

NHẬP MÔN ĐỘC HỌC NHIỆT ĐỚI

SOFRONOV G.A.

MỞ ĐẦU

Một trong những thành tựu chủ yếu trong hoạt động khoa học thời gian qua của Trung tâm Nhiệt đới Việt - Nga là đưa ra cơ sở khoa học mới và từ đó là những khái niệm khái quát trong lĩnh vực độc học sinh thái. Điều này có ý nghĩa rất lớn không chỉ về nhận thức, mà cả về ứng dụng thuần túy.

Như đã biết, các hoá chất gây ô nhiễm môi trường ở một khu vực hay trên phạm vi rộng đều ảnh hưởng không tốt đến các thành phần của môi trường. Sự gia tăng mức độ ô nhiễm khí quyển, đất, nước làm tăng tải trọng cho môi trường, và sinh quyển không thể khắc phục ngay được. Điều này ảnh hưởng xấu đến hoạt động của các chu trình tự nhiên trong thiên nhiên và tác động trở lại môi trường. Việc tìm ra quy luật hình thành các phản ứng đáp trả của môi trường đối với các tác động của các hoá chất gây ô nhiễm là một công việc khoa học rất phức tạp và đòi hỏi cách tiếp cận có hệ thống. Với chủ đề này, đặc điểm hàn lâm trong tổ chức nghiên cứu khoa học của Trung tâm Nhiệt đới Việt - Nga cùng với việc huy động một đội ngũ rộng rãi các chuyên gia thuộc các lĩnh vực sinh học, y học, hoá học, toán học... là cách thức tốt nhất giúp cho việc thu nhận được các kiến thức có tính hệ thống, trong đó có kiến thức thuộc lĩnh vực độc học sinh thái.

Độc học sinh thái là một hướng khoa học tương đối mới, được Uỷ ban khoa học thế giới về môi trường đưa ra năm 1969 như một môn độc lập. Ngày nay, độc học sinh thái được xác định là một môn khoa học liên ngành về tác dụng gây độc của hoá chất đối với các cơ thể sống, chủ yếu là các khu hệ và quần xã của hệ sinh thái. Độc học sinh thái nghiên cứu nguồn gốc xâm nhập của các chất độc vào môi trường, sự phân tán trong môi trường và tác động của chúng lên cơ thể sống. Con người đương nhiên là nấc cao nhất trong dãy các “mục tiêu sinh học” (Bezel V.S., 2002). Nói cách khác, độc học sinh thái được yêu cầu nghiên cứu các tác dụng gây độc và tác dụng lên hệ sinh thái của các hoá chất ô nhiễm ở quy mô quần thể, quần xã và hệ sinh thái trong mối quan hệ với sự vận động (mệnh hệ) của các chất độc sinh thái như sự di chuyển, biến đổi và đào thải trong môi trường. Chúng tôi nhận thấy một đặc điểm quan trọng trong tác dụng gây độc của hoá chất ở quy mô hệ sinh thái: Môi trường là yếu tố quan trọng quyết định tính chất hoạt động của các chất hoá học trong các hệ thống thiên nhiên, sự tương tác của chúng với các thành phần của quần thể, và cuối cùng, quyết định mức độ thiệt hại cho các cá thể, khu hệ và hệ sinh thái. Các đặc điểm địa lý - khí hậu của mỗi khu vực đóng vai trò quyết định đối với *động học chất độc sinh thái* và tác dụng gây độc của các chất hoá học gây ô nhiễm môi trường ở quy mô hiệu lực sinh học của các hệ sinh thái (hay *động lực học chất độc sinh thái*). Một minh chứng tin cậy cho kết luận này là hậu quả chiến tranh hoá học của Mỹ ở Việt Nam trong giai đoạn từ 1962 - 1971.

Một số tư liệu về cuộc xâm lược hoá học của Mỹ ở Việt Nam

Nhiều chứng cứ văn bản, trong đó có các tài liệu chính thức của quân đội Mỹ đã cho thấy một bức tranh khá đầy đủ về quy mô của chiến dịch Ranch Hand do quân đội Mỹ tiến hành để ngăn chặn các hoạt động tiến công của quân Giải phóng và du kích tại miền Trung và miền Nam Việt Nam.

Trong 10 năm chiến tranh, quân đội Mỹ đã rải ở miền Trung và miền Nam gần 91 nghìn tấn chất độc hoá học, chủ yếu là chất gây rụng lá cây. Đây là các hỗn hợp hai thành phần các chất hoá học (hơn 14 đơn đã được sử dụng) được đựng trong các thùng chứa với các màu khác nhau (vàng, trắng, xanh), vì vậy nên người ta gọi chúng là “Chất da cam”, “Chất trắng” và “Chất xanh” (bảng 1).

