

## TẦM QUAN TRỌNG CỦA ĐỒNG CỎ TRONG HỆ SINH THÁI NÔNG NGHIỆP

*Nguyễn Văn Quang*

**Viện Chăn nuôi**

Tác giả liên hệ: Nguyễn Văn Quang. Điện thoại: 0989637328. Email: quangvcn@gmail.com

### TÓM TẮT

Đồng cỏ tự nhiên và bán tự nhiên có tính đa dạng sinh học cao và các giá trị văn hóa xã hội của chúng. Tuy nhiên, khả năng cung cấp nhiều dịch vụ hệ sinh thái của chúng như là một phần của hệ thống nông nghiệp được đánh giá thấp so với các hệ thống sản xuất khác. Từ những nghiên cứu tổng quan toàn diện về hệ sinh thái được cung cấp bởi đồng cỏ tự nhiên và bán tự nhiên ở một số nơi trên thế giới cho thấy rằng những đồng cỏ này có thể cung cấp thêm các dịch vụ phi nông nghiệp như cung cấp nước và điều tiết dòng chảy, lưu trữ carbon, kiểm soát xói mòn, giảm thiểu khí hậu, thụ phấn cho cây trồng và hệ sinh thái văn hóa. Trong khi nhu cầu về các dịch vụ hệ sinh thái dường như cân bằng nguồn cung ở đồng cỏ tự nhiên, thì các khu vực nhỏ hơn của đồng cỏ bán tự nhiên dường như không đáp ứng nhu cầu cho nhiều dịch vụ. Có thể xác định ba nhóm hệ sinh thái liên quan từ đồng cỏ: Hệ sinh thái nước bao gồm sản xuất thức ăn gia súc; Hệ sinh thái văn hóa liên quan đến chăn nuôi; Các dịch vụ điều tiết dựa trên dân số (như thụ phấn và kiểm soát sinh học) cũng liên quan đến đa dạng sinh học. Giảm thiểu phát thải khí nhà kính dường như không liên quan đến ba nhóm này. Có những nét chung trong mối quan hệ hệ sinh thái giữa các khu vực của đồng cỏ tự nhiên và bán tự nhiên, sự cân bằng và hiệp lực giữa các dịch vụ trong mối quan hệ với thực tiễn quản lý đã cho thấy rằng mặc dù một số dịch vụ phải đánh đổi là không thể tránh khỏi, nhưng việc quản lý phù hợp có thể tạo ra sức mạnh tổng hợp và tránh đánh đổi giữa nhiều dịch vụ. Chính vì vậy, chính sách và dịch vụ hệ sinh thái, an ninh lương thực nên ưu tiên cao hơn về cách thức quản lý đồng cỏ để sản xuất thức ăn gia súc và thịt cùng với các hệ sinh thái khác. Bằng cách tích hợp đồng cỏ vào các hệ thống sản xuất nông nghiệp và các quyết định sử dụng đất ở địa phương và khu vực thì tiềm năng của chúng trong việc đóng góp vào chức năng cảnh quan, an ninh lương thực và sinh kế bền vững có thể được tăng cường đáng kể.

**Từ khóa:** *Đồng cỏ, sản xuất thức ăn gia súc, an ninh lương thực, hệ sinh thái nông nghiệp.*

### GIỚI THIỆU

Đồng cỏ là một trong những hệ sinh thái (HST) chính của thế giới, chiếm gần một phần ba bề mặt trái đất (Suttie và cs., 2005; Lemaire và cs., 2011). Đồng cỏ được quản lý và phát triển rộng rãi ở nhiều nơi, được công nhận trên toàn cầu về tính đa dạng sinh học cao (Habel và cs., 2013) và cùng với các giống cây trồng khác, chúng thường đóng góp vào sản xuất nông nghiệp thông qua chăn thả gia súc và biến nguồn thức ăn gia súc mà con người không thể sử dụng trực tiếp được thành loại thực phẩm có giá trị (Erb và cs., 2016). Ba loại đồng cỏ chính có thể được phân biệt trong các hệ thống sản xuất nông nghiệp đó là: đồng cỏ tự nhiên (TN), bán tự nhiên (BTN) và đồng cỏ cải tiến (Bullock và cs., 2011; Lemaire và cs., 2011). Đồng cỏ TN hình thành quần xã đồng cỏ là khu vực tự nhiên chủ yếu được tạo ra bởi các quá trình liên quan đến khí hậu, lửa và chăn thả động vật hoang dã, nhưng cũng được sử dụng bởi vật nuôi (Parr và cs., 2014). Đồng cỏ BTN là sản phẩm có quản lý của con người, yêu cầu trong chăn thả gia súc hoặc cắt cỏ để bảo trì và thường sẽ bị cây bụi và cây cối xâm lấn nếu đưa ra khỏi sản xuất (Queiroz và cs., 2014). Đồng cỏ cải tiến là đồng cỏ do việc được cày xới và gieo các giống nông nghiệp hoặc các loại cỏ không phải bản địa có tiềm năng sản xuất cao. Chúng thường được lai tạo và duy trì bằng cách quản lý chuyên sâu (Suttie và cs., 2005; Pilgrim và cs., 2010). Bài viết này tập trung vào phân tích hai loại đồng cỏ TN và BTN, vì tầm quan trọng của chúng đối với đa dạng sinh học, sự suy giảm diện tích và thực tế là toàn bộ khả năng

cung cấp dịch vụ hệ sinh thái (HST) của chúng trong hệ thống sản xuất nông nghiệp chưa được đánh giá cao trong thời gian qua.

Đồng cỏ TN và BTN, sau đây được gọi chung là đồng cỏ, đã đóng một vai trò quan trọng trong sinh kế của người dân trong nhiều thiên niên kỷ như là các khu vực sản xuất thức ăn cho động vật (Emanuelsson, 2009). Mặc dù nhu cầu ngày càng tăng đối với các sản phẩm động vật do dân số tăng và mức tiêu thụ bình quân đầu người của các sản phẩm này cũng tăng lên, nhưng yêu cầu về sản lượng thịt và sữa lớn hơn không dẫn đến việc tăng diện tích đồng cỏ dùng để chăn thả mà đang được đáp ứng bởi sản xuất thức ăn gia súc trên đất trồng trọt và đồng cỏ cải tạo (Naylor và cs., 2005; Erb và cs., 2016). Cạnh tranh về đất đai và các nguồn tài nguyên khác cho nông nghiệp được dự đoán sẽ tăng đáng kể vào năm 2050 (FAO, 2009; Smith, 2010), đây là một trong những nguyên nhân làm cho sự biến đổi khí hậu diễn ra một cách mạnh mẽ hơn (Harvey và Pilgrim, 2011; Rööös và cs., 2017). Điều này đã dẫn đến sự tập trung gia tăng vào sản xuất thực phẩm và an ninh lương thực (SCAR 2011; Poppy và cs., 2014). Trong khoa học và chính sách thường đưa ra khái niệm tăng cường bền vững về sự gia tăng sản xuất lương thực trên đất trồng trọt hiện tại (Godfray và cs., 2010; Garnett và cs., 2013). Tuy nhiên, các cuộc thảo luận này thường bỏ qua vai trò đồng cỏ có thể đóng vai trò cho an ninh lương thực (Kemp và Michalk, 2011; O'Mara, 2012).

