

Capítulo 24. Emisiones de gases de efecto invernadero en producción de arroz de riego

Walkyria B. Scivittaro, Rogério O. de Sousa, Leandro S. da Silva, Santiago V. Cuadra, Alexandre B. Heinemann

Aspectos generales

El efecto invernadero es un fenómeno natural de calentamiento térmico de la Tierra, responsable de la mantención de la temperatura y condiciones climáticas favorables para los seres humanos y otros organismos vivos. Se trata de un proceso físico que ocurre cuando parte de la radiación infrarroja es emitida por la superficie terrestre y absorbida por determinadas trazas de gases presentes en la atmósfera, llamados gases de efecto invernadero (GEI), que irradian parte del calor de vuelta a la superficie terrestre (IPCC, 2015). El aumento de la concentración de GEI causa un desequilibrio energético y, en consecuencia, la elevación de la temperatura del planeta (Campos et al., 2018). Los GEI de mayor interés climático son el vapor de agua (H_2O), dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4), óxido nitroso (N_2O), ozono (O_3), hexafluoruros y halocarburos (IPCC, 2001). Entre los GEI, CO_2 , CH_4 y N_2O se consideran los más relevantes, debido a la capacidad de retener la radiación y su tiempo de permanencia en la atmósfera (WMO, 2013; IPCC, 2015). Con el fin de comparar la capacidad de dos GEI en retener el calor en la atmósfera, el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC) ha desarrollado el concepto 'potencial de calentamiento global' (PAG). El CH_4 y N_2O poseen PAG 34 y 298 veces mayor potencial que CO_2 , respectivamente, considerando un período de permanencia de 100 años (IPCC, 2013), lo que explica su relevancia en la contabilización de emisiones de GEI, aunque se emiten en cantidades mucho menores que el CO_2 .

A pesar de que los GEI están presentes en la atmósfera, las concentraciones de CO_2 , N_2O y CH_4 están directamente influenciadas por la actividad antrópica (Isherwood, 2000). El desarrollo industrial y el aumento de las fronteras agrícolas, principalmente a partir de mediados del siglo XIX, intensificaron la emisión de los GEI, promoviendo un efecto invernadero adicional (Costa et al., 2008). En consecuencia, la temperatura media del planeta ha aumentado, ocasionando el fenómeno conocido como calentamiento global que presenta serias consecuencias ambientales y productivas (IPCC, 2007; 2015). Entre 1950 y 2011, las concentraciones de CO_2 , CH_4 y N_2O aumentaron, respectivamente, 40, 150 y 20 % (IPCC, 2013), alcanzando niveles de 404 ppm de CO_2 (NOAA, 2017), 1803 ppb de CH_4 y 324 ppb de N_2O (IPCC, 2013).

Las estimaciones indicadas por IPCC demuestran con alta probabilidad (90 % a 99 % de probabilidad) que la mayor parte del aumento observado en la temperatura media global se debe a mayores concentraciones de GEI por acción antrópica. Muchas actividades antropogénicas son generadoras de GEI, como la quema de combustibles fósiles, deforestación, quemas y actividad agropecuaria, entre otras (IPCC, 2007; 2015). A nivel mundial, CO_2 , CH_4 y N_2O contribuyen con el 60 %, 22 % y 5 % del efecto invernadero de origen antropogénico, respectivamente (Rhode, 1990; USEPA, 2006), siendo la agricultura la principal fuente de CH_4 y N_2O . Entre las actividades generadoras de GEI, se estima que la agricultura y la ganadería contribuyen en todo el mundo con, aproximadamente, el 22 % de las emisiones totales de CO_2 , 55 % de las emisiones de CH_4 y 80 % de las emisiones de N_2O . Se destaca que, en los países con mayor participación de sus actividades agropecuarias en la economía, los valores pueden ser más altos (Bayer et al., 2011; Portela y Leite, 2016). De ese total, el cultivo de arroz contribuye con 30 % de las emisiones de CH_4 y 11 % de las emisiones de N_2O (IPCC, 2007).

El cultivo del arroz de riego es una actividad agrícola de gran relevancia en cuanto a la emisión de GEI, destacándose como importante fuente de CH_4 . Sin embargo, todavía existe una gran incerti-

dumbre asociada con el potencial de emisión de CH₄ del cultivo de arroz, estimándose que varía entre 20 y 60 teragramo (Tg), es decir, entre el 3 % y 10 % de las emisiones globales, que suman 600 Tg (GRISP, 2013). La mayor parte de las emisiones de CH₄ del cultivo de arroz se genera en las regiones tropicales, subtropical y en partes de la región templada, incluyendo áreas de América Latina, África y el Sudeste Asiático (Aselmann y Crutzen, 1989; Yan et al., 2005). Esta última contribuye con cerca del 90 % de las emisiones globales de CH₄, mientras que África y América del Sur lo hacen, respectivamente, con el 3,5 % y 4,7 %. En el Sudeste Asiático, China e India son los dos principales países productores de arroz. Por lo tanto, las regiones donde más se produce arroz son también aquellas en que hay mayores emisiones de CH₄ (Yan et al., 2002).

A pesar del potencial impacto ambiental negativo del cultivo de arroz, que está fuertemente asociado a la emisión de GEI y la elevada demanda y alteración en la calidad de recursos hídricos, este cultivo presenta una reconocida importancia económica y social, de forma que la reducción en su producción puede afectar, sobre todo, la seguridad alimentaria de la población y la economía de los países productores (Copetti, 2014). También hay que considerar que muchas áreas no cultivadas y naturalmente inundadas, también son fuentes de emisión de GEI, sin ofrecer producción de alimentos. De esta forma, hay un consenso junto al medio científico que los esfuerzos deben ser asumidos para optimizar la producción de arroz de forma sustentable, atendiendo a la creciente demanda de la población y minimizando su impacto sobre el medio ambiente.

Acuerdos climáticos mundiales

Desde las primeras evidencias de la relación entre el efecto invernadero de origen antrópico y el calentamiento global, mucho se ha discutido sobre el tema. Hoy en día hay prácticamente consenso en el medio científico de que habrá cambios en el clima de la Tierra a lo largo de los próximos años, sobre todo en el aumento de las emisiones de GEI (Teixeira et al., 2006). En consecuencia, se han realizado esfuerzos globales para atenuar los factores determinantes del cambio climático. Incluso con la anuencia y la participación de todas las naciones, las estrategias han sido formuladas y mejoradas para reducir las emisiones de GEI en encuentros y acuerdos climáticos internacionales.

La Conferencia de Estocolmo celebrada en 1972, organizada por la Organización de las Naciones Unidas (ONU), fue posiblemente la primera iniciativa dedicada a la discusión de aspectos relacionados con la sustentabilidad ambiental y la preservación de los recursos naturales. Con posterioridad a ella se han realizado otros eventos, algunos de carácter estrictamente científico y otros incluyendo agendas más amplias. Se destacan las dos primeras ediciones de la Conferencia Mundial del Clima, celebradas en 1979 y 1990. En ese período, específicamente en 1988, se creó el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC). Abierto a todos los países miembros de la ONU, el IPCC es un órgano que evalúa, sintetiza y divulga investigaciones científicas sobre cambio climático. En 1992 se celebró la Conferencia de la ONU sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo, también conocida como ECO-92, que representa un hito histórico en el debate de la agenda medioambiental mundial, culminando con la creación de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC). Con 196 países miembros, la CMNUCC entró en vigor en 1994, estableciendo un compromiso internacional y las responsabilidades de cada país en el control del calentamiento global. En consecuencia, se produjo el Mandato de Berlín (1995) y en 1997 se firmó el Protocolo de Kioto que establece un compromiso legal de reducción de emisiones de GEI a 37 países industrializados, operando las decisiones de la CMNUCC (MRE, 2019). El marco siguiente, la Segunda Cumbre Mundial sobre Desarrollo Sostenible (Río + 10), en 2002, originó una declaración endosando y actualizando las resoluciones anteriores, tratando el desarrollo sustentable de forma más amplia (Quadros, 2017).

En 2005 el Protocolo de Kioto entró en vigor, discriminando a los 192 países que lo ratificaron en dos grupos: países con metas de reducción y países sin metas de reducción (MRE, 2019). En 2008 el Protocolo de Kioto se flexibilizó, haciéndose políticamente sostenible y facilitando el cumplimiento de

las metas por las naciones participantes. Por otro lado, contemplando no sólo los países industrializados, la Declaración de Copenhague de 2009 no fue oficialmente adoptada por la CMNUCC. Ésta ha sido exitosa por la Declaración de Cancún (2010), la Plataforma de Durban (2011) y la Enmienda de Doha (2012), aún bajo la vigencia del Protocolo de Kioto. El acuerdo de París, último marco en términos de acuerdos ambientales internacionales, se firmó en 2015 con el objetivo central de fortalecer la respuesta global a la amenaza del cambio climático y la capacidad de los países para hacer frente a los impactos de estos cambios. El Acuerdo de París fue aprobado por los 195 países parte de la CMNUCC para reducir las emisiones de GEI en el contexto del desarrollo sostenible. El compromiso se produce en el sentido de mantener el aumento de la temperatura media global en mucho menos de 2 °C por encima de los niveles preindustriales y de hacer esfuerzos para limitar el aumento de la temperatura a 1,5 °C por encima de los niveles preindustriales (MMA, 2018). Con vigencia a partir de 2016, el Acuerdo de París tiene por objeto la participación de todas las naciones en la reducción de emisiones, alentando, además, acciones voluntarias y transparentes.

