

FERTILIZER USE AND GHG EMISSIONS IN AGRICULTURE/PADDY FIELD

SỬ DỤNG PHÂN BÓN VÀ SỰ PHÁT THẢI KHÍ NHÀ KÍNH TRONG NÔNG NGHIỆP/RUỘNG LÚA

R. Wassmann¹

Người dịch: Nguyễn Văn Linh, Phạm Sỹ Tân

Extended Abstract (Abbreviated Version of Ortiz-Monasterio, I., Wassmann, R., Govaerts, B., Hosen, Y., Katayanagi, N., Verhulst, N. (2010). Greenhouse gas mitigation in the main cereal systems: rice, wheat and maize. In: Reynolds M. (Eds.), Climate change and crop production (pp. 151-176). Oxford shire, UK: CABI).

Đây là bài mở rộng phần tóm lược (Phiên bản viết tắt của Ortiz-Monasterio, I., Wassmann, R., Govaerts, B., Hosen, Y., Katayanagi, N., Verhulst, N. (2010). Giảm nhẹ khí nhà kính trong các hệ thống canh tác ngũ cốc chính: lúa gạo, lúa mì và ngô trong tài liệu: Reynolds M. (biên soạn), Biến đổi khí hậu và sản xuất nông nghiệp (trang 151-176) Oxfordshire, UK: CABI)

1. Introduction

The concentration of greenhouse gases (CO₂, CH₄ and N₂O and halocarbons) has increased since the pre-industrial revolution years due to human activities. The atmospheric concentration of CO₂ has increased from 280 ppm in 1750 to 379 in 2005, and N₂O has increased from 270 ppb to 319 ppb during the same time period, while CH₄ abundance in 2005 of about 1774 ppb is more than double its pre-industrial value of 750

1. Giới thiệu

Nồng độ khí nhà kính (CO₂, CH₄ và N₂O và Halocarbons) đã tăng lên kể từ trước cách mạng công nghiệp do hoạt động của con người. Nồng độ CO₂ trong khí quyển tăng từ 280 ppm vào năm 1750 lên 379 ppm năm 2005, và nồng độ N₂O tăng từ 270 ppb đến 319 ppb trong cùng thời gian, còn khí CH₄ trong năm 2005 rất nhiều, vào khoảng 1774 ppb, tăng hơn gấp đôi nồng độ của nó ở thời kỳ tiền công nghiệp là 750 ppb (Solomon

¹ International Rice Research Institute

ppb (Solomon *et al.*, 2007). These gases absorb light in the infrared regions and thus, trap thermal radiation, which in turn results in global warming. The Global Warming Potential (GWP) is a useful metric for comparing the potential climate impact of the emissions of different GHGs by expressing CH₄ and N₂O in CO₂ equivalents. The global warming potential of N₂O is 298 times, while CH₄ is 25 times that of CO₂ in a 100-year time horizon (Forster, 2007; Solomon, 2007).

At present, 40% of the Earth's land surface is managed for cropland and pasture (Foley *et al.*, 2005). The most important cropping systems globally, in terms of meeting future food demand, are those based on the staple crops rice, wheat and maize. Rice and maize are each grown on more than 155 million hectares (FAOSTAT, 2009). In addition, rice is the staple food of the largest number of people on earth. The geographic distribution of rice production gives particular significance to Asia where ninety percent of the world's rice is produced and consumed.

et al., 2007). Các chất khí này hấp thụ ánh sáng trong vùng hồng ngoại và do đó, giữ các bức xạ nhiệt, dẫn đến tình trạng hâm nóng không khí toàn cầu. Tiềm năng hâm nóng toàn cầu (GWP) là thước đo hữu ích cho việc so sánh tác động của sự phát thải các khí nhà kính khác nhau như CH₄ và N₂O quy về tương đương CO₂. Tiềm năng hâm nóng toàn cầu của N₂O là 298 lần, trong khi của CH₄ là 25 lần so với khả năng đó của CO₂ sinh ra trong thời gian 100-năm (Forster, 2007; Solomon, 2007).

Hiện nay, 40% diện tích đất của hành tinh này được sử dụng cho canh tác nông nghiệp và đồng cỏ (Foley *et al.*, 2005). Hệ thống cây trồng quan trọng nhất trên phạm vi toàn cầu, nhằm đáp ứng nhu cầu lương thực và thực phẩm trong tương lai, là cây lương thực như lúa, lúa mì và ngô. Lúa và ngô mỗi loại được trồng trên hơn 155 triệu ha (FAOSTAT, 2009). Ngoài ra, lúa là lương thực chính của bộ phận dân cư lớn nhất trên trái đất. Sự phân bố địa lý của việc sản xuất lúa có ý nghĩa đặc biệt với châu Á, nơi sản xuất 90% sản lượng được sản xuất và tiêu thụ.

Although the literature provides ample evidence on the technical feasibility of mitigation options in wheat, maize and rice systems (Matson *et al.*, 1998; Dobermann *et al.*, 2007; Wassmann *et al.*, 2007), there are as of now no mitigation projects implemented outside of experimental farms in the developing world. In part, this may be attributed to the exclusion of the land use sector in the Clean Development Mechanism (CDM) projects. This stipulation of the Marrakesh Accord may or may not be overturned at the forthcoming COP15 in Copenhagen (see below), so that this review can also be seen as a timely contribution to the discussion on potentials and constraints of mitigation projects in the land use sector.

2. Rice systems: CH₄ and N₂O mitigation

Rice requires special attention in terms of GHG emissions due to the unique semi-aquatic nature of this crop. About 90% of the rice land is – at least temporarily – flooded. The flooding regime determines effectively all element cycles in rice fields and represents the

Mặc dù các tài liệu đã cung cấp những bằng chứng phong phú về tính khả thi về mặt kỹ thuật để giảm thiểu lựa chọn trong hệ thống lúa mì, ngô và lúa nước (Matson *et al.*, 1998; Dobermann *et al.*, 2007; Wassmann *et al.*, 2007), hiện nay có vẻ như không có một dự án giảm nhẹ nào được thực hiện bên ngoài các trại thực nghiệm trong thế giới đang phát triển. Điều này một phần có thể là do sự loại trừ của khu vực sử dụng đất trong các dự án Cơ chế phát triển sạch (CDM). Quy định này của Accord Marrakesh có thể có - hoặc có thể không - bị lật ngược tại COP15 sắp tới ở Copenhagen (xem bên dưới), để đề xuất này có thể được xem như đóng góp kịp thời cho các cuộc thảo luận về tiềm năng và hạn chế của dự án giảm nhẹ trong việc sử dụng đất.

