

NGHIÊN CỨU ĐÁNH GIÁ ĐỘC TÍNH MỘT SỐ CHẤT THẢI ĐIỆN HÌNH TẠI THÀNH PHỐ HỒ CHÍ MINH VÀ ĐỀ XUẤT CÁC BIỆN PHÁP KIỂM SOÁT CHÚNG

Đỗ Hồng Lan Chi

Viện Môi trường Tài nguyên, Đại học Quốc gia TP HCM

TÓM TẮT: Nghiên cứu nhằm mục đích đánh giá bước đầu nguy cơ đối với môi trường của hai loại chất thải điện hình, bằng cách áp dụng các thử nghiệm độc học và các phân tích ô nhiễm vi lượng và đại lượng chọn lọc.

Chất thải điện hình thứ nhất là bã thải bùn hầm tự hoại và nhà máy làm phân ủ. Tại bã thải này, bùn hầm tự hoại được sản xuất thành phân ủ thông qua một quá trình khử nước và làm giàu carbon. Sự khử nước được thực hiện bằng cách cho bùn đi qua các bể chứa vách đất mà từ đây nước rỉ sẽ đi vào một số kênh nhỏ và thải vào môi trường. Mẫu lấy từ kênh này gây độc đối với *D. magna*. Hàm lượng kim loại nặng trong các mẫu vượt tiêu chuẩn cho phép. Quá trình làm phân ủ không trải qua khoáng hóa lượng bùn đã làm giàu chất hữu cơ bằng vỏ trấu, không đủ nhiệt độ để phá hủy các mầm bệnh. Một số đề xuất được nêu để cải tiến quá trình làm phân ủ, chất lượng phân ủ và hạn chế nguy cơ của nước rỉ đối với môi trường; phân tích kim loại nặng trong phân ủ để kiểm soát chúng; nước rỉ từ bã thải này cần được tập trung trong các hồ sinh học để xử lý.

Chất thải điện hình thứ hai là nước rỉ từ bãi rác Đông Thạnh, nơi tập trung các loại rác sinh hoạt, công nghiệp và bệnh viện của thành phố. Các mẫu từ các hồ chứa nước rỉ, kênh dẫn nước rỉ và kênh thải ra nguồn tiếp nhận đều gây độc đối với sinh vật thí nghiệm (*D. magna*, *C. cornuta* và *V. fisheri*). Hàm lượng kim loại nặng không cao lắm và ammonia được giả thiết như một tác nhân gây độc chính. Do vậy, các nghiên cứu tiếp theo cần được thực hiện cho loại chất thải này. Độc tính cao của mẫu cộng với lượng lớn nước rỉ từ bãi rác làm cho vấn đề xử lý nước rỉ trở nên cấp bách. Các vấn đề về chống thấm cho bãi rác cũng được bàn luận, kể cả về việc chăm sóc sức khỏe và an toàn lao động.

Từ khóa: chất thải điện hình, đánh giá độc tính

1. ĐẶT VẤN ĐỀ

Thành phố Hồ Chí Minh tăng trưởng kinh tế trong những năm gần đây, với quá trình công nghiệp hóa nhanh chóng, đã ảnh hưởng đến chất lượng môi trường theo nhiều cách khác nhau. Ô nhiễm nước là vấn đề nghiêm trọng, nước thải sinh hoạt và công nghiệp thải vào hệ thống kênh rạch. Đặc biệt, tác động đến môi trường của khoảng 30 000 công nghiệp nhỏ và vừa, khoảng 800 nhà máy lớn được xem như các điểm ô nhiễm ngày càng nghiêm trọng.

Mục đích của nghiên cứu này là đánh giá khả năng gây độc lên hệ sinh thái của hai loại chất thải điện hình trong thành phố và đề xuất các biện pháp kiểm soát chúng. Điểm có chất thải điện hình thứ nhất là khu vực làm phân ủ chất thải hầm tự hoại, điểm thứ hai là bãi chôn lấp chất thải rắn của thành phố. Cả hai điểm ô nhiễm được chọn trong nghiên cứu đều là nơi tiếp nhận tải lượng ô nhiễm tương đối nặng và có thể được xem như **chất thải điện hình** của thành phố bởi vì chúng là nơi nhận và dự trữ tất cả những chất ô nhiễm khó phân hủy mà một khi khi được thải vào môi trường, cả đường đi và nồng độ của chúng có thể ảnh hưởng và có khả năng gây nguy hiểm đối với hệ sinh thái nước. Các thí nghiệm độc học sinh thái (ecotoxicology) có thể áp dụng cho chất thải điện hình để đánh giá phần trao đổi sinh học (bioavailability) của các chất thải điện hình. Chúng đóng vai trò quan trọng trong việc đánh giá và dự báo tác động của các chất ô nhiễm đối với môi trường (Forbes et Forbes, 1994) bởi vì các thí nghiệm này cho phép nghiên cứu sự đáp ứng (responses) của các hệ thống sinh học (tế bào, sinh vật, hệ sinh thái) đối với các chất ô nhiễm (Calow 1993).

Để biết được đặc trưng của các loại chất thải điện hình này, nhóm nghiên cứu tiến hành phân tích các thông số hóa lý và kim loại nặng.

Bùn của hầm tự hoại không những tiếp nhận chất thải sinh hoạt mà còn từ những hoạt động khác trong thành phố, vì thế kim loại nặng cũng có thể được tìm thấy. Bãi chôn lấp chất thải rắn xem như điểm cuối của chuỗi chất thải, như vậy khả năng tìm thấy kim loại nặng là cao bởi vì chúng phản ánh thành phần của bãi thải, trong trường hợp này từ cả chất thải sinh hoạt và công nghiệp cũng như y tế.