Inventarios de Emisión de Gases de Efecto Invernadero (GEI)

La elaboración de Inventario Nacional de Emisión de GEI se constituye como una forma efectiva de monitorear, informar y verificar su evolución en los países y los progresos en el cumplimiento de las metas comprometidas en acuerdos internacionales. Este instrumento puede ser utilizado para subsidiar el desarrollo de modelos atmosféricos, auxiliar al poder público en el desarrollo de estrategias y seguimiento del progreso de políticas de reducción de emisiones, así como para el entendimiento de las fuentes y tendencias de emisiones. Los inventarios de GEI estratifican las fuentes y las eliminaciones por fuente (categoría), utilizando el concepto de Potencial de Calentamiento Global para combinar las emisiones resultantes de diferentes GEI (MMA, 2018). Para desarrollar inventarios nacionales de GEI de alta calidad y comparables entre sí, el IPCC pone a disposición, periódicamente, una serie de principios y procedimientos metodológicos para ser adoptados en las estimaciones de emisiones. La Guía del IPCC para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero (IPCC, 2006) proporciona indicaciones específicas para estimar las emisiones de CH₄ del cultivo de arroz, que se calculan multiplicando un factor de emisión diario por el período del cultivo y el área cosechada de arroz durante el año, considerando los regímenes hídricos vigentes en el periodos de cultivo de arroz y del barbecho (fuera de temporada), los tipos y cantidades de materia orgánica aportada al suelo, así como el momento de su incorporación (Ecuación 1).

$$\text{CH}_4_{\text{arroz}} = \sum_{i,j,k} (\text{EF}_{i,j,k} \cdot t_{i,j,k} \cdot A_{i,j,k} \cdot 10^{-6}) \quad (\text{Ecuación 1})$$

Donde:

CH₄arroz = emisiones anuales de CH₄ del cultivo de arroz, en Gg CH₄ año⁻¹;

EF_{i,j,k} = factor de emisión diario para las condiciones i, j y k, en kg CH₄ ha⁻¹ d⁻¹;

t_{i,j,k} = período de crecimiento del arroz para las condiciones i, j y k, en días;

A_{i,j,k} = área de arroz cosechada anualmente, para las condiciones i, j y k, en ha año⁻¹;

i, j y k = representan los diferentes ecosistemas, regímenes de gestión del agua, tipo y cantidad de material orgánico y otras condiciones que pueden influir en las emisiones de CH₄ del cultivo de arroz.

El factor de emisión de CH₄ diario (EF_i) se calcula de acuerdo con la Ecuación 2.

$$\text{EF}_i = \text{EF}_c \cdot \text{SF}_w \cdot \text{SF}_p \cdot \text{SF}_o \cdot \text{SF}_{s,r} \quad (\text{Ecuación 2})$$

Donde:

EF_i = factor de emisión diario para un área cosechada determinada, en $\text{kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$;

EF_c = factor de emisión de línea base para áreas de cultivo de arroz regado con inundación continua, sin entrada de material orgánico en $\text{kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$;

SF_w = factor de escala que explica las diferencias en el régimen hídrico durante el período de cultivo del arroz;

SF_p = factor de escala que explica las diferencias en el régimen hídrico en el período anterior al cultivo del arroz (entre temporadas);

SF_o = factor de escala que explica las variaciones en el tipo y cantidad de material orgánico aportado al suelo;

$SF_{s,r}$ = factor de escala para el tipo de suelo, variedades de arroz, etc., si está disponible.

De acuerdo con las directrices de la Guía del IPCC (IPCC, 2006), el factor de emisión de línea base para las áreas de cultivo de arroz regado por inundación continua sin aporte de material orgánico (EF_c) debe, preferentemente, ser determinado localmente en experimentos con evaluación de las emisiones de CH_4 . En ausencia de factores de emisión validados, el IPCC recomienda utilizar el valor indicado por defecto ($1,3 \text{ kg CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$), que asume la ausencia de aporte de materia orgánica y la mantención del suelo inundado por un período inferior a 180 d, en el período que antecede el cultivo del arroz. El factor de escala SF_w explica las diferencias en el régimen hídrico durante el período de cultivo del arroz. La metodología del IPCC (2006) propone valores de referencia para el factor de escala SF_w desagregados por el régimen hídrico para usar en el cálculo de las estimaciones de las emisiones de CH_4 del cultivo de arroz (Cuadro 1).

Cuadro 1. Factores de escala por defecto, para estimar las emisiones de CH_4 en función del régimen hídrico durante el período de cultivo del arroz, utilizando el sistema de riego por inundación continuo (SF_w) como referencia.

Régimen hídrico		Agregado		Desagregado	
Ecosistema	Gestión del agua	Factor de escala SF_w	Error estándar	Factor de escala SF_w	Error estándar
Tierras altas / Tierras de secano ¹		0	-	0	-
Tierras bajas/ de regadío ²	Inundación continua	0,78	0,62 - 0,98	1,00	0,79 - 1,26
	Inundación intermitente c/ aireación simple			0,60	0,46 - 0,80
	Inundación intermitente c/ aireación múltiple			0,52	0,41 - 0,66
Impulsado por lluvias y aguas profundas ³	Lluvias regulares	0,27	0,21 - 0,34	0,28	0,21 - 0,37
	Sujeta a sequía			0,25	0,18 - 0,36
	Aguas profundas			0,31	ND

Fuente: Yan et al. (2005). Adaptado de IPCC (2006).

¹ Áreas de cultivo sin inundación por un período significativo.

² Áreas de cultivo inundadas durante un período significativo y régimen hídrico controlado: inundación continua (sólo drenado para la cosecha), inundaciones intermitentes (con al menos, un período de aireación mayor a tres días durante el cultivo), aireación simple (con un período de aireación, en cualquier etapa del cultivo, excepto el drenaje para la cosecha) y aireación múltiple (con más de un período de aireación en cualquier etapa del cultivo, excepto drenaje para la cosecha).

³ Áreas de cultivo inundadas por un período significativo y régimen hídrico dependiente de la lluvia: Lluvias regulares (el nivel del agua puede aumentar hasta 50 cm durante el cultivo), sujeta a sequía (sujetas a períodos de sequía durante el cultivo) y aguas profundas (el nivel del agua puede aumentar en más de 50 cm durante un período significativo del cultivo).

Otro aspecto considerado en el establecimiento del factor de emisión de CH₄ para el cultivo de arroz, es el régimen hídrico adoptado en el período anterior al cultivo, es decir, fuera de temporada, que caracteriza el factor de escala SRp, para el cual la metodología del IPCC (2006) considera tres tipos de regímenes hídricos: 1) áreas no inundadas durante la temporada baja durante menos de 180 d; 2) áreas no inundadas fuera de temporada por más de 180 d; y 3) áreas inundadas fuera de temporada por más de 30 d (Cuadro 2).

Cuadro 2. Factores de la escala predeterminada para estimar las emisiones de CH₄ en función del régimen hídrico durante el período anterior al cultivo del arroz (o fuera de temporada) (SFp).

Régimen hídrico anterior al cultivo de arroz	Agregado		Desagregado	
	Factor de escala SFp	Error estándar	Factor de escala SFp	Error estándar
Áreas no inundadas fuera de temporada por un período <180 d	1,22	1,07 – 1,40	1,00	0,88 – 1,14
Áreas no inundadas fuera de temporada por un período >180 d			0,68	0,58 – 0,80
Áreas inundadas fuera de temporada por un período >30 d			1,90	1,65 – 2,18

Fuente: Yan et al. (2005). Adaptado de IPCC (2006).

Un tercer factor de escala necesario para establecer el factor de emisión de CH₄ para el cultivo de arroz (EFi), considera el aporte de materia orgánica al suelo (SFo), que se determina a partir de la Ecuación 3.

$$SF_o = \left(1 + \sum_i ROA_i \cdot CFOA_i\right)^{0,59} \text{ (Ecuación 3)}$$

Donde:

SF_o = factor de escala que explica las variaciones en el tipo y cantidad de material orgánico aplicado;

ROA_i = dosis de materia orgánica aplicada, basada en materia seca para paja de arroz y materia fresca para otros residuos, en t ha⁻¹;

CFOA_i = factor de conversión para el aporte de materia orgánica, teniendo como referencia el efecto que proporciona la aplicación de paja de arroz inmediatamente antes del cultivo.

El IPCC (2006) propone el uso del factor de conversión CFOA_i predeterminado, para diferentes tipos de material orgánico agregado al suelo. Específicamente para la paja de arroz, los valores indicados varían según el tiempo de incorporación al suelo (Cuadro 3).

Cuadro 3. Factores de conversión predeterminados para tipos de material orgánico (CFOA).

Material orgánico	Factor de conversión (CFOA)	Error estándar
Paja de arroz incorporada al suelo menos de 30 d antes del cultivo	1,00	0,97 – 1,04
Paja de arroz incorporada al suelo más de 30 d antes del cultivo	0,29	0,20 – 0,40
Compostaje	0,05	0,01 – 0,08
Estiércol animal	0,14	0,07 - 0,20
Abono verde	0,50	0,30 – 0,60

Fuente: Yan et al. (2005). Adaptado de IPCC (2006).

Cambios provocados por la inundación del suelo relacionados con producción y emisión de CH₄ y N₂O

La emisión de N₂O y CH₄ en áreas inundadas del cultivo de arroz, es el resultado de complejas interacciones entre las plantas de arroz, microorganismos y el suelo. En ambientes inundados existe, predominantemente, una actividad anaeróbica en el suelo, debido a la presencia de una lámina de agua que determina la ausencia de oxígeno libre (O₂) (Silva et al., 2008). La inundación del suelo, durante el período de cultivo, causa la disminución de la concentración de O₂, debido a la baja tasa de difusión del O₂ en el agua, siendo consumido rápidamente en función de la necesidad de energía de los microorganismos aeróbicos que implican la transferencia de electrones al O₂. En la ausencia de oxígeno, otros iones funcionarán como aceptores en la cadena transportadora de electrones ligada a la respiración de los microorganismos y producción de energía (Le Mer y Roger, 2001).

El primer compuesto a ser utilizado como aceptor de electrones después de la desaparición del O₂ es el nitrato (NO₃⁻), proveniente de la descomposición de la materia orgánica o de la adición de N a través de fertilización, nitrificado anteriormente a la inundación o en zonas aeróbicas del suelo. La reducción del NO₃⁻ en los suelos inundados produce el N₂O; sin embargo, su producción está restringida al curso de las reacciones de reducción y a la disponibilidad de NO₃⁻ en el suelo. Los siguientes compuestos a ser reducidos son los óxidos de Mn⁺⁴, seguido de los óxidos de Fe⁺³, SO₄⁻² y del CO₂. Con el agotamiento de los compuestos inorgánicos como aceptores de electrones, se desencadena el proceso en el cual las bacterias anaeróbicas metanogénicas utilizan los compuestos orgánicos como aceptores de electrones (compuestos orgánicos con pocos C) transformándolos en CH₄ y CO₂ (Silva et al., 2008). Un esquema de los cambios electroquímicos y las emisiones de N₂O y CH₄ en función de la inundación se muestra en la Figura 1.