2. Hệ thống lúa: Giảm thiểu CH₄ và N₂O

Cây lúa đòi hỏi sự chú ý đặc biệt về sự phát thải khí nhà kính do tính chất đặc thù canh tác bán ngập nước của loài cây trồng này. Khoảng 90% diện tích đất trồng lúa - ít nhất là thỉnh thoảng - bị ngập nước. Chế độ ngập nước xác định hiệu quả của tất cả các yếu tố

pre-requisite for emissions of the major GHG methane. The specific role of rice fields in the global CH₄ budget has also led to several detailed reviews on this subject (Yan *et al.*, 2005, Li *et al.*, 2006, Wassmann *et al.*, 2004, Wassmann *et al.*, 2007) so that this review emphasizes on some new insights derived from recently published data, namely on up scaling and mitigation.

Flooding of fields is innate to irrigated rain fed and deep water rice, but duration and depth of flooding varies over a wide range in these ecosystems. Irrigated lowland rice is grown in banded fields with assured irrigation for one or more crops per year. Usually, farmers try to maintain 5–10 cm of water (“floodwater”) on the field. Rainfed lowland rice is grown in banded fields that are flooded with rainwater for at least part of the cropping season to water depths that exceed 100 cm for no more than 10 days.

chu kỳ trong ruộng lúa và đại diện các điều kiện tiên quyết cho sự phát thải khí nhà kính chính là metan. Vai trò đặc biệt của ruộng lúa trong cung cấp quỹ CH₄ toàn cầu đã dẫn đến nhiều đánh giá chi tiết về chủ đề này (Yan *et al.*, 2005, Li *et al.*, năm 2006, Wassmann *et al.*, năm 2004, Wassmann và ctv., 2007) để tổng quan nhấn mạnh đến một số những hiểu biết mới bắt nguồn từ những dữ liệu xuất bản gần đây, cụ thể là đề tài nâng cấp và giảm nhẹ.

Tình trạng ngập nước của các ruộng lúa là đương nhiên đối với lúa có tưới, lúa nhờ nước trời và lúa ngập sâu, tuy nhiên thời gian và độ nông sâu của mực nước ngập thay đổi trên một phạm vi rộng trong các hệ sinh thái. Lúa có tưới được trồng ở những thửa ruộng có bờ bao bảo đảm có đủ nước cho một hoặc nhiều vụ trong năm. Thông thường, nông dân cố gắng duy trì mức 5-10 cm nước (“ngập nước”) trên ruộng. Lúa nhờ nước trời vùng trũng được canh tác trên những thửa ruộng có bờ bao, bị ngập nước mưa ít nhất một thời gian trong suốt vụ gieo trồng, có thể tới 100 cm trong khoảng thời gian không quá 10 ngày.

Worldwide, there are about 54 million ha of rainfed lowland rice. In both irrigated and rainfed lowlands, fields are predominantly puddled with transplanting as the conventional method of crop establishment. In flood-prone ecosystems, the fields suffer periodically from excess water and uncontrolled, deep flooding. About 11–14 million ha worldwide are flood-prone lowlands. In many rice production areas, rice is grown as a monoculture with two crops per year.

3. Fertilizer and GHG emissions

3.1. Organic fertilizer and CH₄ emission

The magnitude and pattern of CH₄ emissions from rice fields is mainly determined by water regime and organic inputs, and to a lesser extent by soil type, weather, management of tillage, residues and fertilizers, and rice cultivar. Flooding of the soil is a pre-requisite for sustained emissions of CH₄. Mid-season drainage, a common irrigation practice adopted in major rice growing regions of China and Japan, greatly reduces CH₄ emissions. Similarly, rice environments

Thế giới có khoảng 54 triệu ha lúa nhờ nước trời vùng trũng. Trong cả hai hệ thống có tưới và nước trời, ruộng lúa phần lớn được cày, bừa rồi cấy theo phương pháp cổ truyền. Trong hệ sinh thái ngập úng, ruộng lúa hứng chịu ngập định kỳ do quá nhiều nước và không thể kiểm soát, ngập sâu. Thế giới có khoảng 11–14 triệu ha đất ngập úng. Nhiều vùng sản xuất lúa, người ta trồng lúa độc canh với hai vụ mỗi năm.

3. Phân bón và phát thải khí nhà kính

3.1. Phân hữu cơ và phát thải khí CH₄

Cường độ và cách thức phát thải khí CH₄ từ ruộng lúa chủ yếu được xác định bởi chế độ nước và lượng hữu cơ bón vào, và ở một mức độ thấp hơn là do loại đất, thời tiết, cách quản lý làm đất, phế phụ phẩm, phân bón, và giống lúa. Tình trạng ngập úng của đất là điều kiện tiên quyết để duy trì lượng phát thải khí CH₄. Rút nước giữa vụ, thực tiễn tưới nước được áp dụng phổ biến ở các vùng canh tác lúa chính tại Trung Quốc và Nhật Bản đã làm giảm mạnh lượng khí thải

with an insecure supply of water, namely rainfed rice, have a lower emission potential than irrigated rice. Organic inputs stimulate CH₄ emissions as long as fields remain flooded. In addition to management factors, CH₄ emissions are also affected by soil parameters and climate

In spite of a growing number of field experiments on CH₄ emissions from rice fields, the estimates are still attached to major uncertainties. Intensive field measurement campaigns have clearly revealed the complex interaction of water regime as the major determinant of emissions on one hand and several other influencing factors on the other hand. Given the diversity of rice production systems, reliable up scaling of CH₄ emissions requires high degree of differentiation in terms of management practices and natural factors. Modeling approaches have been developed to simulate CH₄ emissions as function of a large number of input parameters, namely, modalities of management as well as soil and

CH₄. Tương tự, môi trường trồng lúa không có nguồn cung cấp nước bảo đảm, cụ thể là nguồn nước mưa, có tiềm năng phát thải khí thấp hơn so với các ruộng có tưới. Nguyên liệu hữu cơ bón vào kích thích sự phát thải khí CH₄ khi ruộng lúa bị ngập úng. Ngoài các yếu tố quản lý, phát thải CH₄ cũng bị ảnh hưởng bởi các chỉ tiêu về đất đai và khí hậu.

Mặc dù số thí nghiệm về sự phát thải khí CH₄ từ các ruộng lúa đang tăng lên, các ước tính về vấn đề này vẫn chưa chắc chắn. Chiến dịch đo lường tích cực đã xác định mối tương tác phức tạp của chế độ nước, một mặt, như là yếu tố chính tác động đến lượng khí thải và mặt khác là nhiều yếu tố khác có ảnh hưởng. Do sự đa dạng của hệ thống sản xuất lúa, mức độ tăng thêm của phát thải khí CH₄ đòi hỏi sự khác biệt về thực tiễn quản lý và các yếu tố tự nhiên. Phương pháp tiếp cận mô hình hóa đã được phát triển để mô phỏng CH₄ phát thải như chức năng của một số lớn các thông số đầu vào, cụ thể là, phương thức quản lý cũng như đất và khí hậu. Mặc dù có sự tiến bộ đáng kể trong những năm gần đây, các mô hình có sẵn về

climate parameters. In spite of considerable progress over recent years, the available simulation models for GHG emissions from rice fields need region-specific validations before they can be used for reliable computation of emissions.

