

3.2 Mô tả đặc điểm vùng nghiên cứu



Xác định địa điểm trọng tâm cho việc đánh giá rủi ro

Thường vị trí được chọn để nghiên cứu là một điểm đã được chú ý vì có vấn đề từ trước. Như trên đã nói, việc sử dụng các thuốc bảo vệ thực vật chứa đựng một rủi ro tiềm tàng. Nơi được lựa chọn có thể có các báo động hay khả năng nảy sinh vấn đề như: quan sát được các tổn hại đối với hệ sinh thái (Ví dụ: động vật hay thực vật chết...), có thuốc bảo vệ thực vật mới được đưa vào sử dụng, sản phẩm của vùng bị loại khỏi thị trường do có ô nhiễm thuốc, đặc biệt khi có các bằng chứng truy ra được nguồn gốc. Mỗi lúc như vậy đều có thể nghĩ đến việc có thể dùng một thuốc bảo vệ thực vật tốt hơn hay công tác quản lý cần phải được cải thiện.

Một khi đã được lựa chọn, địa điểm nghiên cứu phải được điều tra và mô tả một cách đầy đủ.

3.2.1 Mô tả địa điểm nghiên cứu



Mô tả địa điểm nghiên cứu - là địa chỉ chính xác hay tham chiếu trên bản đồ. Cần ghi rõ (hay ấn định) tên của vị trí và các số tham chiếu, ngoài ra cần có một người đặc trách cho vùng nghiên cứu để có thể liên hệ khi muốn theo dõi công việc.

Trong báo cáo, ở những chỗ cần thiết nên kèm các hình vẽ và mô tả (Bảng 1). Mỗi bản đồ hoặc hình ảnh đều phải đi kèm mô tả ngắn gọn về quy mô và cường độ của các hoạt động nông nghiệp.


Bảng 1. Các phương tiện giúp cho việc mô tả đặc điểm vị trí nghiên cứu

Các phương tiện *	Mô tả và mục đích
Các bản đồ	Để đưa ra địa điểm và đặc điểm một vị trí
Không ảnh	Để chỉ đặc điểm của vị trí bao gồm thảm thực vật và các đường nước
Hệ thống thông tin địa lý	Biểu mẫu kỹ thuật số có chứa các đặc điểm được lựa chọn của nơi cần nghiên cứu

* Các phương tiện này có thể được lấy từ nhiều cơ quan, bao gồm Bộ Nông nghiệp & PTNT, các viện nghiên cứu và các trường đại học khác.

3

3.2.2 Tiến hành điều tra thực địa

 **Xây dựng một biểu mẫu điều tra để điền các thông tin khi khảo sát và thu thập dữ liệu.**

Một biểu mẫu điều tra chuẩn rất có ích cho việc tổ chức thu thập dữ liệu, đặc biệt với một chương trình đánh giá rủi ro liên tục hay khi cần phải so sánh nhiều địa điểm. Bằng việc thu thập đều đặn cùng một thông số liên quan

(Bảng 2 và các nghiên cứu điển hình ở phần B) việc so sánh có thể tiến hành tốt hơn.

Các thông tin cần tìm về việc sử dụng thuốc bảo vệ thực vật, sử dụng nước hay về tập quán canh tác (Bảng 2) có thể thu thập được từ các nông dân hoặc những người có trách nhiệm ở địa phương. Họ là những người am hiểu nhất về các nơi đó. Vì những nông dân và cộng đồng địa phương sẽ được hưởng lợi nhất khi họ hiểu biết tốt hơn các rủi ro trong việc sử dụng thuốc

Bảng 2. Thông tin cần có về địa điểm nghiên cứu

Loại thông tin	Dữ liệu cần ghi chép
Sử dụng thuốc bảo vệ thực vật	Tên và các loại chất sử dụng *
	Tần số dùng *
	Liều lượng dùng *
	Thời gian dùng (ví dụ: mùa hè hay mùa đông)
	Các ghi chép, nhận xét
Sử dụng nước	Lượng nước sử dụng cho một đợt tưới *
	Số lần tưới *
	Mô tả hệ thống nước tưới (Có thể dùng bản đồ vị trí)
	Các ghi chép, nhận xét
Đặc tính của đất đai	Thành phần chất hữu cơ *
	pH, hàm lượng đất sét và cát
	Kết cấu, màu đất
	Các ghi chép, nhận xét
Đặc điểm khí tượng của điểm nghiên cứu và của cả vùng	Các đặc điểm mưa *
	Các thay đổi về nhiệt độ
	Chiều gió, tốc độ gió
	Số lượng các trận mưa giông
	Các ghi chép, nhận xét

* : Thông tin được coi là quan trọng nhất cần thu thập và xác định hoặc ước lượng.

bảo vệ thực vật và từ công tác chọn lựa và quản lý các thuốc này được cải thiện nên họ phải được tư vấn mỗi khi có điều kiện.

Khi các dữ liệu cần có nằm ngoài phạm vi hiểu biết của người sử dụng thuốc bảo vệ thực vật địa phương, có thể thu được các thông tin này bằng cách tìm các nguồn khác như là Bộ Nông nghiệp và PTNT, các Chi cục Bảo vệ thực vật và các Viện, từ internet.... Khi không thu thập được những nguồn thông tin chính xác, (điều này thường xảy ra trong chính dự án này và cũng là một thách thức chung ở Việt Nam) thì cần tiến hành điều tra hiện trường và thực hiện một vài phép phân tích đơn giản.

Các đặc tính của đất có thể làm phân tích trong phòng thí nghiệm theo hệ phương pháp do Hội Khoa học Đất của Mỹ xuất bản (Klute và Page, 1982; Sparks, 1996; Dane, 2002). Tổng lượng chất hữu cơ trong đất thường là một trong những đặc tính quan trọng nhất quyết định sự biến đổi của hầu hết thuốc bảo vệ thực vật (không ion). Do đó xác định chính xác lượng chất hữu cơ là cần thiết cho bất cứ mô hình nào về sự biến đổi của thuốc bảo vệ thực vật. Nếu không thực hiện được theo phương pháp phân tích đất trong bộ sách "Các phương pháp phân tích đất", phần 3 (Sparks, 1996) thì có thể dùng một phương pháp tương đối đơn giản và rẻ tiền là "Mất trọng lượng khi đốt". Trong đó cần có một lò nung để có thể dùng để ước lượng phần trăm chất hữu cơ trong đất (Chi tiết có trong phụ lục 1).

3.3 Nhận dạng các mối nguy và nêu vấn đề

Mục đích của nhận dạng nguy cơ là xác định loại hoá chất được sử dụng và những tác động của chúng tới môi trường hoặc chất lượng nông sản, còn nhận dạng vấn đề là định rõ các mục tiêu và phạm vi của toàn bộ nghiên cứu. Đặt vấn đề và mục đích của đánh giá rủi ro cần bao gồm miêu tả ngắn gọn về vấn đề và các mối nguy cụ thể.

Việc nhận dạng và nêu vấn đề nhằm đưa ra mối liên kết giữa các mục đích quản lý và đánh giá rủi ro (Norton và nnk, 1992). Dựa trên những đòi hỏi mang tính pháp lý hoặc các mục tiêu quản lý, có thể đưa ra các tiêu chuẩn (mức độ cần bảo vệ đối với hệ sinh thái hay các sản phẩm) cho rất nhiều vấn đề như môi trường sinh thái, sức khoẻ con người, hệ thống canh tác hoặc chất lượng sản phẩm. Tùy hoàn cảnh mà có thể đưa ra các tiêu chuẩn khác nhau sao cho phù hợp. Mức độ của các tiêu chuẩn này có liên quan trực tiếp đến giá trị hàng hóa đang được quản lý. Các phương pháp canh tác tốt cần cân nhắc đến mọi yếu tố mà vẫn bảo đảm được lợi nhuận.

