**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Emissão de gases de efeito estufa em solo cultivado com pastagem
(Tifton 85) e irrigado com efluente de esgoto tratado**

Roberta Clemente Santin

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestre em Ciências. Área de concentração: Solos e
Nutrição de Plantas

**Piracicaba
2012**

Roberta Clemente Santin
Engenheiro Agrônomo

**Emissão de gases de efeito estufa em solo cultivado com pastagem (Tifton 85)
e irrigado com efluente de esgoto tratado**

Orientador:
Prof. Dr. **ADOLPHO JOSÉ MELFI**

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestre em Ciências. Área de concentração: Solos e
Nutrição de Plantas

Piracicaba
2012

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
DIVISÃO DE BIBLIOTECA - ESALQ/USP**

Santin, Roberta Clemente

Emissão de gases de efeito estufa em solo cultivado com pastagem (Tifton 85) e irrigado com efluente de esgoto tratado / Roberta Clemente Santin. - - Piracicaba, 2012.

82 p. : il.

Dissertação (Mestrado) - - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2012.

1. Capim Tifton 2. Dióxido de carbono 3. Efluentes de esgoto 4. Gases de efeito estufa
5. Irrigação 6. Metano 7. Óxido nitroso 8. Pastagens 9. Química do solo 10. Reúso da água
I. Título

CDD 631.41
S235e

"Permitida a cópia total ou parcial deste documento, desde que citada a fonte – O autor"

DEDICO,

à todos que participaram direta e indiretamente deste trabalho

MEUS SINCEROS AGRADECIMENTOS

Ao Professor Adolpho José Melfi, pela orientação, profissionalismo, dedicação, paciência e otimismo.

À Professora Célia Regina Montes pela ajuda indispensável no trabalho, prontidão, confiança e amizade.

À Gloriosa ESALQ, por todos os conhecimentos que adquiri em minha vida acadêmica e pessoal.

Ao Programa de pós-graduação em Solos e Nutrição de Plantas e ao NUPEGEL por toda infra-estrutura e oportunidade oferecida.

À SABESP, pela concessão e auxílio na manutenção da área experimental deste trabalho.

À CAPES, CNPq e FAPESP pelo apoio financeiro desde bolsa de estudo até desenvolvimento do projeto.

À todos os funcionários da USP que participaram deste trabalho tornando-o mais simples, entre eles: James, Clotilde, Nancy, Paulo, Marta, Marcos, Dorival, Luiz, Alexandra, Fabiana, Maria Antônia, Geraldo, Rosângela e em especial ao Gustavo, pela participação em todas as etapas do trabalho e pela amizade.

Aos professores Francisco Monteiro, Plínio Camargo e Marcelo Moreira e também a pesquisadora Sandra Furlan Nogueira pelo apoio e ajuda neste trabalho, além da sabedoria transmitida.

À todos os estagiários que participaram de alguma forma nesse trabalho: Adriano, Amanda, Ana Carolina, Beatriz, Bruno, Bianca, Eduarda, Eduardo, Felipe, Leandro e Magda. Em especial à Duda, Bia e Felipinho pela amizade e pela companhia nos cafés durante este período.

Aos colegas do NUPEGEL: Aijânio (pela ajuda na área experimental), Alessandra (por todo o ensinamento na coleta de gases), Bruno Pereira (por me incentivar a ingressar no mestrado), Bruno Campos e Bruno Fidéu (pela divertida época de estágio no NUPEGEL),

Julius (pela prontidão e paciência), Magnus (pela amizade e confiança), Tamara (pelos ensinamentos em irrigação) e também à Débora, Osvaldo, Gilberto e Uwe pela boa convivência durante esses anos.

À Fernando Henrique Toledo e Magnus Deon, pela imprescindível ajuda nas análises estatísticas. E ao Julius Blum por todo suporte durante as análises químicas.

Aos amigos da “salinha” que me receberam como agregada: Baiano, Ba-t-ria, Cintia, Diego, Dudu, É-dsãn, Elaine, Eva e Fernanda pela confiança, companheirismo, apoio, amizade e companhia para todos os momentos, inclusive durante o almoço. Boa parte do meu trabalho só foi muito mais fácil por causa de vocês.

À todos os amigos da pós-graduação, principalmente os dos Departamentos de Solos e Zootecnia por tornar esse período mais divertido, especialmente à: Thalita, Elo, Mari, Diana, Carol, Zumbi, Aline, Salsa, Luana, Priscila, Raul e Lucas por estarem sempre presentes e tornarem todos os momentos mais felizes.

À todos os amigos esalqueanos e piracicabanos que estiveram ao meu lado em algum momento durante o mestrado.

À Família Clemente por todo carinho e compreensão: vó Teresa, tio Luis, Claudia e a minha princesa Larissa, também ao vô Dito e ao tio Rui por estarem sempre presentes em pensamentos.

À Família Santin, por todo apoio, amizade e momentos de diversão, especialmente ao Jé, Flávia, Thiago, Tirol e Rafinha.

Aos meus maiores tesouros: minha mãe Célia, por toda compreensão, amor, incentivo e até participação no trabalho e ao meu irmão Anderson, que apesar de distante tem papel fundamental em minha vida. E também, não menos importante, à Astúcia, por me proporcionar momentos de alegria.

MUITO OBRIGADA!

"A vida é uma peça de teatro que não permite ensaios. Por isso, cante, chore, dance, ria e viva intensamente, antes que a cortina se feche e a peça termine sem aplausos."

Charles Chaplin

SUMÁRIO

RESUMO.....	11
ABSTRACT	13
LISTA DE FIGURAS.....	15
LISTA DE TABELAS	17
1 INTRODUÇÃO	19
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	23
2.1 Reúso de água na agricultura	23
2.2 Efluente de esgoto tratado	24
2.3 Utilização de efluente de esgoto tratado em pastagem.....	25
2.4 Carbono e nitrogênio no solo e seus isótopos.....	27
2.5 Gases de efeito estufa.....	29
3 MATERIAL E MÉTODOS	31
3.1 Área de estudo	31
3.2 Delineamento experimental e condução do experimento.....	32
3.3 Amostragem e análises de água e efluente	34
3.4 Amostragem e análises de solo	35
3.5 Amostragem e determinação de massa seca	36
3.6 Amostragem e análises dos gases CO ₂ , CH ₄ e N ₂ O	36
3.7 Análise estatística.....	38
4 RESULTADO E DISCUSSÃO	39
4.1 Características do solo da área experimental	39
4.2 Características da água e do efluente de esgoto tratado usados na irrigação	40
4.3 Produtividade do capim Tifton 85	42
4.4 Carbono e nitrogênio no solo	44
4.4.1 Aporte de C e N via irrigação com água e efluente de esgoto tratado	44
4.4.2 Carbono e Nitrogênio total no solo	45
4.4.3 Composição isotópica do C ($\delta^{13}\text{C}$) e N ($\delta^{15}\text{N}$) do solo.....	51
4.5 Fluxos de CO ₂ , CH ₄ e N ₂ O para a atmosfera	57
4.5.1 Fluxos de CO ₂	57
4.5.2 Fluxos de CH ₄	60
4.5.3 Fluxos de N ₂ O	63
5 CONCLUSÕES	67

REFERÊNCIAS 69

RESUMO

Emissão de gases de efeito estufa em solo cultivado com pastagem (Tifton 85) e irrigado com efluente de esgoto tratado

Atualmente, os maiores desafios para a humanidade são a iminente escassez de água, o aumento da produção de alimentos e a busca de fontes alternativas de energia. O uso de efluentes de esgoto tratado (EET) para irrigação agrícola pode, além de fornecer água, nutrientes e matéria orgânica para produção agrícola, minimizar o impacto ambiental causado pela sua disposição nos corpos d'água e aumentar a disponibilidade de água para outros fins. Pode ainda, aumentar a produção agrícola em uma mesma área, conservando as áreas florestadas, reduzir as despesas do agricultor com fertilizantes nitrogenados, e atuar na redução dos gases de efeito estufa na atmosfera, pela maior produção de biomassa e pelo acúmulo de carbono no solo através da rizodeposição e deposição de resíduos vegetais. Apesar desses aspectos favoráveis, esta prática interfere no sistema solo-planta-água modificando as entradas e saídas de carbono e nitrogênio de seus diferentes reservatórios. Até o presente momento, pouco foi investigado sobre os efeitos da irrigação com esgoto tratado nas emissões de CH_4 , CO_2 e N_2O pelo solo. Desta forma, o presente trabalho teve como objetivo principal quantificar as emissões de CO_2 , CH_4 e N_2O , por meio do estudo de um Argissolo Vermelho Distrófico Latossólico, cultivado com capim Tifton 85 e irrigado com efluente de esgoto tratado produzido por tratamento biológico do esgoto do Município de Lins, SP. Tem ainda como objetivo avaliar mudanças ocorridas na química do solo em relação as concentrações de sódio, carbono e nitrogênio e a produtividade da capim. As principais conclusões foram que (i) o capim Tifton 85 foi mais produtivo nos tratamentos que receberam irrigação com EET, quando comparados àqueles irrigados com água; (ii) a concentração de Na no solo apresentou um aumento significativo independente do tipo de irrigação utilizada (EET ou água); (iii) a irrigação com EET contribuiu para elevar as concentrações de carbono e nitrogênio no solo; (iv) as emissões de N_2O e CO_2 dependem predominantemente da umidade do solo, da temperatura e das quantidades de fertilizantes nitrogenado mineral aplicados e menos do tipo de água utilizada na irrigação; (v) o CH_4 foi o único que não apresentou relação direta de suas emissões com a sazonalidade climática; (vi) as emissões de CO_2 , N_2O e CH_4 pelos solos irrigados com EET não diferem de pastagens não irrigadas ou irrigadas com água, sendo mais influenciadas pelas práticas de manejo. Os resultados indicam que a irrigação de culturas com EET é uma prática sustentável.

Palavras-chave: Irrigação com efluente de esgoto; Reúso de água; Emissões de GEE; CO_2 ; CH_4 ; N_2O ; Pastagem

ABSTRACT

Emission of greenhouse gases from soil cultivated with pasture (Tifton 85) and irrigated with treated sewage effluent

Nowadays, the humanity is faced with great challenges such as the impending water shortage, the increase in food production or the search for alternative energy sources. The use of treated sewage effluent (TSE) as water and/or nutrient source for agricultural irrigation, can preserve existing water resources by minimising environmental impacts caused by its discharge to surface waters-and increase water availability for other purposes. Moreover, wastewater use can contribute to increase agricultural production, preserving forested areas; reduce costs for nitrogen fertilization, and can diminish greenhouse gas emissions to the atmosphere due to higher biomass production and carbon accumulation in soil through root and plant residue deposition. Despite these favorable aspects, this practice interferes in the soil-plant-water system by modifying the inputs and outputs of carbon and nitrogen from their different pools. Thus, this study aimed at quantifying CO₂, CH₄ and N₂O emissions from a Typic Haplustox cropped with Tifton 85 and irrigated with treated sewage effluent from the wastewater treatment plant (anaerobic and facultative ponds) at the city of Lins, SP and evaluates moreover changes in soil chemistry related to sodium, carbon and nitrogen concentrations and grass productivity. The study revealed that: (i) Tifton-85 was more productive at treatments with TSE irrigation, compared to potable water irrigation, (ii) the Na concentration in the soil increased significantly regardless of the type of irrigation used (TSE or potable water), (iii) TSE irrigation increased the carbon and nitrogen concentrations in soil, (iv) N₂O and CO₂ emissions were predominantly dependent on soil moisture, temperature and the quantities of mineral nitrogen fertilizers applied as from the type of water used for irrigation, (v) only CH₄ emissions had no direct relation to climate seasonality, and (vi) CO₂, N₂O and CH₄ emissions of TSE irrigated soils did not differ from not irrigated or water irrigated pastures, being mainly affected by different management practices. The results indicate that crop irrigation with TSE can represent is a sustainable agricultural practice.

Keywords: irrigation with sewage effluent; water reuse; GHG emissions; CO₂; CH₄; N₂O; Grazing

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Estação de tratamento de esgoto do município de Lins (lagoas anaeróbias e facultativas – sistema australiano) e o campo experimental (capim Tifton 85).....	31
Figura 2 - Valores mensais da precipitação (mm) obtidos no período de janeiro de 2010 a dezembro de 2011 na área experimental.....	32
Figura 3 - Delineamento do experimento com capim Tifton 85 irrigado	33
Figura 4 - Vista de uma parcela experimental mostrando a disposição das câmaras para coleta de CO ₂ , CH ₄ e N ₂ O	36
Figura 5 - Etapas da coleta de gás. A) fechamento da câmara. B) câmara fechada e termômetros analógicos instalados no solo. C) coleta do gás do interior da câmara com a seringa. D) transferência do gás para os frascos evacuados	37
Figura 6 - Lâminas mensais de irrigação e precipitação pluvial (ppt) ocorridas no experimento de 01/08/2010 a 31/06/2011	45
Figura 7 - Carbono total no solo para os diferentes tratamentos.....	47
Figura 8 - Nitrogênio total no solo para os diferentes tratamentos	49
Figura 9 - Composição isotópica do $\delta^{13}\text{C}$ no solo para os diferentes tratamentos	53
Figura 10 - Composição isotópica do $\delta^{15}\text{N}$ no solo para os diferentes tratamentos ..	56
Figura 11 - Fluxos médios e desvios padrões de CO ₂ emitidos pelo solo para os diferentes tratamentos nos meses de janeiro, março, maio e julho de 2011.....	58
Figura 12 - Fluxos médios e desvios padrões de CH ₄ emitidos pelo solo para os diferentes tratamentos nos meses de janeiro, março, maio e julho de 2011.....	61
Figura 13 - Fluxos médios e desvios padrões de N ₂ O emitidos pelo solo para os diferentes tratamentos nos meses de janeiro, março, maio e julho de 2011.....	64

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Histórico da fertilização mineral utilizada no experimento.....	34
Tabela 2 - Características do solo da área experimental em janeiro de 2003, antes da implantação dos tratamentos	39
Tabela 3 - Características do solo da área experimental em julho de 2011, após o término do experimento	40
Tabela 4 - Resultados de análises químicas (média dos anos 2010 e 2011) da água municipal de Lins e do EET utilizados na irrigação do experimento com capim Tifton 85 e comparação com médias apresentadas em revisões bibliográficas internacionais	41
Tabela 5 - Efeitos da irrigação (água e EET) e de doses de nitrogênio via fertilizante mineral (NFM), aplicadas via solo, no rendimento de massa seca (MS) do capim Tifton 85 para os meses de março, maio e julho de 2011	42
Tabela 6 - Aporte total de C e N para os tratamentos no período de abril de 2010 até julho de 2011	44
Tabela 7 - Teores de C total no solo (%) para os meses de abril de 2010 e julho de 2011 para as diferentes profundidades e tratamentos	46
Tabela 8 - Teores de N total no solo (%) para os meses de abril de 2010 e julho de 2011 para as diferentes profundidades e tratamentos	48
Tabela 9 - Relação C/N para os meses de abril de 2010 e julho de 2011 para as diferentes profundidades e tratamentos.....	51
Tabela 10 - Composição isotópica do C ($\delta^{13}\text{C}$) para os meses de abril de 2010 e julho de 2011 para as diferentes profundidades e tratamentos	52
Tabela 11 - Composição isotópica do N ($\delta^{15}\text{N}$) para os meses de abril de 2010 e julho de 2011 para as diferentes profundidades e tratamentos	55
Tabela 12 - Fluxos médios de CO_2 emitidos pelo solo para os diferentes tratamentos nos meses de janeiro, março, maio e julho de 2011	57
Tabela 13 - Fluxos médios de CH_4 emitidos pelo solo para os diferentes tratamentos nos meses de janeiro, março, maio e julho de 2011	61
Tabela 14 - Fluxos médios de N_2O emitidos pelo solo para os diferentes tratamentos nos meses de janeiro, março, maio e julho de 2011	64

1 INTRODUÇÃO

O uso de efluentes de esgotos tratados (EET) na irrigação de culturas agrícolas e florestais é uma prática adotada em vários países do mundo, tendo em vista os comprovados benefícios que traz para a agricultura e para o meio ambiente. Além de fornecer água e parte dos nutrientes essenciais para essas culturas, esta prática contribui para a preservação da qualidade dos recursos hídricos e, conseqüentemente, para a preservação ambiental (FEIGIN; RAVINA; SHALHEVET, 1991; MELI et al., 2002; ORON, 1996; VAZQUEZ-MONTIEL; HORAN; MARA, 1996).

O crescimento populacional gera um aumento significativo da demanda por alimentos levando o setor agrícola a utilizar uma maior quantidade de fertilizantes e ampliar as práticas de irrigação com o objetivo de aumentar a produtividade das culturas.

A agricultura, por meio da irrigação, é a atividade que mais consome água doce no mundo, cuja quantidade representa, atualmente, cerca de 70% (FOLEGATTI et al., 2010; NAHON, 2008) de toda a água utilizada no planeta, consumo este que se encontra em plena expansão. Os altos custos dos insumos, cuja utilização é necessária para aumentar a produtividade, têm elevado os preços dos alimentos, com sérias conseqüências sociais. Desta forma, fica evidente que substituir parte a água utilizada na agricultura para irrigação, aumentando sua disponibilidade para o uso doméstico e industrial, assim como reduzir o uso dos fertilizantes, sobretudo os nitrogenados, com uma real economia para as atividades agrícolas, torna a irrigação com EET uma prática interessante e potencialmente sustentável.

Ao lado dos aspectos benéficos, a irrigação com EET pode apresentar problemas, tanto para o sistema solo-planta, como para o meio ambiente, os quais podem limitar ou mesmo inviabilizar sua utilização. Entre estes problemas são, comumente, citados: (i) adição de compostos que podem promover a degradação física e química do solo (dispersão de argilas, sodificação, salinização, etc) (BEN-HUR et al., 2001); (ii) adição de elementos potencialmente tóxicos, (iii) contaminação de aquíferos por elementos de alta mobilidade (nitratos, fosfatos, etc.) (EMBRAPA, 2002; ISHERWOOD, 2000) e; (iv) presença de organismos patogênicos (SHUVAL et al., 1986).

Um aspecto igualmente importante, porém bem menos estudado, é a interferência da prática da irrigação com EET no sistema solo-planta, modificando as entradas e saídas, isto é os fluxos, de carbono e nitrogênio em seus diferentes reservatórios (FONSECA et al., 2007; NOGUEIRA, 2008). As adições de matéria orgânica e nitrogênio a partir do esgoto tratado (NOIRTIN, 2010), deposição de resíduos vegetais no solo e fertilização mineral complementar, somadas a umidade constante (FONSECA, 2005), tem grande potencial de modificar as taxas de mineralização, e alterar os ciclos biogeoquímicos de C e N (MYERS; CAMPBELL; WEIER, 1982; NOGUEIRA, 2008; PAULA, 2008), resultando em mudanças ambientais ainda não devidamente estudadas. Essas modificações ocorrem mais lentamente que, por exemplo, variações nas concentrações de elementos como Na, Ca, Mg, entre outros, no complexo de troca do solo, o que ressalta a importância de estudos de longa duração.

As mudanças nos ciclos biogeoquímicos podem aumentar a produção de gases de efeito estufa (GEE), tais como dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O), que emitidos para a atmosfera contribuem para o aquecimento global. Sabe-se que o aumento das emissões desses gases para a atmosfera encontra-se em grande parte ligado à queima de combustíveis fósseis (IPCC, 2006; LE TREUT et al., 2007; SAUERBECK, 2001). Entretanto, recentemente, uma maior atenção vem sendo dada às emissões geradas pelas atividades agrícolas e mudanças no uso da terra (DENMAN et al., 2007), resultando em trabalhos que buscam compreender a dinâmica do fluxo de GEE em diversos sistemas de plantio (CARVALHO, 2010; ESCOBAR, 2007; FERNANDES, 2008; PAVEI, 2005; PES, 2009; SIQUEIRA NETO et al., 2009), culturas (D'ANDREA et al., 2011; PISSIONI, 2011; SIGNOR, 2010;) e preparo do solo (LA SCALA; BOLONHEZI; PEREIRA 2006; TEIXEIRA; LA SCALA; LOPES, 2010). Várias ações no setor agrícola foram tomadas visando à redução de emissões dos GEE para a atmosfera, entre as quais o desenvolvimento de tecnologias aplicadas à produção de biocombustíveis, e, sobretudo, a adoção de boas práticas agrícolas como a colheita mecanizada da cana-de-açúcar (não queima), plantio direto, entre outras (CERRI et al., 2007).