Đồng cỏ đã suy giảm trên toàn thế giới trong thế kỷ qua (Egoh và cs., 2016), chủ yếu là do chuyển đổi sang đất trồng trọt để sản xuất cây trồng khác hoặc thiếu sự quản lý (Queiroz và cs., 2014). Bên cạnh việc có giá trị bảo tồn cao và hỗ trợ sản xuất lương thực, đồng cỏ cũng có thể là những đóng góp quan trọng của HST (Burrascano và cs., 2016, Modernel và cs., 2016). Tuy nhiên, đồng cỏ vẫn được đánh giá thấp trong khuôn khổ đánh giá HST trong sản xuất nông nghiệp (Frélichová và cs., 2014) và đôi khi, đồng cỏ đã được kết hợp với các vùng đất khác bao gồm cây bụi, sa mạc và savan (Sala và cs., 2017). Tương tự, đồng cỏ ít được chú ý hơn trong khung nhiều HST so với các hệ thống sản xuất khác, như rừng (Gamfeldt và cs., 2013) và đất trồng trọt (Robertson và cs., 2014). Đồng cỏ cũng không được chú ý phần lớn trong các cuộc thảo luận chính sách toàn cầu liên quan đến HST (Diaz và cs., 2015; Pascual và cs., 2017; Parr và cs., 2014; Bond, 2016). Đồng cỏ không chỉ có tầm quan trọng cục bộ đối với việc duy trì đa dạng sinh học và sản xuất lương thực, mà còn ảnh hưởng đến các quá trình trong hệ sinh thái tại các khu vực (thụ phấn, điều tiết nước, giải trí, điều tiết khí hậu).

Cần hiểu được tiềm năng đầy đủ của đồng cỏ, cung cấp HST cho xã hội, địa phương, khu vực và toàn cầu, cả nguồn cung HST (khả năng của một hệ sinh thái để sản xuất dịch vụ) và nhu cầu (nhu cầu xã hội cho dịch vụ) cũng như sự hiệp lực và đánh đổi giữa các HST (Lamarque và cs., 2011; Bennett và cs., 2009). Tuy nhiên, hầu hết các nghiên cứu về HST không phân biệt giữa cung và cầu (Burkhard và cs., 2012; Yahdjian và cs., 2015). Nhu cầu về HST có thể thay đổi độc lập với nguồn cung của nó và nguồn cung có thể thay đổi mà không làm thay đổi nhu cầu. Nguồn cung có thể đến từ các hệ sinh thái khác nhau (ví dụ, hệ sinh thái đồng cỏ cung cấp nước cho sản xuất thức ăn thô xanh trong khi hệ sinh thái rừng cung cấp nước uống) (Yahdjian và cs., 2015).

## **Một số yếu tố liên quan đến hệ sinh thái**

### ***Cung và cầu hệ sinh thái đồng cỏ***

Nhu cầu ước tính cho các HST khác nhau có thể được cung cấp từ đồng cỏ thay đổi tùy vào từng khu vực. Các chính sách để tăng diện tích đồng cỏ và quản lý chúng để tăng cường HST sẽ đáp ứng nhu cầu từ xã hội ở các khu vực phát triển. Ngược lại, nhu cầu xã hội về HST ở đồng cỏ TN thường được kết hợp với nguồn cung từ đồng cỏ ở đây cần chú trọng hơn vào việc cải thiện quản lý đồng cỏ hiện tại và phát triển các chính sách giảm thiểu suy thoái. Điều này đặc biệt quan trọng vì khả năng đồng cỏ TN sẽ trở nên nóng hơn và khô hơn với biến đổi khí hậu, và áp lực ngày càng tăng đối với đất đai khi dân số loài người tăng lên (Holden và Otsuka, 2014).

Nhu cầu về cấp nước (số lượng, chất lượng và điều tiết dòng chảy), sản phẩm chăn nuôi, dịch vụ liên quan đến sản xuất nông nghiệp và giải trí nhìn chung rất cao ở cả đồng cỏ TN và BTN. Nhu cầu về các dịch vụ khác nhau giữa các vùng. Ví dụ, thực phẩm hoang dã, nguyên liệu và cây dược liệu có ở đồng cỏ BTN thấp hơn so với đồng cỏ TN và sản phẩm săn bắn và thụ phấn qua trung gian động vật ở đồng cỏ TN thì cao hơn ở đồng cỏ BTN (Schulp và cs., 2012; Bommarco và cs., 2013; Schulp và cs., 2014). Biến đổi khí hậu ảnh hưởng đến con người trên toàn cầu. Tuy nhiên, mặc dù các hệ thống để giảm thiểu biến đổi khí hậu và giảm khí thải nhà kính đã được thảo luận rộng rãi (Jackson và cs., 2008), nhưng hiệu quả của các hệ thống này ở đồng cỏ chưa được chú ý (Parr và cs., 2014).

Đồng cỏ có thể cung cấp một số lượng lớn HST dự phòng, quan trọng nhất trong số này là các dịch vụ liên quan đến nước, chẳng hạn như lượng nước và điều tiết dòng chảy, kiểm soát xói mòn và lưu trữ carbon. Việc cung cấp HST ở đồng cỏ BTN có thể bị hạn chế do diện tích được sử dụng cho chăn nuôi. Các khía cạnh văn hóa của đồng cỏ có tầm quan trọng từ trung bình đến lớn ở cả ở đồng cỏ TN và BTN. Đồng cỏ có thể đóng góp vào di sản văn hóa, sự gắn kết xã hội và giải trí. Tuy nhiên, trong nhiều trường hợp, sự đóng góp cụ thể của đồng cỏ cho các giá trị văn hóa chưa được làm rõ. Tương tự, có rất ít nghiên cứu liên quan rõ ràng đến đồng cỏ với HST đóng góp vào năng suất nông nghiệp, tức là kiểm soát sinh học hoặc thụ phấn, mặc dù có một số lượng lớn các nghiên cứu về cách các HST này được cải thiện bởi môi trường sống tự nhiên trong cảnh quan nông nghiệp.

### ***Đa dạng sinh học và dịch vụ hệ sinh thái đồng cỏ***

Đồng cỏ đã đóng một vai trò nổi bật trong nghiên cứu đa dạng sinh học-hệ sinh thái. Tuy nhiên, hầu hết các nghiên cứu này là từ các thí nghiệm tổng hợp trên đồng cỏ, và ngoài tác động đến sản xuất sinh khối, tầm quan trọng của đa dạng sinh học, đặc biệt là sự phong phú của các loài địa phương cao, vẫn cần được kiểm tra đối với hầu hết các HST đồng cỏ (Bullock và cs., 2011). Dịch vụ nước và kiểm soát xói mòn chủ yếu phụ thuộc vào thảm thực vật, trong đó cấu trúc, tính bổ sung về chức năng và tình trạng của các loài thực vật cụ thể, quan trọng hơn sự phong phú của loài. Điều này cũng có thể xảy ra đối với các quá trình liên quan đến hấp thụ và lưu trữ carbon. Các quá trình trong đất thường phụ thuộc vào sự đa dạng chức năng của các sinh vật trong đất (Setälä, 2002; Wardle và cs., 2011), nhưng không phụ thuộc vào sự phong phú của các loài. Tuy nhiên, các quá trình khác nhau liên quan đến điều hòa khí hậu được thực hiện bởi các nhóm loài khác nhau về chức năng, cho thấy rằng một số lượng lớn

hơn các nhóm chức năng và do đó các loài có thể cần cho nhiều loài hơn là đối với HST đơn lẻ (Gamfeldt và cs., 2008).

Sự đa dạng thực vật tăng lên thường dẫn đến tăng sản lượng sinh khối ở đồng cỏ thí nghiệm (Tilman và cs., 2001; Bullock và cs., 2007). Trong hầu hết các trường hợp này, các loài liên quan là phổ biến và không có giá trị bảo tồn cao. Tuy nhiên, Lyons và cs. (2005) đã đưa ra một trường hợp cho các loài quý hiếm có ảnh hưởng đến hoạt động của HST. Có rất ít nghiên cứu đặc biệt kiểm tra điều này đối với đồng cỏ, nhưng Mouillot và cs. (2013) đã tìm thấy bằng chứng cho điều này giữa các loài thực vật trên đồng cỏ ở núi cao. Vì vậy, vai trò của các loài quý hiếm và đa dạng sinh học cao đối với HST vẫn chưa được giải quyết và có thể liên quan nhiều đến tính ổn định và khả năng phục hồi của việc cung cấp HST hơn là tốc độ xử lý (Elmqvist và cs., 2003; Loreau và cs., 2003) hoặc đa chức năng hệ sinh thái (Soliveres và cs., 2016).