La descomposición anaeróbica en suelos inundados ocurre en etapas, involucrando diversos grupos de microorganismos en la degradación de los compuestos orgánicos. Inicialmente, los microorganismos necesitan transformar las moléculas compuestas (varias cadenas de C) en formas simples (moléculas con pocos C); es decir, inicia la hidrólisis de macromoléculas (lípidos, polisacáridos, proteínas y ácidos nucleicos) a monómeros (aminoácidos, azúcares, ácidos grasos, glicerol y nucleótidos) por microorganismos aeróbicos o anaeróbicos facultativos y estrictos (Moreira y Siqueira, 2002). A partir de monómeros, los microorganismos anaeróbicos facultativos producen ácidos orgánicos, como acético, propiónico y butírico por medio de la fermentación que, posteriormente, se convierten a acetato y H₂/CO₂, utilizados por las bacterias metanogénicas para la producción de CH₄ (Dubey, 2005). Las bacterias que producen CH₄ pertenecen a los géneros *Methanobacterium*, *Methanobrevibacter*, *Methanococcus* y *Methanosarcina*, siendo los géneros

Methanobacterium y *Methanosarcina* los que se asocian a la producción de CH₄ en el cultivo del arroz de riego, de forma que estas bacterias son estrictamente anaeróbicas y necesitan potencial redox (Eh) de aproximadamente -200 mV para reducir el C y producir CH₄ (Dubey, 2005). La fermentación es la principal vía de producción del CH₄ en suelos inundados. Pero el metano puede ser formado, también, por reducción del gas carbónico (Ecuación 4). En la escala de reducción de los compuestos inorgánicos del suelo, el CO₂ se reduce después del SO₄⁻², necesitando, por lo tanto, de potencial de oxidorreducción muy bajos.

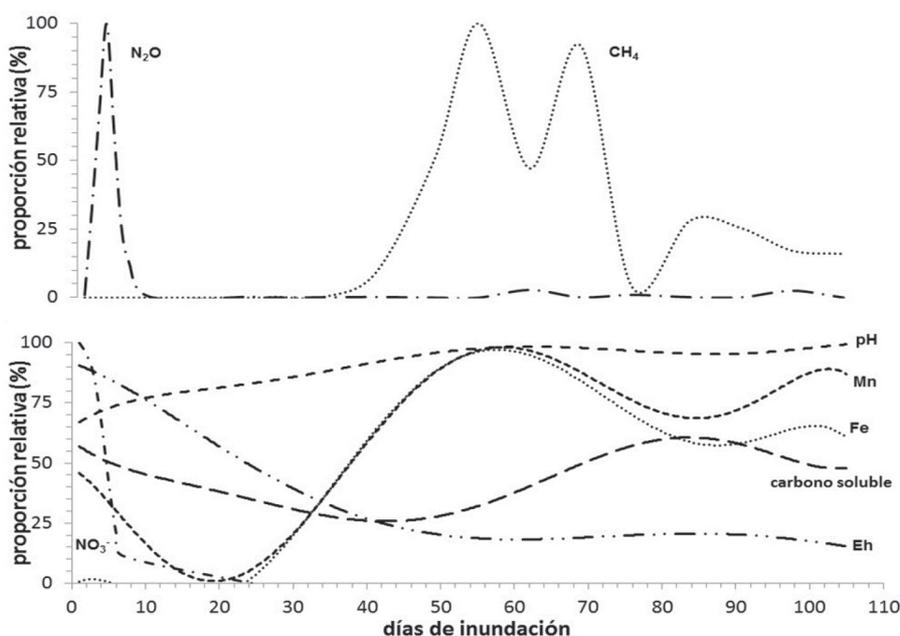
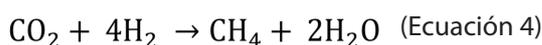


Figura 1. Representación esquemática de las alteraciones electroquímicas resultantes de la inundación del suelo y el flujo de las emisiones de N₂O y CH₄ (Adaptado: Copetti, 2014).



El inicio de la producción de CH₄ depende de la cantidad de materia orgánica fácilmente biodegradable y de la magnitud del sistema redox después de la reducción del Fe⁺³ y del SO₄⁻², de modo que la disponibilidad de sustratos (H₂ y acetato) en el suelo es el factor que limita la actividad de las bacterias metanogénicas. Estas bacterias todavía tienen que competir con otras bacterias anaeróbicas por los sustratos disponibles, tales como las bacterias reductoras de Fe⁺³, SO₄⁻² y Mn⁺⁴ (Dubey, 2005; Moterle, 2011). Después del inicio del flujo de CH₄ en el cultivo del arroz, las tasas y picos de emisión también dependen de la disponibilidad de sustratos a las bacterias. En este sentido, Itoh et al. (2011) verificaron que la remoción de toda la paja de arroz del suelo postergó la emisión de CH₄, la cual ocurrió apenas a partir del florecimiento del cultivo, estando asociada a la elevada disponibilidad de carbono orgánico proveniente de los exudados radiculares.

El flujo de CH₄ a la atmósfera es controlado por el gradiente de concentración entre el suelo inundado y la atmósfera, a través de tres mecanismos de transporte: por el sistema vascular de las plantas, por difusión a través del suelo y lámina de agua, y por la formación de burbujas de gas que escapan a la atmósfera (Conrad, 2002). Entre los tres mecanismos, el más importante es el

flujo de CH_4 controlado por el sistema vascular de las plantas que se encuentran en el ambiente inundado, funcionando como una verdadera válvula de escape del gas. Una representación de los procesos que involucra la producción y difusión del CH_4 a la atmósfera se presenta en la Figura 2.

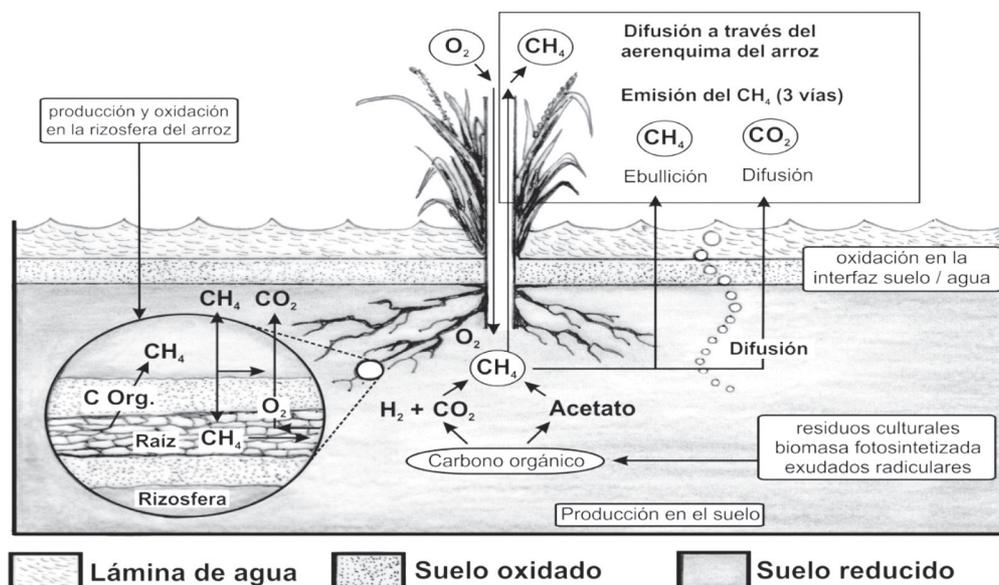


Figura 2. Esquema que representa el ambiente de suelo inundado para el cultivo del arroz y los procesos que involucra la producción y difusión del metano a la atmósfera (Adaptado: Silva et al., 2008).

Por lo tanto, la producción de CH_4 ocurre por la asociación de factores relacionados con el cultivo de arroz irrigado por inundación, la existencia de una fuente de sustrato disponible para las bacterias metanogénicas (compuestos conteniendo C) y la condición ambiental favorable para la actividad de las bacterias (ambiente anaeróbico). Diversos factores pueden influenciar el flujo de CH_4 en suelos agrícolas inundados, destacándose la actividad microbiana, temperatura del suelo, pH y Eh del medio, disponibilidad de sustratos, propiedades físicas y químicas del suelo, actividades de enzimas, concentraciones de H_2 , NH_3 , NO_3^- , NO_2^- y SO_4^{2-} , difusión y transferencia de CH_4 , desarrollo de las plantas de arroz en lo que se refiere al aspecto nutricional y la producción de fitomasa aérea y radicular, así como la forma de distribución del sistema radicular en el perfil del producto (Costa, 2005). Además, se destaca que una parte del CH_4 producido en el suelo inundado puede ser oxidado a CO_2 por microorganismos metanotróficos presentes en regiones del suelo que permanecen oxidadas, como la rizósfera del arroz y la superficie del suelo. Así, la cantidad emitida de CH_4 es el resultado neto de la cantidad producida y de la cantidad que se genera en regiones oxidadas de la rizósfera bajo condiciones inundadas.

Por su parte, la producción de N_2O está relacionada con la mineralización del nitrógeno en el suelo, principalmente a través de los procesos de nitrificación y desnitrificación. El N orgánico es mineralizado a amonio, que a continuación sufre nitrificación produciendo nitrato por la actividad de bacterias aeróbicas. En suelos bien oxidados la forma estable del N inorgánico es el nitrato. Sin embargo, cuando el suelo es inundado y el O_2 es consumido, los microorganismos anaeróbicos

utilizan el nitrato como receptor de electrones, reduciéndolos a N_2 , en un proceso denominado de desnitrificación, donde el NO y N_2O son producidos como compuestos intermediarios, siendo liberados al ambiente. Los procesos de amonificación, nitrificación y desnitrificación están relacionados, ya que el producto de un proceso es requerido por el siguiente.

En ambientes estrictamente anaeróbicos ocurre una acumulación de amonio, pues la ausencia de oxígeno no permite la actividad de las bacterias nitrificadoras. Sin embargo, en zonas oxidadas, como la superficie de suelos inundados y la rizósfera, la actividad de las bacterias nitrificadoras produce nitrato que, al difundir hacia zonas reducidas, puede ser desnitrificado produciendo N_2O (Figura 3). No obstante, el proceso de desnitrificación se intensifica cuando ocurre la alternancia de las condiciones oxidadas y reducidas, o cuando se realiza la fertilización nitrogenada, produciendo mayores cantidades de N_2O .

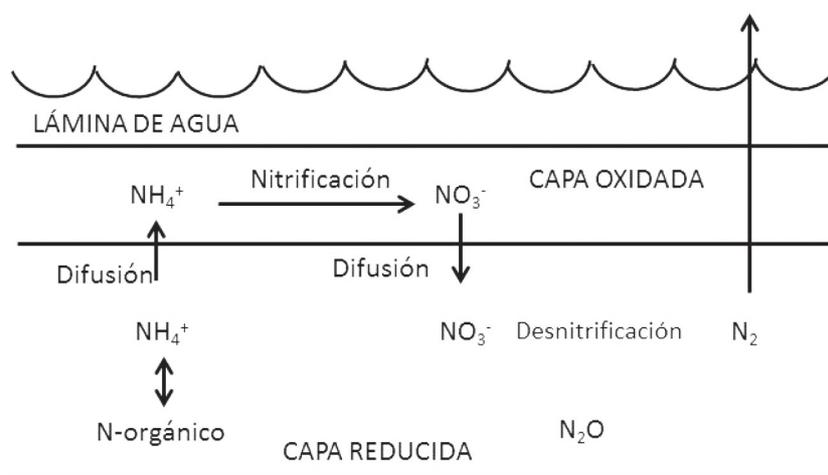


Figura 3. Esquema demostrando los procesos de nitrificación y desnitrificación en ambientes inundados (Adaptado: Sousa et al., 2012).

