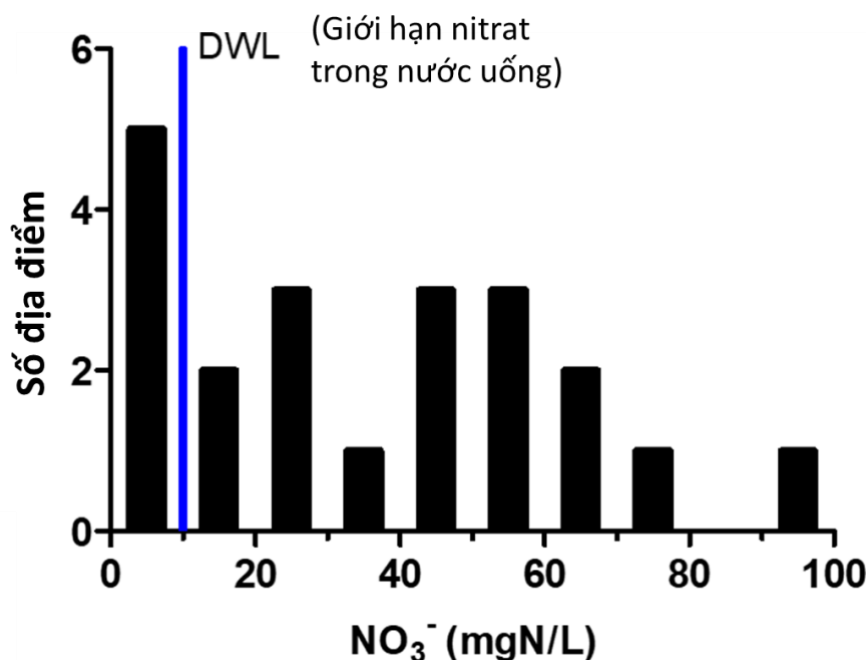
Tuy nhiên, các đồng vị nhẹ hơn của NO_3^- (^{14}N và ^{16}O) được ưu tiên tiêu thụ trước trong các quá trình phân hủy nitrat như khử nitrat và anammox như đã thảo luận trong Phần 6, và do đó, thiết lập các phân tích đồng vị có thể có giá trị đáng kể khi các quá trình này hoạt động.

Một số thành phần trong nước thải của hệ thống tự hoại (ví dụ, Cl^- , B , NO_3^-) có thể khác biệt đồng vị với các nguồn khác, do đó, việc xác định đặc tính đồng vị có thể hỗ trợ xác định nước ngầm bị ảnh hưởng bởi hệ thống tự hoại. Giá trị nitrat ^{15}N (NO_3^- - ^{15}N) đã được sử dụng để phân biệt giữa ô nhiễm nitrat trong nước ngầm do hệ thống tự hoại và ô nhiễm từ phân bón được sử dụng trong hoạt động nông nghiệp. Nitrat có nguồn gốc từ phân bón hóa học có giá trị ^{15}N thấp hơn, thường nằm trong khoảng +3 đến +5 phần nghìn, trong khi NO_3^- trong hệ thống tự hoại thường có giá trị ^{15}N cao hơn trong khoảng +7 đến +14 permil (Kreitler và cộng sự, 1979; Heaton, 1986; Aravena và cộng sự, 1993; Wassenaar, 1995). Tuy nhiên, có một số chồng chéo trong thành phần đồng vị của các nguồn này và các quá trình như bay hơi NH_4^+ , trao đổi vùng đất và khử nito, có thể làm thay đổi đặc tính đồng vị của nguyên liệu nguồn. Ngoài ra, khi phân được sử dụng trong các hoạt động nông nghiệp, dấu hiệu đồng vị của NH_4^+ liên quan có thể tương tự như trong nước thải sinh hoạt. Tại một số địa điểm, giá trị NO_3^- - ^{15}N trong nước ngầm có xu hướng tụ lại gần phạm vi mà giá trị NO_3^- - ^{15}N trong phân bón và nước thải trùng nhau (+5 đến +8 permil) làm cho việc xác định nguồn bằng cách sử dụng các ký hiệu đồng vị trở nên khó khăn (Komor và Anderson, 1993; Xue và cộng sự, 2009). Tuy nhiên, các đồng vị nhẹ hơn của NO_3^- (^{14}N và ^{16}O) được ưu tiên tiêu thụ trong các quá trình phân hủy nitrat như khử nitrat và anammox như đã thảo luận trong Phần 6, và do đó, thiết lập các phân tích đồng vị có thể có giá trị đáng kể khi có sự hiện diện của các quá trình này.

6 Số phận Ni-tơ trong vùng ô nhiễm nước thải hệ thống tự hoại

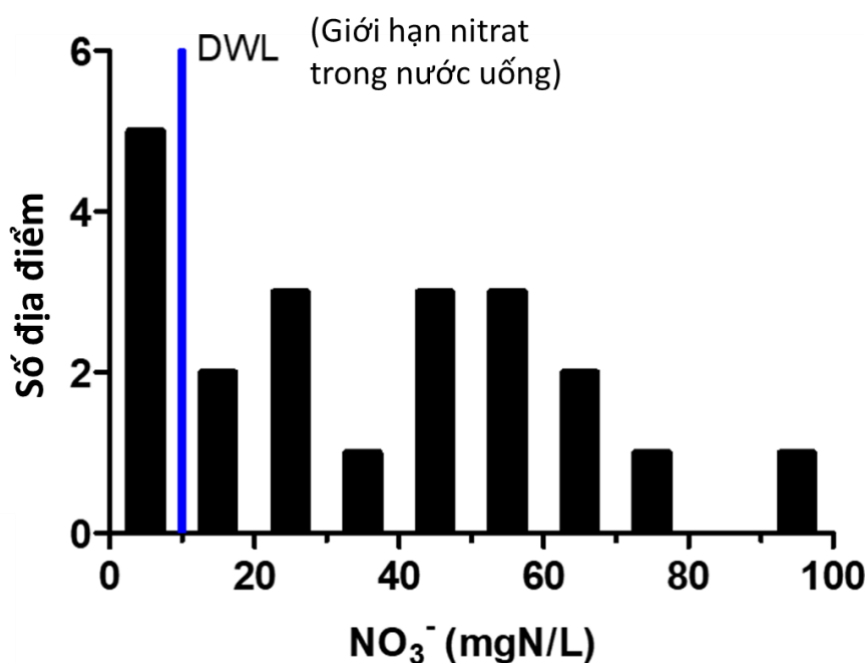
Tại các địa điểm mà nước thải đã được oxy hóa tốt, các vùng ô nhiễm nước thải của hệ thống tự hoại thường có nồng độ nitrat vượt quá giới hạn nước uống là 10 mg/L như NO_3^- -N. Ví dụ, tại khu vực Cambridge, nước thải NH_4^+ -N đầu ra trung bình là 30 mg/L, bị oxy hóa hoàn toàn trong vùng không bão hòa và kết quả là không có NH_4^+ trong vùng ô nhiễm, nhưng NO_3^- -N tăng cao, và dao động trong khoảng 16-38 mgN/lít (





Hình 2).

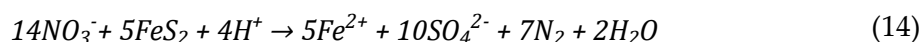
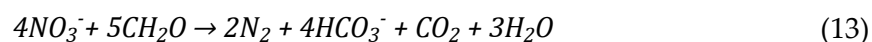
Hình 6 cho thấy biểu đồ nồng độ nitrat được đo trong 21 vùng ô nhiễm nước thải của hệ thống tự hoại ở Ontario, và cho thấy rằng giới hạn nước uống đã vượt quá giới hạn ở 16 vùng ô nhiễm.



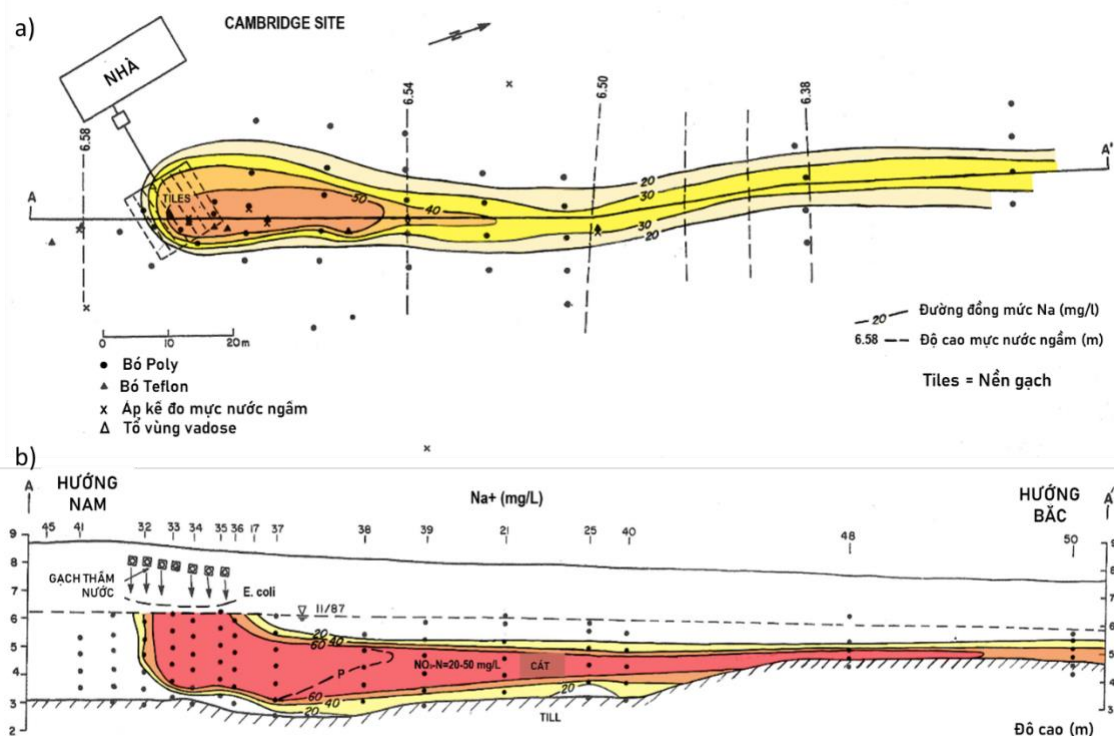
Hình 6 - Biểu đồ nồng độ NO_3^- trung bình trong các khu vực gần vùng ô nhiễm nước thải bên dưới các trường thoát nước tại 21 địa điểm có hệ thống tự hoại ở Ontario (theo Robertson và cộng sự, 2020). Giới hạn nitrat trong nước uống (DWL) tham khảo hiển thị trong hình là 10 mgN/lít.