Bảng 1. Các chất diệt cỏ quân sự được quân đội Mỹ sử dụng trong chiến dịch Ranch Hand tại Việt Nam (Hoàng Đình Cầu, 2003)

Các chất diệt cỏ	Thời gian phun rải	Số lượng (nghìn tấn)	Diện tích bị ô nhiễm (triệu ha)
“Chất da cam”	1962 - 1970	57,0	1,6
“Chất trắng”	1966 - 1971	20,8	0,7
“Chất xanh”	1962 - 1970	10,7	0,3

Ngoài chất gây rụng lá cây, quân đội Mỹ còn sử dụng chất độc thần kinh CS (9 nghìn tấn) và chất diệt côn trùng malathion (3 nghìn tấn) rất độc đối với sức khỏe con người.

Trong số các chất gây rụng lá cây được sử dụng ở Việt Nam có 62% là “Chất da cam”. Đó là hỗn hợp của 2,4,5-T và 2,4-D với tỷ lệ khối lượng 1,24:1. Chất 2,4,5-T chứa một lượng rất nhỏ (trung bình 1.910 µg/kg) 2,3,7,8-tetraclođibenzo-p-dioxin (2,3,7,8-TCDD, dioxin) là chất có độc tính cao nhất và nguy hiểm nhất trong số các chất hoá học gây ô nhiễm. Lượng dioxin đã rải ở Việt Nam tính toán dao động từ 170 - 500 kg (Westing, 1976, Pozhniakov S.V. và cs., 2006).

Trong giai đoạn từ 1962 - 1971 (trong đó 87% từ 1966 - 1971) quân đội Mỹ đã rải chất da cam gây rụng lá cây trên diện tích 1,6 triệu ha (theo một số tài liệu là hơn 2 triệu ha) hoặc 10% lãnh thổ miền Nam Việt Nam. Liều lượng chất diệt cỏ do quân đội Mỹ sử dụng ở Việt Nam cao hơn gấp 30 lần so với tiêu chuẩn cho phép dùng trong nông nghiệp (tiêu chuẩn cho phép là 43,2 lít/ha) (Kluev A.N., 2003; Iufit S.S., Kluev A.N., 2003). Một số vùng bị rải chất gây rụng lá cây tới 3 lần. Sau khi phun rải chất độc màu da cam, Mỹ còn thả bom napan làm cháy trụi rừng, dùng máy để ủi đất và cây cối, gây huỷ hoại 300 nghìn ha đất.

Kết quả của cuộc xâm lược hoá học là một khu vực rộng lớn rừng đặc dụng và đất nông nghiệp của miền Nam Việt Nam bị phá huỷ (bảng 2); 4,8 triệu người ở 22.000 làng xã thuộc các tỉnh miền Nam là nạn nhân của chất độc da cam (Pozniakov S.V. và cs., 2006).

Sự kiện xảy ra cách đây hơn 50 năm trong một thời gian ngắn đã gây ra thảm hoạ sinh thái nặng nề tại khu vực bị phun rải chất độc hoá học, tàn phá cả các hệ sinh thái cạn và sinh thái nước cũng như gây tổn hại sức khoẻ và tính mạng của hàng triệu người dân Việt Nam.

Bảng 2. Phân bố các vùng của miền Nam Việt Nam bị rải chất diệt cỏ
(Kluev A.N., 2003)

Dạng thảm thực vật	Diện tích tổng cộng	Diện tích vùng bị rải chất độc	
	(1000 ha)	(1000 ha)	% diện tích
Rừng rậm	5.800	1.077	18,6
Rừng lộ thiên	2.000	100	5,0
Rừng tre	800	40	5,0
Rừng ngập mặn	500	151	30,2
Đồn điền cao su	100	30	30,0
Rừng cây gỗ hỗn hợp	1.100	36	3,3
Tổng số diện tích rừng	10.300	1.434	13,9
Ruộng lúa	3.000	236	7,9
Tổng diện tích rừng và ruộng lúa	13.300	1.670	13
Diện tích toàn lãnh thổ miền Nam Việt Nam	17.226	1.670	9,7

Động học chất độc sinh thái của dioxin ở vùng nhiệt đới Việt Nam

Việc quan trắc ô nhiễm hoá học mà môi trường tự nhiên của miền Nam Việt Nam phải hứng chịu trong thời gian chiến tranh được thực hiện bằng phương pháp kiểm soát động hàm lượng của các đồng loại độc của dioxin trong các đối tượng sinh vật và phi sinh vật. Phương pháp này được xác định bởi hai yếu tố cơ bản: Độ bền cao của các đồng loại độc của dioxin trong các đối tượng của môi trường và tính siêu độc của chúng, đặc biệt là của chất siêu độc sinh thái 2,3,7,8-TCDD.