Com relação ao uso de EET na irrigação de culturas agrícolas muitos trabalhos foram realizado, enfocando, sobretudo, a viabilidade agrônômica-ambiental do sistema solo-planta (AZEVEDO; OLIVEIRA, 2005; FIRME, 2007; FONSECA, 2005; SOUZA et al, 2010; VERONEZ, 2009), as alterações nas

propriedades químicas e físicas do solo (ANDRADE et al., 2005; FONSECA, 2001; FONSECA et al., 2007; LEAL et al., 2009; NICHELE, 2009; PEREIRA, 2009; SANTOS, 2004) para diferentes culturas, efeitos na ciclagem de carbono, nitrogênio e no metabolismo microbiano (NOGUEIRA, 2008; PAULA et al., 2009), bem como a caracterização da MO em solos submetidos a irrigação com EET (NOIRTIN, 2010; SANTOS et al., 2010). Porém, existem poucos trabalhos sobre emissões de GEE pelos solos irrigados com EET, sobretudo nas regiões tropicais, de forma que o conhecimento da dinâmica e fluxo de C e N necessita de maiores estudos.

Desta forma, o presente trabalho teve como objetivo principal quantificar as emissões de CO_2 , CH_4 e N_2O , por meio do estudo de um Argissolo Vermelho Distrófico Latossólico, cultivado com capim Tifton 85 e irrigado com efluente de esgoto tratado produzido por tratamento biológico do esgoto do Município de Lins, SP. Como hipótese de trabalho admitiu-se que a irrigação com EET seria responsável por emissões superiores quando comparadas àquelas do solo irrigado com água. Considerando que o solo em estudo vem sendo irrigado por cerca de 10 anos, a pesquisa realizada teve também como objetivo avaliar mudanças ocorridas na química do solo em relação as concentrações de sódio, carbono e nitrogênio e na produtividade da capim Tifton 85.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Reúso de água na agricultura

A água e sua disponibilidade para diferentes usos (urbano, industrial e agrícola) é um tema que preocupa os gestores de políticas públicas e que vem sendo bastante debatido na atualidade, não só nos meios científicos e políticos, mas também por diversos segmentos da sociedade organizada. O aumento da demanda de água, sua distribuição heterogênea no mundo e, sobretudo, o aumento das taxas de poluição nos grandes centros urbanos vêm gerando problemas que afetam o desenvolvimento econômico de muitas regiões e a qualidade de vida de seus habitantes. Mesmo em países privilegiados em recursos hídricos, como é o caso do Brasil, este tema também desperta preocupações, pois os grandes centros urbanos começam a sentir os problemas gerados pela escassez de água de boa qualidade.

Certas atividades toleram o uso de água com qualidade inferior àquela exigida para fins residenciais ou mesmo para certos processos industriais (MIERZWA; HESPANHOL, 2005), tornando o reúso de água uma prática de gestão importante para reduzir a pressão sobre os recursos hídricos. Entre estas atividades está a agropecuária, onde somente a irrigação das culturas consome cerca de 70% da água doce disponível (FOLEGATTI et al., 2010; NAHON, 2008) e, portanto, por menor que seja a economia de água feita neste setor representaria uma importante contribuição para o aumento da água para uso doméstico e industrial.

Desta forma a utilização de águas residuárias, como, por exemplo, o efluente de esgoto tratado (EET), torna-se uma prática interessante na redução da utilização de águas de qualidade superior. Esta prática já sendo utilizado em muitos países com grande sucesso, como é o caso da Alemanha, Austrália, França, EUA, Israel, México (BRAILE; CAVALCANTI, 1993).

Entre os aspectos positivos da irrigação com EET pode-se salientar os seguintes pontos: (i) economia de água de boa qualidade no setor de maior demanda, aumentando sua disponibilidade para outros usos, (ii) contribuição para a preservação da qualidade dos recursos hídricos, evitando a descarga de EET nos rios, (iii) aproveitamento dos nutrientes contidos nos efluentes, visando sua utilização para o aumento da produção em uma mesma área, conservando, desta forma as áreas florestadas, (iv) redução de despesas do agricultor com o uso de fertilizantes nitrogenados.

Entretanto, apesar destes aspectos positivos, a utilização de EET na irrigação pode apresentar problemas, que se não identificados e solucionados, inviabilizam sua prática. Entre eles, podem ser citados: (i) a presença de patógenos, (ii) o acúmulo de elementos potencialmente tóxicos nos solos, nas plantas e águas superficiais, (iii) contaminação do lençol freático, especialmente por nitrato e (iv) aumento da salinidade e sodicidade dos solos (GLOAGUEN, 2005; PESCOD, 1992; SANTOS, 2004). Desta forma, o volume de irrigação, isto é, a lâmina de EET a ser aplicada, bem como a seleção de culturas a serem irrigadas tem sido uma das principais questões estudadas, visando a sustentabilidade do sistema solo-planta-água (MOHAMMAD; AYDI, 2004).

Fonseca et al. (2007), destacou a eficiência do sistema solo-planta em receber o EET como uma prática viável e capaz de utilizar os nutrientes contidos nesta água residuária, desde que diversos fatores sejam observados: (i) qualidade microbiológica e características químicas do efluente, incluindo o risco ao solo de salinidade, sodicidade, concentrações de elementos potencialmente tóxicos e nitrato (NO_3^-); (ii) disponibilidade de fontes de água e condições ambientais; (iii) adequação da tecnologia de irrigação à qualidade do efluente e à topografia da área; (iv) quantidade do efluente e frequência de sua aplicação; (v) concentração de nutrientes no efluente e a quantidade de fertilizante mineral aplicada; (vi) características físicas, químicas e microbiológicas do solo, assim como sua fertilidade natural; (vii) tipo e produtividade alvo da cultura em questão e; (viii) condições sócio-econômicas e nível tecnológico dos agricultores locais.

2.2 Efluente de esgoto tratado

O EET pode ser originado por diferentes tipos de estações de tratamento de esgoto. Um sistema, com ampla utilização no Brasil e, especialmente no estado de São Paulo, denominado “australiano”, utiliza um conjunto de lagoas anaeróbicas, como tratamento primário, seguido de lagoas facultativas, como tratamento secundário (FEIGIN; RAVINA; SHALHEVET, 1991; PESCOD, 1992). Este sistema, de baixo custo e simples manutenção, gera um efluente líquido que, em geral, não atende aos parâmetros desejáveis para sua disposição em corpos d’água superficial (VON SPERLING, 2002).

Apesar da satisfatória remoção de sólidos orgânicos e inorgânicos e da diminuição da demanda bioquímica de oxigênio e de patógenos, a quantidade de

nutrientes e de outros elementos dissolvidos no efluente é elevada (BASTOS, 2003; FONSECA, 2005). Alguns desses elementos são nutrientes essenciais para as plantas, como nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, enxofre, boro, cobre, ferro, manganês e zinco (EPSTEIN; BLOOM, 2005; MALAVOLTA, 2006), mas igualmente podem ser encontrados, sobretudo em efluentes com contribuição de esgotos industriais, elementos potencialmente tóxicos como alumínio, arsênio, cádmio, cromo, mercúrio e chumbo.

As quantidades de nutrientes e elementos potencialmente tóxicos variam de acordo com a composição e tratamento de esgoto aplicado. Sabe-se que nos EUA o esgoto tratado possui uma concentração média de nitrogênio de 25 mg L^{-1} e de fósforo total de 30 mg L^{-1} (ASANO; SMITH; TCHBANOGLOUS, 1985), enquanto no Brasil, a concentração média desses nutrientes, encontrados no EET provenientes de 166 estações de tratamento de esgoto nos Estados de São Paulo e Minas Gerais, variaram de 22 a 61 mg L^{-1} de nitrogênio e 1 a 6 mg L^{-1} de fósforo total (OLIVEIRA; VON SPERLING, 2005). Esses elementos possuem grande potencial de eutrofização de corpos d'água (JARVIE; NEAL; WITHERS, 2006; VALENTE; PADILHA; SILVA, 1997).

Elementos potencialmente tóxicos podem ser encontrados no EET de origem doméstica, porém, suas concentrações são em geral muito baixas e, além disso, no tratamento em lagoas a maior parte fica retida no lodo de esgoto, onde permanece associado à matéria orgânica. Sais solúveis, como por exemplo o sódio, estão sempre presentes, por vezes em concentrações elevadas nos esgotos. Eles são persistentes no EET e por possuírem propriedades deletérias para o solo devem ter suas concentrações reduzidas, o que exige grandes esforços e investimentos (TOZE, 2006).

2.3 Utilização de efluente de esgoto tratado em pastagem

A escolha das culturas a serem irrigadas com EET é um item importante para sua utilização, pois elas devem satisfazer a maioria dos critérios estabelecidos por Segarra, Darwish e Ethridge (1996), que são: (i) alta absorção de N, (ii) elevado consumo de água, (iii) possibilidade de processamento; (iv) potencial de mercado; (v) viabilidade econômica.

As plantas forrageiras pelo fato de apresentarem elevado acúmulo de nutrientes e pela sua capacidade de recobrimento do solo apresentam alto potencial

para receber a aplicação de efluentes (BOLE; BELL, 1978). Além disso, possuem uma importância significativa na econômica mundial, pois as pastagens cobrem cerca de dois terços de toda a área agricultável do globo terrestre. No Brasil, as pastagens ocupam cerca de três quartos da área agrícola (BRASIL, 2012), isto é, cerca de 210 milhões de hectares, assumindo posição de destaque no cenário agrícola brasileiro.

Em vários países de clima tropical, o gênero *Cynodon* é reconhecido como um recurso forrageiro valioso e de grande versatilidade para uma vasta gama de empreendimentos pecuários (CORSI; MARTHA Jr., 1998). Essas gramíneas, originárias da África, são consideradas bem adaptadas às regiões tropicais e subtropicais (VILELA; ALVIM, 1998). São capins exigentes, responsivos à fertilidade do solo (MONTEIRO, 1996) e praticamente todas as espécies se adaptam à fenação (HADDAD; CASTRO 1988).

Além destas características, o capim Tifton 85 apresenta ainda a vantagem de ser: (i) o melhor dos híbridos F_1 do gênero *Cynodon* (BURTON, 2001), com alto potencial produtivo, tanto do ponto de vista quantitativo como qualitativo (HILL; GATES; BURTON, 1993; SOLLENBERGER et al., 1995); (ii) uma gramínea nobre com concentração de proteína bruta de 12 a 16% (OLIVEIRA; PEREIRA; GARCIA, 2000); (iii) um capim que responde a doses elevadas de N (ALVIM et al., 1999), apresentando estreita relação com a tensão hídrica (MARCELINO et al., 2003); (iv) um grande absorvedor de água e nutrientes, (v) muito tolerante à acidez (FAGERIA; BALIGAR; JONES, 1997), à salinidade (GRATTAN et al., 2004) e à sodicidade (GRIEVE et al., 2004) e; (v) uma cultura que atende a maioria dos critérios estabelecidos por Segarra, Darwish e Ethridge (1996) para receber a aplicação de irrigação com EET.

No Brasil, estas espécies têm sido empregadas principalmente em explorações leiteiras e para a produção de forragem conservada (fenação) e, em menor escala, para gado de corte (VILELA; ALVIM, 1998). Capins do gênero *Cynodon* apresentam em nossas condições grande flexibilidade de manejo (NUSSIO; MANZANO; PEDREIRA, 1998) e com elevada produção de matéria seca superando 20 Mg ha⁻¹ano⁻¹ de massa seca (RIBEIRO; PEREIRA; GARCIA, 1998). Trabalhos já desenvolvidos com capim Tifton 85, irrigado com o EET mostra que é um sistema viável, alcançando produtividades de 32 Mg ha⁻¹ano⁻¹ de massa seca,

além da vantagem de proporcionar uma real economia de fertilizantes nitrogenados (FONSECA, 2005; FONSECA et al., 2007).

Além de todas as qualidades apresentadas pelo gênero *Cynodon*, pastagens bem manejadas, podem contribuir na captação do CO₂ atmosférico e aumentar o estoque de carbono no solo (CORSI et al., 2001), diminuindo assim a ação dos gases do efeito estufa na atmosfera e desempenhando um papel positivo sobre a qualidade do ambiente.

2.4 Carbono e nitrogênio no solo e seus isótopos

O carbono, principal constituinte da matéria orgânica do solo (MOS) é responsável por algumas de suas propriedades físicas, químicas e biológicas, que conjuntamente determinam a fertilidade ou a capacidade do solo em fornecer as condições necessárias para o crescimento das culturas. Sua entrada no solo está relacionada, principalmente, com o aporte de resíduos da biomassa aérea e radicular das plantas, liberação de exudatos radiculares, lavagem de constituintes solúveis da planta pela água da chuva e transformação de materiais carbonados pelos macros e microrganismos do solo (SILVA; MEDONÇA, 2007)

Na última década os estudos sobre o carbono orgânico do solo (COS) e a matéria orgânica do solo (MOS) têm assumido uma maior importância, pois além do aumento nos estoques de MOS proporcionar condições favoráveis para a fertilidade do solo, representa uma forma de mitigar o aquecimento do planeta pela redução da concentração de CO₂ na atmosfera (LAL; KIMBLE, 2000).

Em estudos envolvendo o COS, o isótopo estável ¹³C vem sendo usado como uma das mais importantes ferramentas para se conhecer a origem do carbono.

A utilização de técnicas isotópicas de ¹³C para avaliar a dinâmica da MOS se dá através da diferença na discriminação isotópica que ocorre na assimilação de carbono de plantas de ciclo fotossintético C3 ($\approx -28\text{‰ } \delta^{13}\text{C}$) e C4 ($\approx -12\text{‰ } \delta^{13}\text{C}$) (SMITH; EPSTEIN, 1971). Desta forma, o COS remete de forma proporcional ao tempo e quantidade de material depositado, o tipo de vegetação que esteve ou está presente atualmente no local (CERRI et al., 1985; GOUVEIA et al., 2002; PESSEDA et al., 2001; URQUIAGA et al., 2006).

O nitrogênio encontra-se no solo em sua maior parte na forma orgânica, presente na matéria orgânica ou como parte de organismos vivos. O N pode entrar no sistema solo-planta por diferentes maneiras, entre elas, por deposição

atmosférica, fixação biológica e adubações (químicas e orgânicas) e pode deixar o sistema através da remoção pelas culturas e por mecanismos de perdas, como a lixiviação e a volatilização (CANTARELLA, 2007).

O balanço entre as entradas e saídas de nitrogênio em um ecossistema pode ser avaliado usando a abundância natural de isótopos estáveis de N (expresso como $\delta^{15}\text{N}$), capaz de fornecer medidas integradas sobre a dinâmica de N ao longo do tempo (HANDLEY; RAVEN, 1992; HÖGBERG, 1997; NADELHOFFER; FRY, 1994). A composição isotópica do $\delta^{15}\text{N}$, assim como a do $\delta^{13}\text{C}$, tem se mostrado uma ferramenta útil em estudos sobre o ciclo do N, principalmente pelo seu caráter integrador (HÖGBERG, 1997; ROBINSON, 2001). Não havendo assim, necessidade de medidas pontuais e repetitivas sobre todas as etapas envolvidas no ciclo, pois a partir da determinação do $\delta^{15}\text{N}$ em compartimentos chaves dos ecossistemas, como solos e plantas, pode-se inferir sobre a dinâmica do N (NARDOTO, 2005).

O nitrogênio presente no solo tende a ser mais rico em ^{15}N quando comparado aos tecidos vegetais da parte aérea, evidenciando a atividade microbiana durante o processo de decomposição (NARDOTO, 2005). Espécies incapazes de fixar N_2 atmosférico mostram elevada variação na sua razão isotópica dependendo da taxa de mineralização de N no solo (GARTEN; VAN MIEGROET, 1994). Dessa forma, o $\delta^{15}\text{N}$ da planta pode ser usado para determinar se a fonte de N é predominantemente de origem atmosférica ou oriunda do solo.

A mineralização do C e N ocorrem simultaneamente na MOS, e quando um resíduo é adicionado ao solo, o aumento da população microbiana é estimulado pelo aporte de energia e nutrientes que o resíduo representa. Com este aumento da população microbiana, a demanda por oxigênio, nutrientes, energia e carbono também aumenta. (SILVA; MEDONÇA, 2007)

Resíduos que apresentarem relação C/N entre 20 e 30, fornecerão o nitrogênio necessário para a reprodução microbiana, não havendo imobilização nem mineralização significativa no início do processo. Caso a relação C/N seja maior, significa que os microrganismos buscarão outras fontes de N para satisfazer sua demanda, e consumirão formas de nitrogênio que estão disponíveis para as plantas, resultando em uma imobilização líquida, podendo causar deficiência temporária de nitrogênio para as plantas. Em situação contrária, quando a relação C/N for menor que 20 a 30, haverá excesso de N, que será mineralizado e desprezado pelos microrganismos, permanecendo imediatamente disponível para as plantas (SILVA;

MEDONÇA, 2007). Isso evidencia a importância da determinação desses nutrientes assim como a relação C/N para a manutenção de qualidade do sistema solo-planta.

2.5 Gases de efeito estufa

As informações científicas acumuladas até o momento indicam que as concentrações dos gases CO_2 , CH_4 e N_2O que podem contribuir com o aquecimento da atmosfera, conhecidos como gases do efeito estufa (GEE) estão aumentando de forma contínua e constante na atmosfera terrestre (SALATI; LEMOS; SALATI, 1999).

Até meados do século XVIII, antes da Revolução Industrial, os principais fatores de mudanças climáticas eram atribuídos a agentes naturais, como ventos, radiação solar, vulcões, terremotos. Entretanto, a partir dessa época os modelos utilizados para simular o comportamento do clima, passaram a associar a elevação de temperatura às atividades antrópicas. As mudanças nas concentrações globais de CO_2 , CH_4 e N_2O , ocorridas de forma acentuada a partir do século XIX (IPCC, 2006; PAIVA, 2008) indicam a forte influência da ação humana no aumento da concentração desses gases na atmosfera.

As emissões dos GEE até recentemente eram atribuídas em sua maior parte à queima de combustíveis fósseis, realizada pelas atividades industriais e pelo transporte. Hoje sabe-se que as atividades agropastoris e a mudança do uso do solo têm um papel significativo nas emissões destes gases para a atmosfera, sendo que o impacto provocado pela mudança de uso da terra é bem mais acentuado, sendo responsável por aproximadamente 75, 91 e 94 % do total de emissões de CO_2 , CH_4 e N_2O , respectivamente (CERRI; CERRI, 2007).

O CO_2 acumulado na atmosfera, como já mencionado, é atribuído ao aumento do uso de combustíveis fósseis, à produção industrial, a mudanças de uso da terra e de manejo (queima de biomassa, produção agrícola e conversão de áreas de pastagem para fins agrícolas) e, evidentemente ao desmatamento (DENMAN et al., 2007; SIGNOR, 2010). No Brasil as taxas anuais líquidas de emissão de CO_2 para a atmosfera atingiram 46,4 Pg de CO_2 (ou 12,65 Pg C) no período de 1975-1995, considerando-se apenas atividades agrícolas (CERRI et al, 2004), e o desmatamento foi responsável pela emissão de 2,2 Pg de C (HOUGHTON, 2005).