Nước ngầm ở các khu vực ven biển phát triển đông đúc của Cape Cod, Massachusetts, Hoa Kỳ có nồng độ NO_3^- -N cao tới 24 mg/L, và điều này phần lớn là do việc sử dụng rộng rãi các hệ thống tự hoại (Coleman và cộng sự, 2018).

Tuy nhiên, nitrat có khả năng phản ứng và có thể bị khử thành khí dinitơ (N_2) nếu gặp các điều kiện khử và nếu có sẵn các hợp chất cho điện tử tiềm năng để hoạt động như nguồn năng lượng hỗ trợ các phản ứng chuyển hóa. Hai phản ứng chuyển hóa NO_3^- thường xảy ra là khử nitơ dị dưỡng sử dụng cacbon hữu cơ không bền làm nguồn năng lượng (Phương trình 13) và khử nitơ tự dưỡng sử dụng các hợp chất lưu huỳnh khử (ví dụ, pyrit) làm nguồn năng lượng (Phương trình 14).



Những phản ứng này có xu hướng xảy ra đột ngột ở các mặt trước phản ứng, thay vì đồng nhất dọc theo vùng ô nhiễm (Smith và cộng sự, 1991). Các mặt trước phản ứng thường xảy ra ở các vị trí mà các vùng ô nhiễm gặp phải sự gia tăng nồng độ của các hợp chất cho điện tử, chẳng hạn như có thể xảy ra trầm tích vùng nội bào được làm giàu carbon hữu cơ (ví dụ, Robertson và cộng sự, 1991; Böhlke và cộng sự, 2002) hoặc ở tầng chứa nước sâu hơn các khu vực có thể có pyrit chưa phong hóa (ví dụ, Postma và cộng sự, 1991; Kölle và cộng sự, 1985). Vùng ô nhiễm Cambridge được thể hiện trong

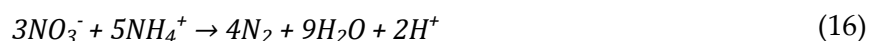


Hình 2, là suboxic (tức là, oxy hòa tan <1 mg/L) và có thể bị ảnh hưởng bởi các phản ứng chuyển hóa nitrat. Tuy nhiên, nồng độ NO_3^- vẫn luôn tăng cao và không có bằng chứng về sự làm giàu đồng vị, cho thấy rằng quá trình khử nitơ không hoạt động (Aravena và

cộng sự, 1993). Có lẽ, điều này là do không có các hợp chất cho điện tử thích hợp (ví dụ, cacbon hữu cơ không bền hoặc pyrit không bị phong hóa) trong trầm tích tầng chứa nước tại địa điểm này.

Ngược lại, tại địa điểm Long Point (Hình 3), vùng gần khu vực ô nhiễm có nồng độ NO_3^- cao từ 32 đến 79 mg/L (Aravena và Robertson, 1998) và nitrat được tiêu thụ hoàn toàn xuống <1 mg/L trong vòng 40 m phía dưới trường thoát nước. Sự biến đổi xảy ra dọc theo mặt phản ứng nơi có sự gia tăng trùng hợp về cả độ kiềm và SO_4^{2-} , cho thấy rằng quá trình khử nitrat dị dưỡng (Phương trình 13), cũng như quá trình khử nito tự dưỡng (Phương trình 14), góp phần vào sự mất nitrat quan sát được. Tại địa điểm này, quá trình khử nito được thúc đẩy bởi sự hiện diện của một lượng nhỏ cacbon hữu cơ không bền và pyrit trong các trầm tích tầng chứa nước sâu hơn (chưa bị phong hóa) (Aravena và Robertson, 1998). Tầng chứa nước Long Point là trầm tích bãi biển mới, ít hơn vài nghìn năm tuổi, trong khi tầng chứa nước Cambridge được lắng đọng vào cuối thời kỳ băng hà cuối cùng, ~ 10 đến 15 nghìn năm trước hiện tại. Tầng chứa nước Long Point trẻ hơn, cộng với sự hiện diện của các phức hợp đất ngập nước gần đó, có thể góp phần vào việc dự trữ phong phú hơn các hợp chất cho điện tử không bền tại địa điểm đó. Quá trình khử nito tự dưỡng được biết là xảy ra trong các tầng chứa nước và thủy sinh trên toàn thế giới vì lượng nhỏ của pyrit (hoặc các hợp chất lưu huỳnh khử khác) thường xuất hiện khi trầm tích không bị phong hóa (Kölle và cộng sự, 1985; Postma và cộng sự, 1991; Korom, 1992; Robertson và cộng sự, 1996). Trong hầu hết các trường hợp, phản ứng này được đánh dấu bằng sự gia tăng rõ rệt nồng độ SO_4^{2-} của nước ngầm trong cùng một khu vực mà giá trị NO_3^- thì giảm đi.

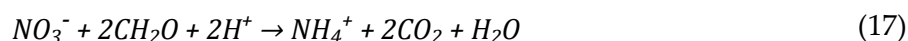
Một phản ứng chuyển hóa nitrat quan trọng thứ ba đã được công nhận gần đây, là phản ứng khử NO_3^- bằng NH_4^+ (anammox, Phương trình 15 và 16).



Các phản ứng này có thể hoạt động tại các vị trí mà nước thải ít bị oxy hóa hơn, như vậy cả NO_3^- và NH_4^+ đều xảy ra cùng nhau trong vùng ô nhiễm. Đặc trưng của phản ứng này là sự làm giàu đồng vị của cả NO_3^- và NH_4^+ dư (Clarke và cộng sự, 2008; Caschetto và cộng sự, 2017) và sự hiện diện của vi khuẩn đặc hiệu anammox (Moore và cộng sự, 2011; Smith và cộng sự, 2015). Đặc điểm đồng vị và vi khuẩn học đã chỉ ra rằng anammox là một yếu tố đóng góp quan trọng vào quá trình biến đổi nitrat được quan sát thấy trong một số hệ thống tự hoại, bao gồm vùng ô nhiễm Long Point (Robertson và cộng sự, 2012), vùng ô nhiễm cắm trại tại khu vực Killarney (Caschetto và cộng sự, 2017) và hệ thống nước thải đô thị lớn ở Cape Cod (Smith và cộng sự, 2015). Trong vùng ô nhiễm Cape Cod, vi khuẩn anammox đã được tìm thấy ở khắp một khu vực dài 3 km nơi có NH_4^+ , và các thử nghiệm sử dụng chất chỉ thị xác định rằng sự tiêu thụ NO_3^- từ anammox và quá trình khử nito có

mức độ tương tự và xảy ra với tốc độ tương tự, khi không chứa sẵn cacbon hữu cơ hòa tan (DOC). Tuy nhiên, khi nguồn cung cấp DOC bị hạn chế, việc tiêu thụ NO_3^- bị chi phối bởi anammox, chiếm khoảng 90% lượng NO_3^- thất thoát được quan sát. Hơn nữa, trong một đánh giá về tổng lượng nitơ vô cơ (TIN) tồn tại trong 21 điểm ô nhiễm của hệ thống tự hoại Ontario (Robertson và cộng sự, 2020), người ta phát hiện ra rằng mức tiêu thụ TIN lớn hơn đáng kể tại 10 địa điểm nơi cả NO_3^- và NH_4^+ đều có mặt trong khu vực vùng ô nhiễm gần các trường thoát nước (mất 62% TIN), so với các khu vực khác chỉ có NO_3^- (mất 3 phần trăm TIN). Nhìn chung, bằng chứng này cho thấy rằng phản ứng anammox xảy ra rộng rãi trong các vùng ô nhiễm của hệ thống tự hoại, và nó đối đầu với quá trình khử nitơ có tầm quan trọng trong việc cung cấp nitrat tiêu thụ trong các vùng ô nhiễm này.

Phản ứng chuyển hóa nitrat tiềm năng thứ tư là phản ứng khử nitrat hòa tan thành amoni (Phương trình 17), được coi là ít quan trọng hơn trong môi trường nước ngầm (Rivett và cộng sự, 2008) và chưa được báo cáo trong vùng ô nhiễm hệ thống tự hoại.



7 Số phận Phốt-pho trong các vùng ô nhiễm nước thải hệ thống tự hoại

Số phận của phốt pho trong hệ thống tự hoại phụ thuộc vào độ axit của nước trong vùng không bão hòa và các phản ứng liên quan đến các khoáng chất phốt pho. Hai phần ngắn đầu tiên của chương này cung cấp các phản ứng hóa học phổ biến nhất có liên quan đến tính axit của nước vùng chưa bão hòa và sự kết tủa của các khoáng chất trong vùng chưa bão hòa góp phần loại bỏ phốt pho khỏi nước. Phần 7.1 mô tả cách axit được đệm trong vùng không bão hòa và Phần 7.2 mô tả các phản ứng kết tủa phổ biến liên quan đến phốt pho. Số phận của phốt pho được thảo luận trong Phần 7.3.