### ***Các gói dịch vụ hệ sinh thái***

Sức khỏe và hạnh phúc của các quần thể con người phụ thuộc vào các dịch vụ được cung cấp bởi các hệ sinh thái và các thành phần của chúng: sinh vật, đất, nước và chất dinh dưỡng. Dịch vụ Hệ sinh thái là quá trình mà môi trường tạo ra các nguồn tài nguyên như nước sạch, thức ăn gia súc và phạm vi; môi trường sống cho động vật hoang dã; và thụ phấn cho cây bản địa và cây nông nghiệp.

Phân tích một số kết quả nghiên cứu cho thấy, có ba gói HST tương tự nhau trong hai lĩnh vực. Một gói bị chiếm ưu thế bởi HST nước và cũng bao gồm sản xuất thức ăn gia súc HST đồng cỏ. Một gói HST văn hóa được kết nối với sản xuất chăn nuôi, chẳng hạn như du lịch và sự gắn kết xã hội, đã hình thành một nhóm thứ hai, gói này bao gồm nhiều dịch vụ ở đồng cỏ TN hơn ở đồng cỏ BTN; trong đồng cỏ TN, nó cũng bao gồm việc sử dụng cây thuốc, thực phẩm hoang dã và nguyên liệu. Sản xuất thịt liên kết với gói dịch vụ nước ở đồng cỏ TN. Gói thứ ba bao gồm các dịch vụ điều tiết thụ phấn và kiểm soát sinh học, không liên quan trực tiếp đến thức ăn gia súc và chăn nuôi. Những điều này cũng liên quan đến đa dạng sinh học. Một nhóm thứ tư của HST chủ yếu được xác định bởi sự thiếu liên quan đến các dịch vụ khác, cả trong nhóm và với ba gói HST. Ở đồng cỏ TN, nhóm này chỉ bao gồm giảm thiểu phát thải khí nhà kính (KNK).

Có những nét chung trong mối quan hệ HST giữa các khu vực của đồng cỏ TN và BTN. Cụ thể, (1) các dịch vụ nước và lưu trữ các-bon, (2) HST văn hóa và (3) các dịch vụ liên quan đến đa dạng sinh học và dựa vào dân cư có thể được xác định ở cả hai khu vực. HST được tìm thấy trong mỗi gói có thể phù hợp để quản lý cùng nhau. Tuy nhiên, dữ liệu thực nghiệm về các mối quan hệ dịch vụ hệ sinh thái trên đồng cỏ là cần thiết để xác nhận những phát hiện này, như đã thực hiện bởi Birkhofer và cs. (2018) cho các lĩnh vực canh tác.

### **Cung cấp và điều chỉnh các dịch vụ hệ sinh thái từ đồng cỏ**

#### ***Cung cấp nước***

Việc cung cấp nước từ đồng cỏ BTN hiện tại rất nhỏ vì phạm vi hạn chế và nguồn cung cấp trên một đơn vị diện tích (Weatherhead và Howden 2009). Tuy nhiên, vai trò của địa phương có thể được đánh giá cao bởi các bên liên quan, cả các chuyên gia khu vực và nông dân địa

phương (Lamarque và cs., 2011). Ở quy mô địa phương, các loài cỏ cụ thể có thể thay đổi nguồn cung cấp nước bằng cách ảnh hưởng đến tốc độ thấm và khả năng lưu trữ thông qua sự thay đổi hiệu quả sử dụng nước (Macleod và Ferrier, 2011; Volaire và cs., 2014). Đồng cỏ TN, khả năng điều tiết nước (chủ yếu là thời gian và cường độ dòng chảy) phụ thuộc vào mùa (Hönigová và cs., 2012). Nguồn cung chủ yếu phụ thuộc vào sự không đồng nhất quy mô nhỏ trong kết cấu đất và độ dốc của sườn đồi ảnh hưởng đến lũ lụt và xói mòn (Souchere và cs., 2003; Macleod và Ferrier, 2011), trong khi ở đồng cỏ TN, các quy trình hoạt động ở quy mô lớn hơn. Hơn nữa, đồng cỏ TN không hoạt động trong mùa đông khô và do đó không bị mất hơi nước so với thảm thực vật thường xanh. Điều này duy trì dòng chảy lâu năm của các con sông và cung cấp nước cho người sử dụng ở hạ lưu trong giai đoạn dòng chảy thấp tới hạn. Đồng cỏ có thể giảm dòng chảy bề mặt với 20% hoặc hơn, so với đất trồng trọt (Macleod và Ferrier, 2011). Do đó, đồng cỏ hiện đóng góp vào việc cung cấp nước và điều tiết lũ lụt ở đồng cỏ TN và cũng có thể ảnh hưởng đến các HST này.

### ***Điều tiết khí hậu***

Các quá trình hấp thụ carbon, lưu trữ carbon dưới dạng chất hữu cơ trong đất và khí nhà kính ở đồng cỏ có mối liên hệ mật thiết với nhau. Có thể thấy rõ rằng sự hấp thụ carbon tăng lên khi tăng cường quản lý đồng cỏ bằng cách tăng các chất dinh dưỡng đầu vào, đặc biệt là nitơ (Kätterer và cs., 2012; He và cs., 2013). Tuy nhiên, hiệu quả giảm thiểu khí hậu của việc tăng cường quản lý có thể được bù đắp bởi sự gia tăng phát thải các khí nhà kính khác ngoài CO<sub>2</sub>.

Đồng cỏ tự nhiên lưu trữ một lượng lớn carbon trong đất (Lemaire và cs., 2011; Smith, 2014), nhiều hơn cả đất trồng trọt, và đôi khi nhiều như đất rừng (Farley và cs., 2013; Burrascano và cs., 2016). Cacbon này nhanh chóng bị phân hủy và giải phóng dưới dạng CO<sub>2</sub> nếu đồng cỏ được chuyển thành đất trồng trọt hoặc thâm canh bằng cách cày xới và gieo lại (Kätterer và cs., 2012). Do đó, đồng cỏ và quản lý chúng đóng vai trò như những điểm chìm tiềm ẩn trong chu trình carbon toàn cầu cả ở đồng cỏ BTN và TN (Lal, 2004). Thành phần loài thực vật cũng ảnh hưởng đến việc lưu trữ carbon và nitơ trong đồng cỏ (Lemaire và cs., 2011; Laliberté và Tylianakis, 2012).

Đồng cỏ cũng là nguồn khí nhà kính do vật nuôi nhai lại tạo ra khí mê-tan (CH<sub>4</sub>) trong quá trình chăn thả (Du Toit và cs., 2014). Mực nước ngầm trong đồng cỏ cũng ảnh hưởng đến thông lượng KNK; đồng cỏ ẩm ướt hơn thường tạo ra khí mê-tan, trong khi đồng cỏ khô hơn thì không (Acreman và cs., 2011). Ngoài ra, việc bón phân cho đồng cỏ để tăng năng suất dẫn đến phát thải N<sub>2</sub>O (Soussana và cs., 2010). Những vấn đề này ít được chú ý hơn nhiều so với sự cô lập carbon (Bellarby và cs., 2013; Bullock và cs., 2011). Làm thế nào các quá trình này cân bằng về tổng giảm thiểu khí hậu là không rõ ràng (Soussana và cs., 2010) và có thể thay đổi theo đặc tính của đất như hàm lượng carbon (Meyer và cs., 2016) hoặc mật độ chăn thả (Carolan và Fornara, 2016). Bellarby và cs. (2013) lập luận rằng sản xuất thịt bò và sữa trên đồng cỏ chăn thả tự nhiên trái ngược với sản xuất ngũ cốc thâm canh từ đất trồng trọt, có thể làm giảm lượng khí thải KNK. Điều này sẽ đòi hỏi hệ thống chăn thả ít thâm canh và sử dụng đất chăn thả tự nhiên, nhưng có thể có những lợi ích môi trường khác, chẳng hạn như cải thiện đa dạng sinh học ở đồng cỏ có giá trị tự nhiên cao. Khả năng hấp thụ carbon của đồng cỏ và liệu nó có thể cân bằng tác động tiêu cực của vật nuôi đối với phát thải khí thải KNK hay

không vẫn còn được tranh luận. Nhiều ý kiến cho rằng tiềm năng hấp thụ carbon của đồng cỏ bị hạn chế và không thể cân bằng lượng khí mêtan thải ra từ vật nuôi (Garnett và cs., 2017; Rööös và cs., 2017). Các tác giả khác cho rằng đồng cỏ được chăn thả thực sự có thể có tác động tích cực đến khí hậu, ít nhất là trong các tình huống cụ thể (Batalla và cs., 2015; Klumpp và cs., 2017).