No funcionamento do ecossistema, o solo pode atuar tanto como emissor de CO_2 ou como sequestrador, dependendo do manejo aplicado (JOHNSON et al., 2005). Portanto, é evidente que melhores práticas agrícolas tem grande potencial

para aumentar o sequestro de carbono no solo e diminuir a emissão do CO₂ e outros GEE para a atmosfera. Se a concentração de CO₂ dobrar na atmosfera, as mudanças de temperaturas ocorridas na superfície da Terra promoverão mudanças drásticas na produção de alimentos. Enquanto regiões frias, não adaptadas à produção agrícola serão beneficiadas, regiões que hoje produzem grandes quantidades de alimentos poderão ser prejudicadas, como o caso do Brasil, onde algumas culturas se tornariam até 10% menores (IPCC, 2007; EMBRAPA, 2012).

As emissões de CH₄ são consequência do uso de combustíveis fósseis, queima de biomassa, cultivos em terras alagadas, aterros sanitários e criação de ruminantes, entre outras (DENMAN et al., 2007; FORSTER et al., 2007). As concentrações de metano na atmosfera têm apresentado valores praticamente constantes nas últimas décadas, devido as reações deste gás com os radicais livres de hidroxila, produzidos fotoquimicamente na atmosfera (FORSTER et al., 2007).

Além dos processos naturais que ocorrem nos solos e nos oceanos, as demais fontes de liberação de N₂O para a atmosfera são o uso de fertilizantes agrícolas nitrogenados, a queima de combustíveis fósseis e o desmatamento. Grande parte das emissões globais de N₂O entre as décadas de 70 e 80 foi atribuída ao desmatamento nas regiões tropicais, sendo que os solos sob floresta contribuíram com 10 % da emissão global desse gás (FORSTER et al., 2007).

O cultivo convencional possibilita a reposição e estocagem de certo conteúdo de carbono, mas que não chega a compensar o carbono liberado por ocasião do desmatamento. A agricultura, portanto, contribui fortemente para o aumento de CO₂ e dos outros GEE para a atmosfera. Porém, existem várias práticas agrícolas que podem mitigar ou mesmo eliminar a emissão de gases do efeito estufa, entre elas sistemas de cultivo como o plantio direto e integração lavoura-pecuária, o manejo adequado de pastagens, o reflorestamento, a fixação biológica de nitrogênio, a redução da queima da cana-de-açúcar e o reaproveitamento de resíduos.

A utilização de EET em pastagem seria uma forma de reduzir essas emissões e consequentemente aumentar o estoque de C no solo. Porém ainda é necessário entender como funciona os fluxos de gases no sistema para defini-lo como uma prática viável e sustentável.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de estudo

O campo experimental, instalado no município de Lins (21°40'43"S e 49°44'33"W e altitude de 437 m), Estado de São Paulo, encontra-se localizado em uma área anexa à estação de tratamento de esgotos operada pela SABESP (Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo).

A estação de tratamento de esgoto de Lins (figura 1) é formada por um sistema de lagoas de estabilização do tipo australiano, constituído por três conjuntos paralelos de lagoas anaeróbias (tratamento primário) seguida de lagoas facultativas (tratamento secundário), gerando 500 m³ h⁻¹ de EET. O tempo de detenção hidráulico médio é de 5 dias para as lagoas anaeróbias (4 m de profundidade útil) e 10 dias para as lagoas facultativas (1,9 m de profundidade útil) (PIVELI; DORIA, 2003).

Figura 1 - Estação de tratamento de esgoto do município de Lins (lagoas anaeróbias e facultativas – sistema australiano) e o campo experimental (capim Tifton 85)

De acordo com a classificação de Köppen, o clima da região é do tipo Cwa (clima temperado úmido, com inverno seco e verão quente), com a temperatura média anual de 31°C no mês mais quente e de 20°C no mês mais frio e precipitação média de 1300 mm ano⁻¹. A precipitação referente ao período de condução do experimento, obtida em pluviômetro instalado no local, encontra-se na figura 2.

Figura 2 - Valores mensais da precipitação (mm) obtidos no período de janeiro de 2010 a dezembro de 2011 na área experimental

Em 2011 a precipitação média (1355 mm) foi maior que 2010 (1167 mm), apresentando, como característica do local, inverno mais seco e verão com maior pluviosidade.

Este experimento foi realizado em área cultivada com capim Tifton 85, gramínia escolhida por apresentar alta tolerância à salinidade (MAAS, 1994), ter uma boa representação na região onde se encontra implantada a área de estudo, pelo elevado consumo em N e por possuir um alto valor econômico agregado.

O capim Tifton 85, desta unidade experimental, foi plantado em 2002, e ao longo deste período foi submetido ao mesmo manejo, sofrendo alterações apenas em alguns tratamentos conforme o interesse de cada estudo. As atividades de campo relativas as coletas de amostras foram realizadas entre abril de 2010 e julho de 2011.

O solo da área experimental foi classificado como um Argissolo Vermelho Distrófico Latossólico (IBRAHIM, 2002), com os horizontes superiores (0 a 40 cm) apresentando textura média-arenosa e os inferiores (40 a 100 cm) textura média-argilosa (20% de argila). A mineralogia é simples, predominando quartzo e caulinita, com ilita, hematita, magnetita e/ou maghemita ocorrendo em menores proporções.

3.2. Delineamento experimental e condução do experimento

O delineamento experimental foi em blocos casualizados, com seis tratamentos e quatro repetições. Os tratamentos utilizados foram: A0: irrigação com água da rede urbana e sem fertilização; A100: irrigação com água da rede urbana e adição de 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de nitrogênio via nitrato de amônio; E0, E33, E66 e

E100: irrigação com esgoto tratado e adição de 0, 173, 343 e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de nitrogênio na forma de nitrato de amônio, respectivamente (Figura 3).

Figura 3 - Delineamento do experimento com capim Tifton 85 irrigado
A0 e A100 - irrigação com água e adição de 0, e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente; E0, E33, E66 e E100 - irrigação com efluente de esgoto tratado e adição de 0, 172; 343 e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente

As parcelas apresentaram dimensões de 10x10m, com distância de 10 m entre si, totalizando uma área de 100 m², sendo que a área útil era de 48 m², após terem sido desprezados 1 m de cada lado (bordadura) e 16 m² da parte central da parcela devido à não uniformidade do jato dos aspersores. O sistema de irrigação empregado foi o de aspersão convencional com aspersores da marca NAAN modelo 5024 e bocal 3,0 para pressão e vazão de serviço de 3,0 bar e 0,63 m³ h⁻¹, respectivamente, instalados a 90 cm da superfície do solo no centro de cada parcela.

Quando o solo encontrava-se na tensão crítica para a cultura (-34 kPa), era realizada a irrigação. Para isto, eram feitas as leituras dos tensiômetros instalados em cada parcela nas profundidades de 0 a 20, 20 a 40 e 40 a 60 cm, com frequência de dois dias, para verificar a tensão da água no solo, e a partir desses valores aplicadas as lâminas ideais para a irrigação, tanto com água quanto com EET.

O manejo do Tifton 85 consistiu em cortes bimestrais, a uma altura de 7 cm do solo utilizando roçadeira costal e em seguida adubação das parcelas. A adubação foi realizada manualmente a lanço, parcelada ao longo dos cortes,

variando conforme a produção de massa seca. A adubação fosfatada e potássica foram iguais para todas as parcelas, e a nitrogenada variou de acordo com os tratamentos. A tabela 1 apresenta o parcelamento da adubação ao longo do experimento.

Tabela 1 - Histórico da fertilização mineral utilizada no experimento

Época de corte e fertilização	Fertilizantes (kg ha ⁻¹)		
	N ⁽¹⁾	P ₂ O ₅	K ₂ O
janeiro	100	50	80
março	100		80
maio	80		60
julho	60	50	40
setembro	80		60
novembro	100		80

⁽¹⁾ Os tratamentos A0 e E0 não receberam a adubação nitrogenada descrita acima, enquanto os tratamentos E33 e E66 receberam respectivamente 33% e 66%, das doses de N descritas acima e os tratamentos A100 e E100 a dose integral.

3.3 Amostragem e análises de água e efluente

Amostras de água e efluente, utilizadas para irrigação do capim, foram coletadas bimestralmente junto às saídas de água e efluente para a tubulação do sistema de irrigação. As amostras coletadas foram encaminhadas para o laboratório do Núcleo de Pesquisa em Geoquímica e Geofísica da Litosfera (Nupegel) / USP onde foram preparadas para as determinações analíticas.

No laboratório, cada amostra foi dividida em três subamostras: (A) não filtrada; (B) filtrada em microfibras de vidro com poros de 0,45 µm de diâmetros; (C) filtrada em membrana de éster-celulose com poros de 0,22 µm de diâmetros.

Nas subamostras (A) foram determinados os valores de pH e condutividade elétrica (CE). As subamostras (B) foram preservadas com solução de cloreto de mercúrio 30 mmol L⁻¹ e mantidas em refrigeração até a determinação da concentração de carbono orgânico dissolvido (COD), mediante o uso do equipamento Shimadzu TOC-Vcph. As subamostras (C) foram preservadas e mantidas de forma similar às subamostras (B), porém, foram destinadas às determinações analíticas de: (i) K, Na, B, Al, Ca, Mg, Cu, Fe, Mn, Zn, Cd, Cr, Ni e Pb por espectrometria de emissão óptica com plasma de argônio acoplado indutivamente (ICP-OES) e; (ii) P-H₂PO₄⁻, S-SO₄⁻², N-NO₃⁻, N-NO₂⁻, Cl⁻, F⁻ e N-NH₄⁺ por injeção em fluxo contínuo (FIA), conforme Ruzicka e Hansen (1975).

3.4 Amostragem e análises de solo

Para caracterização do solo da área experimental foram coletadas, no início (abril/2010) e no final (julho/2011) do experimento, amostras compostas de solo das camadas superficiais (0-10 e 10-20 cm) e subsuperficiais (20-40, 40-60, 60- 80 e 80-100 cm), mediante o emprego de trado tipo “holandês”. Foram coletadas 12 e 6 subamostras para formar uma amostra composta para cada uma das camadas superficiais e subsuperficiais, respectivamente.

As amostras compostas de solo foram secas em estufas a 45°C e processadas no moinho tipo martelo com peneira de 2 mm para serem realizadas as análises químicas. O pH foi determinado por potenciometria em solução de CaCl_2 0,01 mol L⁻¹. As concentrações de H+Al (acidez total) foram determinadas por titulação com solução padronizada de NaOH 0,025 mol L⁻¹ de extratos de solo obtidos com solução de $\text{Ca}(\text{CH}_3\text{-COO})_2$ 0,5 mol L⁻¹ a pH 7,0. As concentrações trocáveis de Al (acidez trocável), Ca e Mg foram determinadas por ICP-OES em extratos de solo obtidos com solução de KCl 1,0 mol L⁻¹. As concentrações de Na, K e P foram determinadas em extratos de solo obtidos com solução de Mehlich-1 (HCl 0,05 mol L⁻¹ + H_2SO_4 0,0125 mol L⁻¹), mediante leitura por ICP-OES. As concentrações de S disponível, extraídas por solução de $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 0,01 mol L⁻¹, foram realizadas por turbidimetria (FOX; HUE; PARRA, 1987). As concentrações de B disponível, extraídas por solução de BaCl_2 0,006 mol L⁻¹ aquecida em micro-ondas foram realizadas por ICP-OES (ABREU; ABREU; ANDRADE, 2001). As concentrações disponíveis dos elementos Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn foram determinadas em extratos de solo obtidos com solução de DTPA-TEA (ácido dietilenotriaminopentaacético 0,005 mol L⁻¹ + trietanolamina 0,1 mol L⁻¹ + CaCl_2 0,01 mol L⁻¹) a pH 7,3 (LINDSAY; NORVELL, 1978), mediante leitura por ICP-OES.

As determinações de C e N no solo foram feitas a partir das amostras compostas (12 subamostras até os 20 cm de profundidade e 6 subamostras para as demais) coletadas nas camadas 0-3, 3-6, 6-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60- 80 e 80-100 cm. O solo após a secagem foi moído, passado em peneira de 0,2 mm, homogeneizado e pesadas alíquotas de 35 a 90 mg conforme a profundidade. As amostras foram acondicionadas em cápsulas de estanho e encaminhadas ao analisador elementar (Carlo Erba, modelo EA 1110) acoplado a um espectômetro de massa Finigan Delta Plus para determinação da composição elementar de C e N (%) e composição isotópica ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$).

3.5 Amostragem e determinação de massa seca

Para obtenção da produtividade foi coletado 1 m² do capim Tifton 85 dentro da área útil de cada parcela, utilizando a mesma altura de corte (7 cm do solo). Após a coleta esse material foi levado à estufa de circulação forçada, com temperatura de 60°C até atingir massa constante e depois pesado para se obter a massa seca.

3.6 Amostragem e análises dos gases CO₂, CH₄ e N₂O

Para a determinação dos fluxos de CO₂, CH₄ e N₂O emitidos pelo solo foi utilizado o método da câmara fechada (JACINTHE; DICK, 1997). Foram utilizadas câmaras cilíndricas de aço galvanizado (14 cm de altura e 28 cm de diâmetro) e tampas de PVC, com sistema de vedação hidráulico entre as partes. Foram instaladas três câmaras por parcela, em posição aleatória (respeitando-se a bordadura), enterradas no solo cerca de 2 cm (Figura 4).

Figura 4 - Vista de uma parcela experimental mostrando a disposição das câmaras para coleta de CO₂, CH₄ e N₂O

As coletas foram realizadas sempre 15 dias após a adubação, tempo considerado adequado devido a estabilização da emissão em função da aplicação do fertilizante (NOGUEIRA, 2008; SIGNOR, 2010). As épocas das coletas foram definidas para representar o período mais úmido (janeiro e março) e o mais seco

(maio e julho).

As amostras de gás, para a determinação das concentrações de CO_2 , CH_4 e N_2O , foram coletadas com seringas de 60 mL após o fechamento da câmara ($t=0$) e em três tempos adicionais: 5, 10 e 20 minutos. As amostras contidas nas seringas foram transferidas para frascos de vidro selados (rolhas de borracha e anel de alumínio) já com vácuo. Antes do fechamento da câmara e após a sua abertura foi realizada a determinação da temperatura do solo através de termômetros analógicos, colocados na superfície, a 5 cm e a 10 cm de profundidade. A figura 5 ilustra as etapas da coleta.

Figura 5 - Etapas da coleta de gás. A) fechamento da câmara. B) câmara fechada e termômetros analógicos instalados no solo. C) coleta do gás do interior da câmara com a seringa. D) transferência do gás para os frascos evacuados

A determinação da concentração dos gases foi realizada por cromatografia gasosa, em um equipamento Shimadzu, GC-17A, com detector ^{63}Ni de captura de elétrons (ECD) e um detector de ionização por chama (FID) (BOWDEN; STEUDLER; MELILLO, 1990; STEUDLER et al, 1991), utilizando-se quatro padrões certificados

(White Martins) para calibração. Os fluxos foram calculados pela alteração linear da concentração dos gases com o tempo de incubação.

3.7 Análise estatística

Os resultados foram submetidos à análise de variância de acordo com o modelo de experimento de blocos completos casualizados com parcelas subdivididas no tempo. Nos casos de F significativo aplicou-se o teste de Tukey a 5 % de probabilidade. O programa utilizado para análise dos dados foi programa estatístico SAS - System for Windows 9.0 (SAS INSTITUTE, 1999). As variáveis originadas a partir de análise química de terra foram obtidas em duas épocas de amostragem (abril de 2010 e julho de 2011), enquanto que as variáveis para os gases foram obtidas em 4 épocas de amostragem (janeiro, março, maio e julho), divididas em 2 períodos, chuva e seca.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Características do solo da área experimental

Por se tratar de um solo altamente intemperizado, a análise química, realizada em janeiro de 2003, quando ocorreu a implantação do capim Tifton 85 na área, apresentou as características já esperadas para um solo tropical, como baixa fertilidade natural, sobretudo em P; baixa saturação por bases (V%); baixas concentrações de carbono total (CT) e nitrogênio total (NT); acidez e baixas concentrações de micronutrientes (Tabela 2). As concentrações de elementos potencialmente tóxicos (Cd, Cr, Hg, Ni, Pb) e Na estão abaixo de limite de detecção do método empregado

Tabela 2 - Características do solo da área experimental em janeiro de 2003, antes da implantação dos tratamentos

Camada	pH CaCl ₂	H+Al	SB ⁽¹⁾	CTC _p ⁽²⁾	V ⁽³⁾	Al	Ca	Mg	K	Na
cm	-----mmol _c kg ⁻¹ -----				%	-----mmol _c kg ⁻¹ -----				
0-10	4,90	15,17	17,32	32,49	53,31	1,00	10,26	5,61	1,45	<LD ⁽⁴⁾
10-20	4,56	16,97	17,30	32,27	50,48	1,80	10,54	5,97	0,79	<LD
20-40	4,32	17,47	13,41	30,88	43,43	4,10	7,36	5,52	0,53	<LD
40-60	4,04	22,67	6,94	29,61	23,44	8,50	3,79	2,72	0,43	<LD
60-80	4,20	24,57	10,50	35,07	29,97	6,80	5,71	4,34	0,45	<LD
80-100	4,18	17,97	9,37	27,34	34,27	5,70	3,90	4,71	0,76	<LD

Camada	P	S	B	Cu	Fe	Mn	Zn	PST ⁽⁵⁾	CT	NT
cm	-----mg kg ⁻¹ -----							%	-----g kg ⁻¹ -----	
0-10	6,23	2,23	0,38	0,24	13,22	3,80	0,23	-	5,97	0,46
10-20	1,35	3,10	0,34	0,25	14,12	4,71	0,19	-	5,84	0,46
20-40	1,57	8,91	0,24	0,30	13,69	4,07	0,25	-	5,68	0,43
40-60	0,71	2,20	0,33	0,37	9,11	2,02	0,22	-	5,28	0,41
60-80	0,71	17,35	0,20	0,27	7,64	2,23	0,20	-	4,26	0,32
80-100	0,44	1,55	0,25	0,21	4,24	2,56	0,16	-	3,04	0,23

Fonte: Fonseca, 2005

(1)SB: soma de bases;

(2)CTC_p: capacidade de troca catiônica potencial;

(3) V: saturação por bases;

(4) LD: limite de detecção

(5) PST: percentual de sódio trocável (dados não calculados devido o Na estar < LD)

Após os quase 10 anos que a área experimental foi submetida à irrigação com água e com efluente de esgoto tratado, alterações em alguns dos atributos químicos do solo foram observadas. A mais notável foi o aumento na concentração do Na, passando de valores abaixo do limite de detecção, em 2003, para valores superiores a 8 mmol_c kg⁻¹ em 2011. Tal fato se relaciona aos elevados teores de Na encontrados tanto na água do município de Lins, como no EET. Os altos teores

fazem com que a absorção, acúmulo e exportação do Na pelo capim não sejam suficientes para controlar todo o aporte desse elemento. O teor elevado de Na trocável no solo reflete diretamente nos valores mais elevados da SB, CTC, V% e PST encontrados ao final do experimento (Tabela 3). O aumento do pH e a consequente diminuição de Al trocável no solo são justificados pela irrigação com EET, como também a elevação dos teores de CT e NT. (Tabela 3).