2. PHƯƠNG PHÁP

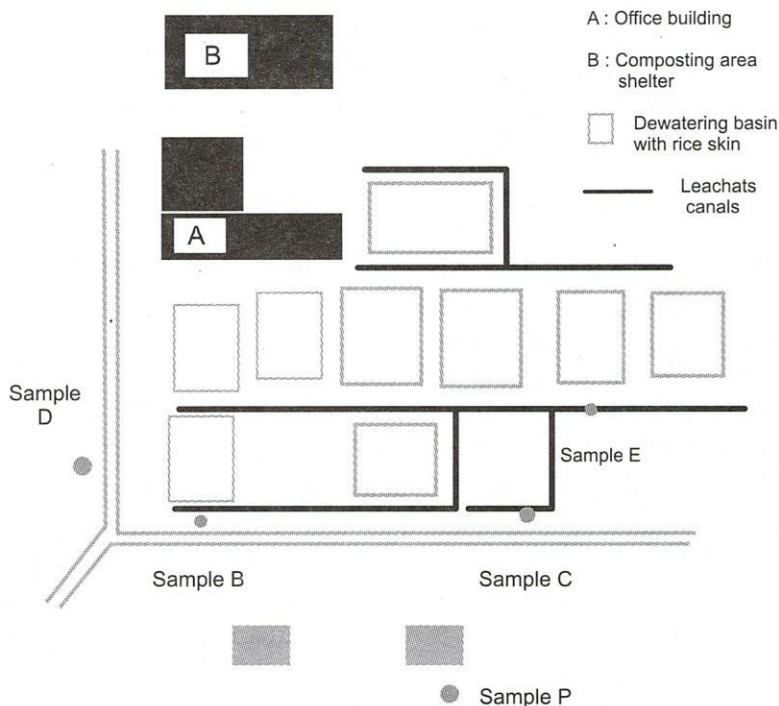
2.1 Sinh vật thí nghiệm

Daphnia magna: *D. magna* Strauss dòng 1829 được cung cấp từ EPFL, Thụy Sĩ và đang nuôi cấy trong môi trường M4 tại phòng thí nghiệm Độc Học Sinh Thái – Viện Tài Nguyên và Môi Trường (IER) thuộc Đại Học Quốc Gia TP. Hồ Chí Minh và tại DGR – GECOS, Ecotoxicology, EPFL.

Ceriodaphnia cornuta: *C. cornuta* được phân lập năm 1998 và nuôi cấy trong môi trường M4* tại phòng thí nghiệm Độc Học Sinh Thái – Viện Tài Nguyên và Môi Trường (IER) thuộc Đại Học Quốc Gia TP. Hồ Chí Minh và tại phòng thí nghiệm DGR – GECOS, Ecotoxicology, Đại học Bách khoa Liên bang Lausanne, EPFL.

Vibrio fischeri: Là vi khuẩn biển có độ phát quang cao khi bị ảnh hưởng đến quá trình sống độ phát quang của vi khuẩn này kém đi. Dựa vào đặc điểm này, người ta đo phát quang dùng phát quang - sự đáp ứng của vi khuẩn (*Vibrio fischeri*) khi tiếp xúc với hóa chất để đánh giá độc tính. Trong nghiên cứu này chúng tôi sử dụng chế phẩm vi khuẩn đông khô của Azur Environmental, USA, để đo độc tính của nước thải trên hệ thống kênh rạch tại Tp. HCM.

2.2 Lấy mẫu bãi thải bùn hầm tự hoại

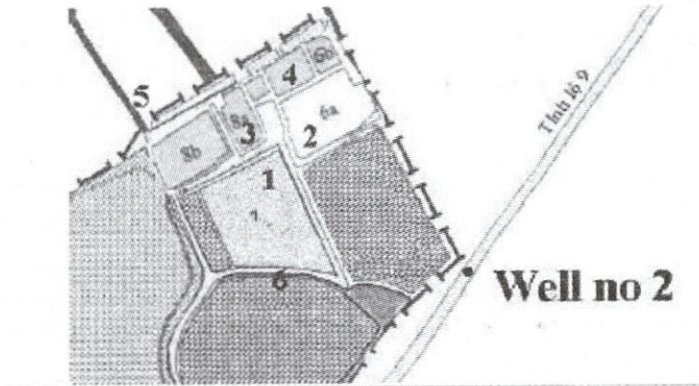


Hình 1: Sơ đồ bãi thải bùn và các điểm lấy mẫu

Mẫu B và E được lấy ở mương nhỏ chứa chất thải lỏng chảy từ bể chứa thứ nhất. Mẫu B được lấy ở đầu mương và mẫu E lấy ở khoảng cách khoảng 20 m tiếp theo nơi nước thải chảy vào các khu vực lân cận. Mẫu này sẽ đại diện nước đi vào môi trường xung quanh. Mẫu C đại diện chất lượng nước trong thời gian chờ khô của bể chứa. Mẫu D lấy ở phía bên kia đường đối diện với bãi thải nơi bể chứa thứ nhất hoạt động – các xe tải nhỏ đổ bùn hầm tự

hoại, và nước thải tích tụ thành một hồ nhỏ và có một số thực vật. Bởi vì chất phân hủy tự hoại khá lỏng, có thể một phần nước thải sẽ ngấm vào hồ này. Ngoài ra nước thải cũng được quan sát thấy ở khắp nơi trong và ngoài khu vực nghiên cứu. Mẫu P được lấy ở bề nước của một hộ dân gần bãi thải. Người dân sử dụng nước giếng khoan sâu 30 m ở khu vực này.

2.3 Lấy mẫu bãi rác Đông Thạnh



Hình 2: Bản đồ lấy mẫu ở bãi rác Đông Thạnh

Các mẫu được lấy ở bãi rác Đông Thạnh có 3 loại. Các mẫu 1, 2, 3, 4 được lấy ở các hồ nước rỉ với ý định xem xét nếu có các thành phần khác nhau trong các hồ. Nước ở những hồ này có màu nâu đậm. Khi đi dọc theo hồ số 7, nhóm nghiên cứu có người thấy mùi ammonia. Trong khi thảo luận với các công nhân, nhóm nghiên cứu được biết nước rỉ từ hồ 8A được thải trực tiếp vào kênh. Một mẫu từ kênh khác (mẫu 5) nằm ở cuối con đường dẫn đến hồ 8B xem như kênh tiếp nhận. Một mẫu nữa được lấy ở kênh nước rỉ (mẫu 6) để đánh giá đặc trưng của “nước rỉ tươi”. Mẫu này có mùi nặng, không chỉ mùi ammonia mà còn lẫn lộn những mùi khác.

