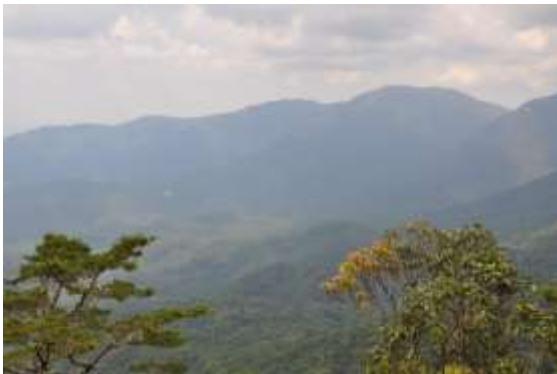


GS.TS. BẢO HUY

DỊCH VỤ HỆ SINH THÁI/ MÔI TRƯỜNG RỪNG



FOREST ECOSYSTEM/ ENVIRONMENT SERVICES

2018

MỤC LỤC

| | |
|---|-----------|
| 1 KHÁI NIỆM, ĐẶC ĐIỂM DỊCH VỤ HỆ SINH THÁI VÀ MÔI TRƯỜNG RỪNG | 6 |
| 1.1 Khái niệm dịch vụ hệ sinh thái và dịch vụ môi trường rừng | 6 |
| 1.2 Đặc điểm và nhu cầu định giá dịch vụ môi trường rừng | 8 |
| 2 THỊ TRƯỜNG DỊCH VỤ MÔI TRƯỜNG RỪNG | 10 |
| 2.1 Cơ chế thị trường dịch vụ môi trường rừng | 10 |
| 2.2 Thị trường carbon rừng | 11 |
| 2.3 Thị trường dịch vụ đa dạng sinh học | 13 |
| 2.4 Thị trường dịch vụ rừng đầu nguồn | 14 |
| 2.5 Thị trường cảnh quan | 15 |
| 3 PHƯƠNG PHÁP ĐỊNH GIÁ DỊCH VỤ MÔI TRƯỜNG RỪNG | 18 |
| 3.1 Tiếp cận để định giá (Valuation) hệ sinh thái/môi trường rừng | 18 |
| 3.2 Định giá dịch vụ môi trường quản lý rừng đầu nguồn | 21 |
| 3.3 Định giá dịch vụ môi trường lưu giữ carbon và hấp thụ CO ₂ rừng | 23 |
| 3.4 Định giá dịch vụ cảnh quan rừng | 24 |
| 3.5 Định giá dịch vụ bảo tồn đa dạng sinh học | 24 |
| 4 PHƯƠNG PHÁP ĐO TÍNH ĐỂ CHI TRẢ DỊCH VỤ MÔI TRƯỜNG LƯU GIỮ VÀ HẤP THỤ CO₂ CỦA RỪNG | 25 |
| 4.1 Hệ thống mô hình và công nghệ để ước tính carbon lưu giữ trong hệ sinh thái rừng | 25 |
| 4.2 Phân loại rừng theo cấp sinh khối bằng ảnh viễn thám | 26 |
| 4.3 Các bể chứa carbon rừng và đo tính | 28 |
| 4.4 Thiết kế ô mẫu để đo tính carbon trong cây gỗ | 29 |

| | | |
|----------|---|-----------|
| 4.5 | Các mô hình sinh trắc (Allometric Equations) để ước tính sinh khối và carbon cây rừng | 32 |
| 4.6 | Tính toán thay đổi sinh khối và carbon rừng (Phát thải hay hấp thụ)..... | 39 |
| 4.7 | Xây dựng mức tham chiếu (Reference Level - RL) để xác định tín chỉ carbon rừng trong chương trình REDD+ | 40 |
| 5 | PHƯƠNG PHÁP ĐO TÍNH ĐỂ CHI TRẢ DỊCH VỤ RỪNG ĐẦU NGUỒN | 44 |
| 5.1 | Lập bản đồ lưu vực để chi trả dịch vụ đầu nguồn..... | 44 |
| 5.2 | Chi trả dịch vụ đầu nguồn theo hệ số K..... | 49 |
| 6 | NHỮNG VẤN ĐỀ TỒN TẠI CỦA DỊCH VỤ MÔI TRƯỜNG RỪNG Ở VIỆT NAM..... | 52 |

TỪ VIẾT TẮT

- CDM: Clean Development Mechanism: Cơ chế phát triển sạch
- DVMT: Dịch vụ môi trường
- IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change: Hội đồng liên chính phủ về biến đổi khí hậu
- PES: Payment for Environment/Ecosystem Services: Chi trả dịch vụ hệ sinh thái/môi trường
- PFES: Payment for Forest ecosystem/environment services: Chi trả dịch vụ hệ sinh thái/môi trường rừng
- REDD: Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation: Giảm thải khí nhà kính từ suy thoái và mất rừng
- UNFCCC: United Nations Framework Convention on Climate Change: Hiệp định khung về biến đổi khí hậu của Liên Hiệp Quốc

DANH MỤC BẢNG BIỂU

| | |
|---|----|
| Bảng 1.1: Các bên liên quan trong hệ thống dịch vụ hệ sinh thái rừng/môi trường - Cơ chế chính sách tiềm năng | 9 |
| Bảng 2.1: Tổng chi trả cho dịch vụ hệ sinh thái từ chính phủ và tổ chức phi chính phủ và cá nhân từ năm 2005 0 2007 ở Mỹ (Đ/v: 1.000USD)..... | 16 |
| Bảng 4.1: Các mô hình sinh trắc ước tính sinh khối của cây gỗ trên mặt đất (AGB) của rừng lá rộng thường xanh vùng duyên hải trung bộ..... | 35 |
| Bảng 4.2: Lượng Carbon và CO ₂ hấp thụ trong 3 lâm phần đại diện sinh khối và năng suất của rừng lá rộng thường xanh vùng Tây Nguyên | 36 |
| Bảng 4.3: Tăng trưởng sinh khối, carbon và hấp thụ CO ₂ trên các đơn vị phân loại rừng lá rộng thường xanh vùng Tây Nguyên..... | 37 |
| Bảng 4.4: Hấp thụ CO ₂ theo cấp sinh khối và cấp H rừng lá rộng thường xanh vùng Tây Nguyên | 38 |
| Bảng 4.5: Năng lực tích lũy carbon ở các kiểu rừng trên thế giới (tC/ha) | 39 |

DANH MỤC HÌNH

| | |
|---|----|
| Hình 1.1: Phạm vi và đối tượng của các dịch vụ hệ sinh thái rừng (Mullan)..... | 8 |
| Hình 2.1: Tổng chi trả cho dịch vụ hệ sinh thái từ tất cả các nguồn ở Mỹ (Đ/v 1000 USD) ... | 16 |
| Hình 3.1: Giá trị dịch vụ hệ sinh thái ở Hoa Kỳ..... | 18 |
| Hình 3.2: Sơ đồ nghiên cứu định giá dịch vụ quản lý đầu nguồn theo 2 kịch bản khác nhau của WinRock International ở Lâm Đồng. | 22 |
| Hình 4.1: Các tiến trình đo tính, giám sát sinh khối, carbon rừng và CO ₂ (Bảo Huy, et al. 2013)..... | 25 |
| Hình 4.2: Bản đồ phân 3 lớp rừng và diện tích tương ứng (Bảo Huy et al., 2013)..... | 26 |
| Hình 4.3: Bản đồ cấp sinh khối và dữ liệu TAGTB bình quân theo cấp (Bảo Huy et al., 2013) | 27 |
| Hình 4.4: Năm bể chứa carbon của rừng (Nguồn WinRock International, 2012)..... | 28 |
| Hình 4.5: Tỷ lệ trung bình % C ở các bể chứa trong rừng lá rộng thường xanh Tây Nguyên (Bảo Huy et al., 2013) | 28 |
| Hình 4.6: Ô mẫu tròn phân tầng theo cấp kính (Bảo Huy và cộng sự, 2012) | 30 |
| Hình 4.7: Ô mẫu được bố trí ngẫu nhiên trên bản đồ (vùng dự án REDD SNV Cát Tiên và Bảo Lâm, Lâm Đồng) (Bảo Huy và cộng sự, 2012)..... | 32 |
| Hình 4.8: Tỷ lệ carbon tích lũy trung bình trong 5 bộ phận cây rừng lá rộng thường xanh vùng Tây Nguyên (Bảo Huy et al., 2013) | 36 |
| Hình 4.9: Hấp thụ CO ₂ (tấn/ha/năm) rừng lá rộng thường xanh vùng Tây Nguyên theo cấp sinh khối và cấp chiều cao (Bảo Huy và cộng sự, 2013)..... | 38 |
| Hình 4.10: Tiếp cận của IPCC (2006) để tính toán phát thải khí nhà kính trong lâm nghiệp .. | 40 |
| Hình 4.11: Một ví dụ về tổng phát thải từ suy thoái, mất rừng và hấp thụ carbon rừng | 41 |
| Hình 4.12: Một ví dụ về đường tham chiếu RL có điều chỉnh theo điều kiện quốc gia dựa vào đường phát thải trong quá khứ..... | 42 |

1 KHÁI NIỆM, ĐẶC ĐIỂM DỊCH VỤ HỆ SINH THÁI VÀ MÔI TRƯỜNG RỪNG

1.1 Khái niệm dịch vụ hệ sinh thái và dịch vụ môi trường rừng

Dịch vụ hệ sinh thái rừng (Forest Ecosystem Services) là lợi ích mang lại cho con người từ hệ sinh thái rừng (Mullan). Dịch vụ môi trường rừng (Forest Environment Services) nằm trong hệ thống dịch vụ hệ sinh thái rừng. Trong đó dịch vụ môi trường rừng là những sản phẩm dịch vụ rừng cung cấp không phải là sản phẩm trực tiếp như gỗ, củi, lâm sản ngoài gỗ.

Dịch vụ hệ sinh thái rừng bao gồm (Mullan; Krieger, (2001):

- i. Dịch vụ cung cấp gỗ: Hàng năm rừng cung cấp khoảng 1.7 tỷ m³ gỗ tròn (FAO, 2007) trên toàn thế giới và 80% là từ các quốc gia phát triển. Lượng gỗ này hoặc được buôn bán hoặc được sử dụng.
- ii. Dịch vụ cung cấp lâm sản ngoài gỗ (NTFPs). Rừng cung cấp nhiều sản phẩm có giá trị thương mại hơn là gỗ, bao gồm:
 - Hàng năm rừng trên thế giới cung cấp khoảng 1.9 tỷ m³ củi dùng cho năng lượng, củi đốt (Millan)
 - Thực phẩm: Bao gồm trái cây, mật ong, hạt, rau, thịt, nấm, măng, mây,
 - Dược liệu
 - Cây cho sợi, vật liệu để dệt may, làm nhà, dụng cụ
 - Thực phẩm cho chăn nuôi
 - Động vật hoang dã
- iii. Dịch vụ bảo vệ đầu nguồn, nguồn nước cho thủy điện, thủy lợi, sinh hoạt: Rừng đầu nguồn lưu giữ, điều hòa và dự trữ nước; từ đó đóng góp cho việc cân bằng dòng chảy nước theo mùa. Rừng cũng giúp cho việc làm sạch nước nhờ vào việc ổn định đất và lọc các chất bẩn. Khối lượng và chất lượng của dòng chảy nước từ rừng đầu nguồn là quan trọng cho nông nghiệp, thủy điện, nước sinh hoạt, cho môi trường sống của các loài thủy sản và các loại động vật hoang dã khác (Krieger, D.J., 2001).
- iv. Dịch vụ hấp thụ CO₂ rừng để giảm khí gây hiệu ứng nhà kính để giảm biến đổi khí hậu. Rừng có 5 bể chứa carbon (IPCC, 2006) để lưu giữ carbon và hấp thụ CO₂ giúp cho việc giảm khí nhà kính trong khí quyển. Vì vậy đang hình thành chương trình REDD+ (Giảm phát thải từ suy thoái và mất rừng).
- v. Dịch vụ du lịch sinh thái, văn hóa, nghỉ dưỡng: Hàng năm trên toàn thế giới có đến 205 triệu khách đến viếng thăm, du lịch sinh thái ở các vườn quốc gia (Mullan)

- vi. Ổn định và chống xói mòn đất: Thực vật rừng giúp cho việc ổn định đất và giảm xói mòn, rửa trôi chất hữu cơ. (Krieger, 2001)
- vii. Chất lượng không khí: Cây rừng hấp thụ các chất thải độc hại trong không khí và cải thiện chất lượng không khí để tốt cho sức khỏe của con người. (Krieger, 2001)
- viii. Thông tin, vật liệu di truyền của đa dạng sinh học. Đa dạng sinh học là quan trọng ở nhiều khía cạnh; bao gồm vai trò của nó như là một kho dự trữ vật liệu di truyền và có thể được sử dụng để chọn, cải thiện giống thực, động vật; đóng góp vào điều khiển sâu bệnh hại tự nhiên và cung cấp những sản phẩm dược liệu có giá trị.
- ix. Quản lý dịch hại
- x. Lợi ích thẩm mỹ
- xi. Kiểm soát hiểm họa thiên nhiên

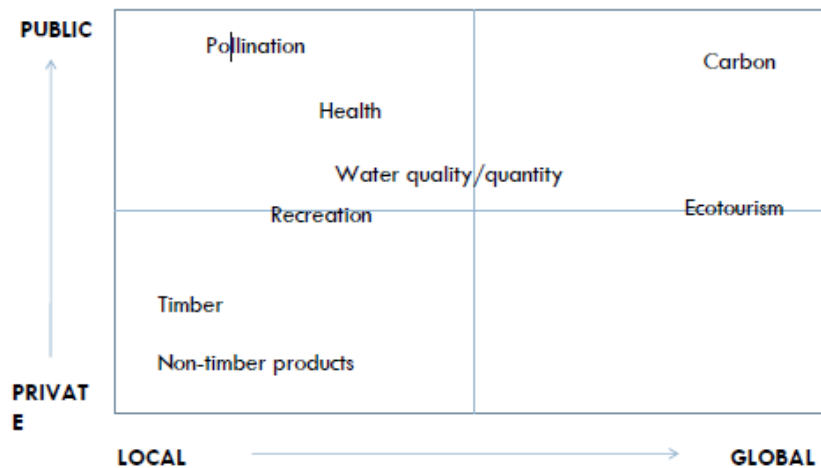
Dịch vụ ở mục i và ii là các dịch vụ cung cấp các sản phẩm trực tiếp của rừng; trong khi đó các dịch vụ đa dạng hơn ở mục iii – xi chính là dịch vụ môi trường rừng.

Trong đó Katial et al. (2003) xác định trong thực tế có 4 nhóm dịch vụ môi trường quan trọng nhất là:

- i. Đa dạng sinh học - biodiversity
- ii. Lưu giữ carbon rừng - carbon sequestration
- iii. Bảo vệ đầu nguồn - watershed protection
- iv. Cảnh đẹp rừng - forest landscape beauty

Trong đó các dịch vụ mang lại thu nhập, tài chính trực tiếp là gỗ, NTFPs, và các dịch vụ môi trường như là bảo vệ rừng đầu nguồn, hấp thụ CO₂ để giảm biến đổi khí hậu và du lịch sinh thái văn hóa; trong khi đó các dịch vụ khác đang ở giai đoạn tiềm năng nhưng sẽ có giá trị cao và lâu dài như là quản lý dịch hại, cung cấp vật liệu di truyền từ đa dạng sinh học của rừng hoặc các giá trị về thẩm mỹ, sức khỏe cho con người.

Các dịch vụ trên được cung cấp có thể ở mức địa phương, quốc gia cho đến toàn cầu và nó mang lại lợi ích cho cá nhân cho đến cộng đồng quốc tế. Hình 1.1 chỉ ra các phạm vi đối tượng dịch vụ rừng cung cấp và cho tư nhân hay cho công cộng



Hình 1.1: Phạm vi và đối tượng của các dịch vụ hệ sinh thái rừng (Mullan)

1.2 Đặc điểm và nhu cầu định giá dịch vụ môi trường rừng

Tuy nhiên không phải bất kỳ khu rừng nào cũng cấp đầy đủ các dịch vụ, sản phẩm nói trên, nó phụ thuộc vào:

- Đặc điểm điều kiện tự nhiên, sinh học của rừng
- Lợi ích của địa phương hoặc khu vực từ dịch vụ rừng phụ thuộc vào hoạt động quản lý, tổ chức của con người và chính sách, thể chế của địa phương, quốc gia.

Định giá dịch vụ môi trường (Valuation) rừng thường được đề cập để xác định các giá trị môi trường của rừng được quy đổi thành tiền, làm cơ sở cho việc đánh giá giá trị tài nguyên rừng, mua bán các giá trị dịch vụ rừng.

Khái niệm giá trị dịch vụ hệ sinh thái rừng/môi trường rừng có mối liên hệ chặt chẽ với giá trị mà rừng cung cấp cho xã hội, con người.

Thông thường dịch vụ môi trường rừng được cung cấp một cách “miễn phí” và không có giá trị trên thị trường. Vì vậy hiện nay để làm rõ giá trị của môi trường rừng, cần có phương pháp lượng hóa giá trị của nó, làm cơ sở so sánh hiệu quả kinh tế với các sản phẩm khác cũng như cân nhắc khi chuyển đổi rừng thành các loại hình canh tác khác.

Lý do cần phải định giá trị dịch vụ môi trường rừng là (Mullan):

- Để ước tính được tầm quan trọng của hệ sinh thái rừng
- Để chứng minh hoặc đánh giá sự cần thiết phải bảo tồn rừng
- Để xác định lợi ích mang lại như thế nào trong bảo tồn rừng
- Để xác định nguồn tài chính tiềm năng được chi trả để quản lý, bảo tồn rừng

- Để xác định chi phí cơ hội của quản lý, bảo vệ, bảo tồn rừng; cần chỉ ra lợi ích so sánh của quản lý rừng bảo vệ rừng với chuyển đổi rừng thành đất canh tác nông nghiệp, khai thác gỗ quá mức và phát triển đô thị, hạ tầng như thủy điện,... Sự so sánh này sẽ giúp cho việc cân nhắc liệu có nên chuyển đổi rừng thành loại hình sử dụng đất khác hay không?

Ở Việt Nam việc định giá hệ sinh thái rừng theo hướng địa giá tài sản hữu hình và vô hình để có thể cho thuê, thế chấp, mua bán tài nguyên rừng.

Phân tích dịch vụ môi trường rừng cần làm rõ loại dịch vụ nào, ai là người hưởng lợi từ dịch vụ (bên mua) và ai là người cung cấp dịch vụ (bên bán) và nhu cầu phát triển cơ chế chính sách để thực hiện thu phí người mua và chi trả cho người cung cấp. Khung phân tích ở bảng 1.1 sau làm rõ vấn đề này.

Bảng 1.1: Các bên liên quan trong hệ thống dịch vụ hệ sinh thái rừng/môi trường - Cơ chế chính sách tiềm năng

| Loại dịch vụ hệ sinh thái rừng | Bên hưởng lợi | Bên cung cấp | Cơ chế chính sách tiềm năng cho bên cung cấp dịch vụ |
|---------------------------------------|---|--|---|
| Gỗ | Công ty lâm nghiệp Cộng đồng nghèo sống gần rừng | Công ty lâm nghiệp Cộng đồng địa phương | Quyền sở hữu rừng Chứng chỉ rừng |
| Lâm sản ngoài gỗ | Người nghèo ở gần rừng Công ty tư nhân | Cộng đồng địa phương | Quyền sở hữu rừng |
| Nước cho thủy điện | Dân cư hạ nguồn. Các công ty thủy điện | Cộng đồng địa phương đầu nguồn Công ty lâm nghiệp | Chi trả dịch vụ quản lý lưu vực đầu nguồn |
| Hấp thụ CO ₂ | Cộng đồng quốc tế | Công ty lâm nghiệp Cộng đồng địa phương | Tín chỉ carbon |
| Du lịch sinh thái | Dân cư trong và ngoài nước | Cộng đồng địa phương Các vườn quốc gia, khu bảo tồn thiên nhiên | Phí từ dịch vụ du lịch sinh thái |
| Đa dạng sinh học | Cộng đồng quốc tế | Cộng đồng địa phương Các vườn quốc gia, khu bảo tồn thiên nhiên | Nhãn hiệu sinh thái Chi phí trao đổi vật liệu di truyền |

2 THỊ TRƯỜNG DỊCH VỤ MÔI TRƯỜNG RỪNG

2.1 Cơ chế thị trường dịch vụ môi trường rừng

Thị trường là sự tập hợp hai bên bao gồm người mua và người bán để giao dịch hàng hóa, dịch vụ. Những giao dịch trực tiếp rõ ràng là khác nhau với các cơ chế như thuế hoặc chương trình trợ cấp. Các yêu cầu cơ bản để phát triển thị trường dịch vụ môi trường là xác định nhu cầu hoặc đã có hoặc cần phải tạo ra, đồng thời định giá các sản phẩm dịch vụ môi trường có thể cung cấp và bán nó đến người mua. Ngoài ra, mối liên hệ giữa người mua và người bán là cần thiết để cho phép trao đổi thông tin và chỉ ra nguồn khác nhau về tài chính. Thị trường có thể được xác định ở cấp địa phương, khu vực và quốc tế. Dịch vụ môi trường có thể được giao dịch riêng lẻ hoặc như một loại hàng hóa đi kèm. Một loạt các cơ chế đang tồn tại cho giao dịch nhưng rõ ràng là thị trường không phải là giải pháp duy nhất cho cung cấp bền vững các dịch vụ môi trường rừng (Katila, 2003).