Tabela 3 - Características do solo da área experimental em julho de 2011, após o término do experimento

Camada	pH CaCl ₂	H+Al	SB ⁽¹⁾	CTC _p ⁽²⁾	V ⁽³⁾	Al	Ca	Mg	K	Na
cm	-----mmol _c kg ⁻¹ -----				%	-----mmol _c kg ⁻¹ -----				
0-10	5,08	20,23	28,31	48,55	58,32	0,56	16,52	5,28	2,63	3,89
10-20	5,24	21,06	23,41	44,45	52,64	0,54	12,43	4,25	1,66	5,07
20-40	5,23	18,87	22,94	41,80	54,87	1,06	8,56	4,79	1,09	8,50
40-60	5,07	18,76	18,09	36,85	49,10	2,14	6,52	4,47	0,89	6,22
60-80	4,88	19,60	15,76	35,36	44,57	2,82	5,70	4,15	0,82	5,10
80-100	4,75	18,63	14,00	32,63	42,90	3,38	4,56	4,18	0,74	4,52

Camada	P	S	B	Cu	Fe	Mn	Zn	PST ⁽⁴⁾	CT	NT
cm	-----mg kg ⁻¹ -----							%	-----g kg ⁻¹ -----	
0-10	35,47	8,63	0,36	0,25	33,87	5,90	0,63	8,01	10,38	0,91
10-20	11,89	7,24	0,34	0,27	18,43	4,66	0,38	11,41	6,25	0,55
20-40	4,26	6,41	0,27	0,30	10,35	2,51	0,27	20,34	5,34	0,46
40-60	4,13	7,24	0,20	0,29	7,45	1,45	0,29	16,87	4,55	0,38
60-80	4,74	8,04	0,16	0,25	5,67	1,47	0,25	14,41	3,77	0,31
80-100	3,53	10,67	0,13	0,21	4,14	1,62	0,20	13,86	3,22	0,26

(1)SB: soma de bases;

(2)CTC_p: capacidade de troca catiônica potencial;

(3) V: saturação por bases;

(4) PST: percentual de sódio trocável

Os dados apresentados na Tabela 3 indicam que os valores de pH e de saturação em bases são adequados para o cultivo de forrageiras (SOUZA; LOBATO, 2002; RAIJ et al., 1996; TOMÉ JÚNIOR 1997; PREMAZZI. 1991). Da mesma forma, os teores elevados de Ca, médios de Mg e baixos de K (porém acima do limite crítico), associados aos teores elevados de Fe e Mn e médios de B, Cu e Zn conferem ao solo boas características para o desenvolvimento da cultura, com reflexos em sua alta produtividade.

4.2 Características da água e do efluente de esgoto tratado usados na irrigação

O EET, utilizado nos tratamentos E0, E33, E66 e E100, apresentou a maior parte de seus constituintes (N-NH₄⁺, N-NO₃⁻, N-NO₂⁻, K, Na, B, Cd, Cr, Cu, Mg, e Pb), dentro das faixas normais para efluentes de esgoto tratado, de acordo com a

literatura internacional. As concentrações de carbono orgânico dissolvido (COD), $\text{P-H}_2\text{PO}_4^-$, S, Ca e Mn, bem como pH e condutividade elétrica (CE) estavam abaixo das médias mundiais, enquanto a razão de adsorção de sódio (RAS) apresentou valor médio acima do esperado para EET. Todos os demais elementos analisados apresentaram concentrações médias inferiores às mundiais, em particular os elementos potencialmente tóxicos, cujos teores situaram-se bem abaixo dos valores limites apresentados por Ayers e Westcot (1985), o que pode ser explicado pelo fato da estação de tratamento de Lins tratar esgoto doméstico (Tabela 4).

Tabela 4 - Resultados de análises químicas (média dos anos 2010 e 2011) da água municipal de Lins e do EET utilizados na irrigação do experimento com capim Tifton 85 e comparação com médias apresentadas em revisões bibliográficas internacionais

Constituinte		Água	EET	Concentração normal ⁽¹⁾	Referência
pH		8,98±10,1	8,21±0,94	7,8 a 8,1	Feigin et al. (1991)
CE	dS m^{-1}	0,291±0,1	0,765±0,1	1,0 a 3,1	Pescod (1992)
RAS	$(\text{mmol L}^{-1})^{0,5}$	31,1±9,41	7,78±3,24	4,5 a 7,5	Feigin et al. (1991)
CID (2)		30,5±16,5	84,6±12,4	-	-
COD (3)		1,006±0,4	13,82±7,5	30 a 60	Bouwer e Chaney (1974)
N-NH ₄ ⁺		0,049±0,0	10,3±13,2	1 a 40	Feigin et al. (1991)
N-NO ₃ ⁻		0,904±0,7	0,115±0,1	0 a 10	Feigin et al. (1991)
N-NO ₂ ⁻		0,030±0,0	0,160±0,4	0,02	Pescod (1992)
P-H ₂ PO ₄ ⁻		0,403±0,8	2,547±2,2	4,2 a 9,7	Bouwer e Chaney (1974)
S		13,32±7,3	36,5±17,9	62 ⁽⁴⁾	Asano e Pettygrove (1987)
Ca		2,015±0,6	8,076±2,2	20 a 120	Feigin et al. (1991)
Mg		0,477±0,1	2,542±0,5	10 a 50	Feigin et al. (1991)
K		1,541±0,7	20,6±11,6	10 a 40	Feigin et al. (1991)
Na	mg/L	59,6±20,2	98,9±24,7	50 a 250	Feigin et al. (1991)
B		0,037±0,0	0,047±0,0	0 a 1	Feigin et al. (1991)
Al		0,071±0,1	0,038±0,1	-	-
Cd		0,005±0,0	0,007±0,0	< 0,002 ⁽⁴⁾	Asano e Pettygrove (1987)
Cr		0,010±0,0	0,009±0,0	< 0,020 ⁽⁴⁾	Asano e Pettygrove (1987)
Cu		< LD ⁽⁵⁾	0,494±1,0	0,040 ⁽⁴⁾	Feigin et al. (1991)
Fe		0,009±0,0	0,119±0,1	0,330 ⁽⁴⁾	Pescod (1992)
Mn		<LD ⁽⁵⁾	<LD ⁽⁵⁾	0,200 a 0,700	Pescod (1992)
Ni		0,002±0,0	0,004±0,0	0,007 ⁽⁴⁾	Feigin et al. (1991)
Pb		0,010±0,0	0,017±0,0	< 0,050 ⁽⁴⁾	Asano e Pettygrove (1987)
Si		18,36±6,1	16,16±3,7	-	-
Zn		0,011±0,0	0,019±0,0	0,040 ⁽⁴⁾	Feigin et al. (1991)

(1) Faixa de concentração considerada normal para os constituintes do EET, de acordo com as referências apresentadas nesta tabela;

(2) CID: carbono inorgânico dissolvido;

(3) COD: carbono orgânico dissolvido;

(4) Valor de referência, uma vez que este constituinte não tem sido rotineiramente analisado nas amostras de EET;

(5) LD: limite de detecção

Altas concentrações em Na, tanto no efluente, como na água, além dos elevados valores da RAS, da baixa CE e da baixa relação Ca/Mg, constituem os principais fatores limitantes para a utilização do EET de Lins na irrigação. Entretanto,

convém assinalar que pelo fato do EET apresentar a RAS mais baixa, e a CE mais alta, quando comparados à água municipal de Lins conferem àquele um potencial de risco de sodicidade menor que o da água. As restrições de uso da água para irrigação, considerando o risco de sodificação do solo são divididas em classes, combinando a RAS e a CE, e segundo Ayers e Westcot (1985) para valores de RAS entre 6 e 12 (mmol L^{-1})^{0,5} a restrição apenas seria severa para CE com valores abaixo de 0,5, o que não ocorre no EET utilizado no presente trabalho.

A água utilizada na irrigação do capim Tifton 85 é a mesma que abastece o município de Lins. Proveniente de fontes subterrâneas (Aquífero Guarani) é classificada como água mineral termal alcalino-sódica e alcalino-bicarbonatada (BRASIL, 1945). Os padrões de qualidade desta água, que a enquadram como água para uso doméstico (VON SPERLING, 1995), estão de acordo com a resolução CONAMA N° 20, porém apresentando uma RAS elevada.

4.3 Produtividade do capim Tifton 85

A produção de massa seca do capim Tifton 85 apresentou redução no decorrer dos meses estudados, independentemente dos tratamentos empregados. O tratamento E100, o mais produtivo, apresentou valores médios no período de 4940 kg ha^{-1} de massa seca, enquanto o menos produtivo, o A0, apresentou 2618 kg ha^{-1} de massa seca (Tabela 5)

Tabela 5 - Efeitos da irrigação (água e EET) e de doses de nitrogênio via fertilizante mineral (NFM), aplicadas via solo, no rendimento de massa seca (MS) do capim Tifton 85 para os meses de março, maio e julho de 2011

Tratamento	Março	Maio	Julho
		kg ha^{-1}	
A0 - irrigação com água, sem NFM	3470,8 ^b	2906,4 ^c	1475,7 ^c
A100 - irrigação com água + NFM (520 $\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$)	3336,2 ^b	3142,6 ^{bc}	1781,7 ^c
E0 - irrigação com EET, sem NFM	5151,4 ^{ab}	3741,1 ^{bc}	2077,0 ^{bc}
E33 - irrigação com EET + NFM (171,6 $\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$)	6356,9 ^a	4372,9 ^b	2762,6 ^{ab}
E66 - irrigação com EET+ NFM (343,2 $\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$)	6008,6 ^a	4119,4 ^{bc}	2577,0 ^{ab}
E100 - irrigação com EET + NFM (520 $\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$)	6101,7 ^a	5874,1 ^a	2843,9 ^a

Letras minúsculas comparam médias na vertical. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

A maior produção média de massa seca foi obtida na época quente e chuvosa. Considerando todos os tratamentos, no mês de março atingiu-se o valor médio de 5070 kg ha^{-1} . A produtividade média caiu no mês de maio (4026 kg ha^{-1}), e continuou caindo em julho, mês mais frio (2253 kg ha^{-1}) (Tabela 5). A redução da

produtividade ao longo do período foi coerente com a estacionalidade de produção de massa seca observada para o gênero *Cynodon* e para as demais forrageiras, que vegetam bem durante o verão, mas têm o crescimento sensivelmente reduzido durante o inverno (CORSI; MARTHA JÚNIOR, 1998).

As diferenças observadas entre os tratamentos são atribuídas à fertilização nitrogenada diferenciada e também à necessidade de irrigação. Os tratamentos irrigados com água são, em geral, menos produtivos quando comparados aos tratamentos irrigados com EET, porém em nenhum dos meses diferiram estatisticamente do tratamento irrigado com EET e sem NFM (E0). Com esses resultados é possível observar a influencia do EET na produção de massa seca do capim Tifton 85. Por exemplo, no caso dos tratamentos A100 e E100, que receberam a mesma adubação nitrogenada ($520 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), aquele irrigado com EET (E100), apresentou maior produtividade quando comparado ao tratamento irrigado com água.

O alto rendimento de MS observado no presente estudo (AZAR et al., 2009; RIBEIRO; PEREIRA; GARCIA, 1998) pode ser explicado por alguns fatores como (i) irrigação, (ii) interação da irrigação com a fertilização nitrogenada, (iii) fonte de N mineral empregada e (iv) intervalo estabelecido entre cortes. O fator irrigação pode ter sido o mais importante, uma vez que o capim Tifton 85, normalmente, tem sua produção diminuída na época seca (ALVIM et al., 1999).

A baixa tensão da água no solo, ocasionada pela frequente irrigação, levou ao aumento da eficiência de uso do N e favoreceu a obtenção de maior rendimento do capim, corroborando com os estudos de Marcelino et al. (2003). A fonte de N mineral empregada (nitrato de amônio), se comparada à mais utilizada no país (uréia), tem se destacado pelas baixíssimas perdas por volatilização e alta recuperação aparente de N pela parte aérea do capim (PRIMAVESI et al., 2004).

Apesar, da alta produtividade, o intervalo entre cortes, fixado em 60 dias devido à logística deste estudo, pode ainda ter influenciado de forma negativa o rendimento de MS. Caso no inverno o intervalo fosse mais longo ou intervalos mais curtos no verão, a produção tenderia ser mais elevada, porém poderia ocasionar diminuição de sua qualidade nutricional para alimentação animal (ALVIM et al., 1999).

4.4 Carbono e nitrogênio no solo

4.4.1 Aporte de C e N via irrigação com água e efluente de esgoto tratado

Os aportes de C e N no solo, para os diferentes tratamentos ao longo dos dois anos, encontram-se associados ao tipo de irrigação utilizada. Nos tratamentos onde a cultura foi irrigada com água a entrada desses dois elementos no sistema foi menor do que a verificada na irrigação com efluente. Enquanto os tratamentos A0 e A100 tiveram aportes médios de C de 232 kg ha^{-1} , os irrigados com EET receberam em média 886 kg ha^{-1} . Para o N, o mesmo comportamento foi observado, isto é, maiores aportes para os tratamentos irrigados com EET, com valores médios de 119 kg ha^{-1} , enquanto que, para aqueles irrigados com água o aporte médio foi de $7,8 \text{ kg ha}^{-1}$ (Tabela 6).

Tabela 6 - Aporte total de C e N para os tratamentos no período de abril de 2010 até julho de 2011

Tratamentos	Aporte de C (kg ha^{-1})	Aporte de N (kg ha^{-1})
A0	202,00	6,30
A100	262,55	9,39
E0	817,16	109,45
E33	1122,96	150,81
E66	775,89	104,72
E100	829,67	112,33

A0 e A100 - irrigação com água e adição de 0, e $520 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de N via fertilização mineral, respectivamente; E0, E33, E66 e E100 - irrigação com efluente de esgoto tratado e adição de 0, 172; 343 e $520 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de N via fertilização mineral, respectivamente.

A figura 6 apresenta a precipitação pluvial e as lâminas de irrigação mensais ao longo do experimento, as quais foram utilizadas para contabilizar as entradas de C e N no solo. Nos meses onde a precipitação foi maior, a entrada desses elementos via efluente foi muito baixa ou nula, pois não houve necessidade da irrigação.

Figura 6 – Lâminas mensais de irrigação e precipitação pluvial (ppt) ocorridas no experimento de 01/08/2010 a 31/06/2011

A0 e A100 - irrigação com água e adição de 0, e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente; E0, E33, E66 e E100 - irrigação com efluente de esgoto tratado e adição de 0, 172; 343 e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente.

4.4.2 Carbono e Nitrogênio total no solo

Para todos os tratamentos, os perfis de solo apresentaram uma acentuada diminuição do teor de carbono total com a profundidade (Tabela 7 e Figura 7), corroborando com dados encontrados na literatura (BAYER et al., 2006; CARVALHO et al., 2009; CARVALHO, 2010; FONSECA, 2005; NOGUEIRA, 2008; SÁ et al., 2001).

A Tabela 7 mostra que nas duas épocas de coleta (abril 2010 e julho 2011), os teores de carbono não apresentaram diferenças significativas até 20 cm de profundidade, o mesmo ocorrendo entre 60 e 100 cm no perfil do solo. Para as camadas intermediárias (profundidades entre 20 a 60 cm), ocorreu pequenas variação entre as épocas. Os teores médios de carbono para as duas épocas variaram ao longo do perfil entre 1,47 e 0,31%, sendo possível notar essa diminuição com o aumento a profundidade (Tabela 7).

Tabela 7 - Teores de C total no solo (%) para os meses de abril de 2010 e julho de 2011 para as diferentes profundidades e tratamentos

Época de avaliação	A0	A100	E0	Tratamentos			Média
				E33	E66	E100	
Camada 0-3 cm (CV = 18,90%)							
Abril/10	0,98	1,58	1,47	1,58	1,60	1,65	1,47 ^a
Julho/11	0,91	1,29	1,27	1,52	1,50	1,58	1,34 ^a
Média	0,94 ^B	1,43 ^A	1,37 ^{AB}	1,55 ^A	1,55 ^A	1,61 ^A	
Camada 3-6 cm (CV = 17,77%)							
Abril/10	0,85	0,97	1,00	0,92	0,87	1,03	0,94 ^a
Julho/11	0,66	1,04	0,98	1,07	1,07	1,14	0,99 ^a
Média	0,76 ^A	1,00 ^A	0,99 ^A	0,99 ^A	0,97 ^A	1,08 ^A	
Camada 6-10 cm (CV = 17,48%)							
Abril/10	0,73	0,68	0,72	0,76	0,66	0,77	0,72 ^a
Julho/11	0,67	0,73	0,72	0,83	0,65	0,97	0,76 ^a
Média	0,70 ^A	0,70 ^A	0,72 ^A	0,79 ^A	0,66 ^A	0,87 ^A	
Camada 10-20 cm (CV = 8,83%)							
Abril/10	0,71	0,63	0,62	0,63	0,63	0,71	0,65 ^a
Julho/11	0,61	0,64	0,54	0,62	0,55	0,63	0,60 ^a
Média	0,66 ^A	0,64 ^A	0,58 ^A	0,62 ^A	0,59 ^A	0,67 ^A	
Camada 20-40 cm (CV = 9,36%)							
Abril/10	0,62	0,55	0,55	0,55	0,54	0,52	0,55 ^a
Julho/11	0,54	0,49	0,51	0,51	0,50	0,55	0,51 ^b
Média	0,58 ^A	0,52 ^A	0,53 ^A	0,53 ^A	0,52 ^A	0,53 ^A	
Camada 40-60 cm (CV = 12,78%)							
Abril/10	0,52	0,46	0,46	0,42	0,50	0,47	0,47 ^a
Julho/11	0,45	0,44	0,43	0,44	0,44	0,44	0,44 ^b
Média	0,49 ^A	0,45 ^A	0,44 ^A	0,43 ^A	0,47 ^A	0,45 ^A	
Camada 60-80 cm (CV = 13,73%)							
Abril/10	0,40	0,37	0,38	0,41	0,40	0,36	0,39 ^a
Julho/11	0,35	0,36	0,37	0,38	0,37	0,38	0,37 ^a
Média	0,38 ^A	0,36 ^A	0,37 ^A	0,40 ^A	0,38 ^A	0,37 ^A	
Camada 80-100 cm (CV = 20,12%)							
Abril/10	0,33	0,43	0,32	0,33	0,32	0,30	0,34 ^a
Julho/11	0,32	0,31	0,29	0,32	0,31	0,30	0,31 ^a
Média	0,33 ^A	0,37 ^A	0,31 ^A	0,33 ^A	0,31 ^A	0,30 ^A	

A0 e A100 - irrigação com água e adição de 0, e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente; E0, E33, E66 e E100 - irrigação com efluente de esgoto tratado e adição de 0, 172; 343 e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente.

Letras maiúsculas comparam médias na horizontal e, minúsculas na vertical. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

Figura 7 - Carbono total no solo para os diferentes tratamentos
 A0 e A100 - irrigação com água e adição de 0, e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente; E0, E33, E66 e E100 - irrigação com efluente de esgoto tratado e adição de 0, 172; 343 e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente.

Quanto ao efeito dos tratamentos, diferenças significativas só foram observadas para a camada mais superficial, de 0 a 3 cm. O tratamento A0 diferiu dos tratamentos que receberam fertilização nitrogenada mineral e foi igual ao E0. O tratamento E0 por sua vez não diferiu dos demais tratamentos independente da irrigação e fertilização (Tabela 7).

O comportamento do nitrogênio difere um pouco do carbono por apresentar uma maior variação entre as duas épocas. Somente nas camadas de 3 a 6 cm e de 6 a 10 cm, não foram observadas diferenças significativas entre as épocas. Os valores médios de nitrogênio variaram de 0,02 a 0,13%, sendo as concentrações mais elevadas observadas na camada de 0-3 cm de profundidade (Tabela 8 e Figura 8). Entre os tratamentos, foram verificadas diferenças significativas nas duas camadas mais superficiais (0-3 cm e 3-6 cm). Na camada 0-3 cm o tratamento A0 apresentou menor teor, diferindo estatisticamente de E33, E66 e E100. Na camada 3-6 cm a diferença foi entre A0 e E100.