3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

3.1 Bùn hàm tự hoại và phân ủ

Kết quả phân tích hóa lý và kim loại nặng các mẫu bùn hàm tự hoại và phân ủ được trình bày trong bảng 1 và 2. Các mẫu có đặc trưng rất khác nhau do lấy mẫu từ các điểm khác nhau. Mẫu B được lấy từ đầu kênh, nơi có nước thấm ra từ bề thứ nhất. Mẫu này có màu nâu và nhiều chất lơ lửng, hàm lượng COD và BOD rất cao (COD=33.841 mg/l và BOD 5.200 mg/l). Độ dẫn điện (21 mS/cm) của mẫu này cao nhất trong số các mẫu phân tích với hàm lượng chất rắn vô cơ hòa tan cao dạng ion như các chloride, nitrate, sulphate và phosphate và các cations như sodium hoặc magnesium. Tỉ số BOD/COD cho thấy khả năng phân hủy sinh học kém (BOD/COD=0.15) so với nước thải sinh hoạt (BOD/COD=0.7). Mẫu E cũng có COD cao (COD=1955 mg/l), nhưng thấp hơn mẫu B (COD=5200 mg/l), mẫu này có các chất lơ lửng mà chúng có thể lắng đọng dọc theo kênh. Mặt khác, tỉ số BOD/COD tương đối đồng nhất.

Bảng 1: phân tích hóa lý bãi thải bùn hàm tự hoại

Mẫu		C	B	D	E	P
	Đơn vị	Kênh bên cạnh	Bắt đầu kênh 1	Hồ phía sau	Cuối kênh	Bơm
pH		6.7	>7.6	6.0	6.3	7.1
Độ dẫn điện	mS/cm	1.40	21.00	0.59	2.96	0.24
COD	mg O ₂ /l	294	33841	81	1955	0
BOD	mg O ₂ /l	56	5200	38	312	0
BOD/COD		0.19	0.15	0.46	0.16	-

Mẫu C và D có COD và BOD giảm, chúng ở khoảng cách xa hơn tính từ bể chứa đầu tiên. Mẫu C ít đục hơn mẫu B và E. Các kết quả ở mẫu D cho thấy chất lượng tương đương với nước ngọt vì chúng không bị ảnh hưởng bởi bãi thải bùn hàm tự hoại và làm phân ủ (BOD < 4 mg O₂/l (OEaux, 1998). Mẫu nước lấy từ hồ nằm phía sau bãi thải có hàm lượng BOD cao (BOD=38 mg O₂/l). pH của các mẫu phân tích dao động không nhiều.

Bảng 2: phân tích kim loại nặng bãi thải bùn hàm tự hoại

		C	B	D	E	P	TCVN	TC nước uống Thụy sỹ	Giới hạn phát hiện
	Đơn vị	Kênh bên cạnh	Bắt đầu kênh 1	Hồ phía sau	Cuối kênh	Bơm			
Cu	mg/l	1.423	7.469	0.019	1.002	0.004	0.1	1.5	0.002
Ni	mg/l	0.009	2.029	0.001	0.411	0.011	0.1	0.1 (biological free)	0.004
Zn	mg/l	0.002	69.762	0.180	5.659	0.029	1	2	0.0005
Pb	mg/l	nd	1.028	nd	0.395	nd	0.5	0.01	0.01
Cr	mg/l	0.002	0.199	0.015	0.154	nd	0.05-0.1	0.02	0.005
Cd	mg/l	nd	0.039	nd	nd	nd	0.01	0.005	0.0005
Hg	mg/l	nd	nd	nd	nd	nd	0.001	0.001	0.0002

Kết quả thử độc tính (bảng 3) các mẫu từ bãi thải bùn phân hàm tự hoại tương đối đồng nhất ở các mẫu C (đọc theo kênh), mẫu B (đầu kênh) và mẫu E (cuối kênh), với EC₅₀ dao động 30-35%. Kết quả này cho thấy hàm lượng kim loại nặng (bảng 2) đặc biệt trong mẫu B không gây đáp ứng trên *Daphnia magna*. Các tài liệu khác (Bronchi, 1997) cho thấy hàm lượng kim loại nặng, thí dụ đồng, dao động từ 0.06 đến 0.5 mg CuSO₄*5H₂O/l có EC₅₀ khoảng 0.093 sau 48 giờ. Hàm lượng đồng trong các mẫu C, B, E đều vượt EC₅₀ ước lượng đối với các dung dịch đồng nhưng giá trị EC₅₀ trong kết quả độc tính lại cao hơn, có thể giải thích do kim loại nặng hấp phụ vào trong các chất hữu cơ lơ lửng. Do các mẫu đều có hàm lượng các chất lơ lửng cao, chúng được ly tâm trước khi làm thử nghiệm độc tính để loại bỏ các chất lơ lửng. Do vậy có thể giả thiết các kim loại hấp phụ vào trong chất hữu cơ để giải thích cho trường hợp riêng các giá trị nồng độ thấp ảnh hưởng sinh vật thí nghiệm.

Bảng 3: kết quả thử độc tính bãi thải bùn hàm tự hoại

		C	B	D	E	P
	Đơn vị	Kênh bên cạnh	Bắt đầu kênh 1	Hồ phía sau	Cuối kênh	Bơm
<i>Daphnia magna</i> (24h)	EC ₅₀ (%)	35	34	>100	34	>100
<i>Daphnia magna</i> (48h)	EC ₅₀ (%)	31	33	>100	27	>100

Đề xuất biện pháp kiểm soát bãi thải bùn hàm tự hoại

Chương trình kiểm soát đối với bãi thải này có thể tập trung vào các phương án sau đây:

1. Giảm thiểu tải lượng ô nhiễm cao của nước rỉ từ bùn khi đưa vào môi trường.
2. Áp dụng quy trình làm phân ủ hợp lý.
3. Giảm thiểu việc công nhân tiếp xúc trực tiếp với bùn.