Katila (2003) cho biết một số lượng lớn các cơ chế dựa vào thị trường khác nhau đã được xúc tiến cho kinh doanh dịch vụ môi trường rừng. Chúng phản ánh sự khác biệt về bản chất của dịch vụ, hàng hóa môi trường rừng và mức độ phức tạp của thị trường. Cơ chế trung gian khác nhau thông qua các tổ chức phi chính phủ (NGOs), quỹ ủy thác, v.v là chiếm đa số (25%) của tất cả các trường hợp được xem xét, tiếp theo là sự đàm phán trực tiếp giữa người bán và người mua (17%), gộp giao dịch (12%) và qua các giao dịch truy cập (12%). Các tùy chọn khác bao gồm quỹ đầu tư, vốn liên doanh, liên doanh giao dịch, đấu giá, v.v. Một cách tổng thể cho thấy cơ chế thị trường dịch vụ môi trường rừng chưa được phát triển tốt. Chính phủ, các tổ chức phi chính phủ và các quỹ khác nhau, chẳng hạn như GEF đang đóng vai trò trung tâm trong trung gian và giao dịch thỏa thuận trực tiếp và tự phát (miễn phí).

Tiềm năng của dịch vụ môi trường khác nhau để phát triển thị trường thay đổi đáng kể, bởi vì một số dịch vụ tự cho vay tốt hơn cho thương mại, trong khi ở một số trường hợp cung cấp có thể đảm bảo tốt nhất thông qua các công cụ như thuế và các quy định của chính phủ. Nhiều yếu tố tạo ra thị trường ảnh hưởng đến dịch vụ môi trường như: (i) nhu cầu và khả năng cung ứng, (ii) giá trị và tầm quan trọng của dịch vụ, (iii) vị trí địa lý của thị trường, (iv) tiềm năng thị trường, (v) xác định và thực thi quyền sở hữu, (vi) mức độ của thể loại trừ và sự cạnh tranh của các dịch vụ được cung cấp, (vii) chi phí giao dịch, (viii) độ tin cậy về mặt khoa học và khả năng kiểm tra thẩm định, và (ix) rủi ro. Độ dài của danh sách các yếu tố ảnh hưởng gợi ý rằng việc tạo ra thị trường cho các dịch vụ môi trường là một quá trình phức tạp.

2.2 Thị trường carbon rừng

Trong khuôn khổ UNFCCC và Nghị định thư Kyoto, một nỗ lực đáng kể đã được thực hiện để xác định quy định hấp thụ carbon trong kiểm kê khí nhà kính quốc gia. Tuy nhiên, các quy tắc dưới CDM vẫn chưa được thống nhất. Phát triển thương mại trong các dịch vụ dựa trên carbon rừng có do đó phải chịu đựng những bất ổn đáng kể và vẫn còn hạn chế. Tuy nhiên, có khoảng 110 dự án bao gồm tổng cộng khoảng 5 triệu ha, trong đó hầu hết là rừng liên quan bảo tồn. Tình hình sẽ thay đổi và tích lũy carbon rừng có thể là một dịch vụ môi trường rừng có ý nghĩa dựa trên thương mại quốc tế mới, các dự án sẽ tập trung vào hai hoạt động hội đủ điều kiện, tức là trồng rừng và tái trồng rừng. Hoạt động quy hoạch sử dụng đất (LULUCF) như là điều kiện thích hợp để xác định hấp thụ carbon trong khí quyển và cung cấp các lợi ích môi trường khác, chẳng hạn như bảo tồn đa dạng sinh học và bảo vệ nguồn nước. Thị trường carbon có thể do đó gián tiếp góp phần vào việc thúc đẩy quản lý rừng bền vững, dựa trên nhiều dịch vụ lâm nghiệp. Tuy nhiên, theo các quy định hiện hành, Nghị định thư Kyoto "Bỏ lỡ" cơ hội đóng góp đáng kể vào việc bảo vệ đa dạng sinh học và giá trị đầu nguồn kết hợp với rừng tự nhiên ở các nước đang phát triển, bởi vì họ loại ra khỏi thị trường hấp thụ carbon quốc tế đối tượng rừng tự nhiên. Đồng thời, một cơ hội để cung cấp hỗ trợ tài chính cho việc áp dụng thực hành lý rừng bền vững để cung cấp nhiều môi trường dịch vụ không được tận dụng tối đa. (Katila, 2003)

Chính vì vậy, trong vài năm qua, các khuôn khổ về cơ chế giảm thiểu biến đổi khí hậu quốc tế đã đặt mục tiêu nhằm giảm khí nhà kính (GHG) hoặc tăng cường loại bỏ phát thải từ các khu rừng nhiệt đới đã xuất hiện. Một trong những cơ chế như vậy được gọi là REDD+, trong đó bao gồm năm hoạt động sau đây (Huy, et al., 2013):

- Giảm phát thải từ mất rừng
- Giảm phát thải từ suy thoái rừng
- Bảo tồn các bể chứa carbon rừng
- Quản lý rừng bền vững
- Gia tăng lượng carbon trong các bể chứa carbon rừng

Ha et al. (2011) cho thấy cơ chế phát triển sạch CDM là cơ chế giúp các dự án giảm phát thải ở các nước đang phát triển được hưởng lượng giảm phát thải được chứng nhận (CERs), mỗi đơn vị tương đương với một tấn CO₂. Các CERs có thể được mua bán và sử dụng bởi các nước công nghiệp để đáp ứng một phần yêu cầu giảm phát thải mà họ cam kết trong Nghị định thư Kyoto. Cùng với mục tiêu giảm phát thải cho các nước công nghiệp, CDM cũng giúp thúc đẩy phát triển bền vững ở các nước đang phát triển thông qua quá trình chuyển giao kiến thức và áp dụng các nguồn năng lượng sạch và các công nghệ sản xuất hiệu quả. CERs có thể được mua từ thị trường sơ cấp, trực tiếp từ bên tạo ra CERs hoặc qua thị trường thứ cấp. Thị trường thứ cấp là nơi giao

dịch mua bán các-bon (giống như giao dịch chứng khoán trên thị trường tài chính). CERs có thể được mua từ Chính phủ hoặc từ các pháp nhân tư nhân. Quá trình CDM mô tả các thủ tục và phương pháp để xác định lượng CER tạo ra bởi một dự án. Trong quá trình chuẩn bị dự án, cần tiến hành nghiên cứu khả thi để xác định tiềm năng của dự án cùng với những người tham gia. Quá trình này bao gồm việc sàng lọc các tiềm năng CDM, rà soát các phương pháp thích hợp theo quy mô và phạm vi dự án, nhằm thiết lập đường cơ sở và phương pháp giám sát để thẩm định và kiểm định.

Thị trường carbon tự nguyện nói chung áp dụng cho các công ty và cá nhân quan tâm đến môi trường mặc dù không có nghĩa vụ bắt buộc phải giảm phát thải khí nhà kính (KNK). Họ tự nguyện mua các đơn vị Giảm phát thải tự nguyện (VER) để tài trợ cho các dự án sản xuất sạch hơn, bù cho phần phát thải do các hoạt động phát thải của họ. Thị trường này nhỏ hơn thị trường CDM nhưng đang phát triển rất mạnh. Tuy nhiên, thị trường này không có cơ chế điều tiết chung được chấp nhận trên toàn cầu. Để tạo ra thị trường lành mạnh và thuyết phục người mua, hiện nay đã ra đời các tiêu chuẩn như 'Voluntary Gold Standard' và 'Voluntary Carbon Standard' và các dịch vụ cấp chứng nhận và đăng ký phát thải khác như 'GHG Protocol for Project Accounting và Climate', "Community and Biodiversity Project Design Standards"

Năm 2010, tổng cộng 131 triệu tấn CO₂ đã được giao dịch qua thị trường tự nguyện, với trị giá 424 triệu USD so với tổng số 98 triệu tấn CO₂ và 415 triệu USD được giao dịch trong năm 2009. Lượng CO₂ được giao dịch tăng 34% và số tiền nhận được cũng cao hơn. Theo báo cáo của Bloomberg New Energy Finance, năm 2011 lượng giao dịch trên thị trường là 213 triệu tấn. Báo cáo này cũng dự báo sự tăng trưởng nhanh của thị trường giai đoạn sau năm 2015, đạt tới 1,6 tỷ tấn năm 2020. Dự báo này dựa trên cơ sở là một mạng lưới các thị trường quy chuẩn và thị trường bán quy chuẩn cấp khu vực sẽ tăng lên, và sẽ sử dụng cách tiếp cận thị trường tự nguyện.

Các nước đang phát triển như Việt Nam có thể đưa ra bằng chứng của giảm phát thải (ER) / loại bỏ phát thải (ER) từ thay đổi sử dụng đất rừng thông qua kết quả dựa vào các hành động của chương trình REDD+. Hoạt động đo lường, báo cáo và thẩm định (MRV) quốc gia có chức năng như là một bằng chứng về giảm lượng khí thải hoặc tăng cường loại bỏ các khí nhà kính. Trên cơ sở đó lượng giảm phát thải được so sánh với đường cơ sở (Baseline), hoặc mức phát thải tham chiếu (REL – Reference emissions level) hoặc mức tham chiếu (Reference level) để xác định lượng CO₂ được chi trả trong nỗ lực quản lý rừng, giảm mất và suy thoái rừng.

Nguồn chi trả:

- ✓ Theo chương trình REDD của LHQ và một số tổ chức tình nguyện, các nước phát triển sẽ đáp ứng một số mục tiêu giảm phát thải của nước họ bằng cách

mua các tín dụng Carbon của các nước đang phát triển từ những cánh rừng hấp thụ CO₂.

- ✓ Một số dự án REDD đang được thực ở châu Á nhằm mục đích chính thức đưa chương trình này vào nội dung tiếp theo của Nghị định thư Kyoto bắt đầu từ năm 2013.

2.3 Thị trường dịch vụ đa dạng sinh học

Suy thoái rừng nhiệt đới được đặc biệt quan tâm, dự báo từ 5 – 15% các loài trên thế giới bị mất đi trong giai đoạn từ 1990 đến 2020. Vì vậy mất đa dạng sinh học là mối quan tâm hàng đầu trên toàn cầu và sự suy thoái đa dạng sinh học của rừng nhiệt đới càng được đặc biệt quan tâm. Kêu gọi hành động không chỉ đến từ các nhà bảo tồn mà còn từ các cộng đồng nghèo, những người đang lên tiếng để bảo vệ đa dạng sinh học. Đa dạng sinh học không đơn thuần là giá trị loài mà còn cung cấp nhiều dịch vụ cho con người ở cấp địa phương, quốc gia và toàn cầu (Reid and Miller, 1989 dẫn theo Landell-Mills (2002)).

Tuy vậy đa dạng sinh học lại thường không có giá trị thị trường trực tiếp. Cũng như các dịch vụ môi trường khác, đa dạng sinh học thường được xem như là hàng hóa miễn phí. Nỗ lực thúc đẩy thị trường cho dịch vụ bảo vệ đa dạng sinh học có lẽ là một tham vọng lớn trong giai đoạn hiện nay Landell-Mills (2002).

Không có số liệu định lượng về khối lượng và giá trị hiện tại của thị trường đối với rừng dịch vụ đa dạng sinh học và chỉ có một số dấu hiệu cho thấy tầm quan trọng của thị trường cụ thể có thể cung cấp. Sự gia tăng của các chương trình dựa trên thị trường và dữ liệu về tăng khu vực tài chính tư nhân để cung cấp các dịch vụ đa dạng sinh học cho thấy rằng các thị trường đã phát triển rất nhanh chóng trong thời gian gần đây và xu hướng này có thể tiếp tục. Các yếu tố quyết định đến dịch vụ này bao gồm (Katila, 2003):

- Nâng cao nhận thức cộng đồng về tầm quan trọng của đa dạng sinh học sẽ thúc đẩy được sự cam kết chi trả dịch vụ bảo tồn đa dạng sinh học.
- Tăng trưởng kinh tế và mức thu nhập ngày càng tăng (chủ yếu ở các nước phát triển) góp phần vào sự sẵn sàng chi trả cho các dịch vụ đa dạng sinh học
- Gia tăng sự khan hiếm của đa dạng sinh học do phá rừng và suy thoái rừng
- Nguồn lực hạn chế của các chính phủ để giải quyết các vấn đề bảo tồn đa dạng sinh học
- Tăng cường đầu tư khu vực tư nhân vào đa dạng sinh học.

Một cách tổng thể, cung cấp cơ hội bảo tồn vẫn còn rất xa so với khả năng chi trả cho bảo tồn. Điều này cho thấy tầm quan trọng cho các biện pháp tăng cường nhu cầu để tăng cường cạnh tranh và sẵn sàng chi trả cho đa dạng sinh học. (Katila, 2003)

2.4 Thị trường dịch vụ rừng đầu nguồn

Trên thế giới 1/5 dân cư thiếu nước uống an toàn và sạch. Trong khi đó rừng cung cấp dịch vụ đầu nguồn có giá trị như bảo vệ chất lượng nước, điều tiết dòng chảy, chống lũ lụt, chống xói mòn, bồi lắng lòng hồ, đập. Vì vậy làm thế nào để phát triển thị trường dịch vụ bảo vệ đầu nguồn nhằm tác động tích cực đến hành vi của người quản lý sử dụng đất rừng (Cosgrove and Rijsberman, (2000) dẫn theo Landell-Mills (2002)).

Ý tưởng cơ sở của thị trường đầu nguồn là đơn giản. Nơi mà người quản lý đầu nguồn cung cấp dịch vụ đến cuối nguồn sẽ được chi trả để họ có những thay đổi trong hành động quản lý rừng. Hầu hết các thị trường đã xuất hiện như một kết quả của một sự sẵn sàng chi trả của bên hưởng lợi từ dịch vụ. Điều này thường là kết quả của việc tăng cường sự hiểu biết về những lợi ích được cung cấp bởi lưu vực sông và các mối đe dọa ngày càng tăng mà họ đang phải đối mặt. Ở các nước phát triển, các quy định mới của chính phủ về chất lượng nước được cải thiện, như là một áp lực để thực hiện chi trả dịch vụ đầu nguồn (Cosgrove and Rijsberman, 2000)

Dịch vụ lưu vực là một trong những dịch vụ môi trường rừng đầu tiên được coi là có tiềm năng cho các giao dịch thị trường. Các hoạt động nơi thượng nguồn tạo ra lợi ích cho hạ lưu, và các nhóm đối tượng hưởng lợi chi trả cho dịch vụ. Nó dễ hiểu và có thể thể dễ dàng chấp nhận. Các thị trường hiện có cho các dịch vụ lưu vực, tuy nhiên vẫn còn khiêm tốn và có tính địa phương, thường liên quan đến lưu vực sông là nguồn cung cấp nước các khu định cư đô thị hay nông thôn gần đó. Thông thường, đề án thanh toán bị giới hạn trong biên giới quốc gia. (Katila, 2003)

Sự phát triển tương lai thị trường dịch vụ lưu vực dựa vào rừng vẫn có nhiều vấn đề không chắc chắn. Hiện nay, các yếu tố chi phối đằng sau là sự thất bại của quy định các biện pháp để thực hiện bảo vệ đầy đủ các lưu vực sông, và trong khi đó các lưu vực tiếp tục suy thoái, từ đó làm gia tăng sự khan hiếm nguồn nước. Do đó có khả năng cần phải tiếp tục mở rộng thị trường.

Một số yếu tố đang kìm hãm nhu cầu, đặc biệt là thiếu cụ thể của bằng chứng khoa học về đóng góp của rừng cho dịch vụ lưu vực sông. Trong khi quan niệm cho rằng rừng có một số tác động tích cực đối với phòng hộ đầu nguồn đang lan rộng, vẫn có bằng chứng khoa học hạn chế để hỗ trợ nó.

Trong khi tổng diện tích lưu vực trên thế giới là rất lớn, chỉ có một phần nhỏ trong số đó có thể trở thành một phần của thỏa thuận dịch vụ môi trường. Tuy nhiên theo dự

đoán sẽ có sự khan hiếm về nguồn nước, vì vậy dịch vụ đầu nguồn sẽ thu lợi lớn trong giá trị và cung cấp cho một động lực để các xây dựng cơ chế lưu vực dựa trên thị trường. (Katila, 2003).

2.5 Thị trường cảnh quan

Cảnh quan đẹp là một thành phần quan trọng trong thị trường du lịch sinh thái, việc chi trả để bảo vệ chất lượng cảnh quan đã bị chậm phát triển. Không chỉ có các nhà khai thác tour du lịch lấy về đẹp cảnh quan như một đầu vào miễn phí, nhưng các nhà quản lý khu bảo tồn cũng có ít cách nắm bắt việc sẵn sàng chi trả của người tiêu dùng. Tình trạng này là không bền vững, và trong nhiều nguồn cung cấp địa điểm du lịch sinh thái đang bị đe dọa chuyển đổi thành sử dụng có lợi hơn như nông nghiệp hay chăn thả gia súc. Những nỗ lực để thiết lập một thị trường dịch vụ cảnh quan là cần thiết trong dài hạn (Cosgrove và Rijsberman, 2000).

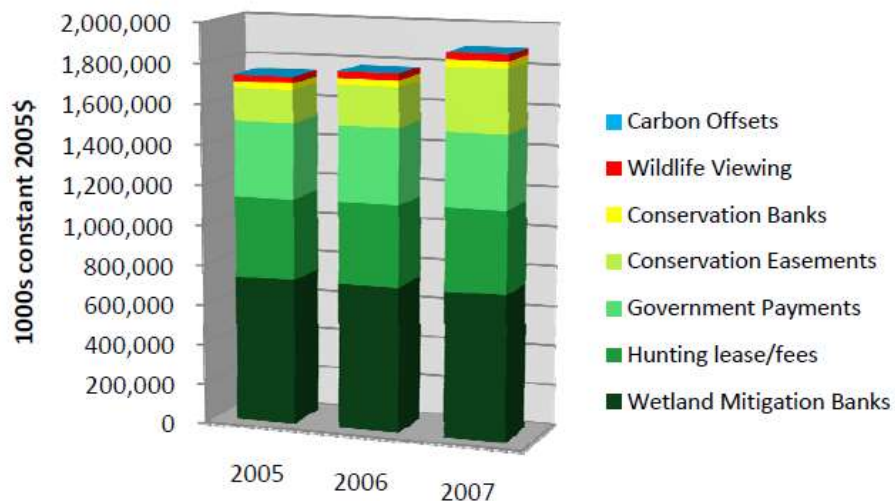
Thị trường của các cảnh quan đẹp đã tồn tại trong một thời gian dài, và chúng đang liên kết chặt chẽ với giá trị tiện nghi và phát triển du lịch và giải trí. Trong quá khứ, trọng tâm là các đối tượng cảnh quan; nhưng gần đây, giá trị của cảnh quan rộng lớn hơn cho người dân địa phương và du lịch đã được công nhận, và các giá trị này được bảo vệ. Rõ ràng là nhu cầu sử dụng giá trị cảnh quan đẹp ngày càng tăng trong một số các nước giàu có. (Katila, 2003)

Sự tăng trưởng chung của ngành du lịch dựa vào thiên nhiên sẽ cung cấp tài chính để tăng diện tích được bảo vệ quản lý. Với sự tăng trưởng nhanh chóng của ngành du lịch dựa vào thiên nhiên, vấn đề đặt ra là tạo ra thị trường đảm bảo rằng các khu vực được bảo vệ và bảo tồn có thể được chia sẻ công bằng lợi ích gắn liền với sự phát triển. (Katila, 2003).