Đôi khi rất khó để phân biệt rõ ràng giữa nhận diện vấn đề, nhận dạng nguy cơ và mô tả đặc điểm vị trí nghiên cứu, do cả ba quá trình trên đều cần thiết cho đánh giá rủi ro.

3

Ví dụ

Ninh Thuận là vùng trồng nho lớn nhất Việt Nam. Vùng này có tính đa dạng sinh học rất phong phú. Hệ sinh thái ở đây rất cần được bảo vệ và chất lượng sản phẩm cũng phải được đảm bảo. Tại đây đã sử dụng rất nhiều loại hoá chất như thuốc bảo vệ thực vật và thuốc trừ nấm. Các nghiên cứu cần được thực hiện để nhận biết loại hoá chất đã được sử dụng và các tác động của chúng đến môi trường. Mục tiêu của nghiên cứu này là tăng khả năng hiểu biết của cộng đồng và nhận dạng các hợp phần bị rủi ro nhất cũng như so sánh sự rủi ro tương đối giữa các hoá chất khác nhau được sử dụng. Qua đó, các chiến lược quản lý thích hợp có thể được đề xuất để đảm bảo lợi nhuận nông nghiệp và phát triển bền vững.

3.4 Xác định đặc tính của rủi ro

3.4.1 Sự cần thiết của dữ liệu về phơi nhiễm và tác động

Một khi nguy cơ đã được xác định và vấn đề được đề ra, cần phải miêu tả đặc tính của sự phơi nhiễm (lượng hóa chất đã được dùng) và các tác động (tác động nào có thể xảy ra ở một dãy nồng độ cho trước). Các đặc tính này được dựa trên cơ sở các số liệu về phơi nhiễm hay các dữ liệu tác động khác có thể thu được từ nghiên cứu thực địa và từ tài liệu. Đối với việc ra quyết định cần thu thập thật tốt các dữ liệu về sự phơi nhiễm và tác động tương ứng.

3.4.2 Thu thập các dữ liệu và yêu cầu

Trước khi các nguy cơ được nhận diện, các hệ dữ liệu phải được thu thập cho hai thành phần cơ bản của việc đánh giá là sự phơi nhiễm (**exposure - e**) và tác động (**Effect - E**). Việc thu

thập các dữ liệu của hai thành phần này phải được liên kết với nhau sao cho có thể giữ được sự tương thích giữa độ độc và con đường phơi nhiễm nhằm đánh giá rủi ro về mặt sinh thái (Norton và nnk, 1992).

3.4.3 Xác định đặc tính của sự phơi nhiễm



Thu thập các dữ liệu về phơi nhiễm có thể tiến hành bằng cách lấy mẫu thực, bằng mô hình hóa từ thông tin thu được từ điều tra (xem ví dụ trong nghiên cứu điển hình, phần B) hay bằng sự phối hợp cả hai phương pháp.

Sự phơi nhiễm có thể được xác định bằng nhiều cách khác nhau, bao gồm phân tích các mẫu môi trường, tính toán dựa trên mô hình hay sử dụng các dữ liệu đã được công nhận (cách cuối ít được ưu tiên nhất trong việc đánh giá rủi ro). Cần xác định đặc tính của sự phơi nhiễm để đánh giá sự phân bố của thuốc bảo

Sự phơi nhiễm: Sự tồn tại một chất độc ở nồng độ hay một lượng đủ để gây ra một tác động (có hại) ví dụ: sự tồn dư thuốc bảo vệ thực vật trong hệ sinh thái do quá trình canh tác và có thể gây hại cho các giống loài bản địa. Sự phơi nhiễm cũng có thể được định nghĩa là nồng độ thuốc bảo vệ thực vật trong sản phẩm được coi là bị ô nhiễm (trên giới hạn quy định cho phép).

vệ thực vật trong các thành phần môi trường khác nhau nhằm xác định dư lượng của chúng. Thời gian phun thuốc bảo vệ thực vật là yếu tố ảnh hưởng đến khả năng gây ô nhiễm do liên quan tới sự phân hủy của một hóa chất trong môi trường sinh thái. Con đường phơi nhiễm cho các sản phẩm hoặc các sinh vật không phải đối tượng phòng trừ cũng cần phải được đánh giá cẩn thận.

Một đánh giá đáng tin cậy chỉ có thể đạt được khi thu được thông tin chính xác về sản phẩm và vùng nghiên cứu (dùng số liệu của một nghiên cứu tương tự có thể cho kết quả đánh giá rủi ro không đặc trưng cho từng vùng). Chính xác và kinh tế nhất khi các số liệu về sự phơi nhiễm được lấy từ việc phân tích mẫu trên đồng ruộng và xây dựng mô hình ví dụ như phối hợp mô hình trên giấy và lấy mẫu chọn lọc trên đồng ruộng để đánh giá.

Mô hình hóa là một tiếp cận toán học trên giấy dùng để đưa ra các kết quả dựa trên cơ sở

những tính chất hóa học và đặc điểm đã quan sát được của một thuốc bảo vệ thực vật nào đó. Nhưng việc đơn giản hóa và chấp nhận các giả định trong quá trình tính toán có thể hạn chế phương pháp này. Như vậy tuy mô hình hóa vẫn có ích cho việc dự đoán về biến đổi của thuốc bảo vệ thực vật, nhất là khi phương tiện bị hạn chế, kết quả từ mô hình hóa phải được kiểm chứng bằng các số liệu điều tra thực địa. Một nghiên cứu được lên kế hoạch cẩn thận phải bao gồm sự phối hợp của mô hình hóa và lấy mẫu thực tế hay theo dõi phát hiện để đạt hiệu quả kinh tế và chính xác cao nhất.



Chọn một mô hình để cung cấp dữ liệu cho đánh giá ban đầu các nguy cơ hoặc để bổ sung cho các số liệu thực tế.

Có rất nhiều mô hình toán học có sẵn để dự đoán sự biến đổi và dư lượng của thuốc bảo vệ thực vật trong môi trường, bao gồm CREAMS (Knisel, 1980), EXAM II (Burns, 1990) và PRZM (Mullins và nnk, 1993) để xác định thông tin chủ yếu về sự rửa trôi trong khi các mô hình đa phương tiện như là ChemCAN, SIMPLEBOX, CalTOX, EcoFATE và Fugacity I, II và III (Mackey, 2001) dự đoán về sự phân bố của thuốc bảo vệ thực vật vào các pha môi trường khác nhau. Nhiều mô hình trong số này có thể truy cập một cách dễ dàng từ website của USEPA (www.epa.gov) hay từ Trung tâm Mô hình hóa Môi trường Canada (www.trentu.ca/cemc/welcome.html).

Trong dự án trình bày ở tài liệu này, việc tính toán gần đúng để xác định nồng độ của các

3

thuốc bảo vệ thực vật trong môi trường dựa theo mô hình Fugacity (Mackay, 2001). Mô hình này có ưu điểm vượt trội so với các mô hình khác là thay vì chỉ dự đoán một thành phần môi trường, nó có thể tính toán dư lượng thuốc bảo vệ thực vật trong tất cả các hợp phần môi trường. Phương pháp này được mô tả chi tiết trong nghiên cứu điển hình (Phần B, mục 5).