All rice-growing nations have signed and ratified the United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC) and as part of their commitments; all signatories are submitting national inventories of GHG emissions (NIG) as part of their National Communications. The UNFCCC has commissioned the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) to define guidelines that allow countries to compute emissions in a comparable fashion. The IPCC published the original guidelines (in 1994) and revised them in 1996 (IPCC, 1997) and 2006 (IPCC, 2007); it has also published Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories (IPCC, 2007). In these efforts to streamline reporting of NIG's, the land use sector proved to be especially challenging.

lượng khí nhà kính phát thải từ những ruộng lúa cần được đánh giá bởi các phương pháp đánh giá theo vùng đặc thù trước khi họ có thể được sử dụng cho các tính toán đáng tin cậy của lượng khí thải.

Tất cả các quốc gia trồng lúa đã ký kết và phê chuẩn công ước khung LHQ về biến đổi khí hậu (UNFCCC) như một phần của cam kết của họ; Tất cả các bên ký kết được đệ trình đính kèm báo cáo về lượng phát thải khí nhà kính toàn quốc (NIG) như một phần của truyền thông quốc gia của họ. UNFCCC đã ủy thác cho Ủy ban liên chính phủ về biến đổi khí hậu (IPCC) để xác định nguyên tắc cho phép các nước tính toán lượng khí thải theo phương pháp có thể so sánh được. IPCC xuất bản hướng dẫn ban đầu (năm 1994) và sửa đổi vào năm 1996 (IPCC, 1997) và 2006 (IPCC, 2007); Tổ chức này cũng đã xuất bản cuốn hướng dẫn thực hành tốt và cách quản lý dữ liệu để thay đổi trong điều tra lượng khí nhà kính quốc gia (IPCC 2007). Trong nỗ lực sắp xếp báo cáo của NIG, lĩnh vực sử dụng đất tỏ ra là thách thức nhất.

The entire IPCC guidelines are conceived as fairly simple protocols that allow countries (called 'Parties' in the UNFCCC context) to compute emission rates even if the level of information on the different sectors, e.g. land use, may not be all that detailed. Thus, it should be stated that these guidelines cannot be deemed *per se* as a scientific approach, but more like a standardized accounting scheme for emissions. Nevertheless, effectively, all countries have formed national groups of experts to compile their NIG who have used the most reliable statistics, e.g. on land use, available in the respective country.

The IPCC guidelines distinguish between activity data, emission factor, and scaling factor (see Table 1). The emission factors distinguish between Tier 1 (a global default value; to be used as long as there are no regional measurements available) and Tier 2 based on emission measurement conducted in the respective country.

Toàn bộ các hướng dẫn của IPCC được hình thành như là nghi thức khá đơn giản cho phép các nước (gọi là 'Bên' trong các văn bản của UNFCCC) tính toán tỷ lệ khí phát thải ngay cả ở mức độ thông tin trên các lĩnh vực khác nhau, ví dụ như sử dụng đất, có thể không có được tất cả ở mức chi tiết. Vì vậy, các hướng dẫn này không thể được coi là một cách tiếp cận khoa học, nhưng thiên về tiêu chuẩn hóa tính toán cho lượng khí phát thải. Tuy nhiên, tất cả các nước đã thành lập nhóm chuyên gia quốc gia để biên dịch NIG của họ, những người đã sử dụng các số liệu thống kê đáng tin cậy nhất, ví dụ như trên diện tích đất sử dụng, đất có sẵn trong quốc gia tương ứng.

Các nguyên tắc IPCC phân biệt giữa dữ liệu hoạt động, yếu tố phát thải và yếu tố tỉ lệ (Bảng 1). Các yếu tố phát thải phân biệt giữa Tier 1 (một giá trị mặc định toàn cầu; được sử dụng khi không có sẵn những phương thức đo lường khu vực) và Tier 2 dựa trên sự đo lường khí phát thải được tiến hành tại quốc gia tương ứng.

Table 1. Terminology of IPCC guidelines for emissions from land use

	CH₄/rice	N₂O/crops
Activity data	Area of rice land in the respective country	Amount of N fertilizer used in respective country
Emission factor Tier 1: global default value Tier 2: regional values	Amount methane emitted per area unit	Percentage of N fertilizer emitted as N ₂ O
Scaling Factor	Specific factors for water management, organic inputs etc.	Some specifications in 2006 guidelines

3.2. Chemical fertilizer and N₂O emission

According to the latest IPCC summary (Denman *et al.*, 2007), arable lands emit about 2.8 TgN of N₂O per year, about 42% of the anthropogenic N₂O sources, or about 16% of the global N₂O emissions, but rice paddy fields are not distinguished from upland fields. Early studies found N₂O emission from paddy fields to be negligible (e.g. Smith *et al.*, 1982). However, later studies suggested that rice cultivation was an important anthropogenic source of not only atmospheric CH₄ but also N₂O (e.g. Cai *et al.*, 1997).

3.2. Phân bón hóa học và sự phát thải khí N₂O

Theo bản tóm tắt mới nhất của IPCC (Denman *et al.*, 2007), đất canh tác phát ra khoảng 2,8 TgN khí N₂O mỗi năm, khoảng 42% lượng N₂O do con người gây ra, hoặc khoảng 16% lượng khí thải N₂O toàn cầu, nhưng ở đây phát thải từ ruộng lúa nước chưa được tách riêng khỏi đất cây trồng cạn. Nghiên cứu ban đầu cho thấy N₂O phát thải từ ruộng lúa không đáng kể (Smith *et al.*, 1982). Tuy nhiên, nghiên cứu về sau cho rằng trồng lúa là một nguồn quan trọng không chỉ thải vào khí quyển khí CH₄ mà còn có cả N₂O. (Cai *et al.*, 1997).

The initial IPCC guidelines use a default fertilizer-induced emission factor (EF) of 1.25% of net N input (based on the unvolatilized portion of the applied N) and a background emission rate for direct emission from agricultural soil of 1 kg N/ha/ yr (IPCC, 1997). Later, IPCC 2006 (2006) revised the EF for N additions from mineral fertilizers, organic amendments and crop residues, and N mineralized from mineral soil as a result of loss of soil carbon to 1%.