7.1 Các phản ứng đệm axit

Bốn phản ứng đệm axit phổ biến rất quan trọng để kiểm soát pH trong vùng không bão hòa, do đó ảnh hưởng đến số phận của phốt pho trong hệ thống tự hoại. Các phản ứng đệm axit này bao gồm sự hòa tan các khoáng chất cacbonat và khoáng chất nhôm hydroxit (gibbsite), cũng như hai loại hòa tan khoáng chất oxyhydroxit sắt (ferrihydrit). Các phản ứng này như sau:

- Sự hòa tan khoáng cacbonat như trong Phương trình 18:



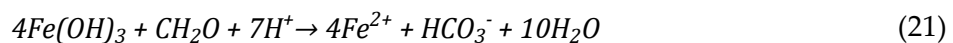
- Sự hòa tan gibbsite như được thể hiện trong Phương trình 19:



- Sự hòa tan ferrihydrite như trong Phương trình 20:



- và, sự hòa tan khử của ferrihydrite như được thể hiện trong Phương trình 21.



Độ pH thấp hơn làm tăng khả năng xảy ra các phản ứng kết tủa phốt pho được trình bày trong Phần 7.2, do đó loại bỏ phốt pho khỏi nước thải. Do đó, tại các vị trí có nhiều khả năng xảy ra các phản ứng như miêu tả trong Phương trình 18 đến 21, khả năng đồng hóa có cơ hội lớn hơn đối với phốt pho trong vùng không bão hòa bên dưới hệ thống tự hoại.

7.2 Các phản ứng liên quan đến khoáng chất Phốt pho

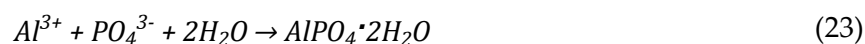
Bốn phản ứng liên quan đến các khoáng chất phốt pho có liên quan đến số phận của phốt pho trong nước thải của hệ thống tự hoại gồm sự kết tủa khoáng sắt canxi apatit

(hydroxyapatite), khoáng nhôm photphat (variscite), khoáng sắt photphat (strengite) và khoáng sắt photphat (vivianite). Các phản ứng này như sau:

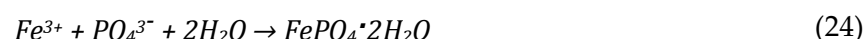
- Kết tủa hydroxyapatite như được miêu tả trong Phương trình 22:



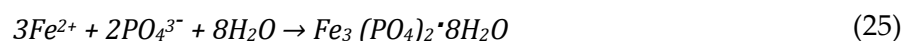
- Kết tủa variscite như được thể hiện tại Phương trình 23:



- Kết tủa strengite như được mô tả trong Phương trình 24:



- Và kết tủa vivianite như được mô tả trong Phương trình 25:

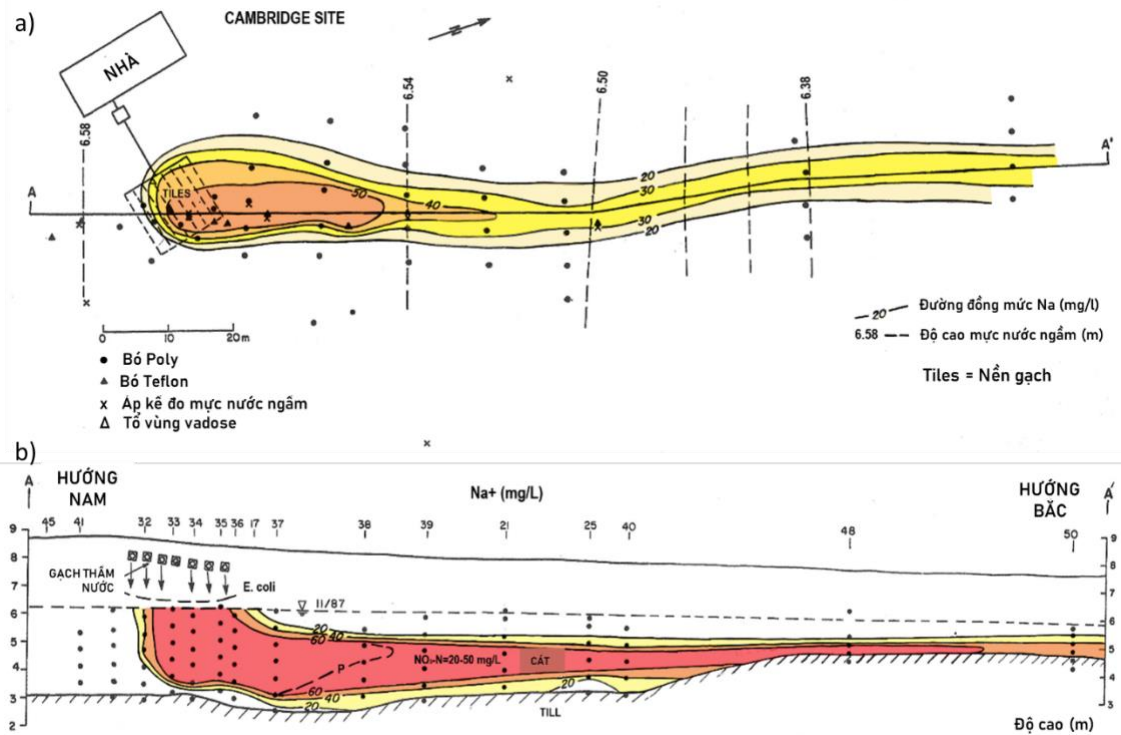


Khả năng đồng hóa photpho lớn hơn trong vùng không bão hòa bên dưới hệ thống tự hoại tại những vị trí có điều kiện thúc đẩy phản ứng kết tủa được trình bày trong phương trình 22 đến 24.

7.3 Số phận Phốt pho

Nồng độ phốt pho trong nước thải bể tự hoại (ví dụ, từ 5 đến 15 mg/L tổng phốt pho, Bảng 1) cao hơn vài bậc so với giá trị có khả năng kích thích tảo phát triển và phú dưỡng trong môi trường nước (~0.03 mg/L, Dillon và Rigler, 1974). Tổng phốt pho trong nước thải bể tự hoại bao gồm sự kết hợp của phốt phát hòa tan (PO_4^{3-}), thường được gọi là phốt pho phản ứng hòa tan (SRP), phốt pho hữu cơ xuất hiện như một thành phần của các hợp chất hữu cơ có trong nước thải, và phốt pho hấp phụ vào vật liệu dạng hạt trong nước thải đầu ra. Trong nước thải bể tự hoại, SRP thường bao gồm 70-85% tổng P (McCray và cộng sự, 2005). Trong quá trình thẩm thấu qua các lớp trầm tích của trường thoát nước, vật liệu dạng hạt bị loại bỏ bằng cách lọc và các hợp chất hữu cơ bị phân hủy, và kết quả là tổng P trong trường thoát nước của hệ thống tự hoại chủ yếu là SRP (Harman và cộng sự, 1996). Nồng độ SRP trong các trường thoát nước của hệ thống tự hoại là khác nhau, nhưng một số địa điểm có vùng giàu P nơi nồng độ SRP tiệm cận với các giá trị được tìm thấy trong nước thải bể tự hoại, bao gồm các vùng bên dưới các trường thoát nước ở cả hai địa

điểm Cambridge và Long Point, nơi giá trị SRP nằm trong khoảng từ 1 đến 6 mg/L (



Hình 2 và Hình 3). Một trong những vùng ô nhiễm phốt pho lớn nhất được báo cáo xuất hiện ở khu vực chứa nước thải thành phố Cape Cod, nơi có vùng giàu P với giá trị SRP từ 1 đến 3 mg/L, kéo dài 600 m xuôi dòng từ các tầng thấm nước thải, trước khi thải ra một hồ nhỏ (LeBlanc và cộng sự, 1984; McCobb và cộng sự, 2003).

Phốt phát là một anion hóa trị ba có thể bị ảnh hưởng bởi một số phản ứng làm cho số phận dưới lòng đất của nó trở nên phức tạp. Trong hầu hết các hệ thống dòng chảy của nước ngầm, phốt pho bị ảnh hưởng mạnh bởi phản ứng hấp phụ lớp bề mặt vì sự hiện diện của các khoáng chất có điện tích bề mặt thực dương (ví dụ, canxit, khoáng chất nhôm hydroxit (gibbsite), khoáng chất oxyhydroxit sắt (ferrihydrit) ở phạm vi pH bình thường) trong hầu hết các loại trầm tích. Sự hấp thụ có tác dụng làm chậm tốc độ di chuyển của P, nhưng không làm cố định P. Khả năng trầm tích hấp phụ phốt pho thường được đặc trưng bởi hệ số phân bố (K_d), mô tả tỷ số giữa khối lượng P bị hấp phụ trên chất rắn trầm tích, với khối lượng trong dung dịch. Giá trị K_d cho photpho có thể được xác định từ thử nghiệm trong phòng thí nghiệm đối với các mẫu trầm tích và thường nằm trong khoảng từ 3 đến 40 cm³/g (Walter và cộng sự, 1996; McCray và cộng sự, 2005). Phương trình làm chậm (Phương trình 26, từ Freeze và Cherry, 1979), liên hệ các giá trị K_d với hệ số làm chậm quá trình di chuyển P trong nước ngầm.