Kết quả dự đoán dựa trên mô hình hóa phương cách sử dụng thuốc bảo vệ thực vật (liều lượng phun, diện tích phun thuốc...) giúp cho việc đánh giá một lúc nhiều loại hóa chất, để từ đó xác định trọng tâm cho việc lấy mẫu trên đồng ruộng cũng như việc theo dõi phát hiện các hóa chất tồn dư. Hơn nữa mô hình hóa là phương pháp duy nhất dự đoán sự

Bảng 3. Các thông số quan trọng của thuốc bảo vệ thực vật cần thiết cho việc mô hình hóa quá trình biến đổi của chúng

Đặc tính	Tên (Đơn vị)	Mô tả vắn tắt
Độ tan trong nước	Độ tan (mg L^{-1})	Lượng thuốc bảo vệ thực vật tan trong nước tinh khiết (Cơ sở để tính độ tan của chúng trong nước tự nhiên)
Các dữ liệu về hệ số bám/thấm hút ^{a)}	$K_{oc}/K_{ow}/K_d$ (thang log)	Xác định lượng thuốc bảo vệ thực vật phân bố vào trong chất hữu cơ, vào carbon hữu cơ hay trong đất, có thể có được từ tài liệu hay từ thực nghiệm (K_d)
Bán phân hủy	$T_{1/2}$ (ngày)	Hướng dẫn về tuổi thọ hay sự tồn tại của một hóa chất trong các hợp phần môi trường (đất, nước, cây trồng và không khí...)
Áp suất hơi	P_u (mmHg^{-1})	Chỉ mức độ bốc hơi của một chất vào trong không khí sau khi phun
pH, pK_s	(đơn vị pH)	Có thể là một hướng dẫn cho hình thức không ion hay ion hóa của một thuốc bảo vệ thực vật trong môi trường
Hệ số tích tụ sinh học	BCF	Xác định (thường là bằng thuật toán) tiềm năng của một hóa chất tập trung ở những bậc sinh học cao hơn
Liều lượng áp dụng	Tỷ lệ (kg. ha^{-1} hay L. ha^{-1})	Dữ liệu này có thể thu thập qua điều tra trên đồng ruộng. Các tỷ lệ này phải được ghi trên nhãn các bình thuốc

^{a)} Thiếu các hệ số liên kết chính xác là một nguyên nhân của sự khác biệt giữa số liệu mô hình và thực tế. Số liệu thu thập từ tài liệu lý thuyết có thể không đại diện cho vùng đang được nghiên cứu: Khi cần những thông tin chính xác, tốt nhất nên tiến hành thí nghiệm hấp thu đơn giản (K_d) đối với các loại đất có trong quá trình nghiên cứu

biến đổi của các hóa chất mới, chưa được dùng trên thực tế (Mackey 2001, Sanchez Bayo và nnk, 2002). Tính gần đúng bằng mô hình hóa đặc biệt thích hợp với dự án này vì các dữ liệu phơi nhiễm không có và cũng khó mà thu thập được. Mặc dù, trong nhiều trường hợp kết quả tính toán theo mô hình hóa cho khả năng phơi nhiễm vượt quá cao, nhưng nó vẫn rất tốt để thực hiện đánh giá cho các trường hợp xấu nhất (Sanchez-Bayo và nnk., 2002). Sự vượt quá này có thể được hiệu chỉnh lại bằng cách đối chiếu số liệu thực hoặc dùng để đưa ra một giới hạn an toàn cho việc quản lý.

 **Thu thập các thông số mô tả tính chất của thuốc bảo vệ thực vật đang được sử dụng để mô hình hóa quá trình biến đổi của chúng.**

Rất nhiều tính chất cơ bản của thuốc bảo vệ thực vật cần phải có để dùng cho việc tính toán mô hình hóa (Bảng 3), mặc dù mỗi một kiểu mô hình khác nhau sẽ yêu cầu một số thông số khác nhau. Bất cứ cách tính theo mô hình nào không bao gồm các đặc tính này có thể coi là bị đơn giản hóa quá mức.

Thuốc bảo vệ thực vật endosulfan với các đặc tính lý hóa có được từ tài liệu (Bảng 4) là thích hợp dùng cho việc mô hình hóa, nhưng sẽ tốt hơn nếu có thể làm một số thí nghiệm đặc trưng cho vị trí nghiên cứu. Một trong những vấn đề không nhất quán lớn nhất trong việc mô hình hóa thuốc bảo vệ thực vật là không có được các hệ số phân bố chính xác, các hệ số này được dùng để đo và xác định những biến đổi của một thuốc bảo vệ thực vật.

Bảng 4. Tính chất hoá học và vật lý của endosulfan

Tính chất	Endosulfan
Phân tử lượng	406.9 ^a
Tính tan	0.33 mg /L ^a
Hằng số Henry (H)	1,48 (); 0.07 () ^a
logK _{ow}	4,76 ^a
t _{1/2} _{đất}	50 ^b ngày
t _{1/2} _{rau}	5 ^b ngày
t _{1/2} _{nước}	35 ^b ngày
BCF ^c	4,9
BCF ^d	2740,99

^aTomlin, 1997; ^bHoward và Meylan, 1997

^cBCF=0,607+0,893logK_{ow} (Chiou và các nnk, 1997);

^dBCF=0,048K_{ow} (Mackay,1982)


Như vậy K_d là đại diện cho sự phân bố của các chất tan hữu cơ trong nước và đất hay bùn lắng và cũng được tra từ đường đẳng nhiệt hấp thụ. Giá trị của K_d đặc trưng cho từng địa điểm và thay đổi bởi nhiệt độ, pH, tính chất lý hóa của đất và thành phần hữu cơ trong đất. Điều này có nghĩa là có quá nhiều biến số để xác định các giá trị của K_d cho tất cả các điều kiện của môi trường. Do đó hai thông số K_{ow} và K_{ow} để xác định hơn sẽ được dùng cho dự đoán sự biến đổi của các chất hữu cơ. Khi dùng các mô hình để tính toán dư lượng trong môi trường, các sai số và các dữ liệu không chắc chắn phải được xác định để tìm các giá trị thực nghiệm cho mô hình hóa đầu vào

3

(Mackey 2001; Baskaran, 2002). Tất cả các giả định phải được mô tả chi tiết trong tổng kết của mô hình hóa để sai số trong quá trình đánh giá rủi ro có thể được xem xét khi đưa ra các quyết định quản lý.

3.4.4 Phân tích các mẫu môi trường

Nồng độ của các thuốc bảo vệ thực vật có thể được xác định bằng cách phân tích các mẫu lấy trên đồng ruộng. Nếu tuân thủ các tiêu chuẩn đảm bảo chất lượng và kiểm soát chất lượng, các số liệu đặc trưng cho từng vùng là cơ sở dữ liệu tốt nhất để đánh giá rủi ro, giúp chọn được các thuốc bảo vệ thực vật an toàn hơn.

 **Thu thập các dữ liệu về phơi nhiễm thuốc bảo vệ thực vật: các dữ liệu về nồng độ có thể thu được từ việc phân tích các mẫu lấy từ đồng ruộng.**

Quá trình lấy mẫu và phân tích cần được lên kế hoạch thật tốt. Việc phân tích mẫu cần các kỹ năng và máy móc thích hợp (chi tiết ở phần 4), do đó thường được tiến hành trong các phòng thí nghiệm. Trong việc xác định đặc tính của phơi nhiễm, mục đích của điều tra thực địa là thu được thông tin về quá trình phun thuốc tại các vùng cần khảo sát. Như đã được nêu từ trước, các dữ liệu này có thể dùng cho việc mô hình hóa. Theo kinh nghiệm của chúng tôi ở Việt Nam, việc thu thập các dữ liệu về phun thuốc luôn gặp nhiều khó khăn vì người nông dân không có thói quen ghi chép các thông số về việc sử dụng thuốc, do đó cần đánh giá thông tin về việc sử dụng thuốc bằng việc lấy

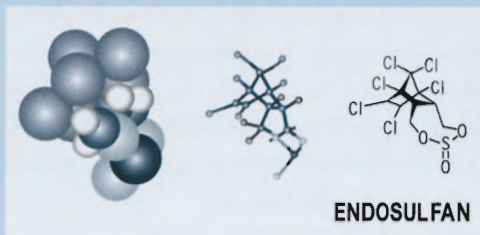
mẫu thực địa và phân tích.