Tabela 8 - Teores de N total no solo (%) para os meses de abril de 2010 e julho de 2011 para as diferentes profundidades e tratamentos

Época de avaliação	A0	A100	E0	Tratamentos			Média
				E33	E66	E100	
Camada 0-3 cm (CV = 18,90%)							
Abril/10	0,09	0,14	0,13	0,14	0,15	0,14	0,13 ^a
Julho/11	0,08	0,11	0,11	0,13	0,13	0,13	0,11 ^b
Média	0,09 ^B	0,12 ^{AB}	0,12 ^{AB}	0,13 ^A	0,14 ^A	0,13 ^A	
Camada 3-6 cm (CV = 17,77%)							
Abril/10	0,08	0,09	0,09	0,08	0,08	0,09	0,08 ^a
Julho/11	0,06	0,09	0,08	0,10	0,10	0,10	0,09 ^a
Média	0,07 ^B	0,09 ^{AB}	0,09 ^{AB}	0,09 ^{AB}	0,09 ^{AB}	0,10 ^A	
Camada 6-10 cm (CV = 17,48%)							
Abril/10	0,07	0,06	0,07	0,07	0,06	0,07	0,07 ^a
Julho/11	0,06	0,06	0,06	0,07	0,06	0,07	0,06 ^a
Média	0,06 ^A	0,06 ^A	0,07 ^A	0,07 ^A	0,06 ^A	0,07 ^A	
Camada 10-20 cm (CV = 8,83%)							
Abril/10	0,07	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06	0,06 ^a
Julho/11	0,06	0,05	0,05	0,06	0,05	0,05	0,05 ^b
Média	0,06 ^A	0,05 ^A	0,05 ^A	0,06 ^A	0,05 ^A	0,05 ^A	
Camada 20-40 cm (CV = 9,36%)							
Abril/10	0,06	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05 ^a
Julho/11	0,05	0,04	0,05	0,04	0,05	0,04	0,04 ^b
Média	0,05 ^A	0,05 ^A	0,05 ^A	0,05 ^A	0,05 ^A	0,05 ^A	
Camada 40-60 cm (CV = 12,78%)							
Abril/10	0,05	0,04	0,04	0,04	0,05	0,04	0,04 ^a
Julho/11	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04	0,03	0,03 ^b
Média	0,04 ^A	0,04 ^A	0,04 ^A	0,04 ^A	0,04 ^A	0,04 ^A	
Camada 60-80 cm (CV = 13,73%)							
Abril/10	0,04	0,03	0,03	0,04	0,04	0,03	0,04 ^a
Julho/11	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03 ^b
Média	0,03 ^A	0,03 ^A	0,03 ^A	0,03 ^A	0,03 ^A	0,03 ^A	
Camada 80-100 cm (CV = 20,12%)							
Abril/10	0,03	0,04	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03 ^a
Julho/11	0,02	0,02	0,02	0,02	0,03	0,02	0,02 ^b
Média	0,03 ^A	0,03 ^A	0,03 ^A	0,03 ^A	0,03 ^A	0,03 ^A	

A0 e A100 - irrigação com água e adição de 0, e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente; E0, E33, E66 e E100 - irrigação com efluente de esgoto tratado e adição de 0, 172; 343 e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente.

Letras maiúsculas comparam médias na horizontal e, minúsculas na vertical. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

Figura 8 - Nitrogênio total no solo para os diferentes tratamentos. A0 e A100 - irrigação com água e adição de 0, e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente; E0, E33, E66 e E100 - irrigação com efluente de esgoto tratado e adição de 0, 172; 343 e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente.

A pequena variação nos teores de C e N entre as épocas pode ser justificada pelo curto período entre as duas amostragens. Sabe-se que a dinâmica desses elementos no solo é lenta, sendo levemente detectada em curtos intervalos de tempo.

Lilienfein et al. (2003), ao compararem pastagens de *Brachiaria decumbens*, degradadas e não degradadas verificaram que os teores de C na camada de 0 a 15 cm do solo apresentaram valores de 22 e 27 g kg⁻¹, respectivamente. Carvalho (2010) em pastagens que não apresentavam características de degradação, os teores de C foram de aproximadamente 40 g kg⁻¹ na camada de 0 a 5 cm. Ambos os estudos apresentaram valores superiores aos encontrados na presente pesquisa. o que pode ser justificado pela característica de cada solo. Porém, na área de estudo da presente pesquisa, quando se compara os dados atuais, àqueles exibidos pelo solo antes da implantação do experimento (2003), nota-se um incremento de C que passa de 5,9 g kg⁻¹ (Tabela 2), para 10,4 g kg⁻¹ na camada de 0-10 cm (Tabela 3), sendo esse acréscimo oriundo do EET e da deposição de material vegetal sobre o solo.

Os efeitos da irrigação com esgoto tratado sobre a variação no conteúdo de N no solo são, principalmente, atribuídos às características químicas do esgoto utilizado, do fertilizante mineral, do tipo de solo (por exemplo, características químicas, estrutura, textura e profundidade), da cultura escolhida, das lâminas de irrigação (volume) e também do tempo em que o manejo é praticado (MOHAMMAD; MAZAHREH, 2003). Assim como no caso do C, também ocorreu acréscimo dos teores de N no decorrer dos anos na área experimental, fazendo com que a concentração do N aumentasse de $0,46 \text{ g kg}^{-1}$ (Tabela 2) para $0,91 \text{ g kg}^{-1}$ na camada de 0 a 10 cm (Tabela 3).

A relação C/N da camada 0-3 cm do solo da área experimental variou entre 10,78 e 11,97, valor este situado na faixa onde a matéria orgânica se encontra estável (CANTARELLA, 2007). As diferenças da relação C/N, entre aos tratamentos podem ser observadas apenas na camada mais superficial (0 a 3 cm), e para as épocas estudadas (abril de 2010 e julho de 2011) não observa-se variações significativas entre as profundidades de 3 a 20 cm (Tabela 9).

Tabela 9 - Relação C/N para os meses de abril de 2010 e julho de 2011 para as diferentes profundidades e tratamentos

Época de avaliação	Tratamentos						Média
	A0	A100	E0	E33	E66	E100	
Camada 0-3 cm (CV = 18,90%)							
Abril/10	10,59	11,48	11,61	11,32	11,13	11,65	11,30 ^a
Julho/11	10,98	12,19	11,97	11,92	12,03	12,28	11,89 ^b
Média	10,78 ^b	11,84 ^A	11,79 ^A	11,62 ^{AB}	11,58 ^{AB}	11,97 ^A	
Camada 3-6 cm (CV = 17,77%)							
Abril/10	10,74	10,97	11,05	11,12	10,68	11,44	11,00 ^a
Julho/11	10,43	11,87	11,31	11,48	11,28	11,83	11,36 ^a
Média	10,59 ^A	11,42 ^A	11,18 ^A	11,30 ^A	10,98 ^A	11,64 ^A	
Camada 6-10 cm (CV = 17,48%)							
Abril/10	10,68	10,85	10,74	11,01	10,51	11,52	10,88 ^a
Julho/11	11,08	11,51	11,28	11,56	11,08	13,47	11,66 ^a
Média	10,88 ^A	11,18 ^A	11,01 ^A	11,28 ^A	10,80 ^A	12,50 ^A	
Camada 10-20 cm (CV = 8,83%)							
Abril/10	10,88	11,46	10,70	11,03	10,70	12,03	11,13 ^a
Julho/11	11,25	12,98	11,08	11,68	11,33	12,11	11,74 ^a
Média	11,07 ^A	12,22 ^A	10,89 ^A	11,36 ^A	11,01 ^A	12,07 ^A	
Camada 20-40 cm (CV = 9,36%)							
Abril/10	11,02	11,06	11,06	11,47	11,06	11,60	11,21 ^a
Julho/11	11,71	11,83	11,77	11,90	11,65	12,67	11,92 ^b
Média	11,37 ^A	11,44 ^A	11,41 ^A	11,68 ^A	11,35 ^A	12,13 ^A	
Camada 40-60 cm (CV = 12,78%)							
Abril/10	11,36	11,26	11,17	11,61	11,14	11,27	11,30 ^a
Julho/11	12,57	12,84	12,29	12,62	12,34	12,66	12,55 ^b
Média	11,96 ^A	12,05 ^A	11,73 ^A	12,11 ^A	11,74 ^A	11,96 ^A	
Camada 60-80 cm (CV = 13,73%)							
Abril/10	11,43	11,64	11,21	11,41	11,40	11,35	11,40 ^a
Julho/11	13,00	13,15	12,79	12,76	12,68	12,72	12,85 ^b
Média	12,22 ^A	12,39 ^A	12,00 ^A	12,09 ^A	12,04 ^A	12,03 ^A	
Camada 80-100 cm (CV = 20,12%)							
Abril/10	11,32	11,74	11,18	11,22	11,19	11,12	11,29 ^a
Julho/11	13,43	13,47	13,34	13,18	12,94	13,13	13,25 ^b
Média	12,37 ^A	12,61 ^A	12,26 ^A	12,20 ^A	12,06 ^A	12,12 ^A	

A0 e A100 - irrigação com água e adição de 0, e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente; E0, E33, E66 e E100 - irrigação com efluente de esgoto tratado e adição de 0, 172; 343 e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente.

Letras maiúsculas comparam médias na horizontal e, minúsculas na vertical. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

4.4.3 Composição isotópica do C ($\delta^{13}\text{C}$) e N ($\delta^{15}\text{N}$) do solo

A composição isotópica do C ($\delta^{13}\text{C}$) determinada ao longo do perfil do solo foi semelhante para todos os tratamentos, variando em média entre -15,1‰ e -18,6‰ a partir da camada superficial até os 100 cm de profundidade (Tabela 10 e Figura 9).

Tabela 10 – Composição isotópica do C ($\delta^{13}\text{C}$) para os meses de abril de 2010 e julho de 2011 para as diferentes profundidades e tratamentos

Época de avaliação	Tratamentos						
A0	A100	E0	E33	E66	E100	Média	
‰							
Camada 0-3 cm (CV = 18,90%)							
Abril/10	-16,78	-14,68	-14,65	-14,74	-14,73	-15,37	-15,16 ^a
Julho/11	-16,46	-14,85	-14,89	-14,62	-14,66	-15,38	-15,14 ^a
Média	-16,62 ^B	-14,77 ^A	-14,77 ^A	-14,68 ^A	-14,69 ^A	-15,37 ^A	
Camada 3-6 cm (CV = 17,77%)							
Abril/10	-16,48	-15,55	-15,30	-15,58	-15,66	-16,37	-15,82 ^a
Julho/11	-16,50	-15,85	-15,21	-15,14	-15,19	-16,16	-15,67 ^a
Média	-16,49 ^B	-15,70 ^{AB}	-15,25 ^A	-15,36 ^{AB}	-15,42 ^{AB}	-16,26 ^{AB}	
Camada 6-10 cm (CV = 17,48%)							
Abril/10	-16,46	-16,34	-16,03	-16,06	-16,31	-17,04	-16,37 ^a
Julho/11	-16,25	-16,05	-15,64	-15,75	-15,75	-17,15	-16,10 ^a
Média	-16,35 ^A	-16,20 ^A	-15,83 ^A	-15,91 ^A	-16,03 ^A	-17,10 ^A	
Camada 10-20 cm (CV = 8,83%)							
Abril/10	-16,92	-17,30	-17,05	-17,20	-16,97	-17,96	-17,23 ^a
Julho/11	-16,94	-18,05	-16,79	-16,91	-16,81	-17,89	-17,23 ^a
Média	-16,93 ^A	-17,67 ^A	-16,92 ^A	-17,05 ^A	-16,89 ^A	-17,92 ^A	
Camada 20-40 cm (CV = 9,36%)							
Abril/10	-17,75	-17,99	-18,59	-18,21	-18,11	-18,40	-18,17 ^a
Julho/11	-18,07	-18,41	-18,07	-18,15	-17,86	-18,81	-18,23 ^a
Média	-17,91 ^A	-18,20 ^A	-18,33 ^A	-18,18 ^A	-17,98 ^A	-18,60 ^A	
Camada 40-60 cm (CV = 12,78%)							
Abril/10	-18,48	-18,55	-18,93	-18,35	-18,66	-18,71	-18,61 ^a
Julho/11	-18,40	-18,73	-18,68	-18,41	-18,31	-18,58	-18,52 ^a
Média	-18,44 ^A	-18,64 ^A	-18,80 ^A	-18,38 ^A	-18,48 ^A	-18,65 ^A	
Camada 60-80 cm (CV = 13,73%)							
Abril/10	-18,45	-18,57	-18,63	-18,13	-18,37	-18,44	-18,43 ^a
Julho/11	-18,36	-18,34	-18,46	-18,01	-18,06	-18,00	-18,20 ^a
Média	-18,40 ^A	-18,46 ^A	-18,54 ^A	-18,07 ^A	-18,22 ^A	-18,22 ^A	
Camada 80-100 cm (CV = 20,12%)							
Abril/10	-18,24	-18,32	-18,56	-17,83	-18,23	-18,36	-18,26 ^a
Julho/11	-18,27	-18,11	-18,28	-17,83	-18,02	-18,24	-18,12 ^a
Média	-18,25 ^{AB}	-18,22 ^{AB}	-18,42 ^B	-17,83 ^A	-18,13 ^{AB}	-18,30 ^{AB}	

A0 e A100 - irrigação com água e adição de 0, e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente; E0, E33, E66 e E100 - irrigação com efluente de esgoto tratado e adição de 0, 172; 343 e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente.

Letras maiúsculas comparam médias na horizontal e, minúsculas na vertical. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

Figura 9 - Composição isotópica do C ($\delta^{13}\text{C}$) no solo para os diferentes tratamentos A0 e A100 - irrigação com água e adição de 0, e $520 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de N via fertilização mineral, respectivamente; E0, E33, E66 e E100 - irrigação com efluente de esgoto tratado e adição de 0, 172; 343 e $520 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de N via fertilização mineral, respectivamente.

Para o $\delta^{13}\text{C}$ não ocorreu diferença significativa entre as duas épocas, pois como já justificado anteriormente o período entre as coletas não foi suficiente para se observar grandes alterações. Entre tratamentos foram observadas diferenças para as duas camadas mais superficiais e para a mais profunda. Na camada 0 - 3 cm o tratamento A0 foi diferente de todos os demais tratamentos, enquanto na camada imediatamente inferior diferiu apenas do E0. Já na camada mais profunda (80-100 cm) apenas E0 e E33 diferem entre si.

Apesar da assinatura isotópica do C da fração particulada do esgoto tratado ser em média de -24 ‰ (NOGUEIRA, 2008) e a matéria orgânica do capim Tifton 85 ser de aproximadamente -13 ‰ , não se observa o efeito de mistura, o que é evidenciado pelo fato de não existir diferença entre os tratamentos com esgoto tratado e água. Isto pode ser explicado pela pequena contribuição do C orgânico a partir do esgoto tratado (menos de 5,3%) em relação às importantes entradas de C no sistema através do capim.

Solos sob pastagens de *Brachiaria decumbens* em Rio Verde (GO) e no Cerrado apresentaram valores de $-14,59$ a $-15,04 \text{ ‰}$ e $-16,7$ a $-14,9 \text{ ‰}$,

respectivamente para $\delta^{13}\text{C}$, (CARVALHO, 2010; COSTA Jr., 2008), indicando o predomínio de plantas C4, assim como no presente estudo.

Entre as épocas (abril de 2010 e julho de 2011) notou-se diferença apenas para as duas camadas mais profundas, porém ao comparar os tratamentos observou-se que para todas as camadas houve diferença entre eles. Ainda pode-se verificar que até a camada de 0 a 20 cm, os tratamentos irrigados com água diferiram dos demais, mostrando uma contribuição do $\delta^{15}\text{N}$ oriunda do EET e não do fertilizante mineral. Por exemplo, na camada 0-3 cm essa diferença é salientada quando se compara os tratamentos A0 (5,53 ‰) e E0 (8,81 ‰) e os tratamentos A100 (4,97 ‰) e E100 (7,89 ‰) e ao comparar os tratamentos sem adubação nitrogenada com aqueles que receberam as doses maiores, os ausentes de adubação nitrogenada apresentaram um $\delta^{15}\text{N}$ maior (Tabela 11 e Figura 10).

Tabela 11 - Composição isotópica do N ($\delta^{15}\text{N}$) para os meses de abril de 2010 e julho de 2011 para as diferentes profundidades e tratamentos

Época de avaliação	Tratamentos						Média
	A0	A100	E0	E33	E66	E100	
	‰						
Camada 0-3 cm (CV = 5,4%)							
Abril/10	5,23	4,90	8,79	8,26	7,98	7,93	7,19 ^a
Julho/11	5,82	5,03	8,82	8,27	7,92	7,84	7,29 ^a
Média	5,53 ^C	4,97 ^C	8,81 ^A	8,27 ^{AB}	7,96 ^B	7,89 ^B	
Camada 3-6 cm (CV = 5,7%)							
Abril/10	6,49	5,84	8,73	8,27	8,24	7,97	7,60 ^a
Julho/11	6,76	5,61	8,59	8,22	7,84	7,82	7,48 ^a
Média	6,63 ^C	5,73 ^D	8,66 ^A	8,25 ^{AB}	8,05 ^{AB}	7,90 ^B	
Camada 6-10 cm (CV = 5,0%)							
Abril/10	6,91	6,45	8,60	8,01	8,04	7,74	7,63 ^a
Julho/11	7,47	6,49	8,68	8,37	8,11	8,12	7,88 ^a
Média	7,20 ^C	6,48 ^D	8,65 ^A	8,19 ^{AB}	8,08 ^{AB}	7,93 ^B	
Camada 10-20 cm (CV = 4,0%)							
Abril/10	7,65	7,56	8,79	8,70	8,35	8,34	8,24 ^a
Julho/11	7,90	7,42	8,61	8,54	8,56	8,24	8,21 ^a
Média	7,78 ^B	7,49 ^B	8,71 ^A	8,62 ^A	8,46 ^A	8,29 ^A	
Camada 20-40 cm (CV = 2,3%)							
Abril/10	8,62	8,22	9,07	9,01	8,83	9,06	8,80 ^a
Julho/11	8,64	8,36	8,97	8,85	8,86	8,69	8,73 ^a
Média	8,63 ^B	8,29 ^C	9,02 ^A	8,93 ^{AB}	8,84 ^{AB}	8,87 ^{AB}	
Camada 40-60 cm (CV = 2,4%)							
Abril/10	9,02	8,67	9,13	9,46	8,90	9,05	9,04 ^a
Julho/11	9,03	8,92	9,40	9,45	9,25	9,11	9,19 ^a
Média	9,02 ^{BC}	8,79 ^C	9,27 ^{AB}	9,45 ^A	9,08 ^{BC}	9,08 ^{BC}	
Camada 60-80 cm (CV = 2,5%)							
Abril/10	9,06	8,93	9,50	9,54	9,28	9,17	9,24 ^a
Julho/11	9,46	9,20	9,54	9,63	9,43	9,28	9,42 ^b
Média	9,26 ^{AB}	9,07 ^B	9,52 ^A	9,59 ^A	9,35 ^{AB}	9,22 ^{AB}	
Camada 80-100 cm (CV = 4,1%)							
Abril/10	9,13	8,20	9,50	9,49	9,29	9,18	9,13 ^a
Julho/11	9,27	9,17	9,90	9,59	9,48	9,52	9,49 ^b
Média	9,20 ^{AB}	8,69 ^B	9,70 ^A	9,54 ^A	9,39 ^A	9,35 ^{AB}	

A0 e A100 - irrigação com água e adição de 0, e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente; E0, E33, E66 e E100 - irrigação com efluente de esgoto tratado e adição de 0, 172; 343 e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente.

Letras maiúsculas comparam médias na horizontal e, minúsculas na vertical. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

Figura 10 - Composição isotópica do $\delta^{15}\text{N}$ no solo para os diferentes tratamentos A0 e A100 - irrigação com água e adição de 0, e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente; E0, E33, E66 e E100 - irrigação com efluente de esgoto tratado e adição de 0, 172; 343 e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente.

A diferença na composição isotópica entre o N do solo irrigado com efluente de esgoto tratado, e aquele irrigado com água, deve-se ao possível aumento da diversidade microbiana, devido à introdução de microrganismos não nativos no sistema e ao favorecimento de comunidades pré-existentes com a adição de compostos orgânicos e inorgânicos facilmente disponibilizados pelo EET (NOGUEIRA, 2008).