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

trong đó:

R = Chỉ số làm chậm phốt pho (vận tốc nước ngầm tuyến tính trung bình / vận tốc di chuyển phốt pho)

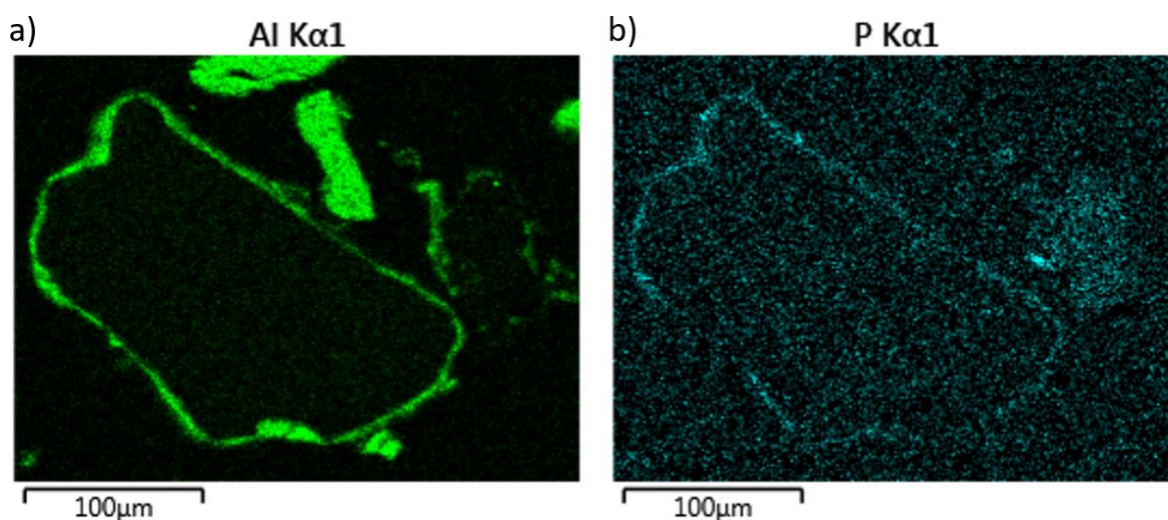
ρ_b = Mật độ khối lượng lớn trầm tích khô (g/cm³)

θ = Độ xốp (-)

K_d = Hệ số phân bố; khối lượng P bị hấp thụ / khối lượng P có trong dung dịch (cm³/g)

Phạm vi giá trị K_d đã nêu ở trên, dẫn đến các yếu tố làm chậm P nằm trong khoảng từ 15 đến 400 đối với các tầng chứa nước có đặc tính trầm tích điển hình (ví dụ, mật độ trầm tích 2,65 g/cm³ và độ xốp 0,3). Trong một đánh giá về khả năng di chuyển của P trong 24 vùng ô nhiễm hệ thống nước thải tự hoại ở Ontario (bao gồm cả 21 địa điểm đã nêu ở trên), bảy địa điểm có ô nhiễm P phát triển tốt có các yếu tố làm chậm P dao động từ 11 đến 67 (Robertson và cộng sự, 2019), nói chung nhất quán với phạm vi dự kiến dựa trên các giá trị K_d được báo cáo trong các tài liệu chuyên ngành liên quan.

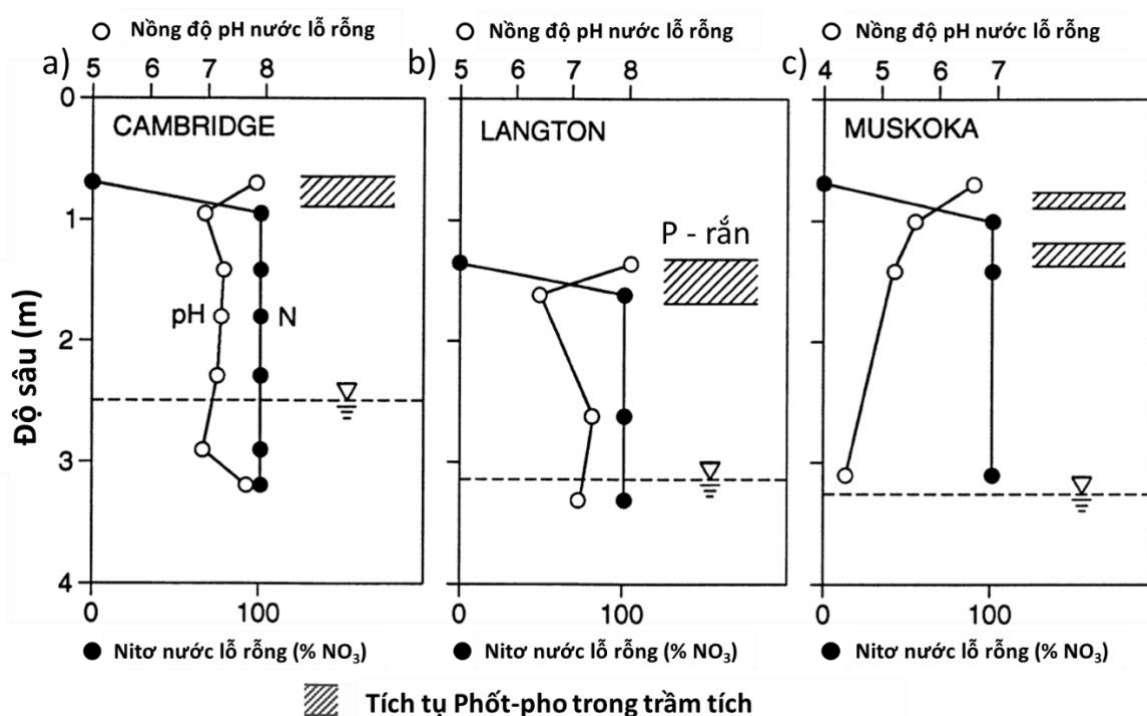
Ngoài sự hấp thụ lớp bề mặt, các mô hình cân bằng hóa học dự đoán rằng các phản ứng kết tủa khoáng chất liên quan đến phốt pho cũng nên hoạt động trong các hệ thống tự hoại (Ptacek, 1998; Parkhurst và cộng sự, 2003; Spiteri và cộng sự, 2007). Đánh giá 24 địa điểm ở trên (Robertson và cộng sự, 2019) đã quan sát thấy rằng các vùng tích tụ P trầm tích riêng biệt có mặt ở hầu hết các trường thoát nước, và các vùng giàu P này liên tục xuất hiện trong vòng 1 đến 2 m bên dưới các đường ống thăm thẫu, ngay cả trong các hệ thống rất khác nhau về độ tuổi. Sự tích tụ nhất quán gần các đường ống thăm thẫu cho thấy đây là kết quả của các phản ứng kết tủa khoáng chất, chứ không phải do hấp thụ. Hơn nữa, các hạt cát từ các vùng tích tụ P thể hiện các lớp phủ khoáng thứ cấp khác biệt và các lớp phủ này chứa phốt pho (Hình 7).



Hình 7 - Lớp phủ khoáng P thứ cấp trên hạt thạch anh thoát nước từ tầng lọc tại khu cắm trại ở Ontario, Canada: a) quét hình ảnh bằng kính hiển vi điện tử và b) phân tích nguyên tố tia x (Robertson và cộng sự, 2019). Thành phần lớp phủ là: Al 19,4, Fe 6,6, P 2,0 và Ca 1,8 phần trăm theo khối lượng. (Hình ảnh được cung cấp bởi Surface Science Western, London, Ontario, Canada).

Thành phần của các lớp phủ có thể thay đổi, nhưng sắt, nhôm và đôi khi cả canxi là các cation chiếm ưu thế, cho thấy mối quan hệ với các phản ứng kết tủa đã nêu ở trên (Phương trình 22 đến 25).

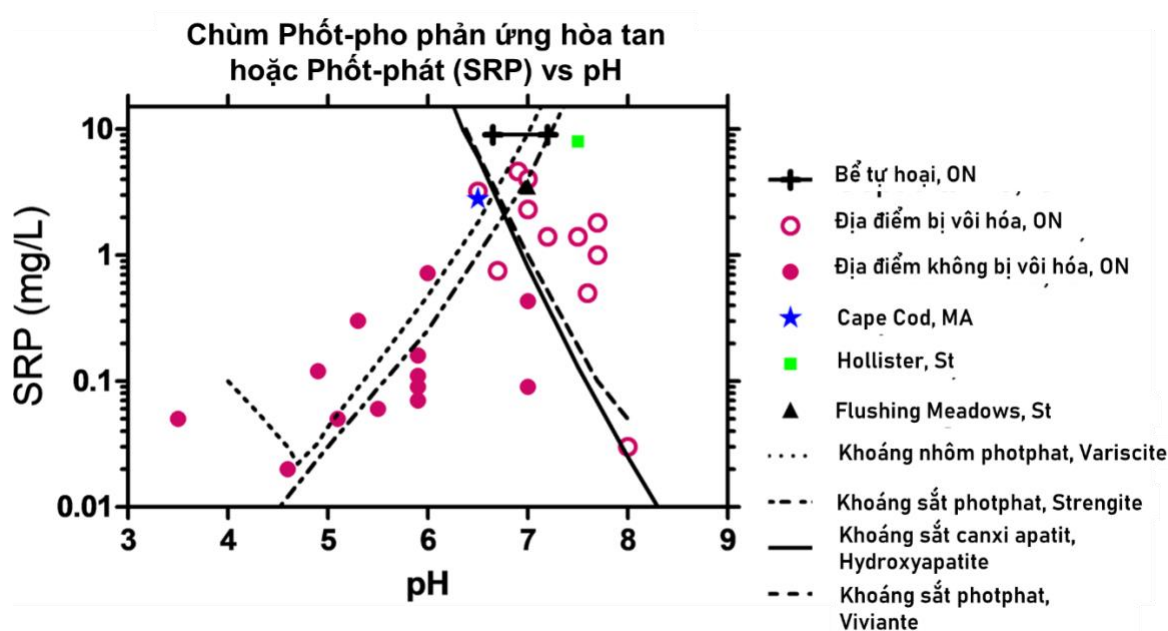
Độ axit được tạo ra bởi quá trình oxy hóa nước thải, đặc biệt là quá trình oxy hóa NH_4^+ (Phương trình 7), có thể có ảnh hưởng quan trọng đến số phận của photpho. Sự giảm pH có thể dẫn đến sự tăng hòa tan khoáng chất nhôm hydroxit (gibbsite) (Phương trình 19) và khoáng chất oxyhydroxit sắt (ferrihydrit) (Phương trình 20), mà điều này có thể dẫn đến tăng nồng độ của Al^{3+} và Fe^{3+} . Điều này tiếp theo có thể kích thích sự kết tủa của variscite (Phương trình 23) và strengit (Phương trình 24). Mối quan hệ này được hỗ trợ bởi các phân tích nước chứa trong các lỗ rỗng của đất/đá của trường thoát nước tại một số địa điểm, bao gồm cả địa điểm Cambridge, nơi các vùng tích tụ trầm tích P trùng khớp chặt chẽ với các vùng mà NH_4^+ trong nước thải đang được nitrat hóa (Hình 8).