In the guidelines, rice paddy fields have not been distinguished from upland fields, but Bouwman *et al.* (2002) reported on the basis of data published before 1999 that mean N₂O emission from rice paddy fields (0.7 kg N₂O-N/ha/ yr) was lower than that from upland fields, including grasslands (1.1 to 2.9 kg N₂O-N/ha/ yr). Yan *et al.* (2003) reported on the basis of data published before 2000 that the EF for rice paddy fields, at 0.25% of total N input, was also lower than that for upland fields, and a background emission of 1.22 kg N₂O-N/ha/ yr for paddy fields.

Bản hướng dẫn ban đầu của IPCC đã sử dụng một yếu tố mặc định phân bón gây ra sự phát thải (EF) 1,25% của lượng N thuần đầu vào (dựa trên phần không bay hơi của lượng N bón vào) và độ phát thải cơ sở cho sự phát thải trực tiếp từ đất nông nghiệp là 1 kg N/ha/năm (IPCC, 1997). Sau đó, IPCC 2006 (2006) sửa đổi EF cho bổ sung N từ phân khoáng, chất hữu cơ được xử lý và tàn dư thực vật và N được khoáng hóa từ đất như là một kết quả của mất mát carbon trong đất xuống 1%.

Trong các hướng dẫn, ruộng lúa nước đã không được phân biệt với các thửa ruộng cây trồng cạn, nhưng Bouwman *et al.* (2002) báo cáo trên cơ sở các dữ liệu được xuất bản trước năm 1999 có nghĩa là N₂O phát thải từ ruộng lúa (0,7 kg N₂O-N/ha/năm) thấp hơn so với từ các thửa ruộng cây trồng cạn, bao gồm cả đồng cỏ (1,1 đến 2,9 kg N₂O-N/ha/năm). Yan và cộng sự (2003) báo cáo trên cơ sở dữ liệu được xuất bản trước năm 2000, cho rằng EF cho ruộng lúa, ở mức 0,25% tổng số N đầu vào, cũng thấp hơn so với các thửa ruộng cây trồng cạn, và độ căn bản của sự phát thải

Akiyama *et al.* (2005) reported on the basis of data (113 measurements from 17 sites) published before the summer of 2004 that mean N₂O emission \pm standard deviation and mean fertilizer-induced emission factor during the rice-cropping season were, respectively, 0.341 ± 0.474 kg N/ ha /season and $0.22 \pm 0.24\%$ for fertilized fields continuously flooded, 0.993 ± 1.075 kg N/ ha/ season and $0.37 \pm 0.35\%$ for fertilized fields with midseason drainage, and 0.667 ± 0.885 kg N/ ha/ season and $0.31 \pm 0.31\%$ for all water regimes. The estimated whole-year background emission was 1.820 kg N/ ha/ season.

We can conclude that, although there remains large uncertainty in N₂O emissions, midseason drainage has the potential to be an effective option to mitigate the net GWP from rice fields when rice residue is returned to the fields. However, there is a risk that N₂O emission offsets reduction of CH₄ emission or moreover brings higher GWP than CH₄ emission when rice straw is not returned to the fields and when N fertilizer is

1,22 kg N₂O-N/ha/năm cho ruộng lúa. Akiyama *et al.* (2005) báo cáo về cơ sở dữ liệu (113 lần đo từ 17 khu vực) được công bố trước mùa hè năm 2004, có nghĩa là phát thải N₂O \pm độ lệch chuẩn và có nghĩa là hệ số phát thải do phân bón gây ra trong vụ lúa đang canh tác, tương ứng $0,341 \pm 0,474$ kg N/ha/vụ và $0,22 \pm 0,24\%$ đối với các thửa ruộng được bón phân và ngập nước liên tục, $0,993 \pm 1,075$ kg N/ha/vụ và $0,37 \pm 0,35\%$ cho các thửa ruộng được bón phân và rút nước giữa vụ, và $0,667 \pm 0,885$ kg N/ha/mùa và $0,31 \pm 0,31\%$ cho tất cả các chế độ nước. Cả năm ước tính phát thải nền là 1,820 kg N/ha/vụ.

Chúng ta có thể kết luận rằng, mặc dù vẫn còn nhiều vấn đề không chắc chắn về lượng khí thải N₂O, hệ thống thủy lợi thoát nước giữa vụ có tiềm năng là một lựa chọn hiệu quả để giảm thiểu các GWP thuần từ ruộng lúa khi tồn dư rơm rạ được trả lại cho các ruộng lúa. Tuy nhiên, có một nguy cơ là sự phát thải N₂O làm giảm hiệu số phát thải của CH₄ hoặc hơn thế nữa mang lại GWP cao hơn lượng phát thải CH₄ khi rơm rạ không được trả lại

applied at a high rate.

Annual global consumption of N fertilizer was expected to exceed 100 Mt in 2007–2008 (Heffer and Prud'homme, 2007), while in 1965 it was only 20Mt. During 2006 approximately 70% of that was applied in developing countries (IFA, 2009). In 2006–2007 wheat and maize both contributed 17.3% of world uses, followed by rice with 15.8%. Together wheat, maize and rice consume 50% of all N fertilizer produced around the world (Heffer, 2009). However, only half of the N fertilizer that is applied in any given field is recovered in the crop or soil (Matson *et al.*, 1997). The remaining N can take on many forms, with various consequences for ecosystems and public health, before it is ultimately denitrified (the conversion of inorganic N forms to N_2). One of the forms of N that is lost to the atmosphere is N_2O and it is closely associated with N fertilized agriculture.

Most N_2O originates as an intermediate product from soil

cho các ruộng lúa và khi phân N được bón ở mức cao.

Lượng phân bón N tiêu thụ toàn cầu hàng năm đã được dự kiến sẽ vượt quá 100 triệu tấn vào 2007-2008 (Heffer và Prud'homme, 2007), trong khi vào năm 1965, chỉ có 20 triệu tấn. Trong năm 2006, khoảng 70% số đó đã được sử dụng ở các nước đang phát triển (IFA, 2009). Trong năm 2006-2007 lúa mì và ngô mỗi thứ đóng góp 17,3% nhu cầu lương thực trên thế giới, tiếp theo là lúa với 15,8%. Gộp cả ba lúa mì, ngô và lúa nước, tiêu thụ 50% lượng phân bón N được sản xuất trên thế giới (Heffer, 2009). Tuy nhiên, chỉ có phân nửa lượng phân bón N bón vào được thu giữ lại bởi cây trồng hoặc đất canh tác (Matson *et al.*, 1997). Lượng N còn lại có thể có nhiều hình thức, gây các hậu quả khác nhau cho hệ sinh thái và sức khỏe cộng đồng, trước khi nó bị khử nitrit ở giai đoạn cuối (chuyển đổi hình thức N vô cơ sang dạng khí N_2). Một trong những hình thức của N bị mất vào bầu khí quyển là N_2O và nó được liên kết chặt chẽ với phân đạm bón cho nông nghiệp.