### ***Phòng chống xói mòn***

Thảm thực vật lâu dài bảo vệ chống xói mòn đất bằng cách giảm lượng nước chảy tràn và ổn định đất. Các đồng cỏ vĩnh viễn nếu không bị chăn thả quá mức hoặc quản lý sai có thể đóng góp rất nhiều vào việc chống xói mòn đất (Verheijen và cs., 2009; Pilgrim và cs., 2010), đặc biệt ở những nơi có lượng mưa cao và độ dốc lớn (Dlamini và cs., 2011; Fu và cs., 2011; Peri và cs., 2016). Đồng cỏ thường có tỷ lệ xói mòn đất thấp hơn 10% trên đất trồng trọt (Verheijen và cs., 2009; Cerdan và cs., 2010), đất có rừng thậm chí còn xói mòn thấp hơn (Cerdan và cs., 2010). Chống xói mòn bởi thảm thực vật đồng cỏ được kết hợp chặt chẽ với các dịch vụ khác liên quan đến cung cấp và điều tiết nước, hấp thụ carbon và độ phì nhiêu của đất (Pilgrim và cs., 2010; Hou và cs., 2017).

### ***Thức ăn gia súc và chăn nuôi, số lượng và chất lượng thực phẩm***

Sản xuất sinh khối thực vật (thức ăn gia súc) cung cấp cơ sở cho tất cả HST đồng cỏ liên quan đến chăn nuôi. Mặc dù sản xuất thức ăn gia súc thay đổi theo chất dinh dưỡng của đất, độ ẩm và mức độ chăn thả (UK NEA, 2011; O'Mara, 2012), năng suất ở đồng cỏ TN và BTN thấp hơn ở đồng cỏ cải tiến. Không chỉ số lượng thức ăn gia súc mà còn cả chất lượng, tức là khả năng tiêu hóa, rất quan trọng đối với sản xuất thịt và sữa. Nhìn chung, tỷ lệ tiêu hóa của thức ăn gia súc ở đồng cỏ TN và BTN thấp hơn so với thức ăn đồng cỏ cải tiến, vì thức ăn trước đây chứa nhiều thực vật C4 hơn thường có tỷ lệ tiêu hóa và protein thấp hơn so với các loài C3 (Poppi, 2011). Ngoài ra, sự khác biệt về khả năng tiêu hóa cũng được cho là việc bổ sung phân bón.

Chất lượng sản phẩm chăn nuôi từ đồng cỏ TN và BTN có thể cao hơn so với các hệ thống thâm canh. Thịt từ động vật chăn thả trên đồng TN chứa ít chất béo hơn (Fraser và cs., 2009). Có nhiều ý kiến cho rằng thịt được sản xuất từ đồng cỏ TN và BTN có hàm lượng dinh dưỡng cao hơn và hương vị ngon hơn, nhưng điều này cần được nghiên cứu thêm (Bullock và cs., 2011). Theo Coulon và cs. (2004), phô mai được sản xuất từ thức ăn chăn nuôi trên đồng cỏ có nhiều loài thì hương vị, mùi thơm và kết cấu tốt hơn so với phô mai từ các đồng cỏ nghèo loài. Tuy nhiên, thịt từ gia súc được nuôi hoàn toàn trên đồng cỏ TN và BTN có thể không nhất thiết đáp ứng nhu cầu về chất lượng và số lượng từ ngành công nghiệp thịt nhưng có thể được xem xét trong các chuỗi thị trường thay thế (Bedoin và Kristensen, 2013). Các tác giả này cũng chỉ ra rằng định nghĩa về chất lượng thịt phụ thuộc vào tiêu chí nào mà các chuỗi thị trường khác nhau coi là quan trọng.

### ***Các sản phẩm khác***

Không có tài liệu khoa học nào nói về số lượng cung cấp thực phẩm hoang dã từ đồng cỏ TN hoặc BTN, mặc dù các cộng đồng nông thôn ở đồng cỏ TN thường phụ thuộc vào thực phẩm và các sản phẩm khác từ các khu vực tự nhiên và nguồn cung tự túc để sinh hoạt (Shackleton

và Shackleton, 2015; Nkambule và cs., 2016). Các vật liệu như cỏ tranh cho lợn nhà ở được sử dụng tại một số địa phương trong đồng cỏ TN (Van Oudtshoorn, 2012). Cây thuốc thường được khai thác và sử dụng bởi sự đa dạng các loài trong đồng cỏ TN và BTN ở nhiều khu vực như Nam Phi, với thương mại hàng năm tại một tỉnh duy nhất, KwaZulu - Natal, với hơn 4000 tấn nguyên liệu thực vật bao gồm hơn 700 loài và trị giá 13 triệu đô la Mỹ (Mander, 1998). Hơn một nửa số loài được giao dịch nhiều nhất có nguồn gốc từ đồng cỏ. Tuy nhiên, những sản phẩm như vậy không được coi là quan trọng ở Châu Âu (Bullock và cs., 2011; Hönigová và cs., 2012).

### **Dịch vụ hệ sinh thái văn hóa từ đồng cỏ**

#### ***Du lịch, giải trí và săn bắn***

Dịch vụ này phụ thuộc vào điều kiện, văn hóa của mỗi quốc gia. Đồng cỏ TN và BTN là những phần quan trọng của cảnh quan văn hóa ở châu Âu (Emanuelsson, 2009). Một số đồng cỏ được bảo vệ như các khu bảo tồn thiên nhiên hoặc công viên quốc gia và thường được quảng cáo là điểm nóng cho du lịch địa phương và quốc gia (Everson và Morris, 2006; Fischer và cs., 2008). Ở miền tây Bắc Châu Âu, phần lớn đồng cỏ BTN được bảo vệ (Bullock và cs., 2011), nhưng chỉ một phần nhỏ diện tích đồng cỏ này được bảo vệ ở miền nam Châu phi (Rouget và cs., 2004). Tuy nhiên, do nhiều hoạt động giải trí có liên quan đến cảnh quan rộng lớn hơn, nên rất khó có thể tách biệt vai trò của đồng cỏ BTN với vai trò của đồng cỏ được cải tạo (UK NEA, 2011) và tính không đồng nhất tổng thể của cảnh quan. Cảnh quan văn hóa có đồng cỏ cũng có thể là một điểm thu hút khách du lịch với cảnh quan có khả năng đóng vai trò quan trọng trong bối cảnh Di sản Thế giới (Buckley và cs., 2008). Nhiều hoạt động giải trí ngoài trời như xem các loài thú khác nhau, đi bộ đường dài hoặc săn bắn có liên quan đến cảnh quan mở (Hönigová và cs., 2012), mặc dù trong hầu hết các trường hợp, sự đóng góp cụ thể từ đồng cỏ chưa được đánh giá.