Những nghiên cứu mang tính hệ thống tại Việt Nam đã được các cán bộ khoa học của Phòng Phân tích độc học, Viện Sinh thái và Tiến hoá mang tên Seversov A.N. thuộc Viện Hàn lâm khoa học LB Nga (Kluev A.N., Brodski E.S., Iufit S.S., Shelevnikov A.A., Feshin D.B. và cs.) thực hiện. Các tác giả này đã xác định nồng độ của các đồng loại độc của dioxin trong các ma trận tự nhiên khác nhau, trong

thực phẩm, thức ăn và trong phủ tạng người (máu, mô mỡ, sữa mẹ) ở những vùng bị ô nhiễm ở miền Nam và những vùng không bị ô nhiễm ở miền Bắc Việt Nam. Việc phân tích số liệu thu được mang tính hệ thống và so sánh chúng với các kết quả họ thu được cũng như có trong tài liệu tham khảo ở các khu vực khác trên thế giới đã cho phép đưa ra kết luận chung về đặc điểm của động học độc học sinh thái của các đồng loại độc của dioxin trong điều kiện nhiệt đới. Có thể thấy là các dioxin rất bền vững trong môi trường. Chu kỳ bán phân huỷ của các dioxin trong đất và bùn lắng tùy thuộc vào điều kiện khí hậu có thể tới hàng chục năm (bảng 3). Các dioxin (polycyclodibenzo-p-dioxin PCDD và polycyclodibenzo-furan PCDF) bị phân huỷ nhanh nhất trong không khí dưới tác động của tia cực tím. Sự quang phân dioxin có thể xảy ra trên bề mặt của đất và nước. Cơ chế phân huỷ của PCDD/PCDF trong nước, bùn lắng và đất vẫn chưa được làm sáng tỏ.

Bảng 3. Chu kỳ bán phân huỷ của dioxin ở vùng Ban Tích với nhiệt độ trung bình năm là $+7^{\circ}\text{C}$ (Sintkonen, Paasivirta, 2000)

Các chất hoá học	Chu kỳ bán phân huỷ		
	Trong không khí (ngày)	Trong nước (tháng)	Trong đất và bùn lắng (năm)
2,3,7,8-TCDD	8	5	103
1,2,3,7,8-PCDD	15	10	114
1,2,3,4,7,8-GCDD	31	20	274
OCDD	165	41	148

Hiện đang tồn tại một số quan điểm về chu trình của các đồng loại độc của dioxin trong tự nhiên. Có ý kiến cho là, do tính ưa mỡ cao nên các dioxin tập trung ở lớp đất bề mặt, còn độ tan thấp trong nước ngăn cản chúng thấm sâu vào lòng đất (Freeman và cs., 1987). Việc quan trắc sau nhiều năm tại các khu vực bị ô nhiễm nặng các chất 2,4,5-T và 2,4-D ở Mỹ và Canada cho thấy không có 2,3,7,8-TCDD ở độ sâu 5 - 20 cm (Yong, 1983, Hallet, Kornelson, 1992). Từ lớp đất bề mặt, dioxin có thể phát tán vào khí quyển. Cường độ của quá trình này phụ thuộc vào nhiều yếu tố: Tốc độ gió, nhiệt độ không khí, độ ẩm, độ phân tán các hạt, thảm thực vật...

Các nghiên cứu phân tích hoá học tại miền Nam Việt Nam đã đưa đến những khái niệm rất mới về động thái của dioxin trong môi trường.

Các tính toán của Kluev N.A. (2003) cho thấy, hàm lượng ô nhiễm đất sau chiến tranh là 163 mg 2,3,7,8-TCDD trên diện tích 1 ha hoặc trung bình 50 ng/kg trên diện tích 1,7 triệu ha. Nhưng mức độ ô nhiễm 2,3,7,8-TCDD thực tế trong đất ở miền Nam Việt Nam được tìm thấy vào những năm 90 của thế kỷ trước cho thấy thấp hơn hẳn so với tính toán (bảng 4).

Bảng 4. Nồng độ độc trung bình trong đất ở miền Nam Việt Nam (ng/kg)
(Iufit S.S., Kluev N.A., Shelevnikov A.A., Brodski E.S., 2009)

Năm	Địa điểm lấy mẫu	Số mẫu	Nồng độ độc trung bình	Giá trị tối đa	Giá trị tối thiểu
1995	Xã Bình Mỹ	4	11,1	20,9	5,3
	Xã Tân Bình	7	2,7	3,6	0,3
1998	Gần nơi nấp chất da cam lên máy bay	11	41,5	94,9	21,6
	Tp. Biên Hoà	(13)	(62,4)	(351,4)	(3,4)
2001	Xã Bình Mỹ	5	0,6	1,0	0,2
	Xã Tân Bình	6	0,9	2,7	0,2
2002	Lưu vực Sông Cái (đất)	1	9,0	-	-
	Lưu vực Sông Cái (bùn đáy)	7	3,0	6,4	0,3
	Hòn Tre (Nha Trang)	4	0,1	0,4	0,01
	Gần vịnh Hạ Long (miền Bắc Việt Nam)	2	4,2	6,1	2,3
2003	Tỉnh Quảng Trị (Nam Việt Nam)	28	1,1	10,38	0,01