Hầu hết các N_2O có nguồn gốc như là một sản phẩm

microbial nitrification and denitrification. A soil's potential for N_2O emissions increases when the amount of N available for microbial transformation is enhanced through N fertilizer application, cropping of legumes, incorporation of manures and crop residues, and mineralization of soil biomass and other forms of soil organic material. However, the amounts emitted depend on interactions between soil properties, climatic factors and agricultural practices (Granli and Bøckman, 1994). Most studies have shown that soil conditions such as water-filled pore space, temperature and soluble carbon (C) availability have a dominant influence on N_2O emissions. Fertilizer source and crop management factors may affect N_2O emissions, but due to interactions with soil conditions, it is difficult to make general conclusions (Snyder *et al.*, 2007).

It is well established that NO_3^- -N can accumulate in soils when the N is applied before crop uptake or when the N rate exceeds crop demand and the

trung gian từ quá trình nitrat hóa và khử nitrit do tác động của vi sinh vật đất. Lượng phát thải N_2O tiềm năng của đất gia tăng khi số lượng N có sẵn cho việc chuyển đổi của vi sinh vật được tăng cường thông qua việc bón phân N, thu hoạch rau quả, kết hợp phân hữu cơ và tồn dư thực vật và sự khoáng hoá sinh khối đất và các hình thức khác của nguyên liệu hữu cơ trong đất. Tuy nhiên, số lượng khí phát thải phụ thuộc vào sự tương tác giữa các tính chất của đất, yếu tố khí hậu và các hoạt động nông nghiệp (Granli và Bøckman, 1994). Hầu hết các nghiên cứu đã cho thấy điều kiện đất đai như lượng nước chứa trong các khoang rỗng, nhiệt độ và lượng carbon hòa tan có sẵn ảnh hưởng mạnh đến sự phát thải khí N_2O . Nguồn phân bón và các yếu tố quản lý cây trồng ảnh hưởng đến lượng khí thải N_2O , nhưng do tương tác với các điều kiện đất đai, rất khó để kết luận chung (Snyder *et al.*, 2007).

Điều mà mọi người hiểu một cách rõ ràng là NO_3^- -N có thể tích lũy trong đất khi phân N được bón trước khi cây trồng hấp thu hoặc khi lượng N vượt

point of crop response (Legg and Meisinger, 1982). This accumulation of NO_3 and NH_4 , particularly when this occurs with little or no crop competition for N uptake, tends to favor the production of N_2O . Therefore, management practices that avoid or minimize the accumulation of inorganic N, mainly when there is no uptake competition from the crop, may contribute to lower emissions of N_2O . In this section, we will discuss some of those practices. Granli and Bøckman (1994) and more recently Snyder *et al.* (2007) reviewed management practices that can help mitigate N_2O emission. We are using those reviews as our basis for this section and have complemented them with other literature.

3.3. Factors affecting N_2O emissions from fertilizer application

- N rate, timing, source and placement

In a number of studies examining spatial variability, researchers have found that optimal N fertilizer rates vary

quá nhu cầu của cây trồng và quá ngưỡng phản ứng của cây trồng (Legg và Meisinger, 1982). Sự tích lũy NO_3 và NH_4 này, đặc biệt là khi điều này xảy ra với cây trồng ít hoặc không có cạnh tranh hấp thu N, có xu hướng hỗ trợ sự sản sinh N_2O . Do đó, biện pháp quản lý thực hành nên tránh hoặc giảm thiểu sự tích tụ của N vô cơ, chủ yếu khi không có cạnh tranh hấp thu từ cây trồng, có thể góp phần giảm lượng khí thải N_2O . Trong phần này, chúng tôi sẽ thảo luận về một số những thực tiễn này. Granli và Bøckman (1994) và gần đây hơn Snyder *et al.* (2007) đánh giá thực tiễn quản lý có thể giúp giảm thiểu phát thải N_2O . Chúng tôi đang sử dụng những tài liệu tổng quan này làm cơ sở của chúng tôi cho phần này và bổ sung chúng với các tài liệu khác.

3.3 Những yếu tố ảnh hưởng tới sự phát thải khí N_2O từ việc bón phân.

- Lượng N, thời gian bón, nguồn gốc và cách bón.

Trong một số nghiên cứu thay đổi theo vị trí, các nhà nghiên cứu đã tìm thấy lượng phân N tối ưu khác nhau theo từng

widely from field to field (Cerrato and Blackmer, 1991; Schmitt and Randall, 1994; Bundy and Andraski, 1995). What is probably most important about N requirements in cereal crop production is that the demand changes drastically from field to field and from one year to the next. Of all the information that should be communicated to farmers in any locale is that this temporal and spatial dependency influences optimum N fertilizer rates (Raun *et al.*, 2009).

The current evidence suggests that N₂O emissions are not so much a direct function of the rate of N applied. Instead, emissions of N₂O seem to be more closely related to N rates that exceed the N uptake capacity of the crop overtime (Matson *et al.*, 1998; IFA/FAO, 2001; Snyder *et al.*, 2007). However, there seem to be some exceptions to this observation. Zebarth *et al.* (2008) made N applications that were at or in excess of crop N requirement, however, N fertilizer management practices that reduced rates or tested split applications did not reduce N₂O emissions. This

thừa ruộng (Cerrato và Blackmer, 1991; Schmitt và Randall, 1994; Bundy và Andraski, 1995). Có lẽ điều quan trọng nhất về nhu cầu phân N trong sản xuất ngũ cốc là nhu cầu thay đổi mạnh mẽ từ cánh đồng này đến cánh đồng khác và từ năm này sang năm khác. Tất cả các thông tin nên được chuyển tải cho nông dân ở địa phương rằng sự phụ thuộc vào thời gian và không gian ảnh hưởng đến liều lượng phân N tối ưu (Raun *et al.*, 2009).

Bằng chứng hiện tại cho thấy lượng N bón vào không phải là nguyên nhân trực tiếp một cách nặng nề của sự phát thải khí N₂O. Thay vào đó, sự phát thải khí N₂O dường như liên quan chặt chẽ hơn đến lượng N vượt quá khả năng hấp thu của cây trồng theo thời gian (Matson *et al.*, 1998; IFA/FAO, 2001; Snyder *et al.*, 2007). Tuy nhiên, hình như vẫn có một số trường hợp ngoại lệ về những khảo sát này. Zebarth *et al.* (2008) đã thực hành bón N ở mức đúng với nhu cầu hoặc vượt quá nhu cầu của cây trồng, tuy nhiên, thực tiễn quản lý bón phân N bằng cách giảm lượng

study provides evidence that N rate reductions and split applications may not result in direct reductions of N₂O emissions under some conditions (Snyder *et al.*, 2007).