Cụ thể như sau:

1. Để giảm thiểu tải lượng ô nhiễm cao (BOD, COD) đưa vào môi trường, trước tiên nước rỉ phải được tập trung vào một điểm. Như vậy người ta phải thiết kế lại các kênh thải nước rỉ. Một khi nước rỉ đã được tập trung vào một chỗ, các phương án xử lý phải được thực hiện. Cách đơn giản để giảm thiểu BOD từ nước rỉ, mà không cần chi phí cao, biện pháp phức tạp, là xử lý bằng hồ sinh học. Các hồ này có thể sâu hoặc nông tùy theo tải lượng hữu cơ của

nước rỉ: sự phân hủy có thể là kỵ khí (tải lượng ô nhiễm cao) hoặc hiếu khí (tải lượng ô nhiễm thấp). Phương án này cần được xem xét bởi vì có thể còn đủ diện tích để thiết kế các hồ sinh học như trên. Việc thiết kế lại các kênh thải nước rỉ và hồ sinh học cần được thực hiện để giới hạn việc thấm thấu nước rỉ vào đất.

2. Làm phân ủ là quá trình quan trọng để ổn định bùn hầm tự hoại. Chỉ có áp dụng quy trình làm phân ủ hợp lý mới cho ra sản phẩm phân ủ an toàn, không có mầm bệnh. Nếu việc khử nước của bùn và làm giàu thêm các chất hữu cơ cho bùn (hàm lượng carbon cao) tương ứng với việc chuẩn bị tốt các cơ chất thì có thể đảm bảo chất lượng phân ủ. Quy trình hiện nay của việc làm phân ủ từ bãi thải này vẫn chưa hợp lý lắm, trong đó quá trình ổn định hiếu khí là chủ yếu, bên cạnh bổ sung các chất hữu cơ từ vỏ trấu và vỏ đậu phộng. Ngoài ra, việc loại bỏ mầm bệnh từ bùn hầm tự hoại là thông số rất quan trọng. Các thông số như thông khí, độ ẩm, nhiệt độ cũng được xem là các thông số chính để kiểm soát quá trình. Phương pháp của UNEP là đơn giản và có thể được đề nghị (UNEP, 2000). Như đã đề cập việc làm phân ủ là một trong những phương pháp tốt để ổn định bùn hầm tự hoại. Để bảo đảm chất lượng phân ủ, thành phần bùn tại bãi thải cần phải được kiểm soát. Phân ủ chỉ có thể được làm từ bùn của các hầm tự hoại gia đình, để chắc chắn chúng có tải lượng hữu cơ thấp. Nếu phân ủ được bán cho các nhà vườn tư nhân, tải lượng ô nhiễm cao có thể ảnh hưởng trực tiếp sức khỏe con người, đặc biệt là các loại cây cho củ. Mặt khác, nếu phân ủ bón cho ruộng đồng, chúng phải được sử dụng ở liều lượng nhỏ vì sẽ cho tác động trực tiếp vào đất và gián tiếp lên sức khỏe con người.

3. Công nhân làm việc với bùn cần được chăm sóc vì họ có nguy cơ cao tiếp xúc với vi khuẩn phân gây bệnh (*Coliform*, *Salmonella*). Công nhân cần được trang bị ủng, găng, và quần áo bảo hộ đúng tiêu chuẩn. Việc tiếp xúc trực tiếp da với bùn phải được hạn chế đến mức tối đa. Khi bị thương phải chú ý chăm sóc cẩn thận để không bị nhiễm trùng. Các khóa huấn luyện để nâng cao nhận thức của công nhân về các nguy cơ nghề nghiệp cụ thể khi tiếp xúc với bùn cần phải được thực hiện.

4. Chất lượng nước giếng bơm sử dụng cho các hộ gia đình xung quanh bãi thải bùn hầm tự hoại cần được kiểm soát. Trong các chỉ tiêu kiểm tra, chú ý không bỏ qua chỉ tiêu "coliform phân" để đánh giá được tác động của bãi thải này đối với chất lượng nước ngầm.

3.2 Bãi rác Đông Thạnh

Kết quả phân tích hóa lý và kim loại nặng các mẫu bãi rác Đông Thạnh được cho trong bảng 4 và 5. Phân tích kim loại nặng đối với các mẫu trong hồ nước rỉ cho thấy mẫu 1 có hàm lượng kim loại tương đối cao so với các mẫu khác, ngoại trừ nguyên tố chrom và thủy ngân. Trong mẫu 5 cũng xác định có chrom, chì và kẽm. Mẫu 6 từ kênh nước rỉ có hàm lượng kim loại nặng cao hơn trong hồ 7. Các giá trị hàm lượng kim loại nặng được so sánh với tiêu chuẩn Thụy sỹ đối với các vị trí ô nhiễm điển hình (Osites). Nếu hàm lượng tìm thấy cao hơn tiêu chuẩn, các vị trí ô nhiễm nhất thiết cần được giám sát. Nếu cao hơn tiêu chuẩn 10 lần, vị trí ô nhiễm cần được xử lý và phục hồi (remediation).

Bảng 4: phân tích hóa lý bãi rác Đông Thạnh

Mẫu số	1	2	3	4	5	6
Vị trí	Hố 7	Hố 6a	Hố 8a	Hố 6c	Kênh	Kênh nước rỉ
pH	7.8	8.3	7.9	8.7	5.8	7.6
Độ dẫn điện [mS/cm]	18.5	12.56	15.2	11.1	0.643	8.3 ***
COD [mgO ₂ /l]	2914	1227	2914	1150	33	13035
BOD [mgO ₂ /l]	304	186	212	146	8.7	>9490
BOD/COD	0.10	0.15	0.07	0.13	0.26	> 0.73
Ammonia NH ₃ (mg/l)	1067	140	610	42	11	3172

*** giá trị đo được của mẫu pha loãng 3 lần

Hàm lượng chì tìm thấy trong mẫu 1 cao hơn tiêu chuẩn 3 lần, điều đó chỉ rằng bãi rác phải được quan trắc, giám sát. Hàm lượng chrom không so sánh được vì trong tiêu chuẩn chỉ nêu đối với chrom V. Hàm lượng kim loại nặng trong mẫu kênh (mẫu 5) cần được so sánh với tiêu chuẩn nước mặt và chúng không vượt tiêu chuẩn. Trong các mẫu không phát hiện có kẽm.