Điều quan trọng là phải có quy trình kiểm tra chất lượng (QC) và đảm bảo chất lượng (QA) phù hợp cho việc lấy mẫu (xem phần 4 để biết thêm chi tiết). Về phương pháp lấy mẫu thì hiện có nhiều phương pháp đã được quy định. Nhóm phân tích phải xây dựng một kế hoạch thích hợp cho mục tiêu và phạm vi nghiên cứu. Để bảo đảm việc kiểm tra chất lượng và quản lý chất lượng cho việc lấy mẫu và phân tích trong phòng thí nghiệm, tất cả các thành viên cần tuân thủ theo hệ thống các phương pháp chuẩn đã được ấn định. Ví dụ các phương pháp có thể ghi dưới hình thức sổ nhật ký cho việc thu thập dữ liệu và phân tích để áp dụng.

Do nhiều nguyên nhân, phân tích mẫu nên được tiến hành bởi một phòng thí nghiệm chuyên sâu, các phòng thí nghiệm đã áp dụng các quy trình QC và QA để cho các số liệu phân tích chính xác nhất. Dùng một phòng thí nghiệm phân tích có thể tiết kiệm được thời gian đặc biệt trong việc phát triển và so sánh đánh giá, chất lượng các phương pháp phân tích trước khi tiến hành phân tích mẫu. Đưa mẫu cho một bên thứ ba phân tích cũng góp phần làm cho kết quả dự án khách quan hơn, nhưng việc thuê các cơ sở bên ngoài như vậy có thể tốn kém nên chi phí cần đưa vào dự toán ngay từ đầu. Ở Việt Nam các Cục Bảo vệ thực vật đóng tại Hà Nội và Tp. HCM có thể làm cố vấn và làm dịch vụ phân tích thuốc bảo vệ thực vật cho dự án.



Các thành viên tham dự hội thảo đánh giá rủi ro (Bữa trưa tại Trường Đại học Nông Lâm)



Cấu trúc không gian của phân tử thuốc trừ sâu endosulfan

Các phương pháp phân tích dựa trên trang thiết bị hiện đại

Các phương pháp sắc ký khí hay sắc ký lỏng cao áp có thể dùng để phân tách các thuốc bảo vệ thực vật với các chất tạp khác. Dùng các đầu dò tương thích, các phương pháp này nhận dạng và định lượng các thuốc bảo vệ thực vật. Các phân tử thuốc bảo vệ thực vật có thể được nhận dạng bằng khối phổ (MS). Các phương pháp sắc ký cho thuốc bảo vệ thực vật có thể lấy từ "Sổ tay Hiệp hội các nhà phân tích chính thức" Mỹ (AOAC 2000) hay từ "Các hướng dẫn được điển Anh". Nếu cần thiết các phương

pháp có thể được sửa đổi khi sử dụng tại mỗi địa phương, nhưng bất cứ thay đổi nào so với phương pháp chuẩn đều phải được đánh giá, kiểm chứng và đều phải được ghi rõ trong báo cáo đánh giá rủi ro. Tuy các phương pháp phân tích sắc ký là chính xác nhưng chúng mất nhiều thời gian, đắt tiền và đòi hỏi một đội ngũ kỹ thuật có trình độ và kỹ năng phân tích cao. Tuy nhiên vẫn phải phân tích một tập hợp mẫu bằng kỹ thuật này để công nhận đánh giá kết quả phân tích bằng các kỹ thuật khác ví dụ như mô hình hóa hay phân tích bằng ELISA.

Phương pháp ELISA

Phương pháp ELISA, dựa trên cơ sở miễn dịch học sử dụng các kháng thể nhạy và có tính đặc hiệu cao - cho phép phân tích nhanh, giúp sàng lọc một số lượng mẫu lớn về dư lượng thuốc bảo vệ thực vật. Các thử nghiệm ELISA đều đơn giản và kinh tế (Hammock & Mumma, 1980; Skerret, 1995; Lee và Kennedy, 2001). Phương pháp luận và các thảo luận liên quan có thể tìm thấy chi tiết trong các tuyển tập báo cáo tại hội thảo 1 và 2 của dự án, đã được tổ chức tại Phân viện Công nghệ sau thu hoạch (PHTI) vào tháng 3 năm 2002, và tại Trường Đại học Nông Lâm thành phố Hồ Chí Minh vào tháng 7 năm 2002. Đội ngũ kỹ thuật được huấn luyện trong các cuộc hội thảo này có thể triển khai các bộ thuốc thử ELISA mới cho việc phân tích. ELISA đặc biệt có lợi cho các phân tích sàng lọc ví dụ thử các sản phẩm bị ô nhiễm trên thị trường.

3

Trong tài liệu này có các ví dụ của việc dùng các dữ liệu ELISA được kiểm chứng bằng phương pháp sắc ký (Hình 8-2). Các dữ liệu về phơi nhiễm của thuốc bảo vệ thực vật endosulfan ở miền Nam và miền Bắc Việt Nam được dùng để đánh giá rủi ro được xác định bằng cả hai phương pháp sắc ký và ELISA (Bùi Cách Tuyển, 2003; Phạm Hùng Việt, 2003). Các ví dụ nói trên cho thấy phối hợp hai kỹ thuật trên khắc phục được nhược điểm của từng phương pháp.

Các dữ liệu thay thế

Việc phân tích tại các vị trí trên thực địa không phải lúc nào cũng có thể thực hiện được, đặc biệt là đối với các thuốc bảo vệ thực vật mới đang được đánh giá sơ bộ. Khi đó chỉ có thể có các dữ liệu từ mô hình hóa, các dữ liệu này có thể cho kết quả quá mức do phải đưa các giả định vào trong quá trình tính toán theo mô hình. Vì vậy nên cố gắng có các số liệu từ các phương thức khác. Ví dụ có thể dùng các nghiên cứu đi trước được tiến hành bởi các cơ quan nghiên cứu hay trường đại học khác cho việc đánh giá rủi ro (Bùi Cách Tuyển, 1998a, 1998b, 1998c, 1999, 2002). Các dữ liệu như trên đều có thể lấy ra từ tài liệu, sau khi xem xét kỹ có thể dùng để hỗ trợ cho các dữ liệu từ mô hình hóa hay cho đánh giá sơ bộ. Các phương pháp dùng để thu thập dữ liệu phải phù hợp với mục đích, đồng thời tất cả những kiểm tra về QC và QA cũng phải được báo cáo.

3.4.5 Xác định đặc tính tác động từ rủi ro



Cần tìm ra “tác động” có ý nghĩa đối với mục đích nghiên cứu. Xác định và thu thập các “giá trị cuối” khẳng định khả năng xảy ra các tác động này, dùng tài liệu sẵn có hoặc làm thí nghiệm để thu thập các dữ liệu trên.

Mục đích của đánh giá rủi ro là xác định xem những hoạt động đang thực hiện có gây ra rủi ro (hay gây ra sự phơi nhiễm) dẫn đến các tác động không mong muốn hay không. Mục đích quản lý rủi ro thực chất là xác định các giá trị thích hợp để đạt quy trình thực hành tốt nhất. Giai đoạn đánh giá rủi ro này chính là đưa ra các “giá trị cuối” cần cho việc bảo vệ.