Số liệu thu được ở bảng 4 còn cho phép đưa ra kết luận bổ sung: Sự ô nhiễm mang tính tranh ghép mảnh rõ rệt và nồng độ 2,3,7,8-TCDD trong đất biến động giảm nhanh. Có thể cho là hiện nay trên lãnh thổ miền Nam Việt Nam tồn tại 3 nguồn dioxin “chiến tranh”: Nơi nấp cho máy bay và kho chứa chất da cam, vùng bị rải chất độc hoá học và vùng ô nhiễm dioxin thứ phát (Iufit S.S., Kluev N.A. và cs., 2003). Các vùng thứ phát này được hình thành do bom napan dùng trong chiến tranh đốt cháy lá đã bị nhiễm chất làm rụng lá cây, cây gỗ, phế thải nông nghiệp và do sự di chuyển dioxin từ vùng này sang vùng khác.

Đặc điểm khí hậu nhiệt đới của Việt Nam như nắng gắt, nhiệt độ không khí cao (nhiệt độ trung bình năm $+ 27^{\circ}\text{C}$) và độ ẩm cao đảm bảo cho 2,3,7,8-TCDD bị quang phân nhanh trong không khí và phân huỷ nhanh trong lớp đất bề mặt. Những cơn mưa nhiệt đới cũng góp phần di chuyển dioxin bằng cách rửa trôi ra sông và ra biển.

Đã phát hiện thấy trong điều kiện khí hậu nhiệt đới còn có một cơ chế lan toả dioxin: Cơ chế di chuyển dioxin theo chiều thẳng đứng trong đất (Kluev N.A. và cs., 2003 - bảng 5).

Bảng 5. Nồng độ 2,3,7,8-TCDD (ng/kg) trong các mẫu đất ở gần xã Tân Bình và thành phố Biên Hoà (miền Nam Việt Nam) (Kluev N.A. và cs., 2003)

	Xã Tân Bình (ruộng dưa hấu)				Rãnh thoát nước gần sân bay Biên Hoà		
Độ sâu (cm)	0 - 5	50	120	170	0 - 5	20	40
Nồng độ 2,3,7,8-TCDD (ng/kg)	0,08	< 0,05	< 0,05	0,21	30,9	51,71	83,0

Đã phát hiện thấy các đồng loại độc của PCDD/PCDF ở độ sâu 300-350 cm (bảng 6).

Bảng 6. Kết quả phân tích một số mẫu lấy ở miền Nam Việt Nam (ng/kg)
(Sheleptikov A.A., 2001)

Chất độc	Độ sâu (cm)								
	30	60	90	120	150	200	250	300	350
Xã Bình Mỹ									
2,3,7,8-TCDD	53,0	17,1	145,3	9,6	13,6	15,5	16,4	15,8	10,4
2,3,7,8-TCDF	0	1,6	20,4	0	0	0	0	9,7	0,2
Giếng nước ở Thủ Dầu Một									
2,3,7,8-TCDD	5,1	8,2	8,2	15,0	17,0	14,5	9,7	6,0	13,8
2,3,7,8-TCDF	9,8	3,1	3,5	1,4	0,8	1,8	4,0	0	4,1

Nguyên nhân của cách lan toả bất thường (đối với phương Tây) của các dioxin trong môi trường sinh thái nhiệt đới có thể được giải thích do khả năng tạo dung dịch keo và 2,3,7,8-TCDD dạng keo có độ tan cao hơn dạng thông thường tới vài bậc. Sự lan toả của dioxin sâu xuống lòng đất làm cho lớp đất bề mặt nghèo dioxin hơn, nhưng lại dẫn đến khả năng ô nhiễm nước ngầm và sự lan toả tiếp theo của chất độc sinh thái.

Đã thu được những bằng chứng về sự xuất hiện của dioxin “chiến tranh” ở những vùng chưa bao giờ bị rải chất da cam. Cụ thể, 2,3,7,8-TCDD được tìm thấy ở bùn lắng dưới đáy Vịnh Nha Trang, cách xa nơi bị rải chất da cam hàng trăm kilomet, nhưng lại được nối liền bởi sông Cái (Smurov A.V., 2003, 2009).

Cũng giống như trường hợp ô nhiễm trên đất, ở bùn lắng đáy Vịnh Nha Trang nồng độ các dioxin giảm theo thời gian, tuy nhiên hiện cũng là đáng kể (bảng 7).