Hình 8 - Tỷ lệ phổ biến pH và nitrat của nước chứa trong các lỗ rỗng của đất/đá trong trầm tích trường thoát nước tại ba địa điểm hệ thống tự hoại ở Ontario, Canada nơi có các tầng chứa nước cát: a) Cambridge và b) Muskoka cả hai đều là hệ thống hộ gia đình, và c) Hệ thống tự hoại trường học công lập Langton. Giá trị NO_3^- -N trong nước chứa trong lỗ rỗng của đất/đá cho biết phần trăm tổng nitơ vô cơ ($NH_4^+ + NO_3^-$ -N) xuất hiện dưới dạng NO_3^- . Các mẫu không có NO_3^- là nước thải của bể tự hoại (100% NH_4^+ -N) và cho biết vị trí độ sâu của các đường ống thăm thẫu của trường thoát nước. Các giá trị nitrat và pH từ vùng không bão hòa là từ nước chứa trong lỗ rỗng của đất/đá ép ra từ các lõi trầm tích không bị xáo trộn (từ Zanini và cộng sự, 1998). Cũng được hiển thị ở đây dưới dạng các khoảng cách độ sâu được đánh dấu bằng các khu vực mà photpho đã tích tụ trong trầm tích trường thoát nước.

Trong địa hình granit, các điều kiện axit có thể tồn tại trong hệ thống tự hoại và giá trị pH thường nằm trong khoảng từ 4 đến 6. Trong nghiên cứu đánh giá được đề cập ở trên (Robertson và cộng sự, 2019), việc loại bỏ P được tìm thấy nhiều hơn ở các địa điểm có địa

hình granit nơi có các vùng ô nhiễm axit (loại bỏ 90% P), và các giá trị SRP trong vùng ô nhiễm cho thấy xu hướng giảm với các giá trị pH trong vùng thấp hơn (Hình 9).

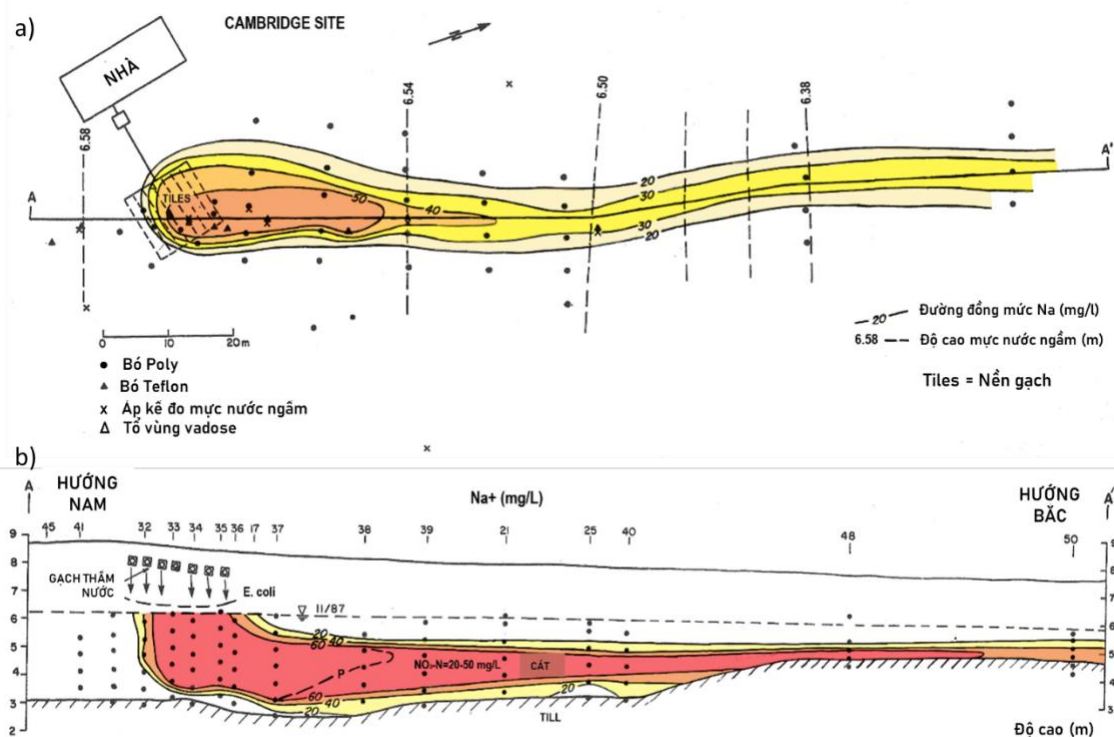


Hình 9 - Nồng độ phốt pho phản ứng hòa tan (SRP) trung bình hoặc đại diện trong các vùng gần của 27 điểm ô nhiễm hệ thống tự hoại với các giá trị pH khác nhau, so với các giá trị được dự đoán xem xét độ hòa tan của các khoáng chất Photpho như khoáng sắt canxi apatit (hydroxyapatite), khoáng nhôm photphat (variscite), khoáng sắt photphat (strengite) và khoáng sắt photphat (vivianite); Các dấu chấm mở và điền (24 địa điểm ở Ontario, Canada) từ Robertson và cộng sự (2019); Địa điểm Cape Cod, Hoa Kỳ từ Bussey và Walter (1996); Các địa điểm Hollister và Flushing Meadows, Hoa Kỳ từ Robertson (1995). Các đường cong hòa tan được xác định bằng cách sử dụng mô hình cân bằng hóa học, PHREEQC (Parkhurst, 1995) và giả sử cân bằng với khoáng chất nhôm hydroxit (gibbsite) và khoáng chất oxyhydroxit sắt (ferrihydrit), nồng độ Ca là 90 mg/L và đối với đường cong hòa tan khoáng sắt photphat vivianite, nồng độ Fe sắt là 1 mg/L (phỏng theo Robertson và cộng sự, 1998). Cũng được hiển thị dưới dạng đường màu đen nằm ngang ("Bể tự hoại, ON" trong chú giải) là giá trị SRP trung bình của nước thải bể tự hoại (8,4 mg/L) và phạm vi giá trị pH nước thải tại 22 địa điểm ở Ontario (từ Robertson và cộng sự, 2019).

Sự tích tụ phốt pho trong trầm tích trường thoát nước cũng đã được quan sát thấy ở các địa điểm khác, bao gồm cả khu vực thẩm thấu nước thải thành phố Cape Cod (Walter và cộng sự, 1996) và tại các địa điểm ở Thụy Điển (Eveborn và cộng sự, 2014). Nồng độ phốt pho tương đối cao xuất hiện trong nước thải bể tự hoại (ví dụ, 5 đến 15 mg/L, Bảng 1), so với hầu hết các môi trường nước khác, làm tăng khả năng xảy ra các phản ứng kết tủa khoáng chất.

8 Số phận các chất hữu cơ vi lượng trong các vùng ô nhiễm nước thải bể tự hoại

Một số thành phần hữu cơ vi lượng có thể có trong nước thải bể tự hoại ở nồng độ gây lo ngại về môi trường và sức khỏe, và do đó, việc xử lý chúng trong hệ thống tự hoại rất được quan tâm. Ví dụ, nước thải từ địa điểm Cambridge được hiển thị trong



Hình 2, được phát hiện có chứa hơn 30 hợp chất hữu cơ dễ bay hơi (VOC), hầu hết là benzen được thay thế, liên quan đến cặn dầu mỡ được đưa vào trong quá trình rửa bát đĩa, giặt quần áo và các công việc vệ sinh khác. Tuy nhiên, không có hợp chất nào trong số này được phát hiện (tức là không có hợp chất nào hiện diện ở nồng độ lớn hơn 1 $\mu\text{g/L}$) trong mạch nước ngầm bên dưới, cho thấy sự chuyển hóa VOC tương đối hoàn toàn trong vùng cát, không bão hòa dày 2 m tại địa điểm này (Robertson, 1994). Trong một thử nghiệm sử dụng chất chỉ thị được thực hiện trong cùng một nghiên cứu, dichlorobenzene có trong chất tẩy rửa đường ống dẫn nước, đã được định lượng đưa vào bể tự hoại và cũng được phát hiện gần như bị phân hủy hoàn toàn trong vùng không bão hòa. Vùng không bão hòa của trường thoát nước tại địa điểm Cambridge, cung cấp mức độ loại bỏ DOC cao (3 mg/L trong vùng ô nhiễm so với 38 mg/L trong nước thải, Bảng 2) và cung cấp quá trình oxy hóa hoàn toàn NH_4^+ trong nước thải (Robertson, 1994). Swartz và những người khác (2006) đã đo một loạt các hợp chất dược phẩm và các chất estrogen trong vùng ô nhiễm từ một hệ thống tự hoại dân cư ở Cape Cod, Massachusetts, Hoa Kỳ và phát hiện ra rằng một số hợp chất dược phẩm, bao gồm cả caffeine và paraxanthine, được tiêu thụ nhiều ở lớp cát dày 3 m, không bão hòa tại vị trí đó, nhưng một số chất estrogen, bao gồm 17β estradiol và

estrone, vẫn tồn tại trong vùng ô nhiễm nước ngầm ở nồng độ gần với giá trị nước thải của bể tự hoại.

