

Campo úmido antrópico: efeito sobre as concentrações de nitrogênio inorgânico da água subterrânea

Man-induced wetlands: effect on groundwater inorganic nitrogen

Luiz Felipe Salemi¹(*)
Juliano Dan el Groppo²
Jorge Marcos de Moraes³
Silvio Frosini de Barros Ferraz⁴
Luiz Antônio Martinelli⁵

Resumo

Na região da Mata Atlântica, a conversão de florestas a pastagens fez com que vários pequenos cursos de água fossem assoreados. Dessa forma, eles passaram a ser habitados por espécies de plantas adaptadas ao ambiente de solos encharcados. Tais ecossistemas são denominados campos úmidos *antrópicos*. Campos úmidos *naturais* atuam vigorosamente na remoção de nutrientes dissolvidos tanto pela ação de diversos processos biológicos quanto físico-químicos. Nesse contexto, o presente trabalho testou a hipótese de que os campos úmidos de origem antrópica (originadas de intenso assoreamento) possuem a mesma função biogeoquímica dos campos úmidos naturais, que é o de remoção de nutrientes, como o nitrogênio. Por meio da amostragem semanal de água subterrânea em dois poços de aquífero freático localizados em uma vertente, um dentro do campo úmido antrópico e outro a vinte metros acima no sentido do interflúvio, notou-se um decréscimo

-
- 1 Dr.; Gestor Ambiental; Laboratório de Ecologia Isotópica / Centro de Energia Nuclear na Agricultura / Universidade de São Paulo; Endereço: Avenida Centenário, 303, Divisão Ecologia Isotópica, Agronomia, Caixa Postal: 96, CEP: 13400-970, Piracicaba, São Paulo, Brasil; E-mail: piposalemi@gmail.com (*) Autor para correspondência.
 - 2 Dr.; Engenheiro Ambiental; Pesquisador da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Embrapa Informática Agropecuária; Endereço: Avenida André Tosello, 209, Barão Geraldo, CEP: 13083-886, Campinas, São Paulo, Brasil; E-mail: jdgroppo@gmail.com
 - 3 Dr.; Engenheiro Mecânico; Professor Titular da Escola de Engenharia da Fundação Municipal de Ensino de Piracicaba e Professor Convidado no CENA-USP, Laboratório de Ecologia Isotópica / Centro de Energia Nuclear na Agricultura / Universidade de São Paulo; Endereço: Avenida Centenário, 303, São Dimas, Caixa-postal: 96; CEP: 13400970, Piracicaba, São Paulo, Brasil; E-mail: jmmoraes@cena.usp.br
 - 4 Dr.; Engenheiro Florestal; Professor do Departamento de Ciências Florestais da Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" da Universidade de São Paulo; Endereço: Avenida Pádua Dias, 11, Agronomia; Caixa Postal: 9; CEP: 13418-900, Piracicaba, São Paulo, Brasil; E-mail: silvio.ferraz@usp.br
 - 5 Dr.; Professor Titular, Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Divisão de Funcionamento de Ecossistemas Tropicais Laboratório de Ecologia da Universidade de São Paulo; Endereço: Avenida Centenário, 303, São Dimas, Caixa Postal: 96, CEP: 13400-000, Piracicaba, São Paulo, Brasil; Bolsista de Produtividade em Pesquisa do CNPq; E-mail: zebu@cena.usp.br

Recebido para publicação em 14/03/2013 e aceito em 09/05/2014

significativo nas concentrações de amônio e de nitrato quando a água subterrânea entra na referida área úmida. A remoção foi de 84% e 81% para nitrato e amônio respectivamente. Estas evidências constituem indícios que estes campos úmidos de origem antrópica atuam de maneira similar aos naturais e construídos no tocante à remoção de nitrogênio inorgânico.

Palavras-chave: qualidade da água; recursos hídricos; nitrato; amônio.

Abstract

In the Atlantic rain forest region of Brazil the conversion of forest to pasture transformed small streams into wetlands as a consequence of the acute sediment deposition process. Natural and man constructed wetlands are known for their ability to remove substantial amounts of nutrients due to effects of many species of macrophytes. In this context, we raise the hypothesis that the unintentional man created wetlands (due to sediment deposition) have the same biogeochemical effect of natural and constructed wetlands on nutrients such as nitrogen. For this purpose, we installed two wells. The first one was sited in an area adjacent to the stream and within the wetland area. The second one was sited approximately twenty meters upslope. By sampling groundwater on a weekly basis, we show that significant decreases could be detected regarding both ammonium and nitrate. The removal efficiency was 84% and 81%, for nitrate and ammonium, respectively. Despite the fact that the potential processes that remove nitrogen are not clear, these evidences indicate that these man-induced wetlands have the same function of the natural and constructed counterparts.