Bảng 7. Tổng lượng Polyclodibenzo-p-dioxin và Dibenzofuran ở đáy Vịnh Nha Trang (Smurov A.V, 2003)

Ký hiệu vị trí lấy mẫu	PCDD + PCDF (ng/kg)		
	1998	2001	2002
50	16,8	7,9	6,35
36	-	2,4	0,38
5	-	3,1	2,55
33	15,6	4,2	3,11
16	9,4	1,8	1,48

Phổ các đồng loại độc PCDD /PCDF có trong bùn lắng ở đáy Vịnh Nha Trang trùng với phổ của chúng trong chất độc da cam và chứng minh cho nguồn gốc “chiến tranh” của các chất gây ô nhiễm được phát hiện thấy. Việc đánh giá mức độ nguy hiểm hiện hữu của dư lượng dioxin này gặp khó khăn vì cho đến nay vẫn chưa có tiêu chuẩn sinh thái áp dụng cho môi trường biển.

Trong các chuyến khảo sát thực địa vào những năm 2003 - 2006, Brodski E.S. và các cộng sự đã đưa ra các số liệu về mức độ ô nhiễm dioxin trong môi trường miền Nam Việt Nam hiện nay. Các tác giả đã lấy mẫu đất, bùn đáy, thực phẩm sống (cá, thịt), thức ăn và các mẫu sinh học ở người (máu, sữa mẹ, nhau thai) tại tỉnh Quảng Trị là nơi bị phun rải nhiều chất gây rụng lá cây trong thời gian chiến tranh.

Kết quả cho thấy, nồng độ dioxin trong đất và bùn đáy thấp (0,01-3 ng/kg) với vết 2,3,7,8-TCDD (từ 0-2,5 ng/kg) (Brodski E.S. và cs., 2009). Nếu cho là nồng độ dioxin ban đầu khi kết thúc chiến tranh là 50 ng/kg thì chu kỳ bán phân huỷ của 2,3,7,8-TCDD ở lớp đất bề mặt chỉ khoảng 3 - 4 năm. Như đã đề cập đến ở trên, nguyên nhân giảm nhanh nồng độ 2,3,7,8-TCDD ở lớp đất bề mặt không chỉ do quá trình phân huỷ nhanh dioxin, mà còn do bị rửa trôi xuống những lớp đất ở sâu hơn.

Trong thực phẩm sống, PCDD/PCDF được tìm thấy ở dạng vết. Ngược lại, trong thức ăn chín nồng độ dioxin lại có vẻ cao hơn, và các tác giả giải thích qua thói quen chế biến thức ăn của người dân địa phương. Thường thì thức ăn được nấu thẳng trên ngọn lửa và chất béo được dùng là thịt mỡ lợn.

Các mẫu máu đã được lấy từ các cựu chiến binh (10 người) chịu phơi nhiễm trực tiếp của chất da cam trong thời gian chiến tranh và sau đó tiếp tục sống ở vùng bị phun rải. Nhóm thứ hai là 10 nam giới sinh ra sau chiến tranh và cũng sống ở vùng bị phun rải đó. Nhìn chung, tổng nồng độ độc PCDD/PCDF có trong máu người là không lớn, song nồng độ 2,3,7,8-TCDD trong máu của nhóm người sinh ra sau chiến

tranh cao hơn một chút so với nhóm cựu chiến binh. Mức độ ô nhiễm dioxin tổng cộng cao được quan sát thấy ở trong các mẫu sữa mẹ và nhau thai. Đã quan sát thấy sự có mặt của hầu hết đồng loại độc PCDD/PCDF. Chất 2,3,7,8-TCDD chiếm gần 20% độ độc tương đương (trung bình là 1,6 ng/kg lipid). Tuy nhiên, nồng độ cao của các đồng loại độc khác chưa cho phép các tác giả quy kết là những ô nhiễm được phát hiện thấy này trong các mẫu sữa mẹ và nhau thai được hình thành sau khi chất độc da cam được sử dụng, mà có thể còn do các nguồn gây ô nhiễm khác.

Như vậy, kết quả của việc kiểm soát động mức độ ô nhiễm dioxin trong môi trường miền Nam Việt Nam cho thấy tốc độ dioxin bị mất đi từ đất và bùn đáy nhanh hơn so với ở vùng biển Ban Tích. Tác động mạnh mẽ của các yếu tố khí hậu nhiệt đới đảm bảo cho sự phân huỷ nhanh dioxin cũng như tạo ra sự di chuyển dioxin trước kia chưa phát hiện thấy được theo chiều thẳng đứng vào lòng đất. Theo chủ đề của bài viết này, những phát hiện như vậy có ý nghĩa nhất định. Mặc dù nồng độ dioxin ở trong đất và bùn đáy giảm nhanh, nhưng ở những “điểm nóng” của miền Nam Việt Nam là kho chứa các chất gây rụng lá cây hay nơi nạp chất da cam lên máy bay trước kia thì mức độ ô nhiễm 2,3,7,8-TCDD vẫn còn rất cao.

Hậu quả lâu dài của chiến tranh hoá học đối với hệ sinh thái nhiệt đới và sức khoẻ con người

Chiến tranh hoá học do Mỹ gây ra ở Việt Nam xảy ra cách đây hơn 50 năm. Hậu quả của cuộc chiến tranh này để lại rất nặng nề đối với môi trường sống và sức khoẻ con người cả về quy mô và mức độ.