Carrara và những người khác (2007) đã đo một bộ gồm 12 thành phần hữu cơ dạng vi lượng và được phẩm trong vùng ô nhiễm nước thải từ ba hệ thống tự hoại lớn ở Ontario, Canada bao gồm cả địa điểm Long Point được thể hiện trong Hình 3, và nhận thấy sự tồn tại của một số hợp chất, bao gồm ibuprofen, gemfibrozil và naproxen. Thuốc chống co giật được kê toa rộng rãi, carbamazepine, cũng được biết là tồn tại trong quá trình xử lý nước thải và trong các vùng ô nhiễm nước thải dưới bề mặt (Clara và cộng sự, 2004; Heberer và cộng sự, 2004; Nakada và cộng sự, 2008), và do đó, cũng đã được đề xuất dùng làm chất chỉ thị nước thải tiềm năng. Tuy nhiên, hợp chất này không xuất hiện phổ biến trong tất cả các nguồn nước thải sinh hoạt (Oppenheimer và cộng sự, 2011), điều này làm giảm tính mạnh mẽ của nó như một chất chỉ thị.

Nhìn chung, các hệ thống tự hoại nếu hoạt động đúng cách sẽ cung cấp mức độ loại bỏ cao các thành phần hữu cơ vi lượng, đặc biệt là trong các khu vực không bão hòa của trường thoát nước, mặc dù một số hợp chất ngoan cố có thể tồn tại. Tuy nhiên, những hợp chất tương tự này cũng tồn tại trong quá trình xử lý nước thải thông thường.

9 Các hệ thống tự hoại thất bại

Các phần trước đã phác thảo mức độ xử lý tương đối cao mà một hệ thống tự hoại hoạt động tốt có thể cung cấp cho nhiều đối tượng có liên quan đến nước thải. Tuy nhiên, các nghiên cứu đã ghi nhận tác động đến các dòng nước mặt tại các địa điểm sử dụng hệ thống tự hoại (Iverson và cộng sự, 2018; Withers và cộng sự 2011; Arnscheidt và cộng sự, 2007). Trong hầu hết các trường hợp, dữ liệu cho thấy các tác động tới dòng chảy là kết quả của việc thấm nước thải chưa qua xử lý từ các hệ thống tự hoại “thất bại”. Thất bại của hệ thống tự hoại là thuật ngữ được sử dụng khi nước thải xả ra trường thoát nước không thấm xuống đất ngầm mà thay vào đó, thoát ra bề mặt và thoát vào dòng nước bề mặt gần đó. Điều này có thể là do các trầm tích trong trường thoát nước không có đủ độ thấm, do điều kiện mực nước ngầm cao, hoặc do các lỗi cơ học cho phép kết nối thủy lực trực tiếp với các rãnh thoát nước bề mặt hoặc đường ống thoát nước. Ví dụ, Withers và những người khác (2011) đã ghi nhận nồng độ N và P hòa tan cao hơn từ 3 đến 12 lần trong một dòng nước đầu nguồn ở Vương quốc Anh, tại một địa điểm ngay hạ lưu một ngôi làng nơi sử dụng hệ thống tự hoại. Khu vực này nằm trên đất giàu sét, nơi có điều kiện mực nước ngầm cao và các giá trị dinh dưỡng cao được quan sát thấy trong các rãnh thoát nước và đường ống phục vụ làng. Hơn nữa, N hòa tan chủ yếu xảy ra dưới dạng NH_4^+ , chứ không phải là NO_3^- , như trường hợp nước thải chưa được xử lý rò rỉ từ hệ thống tự hoại bị hỏng.

10 Bài tập

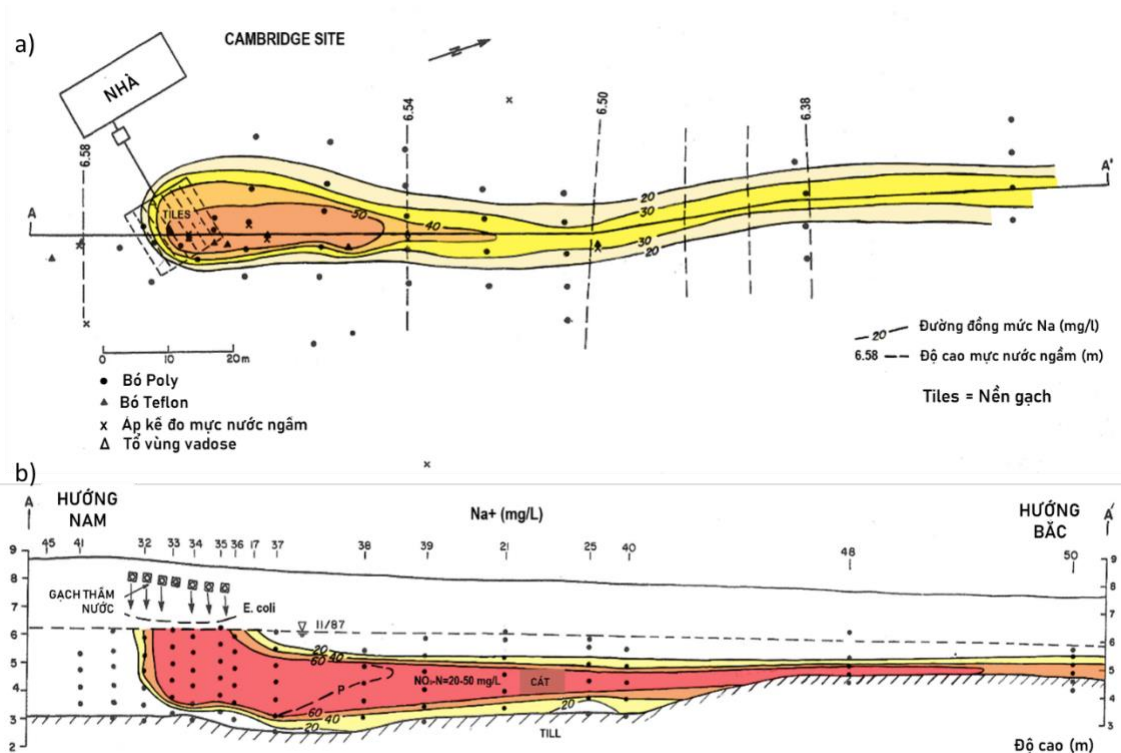
Bài tập số 1

Bạn đang nghĩ đến việc mua một ngôi nhà ở một vùng nông thôn có nước được cung cấp từ một cái giếng cách mực nước ngầm từ 5 đến 7 m. Ở đầu nguồn, phía trên ngôi nhà này, có một khu phức hợp nhà nghỉ / nhà hàng ven đường sử dụng hệ thống tự hoại. Bạn lo lắng về khả năng ô nhiễm của giếng, vì vậy bạn đã truy cập hồ sơ giấy phép xây dựng và xác định rằng trường thoát nước của hệ thống tự hoại có diện tích 30 m x 30 m với mép dốc xuống cách giếng 300 m. Trường thoát nước được thiết kế cho tải lượng nước thải 1 cm/ngày (365 cm/năm). Địa điểm này nằm dưới một tầng chứa nước cát không bị giới hạn trong khu vực có vận tốc nước ngầm tuyến tính trung bình là 100 m/năm. Lượng mưa ở khu vực này trung bình là 90 cm/năm. Tính toán cân bằng nước cho một lưu vực sông địa phương đã xác định rằng lượng bốc hơi trung bình là 60 cm/năm. Giả sử rằng tầng chứa nước có độ xốp bão hòa là 0,3 và có độ truyền dẫn đủ cao để bơm từ giếng không làm thay đổi đáng kể đường dẫn dòng chảy, bạn có nên lo lắng về khả năng ô nhiễm từ hệ thống tự hoại của nhà nghỉ / nhà hàng mới được nâng cấp không?

[Bấm vào đây để xem lời giải cho bài tập số 1](#)

Bài tập số 2

Vùng ô nhiễm nước thải của hệ thống tự hoại Long Point (



Hình 2) có khoảng 50 mg/L NO_3^- -N, nhưng nitrat này hoàn toàn bị suy giảm ở mặt trước phản ứng nằm cách khoảng 20 m từ trường thoát nước. Tầng chứa nước chứa một lượng nhỏ S suy giảm (0,02 phần trăm trọng lượng) phản ánh sự hiện diện của pyrit sinh học (Aravena và Robertson, 1998), và vật liệu này góp phần vào quá trình khử nito tự dưỡng (Phương trình 14).

Tốc độ nước ngầm tuyến tính trung bình trong khu vực vùng ô nhiễm nước thải này đã được ước tính là 28 m/năm (Robertson, 2008). Giả sử rằng tất cả sự mất mát NO_3^- là do quá trình khử nito tự dưỡng bằng cách sử dụng các hợp chất lưu huỳnh bị khử, thì vùng nitrat sẽ tăng nhanh như thế nào, dựa trên tốc độ tiêu thụ S? Tầng chứa nước có khối lượng riêng khô là 1,8 g/cm³ và độ xốp bão hòa là 0,3.