En este contexto, varios factores pueden controlar las emisiones de GEI en cultivos de arroz irrigado por inundación, muchos de los cuales pueden ser afectados por las prácticas de manejo del cultivo, como la irrigación y fertilización, entre otras. Así, el conocimiento de los mecanismos involucrados y la adopción de ciertas prácticas pueden ser estrategias importantes para garantizar la productividad del arroz y reducir su contribución a la emisión de GEI.

Emisiones indirectas de N_2O

Otra vía importante de pérdida de nitrógeno desde los fertilizantes en el suelo es la volatilización del amoníaco (NH_3) (Ma et al., 2010). Es la forma más reducida de nitrógeno reactivo presente en la atmósfera, cuya concentración ha crecido debido a la actividad humana (Aneja et al., 2003). La agricultura representa entre el 20 % y el 80 % de las emisiones de $N-NH_3$ en las áreas agrícolas (Misselbrook et al., 2000; Aneja et al., 2008).

A los efectos de contabilizar las emisiones de GEI, el amoníaco se considera una fuente indirecta de N_2O , ya que una fracción de los fertilizantes aplicados al suelo se volatiliza como NH_3 y, posteriormente, se vuelve a depositar en el suelo (IPCC, 1996; Alves, 2015).

La volatilización del amoníaco está fuertemente asociada al uso de urea, una de las principales fuentes de N del arroz de regadío, debido al alto contenido de N y al menor costo por unidad del

nutriente aplicado. A pesar de estos aspectos favorables, este fertilizante presenta una reacción alcalina inicial en el suelo, favoreciendo las pérdidas de N como NH_3 , cuando se aplica en superficie. Además de la actividad de la ureasa, enzima que controla la tasa de hidrólisis de la urea en el suelo, la intensidad de las pérdidas de NH_3 está influenciada por la interacción de factores edáficos y ambientales, siendo proporcional a la concentración de amoníaco en la solución del suelo (Anjos y Tedesco, 1976; Xu et al., 1993).

Estrategias de adaptación y mitigación de las emisiones de GEI

Adaptación de la agricultura al cambio climático: cultivo de arroz de riego

Las emisiones antrópicas de GEI y los cambios de uso y cobertura de la tierra (Scott et al., 2018) podrían alterar el clima global en las próximas décadas. Por ejemplo, se espera como resultado de las actividades antrópicas aumentos de la temperatura media global del aire, del nivel medio del mar y de la frecuencia e intensidad de precipitaciones y sequías, ocasionando inundaciones y olas de calor (Stocker et al., 2013). Tales cambios podrían impactar significativamente diversos agroecosistemas en todo el mundo (Stevanović et al., 2016).

Desde el punto de vista estratégico, será de extrema importancia predecir de qué manera los agroecosistemas atenderán al aumento de la demanda mundial por alimentos, fibras y energía de modo sostenible y en un contexto en el cual la productividad agrícola pueda presentar estancamiento o reducciones asociadas al cambio climático (Zhao et al., 2018). La variabilidad climática es responsable de, aproximadamente, un tercio de las oscilaciones de la productividad agrícola en todo el mundo (Ray et al., 2015). Los cambios climáticos podrían, por lo tanto, disminuir la variabilidad de la productividad agrícola drásticamente a lo largo de la segunda mitad de este siglo, en ausencia de medidas de adaptación y mitigación de las emisiones de GEI.

El 5º Informe de Evaluación (AR5) del IPCC sugiere que la productividad del arroz producido en la región tropical, probablemente, disminuirá a una tasa de entre 1,3 % y 3,5 % por cada 1 °C de calentamiento medio global (Porter et al., 2014). El aumento de la temperatura media global puede elevar la ocurrencia de tensiones térmicas e hídricas y, como consecuencia, disminuir la productividad (Zhao et al., 2018). Se estima que los cambios climáticos ya están reduciendo la producción agrícola global de 1 % a 5 % por década en los últimos 30 años y seguirán representando desafíos para la agricultura en las próximas décadas (Porter et al., 2014). Existe evidencia de que los cambios climáticos están afectando la producción de arroz en la región tropical. En Asia, específicamente en Indonesia, se espera un retraso en el inicio de las precipitaciones (monzones) a partir de 2050. Debido a esto, se espera un aumento de la deficiencia hídrica (Naylor et al., 2007). Actualmente, hay un área amplia del continente asiático con temperaturas superiores a 33 °C, umbral crítico para el cultivo del arroz, como el sur y el sudeste de Asia, en China central y en pequeñas áreas insulares del Sudeste Asiático. Las temperaturas superiores a 36 °C se producen en el continente subindustrial y en las partes de Myanmar y Tailandia (Wassmann et al., 2009). Una situación similar también se encuentra en la región de producción del arroz tropical en Brasil, principalmente en los estados de Piauí y Maranhão. Para el arroz de tierras altas, cultivado principalmente en la región central de Brasil, se espera una reducción en la productividad variando de 200 a 600 kg ha^{-1} (hasta 20 %) para toda la región de producción en 2050. Esa reducción en la productividad está relacionada a los cambios en la intensidad y frecuencia de los patrones de deficiencia hídrica, debido al cambio climático (Ramirez-Villegas et al., 2018).

En la región subtropical de Brasil, las principales alteraciones en la producción de arroz están asociadas a: a) riesgo de frío; b) acortamiento del ciclo debido al aumento de la temperatura; c) aumento de productividad en las regiones más frías, con menores pérdidas derivadas de la esterilidad por frío; d) en las regiones más calientes los cambios climáticos deben llevar a una dismi-

nución de la productividad para algunas épocas de siembra y variedades debido a la elevación de las temperaturas diurnas y nocturnas (Steinmetz et al., 2005; Cuadra et al., 2015).

En este contexto, el desarrollo y aplicación de tecnologías, productos y servicios para minimizar los riesgos de pérdidas e incrementar las ganancias de productividad de los agroecosistemas, serán fundamentales para la adaptación de los cultivos agrícolas al cambio climático. Entre estas tecnologías se destaca el aumento de inversión para almacenar agua, programas de mejoramiento vegetal, diversificación de cultivos y sistemas de predicción de tormentas, etc. Los programas de mejoramiento vegetal desempeñarán un importante papel en la adaptación de los cultivos al cambio climático, mediante el desarrollo de nuevos materiales genéticos adaptados a los ambientes de producción, tolerantes a la deficiencia hídrica. Los cultivos alternativos deben ser estudiados en los lugares donde los actuales sistemas de producción se están volviendo menos sostenibles. Diversos grupos de investigación han concentrado esfuerzos en la búsqueda de avances del conocimiento para el desarrollo de variedades con mayor tolerancia a los estreses de tipos bióticos y abióticos. Las diversas líneas de investigación buscan alternativas, como la exploración de la variabilidad genética de los cultivos y de especies relacionadas, para la identificación de marcadores moleculares asociados a regiones genómicas (quantitative trait locus o QTLs) o alelos favorables para selección asistida, selección genómica amplia, incorporación de caracteres exóticos mediante la transformación genética, o por medio de la edición génica. La identificación de genes de plantas tolerantes, como algunas especies nativas semiáridas que sobreviven en situaciones de estrés hídrico y altas temperaturas, podrán contribuir en la generación de alternativas biotecnológicas para el mejoramiento de plantas cultivadas (Aidar et al., 2017).

En el caso de las variedades más adaptadas, la adopción de buenas prácticas agropecuarias se considera un método viable de proveer resiliencia y minimizar la exposición a los riesgos climáticos, posibilitando reducir las actuales lagunas de productividad (Cassman, 1999; Ittersum et al., 2016). La Zonificación Agrícola de Riesgo Climático (ZARC) contribuye a reducir los riesgos por medio de la recomendación de épocas más favorables para la implantación de diversos cultivos agrícolas (Santos et al., 2010).

Otro factor de gran impacto en la productividad de los cultivos en las próximas décadas será el efecto del incremento de la presión parcial del CO₂ atmosférico sobre la fotosíntesis de las plantas, sobre todo de aquellas con metabolismo C₃ (por ejemplo, trigo, arroz y soja), pero también sobre el valor nutricional de los alimentos de base vegetal. Los resultados recientes han indicado que los cultivos C₃, no leguminosas, tienen concentraciones más bajas de proteína cuando se cultivan en un ambiente con una concentración de CO₂ elevada, mientras que los cultivos C₄ parecen ser menos afectados (Myers et al., 2014). Para el cultivo del arroz de riego, Cuadra et al. (2015) indicaron que el exceso de CO₂ atmosférico, considerando ese efecto aislado, puede eventualmente beneficiar la productividad de arroz de riego en el estado de Rio Grande do Sul, principal estado productor de Brasil.

Por último, se resalta que los cambios climáticos afectarán los estreses de orden abiótico y biótico, intensificándolos. Por ello, es de extrema importancia estimar cómo los problemas fitosanitarios pueden ser impactados por los cambios en el clima, ya que patógenos y plagas son factores responsables por drásticas reducciones de productividad y pueden poner en riesgo la sostenibilidad económica y ambiental de diversas actividades agrícolas. Por lo tanto, los cambios climáticos representan un riesgo muy elevado para la seguridad alimentaria, aún sin medidas adecuadas de mitigación y adaptación de los agroecosistemas (Magrin et al., 2014). Es consenso, que la promoción de la resiliencia y la adaptabilidad a los riesgos climáticos requiere planificación y el desarrollo de recursos humanos, además de herramientas tecnológicas capaces de producir conocimiento y estimaciones de los riesgos a que están sujetos los distintos sistemas de producción en las diferentes regiones.