Đối với các hệ sinh thái cận nhiệt đới

Trước chiến tranh, diện mạo của các hệ sinh thái cận của miền Nam Việt Nam được xác định bởi những cánh rừng nhiệt đới ẩm loại cây thân gỗ cao. “Quần thể rừng nhiệt đới là một hệ sinh vật trên cạn có tổ chức phức tạp, phong phú về chủng loại thực vật và động vật với tính chất nội chu kỳ của các quá trình trao đổi và tái sinh” (Kuznhetsov A.N và cs., 2009). Trên lãnh thổ Việt Nam, rừng nhiệt đới có hơn 7.050 loài thực vật, trong đó có 3.140 loài cây thân gỗ.

Chiến tranh hoá học đã làm thay đổi diện mạo và thành phần loài của hệ sinh thái cận. Ước tính về thể tích, trên 42 triệu m³ gỗ bị phá huỷ, tỷ lệ rừng che phủ chỉ còn 29,2%, tức là dưới mức an toàn sinh thái (Kuznhetsov A.N và cs., 2009). Thay thế cho rừng nguyên sinh là quần hệ rừng savan, không đặc trưng cho rừng nhiệt đới của Việt Nam. Các quần xã thực vật này không đặc trưng cho thiên nhiên của các lãnh thổ bình nguyên của Việt Nam. Cũng cần nói là các quần thể hoà thảo này không phù hợp cho chăn nuôi và trồng cỏ.

Từ ví dụ của rừng nhiệt đới tỉnh Quảng trị có thể thấy, sau khi bị tiêu huỷ hoàn toàn rừng không thể hồi phục được (Kuznhetsov A.N và cs., 2009). Các loại cây tạo rừng không có khả năng phát triển trong điều kiện mới. Trong một giai đoạn ngắn ngủi so với lịch sử, sự kết hợp của thiên nhiên nhiệt đới hoang dã và canh tác nông nghiệp bị biến thành những vùng đất hoang rộng lớn. Sự xuất hiện của những cảnh quan trơ trọi rộng lớn kéo theo sự biến đổi khí hậu và chế độ thủy văn. Nắng gắt, nhiệt độ không khí ở sát mặt đất cao, mưa và gió nhiệt đới phá huỷ nhanh chóng lớp đất phì nhiêu. Sự phá huỷ môi trường sống thân thuộc của động vật làm cho số lượng và tính đa dạng động vật giảm mạnh, dẫn đến sự thay đổi rõ ràng cấu trúc - chức năng của các quần thể (Sokolov V.E., Shilova S.L., 1996, Kuznhetsov A.N và cs., 2009). Diện tích đất trồng trọt bị giảm, năng suất sản phẩm nông nghiệp thấp xuống. Các hậu quả địa hoá học của môi trường thiên nhiên làm cho chất lượng nước uống kém đi.

Đối với các quần xã biển

Vào đầu những năm 90 của thế kỷ trước đã thu được những số liệu đầu tiên về sự thoái hoá của hệ sinh thái rạn san hô ở Vịnh Nha Trang (Smurov A.V., 2003). Số lượng và đa dạng sinh học động vật sống ở rạn san hô giảm một cách báo động, diện tích đáy vịnh bị bao phủ bởi lớp bùn nhão tăng. Đã thu được những chứng minh xác đáng về tác động của các chất diệt cỏ chứa dioxin làm gia tăng quá trình thoái hoá trong các hệ sinh thái biển. Kết quả nghiên cứu cho thấy, trong bùn và thủy sinh vật đáy quan sát thấy các dioxin với phổ đặc trưng cho “Chất da cam”, trùng lặp thời gian xuất hiện dioxin và dấu hiệu phá huỷ các hệ sinh thái ở khu vực nước Vịnh Nha Trang. Các nghiên cứu quan trắc cho thấy, lớp phủ san hô sống ở đáy biển tiếp tục bị giảm và có sự biến đổi cấu trúc quần xã ở tất cả các điểm nghiên cứu (Smurov A.V., 2003). Những nghiên cứu dự báo về sinh thái cho thấy là môi trường biển đang không thuận lợi đối với nhiều nhóm sinh vật đáy ở phần lớn mặt nước Vịnh Nha Trang. Tác dụng độc tập trung của dioxin tới sinh vật đáy biển kéo theo sự ức chế trước hết tới sinh vật quang hợp và vi khuẩn dị dưỡng đang đảm bảo cho tính bền vững của các hệ sinh thái đáy (Smurov A.V., 2003). Đã nhận thấy một điểm đặc biệt của môi trường biển mà tới nay chưa có lời giải: Mặc dù nồng độ dioxin ở lớp bùn đáy tiếp tục giảm, nhưng độc tính của các thành phần chứa dioxin ở môi trường biển theo thời gian không giảm, mà lại tăng lên (Smurov A.V., 2009). Đây là điểm khác biệt của môi trường biển so với môi trường ở sông hồ. Các quan sát này đòi hỏi sự tiếp tục và lời giải đáp.