When trying to identify optimum N fertilizer rates, soil-testing procedures for NH₄-N and NO₃-N are valuable but they have their limitations. For example when taken at or near planting they cannot compensate for subsequent effects of the environment, especially in winter wheat that usually encumbers over 240 days in its growth cycle. Sensor based N management in wheat and maize is a new technology that uses an optical sensor, which measures the normalized difference vegetative index (NDVI) from wheat and maize canopies. The use of this vegetative index in conjunction with an N rich strip (a well fertilized part of the field) and a crop algorithm, can be used to establish the optimum N fertilization rate (Ortiz-Monasterio and Raun, 2007 and Raun *et al.*, 2009). This

hoặc chia làm nhiều lần bón đã không làm giảm sự phát thải khí N₂O. Nghiên cứu này cung cấp bằng chứng cho thấy giảm lượng phân N và chia ra bón nhiều lần không dẫn đến giảm trực tiếp lượng khí thải N₂O trong một số điều kiện (Snyder *et al.*, 2007.).

Khi cố xác định lượng phân N tối ưu, cách thức kiểm tra đất về NH₄-N và NO₃-N có giá trị nhưng cũng có những hạn chế. Ví dụ như khi lấy mẫu tại nơi hoặc gần nơi trồng họ không thể bù đắp các ảnh hưởng kế tiếp của môi trường, đặc biệt là lúa mì mùa đông thường làm trở ngại hơn 240 ngày trong chu kỳ tăng trưởng của nó. Cảm biến dựa trên sự quản lý N trong lúa mì và ngô là một công nghệ mới sử dụng một bộ cảm biến quang học, đo lường các chênh lệch đã bình thường hóa của các chỉ số thực vật (NDVI) từ tán cây lúa mì và ngô. Việc sử dụng các chỉ số thực vật này kết hợp với một dải cây trồng giàu N (dải cây trồng được bón phân đầy đủ trong ruộng) và thuật toán cây trồng, có thể được sử dụng để thiết lập một chỉ số tối ưu về lượng phân N được bón (Ortiz-Monasterio và Raun, 2007 và Raun *et al.*,

technology, which intends to optimize N rates, minimizes the risk of over fertilizing. In addition because the diagnostics is done mid-season, N is applied at the time of high demand by the crop, which in turn reduces the probabilities of generating favorable conditions for N₂O emissions. An example of the potential impact of this technology to identify optimum N rates will be discussed in the Yaqui Valley case study section of this chapter.

- Slow release, controlled-release or encapsulated fertilizers

Snyder *et al.* (2007) in a review of the literature on mitigation, looked at slow-release and particularly controlled-release as well as stabilized fertilizers that delay the initial availability or extended time of continued availability and controlled release of fertilizers through a variety of mechanisms. They found that many of the results in the literature indicate that controlled-release fertilizers are useful for the reduction of N₂O emissions from fertilized soils. However, there are cases

2009). Công nghệ này, được dự định để tối ưu hóa lượng phân N, giảm thiểu nguy cơ bón phân quá lượng cây cần. Ngoài ra, vì các chẩn đoán được thực hiện giữa vụ, N được bón vào thời điểm cây trồng có nhu cầu cao, do đó làm giảm xác suất tạo ra điều kiện thuận lợi về khí thải NO. Một ví dụ về tác động tiềm năng của công nghệ này để xác định lượng tối ưu phân N sẽ được thảo luận trong phần nghiên cứu trường hợp cụ thể tại Thung lũng Yaqui của chương này.

- Các loại phân bón phóng thích chậm, phóng thích có kiểm soát và phân bón viên nang

Snyder *et al.* (2007) trong một đánh giá các tài liệu về sự giảm thiểu, đã quan sát loại phân phóng thích chậm và đặc biệt quan tâm tới loại phân phóng thích có kiểm soát cũng như loại phân bón ổn định đã trì hoãn tình trạng sẵn sàng ban đầu hoặc kéo dài thời gian sẵn sàng và phóng thích có kiểm soát của các loại phân bón thông qua một loạt các cơ chế khác nhau. Họ phát hiện ra nhiều kết quả trong các tài liệu cho thấy rằng loại phân bón phóng thích dinh dưỡng có kiểm soát rất hữu dụng trong

where emissions seemed higher when emissions were measured for longer periods. This area merits more research.

- **Balanced fertilization**

The most promising factor for immediately reducing N-fertilization is balanced fertilization, namely through Site-Specific Nutrient Management (SSNM). Only a fraction of the fertilizer N applied to rice is taken up by the crop. Hence, the total amount of fertilizer N required for each ton of increase in grain yield depends on the efficiency of fertilizer N use by rice, which is defined as the increase in yield per unit of fertilizer N applied (Buresh, 2007). An efficiency of fertilizer N use of 18 or 20 is often achievable with SSNM and good crop management in farmers' fields in tropical Asia. In high-yielding seasons with very favorable climatic conditions, an efficiency of fertilizer N use of 25 is often achievable with good crop management. The plant-based approach of SSNM enables

việc giảm thiểu sự phát thải khí N₂O trong những loại đất được bón phân đầy đủ. Tuy nhiên, có những trường hợp khí thải dường như cao hơn khi lượng khí được đo trong thời gian dài hơn. Khu vực này xứng đáng được nghiên cứu thêm.

- **Bón phân cân đối**

Yếu tố hứa hẹn nhất để lập tức giảm lượng phân N là bón phân cân đối, có tên gọi là Quản lý dinh dưỡng theo vùng đặc thù (SSNM). Chỉ một phần phân N bón xuống ruộng được cây trồng hấp thu. Do đó, tổng lượng phân N cần thiết để tăng năng suất mỗi tấn hạt phụ thuộc vào hiệu quả của phân N do cây lúa sử dụng, được định nghĩa là sự gia tăng năng suất trên một đơn vị phân N bón vào (Buresh, 2007). Mức hiệu quả sử dụng phân N thường đạt được 18 hoặc 20 với ruộng áp dụng SSNM và ruộng của nông dân có sự quản lý cây trồng tốt ở vùng nhiệt đới châu Á. Trong các mùa vụ có năng suất cao với điều kiện khí hậu rất thuận lợi, hiệu quả sử dụng phân bón N thường đạt được 25 với sự quản lý cây trồng tốt. Phương pháp tiếp cận cây trồng theo SSNM cho phép nông dân áp dụng phân

farmers to apply fertilizer N in several doses to ensure the supply of sufficient N is synchronized with the crop need for N at critical growth stages (Buresh, 2007).