Ở Hoa Kỳ việc chi trả cho dịch vụ môi trường giai đoạn 2005 – 2007 ở bảng 2.1 và hình 2.1 sau (Mercer et al., 2011)

Bảng 2.1: Tổng chi trả cho dịch vụ hệ sinh thái từ chính phủ và tổ chức phi chính phủ và cá nhân từ năm 2005 0 2007 ở Mỹ (Đ/v: 1.000USD)

| | 2005 | 2006 | 2007 |
|-----------------------------|------------------|------------------|------------------|
| Government | 378,075 | 380,608 | 365,619 |
| Non-government | | | |
| Carbon Offsets | 567 | 1,552 | 1,692 |
| Conservation Easements | 162,074 | 195,435 | 314,999 |
| Hunting Lease/Fees | 404,517 | 404,690 | 410,236 |
| Wildlife Viewing | 30,559 | 31,569 | 33,537 |
| Conservation Banks | 34,000 | 34,000 | 34,000 |
| Wetland Mitigation Banks | 727,111 | 727,111 | 727,111 |
| Total Non-government | 1,358,828 | 1,394,358 | 1,521,575 |
| Total Payments | 1,736,903 | 1,774,965 | 1,887,194 |



Hình 2.1: Tổng chi trả cho dịch vụ hệ sinh thái từ tất cả các nguồn ở Mỹ (Đ/v 1000 USD)

Kết quả bảng 2.1 và hình 2.1 cho thấy nguồn chi trả đến từ tổ chức phi chính phủ nhiều hơn chính phủ, và dịch vụ môi trường có giá trị cao nhất ở Mỹ là các khu vực rừng ngập nước, tiếp đến là săn bắn, bảo tồn, dịch vụ hấp thụ carbon rừng vẫn rất khiêm tốn so với tổng giá trị hệ sinh thái nói chung.

Mercer et al. (2011) chỉ ra các loại hình giao dịch dịch vụ hệ sinh thái ở Mỹ :

- Thanh toán công cộng: Chúng bao gồm các khoản thanh toán từ liên bang, tiểu bang, và các cơ quan chính quyền địa phương cho chủ đất rừng để thực hiện trồng rừng, phục hồi rừng hoặc quản lý dự án rừng trên đất rừng của họ với mục đích sản xuất hoặc tăng cường các dịch vụ hệ sinh thái.

- Các giao dịch tự nguyện: Ví dụ về các giao dịch tự nguyện bao gồm việc mua bán carbon rừng bù đắp các khoản tín dụng trong thị trường carbon tự nguyện, cho thuê săn bắn tư nhân, phí vào cửa để xem động vật hoang dã và săn bắn và mua quyền bảo tồn của tổ chức phi chính phủ.
- Giao dịch tuân thủ: Chúng bao gồm các thị trường và cơ chế thanh toán phát triển trong đáp ứng quy định của chính phủ, chẳng hạn như buôn bán chất lượng nước, đất ngập nước, giảm nhẹ xói mòn, ngân hàng bảo tồn, và carbon bù đắp thị trường theo các chương trình thương mại carbon trong khu vực.

3 PHƯƠNG PHÁP ĐỊNH GIÁ DỊCH VỤ MÔI TRƯỜNG RỪNG

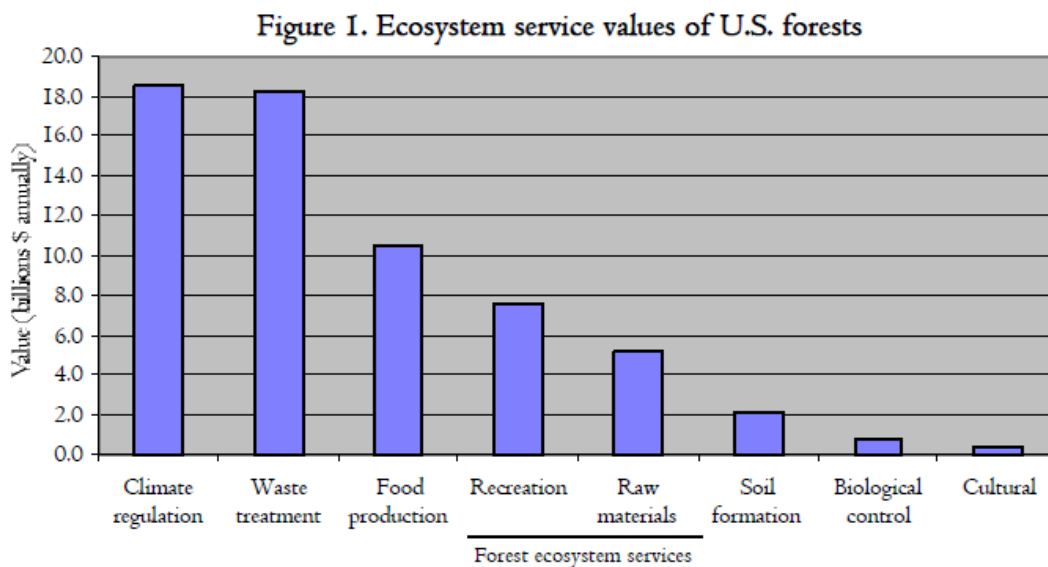
3.1 Tiếp cận để định giá (Valuation) hệ sinh thái/môi trường rừng

Hàng hóa được cung cấp bởi các hệ sinh thái tự nhiên là cơ sở để xác định các nhóm phúc lợi cho con người. Các hệ sinh thái tự nhiên cung cấp nhiều loại hàng hóa, dịch vụ như là thực phẩm, nước uống, vật liệu làm áo quần, dụng cụ, nhiên liệu, dược liệu... Năng lực cung cấp các dịch vụ hàng hóa của các hệ sinh thái phụ thuộc vào đặc điểm của từng hệ thống và tiến trình quản lý các hàng hóa đó.

Về mặt kinh tế, các hàng hóa và dịch vụ sẽ trở thành có giá trị khi nó phục vụ cho lợi ích của con người. Điều này cho thấy bản thân hàng hóa và dịch vụ không có giá trị. Mà chính xác là nó chỉ được xác định giá trị trong bối cảnh tạo ra phúc lợi cho con người. Chính vì vậy câu hỏi được đặt ra là làm thế nào các hàng hóa và dịch vụ của hệ sinh thái được sử dụng?

Đo lường giá trị kinh tế của hàng hóa dịch vụ hệ sinh thái rừng chính là **xác định giá trị thặng dư trong tiêu dùng, sử dụng dịch vụ.**

Giá trị dịch vụ hệ sinh thái, môi trường ở Hoa Kỳ như ở hình 3.1 cho thấy giá trị điều tiết khí hậu chiếm trên 18 tỷ USD/năm, tiếp theo là xử lý chất thải, sản xuất thực phẩm, nghỉ dưỡng,



Hình 3.1: Giá trị dịch vụ hệ sinh thái ở Hoa Kỳ
(Nguồn: Krieger, 2001)

Các nhà kinh tế học đã phát triển một số kỹ thuật cụ thể để định giá hàng hóa và dịch vụ môi trường rừng. Dưới đây là một số cách tiếp cận chính trong định giá hàng hóa, dịch vụ hệ sinh thái rừng (Krieger, 2001):

- i. Phương pháp chi phí vận chuyển, đi lại - Travel cost method:** Đây là phương pháp chung để ước tính giá trị của hàng hóa phi thị trường phụ thuộc vào chi phí đi lại, vận chuyển. Ví dụ các vùng hoang dã, cảnh quan thiên nhiên ở nơi hiểm trở; du khách thường hiếm khi phải chi trả dịch vụ tham quan; nhưng họ phải chi phí đi lại, vận chuyển đến nơi đó.
- ii. Tiếp cận “môi trường tốt, hưởng thụ môi trường” - Hedonic approach:** Phương pháp này được sử dụng trong hoàn cảnh giá thị trường của sản phẩm được bao gồm giá trị dịch vụ môi trường hệ sinh thái rừng. Ví dụ trong trường hợp ước tính giá trị của không khí, chúng ta biết rằng có các mức độ khác nhau về chất lượng không khí ở các vùng đô thị khác nhau. Nếu người mua nhà được cho biết có sự khác nhau về chất lượng không khí ở các khu vực, thì lúc đó giá nhà sẽ phản ánh sự khác nhau của chất lượng không khí.
- iii. Phương pháp ngẫu nhiên, không chắc chắn - Contingent method:** Phương pháp chi phí vận chuyển, tiếp cận môi trường tốt sử dụng quan sát hành vi để ước tính nhu cầu và giá trị dịch vụ. Cả hai phương pháp trên dựa vào khả năng liên kết giữa hành vi với hàng hóa, dịch vụ hệ sinh thái phi thị trường. Điều này không có khả năng để xác định giá trị sử dụng thụ động. Vì vậy một phương pháp khác gọi là phương pháp không chắc chắn được phát triển để ước tính các giá trị sử dụng thụ động.

Thay vì dựa vào quan sát hành vi, phương pháp hỏi con người để định giá; cụ thể là cái gì họ sẽ cam kết chi trả cho hàng hóa và dịch vụ hệ sinh thái? (Mitchell and Carson, 1989 dẫn theo Krieger, 2001). Tiếp cận sử dụng một bảng hỏi hoặc phỏng vấn.

Cả ba phương pháp trên chủ yếu định giá dựa vào mối quan hệ giữa nhu cầu và các hàng hóa, dịch vụ phi thị trường.

- iv. Chi phí hạn chế, bảo vệ - Defensive (averting) expenditure:** Đây là phương pháp dựa thay thế kỹ thuật của các dịch vụ hệ sinh thái. Ví dụ giải pháp dùng thực vật lọc nước của lưu vực đầu nguồn thay thế cho các kỹ thuật lọc nước hiện hành; và như vậy lưu vực với thực vật phân bố khác nhau sẽ tạo ra dịch vụ hàng hóa lọc nước khác nhau.
- v. Chuyển giao lợi ích – Benefit transfer:** Trong những điều kiện chắc chắn, giá trị hàng hóa và dịch vụ của hệ sinh thái tại một địa điểm cụ thể được sử dụng để ước tính cho một địa điểm khác có điều kiện tương đồng. Phương pháp này gọi

là chuyển giao lợi ích, Phương pháp này thường được sử dụng rộng rãi bởi vì nó dễ làm và ít tốn kém.

- vi. Giá trị thương mại – Commercial value:** Các phương pháp trên hầu như chỉ để áp dụng đối với nơi mà giá cả thị trường của các hàng hóa, dịch vụ hệ sinh thái chưa được xác định. Trong một vài trường hợp giá cả thị trường đã có. Ví dụ các hệ sinh thái rừng ngập nước ven biển cung cấp habitat quan trọng cho sản xuất cá thương mại và như vậy dễ dàng định giá nó. Trong trường hợp này giá trị thương mại của đất rừng ngập nước cho sản xuất cá là giá trị sản xuất cá, nó đạt được giá trị thương mại là nhờ kết quả của việc bảo vệ được các hệ sinh thái rừng ngập nước.
- vii. Chi phí tổng số - Gross expenditure:** Đây là phương pháp chung để ước tính tổng chi phí khi sử dụng hàng hóa và dịch vụ của hệ sinh thái. Đây là tiếp cận thường được sử dụng ví dụ như tính tổng chi phí đi lại, thiết bị, đầu vào cho một chuyến câu cá, từ đây xác định được giá trị của dịch vụ câu cá ngoài trời. Phương pháp này chỉ cho biết mức quan trọng của hoạt động sử dụng dịch vụ (tổng chi phí cao hay thấp mà người sử dụng trả) mà không đo lường được giá kinh tế môi trường thông qua xác định giá trị thặng dư trong tiêu dùng.
- viii. Tác động kinh tế - Economic impact:** Rất nhiều nghiên cứu ước tính tổng tác động kinh tế của một hoạt động sử dụng dịch vụ môi trường trong một vùng kinh tế. Ví dụ các khu vực cảnh quan hoang dã thu hút khách du lịch; như vậy số lượng khách du lịch là một tác động trực tiếp đến kinh tế địa phương thông qua tiêu dùng thực phẩm, phương tiện đi lại, dịch vụ nghỉ dưỡng, và các nhu cầu khác liên quan. Đo tính các tác động kinh tế trực tiếp này bao gồm thu nhập, lợi nhuận, việc làm, thuế, ... sẽ ước tính được giá trị dịch vụ của hệ sinh thái mang lại.

Ngoài ra trong một số trường hợp việc định giá dịch vụ môi trường ở bước đầu, việc tính toán chi trả như là đền đáp cho người quản lý rừng để cung cấp dịch vụ. Ha et al. (2011) đã chỉ ra bốn nguyên tắc để xây dựng cơ chế chi trả/đền đáp cho dịch vụ môi trường:

- ‘Tính thực tế’: Việc chi trả phải gắn kết với các mức thay đổi đo đếm được của dịch vụ môi trường;
- ‘Tính điều kiện’: Chi trả dựa trên hiệu quả và nếu có thể, kết quả đầu ra. ‘Tính điều kiện’ cũng có nghĩa việc chi trả chỉ được thực hiện nếu người cung cấp dịch vụ tuân thủ hợp đồng. Tính điều kiện đồng thời yêu cầu các chính sách và khung thể chế hỗ trợ cùng với sự giám sát hiệu quả và phạt vi phạm đối với các trường hợp không tuân thủ, điều mà rất nhiều mô hình PES khó đạt được trên thực tế.

- ‘Tính tự nguyện’: Chi trả dựa trên sự đồng thuận một cách tự do và được thông tin trước của tất cả các bên, với mức đền đáp phù hợp với tất cả mọi bên tham gia; và
- ‘Tính hướng nghèo’: Hoặc ít nhất không làm tăng sự bất bình đẳng.

Dựa vào 4 nguyên tắc nêu trên, phương pháp xác định mức chi trả được xây dựng. Lượng chi trả cho dịch vụ môi trường thường được xác định dựa trên những lựa chọn của người mua và người bán, các cân nhắc về cung cầu, công bằng, khả năng tài chính, và tính hiệu quả. Các bên có liên quan khác nhau thường có quan điểm khác nhau về mối liên quan “thực tế” giữa các hình thức sử dụng đất rừng và khả năng cung cấp dịch vụ môi trường. Thông thường có ba hệ thống kiến thức tồn tại song song về vấn đề này, gọi là kiến thức địa phương, kiến thức phổ thông/chính sách và kiến thức khoa học. Trong quá trình xây dựng cơ chế chi trả DVMT, điều quan trọng là các bên liên quan thống nhất được quan điểm và mục tiêu dự kiến về dịch vụ môi trường, chẳng hạn như chất lượng và khối lượng nước, carbon, đa dạng sinh học là thực tế và có thể đạt được thông qua cơ chế chi trả DVMT.

Trên thực tế, vấn đề chính trong việc xây dựng cơ chế chi trả DVMT là xác định được mức chi trả/đền đáp hoặc giá hợp đồng nhằm phản ánh được giá trị của việc bảo tồn đồng thời bù đắp cho những chi phí cơ hội của chủ sở hữu đất rừng. Nếu mức chi trả quá thấp, các nhà cung cấp dịch vụ tiềm năng có thể sẽ không tham gia bởi vì chi phí của việc quản lý đất rừng của họ còn nhiều hơn mức chi trả cho họ. Nếu như mức chi trả quá cao thì ngân sách dành cho chi trả sẽ cạn kiệt nhanh chóng và dự án sẽ không thể thực hiện cung cấp được dịch vụ môi trường ở mức phù hợp. Hơn nữa, ở các dự án có thời hạn dài ví dụ như chi trả carbon do không phá rừng (REDD+), cần có một ước tính đúng về mức chi trả ngay từ đầu bởi vì việc thay đổi giá cả trong khi đang thực hiện dự án có thể làm các thành viên của cộng đồng hiểu sai. Hơn nữa, khó có thể rập khuôn các ước tính về chi phí từ một dự án này sang một dự án khác bởi vì chi phí của mỗi chuyển đổi sử dụng đất đều mang tính đặc thù địa phương hoặc theo từng cá thể sử dụng đất khác nhau. Thay vào đó, cần có một phương pháp đáng tin cậy hơn nhằm ước tính mức chi trả và lồng ghép được cả những biến số ẩn cũng như sự không đồng nhất giữa các nông dân và/hoặc nhóm nông dân (Ha et al. (2011)).

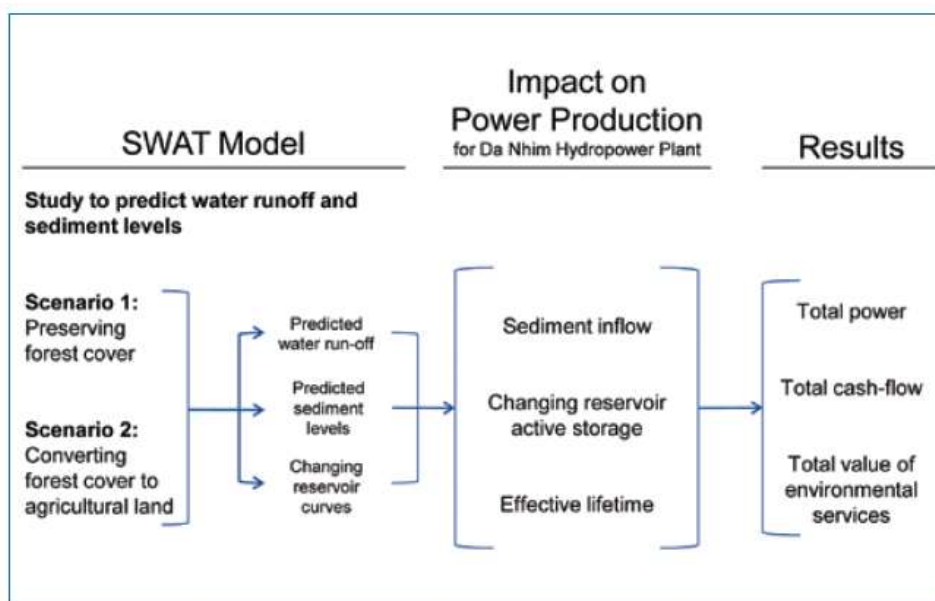
3.2 Định giá dịch vụ môi trường quản lý rừng đầu nguồn

Nguyên tắc để định giá dịch vụ quản lý rừng đầu nguồn là xác định được khả năng của các kiểu rừng, trạng thái trong điều hòa nguồn nước, cung cấp nước sạch, chống xói mòn, bồi lắng, ... Như vậy bên mua cần chi trả dịch vụ đầu nguồn để có được số và chất lượng nước tốt, đặc biệt là các công trình hồ đập như thủy điện, thủy lợi thì việc chống bồi lắng là quan trọng; trong khi đó bên cung vấp dịch vụ (bên bán) cần chứng minh việc quản lý rừng đầu nguồn của mình cung cấp dịch vụ tốt như thế nào thông

qua diện tích rừng, chất lượng rừng và các chỉ số liên quan đến khả năng quản lý nguồn nước đầu nguồn.

Winnock International (2011) cho thấy trong một nghiên cứu ở Đa Nhim, Lâm Đồng đã cung cấp một đường cơ sở để định giá dịch vụ môi trường cung cấp nước cho thủy điện và nhà máy nước sinh hoạt. Nghiên cứu định giá được minh họa trong hình 3.2 dưới đây. Nghiên cứu đã sử dụng công nghệ SWAT (Soil and Water Assessment Tool) để đưa ra hai kịch bản đó là duy trì che phủ rừng hiện tại hoặc chuyển đổi 45.000 ha rừng thông sang đất nông nghiệp. SWAT đã ước lượng được lượng bồi lắng lòng hồ Đa Nhim trong hai kịch bản này và tính toán hiệu quả chi phí, NPV (Net Present Value) của 01 ha rừng cho một năm.

Kết quả đã chỉ ra rằng một ha rừng có giá trị 69 USD/ha/năm cho máy điện Đa Nhim; trong đó có 14 USD là từ điều tiết nước và 55 USD là giảm bồi lắng lòng hồ. Nếu theo nghiên cứu này thì nhà máy ít nhất phải chi trả 69 USD/ha/năm cho lưu vực của thủy điện này. Nghiên cứu này áp dụng phương pháp tính toán “Chi phí hạn chế”



Hình 3.2: Sơ đồ nghiên cứu định giá dịch vụ quản lý đầu nguồn theo 2 kịch bản khác nhau của WinRock International ở Lâm Đồng.