Nogueira (2008), na mesma área de estudo encontrou valores próximos para os primeiros 10 cm de solo, onde o $\delta^{15}\text{N}$ variou entre 6,7 e 8,6‰. Da mesma forma, os trabalhos de Costa Jr. (2008) e Siqueira Neto (2006), realizados em áreas de cerrado, no estado de Goiás não notaram grandes diferenças nos valores de $\delta^{15}\text{N}$ ao longo do tempo, variando de 6,4 a 8,3 ‰ para a área com *Brachiaria decumbens*, respectivamente. Esses autores verificaram o mesmo padrão de enriquecimento com a profundidade observado no presente estudo, que pode ser explicado pela presença de liteira de folhas, que é geralmente empobrecida em ^{15}N em relação ao solo e/ou pelo fracionamento, ou discriminação, de ^{15}N durante a decomposição da liteira e mineralização do húmus do solo (PICCOLO et al., 1996; TURNER; BERGERSEN; TANTALA, 1983).

4.5 Fluxos de CO₂, CH₄ e N₂O para a atmosfera

4.5.1 Fluxos de CO₂

As emissões de CO₂ apresentaram diferenças entre os dois períodos de coletas, sendo que na época seca (maio e julho) elas foram menores que aquelas da época chuvosa (janeiro e março) (Tabela 12 e Figura 11). Isso pode ser explicado por fatores relacionados ao solo, como aumento no teor de matéria orgânica devido maior produção do capim, e temperaturas e umidades mais elevadas nos meses de janeiro e março.

Tabela 12 - Fluxos médios de CO₂ emitidos pelo solo para os diferentes tratamentos nos meses de janeiro, março, maio e julho de 2011

Tratamento	Janeiro	Março	Maio	Julho	Média
	mg C-CO ₂ m ⁻² h ⁻¹				
A0	298,87 ^b	280,80 ^{bc}	162,25 ^{ab}	142,60 ^a	223,98 ^b
A100	414,60 ^{ab}	307,88 ^{abc}	219,69 ^a	127,88 ^a	270,45 ^{ab}
E0	293,68 ^b	254,20 ^c	166,97 ^{ab}	183,55 ^a	225,34 ^b
E33	325,77 ^{ab}	272,86 ^c	219,99 ^a	189,34 ^a	248,58 ^{ab}
E66	332,17 ^{ab}	362,60 ^{ab}	199,08 ^{ab}	148,78 ^a	259,22 ^{ab}
E100	443,65 ^a	367,48 ^a	150,52 ^b	200,23 ^a	281,99 ^a
Média	350,52 ^A	310,31 ^B	185,69 ^C	165,99 ^C	

A0 e A100 - irrigação com água e adição de 0, e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente; E0, E33, E66 e E100 - irrigação com efluente de esgoto tratado e adição de 0, 172; 343 e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente.

Letras maiúsculas comparam médias na horizontal e, minúsculas na vertical. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

Figura 11 - Fluxos médios e desvios padrões de CO_2 emitidos pelo solo para os diferentes tratamentos nos meses de janeiro, março, maio e julho de 2011

A0 e A100 - irrigação com água e adição de 0, e $520 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de N via fertilização mineral, respectivamente; E0, E33, E66 e E100 - irrigação com efluente de esgoto tratado e adição de 0, 172; 343 e $520 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de N via fertilização mineral, respectivamente.

Na época das chuvas, houve diferença entre os meses coletados, sendo que em janeiro a emissão média considerando todos os tratamentos foi de $350 \text{ mg C-CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, superior a do mês de março (Tabela 12). Para a época de seca não houve diferença entre as coletas para os diferentes tratamentos, mas as emissões foram menores que as apresentadas na época chuvosa, variando entre 186 e $166 \text{ C-CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ para os meses de maio e julho, respectivamente. O tratamento E100, considerando ambas as épocas, apresentou emissão média de $282 \text{ mg C-CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, diferindo apenas entre os tratamentos E0 e A0, esses com emissões de 224 e $225 \text{ mg C-CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, respectivamente (Tabela 12).

Ao comparar os tratamentos que receberam a maior dose de fertilizante mineral (A100 e E100), verifica-se que apenas no mês de maio houve diferença significativa entre eles (Tabela 12). Comparando-se os tratamentos que não receberam fertilização mineral (A0 e E0), não se observa diferença significativa durante o período experimental. Esses resultados indicam que a contribuição da adubação mineral está sendo mais importante para emissão do CO_2 do que o próprio efluente.

Carvalho (2010) estudando fluxos de C-CO₂ em pastagem de *Brachiaria decumbens* no Cerrado brasileiro encontrou valores de 147 mg m⁻² h⁻¹ em época chuvosa e de 76,6 mg m⁻² h⁻¹ na seca. Dugas, Heuera e Mayeuxb (1999) observaram, em áreas cultivadas com *Cynodon dactylon* (L.) Pers. e fertilizadas com N mineral no Texas, EUA, no segundo ano de desenvolvimento da gramínea, fluxos de C-CO₂ máximos de 8 Mg ha⁻¹ ano⁻¹. Os valores menores de fluxos de C-CO₂ obtidos por aqueles autores quando comparados aos do presente estudo podem ser explicados pela não utilização de irrigação naqueles dois casos. Sabe-se que a umidade do solo é um fator importante para elevar as emissões de CO₂ para a atmosfera. Mariko, Urano e Asamura (2007), verificando o efeito da irrigação em solos de estepe do semi-árido da Mongólia, encontraram fluxos de C-CO₂ que variavam de 75 a 120 mg m⁻² h⁻¹ para o solo não irrigado e fluxos de 112 a 180 mg m⁻² h⁻¹, isto é cerca de 1,5 vezes maior, para o solo irrigado. Estes valores são similares aos encontrados neste trabalho para a época seca.

Nogueira (2008), na mesma área experimental do presente estudo encontrou valores médios de 11 e 10,1 Mg C-CO₂ h⁻¹ sem⁻¹ para os períodos de chuva e de seca, respectivamente, valores estes próximos aos obtidos no presente trabalho (14,43 e 7,70 Mg C-CO₂ h⁻¹ sem⁻¹ para os períodos de chuva e de seca, respectivamente).

Em áreas com plantações de trigo, cultivadas em Ohio, USA, as práticas de plantio direto, pela manutenção dos restos vegetais sobre o solo, foram detectadas emissões máximas de 2,45 e 2,79 g C-CO₂ m⁻² dia⁻¹ durante o verão e inverno respectivamente (JACINTHE; LAL; KIMBLE, 2002). Estes valores são mais baixos aos encontrados em Lins para Tifton 85 sob irrigação com EET, onde os valores médios de fluxos são de 7,90 e 4,22 g C-CO₂ m⁻² dia⁻¹ para as épocas chuvosa e seca, respectivamente. Escobar (2007) e Pes (2009) estudando cultivos na mesma área sob plantio direto e convencional em rotações de culturas, encontraram valores entre 83,9 e 111,1 mg C-CO₂ m⁻² h⁻¹ para o plantio convencional e de 99,3 a 290 mg C-CO₂ m⁻² h⁻¹ para plantio direto, mostrando que a rotação de culturas, tanto em plantio direto como convencional, emitiram menos C-CO₂ que a área com pastagem estudada neste trabalho.

Aslam, Choudhary e Sagggar (2000) comparando pastagens (azevém e trevo), com rotação de culturas (milho/aveia) em dois tipos de manejo (plantio convencional e plantio direto), conclui da mesma forma que Schimel (1986), que a emissão em

pastagem é maior que em cereais. Para pastagem, Aslam; Choudhary e Sagggar (2000) obtiveram emissões de C-CO₂ de 5,5 a 13,2 g m⁻² dia⁻¹, enquanto para plantio direto os valores foram de 4,3 a 9,1 g m⁻² dia⁻¹ e plantio convencional de 3,6 a 8,1 g m⁻² dia⁻¹.

As maiores emissões de CO₂ encontradas em solos com pastagens, provavelmente, estão associadas à maior quantidade de raízes. O sistema radicular das gramíneas forrageiras tem grande capacidade de acumular C no solo (FUJISAKA et al., 1998; LAL, 2002) e conseqüentemente emitem maior quantidade CO₂ via respiração radicular. Umidade do solo, atividades biológica e de raízes, juntas com altas temperaturas geram também maiores emissões de CO₂ para a atmosfera em época chuvosa. (CARVALHO et al., 2009, CARVALHO, 2010; PINTO et al., 2002).

Com os resultados obtidos é possível observar que as pastagens de modo geral, por apresentarem alta produtividade, emitem mais CO₂ para a atmosfera que outras culturas, e culturas irrigadas emitem maior quantidade desse gás que aquelas não irrigadas, pois a umidade favorece a emissão de CO₂. Nota-se ainda que o fato de irrigar com EET não aumentou a emissão de CO₂ em relação a irrigação com água, ou seja, o fator de maior emissão não é a qualidade da irrigação utilizada, e sim a umidade, temperatura e pela aplicação de fertilizantes minerais, devido a maior produção de massa seca.

4.5.2 Fluxos de CH₄

Em relação aos fluxos de CH₄ pelo solo no campo experimental foi possível observar a existência de uma alta variabilidade dos dados. As maiores emissões ocorreram no mês de janeiro não havendo diferenças significativas entre os tratamentos (Tabela 13 e Figura 12). Nos meses de março e julho ocorreu consumo de CH₄ atmosférico. Em maio, os tratamentos apresentaram diferenças estatisticamente significativas, onde predominou-se atividades metanotróficas para o tratamento A0, com consumo de 31,75 µg de C-CH₄ m⁻² h⁻¹, tornando seu fluxo diferente dos tratamentos A100 E33 e E66 (Tabela 13)

Tabela 13 - Fluxos médios de CH₄ emitidos pelo solo para os diferentes tratamentos nos meses de janeiro, março, maio e julho de 2011.

Tratamento	Janeiro	Março	Maio	Julho	Média
$\mu\text{g de C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$					
A0	76,97 ^a	-55,83 ^a	-31,75 ^b	-62,09 ^a	-20,89 ^b
A100	113,59 ^a	-50,64 ^a	12,23 ^a	-56,81 ^a	3,09 ^{ab}
E0	100,86 ^a	-54,52 ^a	0,03 ^{ab}	-44,85 ^a	-5,70 ^{ab}
E33	162,63 ^a	-61,70 ^a	23,14 ^a	-32,33 ^a	20,92 ^a
E66	70,06 ^a	-19,62 ^a	9,48 ^a	-61,86 ^a	-4,48 ^{ab}
E100	129,88 ^a	-63,05 ^a	6,05 ^{ab}	-35,86 ^a	12,68 ^{ab}
Média	110,36 ^A	-50,21 ^C	2,85 ^B	-49,02 ^C	

A0 e A100 - irrigação com água e adição de 0, e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente; E0, E33, E66 e E100 - irrigação com efluente de esgoto tratado e adição de 0, 172; 343 e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente.

Letras maiúsculas comparam médias na horizontal e, minúsculas na vertical. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

Figura 12 - Fluxos médios e desvios padrões de CH₄ emitidos pelo solo para os diferentes tratamentos nos meses de janeiro, março, maio e julho de 2011

A0 e A100 - irrigação com água e adição de 0, e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente; E0, E33, E66 e E100 - irrigação com efluente de esgoto tratado e adição de 0, 172; 343 e 520 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de N via fertilização mineral, respectivamente.

Não foi possível observar um comportamento coerente para o CH₄ associado as épocas de chuva e seca. Os resultados obtidos podem estar refletindo muito mais condições específicas de amostragem que diferenças reais. Por exemplo, as emissões do CH₄ ocorridas nos meses de janeiro e maio (Tabela 13 e Figura 12) podem ser explicadas pelo fato de ter chovido na noite anterior e minutos antes da coleta, pois, a umidade é determinante na difusão e no fluxo desse gás (CRILL, 1991).

Nogueira (2008), na mesma área de estudo, não encontrou diferenças nas atividades metanogênicas/metanotróficas dos solos como efeito dos tratamentos para nenhum dos anos avaliados em relação a época seca, onde obteve consumos médios de C-CH₄ entre 0,1 e 0,5 kg ha⁻¹ sem⁻¹, dados próximos aos encontrados atualmente (-1,5 a 0,27 kg ha⁻¹ sem⁻¹). Na estação chuvosa os tratamentos apresentaram comportamentos distintos variando entre emissão e consumo, com emissões de C-CH₄ médias de 0,2 kg ha⁻¹ sem⁻¹, não diferenciando dos fluxos atuais que variaram entre -2,8 e 5,7 kg ha⁻¹ sem⁻¹. Essa baixa emissão de metano pode estar associada ao tipo de fertilizante utilizado (nitrato de amônio) (SIGNOR, 2010), e pelo fato do solo local apresentar boa drenagem, diminuindo assim a oxidação do CH₄ (HUSTCH; WEBSTER; POLSON, 1994; LE MER; ROGER, 2001).

Estudos em áreas de cultivo de arroz irrigado, com inundação intermitente, tanto com água, como com efluente não mostraram consumo, apenas emissões de CH₄ (ZOU et al., 2009). Esses autores apresentaram três possíveis explicações para as emissões nessas áreas, quando irrigadas com efluente: (i) os efluentes de esgotos domésticos geralmente são ricos em matéria orgânica dissolvida e particulada; (ii) essa irrigação, possivelmente, modifica a comunidade microbiana do solo, bem como sua atividade (GELSOMINO et al., 2006; de PAULA et al., 2009), podendo modificar o fluxo de metano; (iii) a irrigação possivelmente exerce um efeito significativo nas propriedades físico-químicas do solo, fatores importantes que influenciam o fluxo de metano (HUANG et al., 1997; SASS et al., 1994).

No presente trabalho as condições citadas por Zou et al. (2009) podem ser verificadas. Entretanto, encontrou-se fluxos de CH₄ próximos aos obtidos para pastagem não irrigada. Por exemplo, Carvalho, 2010 em áreas de pastagem (*Brachiaria decumbens*) no cerrado observou valores de 0,01 mg m⁻² h⁻¹ de C-CH₄, tanto para estação seca quanto para chuvosa, enquanto neste estudo os valores variaram entre -0,05 e 0,1 g m⁻² h⁻¹ de C-CH₄. Cardoso, Saminêz e Vargas (2001), também no cerrado, porém em pastagem de *Andropogon gayannus* cv Planaltina, encontraram emissões variando de 10,03 a 12,99 g ha⁻¹ dia⁻¹ para época de chuva e seca, respectivamente, valores maiores que no presente trabalho.

Mariko, Urano e Asamura (2007) em solos irrigados e não irrigados nas estepes semi-áridas da Mongólia, observaram consumo de metano nos dois casos, com fluxos de -40 e -80 µg de C-CH₄ m⁻² h⁻¹, respectivamente, valores próximos aos encontrados nos meses de março e julho, no tratamento E100 (-63 e -36 g m⁻² h⁻¹ de

C-CH₄, respectivamente). No Rio Grande do Sul, quando feita a rotação de cultura em plantio direto e em convencional, Escobar (2007) e Pes (2009) encontraram variações nos consumos entre - 3,9 a - 7,7 $\mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ para o sistema convencional e de -5,6 a -8,0 $\mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ para o sistema de plantio direto. A oxidação do metano pode estar ligada ao fato de gramíneas não passarem freqüentemente por intervenções onde ocorrem desestruturação do solo evitando assim a formação de camadas compactadas. Experimentos de longo prazo na Inglaterra ordenaram o potencial do CH₄ ser oxidado no solo da seguinte forma: floresta > pastos > solos cultivados (WILLISON et al., 1995), mostrando que a capacidade de oxidação de CH₄ pelo solo esta relacionada com a freqüência de intervenções químicas e físicas do solo.

Apesar do metano ser mais reativo e persistente na atmosfera, com potencial de aquecimento global 23 vezes maior do que o CO₂ (IPCC, 2006), a principal saída de carbono de um sistema agrícola é através do CO₂, como resultado da respiração autotrófica das raízes e da respiração heterotrófica dos microrganismos e demais organismos do solo.

4.5.3 Fluxos de N₂O

Avaliando os fluxos de N₂O foram encontradas diferenças significativas entre as médias para os meses da estação chuvosa (janeiro e março) e para os da época seca (maio e julho) (Tabela14 e Figura 13). Entre as épocas observou-se diferenças significativas entre os meses de maio e março, sendo maio o mês com menor fluxo médio, de 1,8 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, contrastando com março, que apresentou os maiores emissões de N₂O, com valor médio de 37 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. (Figura 13 e Tabela14).

Tabela 14 - Fluxos médios de N_2O emitidos pelo solo para os diferentes tratamentos nos meses de janeiro, março, maio e julho de 2011

Tratamento	Janeiro	Março	Maio	Julho	Média
$\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$					
A0	10,23 ^b	4,93 ^b	-4,33 ^c	8,25 ^b	4,69 ^c
A100	14,11 ^b	84,53 ^a	4,13 ^{ab}	8,16 ^b	28,62 ^b
E0	-4,28 ^b	1,54 ^b	-0,88 ^{bc}	10,31 ^b	1,81 ^c
E33	0,54 ^b	1,07 ^b	7,61 ^{ab}	7,56 ^b	4,19 ^c
E66	12,63 ^b	52,62 ^a	3,29 ^{ab}	29,37 ^{ab}	23,96 ^b
E100	89,21 ^a	75,01 ^a	0,91 ^{abc}	20,44 ^{ab}	46,27 ^a
Média	22,43 ^B	36,94 ^A	1,77 ^C	14,02 ^B	

A0 e A100 - irrigação com água e adição de 0, e 520 $\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de N via fertilização mineral, respectivamente; E0, E33, E66 e E100 - irrigação com efluente de esgoto tratado e adição de 0, 172; 343 e 520 $\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de N via fertilização mineral, respectivamente.

Letras maiúsculas comparam médias na horizontal e, minúsculas na vertical. Médias seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5%.

Figura 13 - Fluxos médios e desvios padrões de N_2O emitidos pelo solo para os diferentes tratamentos nos meses de janeiro, março, maio e julho de 2011

A0 e A100 - irrigação com água e adição de 0, e 520 $\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de N via fertilização mineral, respectivamente; E0, E33, E66 e E100 - irrigação com efluente de esgoto tratado e adição de 0, 172; 343 e 520 $\text{kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de N via fertilização mineral, respectivamente.

O tratamento E100, com um fluxo médio de 89,21 de $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ foi o único que diferiu dos demais no mês de janeiro, período que chegou a ter absorção de óxido nitroso, caso do E0, onde o consumo foi de 4,28 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, embora, em razão da dispersão dos resultados não foi confirmado estatisticamente. Em março o fluxo de N_2O foi elevado para os tratamentos A100, E100 e E66 (média de 70,72 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) diferindo de A0, E0 e E33 (média de 2,51 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$).

Maio foi o mês mais discrepante em relação aos tratamentos, havendo tanto consumo quanto emissão de N_2O para a atmosfera. No mês de julho os tratamentos E100 e E66 apresentaram emissões mais elevada (20,44 e 29,37 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$, respectivamente), porém, pela dispersão dos dados, não diferiram estatisticamente dos demais (Tabela 14).

Para o mês de março ficou evidente que os tratamentos que receberam as maiores doses de fertilizante mineral nitrogenado (A100, E66 e E100) foram os que apresentaram maiores fluxos de N_2O para a atmosfera. Embora seja possível observar, em geral, a mesma tendência para os demais meses, os resultados não foram conclusivos. Signor, Cerri e Deon (2011), em solo cultivado com cana-de-açúcar encontraram a mesma relação, ou seja, quanto maiores as doses de N_2O aplicadas ao solo, maiores foram as emissões desse gás para a atmosfera.

É clara a relação entre a umidade do solo e o fluxo de N_2O . Assim como também foi observado para o CO_2 , a umidade do solo foi muito mais importante que o tipo de água utilizada na irrigação, pois não foram observadas, em geral, diferenças entre os tratamentos que receberam água (A0 e A100) ou esgoto tratado (E0, E33, E66 e E100).