Although there are at present no studies that have measured directly the effect of a balanced fertilization in the emission of GHGs, it seems obvious – and also in line with the IPCC methodology – that lesser amount and more efficient use of N fertilizer will reduce N₂O emissions. The beneficial effects will even become more prominent as long as emissions are calculated per crop yield (kg CO₂eq./ kg rice) – and not per area unit (kg CO₂eq./ ha).

Conclusions

Increasing food production – especially in the developing world – is imperative for the well-being of the present and future generations of poor farmers and consumers. Although we do not deny the urge for curtailing GHG emissions, the authors are convinced that any conceivable program on mitigation of GHG emission from the agricultural

bón N với nhiều liều lượng để đảm bảo việc cung cấp đầy đủ phân N được đồng bộ theo nhu cầu phân N của cây ở các giai đoạn tăng trưởng quan trọng (Buresh, 2007).

Mặc dù hiện nay chưa có nghiên cứu nào đo trực tiếp tác động của việc bón phân cân đối với sự phát thải khí nhà kính, có vẻ như rõ ràng - và cũng phù hợp với các phương pháp IPCC – đó là giảm lượng và tăng hiệu quả sử dụng phân bón N sẽ làm giảm sự phát thải khí N₂O. Các tác dụng có lợi thậm chí sẽ trở nên nổi bật hơn khi lượng khí thải được tính theo năng suất cây trồng (kg CO₂eq/kg lúa) chứ không phải cho mỗi đơn vị diện tích (kg CO₂eq/ha).

Kết luận

Tăng cường sản xuất lương thực - đặc biệt là ở các nước đang phát triển - là bắt buộc đối với phúc lợi của các thế hệ hiện tại và tương lai của nông dân nghèo và người tiêu dùng. Mặc dù chúng tôi không từ chối các yêu cầu giảm bớt phát thải khí nhà kính, các tác giả tin rằng bất cứ chương trình nào có thể tương tự về giảm nhẹ phát thải khí nhà

sector has to be based on the premise of higher food production. As for a future agreement to be reached in Copenhagen and beyond, it will be crucial to converge the legitimate goals of increasing food security and reducing GHG emissions.

As long as food security is not compromised by GHG mitigation, the common denominator for mitigation options is the increase in resource-use efficiencies. This paradigm applies to all three cereal systems discussed in this review and – arguably – to the agricultural sector as a whole. The adoption of currently available best management practices for N management should be a good guideline for practices that reduce N₂O emissions. However, what is regarded as a good agricultural practice varies somewhat from region to region, reflecting variations in local soils and climatic conditions.

We can conclude that, although there remains large uncertainty in N₂O emissions from paddy

kính từ ngành nông nghiệp phải được dựa trên tiền đề của sản xuất lương thực cao hơn. Để một thỏa thuận trong tương lai đạt được tại Copenhagen và xa hơn nữa, sẽ là rất quan trọng để hội tụ các mục tiêu hợp pháp tăng cường an ninh lương thực và giảm phát thải khí nhà kính.

Chừng nào an ninh lương thực không được bảo đảm bởi sự giảm thiểu khí nhà kính, mẫu số chung cho các chọn lựa các giải pháp làm giảm thiểu khí phát thải là sự gia tăng hiệu quả của việc sử dụng tài nguyên. Mô hình này áp dụng cho cả ba hệ thống ngũ cốc được thảo luận trong đánh giá này và cho cả lĩnh vực nông nghiệp nói chung. Việc chấp nhận hệ thống quản lý tốt nhất hiện đang sẵn có cho việc quản lý N được coi là một hướng dẫn cho các thực hành nhằm giảm phát thải N₂O. Tuy nhiên, những gì được coi là một thực hành nông nghiệp tốt vẫn thay đổi chừng mực từ vùng này đến vùng khác, phản ánh sự thay đổi trong đất và điều kiện khí hậu địa phương.

Chúng ta có thể kết luận rằng, mặc dù vẫn còn tồn tại những điều không chắc chắn trong sự

fields, midseason drainage has a potential to be an effective option to mitigate the net GWP from rice fields when rice residue is returned to the fields. However, there is the risk that N₂O emission offsets reduction of CH₄ emission or moreover brings higher GWP than CH₄ emission when rice straw is not returned to the fields and when N fertilizer is applied at a high rate.

phát thải N₂O từ ruộng lúa, rút nước giữa vụ là một lựa chọn hiệu quả tiềm năng để giảm thiểu GWP thuần từ ruộng lúa khi tàn dư rơm rạ được trả lại cho đồng ruộng. Tuy nhiên, có nguy cơ sự giảm phát thải khí N₂O sẽ làm giảm hiệu số phát thải của CH₄ hoặc hơn thế nữa mang lại GWP cao hơn sự giảm phát thải CH₄ khi rơm rạ không được trả lại cho đồng ruộng và khi phân N được áp dụng ở mức cao.

REFERENCES

1. Akiyama H., Yagi K., Yan X. 2005. Direct N₂O emissions from rice paddy fields: summary of available data. *Global Biogeochemical Cycles* 19, GB1005, doi: 10.1029/2004GB002378.
2. Barker T., Bashmakov I., Bernstein L., Bogner J. E., Bosch P. R., Dave R., Davidson O. R., Fisher B. S., Gupta S., Halsnæs K., Heij G. J., Kahn-Ribeiro S., Kobayashi S., Levine M. D., Martino D. L., Masera O., Metz B., Meyer L. A., Nabuurs G. J., Najam A., Nakicenovic N., Rogner H. H., Roy J., Sathaye J., Schock R., Shukla P., Sims REH, Smith P., Tirpak D.A., Urge-Vorsatz D., Zhou D. 2007. Technical summary. In: Metz B., Davidson O.R., Bosch P.R., Dave R., Meyer L.A. (eds) *Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp 620–690.
3. Belder P., Bouman BAM, Cabangon R., Lu G., Quilang EJP, Li Y., Spiertz JHJ, Tuong T. P. 2004. Effect of water-saving irrigation on rice yield and water use in typical lowland conditions in Asia. *Agricultural Water Management* 65, 193–210.
4. Bouman BAM, Lampayan R.M., Tuong T. P. 2007. *Water management in irrigated rice: coping with water scarcity*. International Rice Research Institute, Los Baños, Philippines.