Hiện tại Việt Nam theo nghị định số 99/2010/NĐ-CP về chính sách chi trả dịch vụ môi trường rừng quy định:

- Cơ sở sản xuất thủy điện phải chi trả 20 VND/1 kwh điện thương phẩm
- Cơ sở sản xuất và cung cấp nước sạch phải chi trả 40 VND/m³ nước thương phẩm
- Cơ sở sản xuất công nghiệp có sử dụng nước trực tiếp từ nguồn nước, tuy nhiên chưa quy định mức chi trả.

Mức quy định chi trả của bên hưởng lợi từ dịch vụ đầu nguồn của Việt Nam chưa chỉ ra cơ sở tính toán cũng như giá trị dịch vụ thật của nó. Ví dụ chưa chỉ ra giá phải trả với chất lượng nước, lưu lượng nước, vùng lưu vực; vì vậy giá chi trả cần có những nghiên cứu tiếp theo sâu hơn để đưa ra được giá trị đúng của dịch vụ lưu vực đầu nguồn. Vì trong thực tế Việt Nam rừng đầu nguồn đóng vai trò quan trọng trong duy trì cân bằng nước, chống lũ lụt, sạt lở, bồi lắng và đi kèm với nó là các giá trị dịch vụ hệ sinh thái rừng đa dạng khác.

3.3 Định giá dịch vụ môi trường lưu giữ carbon và hấp thụ CO₂ rừng

Định giá trị CO₂ hấp thụ nằm trong khuôn khổ chương trình REDD+. Tại Hội nghị các bên tham gia lần thứ 13 (COP 13) của Công ước Khung của Liên Hợp Quốc về Biến đổi khí hậu (UNFCCC) tại Ba-li vào tháng 12/2007, một quyết định về “giảm phát thải từ mất rừng và suy thoái rừng (REDD)” đã được thông qua. Tại COP 15 ở Copenhague, một bước phát triển của REDD, gọi là REDD+ được nhấn mạnh vì nó ghi nhận vai trò của quản lý rừng bền vững và các lợi ích khác từ rừng, chẳng hạn đa dạng sinh học. Sau COP 16, REDD+ đã được phát triển thêm và ghi nhận là một cơ chế sáng tạo và tiết kiệm nhằm 5 mục đích chính: 1) giảm phát thải từ mất rừng; 2) giảm phát thải từ suy thoái rừng; 3) bảo tồn trữ lượng các-bon rừng; 4) quản lý rừng bền vững; và 5) tăng cường trữ lượng các-bon rừng.

Chiabai et al., (2010) cho thấy đối với các giá trị kinh tế, với mức giá carbon được tham khảo các mô hình WITCH được phát triển bởi FEEM (2008), (Bosetti và cộng sự , 2009; Bosetti và cộng sự, 2007) . Đây là một mô hình đánh giá tổng hợp (IAM) được xây dựng để đánh giá những tác động của chính sách khí hậu đối với nền kinh tế toàn cầu và khu vực. Mô hình này cung cấp các kịch bản khác nhau trong tương lai, giá giấy phép carbon, sự suy giảm GDP. Thị trường carbon cho thấy có quá trình thay đổi theo thời gian của giá thị trường của giấy phép phát thải giao dịch trong thị trường toàn cầu. Tác giả đã sử dụng một kịch bản mà tất cả các công nghệ và chính sách có sẵn, bao gồm một loạt các chiến lược giảm nhẹ với hành động hợp tác ngay lập tức và toàn cầu về giảm nhẹ biến đổi khí hậu. Trong kịch bản này hai thiết lập được sử dụng để tính toán giá carbon cho năm 2050: 640ppm CO₂ tương đương và 535ppm CO₂ tương đương, trước đây đã cung cấp một mức giá thấp hơn giới hạn của giấy phép là 136 USD mỗi tấn CO₂, và sau này tương ứng với một giá ràng buộc khoảng 417 USD cho mỗi tấn CO₂. Giá mỗi tấn CO₂ được tính như là giá trị một cổ phiếu, đã được chuyển đổi thành giá mỗi tấn carbon (tC) và cuối cùng chuyển thành các giá trị carbon trung bình cho mỗi ha rừng theo công thức sau:

$$V_{wr,b} = (tC / ha_{wr,b}) * \$ / tC$$

Ct 3.1

Với:

- $V_{wr,b}$ là giá trị trên ha ở khu vực thế giới wr với lượng sinh khối b;
- $tC/ha_{wr,b}$ là lượng carbon tích lũy trên 1 ha ở khu vực thế giới wr;
- $\$/tC$ là ước tính giá trị của 1 tấn carbon.

3.4 Định giá dịch vụ cảnh quan rừng

Cơ chế chi trả về đẹp cảnh quan thường bao gồm chi trả phí vào cửa các khu vực bảo tồn để tạo nguồn quỹ bảo tồn thông qua du lịch; và du lịch dựa vào cộng đồng như là cơ chế PFES cho cả về đẹp cảnh quan lẫn đa dạng sinh học

Một trong các mô hình ở Cốt-xơ-ta Ri-ca là một số khách sạn tham gia vào cơ chế chi trả DVMT để bảo vệ lưu vực. Cơ sở của việc chi trả này là nhận thức về mối tương quan chặt chẽ giữa cung cấp dịch vụ môi trường nước do bảo vệ lưu vực và người hưởng là ngành du lịch. Lý do là các hoạt động ngành du lịch phụ thuộc rất lớn vào trữ lượng và chất lượng nước. Vì vậy, từ năm 2005 một số khách sạn chi trả hàng năm 45.5 USD cho mỗi ha đất rừng của các chủ đất địa phương và trả 7% trong tổng số chi phí hành chính của mô hình chi trả DVMT (Ha et al., 2011)

Ở Việt Nam theo nghị định 99/2012/NĐ-CP các tổ chức, cá nhân kinh doanh dịch vụ du lịch có hưởng lợi từ dịch vụ môi trường rừng phải chi trả 1 – 2% trên doanh thu.

Quy định này cũng chưa dựa vào bất kỳ tính toán có cơ sở thực tế nào. Vì vậy định giá dịch vụ cảnh quan rừng cần được cụ thể cho từng khu vực và cần theo nguyên tắc của hai phương pháp tiếp cận để định giá là “Tác động kinh tế” và “Chi phí tổng số”.

3.5 Định giá dịch vụ bảo tồn đa dạng sinh học

Nguồn lợi đa dạng sinh học cho con người là vô cùng lớn, khó định giá được toàn bộ. Tuy nhiên để biến đa dạng sinh học thành hàng hóa, dịch vụ thì vẫn là tiềm năng. Ngay cả các nước phát triển, việc định giá cho dịch vụ đa dạng sinh học cũng chưa phát triển, chủ yếu kết hợp với dịch vụ cảnh quan để định giá trong du lịch sinh thái, nghỉ dưỡng.

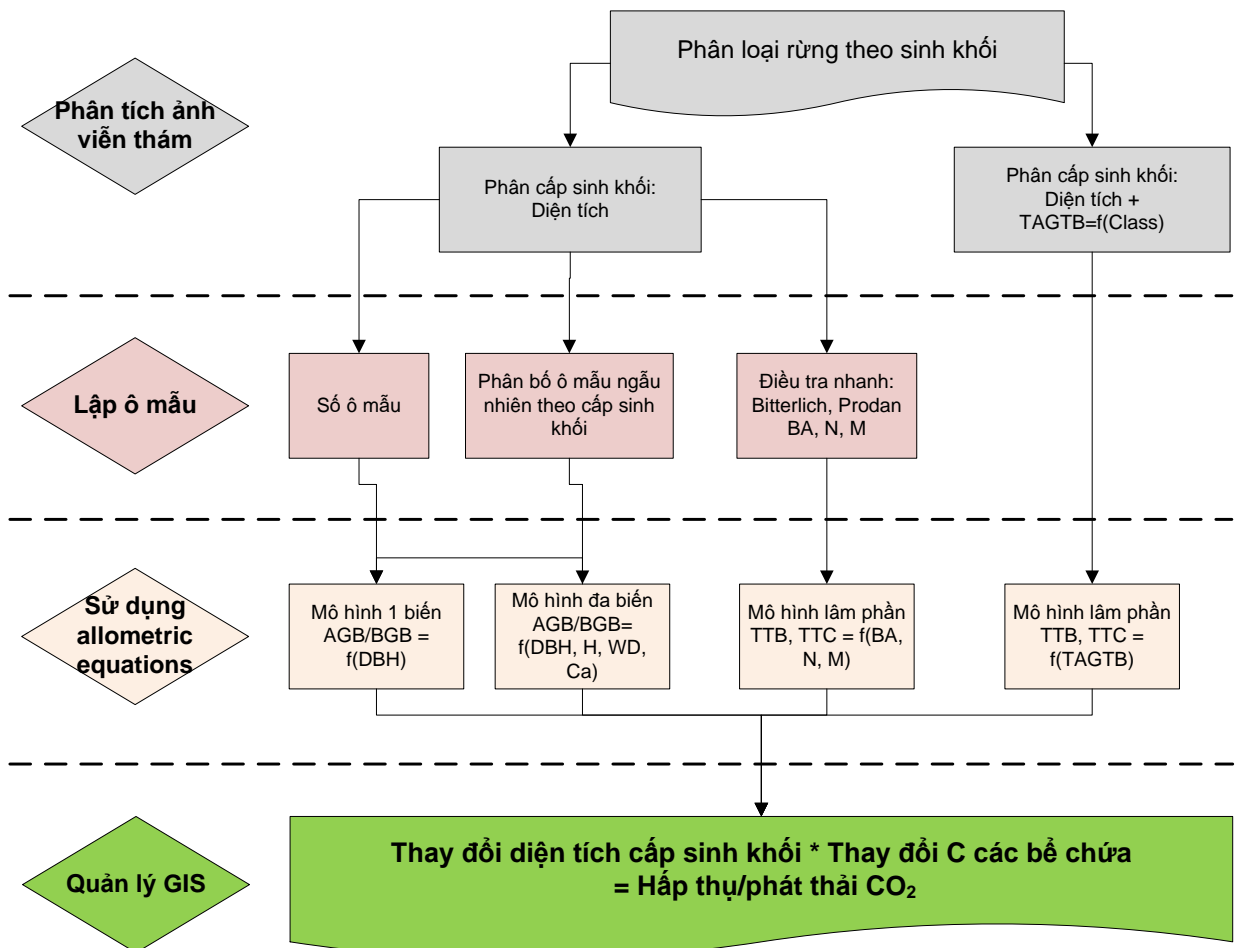
Ở Việt Nam bảo tồn đa dạng sinh học còn dừng lại như là dự trữ tài nguyên thiên nhiên quốc gia, các giá trị đa dạng sinh học chưa được phát triển trong đời sống và vì vậy chưa có người mua. Hiện tại cũng như trên thế giới giá trị của nó được lồng ghép trong giá trị cảnh quan, lưu vực.

4 PHƯƠNG PHÁP ĐO TÍNH ĐỂ CHI TRẢ DỊCH VỤ MÔI TRƯỜNG LƯU GIỮ VÀ HẤP THỤ CO₂ CỦA RỪNG

4.1 Hệ thống mô hình và công nghệ để ước tính carbon lưu giữ trong hệ sinh thái rừng

Mục đích cuối cùng của đo tính, giám sát carbon rừng là chỉ ra lượng CO₂ hấp thụ hoặc phát thải theo thời gian quản lý rừng trên một diện tích rừng cụ thể.

IPCC (2006) đã chỉ ra cơ sở của việc giám sát phát thải khí nhà kính CO₂ từ suy thoái và mất rừng là giám sát 2 nhóm nhân tố: Thay đổi diện tích rừng (Activiy Data) và thay đổi các bể chứa carbon trong từng lâm phần (thông qua hàm allometric equations); từ đây tính được lượng hấp thụ hoặc phát thải CO₂ theo thời gian của từng khu vực, quốc gia, làm cơ sở xác định tín chỉ carbon trong chương trình REDD⁺. Các tiến trình áp dụng được minh họa trong hình 4.1.



Hình 4.1: Các tiến trình đo tính, giám sát sinh khối, carbon rừng và CO₂ (Bảo Huy, et al. 2013)

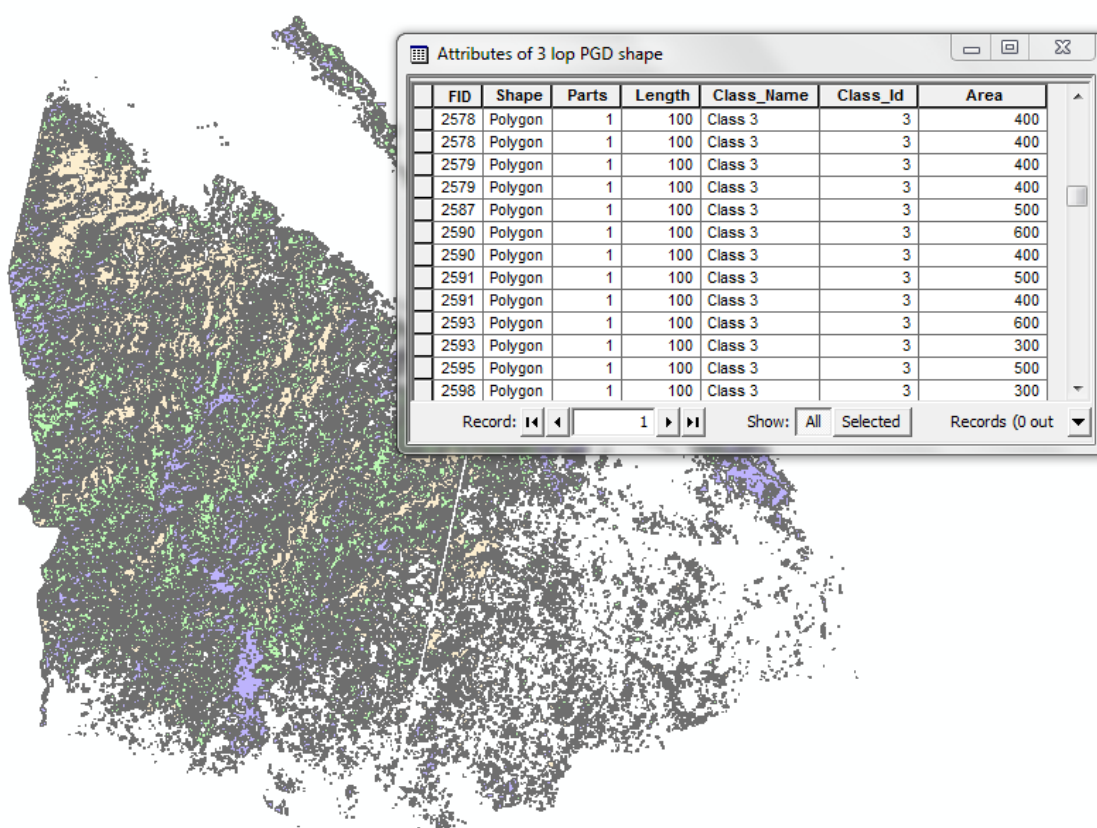
4.2 Phân loại rừng theo cấp sinh khối bằng ảnh viễn thám

Phân loại rừng thành các cấp sinh khối là dữ liệu đầu vào cơ bản cho đo tính, giám sát carbon rừng. Kết quả nghiên cứu của Bảo Huy và cộng sự (2013) đã chỉ ra khả năng áp dụng ảnh vệ tinh ví dụ như SPOT5 theo phương pháp phân loại phi giám định kết hợp với mô hình quan hệ giữa sinh khối với các chỉ số ảnh để lập bản đồ phân loại sinh khối rừng.

Tuy nhiên trong thực tế tùy quy mô, nguồn lực mà có thể phân làm hai trường hợp:

- Phân khối rừng và xác định diện tích:

Việc phân khối chỉ dừng lại ở mức phân loại phi giám định hoặc có giám định với số lớp rừng thích hợp và tương đối đồng nhất. Trên cơ sở đó tiến hành bố trí ô mẫu đo tính, sau đó mới xác định sinh khối và carbon cho từng lớp. Cách làm này để đơn giản hóa việc phân loại sinh khối rừng khi mà nguồn lực, đặc biệt là nhân lực về áp dụng công nghệ viễn thám và GIS còn hạn chế (Hình 4.2)



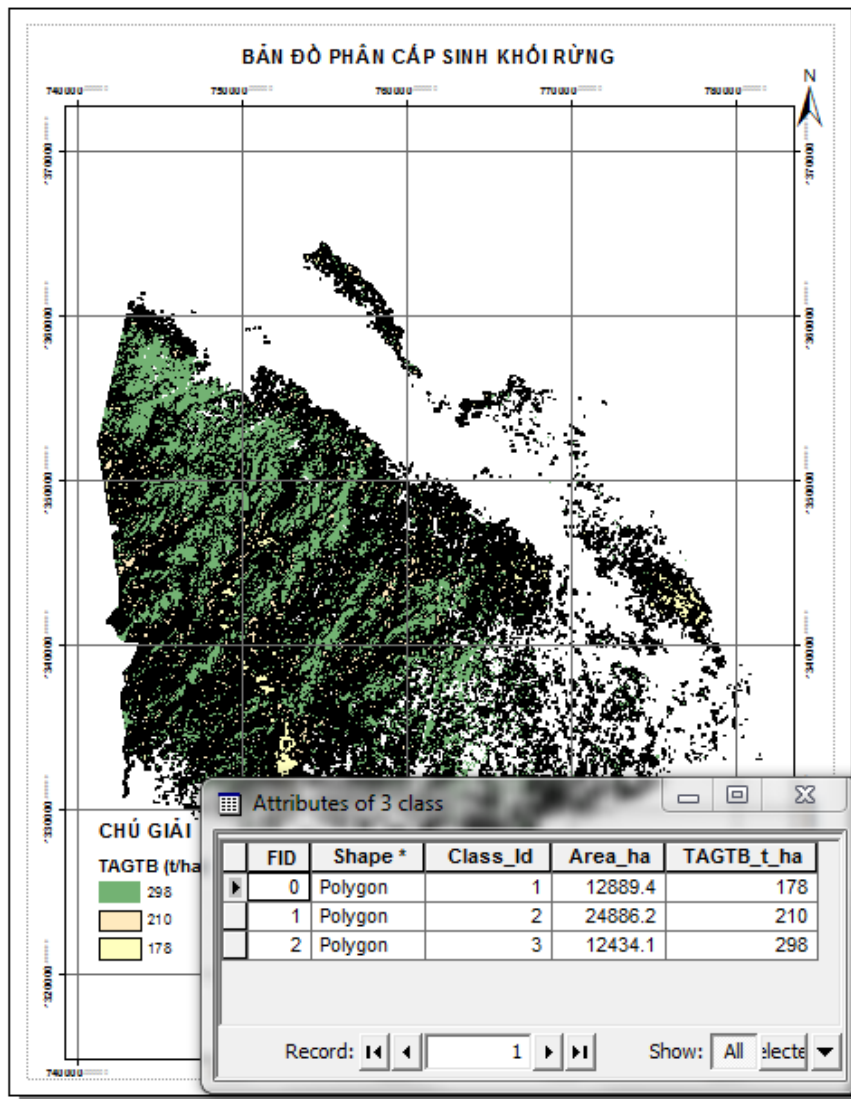
Hình 4.2: Bản đồ phân 3 lớp rừng và diện tích tương ứng (Bảo Huy et al., 2013)

Trên cơ sở bản đồ đã phân lớp, tiến hành bố trí ô mẫu, sử dụng allometric equations để ước tính sinh khối carbon cho từng lớp.

- Phân khối rừng, xác định diện tích và sinh khối cây gỗ trên mặt đất (TAGTB)

Phương pháp phân loại ảnh phi giám định kết hợp với mô hình $TAGTB = f(Class_i)$ lập được bản đồ phân cấp sinh khối rừng gắn với giá trị sinh khối TAGTB trung bình (tấn/ha) cho mỗi lớp. (Hình 4.3)

Phương pháp này đòi hỏi nhân lực có khả năng phân tích ảnh viễn thám và phân tích lựa chọn mô hình hồi quy thích hợp, nên được áp dụng ở cấp vùng, quốc gia để phân cấp sinh khối rừng và ước tính carbon, CO₂ trên quy mô rộng.