#### ***Di sản văn hóa, tinh thần và sự gắn kết xã hội***

Việc sử dụng rộng rãi và quản lý truyền thống đã khiến đồng cỏ ở Châu Âu được đánh giá cao về di sản văn hóa (Fischer và cs., 2008; Lindborg và cs., 2008). Nhiều bộ phận của hệ thống trợ cấp môi trường cả về sinh học và giá trị văn hóa của chúng. Đồng cỏ cũng được liên kết với các dịch vụ văn hóa khác như tinh thần, thẩm mỹ và sự gắn kết xã hội (Bullock và cs., 2011; Lamarque và cs., 2011; Hönigová và cs., 2012). Nhiều đồng cỏ chăn nuôi TN và BTN mở rộng ở nhiều Quốc gia nằm trên những địa điểm linh thiêng cổ xưa như gò mộ và đã được gìn giữ hàng ngàn năm (Lindborg và cs., 2008). Việc quản lý đồng cỏ theo cách truyền thống về mặt sản xuất cỏ khô đã đóng một vai trò quan trọng như sự gắn kết xã hội giữa người dân trong khu vực (Stenseke, 2009).

#### ***Các khía cạnh văn hóa của chăn nuôi***

Chăn nuôi đóng một vai trò quan trọng trong lịch sử kinh tế văn hóa của đồng cỏ TN và BTN (Ainslie, 2013). Hệ thống chăn nuôi gia súc truyền thống là một phần không thể thiếu của sự gắn kết xã hội trong cảnh quan nông thôn ở mỗi khu vực, mỗi quốc gia khác nhau (Salomon và cs., 2013). Ngoài các sản phẩm chăn nuôi có thể bán được, đồng cỏ còn cung cấp nhiều loại hàng hóa xã hội và kinh tế, và các dịch vụ văn hóa, những thành phần quan trọng của

kinh tế nông nghiệp. Ở các nước đang phát triển, nhiều người nghèo ở nông thôn phụ thuộc chủ yếu vào chăn nuôi như một mạng lưới an ninh và an toàn, và vai trò này thường quan trọng hơn vai trò của chăn nuôi như một doanh nghiệp thương mại. Các chức năng như vậy phải được xem xét để đưa ra các quyết định chính sách về sinh kế của người nghèo (FAO, 2009).

### ***Nghiên cứu khoa học***

Nghiên cứu đồng cỏ là một trong những lĩnh vực khoa học đóng góp nhiều nhất cho sự phát triển kiến thức và lý thuyết sinh thái nói chung, là cơ sở thử nghiệm cho nhiều lý thuyết sinh thái như mối quan hệ năng suất – đa dạng sinh học (Hector và cs., 1999; Tilman và cs., 2001), lý thuyết chiến lược thực vật (Grime, 1974) và nhiều lĩnh vực khác. Một số nghiên cứu về đồng cỏ ở nhiều khu vực rất quan trọng như vai trò của lửa trong hệ sinh thái (Bond và van Wilgen, 1996). Nghiên cứu từ các khu vực lưu vực về đồng cỏ đã đóng góp đáng kể vào sự hiểu biết về các quá trình thủy văn (Nänni, 1970a,b; Everson, 2001).

### **Quy hoạch quản lý đồng cỏ**

Đồng cỏ TN và BTN cho thấy cả sự tương đồng và khác biệt về cung và cầu HST. Những khác biệt này khi được xem xét liên quan đến sự hiệp lực và thương mại, sẽ có ý nghĩa đối với các quyết định quản lý. Nhu cầu về các dịch vụ liên quan đến nước từ đồng cỏ ở khu vực bán khô hạn có tầm quan trọng đòi hỏi phải quản lý trên quy mô lớn để đảm bảo cung cấp đủ nước cho các khu vực tiêu thụ nước lớn nhất trong khu vực (Nel và cs., 2013). Ngược lại, việc cung cấp HST liên quan đến nước từ đồng cỏ tại các khu vực khác lại ít được thừa nhận (Acreman và cs., 2011). Tuy nhiên, một số nghiên cứu cho thấy vai trò của đồng cỏ TN và BTN đối với việc cung cấp nước và điều tiết dòng chảy có thể được nâng cao với việc quản lý cảnh quan thích hợp.

Nhu cầu gia tăng đối với nhiều dịch vụ như sản xuất nước và thịt, và nhận thức tổng thể về tiềm năng cung cấp HST của đồng cỏ, có thể giúp phát huy vai trò văn hóa của đồng cỏ và tăng cường sức mạnh tổng hợp giữa nhiều HST mà chúng cung cấp (Stenseke, 2009). Vai trò văn hóa của đồng cỏ chủ yếu được thừa nhận khi thảo luận về tác động của thâm canh nông nghiệp trên toàn cầu, nhưng việc đánh mất giá trị văn hóa cũng là một khía cạnh tiêu cực quan trọng của việc từ bỏ canh tác quy mô nhỏ được quản lý theo truyền thống (Queiroz và cs., 2014). Tác động tiêu cực, đặc biệt là các giá trị văn hóa và các dịch vụ liên quan đến đa dạng sinh học như thụ phấn và kiểm soát sinh học, đã được thừa nhận trong Liên minh châu Âu thông qua các hệ thống trợ cấp như các chương trình môi trường nông nghiệp (Kettunen và cs., 2009).

Tăng sản xuất thức ăn cho gia súc bằng cách tăng cường quản lý thông qua việc cày xới và gieo hạt, dẫn đến mất đồng cỏ TN và BTN, có khả năng đánh đổi với việc giảm thiểu phát thải KNK, lưu trữ carbon và hấp thụ carbon (Soussana và cs., 2010). Đa dạng sinh học nổi tiếng là để đánh đổi bằng việc tăng cường quản lý (UK NEA, 2011; Burrascano và cs., 2016). Tuy nhiên, những điều này và một số sự đánh đổi khác có thể được sửa đổi hoặc tránh được bằng các phương pháp quản lý thích hợp và những điều này rất quan trọng để xác định. Ví dụ như chăn thả gia súc được quản lý tốt trên đồng cỏ TN hoặc BTN có thể giữ mức phát thải KNK ở mức tối thiểu so với chăn nuôi thâm canh bằng ngũ cốc có mức phát thải cao hơn (Peyraud, 2011; Bellarby và cs., 2013). Sự đánh đổi liên quan đến việc chăn thả quá mức cũng



có thể giảm đáng kể nếu các đồng cỏ được quản lý tốt. Nếu mật độ vật nuôi được duy trì dưới khả năng chịu đựng của đồng cỏ thì có thể cải thiện điều tiết nước (Turpie và cs., 2008), lưu trữ carbon (Lal, 2004; Soussana và cs., 2010), chống xói mòn (Fu và cs., 2011), giữ phát thải KNK thấp (Soussana và cs., 2010; Bellarby và cs., 2013), tăng cường sự đa dạng thụ phấn (Sjödin và cs., 2008), và cải thiện HST văn hóa (Stenseke, 2009; Hönigová và cs., 2012). Những lợi ích này không chỉ thu được từ chăn thả gia súc mà có thể góp phần quản lý tốt và nhiều HST từ đồng cỏ (Anderson và cs., 2012).

Các gói bao gồm các dịch vụ điều tiết thụ phấn và kiểm soát sinh học cũng bao gồm đa dạng sinh học. Hai dịch vụ này, cũng như đa dạng sinh học có liên quan đến động thái quần thể của các loài cung cấp dịch vụ. Ở một số khu vực, số lượng và chất lượng của đồng cỏ TN và BTN giảm có liên quan đến sự suy giảm đa dạng sinh học và HST liên quan (Stoate và cs., 2009; Bommarco và cs., 2012). Ở đây, đồng cỏ bán tự nhiên có thể đóng góp rất lớn vào đa dạng sinh học cảnh quan mặc dù diện tích nhỏ của chúng, và việc quản lý cần được tập trung vào việc tăng diện tích và chất lượng của chúng. Các khu vực rộng lớn của đồng cỏ TN và BTN đều rất quan trọng đối với đa dạng sinh học nhưng hiện tại, chúng ngày càng bị chia cắt mạnh mẽ do chuyển đổi sang đất canh tác cây trồng khác, đặc biệt là ở các khu vực ẩm ướt và màu mỡ hơn. Chính vì vậy bảo tồn các khu vực đồng cỏ rộng lớn còn lại và chăn thả được quản lý tốt có thể bảo vệ đa dạng sinh học cũng như HST quan trọng là rất cần thiết.