Bảng 5: kim loại nặng bãi rác Đông Thạnh

Mẫu số	1	2	3	4	5	6		Osites	Oeaux
	Hố 7	Hố 6a	Hố 8a	Hố 6c	Kênh	Kênh nước rí	Giới hạn phát hiện		
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Cd	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	n.d	0.0005	0.005	0.1
Cr	0.193	0.140	0.284	0.071	0.003	0.267	0.005	0.02 Cr _{vib} /l	2 (total) Cr
Cu	0.026	0.008	0.005	0.018	nd	0.048	0.002	1.5	0.5
Ni	0.273	0.224	0.248	0.171	nd	0.631	0.004	0.7	2
Pb	0.067	0.042	0.076	0.026	0.008	0.105	0.01	0.05	0.5
Zn	0.328	0.077	0.096	0.074	0.030	0.697	0.0005	5	2

	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l		µg/l	µg/l
Hg	0.0003	0.0003	0.0001	0.0003	0.0004	-		1	-

- Osites, luật Thụy Sĩ đối với chất thải điển hình, chỉ giá trị nồng độ giới hạn cho kim loại nặng trong nước rí.
- Oeaux, luật Thụy Sĩ đối với nước mặt, chỉ giá trị được phép thải ra môi trường (Phụ lục 7)

Kết quả phân tích độc tính được trình bày trong bảng 6 và 7. Độc cấp tính được tìm thấy đối với cả hai vi giáp xác thí nghiệm, *D. magna* và *C. cornuta*. EC50 của *D. magna* từ mẫu 3 dao động từ 5% đến 10%. Thử nghiệm “screening” cho thấy tất cả các mẫu đều bị ảnh hưởng 100% ở các nồng độ lớn hơn 10%.

Bảng 6: độc tính nước thải bãi rác Đông Thạnh đối với vi giáp xác

Mẫu số		1	2	3	4	5	6
		Hố 7	Hố 6a	Hố 8a	Hố 6c	Kênh	Kênh nước rí
		EC 50 (%)	EC 50 (%)	EC 50 (%)	EC 50 (%)	EC 50 (%)	EC 50 (%)
<i>D. magna</i> (24h)	%	4.8	24.0	5< EC 50 <10	26.4(*)	70.0	3.2
<i>D. magna</i> (48h)	%	4.3	24.0	5< EC 50 <10	24.5(*)	47.1	3.1
<i>C. cornuta</i> (24h)	%	2.1	14.2	3.5	13.3 (*)	45.5	1.5<
<i>C. cornuta</i> (48h)	%	1.9	13.0	3.1	-	<5	1.5<

(*) : Mẫu 4 có pH được chỉnh đến 8

Bảng 7: độc tính nước thải bãi rác Đông Thạnh đối với vi khuẩn

Mẫu		1	2	3	4	5	6 (a)	6 (b)	6 (c)
5min	%	38.1	64.9	48.7	59.9	nd	4.9	5.9	4.5
15 min	%	37.8	66.5	49.2	67.6	nd	3.3	3.6	3.9
30 min	%	34.8	57.7	45.4	68.6	nd	3.3	3.7	4.4
Chỉnh màu									
5min	%	13.3	29.4	21.1	32.0		3.2		2.6
15 min	%	10.9	27.9	16.0	36.4		2.4		2.8
30 min	%	11.6	27.2	14.1	31.3		2.4		3.1

- (a) Mẫu 6 pha loãng với 2% NaCl
- (b) Mẫu 6 pha loãng với nước cất
- (c) Mẫu 6 pha lọc (0.45 mm)

Trong số 6 mẫu, có 4 mẫu được lấy từ các hồ chứa nước rỉ, 1 mẫu lấy từ kênh và 1 mẫu từ kênh. Để ước tính độc tính đối với hệ sinh thái, cần phải xem xét nồng độ EC50 nhạy cảm nhất trong các thử nghiệm độc học được thực hiện (OFEPF, 1999). Trong trường hợp này EC50 nhạy cảm nhất của *D. magna*, *C. cornuta* và *V. fisheri* sẽ được xem xét để xác định độc tính sinh thái của mẫu môi trường. Mẫu nước rỉ trong kênh (số 6) cho thấy độc tính cao nhất cũng như các hàm lượng chất ô nhiễm phân tích được. Một điểm khá khác thường của mẫu này là tỉ số BOD/COD tương đối cao (BOD/COD=0.7) so với các mẫu khác (BOD/COD <0.25). Kết quả này cho thấy khả năng phân hủy sinh học cao của mẫu. Mẫu nước rỉ này chảy ra từ ụ rác thứ 2, ụ này nhỏ hơn nhiều so với các ụ khác. Vì nước rỉ có hàm lượng chất rắn lơ lửng cao, nên có thể đây là yếu tố dẫn đến kết quả BOD cao. Mẫu 6 cho kết quả độc tính cao trên cả ba sinh vật thí nghiệm, trong đó sinh vật nhạy cảm nhất là *C. cornuta* với EC50 thấp hơn 1.5%. Độc tính phân tích được có thể một phần từ kim loại nặng, nhưng tác động chung trên toàn mẫu không phải hoàn toàn do kim loại nặng, đặc biệt mẫu có nhiều chất rắn lơ lửng mà kim loại nặng có thể hấp thụ vào. Hơn nữa hàm lượng kim loại nặng phân tích được từ các mẫu không cao lắm. Mùi của nước rỉ rất nặng chỉ ra có các chất ô nhiễm hữu cơ khác trong mẫu. Ammonia đo được trên mẫu 4 đã ly tâm cho thấy hàm lượng ammonia rất cao (>3000mg/l). Đối với NH₃ + NH₄, EC10 trên *D. magna* được ước lượng là 50 mg/l ở pH 7.5 - 8 (OFEPF, 1995).

Đối với mẫu 6, tại nồng độ pha loãng 3% tương ứng với EC50, từ đây có thể ngoại suy hàm lượng ammonia có thể vượt 90 mg/l. Thông số này giải thích một phần độc tính cấp của mẫu đối với sinh vật. Sự ảnh hưởng của thông số ammonia có thể được xem xét để làm các thí nghiệm tiếp theo. Trong bảng xếp hạng độc tính (OFEPF, 1999) cho phép xếp mẫu 6 tương ứng với độc tính cao đến rất cao.