Đối với sức khoẻ con người

Các nghiên cứu theo kế hoạch trong lĩnh vực y sinh học về sức khoẻ con người sống ở vùng bị phơi nhiễm chất Da cam/Dioxin được bắt đầu ngay từ năm 1989, sau khi Trung tâm Nhiệt đới Việt - Nga được thành lập (năm 1988).

Những nghiên cứu dịch tễ học mang tính thăm dò và đại diện đầu tiên được tiến hành vào những năm 1989 - 1990 ở Tân Yên tỉnh Sông Bé (nay là tỉnh Bình Dương), gồm những người dân sống ở vùng bị phun rải chất da cam ở xã Bình Mỹ.

Các nghiên cứu hoá phân tích dioxin được tiến hành muộn hơn, vào năm 1995-2001. Tuy vậy, kết quả cho thấy, trong các mẫu đất đều có chứa 2,3,7,8-TCDD. Trong thực phẩm (nghiên cứu năm 1995 - 1996: Cá, gà, vịt, lợn, trứng gà, mỡ lợn, mỡ gà) nồng độ 2,3,7,8-TCDD dao động trong khoảng 0,79-31,5 ng/kg tính cho khối lượng khô. Trong sữa mẹ (năm 1995 trên mẫu trộn của 6 phụ nữ có 1 - 2 con) nồng độ dioxin là 8,8 ng/kg. Nhóm đối chứng là những người sống ở vùng lân cận không bị phun rải dioxin. Theo số liệu hoá phân tích, nồng độ 2,3,7,8-TCDD trong đất ở những vùng đó thấp hơn từ 5 - 6 lần: 2,3 - 4,3 ng/kg (năm 1996, 10 mẫu đất).

Các nghiên cứu y học sâu về sức khoẻ của các đối tượng nông dân sống ở vùng bị ô nhiễm dioxin, cựu chiến binh có tiền sử tiếp xúc trực tiếp với “Chất da cam”, cũng như cựu chiến binh trở ra miền Bắc sống sau chiến tranh là nơi không bị ô nhiễm và việc kiểm soát động đã cho phép đưa ra một số khái quát nghiêm túc.

Trong số những khái quát này, trước tiên cần nói đến phương pháp luận để phát hiện ra sự huỷ hoại sức khỏe một cách đa dạng và việc xác lập mối quan hệ nhân quả với sự nhiễm độc dioxin. Sự phân hạng các hậu quả lâu dài của việc ngộ độc cấp hay trường diễn dioxin đã trở thành cơ sở của việc nghiên cứu và mô tả những triệu chứng của chúng ở quy mô lâm sàng hay cận lâm sàng cũng như của việc giải mã các mắt xích mấu chốt của sinh bệnh học của các rối loạn sức khỏe phát hiện được. Sự đa dạng của các trạng thái bệnh lý học được ghi nhận ở người bị phơi nhiễm dioxin được tổng hợp trong khái niệm “bệnh lý dioxin”. Bệnh lý dioxin là tập hợp của các trạng thái bệnh lý, từ những dạng thể hiện đặc thù như mắc bệnh ban da (chloracne), ung thư hạch không Hodgkin, sarcoma mô mềm, đến các bệnh của nội tạng và các hệ được xác định chắc chắn là liên quan với tác động cấp hoặc trường diễn của dioxin.

Những cơ sở khoa học, phương pháp luận về phát hiện bệnh lý dioxin và những kết quả nghiên cứu nhiều năm đã được công bố trong nhiều bài báo gần đây, đặc biệt là trong cuốn chuyên khảo của một tập thể tác giả (Pozhniakov S.P. và cs., 2006).

Chúng tôi muốn nhấn mạnh rằng, ô nhiễm môi trường do dioxin là vấn đề rất nghiêm trọng, nhưng không phải là nguyên nhân duy nhất gây suy giảm sức khỏe của nạn nhân trong thời gian chiến tranh. Những hậu quả mang tính thảm họa của chiến tranh hoá học đối với môi trường sinh thái đã dẫn đến sự biến đổi ở quy mô lớn địa sinh thái của miền Nam Việt Nam. Điều kiện sống của người dân đã bị suy giảm nặng nề do sự phá huỷ môi trường cư trú quen thuộc hay cách thức ăn uống truyền thống... Những ổ bệnh truyền nhiễm có trong tự nhiên đã lan rộng cùng với sự kích hoạt thành dịch bệnh. Một ví dụ minh họa là sự bùng phát bệnh dịch hạch xảy ra chính trong thời gian chiến tranh (1965 - 1972) (Sunsov V.V., Sunsova N.A., 2009).