Estudos para quantificar as emissões de N_2O por solos, realizados sob condições de irrigação e sequeiro ou em épocas secas ou chuvosas, tem evidenciado a importância da umidade do solo. Guilbault e Matthias (1998) realizaram comparações entre as emissões do N_2O em áreas com capim *Cynodon dactylon*, irrigadas com esgoto tratado e áreas de deserto natural. A emissão na área irrigada (1,59 kg N- $\text{N}_2\text{O ha}^{-1}$) chegou a ser 17 vezes maior que a média emitida pelas áreas com vegetação natural do deserto. De acordo com Davidson et al. (2000), em solos com elevados graus de saturação de água (entre 60% e 90%), a aeração do solo fica comprometida, aumentando as atividades de desnitrificação e emitindo então, maior quantidade de N_2O para a atmosfera. Para as diferentes épocas do ano, seca e chuva, Carvalho (2010) obteve emissões de 40,6 e 8,2 $\mu\text{g N- N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ respectivamente, em áreas com *Brachiaria decubens* no cerrado, evidenciando assim a influência das épocas do ano.

Nogueira (2008), encontrou para o período seco na mesma área experimental emissões médias de N_2O pelo solo de 1,1, 2,3 e 0,5 kg de N $\text{ha}^{-1} \text{sem}^{-1}$ ao longo de 3 anos (2004 a 2006), valores que pouco ou nada diferem ao encontrado para época seca no presente trabalho (média de 0,5 kg de N $\text{ha}^{-1} \text{sem}^{-1}$). Enquanto na época

chuvosa, as emissões médias de N_2O variaram entre 0,8 e 1,8 kg de N ha^{-1} sem^{-1} , semelhante a média de 1,25 kg de N ha^{-1} sem^{-1} nesse trabalho.

A semelhança dos resultados entre o trabalho de Nogueira (2008) e o presente estudo, sugere que, embora o solo da área experimental venha sendo irrigado com água ou com EET há aproximadamente 10 anos, a manutenção do manejo (mesma adubação, cortes bimestrais e irrigação controlada), não tem induzido o aumento das emissões de N_2O para a atmosfera. Outro ponto importante para considerar é o fato das emissões obtidas no presente trabalho serem semelhante as obtidas em pastagens não irrigadas conforme encontrado em literatura (CARVALHO 2010; GUILBAULT; MATTHIAS, 1998). Além disso, pelo fato da irrigação com EET não proporcionar emissões de N_2O para a atmosfera significativamente maior que a do solo irrigado com água, indica que a utilização de EET é viável ambientalmente.

3 CONCLUSÕES

A presente pesquisa sobre emissões de gases de efeito estufa em solo cultivado em pastagem (Tifton 85) irrigado com efluente de esgoto tratado, realizada no município de Lins, permitiu concluir que:

- o capim Tifton 85 foi mais produtivo nos tratamentos que receberam irrigação com EET, quando comparados àqueles irrigados com água;
- a concentração de Na no solo apresentou um aumento significativo ao longo do experimento (cerca de 10 anos) independente do tipo de irrigação utilizada (EET ou água);
- a irrigação com EET contribuiu para elevar as concentrações de carbono e nitrogênio no solo;
- as emissões de N_2O e CO_2 (gases de efeito estufa) dependem predominantemente da umidade do solo, da temperatura e das quantidades de fertilizantes nitrogenado mineral aplicados e menos do tipo de água utilizada na irrigação (efluente ou água);
- o CH_4 , dentre os três principais gases de efeito estufa, foi o único que não apresentou relação direta com a sazonalidade climática;
- a irrigação de culturas com EET, cuja aplicabilidade poderia ser colocada em risco devido a possibilidade de estar contribuindo para o aumento da concentração de gases de efeito estufa na atmosfera, mostra ser uma prática sustentável, tendo em vista que as emissões pelos solos não diferem de pastagens não irrigadas ou irrigadas com água, sendo mais influenciadas pelas práticas de manejo.

REFERÊNCIAS

- ABREU, M.F.; ABREU, C.A.; ANDRADE, J.C. Determinação de boro em água quente, usando aquecimento com microonda. In: RAIJ, B. van; ANDRADE, J.C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A. (Ed.). **Análise química para avaliação da fertilidade em solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônomo, 2001. p. 231-239.
- ALVIM, M.J.; XAVIER, D.F.; VERNEQUE, R.S.; BOTREL, M.A. Resposta do Tifton 85 a doses de nitrogênio e intervalos de cortes. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 34, p. 2345-2352, 1999.
- ANDRADE, I.P.; MONTENEGRO, A.A.A.; SILVA, J.A.A.; FREIRE, M.B.G.S.; SANTOS, T.E.M. Impacto do reúso de efluentes de esgoto no lixiviado de solos cultivados com milho. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 9, p. 212-216, 2005.
- ASANO, T.; SMITH, R.G.; TCHBANOGLOUS, G. Municipal wastewater: treatment and reclaimed water characteristics. In: PETTYGROVE, G.S.; ASANO, T. (Ed.). **Irrigation with reclaimed municipal wastewater – a guidance manual**. London: Lewis, 1985, p. 2.1-2.26.
- ASANO, T.; PETTYGROVE, G.S. Using reclaimed municipal wastewater for irrigation. **California Agriculture**, Berkeley, v. 41, n. 3/4, p. 15-18, 1987.
- ASLAM, T.; CHOUDHARY, M.A.; SAGGAR S. Influence of land-use management on CO₂ emissions from a silt loam soil in New Zealand. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 77, p. 257–262, 2000.
- AYERS, R.S.; WESTCOT, D.S. **Water quality for agriculture**. Rome: FAO, 1985. 174 p. (Irrigation and Drainage Paper, 29).
- AZAR, G.S.; NASCIMENTO, M.P.S.C.B.; NASCIMENTO, H.T.S.; OLIVEIRA, M.E.; CARVALHO, M.S.S. Rendimento forrageiro e características morfológicas de *Cynodon* nos períodos chuvoso e seco. **Revista Científica de Produção Animal**, Teresina, v. 11, p. 133-143, 2009.
- AZEVEDO, L.P.; OLIVEIRA, E.L. Efeitos da aplicação de efluente de tratamento de esgoto na fertilidade do solo e na produtividade de pepino sob irrigação subsuperficial. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola**, Campina Grande, v. 25, n. 1, p. 253-263, 2005.
- BASTOS, R.K.X. **Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura**. Rio de Janeiro: ABES; Ed. Rima, 2003. 279 p.
- BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A.; DIECKOW, J. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 86, p. 237–245, 2006.

BEN-HUR, M.; LI, F.H.; KEREN, R.; RAVINA, I.; SHALIT, G. Water and salt distribution in a field irrigated with marginal water under high water table conditions. **Soil Science American Journal**, Madison, v. 65, n. 1, p. 191-198, 2001.

BOLE, J.B.; BELL, R.G. Land application of municipal sewage waste water: yield and chemical composition of forage crops. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 7, p. 222-226, 1978.

BOUWER, H.; CHANEY, R.L. Land treatment of wastewater. **Advances in Agronomy**, New York, v. 26, p. 133-176, 1974.

BOWDEN, R.D.; STEUDLER, P.A.; MELILLO, J.M. Annual nitrous oxide fluxes from temperate forest soil in the northeastern United State. **Journal of Geophysical Research**, Ottawa, v. 95, p. 13997-14005, 1990.

BRAILE, P.M.; CAVALCANTI, W.A. **Manual de tratamento de águas residuárias industriais**. São Paulo: CETESB, 1993. 763 p.

BRASIL. Decreto-lei nº 7.841, de 8 de agosto de 1945. Código de Águas Minerais. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 20 ago. 1945.

BURTON, G.W. Tifton 85 Bermudagrass - early history of its creation, selection, and evaluation. **Crop Science**, Madison, v. 41, p. 5-6, 2001.

CANTARELLA, H. Nitrogênio. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ V., V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 375-470.

CARDOSO, A.N.; SAMINÉZ, T.C.; VARGAS, M.A. **Fluxo de gases-traço de efeito estufa na interface solo-atmosfera em solos de cerrado**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2001. 23 p. (Embrapa Cerrados, Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 17).

CARVALHO, J.L.N. **Dinâmica do carbono e fluxo de gases do efeito estufa em sistemas de integração lavoura-pecuária na Amazônia e no Cerrado**. 2010. 141 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

CARVALHO, J.L.N.; CERRI, C.E.P.; FEIGL, B.J.; PICCOLO, M.C.; GODINHO, V.P.; HERPIN, U.; CERRI, C.C. Conversion of Cerrado into agricultural land in the south-western Amazon: carbon stocks and soil fertility. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 66, p. 233-241, 2009.

CERRI, C.C.; CERRI, C.E.P. Agricultura e aquecimento global. **Boletim Informativo da SBCE**, Campinas, v. 23, p. 40-44, 2007.

CERRI, C.C.; BERNOUX, M.; CERRI, C.E.P.; FELLER, C. Carbon cycling and sequestration opportunities in South America: the case of Brazil. **Soil Use and Management**, Oxford, v. 20, p. 248-254, 2004.

CERRI, C.C.; FELLER, C.; BALESSENT, J.; VITÓRIA, R.L.; PLENECASSAGNE, A. Application du traçage isotopique naturel en ^{13}C , à l'étude de la dynamique de la matière organique dans les sols. **Comptes Rendus de l'Académie des Sciences de Paris**, Paris, Série II, n. 9, p. 423-428, 1985.

CERRI, C.E.P.; SPAROVEKI, G.; BERNOUX, M.; EASTERLING, W.E.; MELILLO, J.M.; CERRI, C.C. Tropical agriculture and global warming: impacts and mitigation options. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 64, n. 1, p. 83-99, 2007.

CHERNICHARO, C.A.L.; FLORENCIO, L.; BASTOS, R.K.X.; PIVELI, R.P.; VON SPERLING, M.; MONTEGGIA, L.O. Tratamento de esgotos e produção de efluentes adequados a diversas modalidades de reúso da água. In: FLORENCIO, L.; BASTOS, R.K.X.; AISSE, M.M. (Coord.). **Tratamento e utilização de esgotos sanitários**. Rio de Janeiro: ABEAS, 2006. cap. 3, p. 63-110. (Projeto PROSAB).

CORSI, M.; MARTHA JR., G.B. Manejo de pastagens para produção de carne e leite. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO DA PASTAGEM, 15., 1998, Piracicaba. **Palestras...** Piracicaba: FEALQ, 1998. p. 3-69.

CORSI, M.; MARTHA Jr., G.B.; BALSALOBRE, M.A.A.; PENATI, M.A.; PAGOTTO, D.S.; SANTOS, P.M.; BARIONI, L.G. Tendências e perspectivas da produção de bovinos sob pastejo. In: PEIXOTO, A.M.; PEDREIRA, C.G.S.; MOURA, J.C.; FARIA, V. P. (Ed.). **A planta forrageira no sistema de produção**. Piracicaba: FEALQ, 2001. p. 3-69.

COSTA JUNIOR, C. **Estoque de carbono e nitrogênio e agregação do solo sob diferentes sistemas de manejo agrícola no Cerrado, em Rio Verde (GO)**. 2008. 139 p. Dissertação (Mestrado em Química na Agricultura e no Ambiente) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

CRILL, P.M. Seasonal patterns of methane uptake and carbon dioxide release by a temperate woodland soil. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v. 5, p. 319-334, 1991

D'ANDRÉA, A.F.; SILVA, M.L.N.; FREITAS, D.A.F.; CURI, N.; SILVA, C.A. Variabilidade espacial do fluxo de CO_2 do solo em povoamento de eucalipto. **Floresta**, Curitiba, v. 41, p. 407-422, 2011.

DENMAN, K.L.; BRASSEUR, G.; CHIDTHAISONG, A.; CIAIS, P.; COX, P.M.; DICKINSON, R.E.; HAUGLUSTINE, D.; HEINZE, C.; HOLLAND, E.; JACOB, D.; LOHMANN, U.; RAMACHANDRAN, S.; SILVA DIAS, P.L. da; WOFSY, S.C.; ZHANG, X. 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. (Ed.). **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; New York: Cambridge University Press, 2007. p. 499-588.

DUGAS, W. A.; HEUER, M. L.; MAYEUX, H. S. Carbon dioxide fluxes over bermudagrass, native prairie, and sorghum. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdam, v.93, p.121-139, 1999.

EMBRAPA. **Agricultura e qualidade de água: contaminação de água por nitrato**. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2002. 29 p. (Documentos, 57)

_____. **Aquecimento global e a nova geografia da produção agrícola no Brasil**. Disponível em: <<http://www.embrapa.br/publicacoes/institucionais/titulos-avulsos/aquecimentoglobal.pdf>>. Acesso em: 23 mar. 2012.

EPSTEIN, E.; BLOOM, A.J. **Mineral nutrition of plants: principles and perspectives**. 2nd ed. Sunderland: Sinauer, 2005. 225 p.

ESCOBAR, L.F. **Emissão de gases de efeito estufa em sistemas de manejo em solo do Planalto Médio do Rio Grande do Sul**. 2007. 104 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007.

FAGERIA, N.K.; BALIGAR, V.C.; JONES, C.A. **Growth and mineral nutrition of field crops**. 2. ed. New York: Marcel Dekker, 1997. 624 p.

FEIGIN, A.; RAVINA, I.; SHALHEVET, J. **Irrigation with treated sewage effluent: management for environmental protection**. Berlin: Springer-Verlag, 1991. 224 p.

FERNANDES, E.B. **Emissões de CO₂, NO_x e N₂O em solos sob diferentes cultivos na região do Cerrado**. 2008. 85 p. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade de Brasília, Brasília, 2008.

FIRESTONE, M.K.; DAVIDSON, E.A. Microbial bases of NO and N₂O production and consumption in soil. In: ANDREA, M.O.; SCHIMMEL, D.S. (Ed.). **Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere**. New York: John Wiley, 1989. p. 7-21.

FIRME, L.P. **Efeito da irrigação com efluente de esgoto tratado no sistema solopianta em Latossolo cultivado com cana-de-açúcar**. 2007. 109 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.

FOLEGATTI, M.V.; ROMAN, R.M.S.; COELHO, R.D.; FRIZZONE, J.A. Gestão dos recursos hídricos e agricultura irrigada no Brasil. In: BICUDO, C.E.M.; TUNDISI, J.G.; SCHEUEBSTUHL, M.C.b. (Org.). **Águas do Brasil: análises estratégicas**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2010. p. 15-23.

FONSECA, A.F. **Disponibilidade de nitrogênio, alterações nas características químicas do solo e do milho pela aplicação de efluente de esgoto tratado**. 2001. 110 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

_____. **Viabilidade agrônomo-ambiental da disposição de efluente de esgoto tratado em um sistema solo-pastagem.** 2005. 190 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

FONSECA, A.F. da; MELFI, A.J.; MONTEIRO, F.A.; MONTES, C.R.; ALMEIDA, V.V. de; HERPIN, U. Treated sewage effluent as a source of water and nitrogen for Tifton 85 bermudagrass. **Agricultural and Water Management**, Amsterdam, v. 87, p. 328-336, 2007.

FORSTER, P.; RAMASWAMY, V.; ARTAXO, P.; BERNTSEN, T.; BETTS, R.; FAHEY, D.W.; HAYWOOD, J.; LEAN, J.; LOWE, D.C.; MYHRE, G.; NGANGA, J.; PRINN, R.; RAGA, G.; SCHULZ, M.; VAN DORLAND, R. Changes in atmospheric constituents and in radioactive forcing. In: SOLOMON, S.; QIN, D.; MANNING, M.; CHEN, Z.; MARQUIS, M.; AVERYT, K.B.; TIGNOR, M.; MILLER, H.L. (Ed.). **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; New York: Cambridge University Press, 2007. p. 131-217.

FOX, R.L.; HUE, N.V.; PARRA, A.J. A turbidimetric method for determining phosphate-extractable sulfates in tropical soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 18, p. 343-357, 1987.

FUJISAKA, S.; CASTILLA, C.; ESCOBAR, G.; RODRIGUES, V.; VENEKLAAS, E.J.; THOMAS, R.; FISHER, M. The effects of forest conversion on annual crops and pastures: estimates of carbon emissions and plant species loss in a Brazilian Amazon colony. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 69, p. 17–26, 1998.

GARTEN, C.T.; VAN MIEGROET, H. Relationship between site nitrogen dynamics and natural ¹⁵N abundance in plant foliage from the Great Smoky Mountains National Park. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v. 24, p. 1636-1645, 1994.

GELSOMINO, A.; BADALUCCO, L.; AMBROSOLI, R.; CRECCHIO, C.; PUGLISI, E.; MELI, S.M. Changes in chemical and biological soil properties as induced by anthropogenic disturbance: A case study of an agricultural soil under recurrent flooding by wastewaters. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 38, p. 2069-2080, 2006.

GLOAGUEN, R.A.B.G. **Efeito da irrigação com efluente de esgoto tratado nas propriedades físico-hídricas de um latossolo.** 2005. 120 p. Tese (Doutorado em Irrigação e Drenagem) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

GOUVEIA, S.E.M.; PESSENDA, L.C.R.; ARAVENA, R.; BOULET, R.; SCHEEL-YBERT, R.; BENDASSOLI, J.A.; RIBEIRO, A.S.; FREITAS, H.A. Carbon isotopes in charcoal and soils in studies of paleovegetation and climate changes during the late Pleistocene and the Holocene in the southeast and Centerwest regions of Brazil. **Global and Planetary Change**, Amsterdam, v. 33, n. 1/2, p. 95-106. 2002.

GRATTAN, S.R.; GRIEVE, C.M.; POSS, J.A.; ROBINSON, P.H.; SUAREZ, D.L.; BENES, S.E. Evaluation of salt-tolerant forages for sequential water reuse systems. I. Biomass production. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 70, p. 109-120, 2004.

GRIEVE, C.M.; POSS, J.A.; GRATTAN, S.R.; SUAREZ, D.L.; BENES, S.E.; ROBINSON, P.H. Evaluation of salt-tolerant forages for sequential water reuse systems. II. Plant-ion relations. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 70, p. 121-135, 2004.

GUILBAULT, M.R.; MATTHIAS, A.D. Emissions of N₂O from Sonora Desert and effluent-irrigated grass ecosystems. **Journal of Arid Environments**, London, v. 38, p. 87-98, 1998.

HADDAD, C.M.; CASTRO, F.G.F. Produção de feno. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO DA PASTAGEM, 15., 1998, Piracicaba. **Anais...** Piracicaba: FEALQ, 1998. p. 151-171.

HANDLEY, L.L.; RAVEN, J.A. The use of natural abundance of nitrogen isotopes in plant physiology and ecology. **Plant, Cell & Environment**, Oxford, v. 15, p. 965–985, 1992.

HILL, G.M.; GATES, R.N.; BURTON, G.W. Forage quality and grazing steer performance from Tifton 85 and Tifton 78 Bermudagrass pastures. **Journal of Animal Science**, Champaign, v. 71, p. 3219-3225, 1993.

HÖGBERG, P. N-15 natural abundance in soil-plant system. **New Phytologist**, Cambridge, v. 137, p. 179-203, 1997.

HOUGHTON, R.A. Aboveground forest biomass and the global carbon balance. **Global Change Biology**, New York, v. 11, p. 945-958, 2005.

HUANG, Y.; SASS, R.L.; FISHER, F.M. Methane emission from Texas rice paddy soils. 1. Quantitative multi-year dependence of CH₄ emission on soil, cultivar and grain yield. **Global Change Biology**, Urbana, v. 3, p. 479–489. 1997.

HÜTSCH, B.W.; WEBSTER, C.P.; POWLSON, D.S. Methane oxidation in soil as affected by land use, soil pH and N fertilization. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 26, p. 1613-1622, 1994.

IBRAHIM, L. **Caracterização física, química, mineralógica e morfológica de uma sequência de solos em Lins/SP**. 2002. 86 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo agropecuário de 1995-1996**. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: 14 mar. 2012.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Guidelines for national greenhouse gas inventories: agriculture, forestry and other land use**. National Greenhouse Gas Inventories Programme. v. 4, Hayama, 2006. Disponível em: <<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>>. Acesso em: 20 jan. 2012.

_____. **Climatechange 2007: The physical science basis**, contribution of working group I to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, edited by S. Solomon et al. Cambridge: Cambridge University Press, 2007. 142 p.

ISHERWOOD, K. F. **Fertilizer use and the environment**. Paris: IFA, 2000. 51 p.