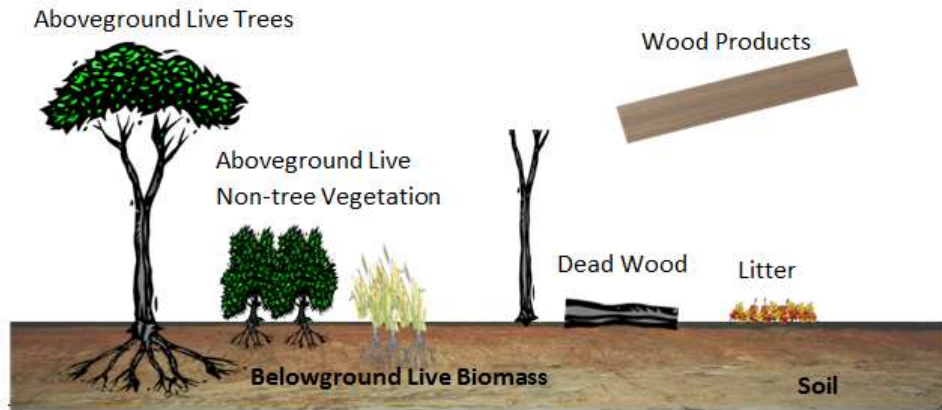


Hình 4.3: Bản đồ cấp sinh khối và dữ liệu TAGTB bình quân theo cấp (Bảo Huy et al., 2013)

Trên cơ sở bản đồ sinh khối rừng, chỉ cần sử dụng các mô hình quan hệ sinh khối carbon trong lâm phần là có thể ước tính được toàn bộ sinh khối, carbon và CO₂ cho từng khối và chung cho cả khu vực.

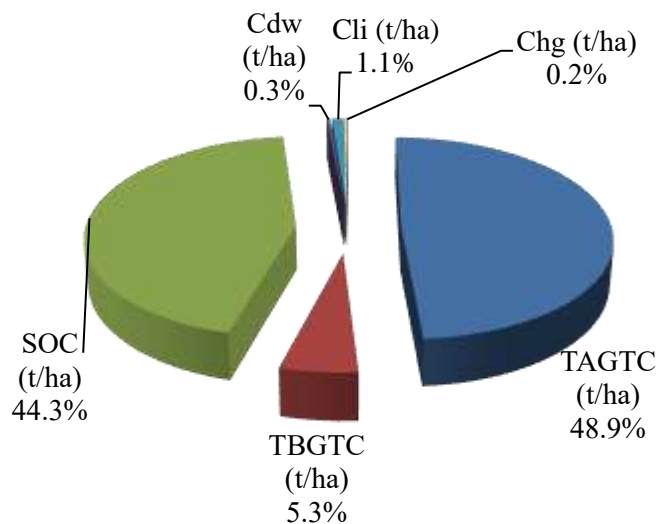
4.3 Các bể chứa carbon rừng và đo tính

Theo IPCC (2006) rừng có 5 bể chứa carbon chính (Hình 4.4) (có một bể là gỗ đang sử dụng nằm ngoài hệ sinh thái rừng nên thường không đo tính)



Hình 4.4: Năm bể chứa carbon của rừng (Nguồn WinRock International, 2012)

Trong đó bể chứa C trong cây gỗ trên mặt đất (TAGTC) chiếm tỷ lệ cao nhất (49%), tiếp đến là carbon hữu cơ trong đất (SOC) với 44%, carbon trong rễ cây rừng dưới mặt đất (TBGTC) chiếm 5%; còn lại carbon trong gỗ chết (Cdw) chỉ 0,3%, trong thảm mục (Cli) là 1% và trong thảm tươi là 0.2% (Hình 4.5)



Hình 4.5: Tỷ lệ trung bình % C ở các bể chứa trong rừng lá rộng thường xanh Tây Nguyên (Bảo Huy et al., 2013)

- Vì vậy trong thực tế giám sát đo tính carbon hầu hết tập trung cho phần cây gỗ trên mặt đất thông qua các mô hình sinh trắc, hoặc có thể thêm phần dưới mặt đất được suy theo tỷ lệ trên mặt đất.

- Carbon hữu cơ trong đất (SOC) chủ yếu phụ thuộc vào tỷ lệ %C hữu cơ của từng loại đất và thường được phân tích cho từng loại đất trong từng vùng sinh thái.

Công thức tính SOC:

$$\text{SOC (tấn/ha)} = \rho.d.\%C.100 \quad \text{Ct 4.1}$$

Trong đó:

d là độ sâu tầng đất được lấy bằng 30 - 50cm;

$$\rho = m \text{ đất khô (g)} / V \text{ đất ướt (cm}^3\text{)} \text{ (dung trọng đất)} \quad \text{Ct 4.2}$$

- Sinh khối khô, carbon của các loại thảm mục, thảm tươi, cây chết được tính:
 $\text{Sinh khối khô (tấn/ha)} = \text{Sinh khối tươi/ô mẫu (tấn)} \times \text{Tỷ lệ khô/tươi} \times 10^4 / \text{Diện tích ô mẫu (m}^2\text{)}.$
 $\text{Carbon (tấn/ha)} = \text{Sinh khối khô (tấn/ha)} \times \%C \text{ và } \text{CO}_2 = 3.67 \text{ C}$

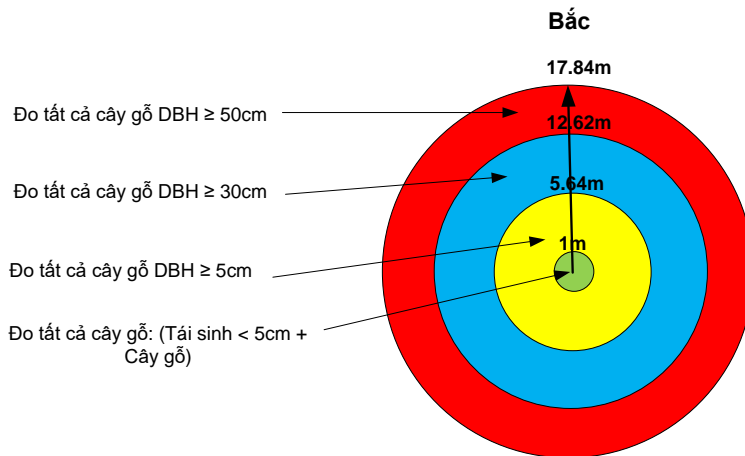
Do lượng C trong các bể chứa thảm mục, tươi, gỗ chết là nhỏ do đó thường ít được điều tra, đo tính; riêng SOC đòi hỏi phân tích trong phòng thí nghiệm do đó thường sử dụng giá trị dung trọng đất và %C theo từng loại đất rừng. Vì vậy ước tính carbon tích lũy chủ yếu là cho đối tượng cây gỗ.

4.4 Thiết kế ô mẫu để đo tính carbon trong cây gỗ

Để ứng dụng các hàm allometric equations thì cần có dữ liệu đầu vào từ hiện trường. Dữ liệu này cần được đo tính trên ô mẫu theo một kích thước, hình dạng thống nhất và số ô mẫu cũng phải bảo đảm yêu cầu rút mẫu theo quy định quốc tế của chương trình REDD+.

- Hình dạng và kích thước ô mẫu:

Ô hình tròn và được phân tầng theo cấp kính hay còn gọi ô dạng tổ (Nested Plot) đã được nhiều tác giả sử dụng ở nhiều quốc gia tiên tiến trong lâm nghiệp như Silva (2010), Pearson (2007) ở Hoa Kỳ. Bảo Huy và cộng sự (2010, 2011, 2013) đã áp dụng ô tròn phân tầng trong hướng dẫn đo tính carbon rừng có sự tham gia của cộng đồng và nhân viên kỹ thuật cơ sở trong khuôn khổ chương trình UN-REDD Việt Nam và dự án REDD của SNV trong 4 huyện Di Linh, Lâm Hà, Bảo Lâm và Cát Tiên thuộc tỉnh Lâm Đồng. Kết quả cho thấy thiết kế ô mẫu dạng này tỏ ra thích hợp, thuận tiện trong thao tác, đặc biệt là trên đất dốc trong khi đó nếu dùng ô chữ nhật khó có thể dùng địa bàn để khép góc vuông. Ngoài ra ô tròn còn nhiều lợi điểm là dễ dàng điều chỉnh chiều dài bán kính ô trên đất dốc, cùng một diện tích nhưng ô tròn sẽ có chu vi ngắn hơn do đó sai số của cây nằm trên ranh giới ô giảm xuống. Vì vậy ô tròn phân tầng với diện tích tối đa là 1.000m² đã được thử nghiệm có hiệu quả và đề nghị sử dụng trong đo tính ô mẫu để ước tính sinh khối và carbon rừng cho cả nhân viên kỹ thuật lẫn người dân địa phương. (Hình 4.6)



Hình 4.6: Ô mẫu tròn phân tầng theo cấp kính (Bảo Huy và cộng sự, 2012)

- Số ô mẫu cần thiết và cách bố trí

Theo yêu cầu của IPCC (2006) để bảo đảm thông tin ước lượng sinh khối và carbon rừng, số ô mẫu trên mỗi cấp sinh khối cần bảo đảm độ tin cậy $P = 95\%$ và sai số $< 10\%$.

Số ô mẫu có thể được xác định bằng hai phương pháp: i) Tính cho từng cấp sinh khối; ii) Tính chung cho cả khu rừng và phân phối lại cho từng cấp theo sai tiêu chuẩn và diện tích mỗi cấp. Phương pháp thứ hai tỏ ra hiệu quả hơn và cho số ô mẫu cần thiết ít hơn so với việc tính riêng lẻ. Vì vậy đề nghị sử dụng phương pháp tính ô mẫu có phân khối (Pearson và cộng sự (2007), Bhishma và cộng sự (2010), Bảo Huy (2011)). Công thức tính số ô mẫu như sau:

$$n = \frac{(\sum_{i=1}^L NiSi)^2}{\frac{N^2 E^2}{t^2} + \sum_{i=1}^L NiSi^2} \quad \text{Ct 4.3}$$

với:

n = Tổng số ô mẫu trong vùng điều tra; i = Chỉ số của trạng thái từ 1 đến L ; L = Tổng số trạng thái; N_i = Số lượng ô mẫu tối đa của trạng thái i ; S_i = Sai tiêu chuẩn của trạng thái i ; N = Số lượng ô mẫu tối đa trong vùng điều tra; E = Sai số tuyệt đối cho trước, được tính bằng trung bình chung sinh khối/carbon/ha (X_{bq}) * sai số tương đối (ví dụ $10\% = 0.10$); với $X_{bq} = (1/N)\sum_{i=1}^L Ni * x_{ibq}$, với x_{ibq} là trung bình sinh khối/carbon/ha của trạng thái i . t = Giá trị thống kê của hàm phân bố t ở mức tin cậy 95% , t thường = 2 nếu kích thước mẫu chưa biết.

$$n_i = n \cdot \frac{N_i \cdot S_i}{\sum_{i=1}^L N_i \cdot S_i}$$

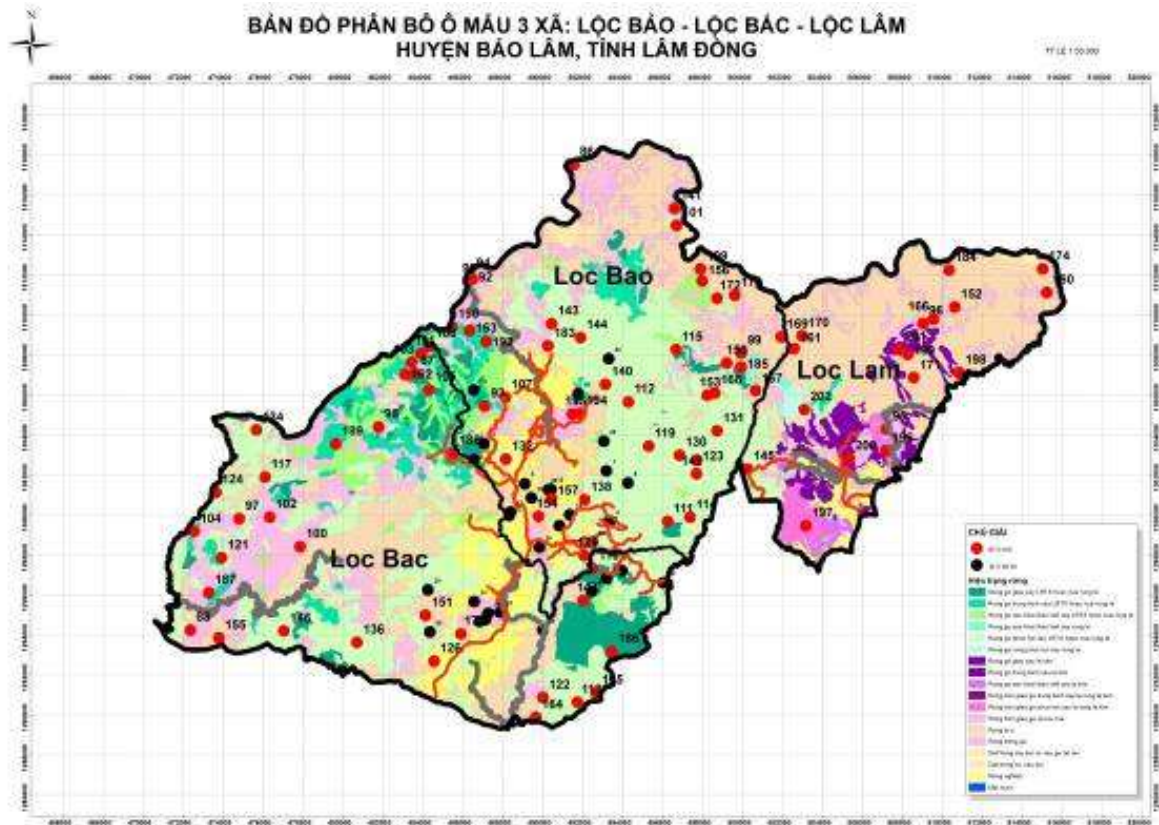
Ct 4.4

với:

n_i = Số ô mẫu cần thiết cho trạng thái i ; i = Chỉ số của trạng thái từ 1 đến L ; n = Tổng số ô mẫu trong vùng điều tra; N_i = Số lượng ô mẫu tối đa của trạng thái i ; S_i = Sai tiêu chuẩn của trạng thái i ; L = Tổng số trạng thái.

Bảo Huy và cộng sự (2012, 2013) đã thử nghiệm phương pháp rút mẫu này trong vùng dự án REDD của SNV ở hai huyện Bảo Lâm và Cát Tiên. Tác giả đã tiến hành rút mẫu 33 ô ngẫu nhiên theo 3 trạng thái, diện tích mỗi ô mẫu là 1.000m²; mỗi ô mẫu sử dụng các hàm quy đổi ra carbon đối với cây gỗ (Allometric Equations), sau đó tính toán số lượng ô mẫu cần thiết cho toàn khu vực dự án và từng trạng thái rừng, với tổng diện tích các trạng thái rừng thử nghiệm là 57.670 ha. Kết quả tính được tổng số ô mẫu cần thiết $n = 160$ ô và phân phối số ô mẫu cho mỗi trạng thái n_i : rừng thường xanh trung bình: $n_1 = 121$ ô; rừng thường xanh non: $n_2 = 29$ ô; rừng hỗn giao gỗ - lồ ô: $n_3 = 10$ ô. Kết quả này cho thấy số ô mẫu không quá lớn và vẫn bảo đảm các yêu cầu sai số rút mẫu.

Sau khi tính toán được số ô mẫu cần thiết cho mỗi cấp sinh khối, cần bố trí ngẫu nhiên trên bản đồ và có tọa độ để xác định ngoài thực địa. Bố trí ô mẫu ngẫu nhiên sử dụng chương trình trong ArcGIS: Creat Random Points từ đó chuyển tọa độ vào máy GPS để thuận tiện trong việc xác định trên thực địa (Hình 4.7).



Hình 4.7: Ô mẫu được bố trí ngẫu nhiên trên bản đồ (vùng dự án REDD SNV Cát Tiên và Bảo Lâm, Lâm Đồng) (Bảo Huy và cộng sự, 2012)

4.5 Các mô hình sinh trắc (Allometric Equations) để ước tính sinh khối và carbon cây rừng

Mô hình sinh trắc đã được xây dựng bởi chương trình UNREDD (2012) ở Việt Nam cho kiểu rừng lá rộng thường xanh, tre lồ ô, rừng khộp và một số kiểu rừng khác có thể được sử dụng. Đối với rừng thông, có thể sử dụng mô hình theo IPCC (2006).

Trong trường hợp chỉ có hàm sinh khối, thì lượng C được tính theo hệ số của IPCC (2006): $C = 0.5 * \text{sinh khối}$. Lượng CO_2 tương đương được tính: $\text{CO}_2 = 3.67C$.

i) *Một số mô hình ước tính sinh khối ở Việt Nam theo UN-REDD (2012) như sau:*

- *Đối với cây gỗ:*

Sinh khối (AGB) trong các bộ phận cây gỗ trên mặt đất (Thân, vỏ, lá và cành):

$$\text{AGB} = 0.222 * \text{DBH}^{2.387}$$

Ct 4.5

Sinh khối dưới mặt đất (BGB) được tính qua hệ số chuyển đổi từ AGB:

$$BGB = 0.275 * AGB \quad \text{Ct 4.6}$$

Carbon trong sinh khối trên mặt đất (C(AGB)):

$$C(AGB) = 0.5 * AGB \quad \text{Ct 4.7}$$

Carbon trong sinh khối dưới mặt đất (C*BGB)):

$$C(BGB) = 0.5 * BGB \quad \text{Ct 4.8}$$

Với AGB là sinh khối của cây rừng phần trên mặt đất, kg/cây; DBH đơn vị cm; C(AGB) là carbon trong sinh khối trên mặt đất, đơn vị kg/cây; BGB là sinh khối dưới mặt đất, đơn vị kg/cây; C(BGB) là carbon trong sinh khối dưới mặt đất, đơn vị kg/cây

- **Đối với tre lồ ô:** Sinh khối trên mặt đất của tre, lồ ô (ABG) bao gồm trong thân, lá và cành ở Tây Nguyên:

$$AGB = 0.182 * DBH^{2.16} \quad \text{Ct 4.9}$$

$$C(AGB) = 0.5 * AGB \quad \text{CT 4.10}$$

Với AGB là sinh khối của cây tre lồ ô phần trên mặt đất, kg/cây; DBH đơn vị cm; C(AGB) là carbon trong sinh khối tre lồ ô trên mặt đất đơn vị kg/cây

- **Đối với rừng thông:** Sinh khối của rừng thông có thể sử dụng mô hình của Brown (1989)

$$AGB = \exp(-1.170 + 2.119 * \ln(DBH)) \quad \text{Ct 4.11}$$

$$C(AGB) = 0.5 * \exp(-1.170 + 2.119 * \ln(DBH)) \text{ or } 0.5 * AGB \quad \text{Ct 4.12}$$

Với AGB là sinh khối của cây rừng phần trên mặt đất, kg/cây; DBH đơn vị cm; C(AGB) là carbon trong sinh khối trên mặt đất, đơn vị kg/cây

Đối với cả hai kiểu rừng tre lồ ô và thông, sử dụng hệ số chuyển đổi từ sinh khối/carbon trên mặt đất sang dưới mặt đất. Hệ số mặt định là 0.275 của FAO (2008)

$$BGB = 0.275 * AGB \quad \text{Ct 4.13}$$

$$C(\text{BGB}) = 0.275 * C(\text{AGB}) \quad \text{Ct 4.14}$$

Với AGB là sinh khối của cây rừng phần trên mặt đất, kg/cây; DBH đơn vị cm; AGC là carbon trong sinh khối trên mặt đất, đơn vị kg/cây

ii) Các mô hình ước tính sinh khối, carbon cho rừng lá rộng thường xanh vùng Tây Nguyên của Bảo Huy và cộng sự (2013) như sau:

$$\text{AGB_kg} = \exp(-2.23927 + 2.49596 * \ln(\text{DBH_cm})) \quad \text{Ct 4.15}$$

$$C_AGB_kg = \exp(-2.97775 + 2.49711 * \ln(\text{DBH_cm})) \quad \text{Ct 4.16}$$

$$\text{BGB_kg} = \exp(-3.73687 + 2.32102 * \ln(\text{DBH_cm})) \quad \text{Ct 4.17}$$

$$C_BGB_kg = \exp(-4.91842 + 2.41957 * \ln(\text{DBH_cm})) \quad \text{Ct 4.18}$$

$$\ln(\text{AGB_kg}) = -2.9766 + 0.535797 * \ln(\text{DBH_cm}) + 0.759321 * \ln(\text{H_m} * \text{DBH_cm}^2) \quad \text{Ct 4.19}$$

$$\ln(\text{AGB_kg}) = -2.13408 + 1.96454 * \ln(\text{DBH_cm}) + 0.619246 * \ln(\text{H_m}) + 0.124205 * \ln(\text{Ca_m2}) + 1.03509 * \ln(\text{WD_g_cm3}) \quad \text{Ct 4.20}$$

$$\ln(C_AGB_kg) = -3.72664 + 2.05141 * \ln(\text{DBH_cm}) + 0.760168 * \ln(\text{H_m}) \quad \text{Ct 4.21}$$

$$\ln(C_AGB_kg) = -3.6277 + 0.170678 * \ln(\text{Ca_m2}) + 1.89109 * \ln(\text{DBH_cm}) + 0.0578426 * \text{H_m} + 1.94886 * \text{WD_g_cm3} \quad \text{Ct 4.22}$$

$$\text{BGB_kg} = \exp(-3.73687 + 2.32102 * \ln(\text{DBH_cm})) \quad \text{Ct 4.23}$$

$$\ln(\text{BGB_kg}) = -4.43424 + 0.880023 * \ln(\text{DBH_cm}^2 * \text{H_m}) \quad \text{Ct 4.24}$$

$$C_BGB_kg = \exp(-4.91842 + 2.41957 * \ln(\text{DBH_cm})) \quad \text{Ct 4.25}$$

$$\ln(C_BGB_kg) = -5.58412 + 0.911888 * \ln(\text{DBH_cm}^2 * \text{H_m}) \quad \text{Ct 4.26}$$