## KẾT LUẬN

An ninh lương thực và tăng cường bền vững sản xuất lương thực đã trở thành những vấn đề then chốt đặt ra đối với khoa học và các nhà làm chính sách. Do những tác động tiêu cực của biến đổi khí hậu ảnh hưởng đối với sản xuất cây trồng, trong khi nhu cầu lương thực ngày càng tăng nên sản xuất lương thực trong tương lai rất có thể sẽ cần sử dụng những diện tích đất lớn hơn. Với một diện tích lớn như hiện nay thì đồng cỏ có tiềm năng lớn để đóng góp vào an ninh lương thực, cùng với những lợi ích quan trọng khác liên quan đến đa dạng sinh học và một loạt các HST.

Các đồng cỏ TN và BTN, ngoài việc có đa dạng sinh học cao, có thể cung cấp các dịch vụ bổ sung có nhu cầu cao từ xã hội như cung cấp nước và điều tiết dòng chảy, lưu trữ carbon, kiểm soát xói mòn, các giá trị văn hóa, thụ phấn và kiểm soát sinh học dịch hại nông nghiệp và việc quản lý thích hợp đó có thể tạo ra sự hiệp đồng và tránh đánh đổi giữa nhiều dịch vụ này. Tiềm năng cho các đồng cỏ để cung cấp các HST này có thể là đáng kể, và việc chuyển đổi đồng cỏ sang rừng sẽ không cung cấp nhiều dịch vụ này với tỷ lệ tương đương. Do đó, đa dạng sinh học và HST cung cấp những lý lẽ chính để duy trì đồng cỏ chăn thả bất chấp những tác động khí hậu lớn do chăn nuôi thải ra khí mê-tan.

Vai trò đa chức năng của đồng cỏ bán tự nhiên và tự nhiên vẫn chưa được nghiên cứu kỹ lưỡng một cách đúng mức so với các hệ thống sản xuất khác. Do đó, không chỉ nghiên cứu và chính sách về đa dạng sinh học mà còn cả nghiên cứu và chính sách về dịch vụ hệ sinh thái, khí hậu và an ninh lương thực nên ưu tiên cao hơn về cách thức quản lý đồng cỏ và đất trồng để sản xuất thức ăn gia súc và thịt cũng như đa dạng sinh học và các HST khác được chú ý hơn. Bằng cách tích hợp đồng cỏ vào các hệ thống sản xuất nông nghiệp và các quyết định sử dụng đất ở địa phương và khu vực, có thể tăng tiềm năng của chúng để đóng góp vào cảnh

quan đa chức năng và bảo tồn đa dạng sinh học cũng như an ninh lương thực và sinh kế bền vững ở quy mô toàn cầu.

### TÀI LIỆU THAM KHẢO

- Acreman, M. C. 2011. Trade off in ecosystem services of the Somerset Levels and Moors wetlands. *Hydrological Sciences Journal* 56, pp. 1543– 1565.
- Ainslie, A. 2013. The sociocultural contexts and meanings associated with livestock keeping in rural South Africa. *African Journal of Range and Forage Science* 30, pp. 35– 38.
- Anderson, D. M., Fredrickson, E. L. and Estell, R. E. 2012. Managing livestock using animal behaviour: mixed species stocking and flocks. *Animal* 6, pp. 1339– 1349.
- Batalla, I., Knudsen, M. T., Mogensen, L., del Hierro, O., Pinto, M. and Hermansen, J. E. 2015. Carbon footprint of milk from sheep farming systems in Northern Spain including soil carbon sequestration in grasslands. *Journal of Cleaner Production* 104, pp. 121– 129.
- Bedoin, F. and Kristensen, T. 2013. Sustainability of grassland-based beef production – Case studies of Danish suckler farms. *Livestock Science* 158: pp. 189– 198.
- Bennett, E. M., Peterson, G. D. and Gordon, L. J. 2009. Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters* 12, pp. 1394– 1404.
- Birkhofer, K. 2018. Relationships between multiple biodiversity components and ecosystem services along a landscape complexity gradient. *Biological Conservation* 218, pp. 247– 253.
- Bommarco, R., D. Kleijn, and S. G. Potts. 2013. Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. *Trends in Ecology and Evolution* 28, pp. 230– 238.
- Bommarco, R., Lundin, O., Smith, H. G. and Rundlöf, M. 2012. Drastic historic shifts in bumble- bee community composition in Sweden. *Proceedings of the Royal Society B* 279, pp. 309– 315.
- Bond, W. J. 2016. Ancient grasslands at risk. *Science* 351, pp. 120– 122.
- Bond, W. J., and van Wilgen, B. W. 1996. *Fire and plants*. Chapman and Hall, London, UK.
- Buckley, R., Ollenburg, C. and Zhong, L. 2008. Cultural landscape in Mongolian tourism. *Annals of Tourism Research* 35, pp. 47– 61.
- Bullock, J. M., Pywell, R. F. and Walker, K. J. 2007. Long-term enhancement of agricultural production by restoration of biodiversity. *Journal of Applied Ecology* 44, pp. 6– 12.
- Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S. and Müller, F. 2012. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological Indicators* 21, pp. 17– 29.
- Carolan, R. and Fornara, D. A. 2016. Soil carbon cycling and storage along a chronosequence of re- seeded grasslands: Do soil carbon stocks increase with grassland age? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 218, pp. 126– 132.
- Cerdan, O. 2010. Rates and spatial variations of soil erosion in Europe: a study based on erosion plot data. *Geomorphology* 122, pp. 167– 177.
- Coulon, L. B., Delacroix-Buchet, A., Martin, B. and Pirisi, B. 2004. Relationships between ruminant management and sensory characteristics of cheeses: a review. *Lait* 84, pp. 221– 241.
- Diaz, S. 2015. The IPBES Conceptual Framework – connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 14, pp. 1– 16.
- Dlamini, P., Orchard, C., Jewitt, G., Lorentz, S., Titshall, L. and Chaplot, V. 2011. Controlling factors of sheet erosion under degraded grasslands in the sloping lands of KwaZulu-Natal, South Africa. *Agricultural Water Management* 98, pp. 1711– 1718.