[Bấm vào đây để xem lời giải cho bài tập số 2](#) 

11 Tài liệu tham khảo

- 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, issue 2, pages 180-186, [doi: 10.1111/j.1745-6584.1993.tb01809.x](https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1993.tb01809.x).
- Aravena, R., and W. D. Robertson, 1998, Use of multiple isotope tracers to evaluate denitrification in groundwater: study of nitrate from a large-flux septic system plume. *Groundwater*, volume 36, pages 975-982, <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1998.tb02104.x>.
- 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, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.03.036>.
- 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 ground water zone. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, volume 124, pages 1389-1400, <https://doi.org/10.1029/2018JG004758>.
- 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, <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2019.03.003>.
- 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, issue 4, pages 653-661, <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1995.tb00321.x>.
- 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 páginas, <http://pubs.usgs.gov/sir/2013/5061/>, Acessado em 31 de Agosto de 2022.
- 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, <https://doi.org/10.1021/es00012a005>.
- Betancourt, W. Q., J. Schijven, J. Regener, A. Wing, C. M. Morrison, J. E. Drewes, and C. P. Gerba, 2019, Variable non-linear removal of viruses during transport through saturated soil column. *Journal of Contaminant Hydrology*, volume 223, [doi:10.1016/j.jconhyd.2019.04.002](https://doi.org/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, issue 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, <https://doi.org/10.1021/es900126x>.
- 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 páginas, <https://doi.org/10.3133/ofr96472>.
- Cape Cod Commission, 2015, Cape Cod area wide water quality management plan update. Barnstable, Massachusetts, Section 208, www.capecodcommission.org/our-work/208, Acessado em 31 de Agosto de 2022.
- 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, issue 8, pages 2805-2811, [doi: 10.1021/es070344q](https://doi.org/10.1021/es070344q).
- 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, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.329>.
- 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 sandfilters. *Water Research*, volume 110, pages 342-353, [doi: 10.1016/j.watres.2016.11.041](https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.11.041).
- Chen, M., 1988, Pollution of ground water by nutrients and fecal coliforms from lakes horeseptic tank systems. *WaterAir 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 behavior of Carbamazepine in wastewater treatment and during groundwater infiltration. *Water Research*, volume 38, pages 947-954, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.10.058>.
- 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 – ¹⁵N evidence for anaerobic oxidation (anammox). *Ground Water Monitoring and Remediation*, volume 28, issue 3, pages 73-82, <https://doi.org/10.1111/j.1745-6592.2008.00206.x>.
- 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 sub terranean estuary at a Cape Cod embayment, East Falmouth, Massachusetts, 2013–14. United States Geological Survey, Scientific Investigations Report 2018-5095, 69 páginas, <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, <https://doi.org/10.1021/es0605117>.
- Deborde, D. C., W. W. Woessner, B. Lauerman, and P. Ball, 1998a, Coliphage prevalence in highschool septic effluent and associated groundwater. *Water Research*, volume 32, issue 12, pages 3781-3785, [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00171-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00171-7).
- 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, issue 5, pages 825-834, <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1998.tb02201.x>.
- 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, issue 10, pages 2229-2238, [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00450-3](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00450-3).
- Dillon, P. J., and F. H. Rigler, 1974, The phosphorus–chlorophyll relationship in lakes. *Limnology and Oceanography*, volume 19, issue 5, pages 767-773, <https://doi.org/10.4319/lo.1974.19.5.0767>.
- Einarson, M., and D. Mackay, 2001, Predicting impacts of ground water contamination. *Environmental Science and Technology*, volume 44, issue 3, pages 66A-73A, <https://doi.org/10.1021/es0122647>.
- 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, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.06.034>.
- 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 non reactive tracer. *Water Resources Research*, volume 27, issue 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, [doi: 10.1007/s11356-018-1364-0](https://doi.org/10.1007/s11356-018-1364-0).
- 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, [https://doi.org/10.1016/S0169-7722\(98\)00054-0](https://doi.org/10.1016/S0169-7722(98)00054-0).

- Harman, J., W. D. Robertson, J. A. Cherry and L. Zanini, 1996, Impacts on a sand aquifer from an old septic system: Nitrate and phosphate. *Groundwater*, volume 34, pages 1103-1114, <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1996.tb02177.x>.
- 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, [doi 10.1007/BF00770477](https://doi.org/10.1007/BF00770477).
- 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, [https://doi.org/10.1016/0168-9622\(86\)90059-X](https://doi.org/10.1016/0168-9622(86)90059-X).
- 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, issue 2, pages 70-77, <http://dx.doi.org/10.1111/j.1745-6592.2004.tb00714.x>.
- 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, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.08.036>.
- 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, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.01.063>.
- Kahl, S., S. Kleinstuber, 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, <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05619>.
- 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, <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1993.tb01818.x>.
- Korom, S. F., 1992, Natural denitrification in the saturated zone: A review. *Water Resources Research*, volume 28, pages 1657-1668, <https://doi.org/10.1029/92WR00252>.
- Kreitler, C. W., S. E. Rogone, and B. G. Katz, 1979, ¹⁵N/¹⁴N 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, https://pubs.usgs.gov/wsp/wsp2218/pdf/wsp_2218.pdf, Acessado em 31 de Agosto de 2022.

- 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 páginas, <http://pubs.usgs.gov/wri/wri024306/pdfs/wrir024306.pdf>, Acessado em 31 de Agosto de 2022.
- 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, issue 4, pages 628-639, <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2005.0077.x>.
- Moltyaner, G. L., and R. W. D. Killey, 1988, Twin Lakes tracer tests: Transverse dispersion. *Water Resources Research*, volume 24, pages 1628-1637, <https://doi.org/10.1029/WR024i010p01628>.
- 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, issue 17, pages 7217-7225, <http://dx.doi.org/10.1021/es201243t>.
- 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, issue 17, pages 6347-6353, <https://doi.org/10.1021/es7030856>.
- 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, issue 13, pages 4019-4027, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.05.014>.
- 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, <https://doi.org/10.3133/wri954227>.
- 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 páginas, <https://doi.org/10.3133/wri034017>.
- 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 páginas, pubs.usgs.gov/wri/1986/4093/report.pdf, Acessado em 31 de Agosto de 2022.

- 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, <https://doi.org/10.1029/91WR00989>.
- 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, [https://doi.org/10.1016/S0169-7722\(98\)00076-X](https://doi.org/10.1016/S0169-7722(98)00076-X).
- 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, edição 1, 41-44, <https://doi.org/10.2134/jeq1975.00472425000400010009x>.
- 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, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.07.020>.
- Robertson, W. D., 1994, Chemical fate and transport in a domestic septic system: Site description and attenuation of dichlorobenzene. *Environmental Toxicology and Chemistry*, volume 14, issue 2, pages 183-191, <https://doi.org/10.1002/etc.5620130202>.
- Robertson, W. D., 1995, Development of steady state phosphate in septic system plumes. *Journal of Contaminant Hydrology*, volume 19, issue 4, pages 289-315, [https://doi.org/10.1016/0169-7722\(95\)00022-N](https://doi.org/10.1016/0169-7722(95)00022-N).
- Robertson, W. D., 2003, Enhanced attenuation of septic system phosphate in non-calcareous sediments. *Groundwater*, volume 41, issue 1, pages 48-56, <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2003.tb02567.x>.
- Robertson, W. D. 2008, Irreversible phosphorous sorption in septic system plumes? *Groundwater*, volume 46, pages 51-60, <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2007.00389.x>.
- 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, issue 1, pages 82-92, <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1991.tb00500.x>.
- 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, [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(95\)02885-4](https://doi.org/10.1016/0022-1694(95)02885-4).
- 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, issue 6, pages 1000-1010, <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1998.tb02107.x>.
- 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,
<https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2011.00857.x>.
- Robertson, W. D., D. R. VanStempvoort, 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,
<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.10.048>.
- Robertson, W. D., D. R. VanStempvoort, 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,
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.198>.
- 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, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.08.021>.
- Shadford, C. B., D. M. Joy, H. Lee, H. R. Whiteley, and S. Zelin, 1997, Evaluation and use of a biotracer to study groundwater contamination from leaching bed systems. *Journal of Contaminant Hydrology*, volume 28, pages 227-246,
[https://doi.org/10.1016/S0169-7722\(96\)00084-8](https://doi.org/10.1016/S0169-7722(96)00084-8).
- 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, issue 20, pages 12169-12177,
<https://doi.org/10.1021/acs.est.5b02488>.
- Smith, R. L., B. L. Howes, and J. H. Duff, 1991, Denitrification in nitrate-contaminated groundwater: Occurrence in steep vertical geochemical gradients. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, volume 55, issue 7, pages 1815-1825,
[https://doi.org/10.1016/0016-7037\(91\)90026-2](https://doi.org/10.1016/0016-7037(91)90026-2).
- 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, issue 3, pages 94-102, <https://doi.org/10.1111/gwmr.12229>.
- Spalding, R. F., and M. E. Exner, 1993, Occurrence of nitrate in groundwater: A review. *Journal of Environmental Quality*, volume 22, issue 3, pages 392-402,
<https://doi.org/10.2134/jeq1993.00472425002200030002x>.
- 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, edição 1-2, pages 87-108, <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2007.01.002>.

- 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, issue 12, e82706, [doi:10.1371/journal.pone.0082706](https://doi.org/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, <https://doi.org/10.2134/jeq2017.06.0233>.
- 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, <https://doi.org/10.1029/WR022i013p02069>.
- 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, issue 16, pages 4894-4902, <https://doi.org/10.1021/es052595>.
- 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/>, Acessado em 31 de Agosto de 2022.
- 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, issue 4, pages 95-102, <https://doi.org/10.1111/j.1745-6592.2011.01353.x>.
- 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, issue 11, pages 1968-1974, <https://doi.org/10.1021/es00060a030>.
- 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, <https://doi.org/10.3133/ofr95381>.

- 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, [https://doi.org/10.1016/0883-2927\(95\)00013-A](https://doi.org/10.1016/0883-2927(95)00013-A).
- Weiskel, P. K., and B. L. Howes, 1991, Quantifying dissolved nitrogen flux through a coastal watershed. *Water Resources Research*, volume 27, pages 2929-2939, <https://doi.org/10.1029/91WR01910>.
- Wilhelm, S. R., S. L. Schiff, and J. A. Cherry, 1994, Biochemical evolution of domestic wastewater in domestic septic systems, section 1-Conceptual model. *Groundwater*, volume 32, pages 905-916, <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1994.tb00930.x>.
- Wilhelm, S. R., S. L. Schiff, and W. D. Robertson, 1996, Biochemical evolution of domestic wastewater in domestic septic systems, section 2 - Application of a conceptual model in sandy aquifers. *Groundwater*, volume 34, issue 5, pages 853-864, <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1996.tb02080.x>.
- 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, <https://doi.org/10.1016/j.envint.2011.01.002>.
- 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, issue 6, pages 886-894, <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2001.tb02476.x>.
- Xue, D., J. Botte, B. DeBaets, F. Accoe, A. Nestler, P. Taylor, O. VanCleemput, 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, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.12.048>.
- 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, [https://doi.org/10.1016/S0169-7722\(98\)00082-5](https://doi.org/10.1016/S0169-7722(98)00082-5).