Giá trị gây tác động là giá trị hay một dãy các giá trị có thể gây một kết quả không mong muốn, khi đã có đủ sự phơi nhiễm. Ví dụ, nếu chúng ta định nghĩa liều lượng của thuốc bảo vệ thực vật sẽ đạt mức độ nguy hiểm (rủi ro) khi gây chết một nửa quần thể thí nghiệm của một loài cụ thể nào đó (tức là đạt LD_{50}) thì giá trị để đạt một tác động (có hại) chính là giá trị của đại lượng trên. Dùng phương thức đánh giá rủi ro được mô tả trong tài liệu này, chúng ta sẽ xác định được các hoạt động ta làm có phải đã gây ra mức độ phơi nhiễm vượt giá trị có thể gây ra các tác động không mong muốn hay không.

Các giá trị có thể gây tác động có thể được chọn cho bất cứ yếu tố nào được xem là tiêu điểm của

việc đánh giá rủi ro. Như vậy tác động sẽ quyết định quá trình đánh giá. Trong trường hợp đánh giá rủi ro sinh thái, nồng độ gây tác động có thể là một dãy các giá trị cuối về mặt sinh thái. Đối với việc quản lý dư lượng thuốc bảo vệ thực vật trong nông sản, thì nồng độ gây tác động có thể là giá trị của giới hạn tối đa cho phép (Maximum residue limit - MRL) hay các trị số quản lý khác. Tính dễ thích nghi này thể hiện lợi thế căn bản của việc định lượng rủi ro. Quy trình này có thể được áp dụng để đánh giá, điều chỉnh và quản lý nhiều trường hợp

Độc tính sinh thái / Đánh giá rủi ro sinh thái: dữ liệu về độc tính

Các dữ liệu về độc tính bao gồm tất cả các dữ liệu về độ độc của các hóa chất đối với các sinh vật (không thuộc đối tượng phòng trừ) có mặt trong vùng ảnh hưởng của chúng.

Các điểm cuối trong lĩnh vực độc chất học sinh thái:

- Liều gây chết 50% (Lethal Dose 50% - LD₅₀): Liều gây chết 50% số lượng một loài nào đó. Các giá trị LD₅₀ được xác định bằng thực nghiệm và được áp dụng nhiều nhất cho các loài sống trên cạn.
- Nồng độ gây chết 50% (Lethal Concentration 50% - LC₅₀): Nồng độ gây chết 50% số lượng một loài nào đó. Các giá trị LC₅₀ áp dụng cho các loài lưỡng thể

và được xác định bằng thực nghiệm.

- Mức gây ảnh hưởng không quan sát được (No Observed Effect Level - NOEL): Đây là nồng độ cao nhất khi cho vào một hệ sinh vật thí nghiệm mà không gây tác động nào có thể quan sát được (như các thay đổi về sinh trưởng, sinh sản, hoạt động, ăn...).
- Mức gây ảnh hưởng thấp nhất có thể quan sát được (Lowest Observed Effect Level - LOEL): Đây là nồng độ bắt đầu gây ra những thay đổi nhỏ nhất có thể quan sát được (ví dụ thay đổi về sinh trưởng, sinh sản, hoạt động, ăn ...). LOEL thường đặc trưng cho một lĩnh vực sinh thái (ví dụ sự sinh sản). Trong một số trường hợp sự khác nhau giữa NOEL và LOEL là rất nhỏ.

Các dữ liệu về độc tính (ví dụ cho Endosulfan, bảng 5) có thể tìm thấy trong sổ tay thuốc bảo vệ thực vật "Pesticide Manual" (Tomlin, 1997), tài liệu "Extension Toxicology Network" (EXTOXNET, 2004), AQUIRE (USEPA, 2004), "Sổ tay tra cứu các tính chất vật lý của các hợp chất hữu cơ" ("Handbook of Physical Properties of Organic Compounds"; Howard & Meylan, 1997), cũng như từ các tạp chí khoa học.

Tuy nhiên số liệu từ các cơ sở dữ liệu trên dựa vào các nghiên cứu ở ngoài Việt Nam và phụ thuộc vào từng giống loài khác nhau, vì thế chúng có thể không hoàn toàn phù hợp với thực tế ở Việt Nam. Tuy nhiên, do các số liệu về độc tính nghiên cứu ở Việt Nam còn thiếu, nên các số liệu đó vẫn có thể được sử dụng đối với các

3

điều kiện và các loài tương tự ở Việt Nam. Từ đó có thể thấy một điều rất quan trọng là nên có nhiều nghiên cứu về độc tính được thực hiện ở Việt Nam, từ đó có thể kiểm định các giả thuyết và bảo đảm có sự quản lý thích hợp cho hoạt động nông nghiệp Việt Nam.

Sự đa dạng sinh học

Đa dạng sinh học là một bằng chứng rất tốt thể hiện sự bền vững của hệ sinh thái (Altieri, 1999). Số liệu về tính đa dạng sinh học là dữ liệu về số lượng các loài có trong một hệ sinh thái nào đó hoặc trong môi trường. Tuy nhiên chỉ riêng số liệu về đa dạng sinh học thì không thể đánh giá tính bền vững của hệ sinh thái. Mối tương quan và vai trò của các giống loài trong môi trường rất phức tạp mà cho đến nay vẫn chưa thể hiểu hết nên rất khó có một đánh giá chính xác. Cần

hiểu rằng, một chất có tính độc đối một loài thì không thể đem đến sự bảo vệ cho toàn thể một giống hay một quần thể sinh sống trong hệ sinh thái. Để đánh giá rủi ro, do đó cần thu thập càng nhiều giá trị độc tính càng tốt.

Thông tin về tính đa dạng sinh học có thể khảo sát tại vùng nghiên cứu, hoặc lấy từ các cơ quan quản lý, từ tài liệu hay từ internet. Khi tìm hiểu về tính đa dạng sinh học của vùng nghiên cứu cần phải xác định: số loài trong một lớp (S), tổng các loài trong một hệ sinh thái (N) (Sanchez-Bayo và các nnk, 2002). Trong dự án của chúng tôi tại Việt Nam, thông tin này rất hạn chế, đặc biệt với một số vùng cụ thể. Do vậy, đánh giá tính đa dạng sinh học đối với vị trí nghiên cứu có thể dựa trên thông tin sẵn có của một vùng rộng lớn hơn.

Bảng 5. Độc tính của endosulfan đối với một số loài

Loài	Endosulfan ^a	Độc tính		
		Thấp nhất	Cao nhất	Đơn vị
Động vật có vú	LD ₅₀ cấp tính	70	77	(mg kg ⁻¹)
	LD ₅₀ qua da	360	2250	(mg kg ⁻¹)
	LC ₅₀ qua đường hô hấp	0,0126	0,0345	(mg l ⁻¹)
Chim	LD ₅₀ cấp tính	220	810	(mg kg ⁻¹)
Bò sát	LD ₅₀ cấp tính	-	-	(mg kg ⁻¹)
Ếch	LC ₅₀ cấp tính	2	12	(mg l ⁻¹)
Cá	LC ₅₀ cấp tính	0,3	5085	(mg l ⁻¹)
Loài giáp xác	LC ₅₀ cấp tính	7	7000	(mg l ⁻¹)
Sò - Cá	LC ₅₀ cấp tính	-	-	(mg l ⁻¹)

^aTomlin, 1997, -: không xác định

Phương pháp hệ số an toàn



Cho thêm một hệ số an toàn: nhân số liệu phơi nhiễm ví dụ cho 10 để làm tăng độ an toàn

Cách tính này chỉ dùng khi thiếu các dữ liệu có sẵn. Phương pháp này không tính đến các khác biệt của từng địa phương. Cách này chủ yếu được dùng khi không xác định được các thông số khác và được USEPA chấp nhận như là một bước tiếp cận đầu tiên (Các hệ số an toàn là một cách đơn giản được dùng để làm giảm rủi ro như các phần sau sẽ thảo luận). Một cách tính gần đúng khác là kết hợp hệ dữ liệu về độc tính chưa đầy đủ với một mô hình để xây dựng một đường biểu diễn về liều lượng và phản ứng (Mô hình : đồ thị giữa liều lượng và sự đáp ứng).