Mitigación de las emisiones de GEI: cultivo de arroz

Como se ha señalado, las emisiones de GEI del cultivo de arroz de riego están influenciadas por la interacción de diversos procesos que involucra microorganismos metanogénicos y metanotróficos, la presencia y el tipo de vegetación, propiedades físico-químicas del suelo, condiciones climáticas (Le Mer y Roger, 2001), y las prácticas de manejo del cultivo. Las modificaciones en el manejo también ofrecen importantes oportunidades de mitigación. A menudo, una misma práctica influye más de un gas simultáneamente, por diferentes mecanismos, algunas veces con efecto antagónico, de forma que el beneficio neto de la alteración en el manejo debe considerar el efecto conjunto sobre todos los GEI (Schils et al., 2005). Entre las opciones de manejo con potencial mitigador de emisiones de GEI para el cultivo del arroz, destacan el manejo del agua, preparación del suelo, incorporación de paja y residuos, manejo de fertilizantes, diversificación de cultivos y la selección de variedades (Hussain et al., 2015). Hay que considerar, además, que algunas prácticas de manejo, a pesar del efecto mitigador de emisiones, son menos viables por comprometer la productividad del área cultivada.

Manejo del agua de riego

El manejo del agua, es decir, el patrón de riego, es un factor preponderante en el control de emisiones de GEI en el arroz. Existen diversas opciones o modalidades de manejo del agua, involucrando básicamente la intermitencia de la irrigación o drenaje del suelo para reducir las emisiones de GEI, en comparación con el sistema tradicional de riego por inundación continua, pudiendo ser adoptados bajo diferentes condiciones de suelo y clima, sin comprometer el potencial productivo del arroz (Hussain et al., 2015). El CH_4 , que responde por la mayor parte del potencial de calentamiento global del cultivo de arroz, es el gas más fuertemente influenciado por la variación en el manejo del riego, ya que la metanogénesis está directamente asociada a la condición de inundación del suelo durante el cultivo. Además, el crecimiento y actividad radicular también interfieren en la emisión de CH_4 , dado que la planta de arroz es una importante vía de transporte pasivo del CH_4 producido en el suelo a la atmósfera (Ko y Kang, 2000), a través del aerénquima y microporos localizados en las hojas (Nouchi et al., 1994). Chirinda et al. (2018) reportaron reducciones de entre 50 % y 90 % en las emisiones de CH_4 derivadas de la adopción de manejos alternativos del riego en relación a la inundación continua.

La intermitencia del riego, así como el drenaje libre del suelo en diferentes momentos del ciclo del arroz, mitigan las emisiones de CH_4 por promover la oxidación del suelo. La presencia de oxígeno elimina la actividad de los metanogénicos, que son microorganismos anaeróbicos estrictos y, consecuentemente, interrumpe la producción de CH_4 (Sass et al., 1992). Además, la entrada de O_2 oxida los compuestos inorgánicos anteriormente reducidos en el suelo, permitiendo, además, que un grupo específico de bacterias aeróbicas (metanotróficas) oxiden el CH_4 presente, produciendo CO_2 . En consecuencia, hay una reducción en las emisiones de CH_4 en el arroz de riego (Wassmann et al., 2000). Este efecto puede ocurrir incluso en condiciones de suelo inundado, ya que hay entrada de oxígeno en la rizósfera vía aerénquima de las plantas de arroz.

La velocidad de oxidación del suelo, en respuesta a las prácticas de disminución del riego o drenaje, varía ampliamente en función de las características del suelo, pudiendo llevar desde pocos días a incluso semanas (Le Mer y Roger, 2001). El tiempo para la oxidación del suelo varía, además, con el estado de desarrollo de la planta de arroz, cantidad de iones inorgánicos aceptores de electrones presentes en el suelo, altura de la capa freática, precipitación durante el período oxidado, sistematización del suelo, condiciones climáticas y la evapotranspiración (Wang et al., 1999). Según Sass et al. (1992), el mantenimiento del suelo drenado por 2 d es suficiente para provocar cambios en el nivel de reducción del suelo y disminución de las emisiones de CH_4 . Para Mishra et al. (1997), este efecto se obtuvo sólo 6 d después del drenaje, cuando el contenido de agua del suelo alcanzó la capacidad de campo. Por su parte, Hou et al. (2000), en un experimento realizado

en suelo que contenía 63 % de arena, verificaron que los valores de Hartree (Eh) pasaron de -100 millivoltios (mV) durante la inundación, a +200 mV apenas 3 d después del drenaje. De la misma forma, el intervalo necesario para que el suelo alcance la condición de reducción anterior al drenaje, varía con el tipo suelo, pudiendo llevar hasta tres semanas, según lo relatado por Sass et al. (1992). Según estos autores, la práctica de drenaje del suelo por 2 a 3 d, espaciada cada 21 d, sería suficiente para minimizar los efectos de la reducción del suelo y reducir el flujo de CH₄. Se resalta que, en la fase inicial de aireación del suelo, la emisión de CH₄ puede ser intensificada por un período corto, debido a la liberación del CH₄ atrapado en el suelo; en consecuencia, las emisiones son persistentemente bajas, incluso cuando el cultivo es nuevamente inundado (Bloom, 2012).

Es importante considerar, también, que los manejos alternativos del agua para el arroz, involucrando períodos de suelo oxidado normalmente, se practican para ahorrar agua, resultando en reducción de emisión de CH₄ (Epule et al., 2011). Sin embargo, se debe prestar especial atención al suministro de las exigencias hídricas de la planta de arroz, para no comprometer el desempeño productivo del cultivo. Los resultados de la investigación muestran que hasta la fase de pre-floración, la planta de arroz es menos sensible al déficit hídrico, mientras que en las fases de floración y llenado de los granos la sensibilidad al estrés es mayor (Wassmann et al., 1993). Por esta razón, la definición del patrón de riego a ser utilizado en cada condición de cultivo, debe tener en cuenta la demanda hídrica del cultivo en las diferentes fases de desarrollo, así como la variabilidad ambiental y las variedades de arroz. La tendencia general es que el establecimiento de períodos de suelo aireado, para contener las emisiones de CH₄, a menudo resultan en aumento de los procesos de nitrificación y desnitrificación, con pérdida neta de nitrógeno (Cai et al., 1997; Zou et al., 2005). Así, para reducir simultáneamente las emisiones de CH₄ y N₂O y, consecuentemente, el potencial de calentamiento global asociado al cultivo de arroz, tanto el manejo del agua y del nitrógeno deben ser optimizados (Logomarsino et al., 2016).

Preparación del suelo y manejo de residuos

Las prácticas de preparación del suelo también tienen un potencial mitigador de emisiones de GEI en el cultivo del arroz. Los efectos principales están asociados a cambios en propiedades del suelo (porosidad, temperatura, humedad, etc.), así como a procesos bioquímicos (Li et al., 2013). Sin embargo, las alteraciones resultantes de la preparación del suelo pueden aumentar las emisiones, favoreciendo la aireación y promoviendo la ruptura de agregados del suelo, liberando fracciones protegidas de carbono orgánico (Jacinthe y Lal, 2005).

Con respecto al CO₂, las operaciones de preparación favorecen la aireación y, consecuentemente, aceleran la oxidación del carbono del suelo. Propician, además, la exposición de fracciones de la materia orgánica protegidas en los agregados al ataque microbiano. Contrariamente, la preparación reducida disminuye los cambios en el suelo, con la consiguiente reducción en las emisiones (Hussain et al., 2015). También las emisiones de CH₄ en el cultivo de arroz son generalmente mayores bajo preparación convencional, en relación a la preparación reducida o siembra directa. Para Bayer et al. (2014), este efecto está asociado, preponderantemente, a la incorporación de biomasa vegetal al suelo, promoviendo un aumento de la concentración de carbono orgánico disuelto en las capas subsuperficiales del suelo, donde la condición de reducción es más intensa. Pandey et al. (2012) atribuyen las menores emisiones de CH₄ bajo siembra directa al aumento de la densidad del suelo, resultando en menor volumen de macroporos y, por lo tanto, menor descomposición de la materia orgánica. Los datos de investigación sugieren, además, que la compactación del suelo en áreas bajo siembra directa, aumenta el tiempo de residencia del CH₄ en el suelo y, por lo tanto, la probabilidad de ser oxidado por bacterias metanotróficas, con la consecuente reducción en las emisiones por las plantas de arroz (Li et al., 2013).

Los resultados de investigaciones sobre el efecto de la preparación del suelo sobre las emisiones de N₂O en suelos cultivados con arroz de riego, todavía son contradictorios. En la mayoría de los

casos se observó un aumento en la concentración de N_2O en las preparaciones convencionales vs. siembra directa cero labranza (Bayer et al., 2014). Otro autor reportó mayores emisiones de N_2O bajo siembra directa con cero labranza en comparación con la preparación de suelo convencional (Ahmad et al., 2009). En general, los autores atribuyen las mayores emisiones de N_2O bajo siembra directa a la mayor exposición de los fertilizantes nitrogenados que se aplican superficialmente, intensificando el proceso de nitrificación y, también, a la mayor desnitrificación debido al aumento de densidad del suelo y consecuente aumento de la anaerobiosis en la capa superficial del suelo. Contrariamente, algunos estudios reportan reducción en las emisiones de N_2O bajo siembra directa (Six et al., 2004). Así mismo, estos autores indican que la mitigación en las emisiones de N_2O bajo siembra directa depende del período de conversión para la siembra directa y de las condiciones climáticas, siendo más intensa en regiones húmedas que en aquellas con sequía.

La época y las labores de preparación del suelo y manejo de la cobertura vegetal también determinan distintos potenciales de incorporación de C y N al suelo y de emisión de GEI en el período de cultivo del arroz y también durante la temporada (Yao et al., 2010). Esto porque, en el sistema de preparación convencional (primavera), la paja remanente del cultivo de arroz y la cobertura vegetal desarrollada durante el período de otoño/invierno se incorporan al suelo con pequeña antelación de la siembra del arroz, actuando como una fuente de carbono lábil para la producción de CH_4 , cuando el suelo es inundado. Por otro lado, con la anticipación de la preparación, el movimiento del suelo y la incorporación de la paja del arroz ocurren en el otoño, posibilitando que gran parte de los residuos vegetales sea descompuesta bajo condiciones aeróbicas, liberando CO_2 , y disminuyendo el potencial de emisión de CH_4 del suelo, ya que la inundación para el próximo cultivo de arroz ocurre sólo en la primavera (Bayer et al., 2013). En un estudio de larga duración realizado en la región subtropical húmeda de Brasil, Bayer et al. (2015) determinaron que la preparación anticipada del suelo en el otoño redujo en 25 % el potencial de calentamiento global (PAG) debido al arroz, en relación a la preparación convencional en primavera. Las variaciones en el PAG estuvieron asociadas a la reducción en las emisiones de CH_4 , no habiendo un efecto de la época de preparación del suelo sobre las emisiones de N_2O .