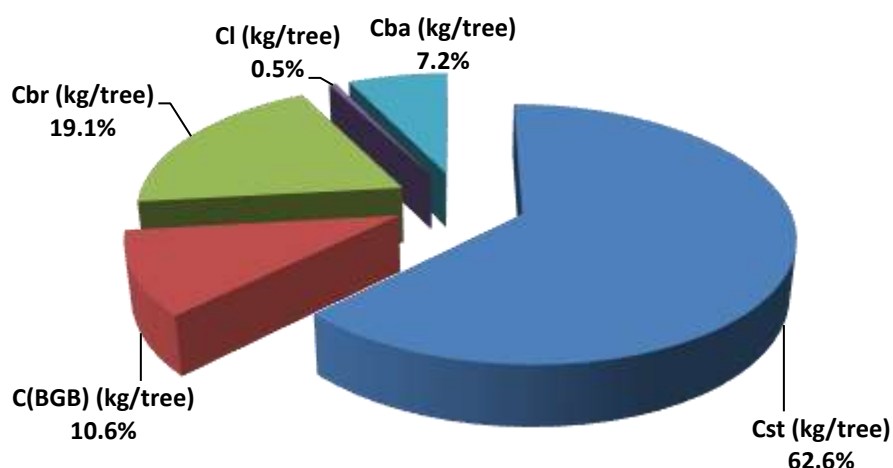
iii) Các mô hình ước tính sinh khối, carbon cho rừng lá rộng thường xanh vùng duyên hải miền trung của Bảo Huy và cộng sự (2013) như sau:

Bảng 4.1: Các mô hình sinh trắc ước tính sinh khối của cây gỗ trên mặt đất (AGB) của rừng lá rộng thường xanh vùng duyên hải trung bộ

| Allometric Equationa | R ² adjusted (%) | P | n | Pi | CF | AIC | S ₁ % | S ₂ % |
|--|-----------------------------|-------|----|-------|-------|----------|------------------|------------------|
| $AGB_{tree} = \exp(-2.24267 + 2.47464 \cdot \log(DBH))$ | 97.919 | 0.000 | 90 | 0.000 | 1.042 | -220.434 | 23.0 | 15.1 |
| $\log(AGB_{tree}) = -2.87966 + 2.13303 \cdot \log(DBH) + 0.595399 \cdot \log(H)$ | 98.227 | 0.000 | 90 | 0.000 | 1.036 | -233.872 | 21.4 | 15.6 |
| $\log(AGB_{tree}) = -2.06535 + 2.14325 \cdot \log(DBH) + 0.543595 \cdot \log(H) + 1.29354 \cdot \log(WD)$ | 98.551 | 0.000 | 90 | 0.000 | 1.029 | -251.632 | 18.3 | 13.5 |
| $\log(AGB_{tree}) = -2.88418 + 0.735931 \cdot \log(DBH^2 \cdot H) + 0.18307 \cdot \log(DBH^2 \cdot CA)$ | 98.455 | 0.000 | 90 | 0.000 | 1.031 | -246.284 | 19.5 | 14.7 |
| $\log(AGB_{tree}) = -2.23222 + 0.744261 \cdot \log(DBH^2 \cdot H) + 1.13674 \cdot \log(WD) + 0.17046 \cdot \log(DBH^2 \cdot CA)$ | 98.710 | 0.000 | 90 | 0.000 | 1.026 | -261.550 | 17.2 | 13.4 |

Ghi chú: Pi: p-value for each factor i. log: Napierian logarithm

Từ các mô hình sinh trắc cho thấy tỷ lệ carbon tích lũy trung bình trong các bộ phận cây gỗ ở hình 4.8. của rừng lá rộng thường xanh vùng Tây Nguyên.



Hình 4.8: Tỷ lệ carbon tích lũy trung bình trong 5 bộ phận cây rừng lá rộng thường xanh vùng Tây Nguyên (Bảo Huy et al., 2013)

Bảng 4.2: Lượng Carbon và CO₂ hấp thụ trong 3 lâm phần đại diện sinh khối và năng suất của rừng lá rộng thường xanh vùng Tây Nguyên

| Bể chứa carbon | Cấp sinh khối/Cấp H | Cấp sinh khối/Cấp H | Cấp sinh khối/Cấp H |
|-----------------------------|---------------------|---------------------|---------------------|
| | 1 / III | 2 / II | 3 / I |
| TAGTC (t/ha) | 47.8 | 128.3 | 163.7 |
| TBGTC (t/ha) | 6.2 | 13.8 | 15.6 |
| SOC (t/ha) | 84.9 | 116.1 | 134.5 |
| Cdw (t/ha) | 0.7 | 0.7 | 0.7 |
| Cl (t/ha) | 2.8 | 2.8 | 2.8 |
| Chg (t/ha) | 0.5 | 0.5 | 0.5 |
| TC (t/ha) | 143.0 | 262.2 | 317.8 |
| Tổng CO ₂ (t/ha) | 524.7 | 962.3 | 1166.4 |

Kết quả ở bảng 4.2 cho thấy đối với rừng lá rộng thường xanh vùng Tây Nguyên, lượng carbon tích lũy thấp nhất là 143 tấn/ha và cao nhất là 318 tấn/ha; ứng với lượng CO₂ hấp thụ từ 525 – 1166 tấn/ha.

Do vậy trong đo tính giám sát carbon rừng, có thể bỏ qua các bể chứa thảm mục, thảm tươi và gỗ chết để cân đối hiệu quả giữa đo tính giám sát và bán tín chỉ carbon. Riêng carbon trong đất chiếm tỷ trọng lớn, nhưng thường ít biến động ở các trạng thái rừng, do vậy đo tính bể chứa này nên ở định kỳ dài hơn hoặc chỉ đo tính khi cho chuyển đổi sử dụng rừng để tích lượng CO₂ phát thải từ đất rừng khi thay đổi sử dụng đất.

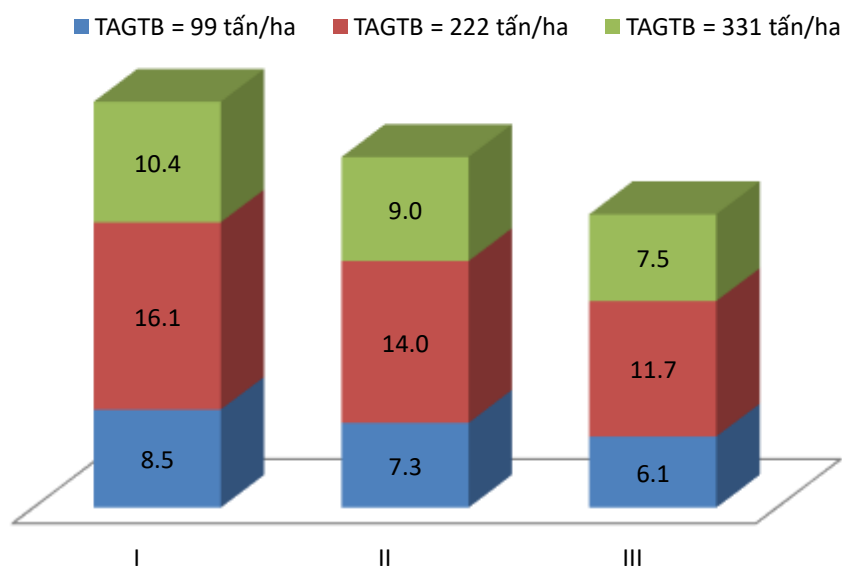
Bảo Huy và cộng sự (2013) từ kết quả tính toán cho 9 đơn vị cấp sinh khối và cấp chiều cao tổng hợp được thông tin tăng trưởng sinh khối, carbon của toàn bộ hệ thống rừng thường xanh vùng Tây Nguyên, từ đó xác định được khả năng hấp thụ CO₂ hàng năm của từng đơn vị, với CO₂ = 3.67C. (Bảng 4.3)

Bảng 4.3: Tăng trưởng sinh khối, carbon và hấp thụ CO₂ trên các đơn vị phân loại rừng lá rộng thường xanh vùng Tây Nguyên

| Cấp sinh khối / TAGTB (tấn/ha) | Tăng trưởng sinh khối, C | Cấp H | | |
|-----------------------------------|--|--------|--------|--------|
| | | I | II | III |
| 1 35 - 155 (tấn/ha) | TAGTC (tấn/ha) | 66.23 | 57.27 | 47.84 |
| | TBGTC (tấn/ha) | 6.20 | 6.20 | 6.20 |
| | Δ _{TTB} (tấn/ha/năm) | 4.98 | 4.32 | 3.63 |
| | Δ _{TTC} (tấn/ha/năm) | 2.30 | 1.99 | 1.67 |
| | Δ _{TTCO₂} (tấn/ha/năm) | 8.46 | 7.32 | 6.13 |
| 2 156 - 254 (tấn/ha) | TAGTC (tấn/ha) | 148.56 | 128.33 | 107.04 |
| | TBGTC (tấn/ha) | 13.79 | 13.79 | 13.79 |
| | Δ _{TTB} (tấn/ha/năm) | 9.48 | 8.21 | 6.89 |
| | Δ _{TTC} (tấn/ha/năm) | 4.40 | 3.80 | 3.18 |
| | Δ _{TTCO₂} (tấn/ha/năm) | 16.15 | 13.95 | 11.68 |
| 3 255 - 365 (tấn/ha) | TAGTC (tấn/ha) | 163.71 | 140.69 | 116.53 |
| | TBGTC (tấn/ha) | 15.60 | 15.60 | 15.60 |
| | Δ _{TTB} (tấn/ha/năm) | 6.07 | 5.24 | 4.38 |
| | Δ _{TTC} (tấn/ha/năm) | 2.83 | 2.44 | 2.04 |
| | Δ _{TTCO₂} (tấn/ha/năm) | 10.40 | 8.97 | 7.49 |

Kết quả này chỉ ra tăng trưởng thấp nhất ở cấp sinh khối 1 và cấp H III, với tăng trưởng sinh khối là 3.63 tấn/ha/năm, carbon là 1.67 tấn/ha/năm và hấp thụ CO₂ là 6.13 tấn/ha/năm; tăng trưởng cao nhất ở cấp sinh khối 2 và cấp H I với sinh khối là 9.84tấn/ha/năm, carbon 4.40 tấn/ha/năm và hấp thụ CO₂ là 16.15 tấn/ha/năm (Hình 4.9).

IPCC (2006) cho thấy tăng trưởng sinh khối trên mặt đất rừng mưa nhiệt đới ở châu Á biến động từ 3.4 – 13.0 tấn/ha/năm. Kết quả này cũng phù hợp với dữ liệu quốc tế, nhưng phạm vi biến động hẹp hơn vì cụ thể cho rừng nhiệt đới ở Tây Nguyên, Việt Nam và như vậy chính xác hơn.



Hình 4.9: Hấp thụ CO₂ (tấn/ha/năm) rừng lá rộng thường xanh vùng Tây Nguyên theo cấp sinh khối và cấp chiều cao (Bảo Huy và cộng sự, 2013)

Hình 4.9 và bảng 4.4 cho thấy khả năng hấp thụ CO₂ ở cấp chiều cao I là cao nhất và giảm dần đến cấp II và III, điều này phù hợp với việc phân cấp H, vì cấp chiều cao I là chỉ thị cho cấp năng suất tốt nhất, sau đó giảm dần đến cấp II và III. Trong khi đó hấp thụ CO₂ cao nhất ở cấp sinh khối 2, sau đó là cấp 3, thấp nhất ở cấp sinh khối 1. Điều này cho thấy cấp sinh khối 2 là cấp có cấu trúc rừng ổn định nhưng chưa quá thành thục do đó năng lực hấp thụ CO₂ là tốt nhất, trong khi đó cấp sinh khối 1 là lâm phần rừng bị tác động mạnh, suy giảm khối lượng và chất lượng sinh khối do vậy làm giảm khả năng hấp thụ CO₂ của rừng; riêng cấp sinh khối 3 là cấp có sinh khối cao và gần thành thục do vậy tốc độ sinh trưởng của cây rừng đã giảm và làm giảm khả năng hấp thụ CO₂ của loại lâm phần này.

Bảng 4.4: Hấp thụ CO₂ theo cấp sinh khối và cấp H rừng lá rộng thường xanh vùng Tây Nguyên

Đơn vị CO₂: tấn/ha/năm

| Cấp sinh khối - Sinh khối (tấn/ha) | Cấp H | | |
|------------------------------------|-------|------|------|
| | I | II | III |
| 1 - TAGTB = 35 - 154 | 8.5 | 7.3 | 6.1 |
| 2 - TAGTB = 155 - 254 | 16.1 | 14.0 | 11.7 |
| 3 - TAGTB = 255 - 365 | 10.4 | 9.0 | 7.5 |

Ngoài ra dữ liệu trong bảng 4.5 sau đây dẫn theo Chiabai (2010) cho thấy năng lực tích lũy carbon của các kiểu rừng ở các khu vực trên thế giới

Bảng 4.5: Năng lực tích lũy carbon ở các kiểu rừng trên thế giới (tC/ha)

| World Region | Boreal | Tropical | Warm-mixed | Temperate mixed | Cool coniferous | Temperate deciduous |
|--------------|---------|----------|------------|-----------------|-----------------|---------------------|
| NAM | 37.37* | 92** | 92** | 51* | 37.37** | 51* |
| EUR | 37.37* | - | 92** | 59.4* | 37.37** | 59.4* |
| JPK | 37.37** | 149** | 100** | 47.35* | 37.37** | 47.35* |
| ANZ | 37.37** | 149** | 134** | 51** | - | 51** |
| BRA | - | 186* | 168* | - | - | - |
| RUS | 37.37* | - | 92** | 37.98* | 37.37** | 37.98* |
| SOA | 59.4** | 225* | 180* | 168** | 59.4** | 168** |
| CHN | 25.77* | 96** | 78** | 25.77* | 25.77** | 25.77* |
| OAS | 59.4** | 92* | 78** | - | - | 59.4* |
| ECA | 37.98* | - | - | 59.4* | 37.98** | 59.4* |
| OLC | 34** | 149* | 134* | 59.4** | - | 34.88* |
| AFR | - | 200* | 168** | - | - | 59.4** |

Note: () Directly reported from the original studies by forest type and geographical region. (**) Transferred from the original studies to similar world regions. Source: R.B. Myneni et al. (2001); H.K. Gibbs (2007).*

4.6 Tính toán thay đổi sinh khối và carbon rừng (Phát thải hay hấp thụ)

IPCC (2006) đưa ra hai phương pháp tính toán thay đổi trữ lượng carbon: i) Phương pháp thay đổi trữ lượng carbon ở hai thời điểm (Stock – difference method) và ii) Phương pháp hấp thụ – phát thải (Gain – Loss). Cả hai phương pháp đều có giá trị như nhau, tuy nhiên phương pháp đầu tiên dễ xác định hơn do chỉ dựa vào tổng carbon ở từng lần kiểm kê rừng; trong khi đó phương pháp thứ hai phải tách riêng phần rừng hấp thụ và phần phát thải do mất và suy thoái rừng.

- **Phương pháp Stock – difference method:** Trong trường hợp này dựa vào hai lần điều tra đo tính trữ lượng carbon ở các bể chứa, tính toán được tăng giảm bình quân của lượng carbon theo công thức sau:

$$\Delta C_B = \frac{C_{t_2} - C_{t_1}}{t_2 - t_1}$$

Ct 4.27

- Trong đó:
- ΔC_B : Thay đổi sinh khối, carbon, CO₂ rừng trên mặt đất
 - C_{t^*} : Tổng sinh khối/carbon, CO₂ ở thời điểm t_1 hoặc t_2

- $t_{1,2}$: Thời điểm đo tính thứ nhất và thứ 2

- **Phương pháp Gain – Loss**: Dựa vào hấp thụ và phát thải carbon hàng năm, theo công thức:

$$\Delta C = \Delta C_G - \Delta C_L \quad \text{Ct 4.28}$$

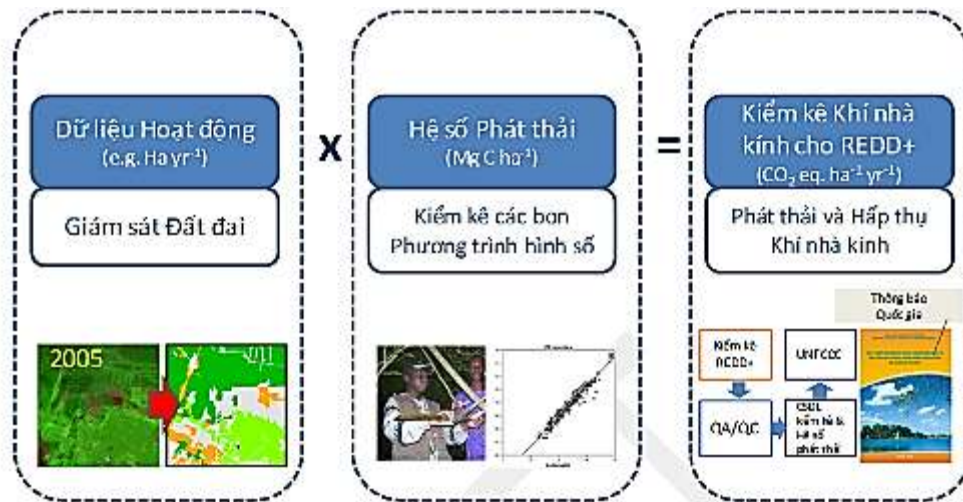
Trong đó:

ΔC : Lượng carbon thay đổi (tC/năm)

ΔC_G : Lượng carbon tích lũy từ tăng trưởng (tC/năm)

ΔC_L : Lượng carbon mất đi từ khai thác gỗ, củi (tC/năm)

Để tính được CO₂ rừng phát thải (Emissions) hoặc hấp thụ (Removal), kết hợp giám sát với thay đổi diện tích rừng, trạng thái rừng (activity data), và thay đổi bể chứa carbon ở hai thời điểm điều tra theo một trong hai phương pháp trên. (Hình 4.10)

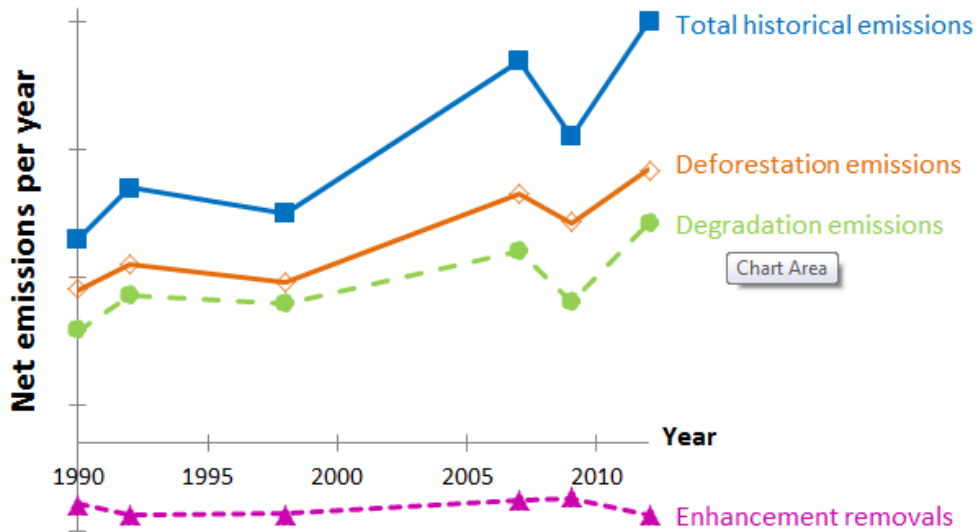


Hình 4.10: Tiếp cận của IPCC (2006) để tính toán phát thải khí nhà kính trong lâm nghiệp

4.7 Xây dựng mức tham chiếu (Reference Level - RL) để xác định tín chỉ carbon rừng trong chương trình REDD+

Mức tham chiếu (RL) là lượng phát thải (emissions) và hấp thụ (removals) khí nhà kính từ rừng được dự báo sẽ diễn ra trong sự vắng mặt của một chương trình REDD+, và nó là cần thiết để cho thấy trong điều kiện quản lý rừng bình thường (BAU) thì lượng khí thải thực tế ở mức nào. Như vậy nó là một yếu tố quyết định quan trọng để xác định chi trả trong giảm phát thải thông qua thực hiện REDD +. Dựa vào RL để thực hiện các khoản thanh toán dựa trên kết quả của REDD +.