KẾT LUẬN

Chỉ một bài viết ngắn về vấn đề hậu quả của sự huỷ diệt hoá học đối với hệ sinh thái nhiệt đới đã có thể chứng tỏ một cách rõ ràng, là chính những đặc điểm của khí hậu nhiệt đới đã tạo ra sự đặc biệt của cách thức phản ứng của môi trường tới cuộc xâm lược hoá học, động học chất độc sinh thái dioxin cũng như sự huỷ hoại sức khỏe của người dân. Sự nhận thức mối quan hệ đặc biệt của các chất ô nhiễm hoá học với các hệ sinh thái nhiệt đới cần là đối tượng của một hướng nghiên cứu độc lập trong lĩnh vực độc học sinh thái. Đã có các cơ sở phương pháp luận nghiêm túc để xác định hướng này là *Độc học nhiệt đới* - môn khoa học được đặt ra nhằm nghiên cứu và phát hiện quy luật của chu trình (biến hoá) của các chất hoá học gây ô nhiễm trong tự nhiên và tác động của chúng đến các cá thể sống trong điều kiện nhiệt đới.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. Безель В.С., 2006, *Экологическая токсикология: популяционный и биоценотический аспекты* / Екатеринбург, стр.280.
2. Ключев Н.А., Бродский Е.С., 1997, *Горожанкин С.К. и др. Хромато-масс-спектрометрический анализ экотоксикантов в воде и почве некоторых регионов во Вьетнаме* // Тропцентр-98, М., Ханой, Т.2., Ч.3, стр.228-251.
3. Ключев Н.А., Шелепчиков А.А., Фешин Д.Б., Бродский Е.С., 2003, *Вертикальная миграция ПХДД/ПХДФ в почвах Вьетнама* // Диоксины - суперэкотоксиканты XXI века: Отдаленные последствия применения Оранжевого агента/диоксина армией США во Вьетнаме (проблемы общей и тропической экотоксикологии), М.: ВИНТИ, Вып.8, стр.114-130.
4. Кузнецов А.Н., 2003, *Военное применение гербицидов армией США во Вьетнаме: современное состояние тропических лесов и их реакция на обработки* // Диоксины - суперэкотоксиканты XXI века: Отдаленные последствия применения Оранжевого агента/диоксина армией США во Вьетнаме (проблемы общей и тропической экотоксикологии), М.: ВИНТИ, Вып.8, стр.149-171.
5. Кузнецов А.Н., Кузнецова С.П., Фан Л., 2008, *Техногенное антропогенное воздействие как фактор прерывания сукцессий в тропических лесных экосистемах (на примере муссонных лесов Вьетнама)*, Вестник Российской Военно-медицинской академии, №3(23), Прил.2, ч.П, стр.368-369.
6. *Отдаленные биологические последствия войны в Южном Вьетнаме* / Ред. акад. РАН В.Е.Соколов и проф. С.Л.Шилова / М., 1996, стр.239.

7. Позняков С.П., Румак В.С., Софронов Г.А., 2006, Умнова Н.В. *Диоксины и здоровье человека: Научные основы выявления диоксиновой патологии*, СПб.: Наука, стр.274.
8. Смуров А.В., Павлов Д.С., 2003, *Современное состояние прибрежных коралловых рифов южного Вьетнама (залив Нячанг), как возможное следствие загрязнения диоксинсодержащими рецептурами // Диоксины - суперэкоотоксиканты XXI века: Отдаленные последствия применения Оранжевого агента/диоксина армией США во Вьетнаме (проблемы общей и тропической экотоксикологии)*, М.: ВИНТИ, Вып.8, стр.173-187.
9. Сунцов В.В., Сунцова Н.И., Чума, 2006, *Происхождение и эволюция эпизоотической системы (экологические, географические и социальные аспекты)*, М: Изд-во КМК, стр.247.
10. Сунцова Н.И., Сунцов В.В., Хоанг А.Т., Данг Т.Д., 2008, *Крысиные очаги чумы Вьетнама: природные или антропогенные?*, Вестник Российской Военно-медицинской академии, №3(23), Прил.2, ч.II, стр.301-302.
11. Шелепчиков А.А., 2001, *Изомерноспецифический анализ и детоксикация полихлорированных дибензо-*p*-диоксинов и дибензофуранов в условиях субкритической экстракции // Автореф. дисс., канд. хим. наук, М., стр.24.*
12. Hoang Dinh Cau, 2004, *Environment and people's health in Vietnam 30 years after the Ranch Hand operation // Proceedings Reports of the Vietnam-US scientific conference on human health and environmental effects of Agent orange/Dioxin*, March 3-6, 2002, Hanoi, p.619-655.
13. Sinkkonen S., Paasivirta J., 2000, *Degradation half-life times of PCDDs, PCDFs and PCBs for environmental fate modeling // Chemosphere*, vol.40, №9-11, p.943-949.
14. Westing A.N., 1976, *Ecological consequences of the Second Indochina War /* Stockholm, p.119.

Viện Hàn lâm Y học Liên bang Nga