Dùng mô hình "liều lượng- đáp ứng" nếu cần thiết

Cách tính thứ ba khi có đủ các dữ liệu và không có giả định nào liên quan đến liều lượng/ đáp ứng sẽ dùng toàn bộ các số liệu về độc tính. Các số liệu đều phải đạt chất lượng và có cùng một đơn vị tính (nếu không, phải chuyển đổi). Phương pháp này được dùng nhiều trong các tài liệu và trong một số ví dụ sẽ được trình bày dưới đây. Nó đưa đến kết quả đánh giá xác suất rủi ro, đến nay đây là cách được dùng nhiều nhất cho việc đánh giá rủi ro (thảo luận chi tiết trong chương sau).

Các nồng độ gây tác động khác

Tính linh hoạt trong việc đánh giá rủi ro thể

hiện qua việc các giá trị khác không phải độc tính sinh thái cũng có thể dùng như nồng độ gây tác động để đánh giá các mối nguy khác nhau. Trong trường hợp đánh giá các rủi ro trong thương mại, MRL có thể dùng để xác định xác suất phơi nhiễm. Ngoài ra có nhiều lựa chọn khác: điều tiên quyết là phải xác định giá trị cuối có ý nghĩa hoặc điểm bắt đầu tác động. Ở đây có nhiều ví dụ về tính đa dạng trong cách đánh giá rủi ro (ví dụ: công thức 2 và 3 trong các phần dưới đây).

3.5 Đánh giá rủi ro

Rủi ro là xác suất (khả năng có thể) xảy ra một ảnh hưởng không mong muốn (Suter II, 1993). Đánh giá rủi ro về độc học sinh thái là xác định các đặc điểm rủi ro của các hoá chất có cơ chế hoạt động thông qua độc tính sinh thái (Solomon, 1996).

Đánh giá rủi ro tốt nhất được thực hiện theo một trình tự nhiều bước (Solomon, 2000) trong đó bước đơn giản nhất nên được thực hiện đầu tiên. Nếu kết quả cho thấy có mối rủi ro thì các bước tiếp theo của đánh giá rủi ro sẽ tiếp tục được áp dụng.

Có rất nhiều lựa chọn cho việc miêu tả đặc điểm rủi ro và quyết định rủi ro đó có chấp nhận được hay không. Việc chọn lựa sẽ phụ thuộc vào vị trí nghiên cứu, giá trị của số liệu và mục tiêu quản lý như hệ sinh thái, sức khoẻ con người, chất lượng sản phẩm hoặc tổng hợp của tất cả các yếu tố trên.

3

Thế nào là một rủi ro có thể chấp nhận được?

Đáng tiếc đây không phải là một câu hỏi dễ trả lời. Một “rủi ro chấp nhận được” liên quan đến nhiều yếu tố như chi phí cho của thuốc bảo vệ thực vật, lợi nhuận của những ngành công nghiệp có dùng thuốc bảo vệ thực vật, độ nhạy cảm của vùng phun thuốc, các biện pháp thay thế khác, lợi nhuận của từng nông trại, nhu cầu và nhận thức về việc cung cấp những thực phẩm thiết yếu. Việc quản lý rủi ro phụ thuộc vào việc phân loại các hoạt động vào các nhóm chấp nhận được hoặc không. Thông thường nhà nước - cơ quan quản lý - sẽ là người ra quyết định, dựa trên rất nhiều dạng thông tin khác nhau. Mọi quyết định về quản lý và điều chỉnh đều cần dựa ra dựa trên mức độ rủi ro chấp nhận được hay không của một thuốc bảo vệ thực vật. Nói một cách khác, cần đưa ra các văn bản pháp lý và một nguy cơ chấp nhận được cần phải được định nghĩa rõ ràng cho mọi trường hợp.

3.5.1 Thương số (hệ số) rủi ro

Bước khởi đầu của việc phân tích rủi ro là tìm ra giá trị thương số rủi ro (**Hazard Quotient - HQ**) đã được thừa nhận bởi USEPA (Urban và Cook, 1986). Các thông số cần để tính toán thương số này đã được trình bày ở phần trên. Thương số rủi ro (HQ) được tính bằng tỉ lệ giữa

nồng độ phơi nhiễm và nồng độ gây tác động. Phép tính gần đúng này có thể được xem như là bước đầu tiên trong quá trình đánh giá rủi ro.



Xác định thương số rủi ro bằng cách chia nồng độ phơi nhiễm cho nồng độ gây tác động. Giá trị của HQ lớn hơn 1 có nghĩa là nồng độ phơi nhiễm đã đủ lớn để có thể đạt một nồng độ gây tác động

Công thức 1:

$$HQ = \frac{\text{Nồng độ phơi nhiễm}}{\text{Nồng độ gây tác động}}$$

Tác động thực tế được xác định bằng nồng độ phơi nhiễm thực: do đó việc phân tích rủi ro sẽ phụ thuộc vào các giả định. Ví dụ: nếu giá trị độc tính đã được nhân lên 10 để tăng độ bảo vệ (làm tăng độ an toàn lên 10 lần như phần trên đã trình bày), thì khi đó một giá trị HQ lớn hơn 1 chưa hẳn nói lên được một nguy cơ sẽ xuất hiện. Nó chỉ làm người ta thấy cần chú ý hơn và sẽ tiến hành các hoạt động điều tra sau đó để cải thiện kết quả đánh giá.

Bảng 6 đưa ra hướng dẫn về cách phân tích các nhóm nguy cơ tính bởi thương số đầu tiên này.

Ứng dụng thường gặp của HQ là để đánh giá sàng lọc một loạt thuốc bảo vệ thực vật hoặc các hoạt động. Những thuốc bảo vệ thực vật nào có HQ lớn hơn 0.1 (Bảng 24) cần phải thu thập thêm thông tin để mô tả sâu hơn các nguy cơ (Theo quy trình đánh giá rủi ro thì đây là bước tiếp theo).

**Bảng 6. Nhận diện nguy cơ dựa trên
thương số rủi ro**

HQ	Bán giá
< 0.1	Không rủi ro (x10 với hệ số an toàn)
0.1- 0.5	Rủi ro có thể giảm đi bằng cách sử dụng hạn chế (x2 với hệ số an toàn)
> 0.5	Rủi ro không thể chấp nhận (yêu cầu các đánh giá chi tiết hơn)

Chú ý về hệ thống đánh giá bằng cách cho điểm: Đánh giá rủi ro cần luôn được định lượng bằng một thương số. Hệ thống đánh giá, nơi mà mỗi yếu tố chất lượng được tính thành điểm để cộng hoặc nhân lên, có thể sẽ làm mất vài tính chất quan trọng, và do đó giảm độ nhạy. Cách tính bằng cho điểm thường là tùy ý và không dựa trên các số liệu thực địa và tính toán khoa học chính xác, do đó chúng khó áp dụng áp dụng cho việc quản lý và lựa chọn thuốc bảo vệ thực vật an toàn hơn.

Thương số rủi ro HQ này có thể được thể hiện theo nhiều cách khác nhau, phụ thuộc vào mục đích quản lý và các thông tin có sẵn khác.