Để thiết lập đường RL trước hết cần thiết lập đường phát thải và hấp thụ CO₂ từ quản lý rừng trong quá khứ mà theo IPCC thì nên từ năm 1990. (Hình 4.11)



Hình 4.11: Một ví dụ về tổng phát thải từ suy thoái, mất rừng và hấp thụ carbon rừng
(Nguồn Walker et al. , 2012)

Để có đường phát thải/hấp thụ carbon quá khứ (Historical emission/removals) cần thu thập và phân tích dữ liệu:

- Activity data: Dữ liệu thay đổi chất lượng rừng, mất rừng từ năm 1990 đến hiện tại. Dữ liệu này cần được thực hiện trên cơ sở sử dụng ảnh viễn thám
- Emissions/Removals factor: Lượng phát thải trên một đơn vị diện tích rừng nếu mất rừng hoặc suy thoái rừng hoặc lượng tích lũy carbon gia tăng khi quản lý rừng tốt. Điều này được tính toán thông qua mô hình sinh trắc (allometric equations) và 4 bể chứa carbon khác của rừng

Như vậy trong quá khứ cần xác định lượng phát thải từ mất và suy thoái rừng và lượng carbon rừng hấp thụ hàng năm; tổng lại phần hấp thụ sẽ bù cho một phần phát thải sẽ có được đường tổng phát thải carbon trong quá khứ (Total historical emissions)

Đồng thời với nó cần xác định các nguyên nhân gây mất và suy thoái rừng để làm cơ sở dự báo cho đường RL tương lai. Mô hình đa biến có thể được sử dụng để phát hiện nguyên nhân phát thải:

$$\text{Total historical emissions} = f(\text{Year, impact factors}) \quad \text{Ct 4.29}$$

Một khi đường phát thải quá khứ đã được tính toán, nó sẽ là cơ sở để dự báo phát thải trong tương lai như là một đường thẳng (Linear projection of Historical emissions).

Đường RL được thiết lập dựa vào đường quá khứ với giả định trong điều kiện quản lý bình thường và có thể được điều chỉnh theo hoàn cảnh quốc gia để đạt được mục đích khác nhau như: (i) để cải thiện độ chính xác của dự báo phát thải theo RL khi chỉ dựa vào lượng khí thải lịch sử, bằng cách tham chiếu đến hoàn cảnh có liên quan và các nhân tố tương lai sẽ ảnh hưởng đến lượng khí thải và rừng; (ii) để phản ánh sự cân nhắc chính sách quản lý rừng liên kết với REDD. Trong khi chờ hướng dẫn thêm từ UNFCCC, và dựa trên hướng dẫn hiện hành, việc đánh giá hoàn cảnh quốc gia để xác định đường RL trong tương lai có thể xem xét các thông tin nhân tố sau :

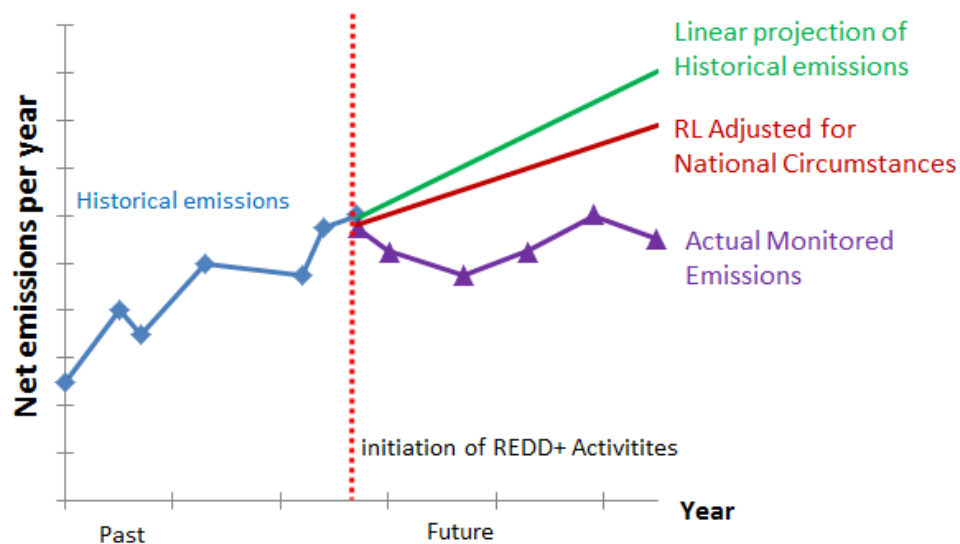
- Đặc điểm địa lý (khí hậu, diện tích rừng, sử dụng đất, đặc điểm môi trường khác);
- Dân số (tốc độ tăng trưởng, phân bố, mật độ, vv);
- Kinh tế (năng lượng, giao thông vận tải, công nghiệp, khai khoáng, du lịch , nông nghiệp, thủy sản, chất thải, y tế, dịch vụ)
- Quy định (quyền sử dụng đất / cho phép và chỉ định sử dụng đất, quy hoạch sử dụng đất, thay đổi quy định)

Đây là các nhân tố được giả định là ảnh hưởng đến khả năng suy thoái và mất rừng. Trong trường này mô hình đa biến sẽ rất có ý nghĩa để xây dựng RL:

$$RL = f(\text{Year, impact factors})$$

Ct 4.30

Trong đó các nhân tố tác động được dự báo trong tương lai sẽ xảy ra và gây ra phát thải.



Hình 4.12: Một ví dụ về đường tham chiếu RL có điều chỉnh theo điều kiện quốc gia dựa vào đường phát thải trong quá khứ
(Nguồn Walker, 2012, WinRock International)

Cuối cùng dựa vào đường RL dự báo có điều chỉnh sẽ xác định mức phát thải tham chiếu trong tương lai, và trong quá trình thực hiện REDD nếu lượng phát thải nằm dưới đường RL sẽ biến thành tín chỉ carbon và được bán trên thị trường.

Tóm lại đường RL được phát triển dựa vào dữ liệu phát thải và hấp thụ carbon trong quá khứ và được dự báo có điều chỉnh liên quan đến các yếu tố kinh tế xã hội, các nhân tố gây mất và suy thoái rừng để cải thiện độ tin cậy và chính xác của dự báo phát thải để xác định tín chỉ carbon khi tham gia REDD+. Tín chỉ CO₂ trong REDD+ được xác định là lượng CO₂ giảm phát thải khi thực hiện REDD+ so với đường RL ở từng năm.

5 PHƯƠNG PHÁP ĐO TÍNH ĐỂ CHI TRẢ DỊCH VỤ RỪNG ĐẦU NGUỒN

Việc phân phối lợi ích từ chi trả dịch vụ quản lý lưu vực từ dưới hạ nguồn, diêm thoát nước lên cho người quản lý rừng đầu nguồn cần căn cứ vào hai cơ sở:

- Diện tích, ranh giới của lưu vực thuộc nhà máy nước, thủy điện và các cơ sở sử dụng nguồn nước trực tiếp từ lưu vực đó
- Phân chia chi phí theo năng lực quản lý, bảo vệ, bảo tồn nước của các lâm phần khác nhau. Các lâm phần này cần chỉ ra sự khác biệt trong ổn định, duy trì số và chất lượng nước.

5.1 Lập bản đồ lưu vực để chi trả dịch vụ đầu nguồn

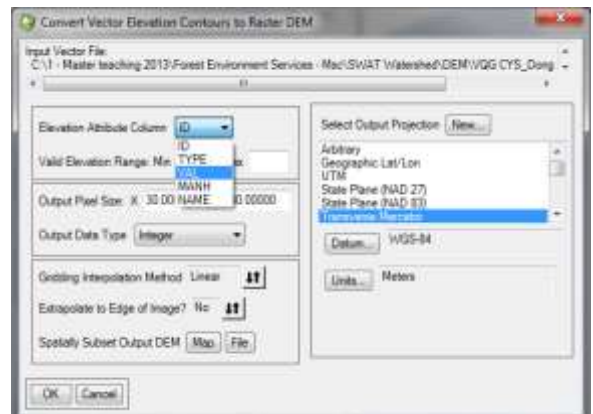
Để chi trả dịch vụ môi trường trong quản lý lưu vực, cần xác định diện tích lưu vực. Theo thông tư 60/2012/TT-BNNPTNT quy định lưu vực là một vùng diện tích tự nhiên được giới hạn bởi đường phân thủy đón nhận nước rơi và hội tụ về một sông, suối, đầm, hồ; được xác định bởi đường ranh giới khép kín theo đường phân thủy từ điểm đầu ra của lưu vực; trong môi lưu vực có thể bao gồm nhiều lưu vực nhỏ hơn. Điểm đầu ra của lưu vực là điểm thoát nước mặt chủ yếu của lưu vực như điểm xả nước chính của đập thủy điện, điểm thu nước của nhà máy cấp nước sạch hoặc cơ sở sản xuất công nghiệp sử dụng nước trực tiếp từ nguồn nước lưu vực.

Để xác định bản đồ lưu vực, mô hình số độ cao DEM (Digital Elevation Model) cần được sử dụng, làm cơ sở khoanh vẽ xác định diện tích lưu vực. Lớp bản đồ đường đồng mức được số hóa với giá trị độ cao được chuyển sang mô hình DEM dạng raster nhờ phần mềm như Envi. Sau khi có được DEM, thực hiện lập bản đồ lưu vực theo đường phân thủy, lưu vực dựa vào công cụ SWAT (Soil and Water Assessment Tool).

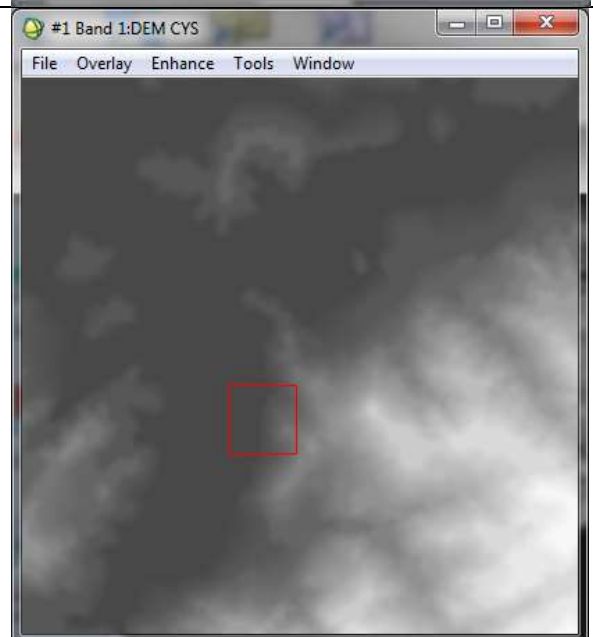
Quy trình lập bản đồ lưu vực từ mô hình DEM và phân tích trong công cụ SWAT trong ArcGIS như sau:

i. Thiết lập mô hình DEM từ lớp bản đồ địa hình đường đồng mức có trường thuộc tính độ cao trong ENVI:

Sử dụng chức năng chuyển file vector độ cao sang DEM: Convert Vector Elevation Contours to Raster DEM: chọn file vector độ cao. Sau đó lưu ý chọn trường dữ liệu chứa cao độ trong mục Elevation attribute Column, ví dụ ở đây là trường VAL



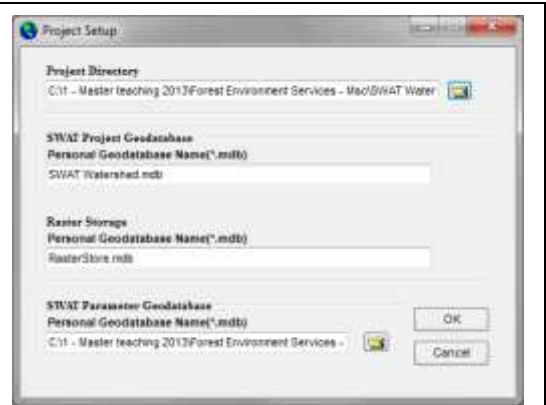
Kết quả có được mô hình DEM dạng raster. Sau đó lưu file raster DEM ở dạng đọc được trong ArcGIS. File save as: ArcView.



ii) Thiết lập khoanh vẽ lưu vực dựa vào DEM thông qua công cụ SWAT chạy trong môi trường ArcGIS:

Mở file Raster DEM trong ArcGIS và gán hệ tọa độ cho file DEM này để khoanh vẽ lưu vực theo hệ tọa độ đó. Có thể sử dụng 1 file trong vùng để tham chiếu tọa độ cho DEM

Mở một New SWAT Project: Chọn thư mục để lưu dự án tiến hành



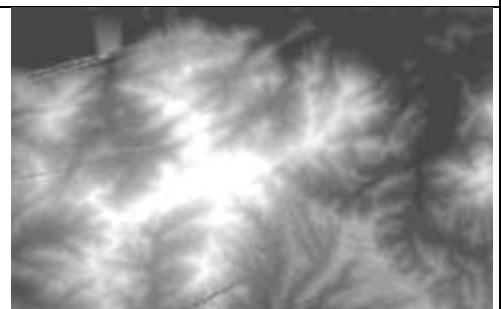
Sử dụng chức năng vẽ lưu vực tự động: Automatic Watershed Delineation



Lần lượt thiết lập lưu vực trong hộp thoại Watershed Delineation

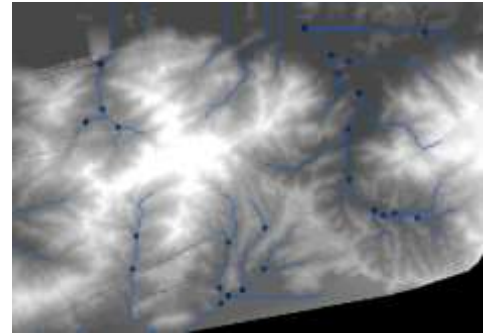


Mở file Raster DEM đã xác định hệ tọa độ



Chạy DEM - Base: Kích vào nút (Hướng dòng chảy) Flow direction and accumulation (tích tụ nước).

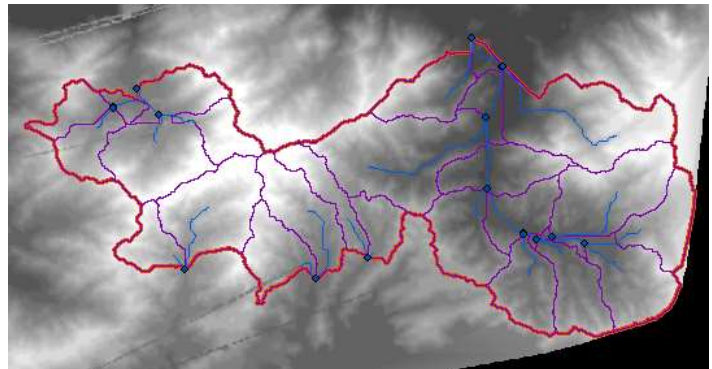
Sau đó tạo lớp dữ liệu sông suối và điểm thoát nước: Creates Streams and Outlets:



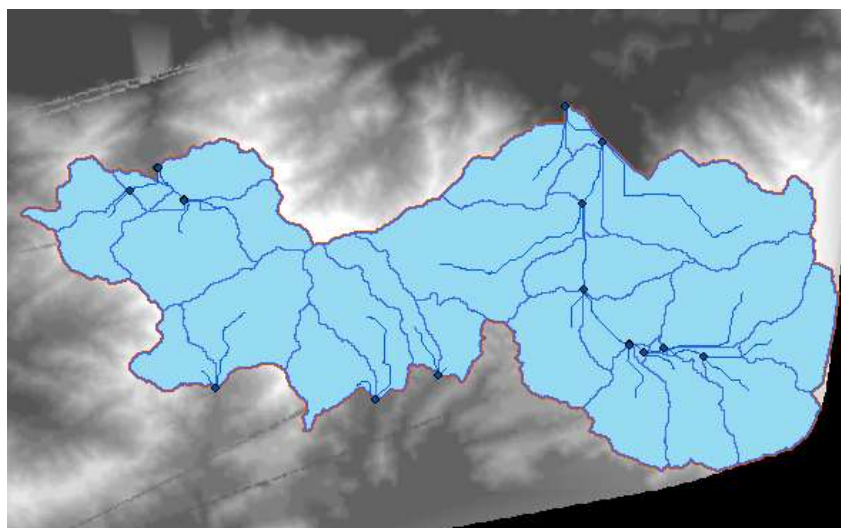
Xác định khu vực của lưu vực:

- Whole watershed outlets
- Delineation watershed

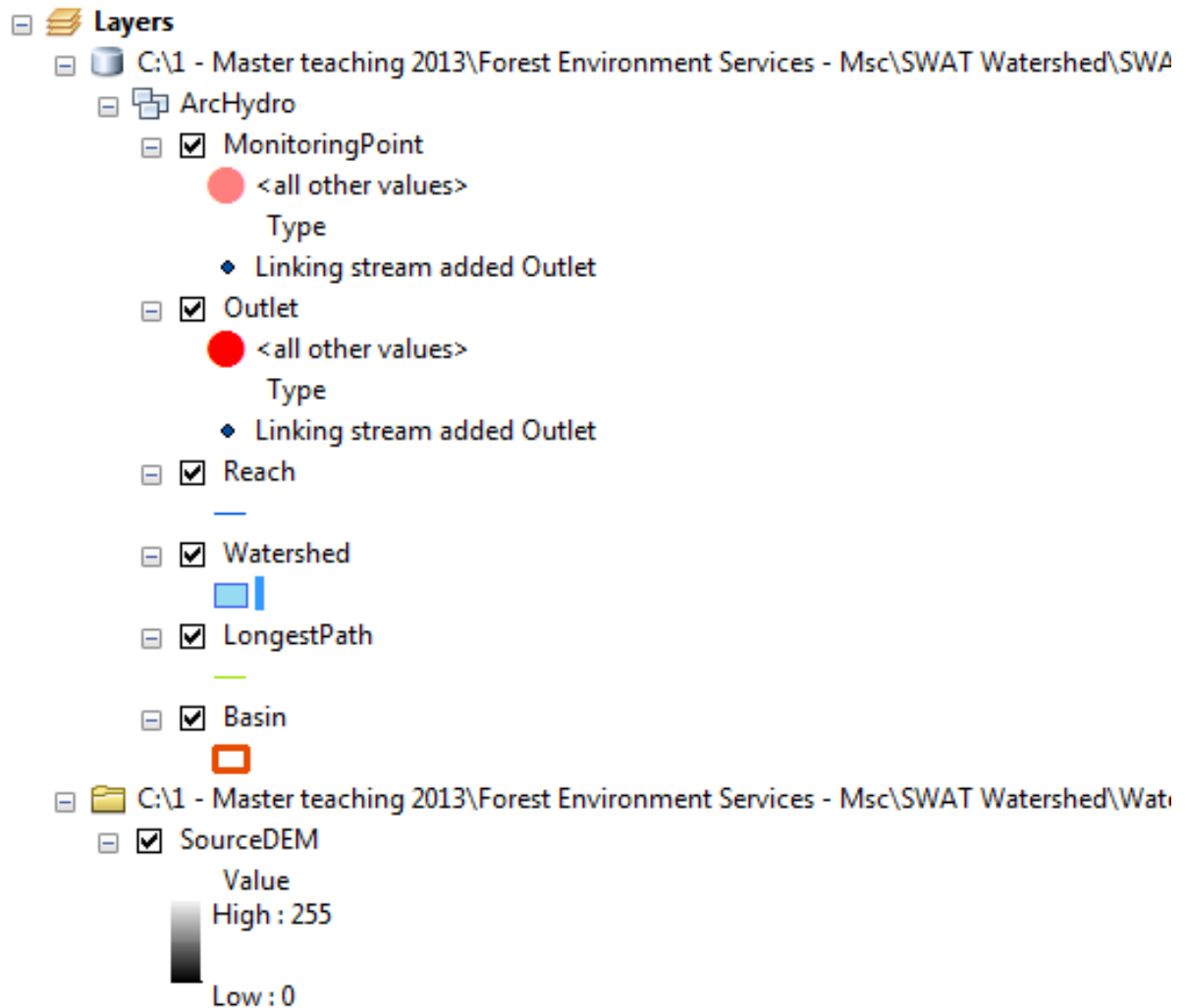
Kết quả khoan vẽ được lưu vực từ điểm đầu nguồn các suối đến đến điểm thoát nước của lưu vực