El aporte de material/residuos orgánicos al suelo es un factor de gran relevancia en cuanto a las emisiones de GEI en el cultivo de arroz. El uso de acondicionadores de suelo conteniendo material orgánico, como la paja de arroz y otros restos de cultivo, abonos verdes y compuestos orgánicos, promueven la producción y emisión de CH_4 , dado que son una fuente de carbono lábil (Neue et al., 1996). La intensidad del efecto varía, entretanto, en función de la cantidad, calidad e incluso de la época de aplicación de los residuos (Denier van der Gon y Neue, 1995). En general, mayores emisiones de CH_4 están asociadas a la incorporación de residuos frescos, mientras que la aplicación de materiales compostados, con mayor grado de humificación, reduce las emisiones (Yan et al., 2005). Para el N_2O , el comportamiento observado normalmente es distinto, es decir, las emisiones son inhibidas por la aplicación de material orgánico, debido a la inmovilización microbiana del nitrógeno, ya que hay gran disponibilidad de carbono soluble (Ma et al., 2009).

Manejo de fertilizantes nitrogenados

La aplicación de fertilizantes nitrogenados se considera una de las principales fuentes de emisión de N_2O del suelo agrícola a la atmósfera. La urea, por ejemplo, es el fertilizante nitrogenado más importante entre los utilizados mundialmente, como resultado de la alta concentración del nutriente y el menor precio por unidad de N. Sin embargo, dada su alta solubilidad, presenta alta susceptibilidad a procesos de pérdidas de N en el suelo y un potencial de elevar las emisiones de N_2O . Esto es particularmente importante en el cultivo del arroz de riego, pues el N disponible de la urea puede abastecer los procesos de nitrificación y desnitrificación, generando N_2O como fue discutido anteriormente. En la mayoría de los casos se observó un aumento de las emisiones de N_2O con uso de urea como fuente convencional de N, en comparación con fuentes alternativas

como residuos orgánicos, fuentes líquidas y con aditivos inhibidores enzimáticos (Halvorson y Del Grosso, 2012; Baruah y Baruah, 2015).

En cuanto al CH_4 , los resultados son contradictorios sobre los efectos de las fuentes nitrogenadas en la producción y emisión de este GEI. Según los resultados de Zhou et al. (2015) en el sistema de rotación arroz-colza, y los de Oo et al. (2015) en el cultivo de arroz de riego, la aplicación de N al suelo reduce las emisiones de CH_4 , debido a la competencia entre las bacterias productoras de CH_4 y las reductoras de NO_3^- . Además, los fertilizantes amoniacales estimulan a la población de bacterias que oxidan el CH_4 a CO_2 , impidiendo que éste llegue a la atmósfera (Shrestha et al., 2010). Por otro lado, la aplicación de fertilizantes nitrogenados en el cultivo de arroz de riego puede aumentar los flujos de CH_4 en función de la mayor producción de sustratos orgánicos y facilitar la vía de emisión a través de los aerénquimas como respuesta a la estimulación del crecimiento de las plantas (Singh et al., 1999; Schimel, 2000; Linquist et al., 2012). Sin embargo, las observaciones que existen sobre la influencia de fertilizantes nitrogenados minerales sobre las emisiones de CH_4 no son concluyentes.

Una forma de mejorar la eficiencia de utilización del N en el cultivo del arroz de riego y reducir las emisiones de GEI, está relacionada a su aplicación parcializada en los momentos de mayor necesidad por las plantas (inicio de macolla e inicio del período reproductivo), asociado también al manejo del riego, donde el inicio del riego y establecimiento definitivo de la lámina de agua ocurre inmediatamente después de la primera aplicación del N en cubierta (SOSBAI, 2018).

Otra alternativa para mejorar la eficiencia de utilización del N y reducir las emisiones de N_2O es el uso de los llamados fertilizantes nitrogenados de entrega lenta. Estos fertilizantes tienen como característica la agregación de tecnologías (inhibidores de la ureasa, inhibidores de nitrificación, recubrimiento por polímeros y otros), con el fin de mejorar la eficiencia en el uso del N por las plantas, reducir las pérdidas de N, reducir las operaciones de aplicación de fertilizante, mejorar la disponibilidad a las plantas y, consecuentemente, aumentar la productividad del cultivo. Sin embargo, los resultados obtenidos con estos productos en la reducción de las emisiones de gases de efecto invernadero son variables y no permiten dar una recomendación generalizada.

Variedades de arroz

Es sabido que las variedades de arroz afectan la magnitud de liberación de CH_4 (Moterle, 2011; Gutiérrez et al., 2013; Su et al., 2015). Para la mayoría de las variedades, la mayor tasa de emisión de CH_4 se verifica en la fase reproductiva, más precisamente en la fase de plena floración, estando relacionada con el aumento de los compuestos orgánicos que exudan las raíces, sirviendo como sustrato para las bacterias metanogénicas, y con el pleno desarrollo de las aerénquimas y otras estructuras morfológicas que contribuyen a la difusión del CH_4 a la atmósfera (Ruschel, 1992). Butterbach-Bahl et al. (1997) encontraron diferencias en las emanaciones de CH_4 entre dos variedades de arroz, atribuidos a la anatomía del sistema de aerénquima entre las variedades, aunque no identificaron tales diferencias. Otros estudios mostraron que aspectos morfológicos como el aumento del área foliar y el número estomático y el volumen de raíces tienen una correlación positiva con las tasas de emisión de metano (Nouchi et al., 1990; Mitra et al., 1999; Gogoi et al., 2005; Das y Baruah, 2008).

Al comparar la emisión de CH_4 de diferentes variedades de arroz de riego en condiciones de escasa de vegetación, Silva et al. (2014) observaron que las menores emisiones ocurrieron en variedades de menor altura, precoces y alta productividad. Este comportamiento puede estar asociado con la menor disponibilidad de C en la floración (menor exudación radicular), menor cantidad de biomasa de la parte aérea (afecta la difusión del metano a la atmósfera) y un menor tiempo de inundación del suelo para el cultivo del arroz reduciendo el tiempo de reducción del C en el suelo). En cuanto a la productividad, es necesario siempre considerar la emisión de metano en función del potencial productivo, teniendo en cuenta que la cantidad de GEI generada debe ser relativizada por kilogramo de alimento producido.

Diversificación de cultivos

La diversificación de cultivos consiste en otra opción viable para reducir las emisiones de GEI del cultivo de arroz, promoviendo, aún más el aumento de la producción y la rentabilidad de la propiedad. Esto ocurre, básicamente, porque la inserción de cultivos de secano en rotación con el arroz de riego promueve la aireación del suelo, interfiriendo en la dinámica de C y N del suelo y, consecuentemente, en las emisiones de GEI (Weller et al., 2015). La reducción en el período de permanencia del suelo bajo condiciones anaeróbicas reduce la producción y emisión de CH_4 . Sin embargo, la rotación con cultivos de secano promueve la alternancia en las condiciones oxidorreducción del suelo, favoreciendo la alternancia en los procesos de nitrificación y desnitrificación, que tienen el N_2O como producto intermedio (Liu et al., 2010), incrementando las emisiones de N_2O .

En Arkansas, U.S.A., Smartt et al. (2016) verificaron que el cultivo de arroz en rotación con soya promovió una reducción significativa en las emisiones de CH_4 , en comparación con el monocultivo de arroz, siendo de 7,0 y 19,6 $\text{kg CH}_4\text{-C ha}^{-1}$, respectivamente. Por su parte, Yan et al. (2005) reunieron datos de emisiones de CH_4 de diversos sistemas inundados de China y propusieron una ecuación para estimar las emisiones de GEI a partir de diversos parámetros ambientales, incluyendo el manejo del agua en el período anterior al cultivo de arroz de riego. La aplicación de la ecuación indicó la posibilidad de reducción en las emisiones de CH_4 del cultivo de arroz, manteniéndose el suelo drenado por un período prolongado. Este resultado muestra que la rotación con cultivos de secano o incluso el mantenimiento previo del suelo bajo barbecho y drenado, contribuyen decisivamente a mitigar las emisiones de CH_4 del arroz de riego.

Por otro lado, estudios realizados por Nishimura et al. (2005; 2011) en Japón mostraron que la conversión de áreas con monocultivo de arroz de riego a sistemas de producción de arroz aeróbico o con la rotación de soja/trigo, proporcionó un aumento significativo en las emisiones de N_2O del suelo, aunque habían reducido las emisiones de CH_4 del arroz de riego, cuando se establece en rotación con cultivos de secano. También Yao et al. (2010) midieron los flujos de N_2O de la rotación arroz de riego/trigo, verificando reducciones en las emisiones de N_2O del suelo durante el cultivo del arroz, por la incorporación de residuos de paja de arroz compostada o paja fresca de trigo, inmediatamente antes de la inundación del suelo para el cultivo de arroz.

Consideraciones finales

El ambiente inundado presenta características y propiedades bastante distintas de aquellas observadas en condiciones no inundadas, lo que se ve reflejado en la dinámica del carbono y de varios elementos en el suelo. Los ambientes inundados, como los observados en el cultivo del arroz, causan la ausencia del oxígeno molecular en algunas partes del suelo, con el consiguiente cambio del metabolismo microbiano aeróbico hacia el anaeróbico. Así, cambia la población microbiana predominante y los productos de la descomposición influyen el stock de carbono y la calidad de la materia orgánica del suelo, la liberación de ácidos orgánicos y la emisión de GEI. El conocimiento de las alteraciones que ocurren en los ambientes inundados, asociado al entendimiento de los factores que regulan esas transformaciones, es fundamental para el adecuado manejo del suelo en esas condiciones y, por lo tanto, para la producción sustentable de arroz.

La producción sostenible de arroz es una prioridad actual de la investigación y del propio sector productivo, que experimentan el desafío de aumentar la producción de arroz para atender la creciente demanda de la población y, al mismo tiempo, reducir el impacto ambiental de la agricultura mediante la mitigación de las emisiones de GEI.