Các mẫu 1 và 3 có các đặc trưng hóa - lý tương đối giống nhau. Cả hai đều có pH kiềm nhẹ, độ dẫn điện cao, giá trị COD 2914 mg/l và BOD dao động 200-300 mg/l. Hàm lượng BOD không cao lắm của nước rỉ tương ứng với rác sinh hoạt bình thường. Hàm lượng đồng và kẽm chênh lệch trong khi nickel và chì tương đối ngang nhau.

Mẫu từ hồ 7 (mẫu 1) và hồ 8a (mẫu 3) cho thấy rất độc đối với sinh vật. *C. cornuta* là sinh vật thí nghiệm nhạy cảm hơn các sinh vật khác. Độc tính trong các mẫu này có thể một phần do ammonia, mà mùi được nhận biết rõ dọc theo hồ 7. Kết quả đo đặc ammonia cho thấy hàm lượng 1067mg/l đối với mẫu 1 và 610 mg/l đối với mẫu 3. Với hàm lượng ammonia trong mẫu 1 như trên, và giá trị EC50 quan sát được khi pha loãng có thể xấp xỉ 50mg/l NH₃, tương ứng với EC10 đối với *D. magna*. Kết quả độc tính trên Microtox đối với vi khuẩn cho kết quả độc ít hơn. Mẫu 1 và 3 có thể được xếp vào loại độc tính 5, tương đương mức độc tính cao.

Mẫu 2 và 4 có đặc trưng tương đối giống nhau (BOD, COD, độ dẫn điện). COD có nồng độ ít hơn một nửa so với mẫu 1 và 3, hàm lượng kim loại nặng cũng ít hơn. Cũng cần chú ý rằng tại hồ 6a và 6c, nơi mẫu 2 và 4 được lấy chưa đầy tràn nước rỉ. Điều này có nghĩa là nước rỉ được tích chứa trong hồ 7 và sau đó bơm vào các hồ khác. Do vậy, "nước rỉ tươi" dường như không được bổ sung vào các hồ này trong tuần lễ trước khi lấy mẫu. Điều này cũng có thể giải thích cho hiện tượng phân hủy kỵ khí ở đáy hồ và khả năng phân hủy hiếu khí của phần trên mặt hồ của nước rỉ. Về độc tính đối với hệ sinh thái, mẫu 2 và mẫu 4 có thể được xếp vào loại độc tính cao.

Mẫu 5 (lấy từ kênh) có hàm lượng COD và BOD bình thường nếu so sánh với tiêu chuẩn chất lượng của nước mặt. Các giá trị này còn nằm dưới tiêu chuẩn môi trường Việt Nam (TCVN 5942-1995). Mẫu này cho độc tính cấp đối với *D. magna* ở nồng độ 70% sau 24 giờ và 47% sau 48 giờ. Đối với *C. cornuta*, độc tính cấp là 45% sau 24 giờ.

Bảng 8: Bảng xếp hạng độc tính các mẫu Đông Thạnh

	Hồ 7	Hồ 6a	Hồ 8a	Hồ 6c	Kênh	Kênh nước rỉ
Hạng	5	4	5	4	2	5
Độc tính của mẫu	Cao	Cao	Cao	Cao	Trung bình	Cao

Thử nghiệm trên Microtox không cho kết quả độc tính với vi khuẩn *V. fischeri*. Độc tính của nước rỉ mẫu 5 có thể được xếp vào loại 2, có nghĩa là độc tính nhẹ, mặc dù so sánh với các thông số khác thì chúng có đặc trưng của nước mặt. Nếu kênh tiếp nhận được xem là nguồn tiếp nhận nước rỉ có độc tính loại 2, thì nước rỉ là nguồn thải có khả năng gây độc đối với hệ sinh thái tương đối cao (OFEFP, 1999)". Độc tính phân tích được trong mẫu kênh cho thấy nước rỉ có khả năng gây tác động hệ sinh thái nguồn nước mặt tiếp nhận. Độc tính phát hiện được ở mẫu 5 gây quan ngại, bởi vì đây là độc tính từ các mẫu nước rỉ chảy vào kênh, bắt đầu từ hồ 8a và chảy vào rạch Tra.

Đối với bãi rác Đông Thạnh, tất cả các mẫu được xếp vào "độc tính cao" trừ mẫu nước kênh. Để có cái nhìn tổng quát về tác động của nước rỉ đối với môi trường, cần thực hiện thêm các phân tích mẫu môi trường các kênh nối với rạch Tra. Các phân tích này cần được thực hiện quanh năm để ước lượng được tác động đối với môi trường vào mùa khô và mùa mưa. Các kết quả cho thấy mẫu nước rỉ cho kết quả độc tính rất cao đối với sinh vật. Trong khi thử nghiệm mẫu 1 với *C. cornuta*, thí dụ, sinh vật thí nghiệm đã bị chết chỉ sau 30 phút ở nồng độ 10%. Các thử nghiệm độc học cũng cho thấy tác động lên sinh vật thí nghiệm trong một khoảng nồng độ rất hẹp.

Các nghiên cứu tiếp theo và định hướng

Nước rỉ của bãi rác có thể thay đổi thành phần theo mùa. Do vậy, các phân tích độc tính và thành phần hóa học cần được tiếp tục nghiên cứu để có tổng quan tốt hơn. Các điểm lấy mẫu và số lượng mẫu phân tích cần nhiều hơn. Các thử nghiệm độc học đối với nguồn tiếp nhận nước rỉ cần được thực hiện định kỳ trong năm để theo dõi biến động độc tính theo mùa. Do vậy, quy trình "Đánh giá Xác định Độc tính" (Toxicity Identification Evaluation (TIEs)) cần được thực hiện. Mục đích của quy trình này là xác định các đặc trưng, định tính và xác nhận các thành phần hóa học đặc trưng có thể có khả năng gây ra độc tính đối với sinh vật (Soluvat et al., 2002). Các thử nghiệm độc học được thực hiện trên *D. magna*, *C. cornuta* và *V. fischeri*.

Dựa vào kết quả thí nghiệm, các quan sát thực tế và các thông tin có được, nhóm nghiên cứu có một số ghi nhận sau đây:

- Lượng nước rỉ của bãi rác Đông Thạnh (330m³/ngày) là đáng kể,
- Nước rỉ của bãi rác gây độc tính cao đối với sinh vật,
- Nước rỉ của bãi rác không được xử lý hiệu quả,
- Nước rỉ tích tụ dưới đáy của bãi rác có nguy cơ cao gây ô nhiễm nước ngầm,
- Công nhân làm việc chưa được trang bị đủ về an toàn lao động, chăm sóc sức khỏe.