Key words: water quality; water resources; nitrate; ammonium.

Introdução

A Mata Atlântica é o bioma mais ameaçado do Brasil (SCHAEFFER; PROCHNOW, 2000; DITTMAR et al., 2012). Na região próxima ao município de Natividade da Serra – SP, cidade de referência mais próxima é Ubatuba – SP, assim como em muitos locais que já foram dominados por este tipo de vegetação, muitas das florestas outrora existentes foram convertidas para pastagens e diversos usos agrícolas (DITTMAR et al., 2012). Com o desmatamento realizado na forma de corte e queima da floresta (DEAN,

1996; MORELLATO; HADDAD, 2000; STADEN, 2010) junto da ausência de práticas conservacionistas, ocorreu a erosão tendo como consequência o assoreamento de muitos riachos, transformando pequenos rios em verdadeiras áreas com solos encharcados (extremamente úmidos) colonizados por diversas espécies de macrófitas, com especial destaque para a taboa (*Typha* sp.) e lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium* J. König).

Esse tipo de degradação é frequente nas áreas atualmente dominadas por agricultura e pecuárias sem conservação do solo (CASTRO; LOPES, 2007; RODRIGUES et al., 2007) assim como em áreas urbanas

com ocupação desordenada (CAMPOS; MATIAS, 2012). Este tipo de ecossistema, que surge como consequência da ação antrópica, é denominado “campo úmido antrópico” (RODRIGUES et al., 2007; INSERHAGEN et al., 2009).

Campos úmidos (do inglês “*wetlands*”), como o próprio nome alude, são áreas com solos que permanecem, no mínimo periodicamente, em estados de umidade próximos à saturação (BRIX, 1994). Estes sistemas ecológicos são caracterizados por terem solos hídromórficos (BRADY; WEIL, 2002). Nesta condição anóxia e/ou hipóxia, o ambiente torna-se redutor e assim, muitos elementos oriundos das porções mais altas do relevo sofrem remoção pela ação de vários processos, tais como: (a) redução mediada biologicamente (SCHELSINGER, 1997; CHAPIN III et al., 2002), (b) assimilação biológica pelas macrófitas (BRIX; SCHIERUP, 1989; BRIX, 1997; ALMEIDA et al., 2007), (c) sedimentação, (d) adsorção nos colóides do solo e, por fim, (e) precipitação química (BRIX; SCHIERUP, 1989; FISHER; ACREMAN, 2004).

As áreas úmidas naturais removem a carga dissolvida de nitrogênio e fósforo oriunda de campos agrícolas (BRIX; SCHIERUP, 1989; SAUDERS; KALFF, 2001; FISHER; ACREMAN, 2004). Por essa razão, houve a iniciativa de construir ecossistemas similares a estes (BRIX; SCHIERUP, 1989) conhecidos como áreas úmidas artificiais (BRIX; SCHIERUP, 1989) ou áreas alagadas construídas (NOGUEIRA, 2003; ALMEIDA et al., 2007) (do inglês, *artificial wetlands* ou

constructed wetlands) para que ajam no tratamento de água residuárias antes da disposição final em corpos d’ água (BRIX, 1994; NOGUEIRA, 2003).

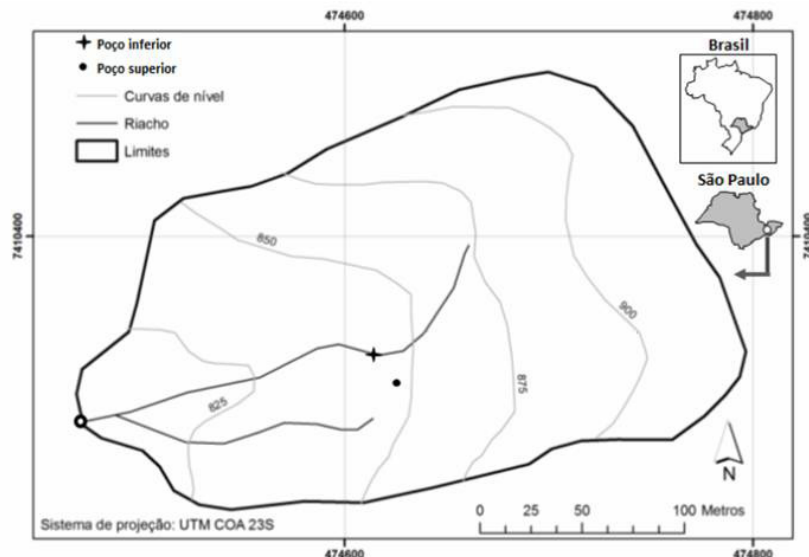
Devido à semelhança entre pequenos rios assoreados (campos úmidos antrópicos) e os campos úmidos naturais e construídos, o presente trabalho objetivou quantificar as concentrações de nitrogênio na forma inorgânica (amônio e nitrato) dentro dessas áreas originadas como uma consequência da ação humana. A hipótese a ser testada foi a de que da mesma forma que os campos construídos e naturais atuam removendo a carga dissolvida de nitrogênio, esses campos úmidos, gerados como uma consequência da ação antrópica, também atuarão removendo nitrogênio da água subterrânea.