JACINTHE, P.A.; DICK, W.A. Soil management and nitrous oxide emissions from cultivated fields in Southern Ohio. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 41, p. 221-235, 1997.

JACINTHE; P.A.; LAL, R.; KIMBLE, J. M. Carbon budget and seasonal carbon dioxide emission from a central Ohio Luvisol as influenced by wheat residue amendment. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 67, p. 147–157, 2002.

JARVIE, H.P.; NEAL, C.; WITHERS, P.J.A. Sewage-effluent phosphorus: a greater risk to river eutrophication than agricultural phosphorus. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 360, n. 1/3, p. 246-253, 2006.

JENKINSON, D.S.; FOX, R.H. & RAYNER, J.H. Interaction between fertilizer nitrogen and soil nitrogen. The so-called “priming” effect. **Journal of Soil Science**, London, v. 36, p. 425-444, 1985.

JOHNSON, J.M.F.; REICOSKY, D.C.; ALLMARAS, R.R.; SAUER, T.J.; VENTEREA, R.T.; DELL, C.J. Greenhouse gas contributions and mitigation potential of agriculture in the central USA. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 83, p. 73–94, 2005.

LA SCALA, N.; BOLONHEZI, D.; PEREIRA, G.T. Short-term soil CO₂ emission after conventional and reduced tillage of a no-till sugar cane area in southern Brazil. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 91, p. 244-248, 2006.

LAL, R. Soil carbon dynamics in cropland and rangeland. **Environmental Pollution**, Oxford, v. 116, p. 353-362, 2002.

LAL, R.; KIMBLE, J.M. Tropical ecosystems and the global C cycle. In: LAL, R.; KIMBLE, J.M. (Ed.). **Advances in soil science: global climate change and tropical ecosystems**. Boca Raton: CRC Press, 2000. p. 3-32.

LE MER, J.; ROGER, P. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: a review. **European Journal of Soil Biology**, Montrouge, v. 37, p. 25-50, 2001.

LE TREUT, H.; SOMERVILLE, R.; CUBASCH, U.; DING, Y.; MAURITZEN, C.; MOKSSIT, A.; PETERSON, T.; PRATHER, M. Historical overview of climate change. In: SOLOMON, S., QIN, D.; MANNING, M.; CHEN, Z.; MARQUIS, M.; AVERYT, K.B.; TIGNOR, M.; MILLER, H.L. (Ed.). **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; New York: Cambridge University Press, 2007. p. 93-127.

LEAL, R.M.P.; HERPIN, U.; FONSECA, A.; FIRME, L.; MONTES, C.; MELFI, A. Sodicity and salinity in a Brazilian Oxisol cultivated with sugarcane irrigated with wastewater. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 96, p. 307-316, 2009.

LILIENFEIN, J.; WILCKE, W.; VILELA, L.; AYARZA, M.A.; LIMA, S.C.; ZECK, W. Soil fertility under native Cerrado and pasture in the Brazilian savanna. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 67, p. 1195-1205, 2003.

LINDSAY, W.L.; NORVELL, W.A. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese, and copper. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 42, p. 421-428, 1978.

MAAS, E.V. Crop tolerance to saline sprinkling water. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 89, p. 273-284, 1985.

MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Ceres, 2006. 638 p.

MARCELINO, K.R.A.; VILELA, L.; LEITE, G.G.; GUERRA, A.F.; DIOGO, J.M.S. Manejo da adubação nitrogenada de tensões hídricas sobre a produção de matéria seca e índice de área foliar de Tifton 85 cultivado no Cerrado. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 32, p. 268-275, 2003.

MARIKO, S.; URANO, T.; ASANUMA, J. Effects of irrigation on CO₂ and CH₄ fluxes from Mongolian steppe soil. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 333, p. 118-123, 2007.

MELI, S.; PORTO, M.; BELLIGNO, A.; BUFO, S.A.; MAZZATURA, A.; SCOPA, A. Influence of irrigation with lagooned urban wastewater on chemical and microbiological soil parameter in citrus orchard under Mediterranean condition. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 285, p. 69-77, 2002.

MIERZWA, J.C.; HESPANHOL, I. **Água na indústria: uso racional e reúso**. São Paulo: Editora Oficina de Textos, 2005. 144 p.

MOHAMMAD, M.J.; AYADI, M. Forage yield and nutrient uptake as influenced by secondary treated wastewater. **Journal of Plant Nutrition**, New York, v. 27, p. 351-364, 2004.

MOHAMMAD, M.J.; MAZAHREH, N. Changes in soil fertility parameters in response to irrigation of forage crops with secondary treated wastewater. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 34, p. 1281-1294, 2003.

MONTEIRO, F.A. *Cynodon*: exigências minerais e adubação. In: WORKSHOP SOBRE O POTENCIAL FORRAGEIRO DO GÊNERO *CYNODON*, 1996, Juiz de Fora. **Anais...** Juiz de Fora: Embrapa CNPGL, 1996. p. 24-44.

MYERS, R.J.K.; CAMPBELL, C.A.; WEIER, K.L. Quantitative relationship between net nitrogen mineralization and moisture content of soils. **Canadian Journal of Soil Science**, Ottawa, v. 62, p. 111-124, 1982.

NADELHOFFER, K.J.; FRY, B. N-isotope studies in forests. In: LAJTHA, K.; MICHENER, R.H. (Ed.). **Stable isotopes in ecology and environmental sciences**. Oxford: Blackwell, 1994. p. 22-62.

NAHON, D. **L'épuisement de la terre: l'engou di XXIe siècle**. Paris, Odile Jacob Sciences, 2008. 235 p.

NARDOTO, G.B. **Abundância natural de ^{15}N na Amazônia e Cerrado - implicações para a ciclagem de nitrogênio**. 2005. 99 p. Tese (Doutorado em Ecologia de Agroecossistemas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

NICHELE, J. **Utilização de efluentes sanitários tratados para o suprimento de nutrientes à cultura do milho e modificações em propriedades químicas do solo**. 2009. 75 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo.) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2009.

NOGUEIRA, S.F. **Efeitos da irrigação com esgoto tratado e fertilização nitrogenada na ciclagem de carbono e nitrogênio e no metabolismo microbiano de um solo cultivado com capim-Bermuda Tifton 85**. 2008. 138 p. Tese (Doutorado Química na Agricultura e no Ambiente) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

NOIRTIN, E.L.R. **Caracterização da matéria orgânica de solo irrigado com efluente de estação de tratamento de esgoto**. 2010. 113 p. Tese (Doutorado em Geociências - Geoquímica e Geotectônica) – Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

NUSSIO, L.G., MANZANO, R.P., PEDREIRA, C.G.S. Valor alimentício em plantas do gênero *Cynodon*. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO DA PASTAGEM, 15., 1998, Piracicaba. **Anais...** Piracicaba: FEALQ, 1998. p. 203-242.

OLIVEIRA, M.A.; PEREIRA, O.G.; GARCIA, R.; OBEID, J.A.; CECON, R.P.; MORAES, S.A.; SILVEIRA, P.R. Rendimento e valor nutritivo do capim-tifton-85 (*Cynodon* spp) em diferentes idades de rebrota. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 29, n. 6, p. 1949-1960, 2000. Suplemento 1.

OLIVEIRA, S.M.A.C.; VON SPERLING, M. Avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 1: análise de desempenho. **Engenharia Sanitária Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 10, n. 4, p. 347-357, 2005.

ORON, G. Soil as complementary treatment component for simultaneous wastewater disposal and reuse. **Water Science and Technology**, Oxford, v. 34, p. 243-252, 1996.

PAIVA, G.B. **Mecanismo de desenvolvimento limpo, tratamento de esgoto e desenvolvimento sustentável: um estudo econômico**. 2008. 114 p. Dissertação (Mestrado em Economia) - Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2008.

PAULA, A.M. **Atributos microbiológicos do solo em área de pastagem irrigada com laminais excedentes de efluente de esgoto tratado**. 2008. 120 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2008.

PAULA, A.M.; FONSECA, A.F.; CARDOSO, E.J.B.N.; MELFI, A.J. Microbial metabolic potential affected by surplus wastewater irrigation in tropical soil cultivated with Tifton 85 Bermuda Grass (*Cynodon dactylon* Pers. X *C. niemfuensis* Vanderyst) online first. **Water, Air and Soil Pollution**, Dordrecht, v. 205, p. 161-171, 2009.

PAVEI, M.A. **Decomposição de resíduos culturais e emissões de gases do efeito estufa em sistemas de manejo do solo em Ponta Grossa (PR)**. 2005. 114 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

PEREIRA, B.F.F. **Alterações químicas no sistema solo-planta irrigado com efluente de esgoto tratado no cultivo dos citros**. 2009. 163 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.

PES, L.Z. **Fluxo de gases de efeito estufa em sistemas de preparo do solo e rotação de culturas no planalto do Rio Grande do Sul**. 2009. 91 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2009.

PESCOD, M.B. **Wastewater treatment and reuse in agriculture**. Rome: FAO, 1992. 125 p. (Irrigation and Drainage Paper, 47).

PESSENDA, L.C.R.; BOULET, R.; ARAVENA, R.; ROSOLEN, V.; GOUVEIA, S.E.M.; RIBEIRO, A.S.; LAMOTTE, M. Origin and dynamics of soil organic matter and vegetation changes during the Holocene in a forest–savanna transition zone, Brazilian Amazon region. **The Holocene**, Swansea, v. 11 p.250 – 254. 2001.

PICCOLO, M.C.; NEILL, C.; MELILLO, J.M.; CERRI, C.C.; STEUDLER, P.A. 15N natural abundance in forest and pasture soil of the Brazilian Amazon basin. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 182, n. 182, p. 249-258, 1996.

PINTO, A.S.; BUSTAMANTE, M.M.C.; KISSELLE, K.; BURKE, R.; ZEEP, R.; VIANA, L.T.; VARELLA, R.F.; MOLINA, M. Soil emissions of N₂O, NO, and CO₂ in Brazilian savannas: effects of vegetation type, seasonality, and prescribe fires. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v. 107, p. 8089-8096, 2002.

PISSIONI, L.L.M. **Emissão de N₂O pela palha da cana-de-açúcar na região de Iracemápolis, SP**. 2011. 74 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2011.

PIVELI, R.P.; DORIA, M.C. Condições operacionais de sistema de tratamento de esgotos por lagoas de estabilização em Lins/SP. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 2003, Joinville. **Anais...** Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2003. p. 1-46.

PREMAZZI, L.M. **Saturação por bases como critério para recomendação de calagem em cinco forrageiras tropicais**. 1991. 215 p. Dissertação (Mestrado em Nutrição Animal e Pastagens) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1991.

PRIMAVESI, A.C.; PRIMAVESI, O.; CORRÊA, L.A.; CANTARELLA, H.; SILVA, A.G.; FREITAS, A.R.; VIVALDI, L.J. Adubação nitrogenada em capim-Coastcross: efeitos na extração de nutrientes e recuperação aparente do nitrogênio. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 33, p. 68-78, 2004.

RAIJ, B. van; ANDRADE, J.C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J.A.; FURLANI, A.M.C. **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2. ed. Campinas: Instituto Agrônomo e Fundação IAC, 1996. 285 p.

RIBEIRO, K.G.; PEREIRA, O.G.; GARCIA, R.; VALADARES FILHO, S.C.; CECON, P.R.; MOREIRA, A.L.; HENRIQUES, L. T.; FREITAS, E .V. V. Rendimento forrageiro e valor nutritivo do Capim-Tifton 85, em três frequências de corte, sob diferentes doses de nitrogênio. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 35., 1998, Botucatu. **Anais...** Botucatu: SBZ, 1998. 1 CD-ROM.

ROBINSON, D. $\delta^{15}\text{N}$ as an integrator of the nitrogen cycle. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 16, p. 153–162, 2001.

RUZICKA, J.; HANSEN, E.H. **Flow injection analysis**. New York: Wiley Interscience, 1981. 395 p.

SÁ, J.C.M.; CERRI, C.C.; DICK, W.A.; LAL, R.; VENZKE FILHO, S.P.; PICCOLO, M.C.; FEIGL, B.J. Organic matter dynamics and carbon sequestration rates for a tillage chronosequence in a Brazilian Oxisol. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 65, p. 1486-1499, 2001.

SALATI, E.; LEMOS, H.M.; SALATI, E. Água e o desenvolvimento sustentável. In: REBOUÇAS, A.C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G. **Água doce no Brasil**. São Paulo: Escrituras Editora, 1999. cap. 2, p. 39-62.

SANTOS, A.P.R. dos. **Efeito da irrigação com efluente de esgoto tratado, rico em sódio, em propriedades químicas e físicas de um argissolo vermelho distrófico cultivado com capim-tifton 85**. 2004. 95 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) – Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

SANTOS, C.H. dos; MILORI, D.M.B.P.; CARDINALI, M.C.B.; MARTIN-NETO, L.; MELFI, A.J. Caracterização da matéria orgânica de solos com aplicação de águas residuárias por fluorescência e fluorescência induzida por laser (FIL). In: MILORI, D.M.B.P.; MARCONCINI, J.M.; MARTIN NETO, L.; BERTUCCI NETO, V.; SILVA, W.T.L. da. (Ed.). **Caracterização, aproveitamento e geração de novos produtos de resíduos agrícolas, agroindustriais e urbanos**. São Carlos: Embrapa Instrumentação Agropecuária, 2010. p. 44-48.

SAS INSTITUTE. **SAS/STAT**: procedure guide for personal computers, version 6.12 edition. Cary, 1999. 1028 p.

SASS, R.L.; FISHER, F.M.; LEWIS, S.T.; JUND, M.F.; TURNER, F.T. Methane emission from rice fields: effect of soil properties. **Global Biogeochemical Cycles**, Washington, v.8, p. 135–140, 1994.

SAUERBECK, D.R. CO₂ emissions and C sequestration by agriculture - perspectives and limitations. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v.60, p. 253-266, 2001.

SCHIMEL, D.S. Carbon and nitrogen turnover in adjacent grassland and cropland systems. **Biogeochemistry**, Amsterdam, v. 2, p. 345–357, 1986.

SEGARRA, E.; DARWISH, M.R.; ETHRIDGE, D.E. Returns to municipalities from integrating crop production with wastewater disposal. **Resources, Conservation and Recycling**, Amsterdam, v. 17, p. 97-107, 1996.

SHUVAL, H.I.; ADIN, A.; FAL, B.; RAWITZ, E.; YEKUTIEL, P. **Wastewater irrigation in developing countries health effects and technical solutions**. Washington: World Bank Integrated Resource Recovery Projects series number GLO/80/004, 1986. 324 p. (Technical Paper, 51).

SIGNOR, D. **Estoques de carbono e nitrogênio e emissões de gases do efeito estufa em áreas de cana-de-açúcar na região de Piracicaba**. 2010. 119 p. Dissertação (Mestrado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

SIGNOR, D.; CERRI, C.E.P.; DEON, M. Emissões de N₂O de um Latossolo após a aplicação de fertilizantes nitrogenados. In: SIMPÓSIO DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS E DESERTIFICAÇÃO NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO, 3., 2011, Juazeiro. **Anais...** Petrolina: Embrapa Semiárido, 2011. Disponível em <<http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/49794/1/Magnus.pdf>>. Acesso em :07 maio 2012.

SILVA, I.R.; MENDONÇA, E.S. Matéria orgânica do solo. In: NOVAIS, R.F.; ALVAREZ, V.H.; BARROS, N.F.; FONTES, R.L.F.; CANTARUTTI, R.B.; NEVES, J.C.L. **Fertilidade do solo**. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 374-470.

SIQUEIRA NETO, M.; PICCOLO, M.C.; FEIGL, B.J.; VENZKE FILHO, S.P.; CERRI, C.E.P.; CERRI, C.C. Rotação de culturas no sistema plantio direto em Tibagi (PR). II.

Emissões de CO₂ e N₂O. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 33, p. 1023-1029, 2009.

SMITH, B.N.; EPSTEIN, S. Two categories of ¹³C/¹²C ratios for higher plants. **Plant Physiology**, Berkeley, v. 47, p. 380-384, 1971.

SOLLENBERGER, L.E.; PEDREIRA, C.G.S.; MISLEVY, P.; ANDRADE, I.F. New Cynodon forages for the subtropics and tropics. In: THE INTERNATIONAL CONFERENCE ON LIVESTOCK IN THE TROPICS, 1995, Gainesville.

Proceedings... Gainesville: University of Florida, Institute of Food and Agricultural Sciences, 1995. p. 22-26.

SOUSA, D.M.G.; LOBATO, E. Adubação com nitrogênio. In: SOUSA, D.M.G.; LOBATO, E. (Ed.). **Cerrado: correção do solo e adubação**. 2. ed. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2004. p. 129-144.

SOUZA, N.C.; MOTA, S.; BEZERRA, F.M.L.; AQUINO, B.F.; SANTOS, A.B. Produtividade da mamona irrigada com esgoto doméstico tratado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, p. 478-484, 2010.

STEUDLER, P.A.; MELILLO, J.M.; BOWDEN, R.D.; CASTRO, M.S.; LUGO, A.E. The effects of natural and human disturbances on soil nitrogen dynamics and trace gas fluxes in a Puerto Rican wet forest. **Biotropica**, Washington, v. 23, n. 4, p. 356-363, 1991.

TEIXEIRA, L.; LA SCALA JÚNIOR, N.; LOPES, A. Fluxo de CO₂ do solo após aração e escarificação em diferentes condições. **Holos Environment**, Rio Claro, v. 10, p. 1-11, 2010.

TOMÉ JÚNIOR, J.B. **Manual para interpretação de análise de solos**. Guaíba: Agropecuária, 1997. 247 p.

TOZE, S. Reuse of effluent water-benefits and risks. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 80, p. 147-159, 2006.

TURNER, G.L.; BERGERSEN, F.J.; TANTALA, H. Natural enrichment of ¹⁵N during decomposition of plant material in soil. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 15, p. 495-497, 1983.

URQUIAGA, S.; ALVES, B.J.R.; CAMPOS, D.V.B.; BODDEY, R.M. Aplicação de técnicas de ¹³C em estudos de sequestro de C em solos agrícolas. In: BRUNO, J.; ALVES, R.; URGUAGA, S.; AITA, C.; BODDEY, R.M.; JANTALIA, C.P.; FLÁVIO, A. **Manejo de sistemas agrícolas: impacto no sequestro de C e nas emissões de gases de efeito estufa**. Porto Alegre: Genesis, 2006. p. 13-34.

VALENTE, J.P.S.; PADILHA, P.M.; SILVA, A.M.M. da. Contribution of Botucatu-SP with nutrients (phosphorus and nitrogen) to the eutrophication of the Barra Bonita dam. **Ecletica Química**, Marília, v. 22, p. 31-48, 1997.

VAZQUEZ-MONTIEL, O.; HORAN, N. J.; MARA, D. D. Management of domestic wastewater for reuse in irrigation. **Water Science and Technology**, Oxford, v. 33, p. 355-362, 1996.

VERONEZ, A.H. **Irrigação de eucalipto com efluente sanitário de lagoa facultativa**: eficiência do sistema solo-planta no pós-tratamento. 2009. 129 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2009.

VILELA, D.; ALVIM, M.J. Manejo de pastagens do gênero *Cynodon*: introdução, caracterização e evolução do uso no Brasil. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO DA PASTAGEM, 15., 1998, Piracicaba. **Palestras...** Piracicaba: FEALQ, 1998. p. 296.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto**. Belo Horizonte: UFMG, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 1995. 243 p.

_____. **Lagoas de estabilização**. Belo Horizonte: UFMG, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2002. 134 p.

WILLISON, T.W.; WEBSTER, C.P.; GOULDING, K.W.T.; POWLSON, D.S. Methane oxidation in temperate soils: effects of land use and the chemical form of nitrogen fertilizer. **Chemosphere**, Oxford, v. 30, p. 539-546, 1995.

ZOU, J.; LIU, S.; QIN, Y.; PAN, G.; ZHU, D. Sewage irrigation increased methane and nitrous oxide emissions from rice paddies in southeast China. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 129, p. 516–522, 2009.