5. Bouwman A.F., Boumans LJM, Batjes N. H. 2002. Emissions of N₂O and NO from fertilized fields: summary of available measurement data. *Global Biogeochemical Cycles* 16, 1058, doi: 10.1029/2001GB001811.
6. Bundy L. G., Andraski T. W. 1995. Soil yield potential effects on performance of soil nitrogen tests. *Journal of Production Agriculture* 8, 561–568.
7. Buresh, R. (2007) Site-specific nutrient management (SSNM) in rice. Paper presented at Workshop on Balanced Fertilization for Optimizing Plant Nutrition sponsored by the Arab Fertilizer Association (AFA), International Potash Institute (IPI), and World
8. Phosphate Institute (IMPHOS). 8 February 2007, Sharm El-Sheik, Egypt.
9. Cai Z., Xing G., Yan X., Xu H., Tsuruta H., Yagi K., Minami K. 1997. Methane and nitrous oxide emissions from rice paddy fields as affected by nitrogen fertilizers and water management. *Plant Soil* 196, 7-14.
10. Cerrato M. E., Blackmer A. M. 1991. Relationship between leaf nitrogen concentrations and the nitrogen status of corn. *Journal of Production Agriculture* 4, 525–531.
11. Denman K. L., Brasseur G., Chidthaisong A., Ciais P., Cox P. M., Dickinson R. E., Hauglustaine D., Heinze C., Holland E., Jacob D., Lohmann U., Ramachandran S., da Silva Dias P. L., Wofsy S. C., Zhang X. 2007. Couplings between changes in the climate system and biogeochemistry. In: Solomon S., Qin D., Manning M., Chen Z., Marquis M., Averyt K. B., Tignor M., Miller H. L. (eds) *Climate change 2007: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, USA.
12. Dobermann A., Witt C., Dawe D., Gines G. C., Nagarajan R., Satawathananont S., Son T. T., Tan P. S., Wang G. H., Chien N. V., Thoa V. T. K., Phung C. V., Stalin P., Muthukrishnan P., Ravi V., Babu M., Chatuporn S., Kongchum M., Sun Q., Fu R., Simbahan G. C., Adviento MAA. 2002. Site-specific nutrient management for intensive rice cropping systems in Asia. *Field Crops Research*. 74, 37–66.

13. Dobermann A., Walters D. T., Adviento-Borbe MAA. 2007. Global warming potential of high-yielding continuous corn and corn-soybean systems. *Better Crops* 91(3), 16–19.
14. Granli T., Bøckman O. C. 1994. Nitrous oxide from agriculture. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences* Supplement No.12.
15. Heffer P. 2009. *Assessment of fertilizer use by crop at the global level 2006/07 – 2007/08*. International Fertilizer Industry Association. Paris, France.
16. Heffer P., Prud'homme M. 2007. World agriculture and fertilizer demand, global fertilizer supply and trade 2007–2008, *33rd IFA Enlarged Council Meeting*, Qatar C,
17. Hultgreen G., Leduc P. 2003. The effect of nitrogen fertilizer placement, formulation, timing, and rate on greenhouse gas emissions and agronomic performance. Final Report, Project No. 5300G, ADF#19990028. Saskatchewan Department of Agriculture and Food, Regina, SK
18. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) 1997. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Reference Manual, vol. 3. Bracknell, UK.
19. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) 2006. Chapter 11: N₂O Emissions from managed soils, and CO₂ emissions from lime and urea application. In: Eggleston H. S., Buendia L., Miwa K., Ngara T., Tanabe K. (eds) *Volume 4: Agriculture, forestry and other land use; 2006 IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories*. Hayama (Japan): IGES. p.11.
20. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) 2007. *2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories*, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston HS, Buendia L, Miwa K, Ngara T, Tanabe K. (eds) IGES, Japan.
21. International Fertilizer Association (IFA). 2009. Statistics Section. Available at: <http://www.fertilizer.org/ifa/ifadata/results> (accessed May 7 2009).
22. International Fertilizer Association (IFA) and Food and Agriculture Organization (FAO). 2001. *Global estimates of gaseous emissions of NH₃, NO and N₂O from agricultural land*. Food and Agriculture Organization, Rome.

23. Lal R. 2004. Carbon emission from farm operations. *Environment International* 30, 981 – 990.
24. Legg J. O., Meisinger J. J. 1982. Soil nitrogen budgets. In: Stevenson FJ. (ed) *Nitrogen in Agricultural Soils*. Agronomy. Monograph. 22. ASA, CSSA, and SSSA. Madison, WI, pp. 503–566.
25. Li C., Salas W., DeAngelo B., Rose S. 2006. Assessing alternatives for mitigating net greenhouse gas emissions and increasing yields from rice production in China over the next twenty years. *Journal of Environmental Quality* 35, 1554–1565.
26. Matson P. A., Parton W. J., Power A. G., Swift M. J. 1997. Agricultural Intensification and Ecosystem Properties. *Science* 277, 504-509.
27. Matson P. A., Naylor R., Ortiz-Monasterio I. 1998. Integration of environmental, agronomic, and economic aspects of fertilizer management. *Science* 280, 112–115.
28. Minamikawa K., Sakai N. 2005. The effect of water management based on soil redox potential on methane emission from two kinds of paddy soils in Japan. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 116, 181–188.
29. Ortiz-Monasterio J. I., Raun W. 2007. Reduced nitrogen and improved farm income for irrigated spring wheat in the Yaqui Valley, Mexico using sensor based nitrogen management. *Journal of Agricultural Science* 145 (3), 1–8.
30. Raun W. R., Ortiz-Monasterio I., Solie J. B. 2009. Temporally and Spatially dependent nitrogen management in diverse environments. In: B. F. Carver (ed.) *Wheat Science and Trade* pp 203–214. (in press).
31. Schmitt M. A., Randall G. W. 1994. Developing a soil nitrogen test for improved recommendations for corn. *Journal of Production Agriculture* 7, 328–334.
32. Snyder C. S., Bruulsema T. W., Jensen T.L. 2007. Greenhouse gas emissions from cropping systems and the influence of fertilizer management—a literature review. *International Plant Nutrition Institute*, Norcross, Georgia, U.S.A.
33. Tabbal D. F., Bouman BAM, Bhuiyan S. I., Sibayan E. B., Sattar M. A. 2002. On-farm strategies for reducing water input in irrigated

rice: case Studies in the Philippines. *Agricultural Water Management* 56, 93–112.

34. Wassmann R., Neue H. U., Ladha J. K., Aulakh M. S. 2004. Mitigating greenhouse gas emissions from rice-wheat cropping system in Asia. *Environment, Development and Sustainability* 6, 65–90.
35. Wassmann R., Butterbach-Bahl K., Dobermann A. 2007. Irrigated rice production systems and greenhouse gas emissions: crop and residue management trends, climate change impacts and mitigation strategies. *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources*, 2007, 2, No. 004, pp. 14.
36. Yan X., Akimoto H., Ohara T. 2003. Estimation of nitrous oxide, nitric oxide and ammonia emissions from croplands in East, Southeast and South Asia. *Global Change Biology* 9, 1–17.
37. Yan X., Yagi K., Akiyama H., Akimoto H. 2005. Statistical analysis of the major variables controlling methane emission from rice fields. *Global Change Biology* 11, 1131–1141.