Công thức 2: Thương số dùng cho quá trình đánh giá rủi ro hướng tới việc quản lý dư lượng thuốc bảo vệ thực vật cho các loại sản phẩm/ hàng hoá.

$$HQ = \frac{\text{Nồng độ phơi nhiễm}}{\text{Dư lượng tối đa cho phép (MRL)}}$$

Công thức 3: Thương số dùng cho quá trình đánh giá rủi ro tập trung vào sức khỏe con người.

$$HQ = \frac{\text{Nồng độ phơi nhiễm}}{\text{Lượng cho phép ăn vào hàng ngày (ADI)}}$$

ADI: Acceptable Daily Intake

Công thức 4: Thương số dùng cho quá trình đánh giá rủi ro tập trung vào bảo vệ môi trường sinh thái, ở đây có nhiều tham số có thể được dùng cho nồng độ gây tác động.

$$HQ = \frac{\text{Nồng độ phơi nhiễm}}{LD_{50}/LC_{50}/NOEL}$$

- Các giá trị nồng độ có thể có được bằng phân tích hoặc sử dụng mô hình. Nếu giá trị cao nhất được sử dụng để tính toán trong trường hợp xấu nhất, thì xác suất xảy ra trường hợp xấu nhất sẽ rất nhỏ. Các giá trị trung bình thì thực tế hơn và thường được sử dụng để tính cho toàn bộ hợp phần môi trường.
- Các số liệu như MRL, ADI, LD₅₀, LC₅₀, NOEL có thể tìm thấy trong các tài liệu như "The Pesticide Manual" (Tomlin, 1997),

3

trang web của FAO (www.fao.org), WHO (www.who.org) hoặc EPA (www.epa.org).

Trong trường hợp trình bày ở ví dụ 2, việc dùng endosulfan có thể cần phải xem xét lại, ví dụ cần nâng cao kỹ năng thực hành, giảm nồng độ endosulfan khi phun hoặc chọn một hóa chất khác. Sau khi đưa ra các thay đổi, thì một cuộc đánh giá rủi ro nữa cần tiến hành để kiểm tra xem những thay đổi đó có đem lại lợi ích hay không.

Việc kiểm chứng cũng cần coi như một phần của công việc đánh giá rủi ro, sao cho các phản hồi sẽ giúp liên tục nâng cao kỹ năng sử dụng thuốc.

Giá trị HQ có thể được đơn giản hoá bằng cách nhân 2, là hệ số an toàn với giá trị rủi ro, kết quả là tỷ số HQ nhìn chung chấp nhận được phải < 1.

Công thức 5:

$$HQ = \frac{\text{Nồng độ phơi nhiễm}}{0,5 \times \text{Dư lượng tối đa cho phép (MRL)}}$$

Do vậy, HQ > 1 được xác định là vượt quá mức rủi ro cho phép: sức khoẻ con người, sinh vật hoặc thực phẩm (Urban và Cook, 1986).

Việc quản lý thuốc bảo vệ thực vật có thể được đánh giá thông qua nồng độ dư lượng thuốc trong sản phẩm trên thị trường. Chúng

1. Nếu nồng độ tối đa của endosulfan tìm thấy trong nho là 100 µg/kg, và nồng độ tối đa cho phép (MRL_{FAO}) trong nho là 2000 µg/kg, thì theo công thức 2, HQ tính cho sản phẩm hoặc người tiêu thụ là 100/2000 = 0.05. Trong ví dụ này giá trị HQ là <1 nên nó không gây ra rủi ro về vấn đề dư lượng vượt ngưỡng cho phép.
2. Phân tích một loạt các mẫu nho thấy rằng có 0.5% số mẫu có nồng độ endosulfan là 2000 µg/kg (nghĩa là cứ 1000 mẫu thì có khoảng 5 mẫu vượt ngưỡng cho phép). Dựa vào thông số trên, xác suất vượt ngưỡng cho phép (theo MRL Codex) sẽ là 0.5%. Như vậy dùng endosulfan như hiện tại sẽ có thể xảy ra rủi ro.
3. Nếu nồng độ endosulfan tối đa trong nho là 100 µg/kg và 2000 µg/kg là dư lượng tối đa cho phép (MRL- Codex) thì HQ theo công thức 5 sẽ là 100/(0.5 x 2000) = 0.1. Kết quả tương tự như ví dụ 1, nghĩa là không có nguy cơ nồng độ endosulfan trong nho vượt ngưỡng cho phép.

tôi đã trình bày khả năng định lượng rủi ro hay mức độ mối nguy hại của một phương thức dùng thuốc bảo vệ thực vật hoặc công tác quản lý. Còn khi tiến hành đánh giá rủi ro bằng mô hình tính toán hoặc khi đánh giá rủi ro thực tế, thì cần tiến hành đánh giá cả độ nhạy.

Để đánh giá độ nhạy cần thay đổi tham số để xác định xem cần thay đổi bao nhiêu để một hoạt động trở nên chấp nhận được hay không chấp nhận được. Thông thường trong đánh giá rủi ro, chúng ta tập trung vào nồng độ phơi nhiễm trong môi trường do những biểu hiện tác động khác thường khó nhận biết.

Trước câu hỏi: Liệu một hóa chất có thể dễ dàng thay thế với một hóa chất kém nguy hiểm hơn? Liệu hóa chất này có rẻ hơn không? Trả lời cho những câu hỏi trên quyết định các lựa chọn trong quản lý. Nếu không thể tìm được hóa chất thay thế nào tương đương hoặc có giá rẻ hơn, thì cần phải cố gắng sao cho dư lượng còn lại của chúng trong môi trường thấp hơn nồng độ tối đa cho phép.

Đặc điểm của phương pháp tính thương số rủi ro là đây không phải là số đo của rủi ro thực, mà là mức độ của nguy cơ (USEPA, 1989; Barthel, 1996). Có hai điểm làm hạn chế việc ứng dụng nó, đặc biệt trong đánh giá nguy cơ đối với hệ sinh thái. Thứ nhất, HQ không tính đến các quần thể đang sinh sống

nên rất khó đưa thông số đa dạng sinh học vào các đánh giá HQ. Thứ hai, HQ có một hạn chế xuất phát từ việc dùng súc vật thí nghiệm để kiểm tra thông số “liều dùng đáp ứng có khi không cho các giá trị tuyến tính.

Dù sao cách tính này phù hợp cho bước đánh giá đầu tiên, ở nơi khó thu thập đủ thông tin như ở Việt Nam. Một số phương pháp khác đưa “đa dạng sinh học” vào công thức của HQ (Sanchez Bayo, 2002), tuy nhiên chúng không thực tế lắm cho một vài trường hợp. Cách tính xác suất rủi ro dưới đây có khả năng khắc phục các hạn chế của HQ.


3.5.2 Đánh giá rủi ro theo xác suất

Khi có đầy đủ số liệu về phơi nhiễm và độc tính sinh thái, thì đánh giá theo xác suất là một phương pháp phù hợp cho bước đầu tiên của đánh giá rủi ro. Các thông tin về xác suất giúp ta hiểu đúng hơn về rủi ro. Điều đó có nghĩa chúng ta có thể biết khả năng xảy ra rủi ro là bao nhiêu và hậu quả của nó nghiêm trọng thế nào. Do vậy, xác suất đạt tới mức bảo vệ mong muốn có thể tính toán được và phát triển để đảm bảo công tác quản lý được thực hiện tốt nhất.

Nguyên tắc của tính xác suất rủi ro đã được đề cập đến trong một số tài liệu (Cardwell và nnk, 1993; Klaine và nnk, 1996; Solomon, 1996 và Solomon và nnk, 2000). Tương tự như cách tính thương số rủi ro, xác suất cần 2

3


dãy số liệu là: thông số phơi nhiễm và thông số độc tính. Điểm khác biệt chính so với cách tính thương số là ở đây dùng một dãy số liệu liên tục chứ không phải là một giá trị đơn lẻ. Từ dãy số liệu này có thể tính được tần số cơ sở của xác suất. Ví dụ, nếu trong 100 mẫu có một mẫu mang “giá trị cao”, thì xác suất xuất hiện của “giá trị cao” là 1%. Đây chỉ là một ví dụ về một giá trị xác suất, khi chúng ta chỉ chú trọng vào tần số của một giá trị. Đánh giá xác suất rủi ro thường sẽ tính theo xác suất đôi, hoặc xác suất tổng hợp trong đó có giá trị của tần số phơi nhiễm và độc tính.