Referencias

- Ahmad, S., Li, C., Dai, G., et al. 2009. Greenhouse gas emission from direct seeding paddy field under different rice tillage systems in central China. *Soil Till. Res.* 106:54-61.
- Aidar, S.T., Chaves, A.R.M., Fernandes Junior, P.I., et al. 2017. Vegetative desiccation tolerance of *Tripogon spicatus* (Poaceae) from the tropical semiarid region of northeastern Brazil. *Funct. Plant Biol.* 44:1124-1133.
- Alves, B.J.R. 2015. Emissões de óxido nitroso de solos agrícolas e de manejo de manejo de dejetos. In Brasil. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. Terceiro Inventário Brasileiro de Emissões e Remoções Antrópicas de Gases de Efeito Estufa. Relatórios de Referência - Setor Agropecuária. MCTI, Brasília, DF, Brasil.
- Aneja, V.P., Blunden, J., James, K., et al. 2008. Ammonia assessment from agriculture: U.S. status and needs. *J. Environ. Qual.* 37:515-520.
- Aneja, V.P., Nelson, D., Roelle, P., et al. 2003. Agricultural ammonia emissions and ammonium concentrations associated with aerosols and precipitation in the southeast United States. *J. Geophys. Res.* 108:1-11.
- Anjos, J.T., Tedesco, M.J. 1976. Volatilização de amônia proveniente de dois fertilizantes nitrogenados aplicados em solos cultivados. *Científica* 4:49-55.
- Aselmann, I., Crutzen, J. 1989. Global distribution of natural freshwater wetlands and rice paddies, their primary productivity, seasonality and possible methane emissions. *J. Atmos. Chem.* 8:307-358.
- Baruah, A., Baruah, K.K. 2015. Organic manures and crop residues as fertilizer substitutes: Impact on nitrous oxide emission, plant growth and grain yield in pre-monsoon rice cropping system. *J. Environ. Prot.* 6:755-770.
- Bayer, C., Amado, T.J.C., Tornquist, C.G., et al. 2011. Estabilização do carbono no solo e mitigação das emissões de gases de efeito estufa na Agricultura Conservacionista. *Tópicos Ciência do Solo* 7:55-118.
- Bayer, C., Costa, F.S., Pedroso, G.M., et al. 2014. Yield-scaled greenhouse gas emissions from flooded irrigated rice under long-term conventional tillage and no-till systems in a Humid Subtropical climate. *Field Crops Res.* 162:60-69.
- Bayer, C., Zschornack, T., Pedroso, G.M., et al. 2015. A seven-year study on the effects of fall soil tillage on yield-scaled greenhouse gas emission from flood irrigated rice in a humid subtropical climate. *Soil Till. Res.* 145:118-125.
- Bayer, C., Zschornack, T., Sousa, R.O., et al. 2013. Strategies to mitigate methane emissions in lowland rice fields in South Brazil. *Better Crops* 97:27-29.
- Bloom, A. 2012. Emissions from rice production. In Cutle, J.C. (ed.) *Encyclopedia of earth*. http://editors.eol.org/eoearth/wiki/Emissions_from_Rice_Production.
- Butterbach-Bahl, K., Papen, H., Rennenberg, H. 1997. Impact of gas transport through rice cultivar on methane emission from rice paddy fields. *Plant Cell Environ.* 20:1175-1183.
- Cai, Z., Xing, G., Yan, X., et al. 1997. Methane and nitrous oxide emissions from rice paddy fields as affected by nitrogen fertilizers and water management. *Plant Soil* 196:7-14.
- Campos, M.L.A.M., Abreu, D.G., Francelin, R., et al. 2018. Efeito estufa. 2018. <http://www.usp.br/qambiental/efeitoestufa.htm>.
- Cassman, K.G. 1999. Ecological intensification of cereal production systems: yield potential, soil quality, and precision agriculture. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 96:5952-5959.
- Chirinda, N., Arenas, L., Katto, M., et al. 2018. Sustainable and low greenhouse gas emitting rice production in Latin America and the Caribbean: a review on the transition from ideality to reality. *Sustainability* 10:671.

- Conrad, R. 2002. Control of microbial methane production in wetland rice fields. *Nutr. Cycling Agroecosyst.* 64:59-69.
- Copetti, A.C.C. 2014. Emissão de óxido nitroso e metano em um planossolo alagado em casa de vegetação. 97 p. Tesis de Doctorado. Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, Brasil.
- Costa, F.S. 2005. Estoques de carbono orgânico e efluxos de dióxido de carbono e metano de solos em preparo convencional e plantio direto no subtropical brasileiro. 145 p. Tesis de Doctorado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Rio Grande do Sul, Brasil.
- Costa, F.S., Zanatta, J.A., Bayer, C. 2008. Emissões de gases de efeito estufa em agroecossistemas e potencial de mitigação. p. 545-559. In Santos, G.A., Silva, L.S., Canellas, L.P., Camargo, F.A.O. (Org.) Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais. Metrópole, Porto Alegre, Brasil.
- Cuadra, S.V., Steinmetz, S., Heinemann, A.B., et al. 2015. Impacto das mudanças climáticas sobre o desenvolvimento e produtividade do arroz irrigado no Estado do Rio Grande do Sul. In Congresso Brasileiro de Agrometeorologia, Lavras. Agrometeorologia no século 21: o desafio do uso sustentável dos biomas brasileiros: Anais. UFLA, Lavras, Brasil.
- Das, K., Baruah, K.K. 2008. Methane emission associated with anatomical and morphophysiological characteristics of rice (*Oryza sativa*) plant. *Physiol. Plant.* 134:303-312.
- Denier van der Gon, H.A.C., Neue, H.U. 1995. Influence of organic matter incorporation on the methane emission from a wetland rice field. *Global Biogeochem. Cycles* 9:11-22.
- Dubey, S.K. 2005. Microbial ecology of methane emission in rice agroecosystem: a review. *Applied Ecol. Environ. Res.* 3:1-27.
- Epule, E.T., Peng, C., Mafany, N.M. 2011. Methane emissions from paddy rice fields: strategies towards achieving a win-win sustainability scenario between rice production and methane emission reduction. *J. Sustain. Dev.* 4:188-196.
- Gogoi, N., Baruah, K.K., Gogoi, B. 2005. Methane emission characteristics and its relations with plant and soil parameters under irrigated rice ecosystem of northeast India. *Chemosphere* 59:1677-1684.
- GRiSP. 2013. Rice almanac. 4^a ed. Global Rice Science Partnership (GRiSP). International Rice Research Institute (IRRI), Los Baños, Philippines.
- Gutierrez, J., Kim, S.Y., KIM, P.J. 2013. Effect of rice cultivar on CH₄ emissions and productivity in Korean paddy soil. *Field Crops Res.* 146:16-24.
- Halvorson, A.D., Del Grosso, S.J. 2012. Nitrogen source and placement affect soil nitrous oxide emissions from irrigated corn in Colorado. *Better Crops* 96:7-9.
- Hou, A.X., Chen, G.X., Wang, Z.P., et al. 2000. Methane and nitrous oxide emissions from a rice field in relation to soil redox and microbiological processes. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64:2180-2186.
- Hussain, S., Peng, S., Fahad, S., et al. 2015. Rice management interventions to mitigate greenhouse gas emissions: a review. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 22:3342-3360.
- IPCC. 1996. Revised 1996 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories (NGGIP). 3 v. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), Geneva, Switzerland. <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gl/invs1.html>.
- IPCC. 2001. Climate change 2001: The scientific basis. In Houghton, J.T., Ding, Y., Griggs, D.J., et al. (eds.) Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.
- IPCC. 2006. IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories. In Eggleston, S., Buendia, L., Miwa, K., et al. (eds.) Institute for Global Environmental Strategies, Hayama, Japan.
- IPCC. 2007. Climate change 2007: The physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. In

- Solomon, S., Qin, D., Manning, M., et al. (eds.) Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- IPCC. 2013. Climate Change 2013: The physical science basis. Working Group I Contribution to the IPCC Fifth Assessment Report (AR5). Final Draft Underlying Scientific Technical Assessment. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- IPCC. 2015. Climate change 2014: mitigation of climate change. v.3. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Isherwood, K.F. 2000. Mineral fertilizer use and the environment. International Fertilizer Industry Association, Paris, France.
- Itoh, M., Sudo, S., Mori, S., et al. 2011. Mitigation of methane emissions from paddy fields by prolonging midseason drainage. *Agric. Ecosyst. Environ.* 141:359-372.
- Ittersum, M.K., van Vries, S., Oort, P.A., et al. 2016. Estimation of global yield gaps and implications from their analysis. Proceeding International Fertilizer Society, Colchester, UK.
- Jacinthe, P.A., Lal, R. 2005. Labile carbon and methane uptake as affected by tillage intensity in a Mollisol. *Soil Till. Res.* 80:35-45.
- Ko, J.Y., Kang, H.W. 2000. The effects of cultural practices on methane emission from rice fields. *Nutr. Cycling Agroecosyst.* 58:311-314.
- Le Mer, J., Roger, P. 2001. Production, oxidations, emission and consumption of methane by soils: a review. *Eur. J. Soil Biol.* 37:25-50.
- Li, C., Hang, Z., Guo, L., et al. 2013. Emissions of CH₄ and CO₂ from double rice cropping systems under varying tillage and seeding methods. *Atm. Environ.* 80:438-444.
- Linquist, B.A., Adviento-Borbe, M.A., Pittelkow, C., et al. 2012. Fertilizer management practices and greenhouse gas emissions from rice systems: A quantitative review and analysis. *Field Crops Res.* 135:10-21.
- Liu, S., Qin, Y., Zou, J., et al. 2010. Effects of water regime during rice-growing season on annual direct N₂O emission in a paddy rice-winter wheat rotation system in southeast China. *Sci. Total Environ.* 408:906-913.
- Logomarsino, A., Agnelli, A.E., Pastorell, R., et al. 2016. Past water management affected GHG production and microbial community pattern in Italian rice paddy soils. *Soil Biol. Biochem.* 93:17-27.
- Ma, J., Ma, E., Xu, H., et al. 2009. Wheat straw management affects CH₄ and N₂O emissions from rice fields. *Soil Biol. Biochem.* 41:1022-1028.
- Ma, B.L., Wu, T.Y., Tremblay, N., et al. 2010. On-farm assessment of the amount and timing of nitrogen fertilizer on ammonia volatilization. *Agron. J.* 102:134-144.
- Magrin, G.O., Marengo, J., Boulanger, J.P., et al. 2014. Central and South America. In *Climate Change 2014: Impacts, adaptation, and vulnerability. Part B: Regional aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Mishra, S., Rath, A., Adhya, T., et al. 1997. Effect of continuous and alternate water regimes on methane efflux from rice under greenhouse conditions. *Biol. Fert. Soils* 24:399-405.
- Misselbrook, T.H., Van der Weerden, T.J., Pain, B. F., et al. 2000. Ammonia emission factors for UK agriculture. *Atmos. Environ.* 34:871-880.
- Mitra, S., Jain, M.C., Kumar, S., et al. 1999. Effect of rice cultivars on methane emission. *Agric. Ecosyst. Environ.* 73:177-183.
- MMA. 2018. Acordo de Paris. Ministério do Meio Ambiente (MMA), Brasília, Brasil. <http://www.mma.gov.br/clima/convencao-das-nacoes-unidas/acordo-de-paris>.