12 Lời giải

Lời giải Bài tập số 1

Trả lời: Có, bạn nên quan tâm.

Giải thích:

Tải trọng trường thoát nước:

$$q = \text{tải trọng nước thải} + \text{nạp ròng (mưa - bốc hơi)}$$

$$q = 3.65 \frac{m}{năm} + \left(0.9 \frac{m}{năm} - 0.6 \frac{m}{năm} \right) = 3.95 \frac{m}{năm}$$

Nước ngầm sẽ lưu lại dưới trường thoát nước trong thời gian là:

$$\text{thời gian lưu trú dưới trường thoát nước} = \frac{\text{độ rộng của trường thoát}}{\text{vận tốc tuyến tính trung bình}} = \frac{30 \text{ tháng}}{100 \frac{\text{tháng}}{\text{năm}}} = 0.3 \text{ năm}$$

Độ dày của vùng ô nhiễm nước thải ở mép dưới của trường thoát nước sẽ là:

$$b = \frac{q * t}{\text{độ xốp}}$$

$$b = \frac{3.95 \frac{\text{tháng}}{\text{năm}} 0.3 \text{ năm}}{0.3} = 3.95 \text{ tháng} \sim 4 \text{ tháng}$$

Xuôi theo dòng chảy từ trường thoát nước, vận tốc thẳng đứng tuyến tính trung bình sẽ thu được từ việc nạp lại lượng mưa là:

$$\text{vận tốc thẳng đứng tuyến tính trung bình} = \frac{\text{tỷ lệ nạp ròng}}{\text{độ xốp}} = \frac{0.9 \frac{\text{tháng}}{\text{năm}} - 0.6 \frac{\text{tháng}}{\text{năm}}}{0.3}$$

$$= 1 \frac{\text{tháng}}{\text{năm}}$$

Với vận tốc bên tuyến tính trung bình là 100 tháng / năm, hệ thống tự hoại sẽ mất 3 năm để đến giếng:

$$\text{thời gian để đến giếng} = \frac{300 \text{ tháng}}{100 \frac{\text{tháng}}{\text{năm}}} = 3 \text{ năm}$$

Bỏ qua sự phân tán nước thải, trong suốt ba năm đó, vùng ô nhiễm sẽ được dẫn xuống theo phương thẳng đứng nhờ quá trình nạp ròng. Với vận tốc thẳng đứng tuyến tính trung bình là 1 tháng / năm, vùng ô nhiễm dày 4 m từ trường tự hoại sẽ xảy ra ở độ sâu từ 3 đến 7 m dưới mực nước ngầm tại vị trí giếng, và do đó có thể đi qua lưới chắn giếng kéo dài dưới mực nước ngầm từ 5 đến 7 m.

[Quay về Bài tập số 1](#) ↑

Lời giải Bài tập số 2

Giả định dòng chảy 1 chiều cho mục đích tính toán và cân nhắc tốc độ tiêu thụ S trong một khối lập phương 1 L (10 cm x 10 cm x 10 cm).

Xác định khối lượng S trong một khối chứa nước 1 L có trọng lượng là:

$$\text{trọng lượng của một khối nước 1 L} = 10\text{cm} \times 10\text{cm} \times 10\text{cm} \times 1,8 \frac{\text{g}}{\text{cm}^3} = 1800 \text{ g}$$

Chúng ta biết S bằng 0,02% trọng lượng của nguyên liệu khi khô, do đó:

$$\text{Trọng lượng } S \text{ trong khối 1 L} = 1800 \text{ g} \times 0,0002 = 0,36 \text{ g } S \text{ trong khối 1 L}$$

Thông lượng NO_3^- -N trong một khối lập phương được xác định như sau.

$$\text{Vận tốc Darcy} = (\text{Vận tốc nước ngầm xen kẽ}) \times \text{Độ xốp} = 2800 \frac{\text{cm}}{\text{năm}} \times 0,3 = 840 \frac{\text{cm}}{\text{năm}}$$

$$\text{Thể tích dòng chảy qua khối lập phương} = (\text{Vận tốc Darcy}) \times (\text{Diện tích dòng chảy})$$

$$= 840 \frac{\text{cm}}{\text{năm}} \times 10\text{cm} \times 10\text{cm} = 84000 \frac{\text{cm}^3}{\text{năm}}$$

$$\text{Thông lượng } \text{NO}_3^- \text{-N trong khối lập phương} = (\text{Thể tích dòng chảy}) \times (\text{Nồng độ})$$

$$= 84000 \frac{\text{cm}^3}{\text{năm}} \times \frac{50 \text{ mg } \text{NO}_3^- \text{-N}}{1000 \text{ cm}^3} = 4200 \frac{\text{mg } \text{NO}_3^- \text{-N}}{\text{năm}} = 4,2 \frac{\text{g } \text{NO}_3^- \text{-N}}{\text{năm}}$$

$$\frac{\text{Moles } \text{NO}_3^- \text{-N}}{\text{năm}} = 4,2 \frac{\text{g}}{\text{năm}} \times \frac{1 \text{ M } \text{NO}_3^- \text{-N}}{14 \text{ g}} = 0,3 \frac{\text{M } \text{NO}_3^- \text{-N}}{\text{yr}}$$

Từ Phương trình 14, ta biết 1 Mol NO_3^- -N sẽ tiêu thụ 10/14 Mol S :

$$\text{Số lượng Mol } S \text{ tiêu thụ} = 0,3 \frac{\text{M } \text{NO}_3^- \text{-N}}{\text{năm}} \times \frac{10 \text{ M } S}{14 \text{ M } \text{NO}_3^- \text{-N}} = 0,21 \frac{\text{M } S}{\text{năm}}$$

$$\frac{\text{g } S \text{ tiêu thụ}}{\text{năm}} = 0,21 \frac{\text{M } S}{\text{năm}} \times \frac{32,06 \text{ g } S}{1 \text{ M } S} = 6,87 \frac{\text{g } S}{\text{năm}}$$

Giả sử có 0,36 g S trong mỗi khối chứa 1 L, mỗi khối có đủ S để hỗ trợ quá trình khử nito của vùng ô nhiễm trong 0,052 năm như tính toán dưới đây.

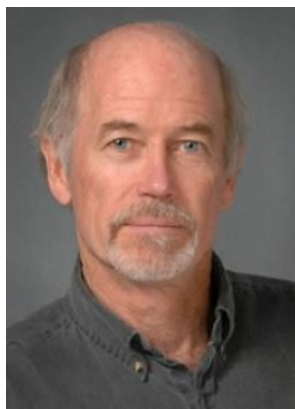
$$\text{Số năm cần thiết để làm cạn kiệt } S \text{ khỏi khối} = \frac{0,36 \text{ g } S}{6,9 \frac{\text{g } S}{\text{năm}}} = 0,052 \text{ năm}$$

Do đó, vùng NO_3^- -N sẽ tăng thêm 10 cm sau mỗi 0,052 năm, hoặc người ta có thể nói rằng nó có thể tiêu thụ tất cả S từ 19,2 khối mỗi năm ($1/0,052=19,2$), đó là tốc độ của vùng NO_3^- -N tăng thêm 192 cm/năm. Một cách khác để tính tỷ lệ tăng như sau:

$$\text{Tỷ lệ tăng của vùng } \text{NO}_3^- \text{-N} = \frac{10 \text{ cm}}{0,052 \text{ năm}} = \frac{192 \text{ cm}}{\text{năm}}$$

[Quay về Bài tập số 2](#) ↑

13 Tác giả



Tiến sỹ Will D. Robertson là Giáo sư danh dự tại Khoa Trái đất và Khoa học Môi trường, trường Đại học Waterloo, Ontario, Canada. Tại đây ông đã giảng dạy các khóa học về địa chất thủy văn vật lý và các phương pháp thực địa trong địa chất thủy văn trong hơn 20 năm. Trong khoảng thời gian đó, ông đã tư vấn cho hơn 30 sinh viên đại học và sau đại học, và xuất bản trên tạp chí chuyên ngành hơn 50 bài liên quan đến các kỹ thuật xác định niên đại nước ngầm và các vấn đề ô nhiễm liên quan đến chất thải khai thác mỏ, xử lý nước thải tại chỗ, và nông nghiệp. Ông cũng là người đồng phát minh ra một số bằng sáng chế liên quan đến việc tăng cường loại bỏ ni-tơ và phốt-pho trong dòng chảy nông nghiệp và trong các hệ thống tự hoại.

14 Dịch giả



Chị Nguyễn Như Huế là một chuyên gia phân tích chính sách môi trường và kỹ sư quản lý nước. Chị đã từng làm việc với các tổ chức quốc tế như Liên Hợp Quốc, Fauna & Flora International, Ban thư ký Ủy hội sông Mê Công Quốc tế (MRC), cũng như với Bộ Thủy sản (trước khi Bộ này sát nhập với Bộ Nông nghiệp và Phát triển Nông thôn) tại Việt Nam. Chị có hai bằng Thạc sỹ khoa học, một trong số đó là kỹ sư và quản lý nước từ trường Đại học Stuttgart (CHLB Đức), nơi chị tập trung vào các chuyên ngành như quản lý các tài nguyên nước dưới đất, địa chất thủy văn, kỹ thuật vệ sinh, và quản lý chất lượng nước. Luận văn thạc sĩ của chị tại trường Đại học Stuttgart mô tả các hành vi vận chuyển và suy thoái của một nhóm các hóa chất poly- và perfluorinate trong đất.

Vui lòng xem xét đăng ký vào danh sách gửi thư của Dự án The Groundwater Project (GW-Project) để được cập nhật thông tin về các đợt phát hành sách mới, các sự kiện và cách thức tham gia Dự án GW-Project. Việc bạn đăng ký vào danh sách email của chúng tôi sẽ giúp chúng tôi xây dựng một cộng đồng nước ngầm toàn cầu. [Đăng ký](#) .