 **Thu thập và đối chiếu các số liệu về độc tính cho nhiều loài khác nhau. Cần chú ý chọn các giá trị có thể so sánh được (ví dụ, nồng độ gây tác động đến 50% số cá thể sinh sống như EC50 và LD50 hoặc tất cả các giá trị NOEC).**

Giống như phương pháp tính HQ, có rất nhiều nguồn cung cấp những số liệu này, như The Pesticide Manual (Tomlin, 1997), Extension Toxicology Network (EXTOXNET), AQUIRE (USEPA, 2004), The Handbook of Physical Properties of Organic Compounds (Howard và Meylan, 1997), các tài liệu khoa học cũng như danh mục các chất gây độc được các chuyên gia đăng tải.

Chú ý: Cần đảm bảo tập hợp số liệu về nồng độ phơi nhiễm (thường được thể hiện dưới dạng nồng độ mg/kg hoặc g/l) phải tương ứng với đơn vị đo độc tính và cả hai cần cùng một đơn vị.

Độc tính của endosulfan (Tomlin, 1997 - Bảng 7) thể hiện lượng dữ liệu tối thiểu cần cho việc tính toán. Sẽ có ý kiến cho rằng ở đây có quá ít dữ liệu không thể tiến hành đánh giá kỹ lưỡng như yêu cầu cần cho việc quản lý. Nên nhớ một đánh giá chỉ có thể tốt khi dữ liệu được thu thập tốt. Người có trách nhiệm quản lý rủi ro phải ra quyết định hợp lý dựa trên chất lượng của việc đánh giá. Để minh họa cho việc chọn lựa những thuốc bảo vệ thực vật an toàn, ví dụ dưới đây là đây đủ

 **Thu thập và đối chiếu các số liệu về nồng độ phơi nhiễm. Những số liệu tốt nhất là hệ thống số liệu toàn diện của một vùng cụ thể, có được bằng cách lấy mẫu trọng tâm.**

Đánh giá rủi ro sẽ phản ánh các số liệu thu thập được. Nếu các số liệu về nồng độ phơi nhiễm chỉ được lấy tại một nơi (ví dụ chỉ từ một cánh đồng hoặc một nông trại) thì chỉ có nơi đó được đánh giá. Nếu số liệu được thu thập theo thời gian thì việc đánh giá sẽ phản ánh thực tế trong quãng thời gian đó. Như vậy chúng ta có thể so sánh đối chiếu nhiều địa điểm, nhiều khoảng thời gian và nhiều thuốc bảo vệ thực vật khác nhau thông qua việc thu

Bảng 7. Số liệu độc tính của endosulfan (Tomlin, 1997)

Loài	Độc tính (mg/kg hoặc mg/l)
Chuột	70 (LD ₅₀ cấp tính qua miệng)
Chó	77 (LD ₅₀ cấp tính qua miệng)
Vịt trời	205 (LD ₅₀ cấp tính qua miệng)
Gà lôi có khoang vòng ở cổ	620 (LD ₅₀ cấp tính qua miệng)
Golden orfe	0,002 (LC ₅₀ -96h)
Daphnia	0,075 (LC ₅₀ -48h)
Tảo	0,56 (EC ₅₀ -72h)

thập, phân nhóm các số liệu phơi nhiễm để có các góc nhìn khác nhau cho việc điều tra. Đối với đánh giá chung, số liệu cần bao gồm các giá trị theo thời gian.

Các số liệu từ mô hình hóa không hữu ích bằng các số liệu lấy từ thực tế, trừ phi một loạt các sự kiện được mô hình hóa để cung cấp một dãy các nồng độ tiềm năng của môi trường. Đối với việc tính xác suất rủi ro, mô hình hóa là cách tốt nhất để xác định ở đâu các nguồn mẫu được sử dụng hiệu quả nhất. Để bảo đảm cho việc đánh giá có ý nghĩa, tần số xuất hiện và xác suất tương ứng nên được tính từ số liệu thực tế.

Thí nghiệm của chúng tôi ở Hóc Môn cung cấp một ví dụ về số liệu nồng độ phơi nhiễm của thuốc trừ sâu endosulfan trong nước (Bảng 8). Trong đó thể hiện tần số tích lũy như sau: 20% số mẫu dưới ngưỡng phát hiện và 100% các mẫu đều dưới 0.014mg/L.



Vẽ hai dãy số liệu trên cùng các trục tọa độ với sự phân bố theo hàm log-normal, để thể hiện phân bố tích lũy

Hình 3- 3 (theo Solomon và nnk, 2000) thể hiện đường đối ngẫu (đôi) của nồng độ phơi nhiễm và tác động tương ứng, ở phần giao nhau của nồng độ giữa phơi nhiễm và tác động thể hiện phần có rủi ro. Trong trường hợp này, tại nồng độ 55 đơn vị nồng độ - là nơi thể hiện 95% các nồng độ phơi nhiễm (trục trái, hình 3- 3) - có 10% các loài tiếp xúc với nồng độ độc hại (trục phải, hình 3- 3). Những diễn giải tiếp theo sẽ được đưa ra theo yêu cầu.

Tại mỗi nồng độ phơi nhiễm đều có thể xác định phần trăm bị tác động tương ứng (Hình 3- 3). Ngược lại, phần trăm hệ sinh thái được bảo vệ cũng có thể suy ra từ nồng độ phơi nhiễm. Cũng với ví dụ này, nếu chúng ta muốn

Bảng 8. Số liệu phơi nhiễm của endosulfan trong nước tại Hóc Môn

Nồng độ (mg/l)	Tần số tích lũy (%)
0.000	20
0.001	60
0.003	65
0.004	70
0.006	80
0.010	85
0.011	90
0.013	95
0.014	100

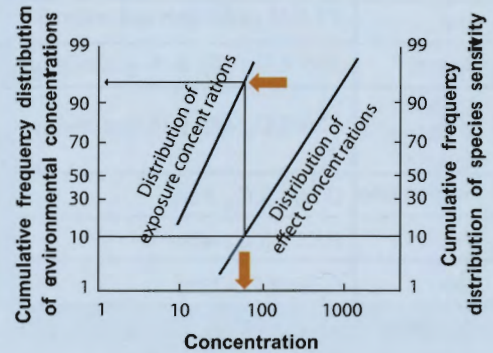
3

bảo vệ 10% các loài, thì chúng ta cần phải kiểm soát để nồng độ phơi nhiễm không vượt quá 55 (Hình 3 - 3).

Sắp xếp các số liệu thành dạng log tích lũy sao cho có thể so sánh và kết hợp các dữ liệu.

Giải thích về tính hiệu quả của phương pháp xác suất đôi có thể tìm thấy trong hình 3 - 3a dưới đây (Solomon và nnk, 2000). Phần giao nhau của đường nồng độ phơi nhiễm và đường độc tính chính là khoảng rủi ro nơi các nguy hiểm có thể xảy ra.

Hình 3-3. Đường phân bố xác suất tuyến tính giữa số liệu phơi nhiễm và độc tính (Solomon et al., 2000)



Hình 3 - 3a. Mối liên hệ giữa sự phơi nhiễm và tác động theo hàm log (A) và hàm log tích lũy (B) (tham khảo Solomon và nnk, 2000).