Cần nhắc các ghi nhận trên, các nghiên cứu tiếp theo cần tập trung vào việc xử lý nước rỉ bãi rác, giảm thiểu lượng nước rỉ trong các hồ cũng như giảm thiểu áp lực thủy tĩnh xuống đáy bãi rác. Tiếp theo, công nhân làm việc trong bãi rác cần được bảo vệ để tránh các nguy cơ cho sức khỏe của họ, cần được trang bị phương tiện bảo hộ lao động đúng quy cách để đảm bảo điều kiện vệ sinh. Các thùng hóa chất nằm rải rác trong bãi rác chứng tỏ việc quản lý các chất thải độc hại chưa được chú ý đầy đủ. Thêm vào đó, nước thải cần được xử lý để tránh nguy cơ ô nhiễm môi trường xung quanh. Dự án xử lý nước thải là dự án khó và cần được nghiên cứu bài bản, lâu dài.

Xử lý nước rỉ bãi rác

Việc xử lý nước rỉ bãi rác là ưu tiên hàng đầu để bảo vệ nguồn nước mặt và nước ngầm khu vực xung quanh bãi rác Đông Thạnh. Mục tiêu của xử lý là giảm thiểu lượng nước mưa đi vào các ụ chứa rác và xử lý lượng nước rỉ từ bãi rác, mà cả hai nguồn này sẽ đi vào các hồ chứa nước rỉ. Nước rỉ bãi rác ở các nước khí hậu nóng ẩm vào mùa mưa được ước lượng có thêm một lượng tương đương 30-70% lượng nước mưa. Vào mùa mưa có thể xử lý thêm bằng cách che phủ một lớp chống mưa để ngăn không cho nước mưa đi vào các ụ rác.

4. KẾT LUẬN

1. Các mẫu từ bãi thải bùn hầm tự hoại thí các mẫu nước rỉ có độc tính cấp đối với *D. magna*. Các phân tích hóa – lý cho thấy các mẫu được đặc trưng bởi hàm lượng COD và BOD cao, đặc biệt đối với bùn hầm tự hoại. Mẫu nước lấy từ hồ cách bãi thải 20 m không gây độc tính đối với *D. magna*, chỉ ra rằng tác động đối với môi trường của bãi thải bùn hầm tự hoại có thể được giảm thiểu dễ dàng bằng cách giảm tải lượng hữu cơ.

2. Các mẫu nước rỉ từ bãi rác Đông Thạnh có khả năng gây độc tính cấp trên sinh vật thí nghiệm nước ngọt (*D. magna* and *C. cornuta*) và vi khuẩn nước mặn (*V. fisheri*). Mẫu từ kênh dẫn ra rạch Tra có độc tính trung bình. *C. cornuta* luôn nhạy cảm hơn *D. magna* trong các phân tích thực hiện trong nghiên cứu này. Độc tính phân tích được từ các mẫu cho thấy nguy cơ đối với hệ sinh thái nước mặt của bãi rác là từ trung bình đến cao.

3. Đề xuất kiểm soát (a) đối với bãi thải bùn hầm tự hoại và phân ủ: cải tiến quá trình sản xuất phân ủ: các chất hữu cơ phải qua giai đoạn khoáng hóa, đạt được nhiệt độ cần thiết để diệt các mầm bệnh; (b) đối với bãi rác Đông Thạnh: xử lý nước rỉ từ bãi rác là vấn đề cần ưu tiên bởi chính quyền thành phố, cần phải che phủ bãi rác nhất là vào mùa mưa nhằm giảm lượng nước rỉ, giảm áp lực thủy tĩnh lên mạch nước ngầm.

TOXICITY OF SOME CONTAMINATED SITES IN HOCHIMINH CITY AND SUGGESTION OF MONITORING PROGRAM

Do Hong Lan Chi

Institute for Environment and Resources

ABSTRACT: *The goal of this project was to conduct a first assessment of the environmental risk of two contaminated sites, by applying ecotoxicological tests, and measuring heavy metal presence as well as standard parameters, such as BOD and COD.*

*The first site studied is a septic sludge disposal and composting area. On this site, septic sludge is transformed into compost through a dewatering and carbon enrichment process. The dewatering of the sludge is made in earth wall basins from which water seeps and is collected in small canals that flow directly into the environment. Samples from these canals revealed acute toxicity to *D. magna*. Heavy metals were also found in concentrations exceeding limit values for wastewater. The sample taken in a pond on the other side of the unloading area showed no acute toxicity and lower metal concentrations. The composting process used does not enable mineralisation of the dewatered sludge enriched with rice skin, which also means that the high temperatures needed to kill pathogen bacteria are not reached. Suggestions were made to improve the composting process, the quality of the compost and to limit the impact of leachate waters on the environment. Measurement should be carried on compost to control heavy metal concentration. Leachate should be concentrated in lagoons, where it could be treated and finally composting should be done using windrows.*

*The second site is a 40 ha landfill, in which municipal, as well as industrial and hospital wastes have been deposited. Samples from the leachate lakes, a leachate canal and a fresh water canal all had an acute effect on the test species (*D. magna*, *C. cornuta* and *V. fisheri*). Heavy metals concentrations were not high, therefore ammonia was suspected to induce a toxic effect. The toxicity of the samples together with the very large volume of leachate collected around the landfill, suggest that the volume of leachate should be reduced in first priority. Impermeabilisation and the related problems of this method are discussed briefly. Health and safety practices should also be of first concern.*