- Du Toit, C. J. L., Meissner, H. H. and Van Niekerk, W. A. 2014. Direct greenhouse gas emissions of the game industry in South Africa. *South African Journal of Animal Science* 43, pp. 376– 393.
- Egoh, B., Bengtsson, J., Lindborg, R., Bullock, J. M., Dixon, A. P. and Rouget, M. 2016. The importance of grasslands in providing ecosystem services: opportunities for poverty alleviation. Pages 421– 441 in M. Potschin, R. Haines- Young, R. Fish, and R. K. Turner, editors. *Routledge handbook of ecosystem services*. Routledge, London and New York, New York, USA.
- Elmqvist, T., Folke, C., Nyström, M., Peterson, G., Bengtsson, J., Walker, B. and Norberg, J. 2003. Response diversity and ecosystem resilience. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1, pp. 488– 494.
- Erb, K.-H., Fetzel, T., Kastner, T., Kroisleitner, C., Lauk, C., Mayer, A. and Niedertscheider, M. 2016. Livestock grazing, the neglected land use. Pages 295– 310 in H. Haberl, M. Fischer-Kowalski, F. Krausmann, and V. Winiwarter, editors. *Social ecology, human-environment interactions 5*. Springer, New York, New York, USA.
- Everson, T. M. and Morris, C. D. 2006. Conservation of biodiversity in the Maloti-Drakensberg mountain range. Pages 285– 291 in E. M. Spehn, M. Liberman, and C. Körner, editors. *Land use change and mountain biodiversity*. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.
- FAO. 2009. *The state of food and agriculture. Livestock in the balance*. FAO, Rome, Italy.
- Farley, K. A., Bremer, L. L., Harden, C. P. and Hartsig, J. 2013. Changes in carbon storage under alternative land uses in biodiverse Andean grasslands: implications for payment for ecosystem services. *Conservation Letters* 6, pp. 21– 27.
- Fischer, M., Rudmann-Maurer, K., Weyand, A. and Stöcklin, J. 2008. Agricultural land use and biodiversity in the Alps - How cultural tradition and socioeconomically motivated changes are shaping grassland biodiversity in the Swiss Alps. *Mountain Research and Development* 28, pp. 148– 155.
- Fraser, M. D., Davies, D. A., Vale, J. E., Nute, G. R., Hallett, K. G., Richardson, R. I. and Wright, I. A. 2009. Performance and meat quality of native and continental cross steers grazing improved upland pasture or semi-natural rough grazing. *Livestock Science* 123, pp. 70– 82.
- Frélichová, J., Vackár, D., Pártl, A., Loucková, B., Harmáčková, Z. V. and Lorencová, E. 2014. Integrated assessment of ecosystem services in the Czech Republic. *Ecosystem Services* 8, pp. 110– 117.
- Fu, B., Liu, Y., Lü, Y., He, C., Zeng, Y. and Wu, B. 2011. Assessing the soil erosion control service of ecosystems change in the Loess Plateau of China. *Ecological Complexity* 8, pp. 284– 293.
- Gamfeldt, L., Hillebrand, H. and Jonsson, P. 2008. Multiple functions increase the importance of biodiversity for overall ecosystem functioning. *Ecology* 89, pp. 1223– 1231.
- Gamfeldt, L. 2013. Higher levels of multiple ecosystem services are found in forests with more tree species. *Nature Communications* 4: 1340.
- Garnett, T., et al. 2017. *Grazed and Confused? Ruminating on cattle, grazing systems, methane, nitrous oxide, the soil carbon sequestration question – and what it all means for greenhouse gas emissions*. FCRN, University of Oxford, UK. (downloaded 2017-11-17 from [http://www.fcrn.org.uk/sites/default/files/project-files/fcrn\\_gnc\\_report.pdf](http://www.fcrn.org.uk/sites/default/files/project-files/fcrn_gnc_report.pdf))
- Godfray, H. C. J. 2010. The future of the global food system. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 365, pp. 2769– 2777.
- Grime, J. P. 1974. Vegetation classification by reference to strategies. *Nature* 250, pp. 26– 31.
- Habel, J. C., Dengler, J., Janišová, M., Török, P., Wellstein, C. and Wiezik, M. 2013. European grassland ecosystems: threatened hotspots of biodiversity. *Biodiversity and Conservation* 22, pp. 2131– 2138.
- Harvey, M. and Pilgrim, S. 2011. The new competition for land: food, energy, and climate change. *Food Policy* 36: S40– S51.

- He, N., Yu, Q., Wang, R., Zhang, Y., Gao, Y. and Yu, G. 2013. Enhancement of Carbon sequestration in soil in the temperate grasslands of Northern China by addition of Nitrogen and Phosphorus. *PLoS ONE* 8: e77241.
- Hector, A. 1999. Plant diversity and productivity experiments in European grasslands. *Science* 286, pp. 1123–1127.
- Holden, S. T. and Otsuka, K. 2014. The roles of land tenure reforms and land markets in the context of population growth and land use intensification in Africa. *Food Policy* 48, pp. 88– 97.
- Hönigová, I. 2012. Survey on grassland ecosystem services. Report to the EEA – European Topic Centre on Biological Diversity. Nature Conservation Agency of the Czech Republic, Prague, Czech Republic.
- Hou, R., Yu, R. and Wu, J. 2017. Relationship between paired ecosystem services in the grassland and agro-pastoral transitional zone of China using the constraint line method. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 240, pp. 171– 181.
- Jackson, R. B. 2008. Protecting climate with forests. *Environmental Research Letters* 3: 044006.
- Kätterer, T., Bolinder, M. A., Berglund, K. and Kirchmann, H. 2012. Strategies for carbon sequestration in agricultural soils in northern Europe. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section A - Animal Science* 62, pp. 181– 198.
- Kemp, D. R. and Michalk, D. L. 2011. Livestock production styles and managing grassland ecosystems. Pages 53– 64 in G. Lemaire, J. Hodgson, and A. Chaddi, editors. *Grassland productivity and ecosystem services*. CABI, Wallingford, UK.
- Kettunen, M., Bladock, D., Adelle, C., Cooper, T., Farmer, M., Hart, K. and Torkler, P. 2009. Biodiversity and the EU budget: making the case for conserving biodiversity in the context of the EU budget review. WWF, Brussels, Belgium.
- Klumpp, K., Chabbi, A., Gastal, F., Senapati, N., Charrier, X., Darsonville, O. and Creme, A. 2017. Carbon sink activity of managed grasslands. *Geophysical Research Abstracts* 19: EGU2017– EGU13783.
- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304, pp. 1623– 1627.
- Laliberté, E. and Tylianakis, J. M. 2012. Cascading effects of long-term land- use changes on plant traits and ecosystem functioning. *Ecology* 93, pp. 145– 155.
- Lamarque, P. 2011. Stakeholder perceptions of grassland ecosystem services in relation to knowledge on soil fertility and biodiversity. *Regional Environmental Change* 11, pp. 791– 804.
- Lemaire, G., Hodgson, J. and Chabbi, A. editors. 2011. *Grassland productivity and ecosystem services*. CABI, Wallingford, UK.
- Lindborg, R. 2008. A landscape perspective on conservation of semi- natural grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 125, pp. 213– 222.
- Loreau, M., Mouquet, N. and Gonzalez, A. 2003. Biodiversity as spatial insurance in heterogeneous landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 100, pp. 12765– 12770.
- Lyons, K. G., Brigham, C. A., Traut, B. H. and Schwartz, M. W. 2005. Rare species and ecosystem functioning. *Conservation Biology* 19, pp. 1019– 1024.
- Mace, G. M., Norris, K. and Fitter, A. H. 2012. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends in Ecology and Evolution* 27, pp. 19– 26.
- Macleod, C. J. A. and Ferrier, R. C. 2011. Temperate grasslands in catchment systems: the role of scale, connectivity and thresholds in the provision and regulation of water quality and quantity. Pages 229– 238 in G. Lemaire, J. Hodgson, and A. Chaddi, editors. *Grassland productivity and ecosystem services*. CABI, Wallingford, UK.