- Moreira, F.M.S., Siqueira, J.O. 2002. Microbiologia e bioquímica do solo. Universidade Federal de Lavras, Lavras, Brasil.
- Moterle, D.F. 2011. Efluxo de metano em solo sob manejos de irrigação e cultivares de arroz irrigado. 146 p. Tesis de Doctorado. Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, Brasil.
- MRE. 2019. Mudança do clima. Ministério das Relações Exteriores (MRE), Brasília, Brasil. <http://www.itamaraty.gov.br/pt-BR/politica-externa/desenvolvimento-sustentavel-e-meio-ambiente/712>
- Myers, S.S., Zanutti, A., Kloog, I., et al. 2014. Increasing CO₂ threatens human nutrition. *Nature* 510:139-142.
- Naylor, R.L., Battisti, D.S., Vimont, D.J., et al. 2007. Assessing risks of climate variability and climate change for Indonesian rice agriculture. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 104:7752-7757.
- Neue, H.U., Wassmann, R., Lantin, R.S., et al. 1996. Factors affecting methane emissions from rice fields. *Atmos. Environ.* 30:17751-17754.
- Nishimura, S., Akiyama, H., Sudo, S., et al. 2011. Combined emissions of CH₄ and N₂O from a paddy field was reduced by preceding upland crop cultivation. *Soil Sci. Plant Nutr.* 57:167-178.
- Nishimura, S., Sawamoto, T., Akiyama, H., et al. 2005. Continuous, automated nitrous oxide measurements from paddy soils converted to upland crops. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 69:1977-1986.
- NOAA. 2017. Trends in atmospheric carbon dioxide. National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), Washington DC, USA.
- Nouchi, I., Hosono, T., Aoki, K., et al. 1994. Seasonal variation in methane flux from rice paddies associated with methane concentration in soil water, rice biomass and temperature, and its modeling. *Plant Soil* 161:195-208.
- Nouchi, I., Mariko, S., Aoki, K. 1990. Mechanism of methane transport from the rhizosphere to the atmosphere through rice plants. *Plant Physiol.* 94:59-66.
- Oo, A.Z., Win, K.T., Bellingrath-Kimura, S.D. 2015. Within field spatial variation in methane emissions from lowland rice in Myanmar. *Springer Plus* 4:1-11.
- Pandey, D., Agrawal, M., Bohra, J.S. 2012. Greenhouse gas emissions from rice crop with different tillage permutations in rice-wheat system. *Agric. Ecosyst. Environ.* 159:133-144.
- Portela, M.G., Leite, L.F.C. 2016. Emissões de GEE pela agricultura: o caso dos cultivos de cana-de-açúcar. *Rev. Bras. Climatol.* 18:377-388.
- Porter, J.R., Xie, L., Challinor, A.J., et al. 2014. Food security and food production systems. p. 485-533. In Intergovernmental Panel on Climate Change. *Climate change 2014: impacts, adaptation, and vulnerability. Working Group II Contribution to the IPCC Fifth Assessment Report.* Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Quadros, T. 2017. O histórico dos principais encontros e acordos climáticos mundiais. Disponível em: <https://www.nexojournal.com.br/grafico/2017/11/17/O-historico-dos-principais-encontros-e-acordos-climaticos-mundiais> (Acesso em abril de 2018).
- Ramirez-Villegas, J., Heinemann, A.B., Castro, A.P., et al. 2018. Breeding implications of drought stress under future climate for upland rice in Brazil. *Glob. Change Biol.* 24:2035-2050.
- Ray, D.K., Gerber, J.S., Mac Donald, G.K., et al. 2015. Climate variation explains a third of global crop yield variability. *Nat. Commun.* 6:5989.
- Rhode, H. 1990. A comparison of contribution of various gases to the greenhouse. *Science* 248:1217-1219.
- Ruschel, A.P. 1992. O efeito estufa e a cultura arrozeira. *Lavoura Arrozeira* 45:3-4.
- Santos, P.M., Pezzopane, J.R.M., Silva, F.A.M., et al. 2010. Zoneamento de riscos climáticos para o consórcio milho x capim-marandu no Estado de São Paulo: períodos favoráveis para a

- implantação por município. Documentos 97. 40 p. Embrapa Pecuária Sudeste, São Carlos, São Paulo, Brasil.
- Sass, R.L., Fisher, F.M., Wang, Y.B., et al. 1992. Methane emission from rice fields: The effect of flood water management. *Global Biogeochem. Cy.* 6:249-262.
- Schils, R.L.M., Verhagen, A., Aarts, H.F.M. et al. 2005. A farm level approach to define successful mitigation strategies for GHG emissions from ruminant livestock systems. *Nutr. Cycling Agroecosyst.* 71:163-175.
- Schimel, J. 2000. Rice, microbes and methane. *Nature* 403:375-377.
- Scott, C.E., Monks, S.A. Spracklen, D.V., et al. 2018. Impact on short-lived climate forcers increases projected warming due to deforestation. *Nat. Commun.* 9:1-9.
- Shrestha, M., Sherestha, P.M., Frenzel, P., et al. 2010. Effect of nitrogen fertilization on methane oxidation, abundance, community structure, and gene expression of methanotrophs in the rice rhizosphere. *ISME J.* 4:1545-1556.
- Silva, L.S., Moterle, D.F., Oliveira, J.M.S. 2014. The impact of different rice cultivars on soil methane emissions. p. 85-98. In Oelbermann, M (ed.) *Sustainable agroecosystems in climate change mitigation.* Wageningen Academic Publishers, Wageningen, Netherlands.
- Silva, L.S., Sousa, R.O., Pcojeski, E. 2008. Dinâmica da matéria orgânica em ambientes alagados. p. 525-543. In Santos, G.A., Silva, L.S., Canellas, L.P., et al. (eds) *Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais & subtropicais.* 2a ed. Metrópole, Porto Alegre, Brasil.
- Singh, S., Singh, J.S., Kashyap, A.K. 1999. Methane flux from irrigated rice fields in relation to crop growth and N-fertilization. *Soil Biol. Biochem.* 31:1219-1228.
- Six, J., Ogle, M.S., Breidt, F.J., et al. 2004. The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practiced in the long term. *Global Change Biol.* 10:155-160.
- Smartt, A.D., Brye, K.R., Rogers, C.W., et al. 2016. Previous crop and cultivar effects on methane emissions from drill-seeded, delayed-flood rice grown on a clay soil. *Appl. Environ. Soil Sci.* 2016:ID9542361.
- SOSBAI. 2018. Arroz irrigado: recomendações técnicas da pesquisa para o Sul do Brasil. 205 p. Sociedade Sul-Brasileira de Arroz Irrigado (SOSBAI), Cachoeirinha, Brasil.
- Sousa, R.O., Camargo, F., Vahl, L. 2012. Solos alagados (reações de redox). p. 177-197. In *Fundamentos de Química do Solo.* 5 ed. Evangraf, Porto Alegre, Brasil.
- Steinmetz, S., Wrege, M.S., Pinheiro, M.J., et al. 2005. Impacto do aquecimento global na redução do risco de frio em arroz irrigado no Rio Grande do Sul. p. 247-250. In *Congresso Brasileiro de Arroz Irrigado,* Santa Maria. Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, Brasil.
- Stevanović, M., Popp, A., Lotze-Campen, H., et al. 2016. The impact of high-end climate change on agricultural welfare. *Sci. Adv.* 2(8):1-9.
- Stocker, T.F., Qin, D., Plattner, G.K., et al. 2013. IPCC 2013: Climate change 2013: the physical science basis: Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Su, J., Hu, C., Yan, C., et al. 2015. Expression of barley SUSIBA2 transcription factor yields high-starch low-methane rice. *Nature* 523:602-606.
- Teixeira, M.A., Murray, M.L., Carvalho, M.G. 2006. Assessment of land use and land use change and forestry (LULUCF) as CDM projects in Brazil. *Ecol. Econ.* 60:260-270.
- USEPA. 2006. Global anthropogenic non-CO₂ greenhouse gas emission: 1991-2020. United States Environmental Protection Agency (USEPA), Washington D.C., USA.
- Wang, B., Neue, H.U., Samonte, H.P. 1999. Factors controlling diel patterns of methane emission via rice. *Nutr. Cycling Agroecosyst.* 53:229-235.

- Wassmann, R., Jagadish, S.V.K., Sumfleth, K., et al. 2009. Regional vulnerability of climate change impacts on Asian rice production and scope for adaptation. *Adv. Agron.* 102:91-133.
- Wassmann, R., Lantin, R.S., Neue H.U., et al. 2000. Characterization of methane emissions from rice fields in Asia. III Mitigation options and future research needs. *Nutr. Cycling Agroecosyst.* 58:23-36.
- Wassmann, R., Papen, H., Rennenberg, H. 1993. Methane emission from rice paddies and possible mitigation strategies. *Chemosphere* 26:201-207.
- Weller, S., Kraus, D., Ayag, K.R.P., et al. 2015. Methane and nitrous oxide emissions from rice and maize production in diversified rice cropping systems. *Nutr. Cycling Agroecosyst.* 101:37-53.
- WMO. 2013. The Global Climate 2001-2010. A decade of climate extremes. n. 1103. 112 p. World Meteorological Organization, Geneva, Switzerland.
- Xu, J.G., Heeraman, D.A., Wang, Y. 1993. Fertilizer and temperature effects on urea hydrolysis in undisturbed soil. *Biol. Fert. Soils* 16:63-65.
- Yan, X., Akiyama, H., Yagi, K., et al. 2002. Global estimates of the inventory and mitigation potential of methane emissions from rice cultivation conducted using the 2006 Intergovernmental Panel on Climate Change Guidelines. *Global Biogeochem. Cy.* 23:GB2002.
- Yan, X., Yagi, K., Akiyama, H., et al. 2005. Statistical analysis of the major variables controlling methane emission from rice fields. *Global Change Biol.* 11:1131-1141.
- Yao, H., Zhou, Z., Zheng, X., et al. 2010. Effects of organic matter incorporation on nitrous oxide emissions from rice-wheat rotation ecosystem in China. *Plant Soil* 327:315-330.
- Zhao, C., Liu, B., Piao, S., et al. 2018. Temperature increase reduces global yields of major crops in four independent estimates. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 114:9326-9331.
- Zhou, M., Zhu, B., Bruggemann, N., et al. 2015. Nitrous oxide and methane emissions from a subtropical rice-rapeseed rotation system in China: A 3-year field case study. *Agric. Ecosyst. Environ.* 212:297-309.
- Zou, J., Huang, Y., Jiang, J., et al. 2005. A 3-year field measurement of methane and nitrous oxide emissions from rice paddies in China: effects of water regime, crop residue, and fertilizer application. *Global Biogeochem. Cy.* 19:GB2021.