Keywords: Contaminated site, toxicity assessment

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- [1]. Binnie Black & Veatch Int'l (07/04/2002), *Dự án nâng cấp đô thị và làm sạch kênh Tân Hóa – Lò Gốm*, giai đoạn nghiên cứu khả thi, Báo cáo giữa kỳ, Tp. HCM.
- [2]. Đặng Ngọc Thanh (1974), *Thủy sinh học đại cương*, NXB ĐH THCN, Hà Nội.
- [3]. Đỗ Hồng Lan Chi, Lâm Minh Triết, Kristin Becker Van Slooten, Joseph Tarradella (2000), *Độc tính của bùn lắng kênh rạch và sông Sài Gòn khu vực Tp. HCM, Việt Nam*, Hội thảo khoa học và công nghệ về môi trường, Tp. HCM.
- [4]. Đỗ Hồng Lan Chi, Lâm Minh Triết và đồng nghiệp, (2002) *Nghiên cứu và đề xuất một số chỉ tiêu độc học sinh thái cho lưu vực sông Sài Gòn – Đồng Nai phục vụ công tác quản lý tổng hợp nguồn nước*, Báo cáo khoa học đề tài cấp thành phố.
- [5]. Lâm Minh Triết (03/1999), *Nghiên cứu các giải pháp đảm bảo môi trường tại một số khu đô thị và khu công nghiệp trọng điểm ở Tp.HCM và các vùng lân cận*, Đề tài cấp nhà nước, Bộ KH CN&MT, Tp. HCM.
- [6]. Lâm Minh Triết và đồng nghiệp (2000), *Nghiên cứu các biện pháp bảo vệ môi trường trong hoạt động nạo vét, vận chuyển và đổ bùn lắng kênh rạch Tp.HCM*, Báo cáo tổng hợp, Tp.HCM.
- [7]. Lâm Minh Triết, Diệp Ngọc Sương (2000), *Các phương pháp phân tích kim loại trong nước và nước thải*, NXB KHKT.
- [8]. Lê Trinh (1995), *Ứng dụng sinh độc học nước để đánh giá độc tính của một số nước thải công nghiệp trọng điểm và nước thải sinh hoạt ở Tp.HCM*, Trung tâm bảo vệ môi trường.
- [9]. Lê Trinh, Phạm Hồng Nhật (1994), *Tổng quan về độc học nước (Aquatic Toxicology) và phương pháp xác định*, Tp. HCM.
- [10]. Nguyễn Ngọc Kiêng (1996), *Một số phương pháp cần thiết trong nghiên cứu khoa học*, NXB Tp.HCM.
- [11]. Nguyễn Ngọc Kiêng (1996), *Thống kê học trong nghiên cứu khoa học*, NXB GD.
- [12]. Tiêu chuẩn Việt Nam 4556– 88 ÷ 4583 – 88 (1998), *Phương pháp phân tích hóa, lý học của nước thải*, Hà Nội.
- [13]. Tổng cục khí tượng thủy văn – Trung tâm khí tượng thủy văn, *Bảng thủy triều 2003*, tập II.
- [14]. Trịnh Thị Thanh (2001), *Độc học môi trường và sức khỏe con người*, NXB ĐHQG, Hà Nội.
- [15]. Võ Thanh Hằng (2002), *Độc tính nước thải sinh hoạt và nước thải công nghiệp tại TP. HCM. Đánh giá đề xuất một số biện pháp quản lý môi trường*, Luận văn kỹ sư môi trường, Trường Đại học Bách Khoa, Tp.HCM.
- [16]. Võ Thị Kiều Thanh (2004), *Nghiên cứu cơ sở khoa học để xây dựng một số chỉ tiêu độc học môi trường nhằm đánh giá độc tính của nước thải sinh hoạt và công nghiệp tại TP.HCM*, Luận văn cao học, Viện Môi trường Tài nguyên, TP.HCM
- [17]. Abel P.D. (1989), *Water pollution biology*. Ellis Horwood Ltd., Halsted Press (Wiley), New York USA.
- [18]. APHA (1998), *Standard Methods for the examination of water and waste water, prep. and publ. Jointly by American Public Health Association, Wasington DC., USA.*

- [19]. ASTM E-47 (1993), American Society for Testing and Materials on aquatic toxicology and hazard evaluation. ASTM, Philadelphia, USA, pp. 468 – 476.
- [20]. Azur Environmental (1995), Microtox[®] Acute Toxicity Basic Test Procedures.
- [21]. Azur Environmental (1995), Model 500 Analyzer.
- [22]. Peter Calow, *Handbook of Ecotoxicology*, Vol.1, pp. 101 – 116,
- [23]. Dutka B. J., McInnis R., S. Jurkovic, and D. Liu (1996), Water and Sediment Ecotoxicity Studies in Temuco and Rapel River Basin, Chile, pp 237 – 247.
- [24]. Do Hong Lan Chi, Becker an Slooten K., Tarradellas J. (2001), *Ceriodaphnia cornuta*: A pertinent organism for the ecotoxicological risk assessment of tropical estuarine ecosystem, Proceeding 10th International Symposium on Toxicology assessment, Quebec, Canada.
- [25]. Do Hong Lan Chi (2002), *Development and Validation of Bioassay for the ecotoxicological risk Assessment of Tropical freshwater systems*, PhD disseratation, EPFL, Switzerland.
- [26]. EPA (1991), *Methods for Aquatic Toxicity Identification Evaluations*, Phase 1. Jaakko Paasivirta (1991), *Chemical Ecotoxicology*.
- [27]. OECD (2000), OECD guidelines for testing of chemical, *D. magna* sp., Acute Immobilisation Test
- [28]. Ruchirawat M., Shank R.C. (1996), *Environmental Toxicology*, Vol.1, pp. 145 – 171.
- [29]. Ran G.M. (1995), *Fundamentals of aquatic toxicology - Effect*, Enviromental fate and Risk assessment, Taylor & Francis, USA.
- [30]. Santiago S., Thomas R.L., et all (1993), *Comparative ecotoxicity of suspended sediment in the lower Rhone River using algal fractionation, Microtox[®] and Daphnia magna bioassays*, pp 231 –244.
- [31]. Spark T. (2000), *Statistics in ecotoxicology*, J. Wiley & Son, England. Training course of enviromental toxicology, polution control and management, 1998.
- [32]. Valery Beaud (2004), *Evaluation du risque ecotoxicologique du canal Tan hoa – Lo gom, Hochiminh Ville, Vietnam*, Travail pratique de diplome en sciences at ingenierie de l' environnement, EPFL, Switzerland.
- [33]. Wardlaw A.C., *Practical statistics for Experimental Biologists*, Laboratory for biological research in aquatic polution.