Cuối cùng tính toán để có kết quả khoan vẽ lưu vực: Calculate subbasin parameters



Kết quả đã tạo ra các lớp bản đồ, dữ liệu liên quan đến lưu vực:

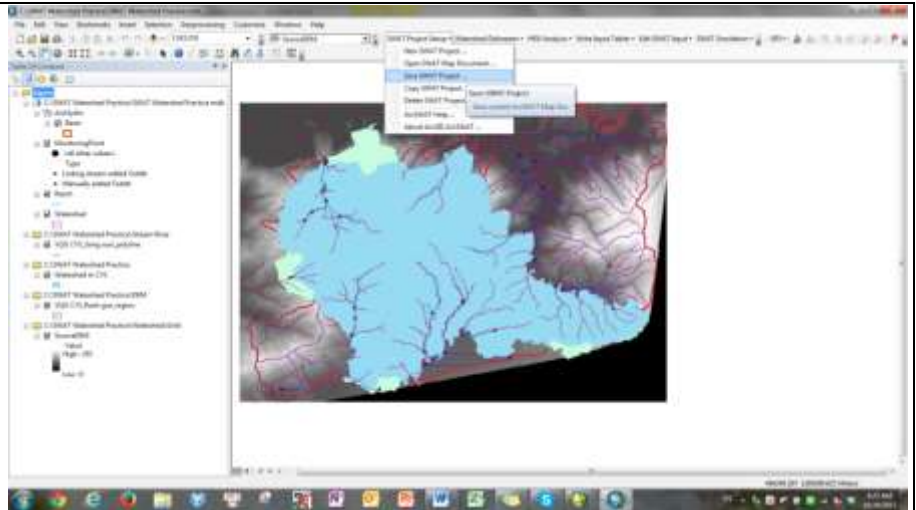


Trong đó:

- Basin: Là lớp đường ranh giới của lưu vực, được sử dụng để xác định toàn bộ diện tích một lưu vực
- Monitoring Point: Chỉ ra các điểm đầu nguồn, của lưu vực
- Outlet: Các điểm thoát nước
- Reach: Hệ thống sông, suối nhánh của lưu vực
- Watershed: Đây là lớp bản đồ chính chỉ ra toàn bộ lưu vực và cho từng lưu vực nhỏ với cơ sở dữ liệu dạng poligon với các thông số diện tích, độ cao, chiều dài lưu vực, ... (Trong bảng thuộc tính của lớp này)

Kết quả khoan vẽ cần được lưu lại (Save SWAT project) và sử dụng để tính toán diện tích lưu vực cho từng đối tượng, địa phương, chủ rừng. Trên cơ sở chồng lớp Basin lên ranh giới của chủ rừng sẽ xác định được diện tích lưu vực một hệ thống sông nằm trong diện tích chủ rừng đang quản lý và diện tích nào của chủ rừng nằm ngoài lưu

vực. Đây là cơ sở để xác định diện tích chi trả dịch vụ đầu nguồn của một lưu vực sông cho một chủ thể quản lý rừng trên lưu vực đó.



5.2 Chi trả dịch vụ đầu nguồn theo hệ số K

Theo nghị định 99/2012/NĐ-CP xác định tổng tiền được chi trả trong cung cấp dịch vụ đầu nguồn, tiền bình quân chi trả/ha và hệ số K theo từng đối tượng rừng đầu nguồn như sau:

- Tổng số tiền được chi trả trên lưu vực cho chủ rừng, hộ gia đình sau khi trừ chi phí quản lý, dự phòng: T
- Diện tích từng đối tượng rừng i theo mức độ bảo vệ đầu nguồn khác nhau: Si
- Hệ số K theo đối tượng rừng i: Ki . Hệ số Ki được xác định theo các yếu tố:
 - o Trạng thái rừng: K1
 - o Loại rừng (đặc dụng, phòng hộ, sản xuất): K2
 - o Nguồn gốc hình thành rừng (rừng tự nhiên hay rừng trồng): K3
 - o Mức độ khó khăn, thuận lợi trong bảo vệ rừng (yếu tố xã hội, địa lý): K4

$K_i = K_1 * K_2 * K_3 * K_4$ cho rừng đối tượng rừng với 4 thuộc tính nói trên, với K tối đa = 1.0

- Số tiền chi trả bình quân/ha: Tbq/ha:

$$Tbq/ha = \frac{T}{\sum_{i=1}^n S_i * K_i} \quad \text{Ct 5.1}$$

- Tiền chi trả cho một chủ rừng với diện tích Si theo hệ số Ki là TSi:

$$T_{si} = Tbq/ha * S_i * K_i \quad \text{Ct 5.2}$$

Mục đích xác định hệ số K là để phân loại đối tượng rừng cho khả năng giữ nước, làm sạch nước trong lưu vực, từ đó đối tượng nào có năng lực cao hơn sẽ được chi trả nhiều hơn; và như vậy nếu quản lý khu rừng từ trạng thái có năng lực thấp lên cao hơn sẽ nhận được chi trả tốt hơn. Tuy nhiên thiếu yếu tố xã hội trong hệ số K cũng như chi

phí lao động khác nhau trong quản lý rừng ví dụ như là cự ly; địa hình, mức độ áp lực lên tài nguyên rừng,

Vương Văn Quỳnh xác định hệ số K ở Đăk Lăk cho 3 đối tượng rừng là trạng thái rừng (giàu, trung bình, nghèo), nguồn gốc rừng (tự nhiên, trồng) và loại rừng (đặc dụng, phòng hộ, sản xuất). Trong đó K xác định trên cơ sở quan điểm rừng cung cấp dịch vụ chống bồi lắng và giữ nước.

K được tính thông qua hai chỉ số chính là C và W:

- *Chỉ số phản ảnh hiệu quả giữ đất (C)*: Thông qua mức độ che phủ đất của thảm thực vật:

$$C = (TC/H + CP + TM) \quad \text{Ct 5.3}$$

Với:

TC: độ tàn che của tầng cây cao, được điều tra theo phương pháp lưới điểm, có giá trị lớn nhất là 1.0

H: Chiều cao tầng cây cao, m

CP: Tỷ lệ che phủ mặt đất của lớp thảm tươi cây bụi, được điều tra theo phương pháp lưới điểm, có giá trị lớn nhất là 1.0

TM: Tỷ lệ che phủ mặt đất của lớp thảm khô, được điều tra theo phương pháp lưới điểm, có giá trị lớn nhất là 1.0

Sau đó tính K theo biến C cho đối tượng i là $K_{ci} = C_i/C_{max}$

- *Chỉ số phản ảnh hiệu quả giữ nước của rừng (W, mm)*: Chủ yếu dựa vào độ chặt hay xốp của đất rừng, và thực tế cho rằng độ chặt đất để xác định trong thực tế nên dùng chỉ tiêu này để tính W.

Tính K theo biến cố w cho đối tượng i: $K_{wi} = W_i/W_{max}$

Trong khi đó hệ số K cho loại rừng không tính toán, chấp nhận như ở Sơn La là rừng đặc dụng, phòng hộ = 1.0 và rừng sản xuất là 0.9

Và hệ số K trung bình cho đối tượng i được tính:

$$K_i = (K_{ci} + K_{wi})/2 \quad \text{Ct 5.4}$$

Điểm mạnh của phương pháp này là các chỉ tiêu để tính K khá đơn giản như xác định C và W thông qua đo tính đơn giản trên hiện trường.

Tuy nhiên phương pháp này chưa phản ảnh được đầy đủ năng lực giữ nước, đất khác nhau của các trạng thái rừng, nguồn gốc, loại rừng, kiểu rừng, địa hình, vùng tiểu khí hậu. Chỉ tiêu che phủ thực vật là chưa thực sự rõ để phản ảnh khả năng giữ đất, vì ví dụ rừng le tre, cây bụi thì độ che phủ cũng rất cao nhưng khả năng giữ đất so với các khu rừng giàu trữ lượng gỗ thì như thế nào?. Chỉ tiêu độ chặt đất để phản ảnh khả năng

giữ nước của rừng là chưa đầy đủ, vì nó còn liên quan đến cấu trúc rừng, địa hình, loại đất đai, lượng mưa. Vì vậy cần có những nghiên cứu kỹ càng hơn và định vị để có thể xác định được hệ số K một cách chính xác trong thời gian đến.

6 NHỮNG VẤN ĐỀ TỒN TẠI CỦA DỊCH VỤ MÔI TRƯỜNG RỪNG Ở VIỆT NAM

Dịch vụ môi trường rừng ở Việt Nam được hình thành trong những năm gần đây thông qua nghị định 99/2010/NĐ-CP đã mở ra triển vọng cung cấp nguồn tài chính có hiệu quả cho quản lý tài nguyên rừng bền vững để phục vụ lợi ích cộng đồng. Về chính sách có đề cập đến các dịch vụ chính của rừng như hấp thụ CO₂, giữ nguồn nước, cảnh quan,... tuy nhiên cho đến nay chủ yếu là thực thi chi trả dịch vụ quản lý rừng đầu nguồn. Đối tượng được chi trả chủ yếu là chủ rừng, các cộng đồng dân cư được chi trả gián tiếp qua chủ rừng thông qua hợp đồng bảo vệ rừng.

Từ thực tiễn thực hiện dịch vụ môi trường rừng Việt Nam, Phạm Thu Thủy, Bennett (2013) đã có đánh giá như sau:

- Chi phí giao dịch, hành chính là cao bởi vì có quá nhiều chủ rừng và với hệ thống hành chính phức tạp.
- Cộng đồng địa phương đứng ngoài cuộc nhận chi trả dịch vụ đầu nguồn để quản lý bảo vệ rừng. Bởi vì theo nghị định 99/2010 chỉ có chủ thể có quyền sử dụng đất rừng như công ty lâm nghiệp nhà nước, tư nhân, hộ, cộng đồng đã được giao rừng, .. mới có quyền thực hiện dịch vụ môi trường. Các cộng đồng khác chỉ được chi trả một phần thông qua hợp đồng bảo vệ rừng với các công ty lâm nghiệp nhà nước.
- Cơ chế chi trả dịch vụ môi trường ở Việt Nam không đúng với cơ chế chi trả dịch vụ môi trường. Mức chi trả ví dụ như của thủy điện, nước do nhà nước quy định (Nghị định 99/2010). Đúng với thị trường thì nó phải là một cơ chế tự nguyện, thỏa thuận trên cơ sở khoa học và thực tế kinh doanh giữa bên bán và bên mua.
- Thiếu hướng dẫn chi tiết sử dụng tiền chi trả. Tiền dịch vụ môi trường trước hết là để bồi hoàn công của người quản lý bảo vệ rừng, sau đó cần quan tâm đến đầu tư lại rừng để cải thiện vốn rừng và chức năng hệ sinh thái rừng để có thể cung ứng dịch vụ lâu dài. Ngoài ra các tác giả còn đề cập đến sự không minh bạch khi thiếu cơ chế hướng dẫn cụ thể trong chi tiêu phí dịch vụ này.
- Chương trình chi trả dịch vụ môi trường chưa bao gồm một hệ thống giám sát và đánh giá rõ ràng. Hầu hết các hướng dẫn chính sách về dịch vụ môi trường tập trung vào thiết lập thể chế tổ chức, vận hành quỹ và báo cáo tài chính; trong khi đó không cung cấp hướng dẫn rõ ràng về giám sát và đánh giá.
- Không rõ ràng về đường cơ sở (Baseline) về môi trường và kinh tế xã hội. Khi dịch vụ được vận hành, ngoài việc chi trả thì về phía cung cấp dịch vụ phải chứng minh được rừng được quản lý tốt hơn hay không và phí chi trả này sẽ đóng góp ra sao cho phát triển kinh tế xã hội vùng cao; trong khi đó thiếu đường cơ sở xuất phát điểm để có thể đánh giá được điều này.

Ngoài ra còn có thể thấy dịch vụ hệ sinh thái và môi trường rừng ở Việt Nam mới chỉ bắt đầu với chi trả dịch vụ quản lý rừng đầu nguồn, mặc dù đã có đề cập đến các dịch vụ quan trọng khác như hấp thụ CO₂ rừng, du lịch sinh thái, đa dạng sinh học, ..đều chưa có cơ chế để thực hiện. Trong khi đó chúng ta có một hệ thống các khu rừng đặc dụng, phòng hộ phân bố trên toàn quốc, ở những vùng sinh thái; trong đó chứa đựng đa dạng các chức năng hệ sinh thái, dịch vụ môi trường rừng, nhưng chưa được phát huy.

Vấn đề định giá dịch vụ môi trường cũng cần làm rõ hơn. Giá trị của dịch vụ cần căn cứ vào nhu cầu của bên mua, chất lượng, hiệu quả chi phí, lợi nhuận của dịch vụ và có sự giao tiếp giữa bên bán và bên mua. Việc định giá theo quy định hiện nay cho các dịch vụ sinh thái rừng chủ yếu được tính toán là giá trị kinh tế của sản phẩm hữu hình từ rừng.

Trong khi đó như định nghĩa, dịch vụ chỉ hình thành khi có người bán và có người mua; tức bản thân chức năng của hệ sinh thái rừng chưa có ý nghĩa “dịch vụ”, nó chỉ hình thành khi có nhu cầu và cơ chế trao đổi rõ ràng. Vì vậy tạo lập dịch vụ môi trường rừng là cần thiết trong giai đoạn đến nhằm phát huy tác dụng của hệ thống sinh thái đang bảo tồn cho xã hội, đồng thời góp phần tạo ra nguồn thu cho quản lý tài nguyên rừng được lâu dài và bền vững.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

Tiếng Việt:

1. Hoàng Minh Hà, Đỗ Trọng Hoàn, Đàm Việt Bắc, Rohit Jindal, Nguyễn Đức Cường, Sweta Pokhera, Trần Đức Luân, Kira de Groot, Nguyễn Văn Trí Tín (2011): Đánh giá khả năng và đề xuất chi trả dịch vụ môi trường rừng ở Việt Nam. ICRAF.
2. Bảo Huy (2012): Xác định lượng CO₂ hấp thụ của rừng lá rộng thường xanh vùng Tây Nguyên làm cơ sở tham gia chương trình giảm thiểu khí phát thải từ suy thoái và mất rừng. Báo cáo đề tài khoa học trọng điểm Bộ Giáo dục và Đào tạo.
3. Bảo Huy (2013): Mô hình sinh trắc và viễn thám – GIS để xác định CO₂ hấp thụ của rừng lá rộng thường xanh vùng Tây Nguyên. Nxb Khoa học và Kỹ thuật, 336 pp.
4. Nghị định số 99/2010/NĐ-CP của Thủ tướng Chính phủ về chính sách chi trả dịch vụ môi trường rừng, ngày 24/09/2010.
5. Vương Văn Quỳnh (2013): Nghiên cứu xác định hệ số điều chỉnh mức chi trả dịch vụ môi trường rừng ở Đắk Lắk. Báo cáo trường hợp.
6. Thông tư số 80/2011/TT-BNNPTNT của Bộ NN & PTNT ngày 23/11/2011 hướng dẫn phương pháp xác định tiền chi trả dịch vụ môi trường rừng.
7. Thông tư số 60/2012/TT-BNNPTNT của Bộ NN & PTNT ngày 09/11/2012 quy định về nguyên tắc, phương pháp xác định diện tích rừng trong lưu vực phục vụ chi trả dịch vụ môi trường rừng.

Tiếng Anh:

8. Bhisma, P. S., Pandey, S. S., Pandey, A., Rana, E. B., Bhattarai, S., Banskota, T. R., Charmakar, S., Tamrakar, R., 2010. Forest Carbon Stock Measurement. Guidelines for measuring carbon stocks in community – managed forests. Asia Network for Sustainable, Agriculture and Bioresources (ANSAB). Federation of Community Forest, Users, Nepal (FECOFUN). International Centre for Integrated, Mountain Development (ICIMOD).
9. Brown, S., 1997. Estimating biomass and biomass change of tropical forests: a Primer. FAO Forestry paper – 134. ISBN 92-5-103955-0. Available on web site: <http://www.fao.org/docrep/W4095E/w4095e00.htm#Contents>.
10. Bynoe, P., Guyana's Forest Resources and Environment Services. ITTO.
11. Chave, J., Andalo, C., Brown, S., Cairns, M.A., Chambers, J.Q., Eamus, D., Folster, H., Fromard, F., Higuchi, N., Kira, T., Lescure, J.P., Nelson, B.W., Ogawa, H., Puig, H., Riera, B., Yamakura, T., 2005. Tree allometry and

- improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* 145 (2005): 87-99. DOI 10.1007/s00442-005-0100-x.
12. Chiabai, A., Travisi, C.M, Markandya, A., Ding, H. and Nunes, P.A.L.D (2010): Economic Assessment of Forest Ecosystem Services Losses: Cost of Policy Inaction. BC3 Working Paper Series 2010-13. Basque Centre for Climate Change (BC3). Bilbao, Spain.
 13. FCCC, 1997 – 2011: Framework Convention on Climate Change. United Nations.
 14. Huy, B., Hung, V., Huong, N.T.T., Ly, C.T., Dinh, N.D. (2012) Tree allometric equations in Evergreen Broadleaf Forests in the South Central Coastal region, Viet Nam, in (Eds) Inoguchi, A., Henry, M. Birigazzi, L. Sola, G. Tree allometric equation development for estimation of forest above-ground biomass in Viet Nam, UN-REDD Programme, Hanoi, Viet Nam.
 15. Huy, B., Nguyen, T.T., Sharma, B.D., Quang, N.V, (2013): Participatory carbon monitoring: Manual for local technical staff. SNV.
 16. IPCC, 2006. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T., Tanabe K., (eds). Published: IGES, Japan.
 17. Katila, M. and Puustjärvi, E., (2003): Impact of new markets for environmental services on forest products trade. In: Impact assessment of forest products trade in the promotion of sustainable forest management (gcp/int/775/jpn), FAO.
 18. Krieger, D.J., (2001): The economic value of Forest ecosystem services – A review. The Wilderness Society, Washington D.C.
 19. Landell-Mills, N., 2002: Marketing Forest Environment Services – Who Benefits? iied, London.
 20. Mercer, D.E., Cooley, D., Hamilton, K. (2011): ‡Taking Stock: Payments for Forest Ecosystem Services in the United States. Forest Trends
 21. Mullan, K., World Forestry.
 22. Pearson, T., R., H., Brown, S., L., Birdsey, R., A., 2007. Measurement Guidelines for the Sequestration of Forest Carbon. United States Department of Agriculture (USDA) Forest Service. General Technical Report NRS-18.
 23. Silva, H.P., Erin, S., Michael, N., Sarah, M. W., Sandra, B. 2010. Manual technical issues related to implementing REDD+ programs in Mekong Countries. Winrock International, USA.
 24. Thuy, N.T.B., Thanh, N.C., Thao, N.P., Nam, P.T., Bonnardeaux, D., Riedel, D.C., (2011): Payment for forest environmental services – A case study on Pilot implementation in Lam Dong Province, Vietnam 2006 – 2010. WinRock International. USAID.

25. Thuy, T.T., Bennett, K., Phuong, V.T., Brunner, J., Dung, L.N., and Tien, N.D., (2013): Payment for Forest environment services – From policy to practice. Brief, 22 August. 2013. CIFOR.
26. Walker, S.M., Swails, E., Petrova, A.G.S., Goslee, K., Casarim, F. and Brown, S. (2012): Overview on development of a REDD+ Reference Level. WinRock International, USAID.