- Mander, M. 1998. Marketing of indigenous medicinal plants in South Africa. A case study in KwaZulu- Natal. FAO, Rome, Italy.
- Meyer, R., Cullen, B. R. and Eckard, R. J. 2016. Modelling the influence of soil carbon on net greenhouse gas emissions from grazed pastures. *Animal Production Science* 56, pp. 585– 593.
- Modernel, P., Rossing, W. A. H., Corbeels, M., Dogliotti, S., Picasso, V. and Tiftonell, P. 2016. Land use change and ecosystem service provision in Pampas and Campos grasslands of southern South America. *Environmental Research Letters* 11: 113002.
- Mouillot, D. 2013. Rare species support vulnerable functions in high-diversity ecosystems. *PLoS Biology* 11: e1001569.
- Nänni, U. W. 1970a. The effect of afforestation on stream-flow at Cathedral Peak. *South African Forestry Journal* 74, pp. 6– 12.
- Nänni, U. W. 1970b. Trees, water and perspective. *South African Forestry Journal* 75, pp. 9– 17.
- Naylor, R. 2005. Losing the links between livestock and land. *Science* 310, pp. 1621– 1622.
- Nel, J., Colvin, C., Le Maitre, D. and Smith, J. 2013. Strategic water source areas. Report No. CSIR/NRE/ECOS/ER/2013/0031/A, Natural Resources and the Environment, CSIR, Stellenbosch.
- Parr, C. L., Lehmann, C. E. R., Bond, W. J., Hoffmann, W. A. and Andersen, A. N. 2014. Tropical grassy biomes: misunderstood, neglected, and under threat. *Trends in Ecology and Evolution* 29, pp. 205– 213.
- Pascual, U. 2017. Valuing nature's contributions to people: the IPBES approach. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 26, pp. 7– 16.
- Peri, P. L., Lencinas, M. V., Bousson, J., Lasagno, R., Soler, R., Bahamonde, H. and Pastur, G. M. 2016. Biodiversity and ecological long-term plots in Southern Patagonia to support sustainable land management: the case of PEBANPA network. *Journal of Nature Conservation* 34, pp. 51– 64.
- Pilgrim, E. S. 2010. Interactions among agricultural production and other ecosystem services delivered from European temperate grasslands. *Advances in Agronomy* 109, pp. 117– 154.
- Poppi, D. P. 2011. Nutritional constraints for grazing animals and the importance of selective grazing behaviour. Pages 19– 26 in G. Lemaire, J. Hodgson, and A. Chaddi, editors. *Grassland productivity and ecosystem services*. CABI, Wallingford, UK.
- Queiroz, C., Beilin, R., Folke, C. and Lindborg, R. 2014. Farmland abandonment: Threat or opportunity for biodiversity conservation? *Frontiers in Ecology and the Environment* 12, pp. 288– 296.
- Robertson, G. P., Gross, K. L., Hamilton, S. K., Landis, D. A., Schmidt, T. M., Snapp, S. S. and Swinton, S. M. 2014. Farming for ecosystem services: an ecological approach to production agriculture. *BioScience* 64, pp. 404– 415.
- Röös, E., Bajželj, B., Smith, P., Patel, M., Little, D. and Garnett, T. 2017. Greedy or needy? Land use and climate impacts of food in 2050 under different livestock futures. *Global Environmental Change* 47, pp. 1– 12.
- Rouget, M. 2004. South African National Spatial Biodiversity Assessment 2004: technical Report. Volume 1: terrestrial Component. South African National Biodiversity Institute, Pretoria, South Africa.
- Sala, O. E., Yahdjian, L., Havstad, K. and Aguiar, M. R. 2017. Rangeland ecosystem services: nature's supply and humans' demand. Pages 467– 489 in D. D. Briske, editor. *Rangeland systems*. Springer series on environmental management. Springer, Cham, Switzerland.
- Salomon, M., Cupido, C. and Samuels, I. 2013. The good shepherd: remedying the fencing syndrome. *African Journal of Range and Forage Science* 30, pp. 71– 75.
- Schulp, C. J., Alkemade, R., Klein Goldewijk, K. and Petz, K. 2012. Mapping ecosystem functions and services in Eastern Europe using global-scale data sets. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management* 8, pp. 156– 168.

- Schulp, C. J., Lautenbach, S. and Verburg, P. H. 2014. Quantifying and mapping ecosystem services: demand and supply of pollination in the European Union. *Ecological Indicators* 36, pp. 131– 141.
- Setälä, H. 2002. Sensitivity of ecosystem functioning to changes in trophic structure, functional group composition and species diversity in below-ground food webs. *Ecological Research* 17, pp. 207– 215.
- Shackleton, S. and Shackleton, C. 2015. Not just farming: natural resources and livelihoods in land and agrarian reform. Pages 191– 205 in B. Cousins and C. Walker, editors. *Land divided, land restored: land reform in South Africa for the 21st century*. PLAAS – Institute for Poverty, Land and Agrarian Studies, Cape Town, South Africa.
- Sjödin, E., Bengtsson, J. and Ekblom, B. 2008. The influence of grazing intensity and landscape composition on pollinator diversity. *Journal of Applied Ecology* 45, pp. 763– 772.
- Smith, P. 2010. Competition for land. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 365, pp. 2941– 2957.
- Smith, P. 2014. Do grasslands act as a perpetual sink for carbon? *Global Change Biology* 20, pp. 2708– 2711.
- Soliveres, S. 2016. Locally rare species influence grassland ecosystem multifunctionality. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 371: 20150269.
- Soussana, J. F., Tallec, T. and Blanfort, V. 2010. Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal* 4, pp. 334– 350.
- Stenseke, M. 2009. Local participation in cultural landscape maintenance: lessons from Sweden. *Land Use Policy* 26, pp. 214– 223.
- Stoate, C., 2009. Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A review. *Journal of Environmental Management* 91, pp. 22– 46.
- Suttie, J. M., Reynolds, S. G. and Batello, C. 2005. *Grasslands of the world*. FAO, Rome, Italy.
- Tilman, D., Reich, P. B., Knops, J., Wedin, D., Mielke, T. and Lehman, C. 2001. Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. *Science* 294, pp. 843– 845.
- Turpie, J. K., Marais, C. and J. N. Bignaut. 2008. The working for water programme: evolution of payments for ecosystem services mechanism that addresses both poverty and ecosystem service delivery in South Africa. *Ecological Economics* 65, pp. 788– 798.
- UK NEA. 2011. *The UK National Ecosystem Assessment: synthesis of the Key Findings*. UNEP-WCMC, Cambridge, UK.
- Van Oudtshoorn, F. 2012. *Guide to grasses of Southern Africa*. Briza Publications, Pretoria, South Africa.
- Verheijen, F. G. A., Jones, R. J. A., Rickson, R. J. and Smith, C. J. 2009. Tolerable versus actual soil erosion rates in Europe. *Earth Science Reviews* 94, pp. 23– 38.
- Volaire, F., Barkaoui, K. and Norton, M. 2014. Designing resilient and sustainable grasslands for a drier future: adaptive strategies, functional traits and biotic interactions. *European Journal of Agronomy* 52, pp. 81– 89.
- Wardle, D. A., Bardgett, R. D., Callaway, R. M. and Van der Putten, W. H. 2011. Terrestrial ecosystem responses to species gains and losses. *Science* 332, pp. 1273– 1277.
- Weatherhead, E. K. and Howden, N. J. K. 2009. The relationship between land use and surface water resources in the UK. *Land Use Policy* 26: S243– S250.
- Yahdjian, L., Sala, O. E. and Havstad, K. M. 2015. Rangeland ecosystem services: shifting focus from supply to reconciling supply and demand. *Frontiers in Ecology and Environment* 13, pp. 44– 51.

## ABSTRACT

### **The importance of grasslands to the agricultural ecosystem**

Natural and semi-natural grasslands have high biodiversity and their socio-cultural values. However, their ability to provide many ecosystem services as part of an agricultural system is underestimated compared with other production systems. Comprehensive studies of the ecosystems provided by natural and semi-natural grasslands in several parts of the world show that these grasslands can provide additional non-agricultural services such as: water supply and flow regulation, carbon storage, erosion control, climate mitigation, crop pollination and cultural ecosystems. While demand for ecosystem services seems to balance out supply in natural grasslands, smaller areas of semi-natural grasslands are unlikely to meet demand for many services. Three groups of related ecosystems can be identified from grasslands: Water ecosystems including forage production; Cultural ecosystems related to livestock; Population-based regulatory services (such as pollination and biological control) are also related to biodiversity. Reducing greenhouse gas emissions does not appear to be related to these three groups. There are common features in the ecological relationship between areas of natural and semi-natural grasslands, the balance and synergies between services in relation to management practices have shown that although Some trade-offs are inevitable, but proper management can create synergies and avoid trade-offs between multiple services. Therefore, ecosystem policy and services and food security should give higher priority to how grasslands are managed to produce fodder and meat along with other ecosystems. By integrating grasslands into agricultural production systems and local and regional land use decisions, their potential to contribute to landscape function, food security and sustainable livelihoods sustainability can be significantly enhanced.

**Keywords:** *Grassland, fodder production, food security, agricultural ecosystem.*

Ngày nhận bài: 08/8/2021

Ngày chấp nhận đăng: 28/9/2021