Material e Métodos

Localização da área de estudo

O estudo foi realizado numa microbacia de 4,7 ha, com altitude média de 860 m, situada no bairro Vargem Grande, município de Natividade da Serra – SP (Figura 1). Essa bacia constitui uma sub-bacia do rio Paraibuna e possui o canal fluvial de segunda ordem (Figura 1). Esse canal encontra-se altamente assoreado e com a presença de macrófitas aquáticas (*Typha* sp.), e lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium* J. König). Nessas condições, as áreas adjacentes ao canal fluvial são caracterizadas como campo úmido antrópico (INSERHAGEN et al., 2009).

Figura 1 - Localização da microbacia utilizada no presente estudo e os dois poços utilizados para a amostragem da água do aquífero freático



Fonte: Autores (2013).

No tocante ao clima, a pluviosidade anual média de Natividade da Serra, distante cerca de 20 km da área de estudo, é de 1.800 mm, podendo haver zonas com menor precipitação (1.300 a 1.500 mm). As chuvas concentram-se entre os meses de outubro a março. A temperatura média é de 17 °C com médias mínima e máxima de, respectivamente, 3 e 26 °C com média de 17 °C (FOLHES et al., 2007).

De acordo com os proprietários, em 1963, houve a conversão da floresta, que originalmente cobria a microbacia, para a cultura de milho e outras, além do cultivo de espécies frutíferas (laranja e limão). Os plantios eram realizados manualmente, por meio de enxada. Não houve preparo do solo ou aplicação de fertilizantes e/ou corretivos. A conversão do uso do solo ocorreu por meio do processo de corte e queima. De 1968 aos dias atuais, o uso do solo foi convertido para pastagem, restando apenas

poucas árvores frutíferas. A pastagem possui taxa de lotação de 2,5 cabeças de gado bovino por hectare. A espécie de gramínea predominante é *Brachiaria decumbens* Stapf. Contudo, há a presença de plantas invasoras herbáceas e arbóreas.

Os solos da microbacia foram classificados por meio da escavação de trincheiras e barrancos numa topossequência. De acordo com os critérios disponíveis no sistema brasileiro de classificação do solo (EMBRAPA, 2013), os solos são classificados como Cambissolos Hápicos distróficos e são derivados da alteração de gnaisse observados na base das trincheiras e barrancos. Nas regiões adjacentes ao canal fluvial, os solos são classificados como Gleissolos.

Delineamento amostral

Para monitorar a qualidade da água subterrânea, dois poços foram escavados

(Figura 1). O primeiro deles localizado na cota mais inferior, denominado “*poço inferior*”, situava-se em área adjacente ao rio e possui 1,5 m de profundidade. Esse poço situava-se dentro do campo úmido antrópico e possui abundância de taboas e lírios-do-brejo ao redor. Além disso, tal poço apresentava nível de água cerca de 5 cm abaixo da superfície do solo. Pode-se considerar que esse poço influencia o rio, pois, como observado em condições de campo, durante os eventos de chuva, o nível de água atinge a superfície do solo, ocasionando escoamento superficial devido à saturação do solo. O outro poço, localizado em uma cota superior, por isso denominado “*poço superior*”, situou-se a cerca de 20 metros de distância do “*poço inferior*” no sentido do interflúvio e possui 4,5 m de profundidade. Tal poço encontra-se cercado por *Brachiaria decumbens* Stapf. O nível de água médio, neste poço, foi de cerca de 3,7 m de profundidade.

Com o intuito de observar o efeito da área úmida na qualidade da água subterrânea (aquífero freático), foram coletadas amostras nos dois poços do período 02 de abril de 2008 a 01 de julho de 2008. As amostragens foram realizadas semanalmente com o auxílio do amostrador de água subterrânea “Bailer”. Após a coleta, uma alíquota de 100ml da amostra foi acondicionada em frasco de polietileno previamente higienizado e assim encaminhado para o laboratório.

Uma outra porção da água foi colocada vagarosamente em um recipiente de polietileno para medir a concentração de oxigênio dissolvido por meio da sonda *YSI 55 Dissolved Oxygen*.

Após a coleta, foi realizada a medição do nível freático por meio do uso do equipamento *Water Level Meter - model 101 (Solinst)*.

Análises químicas

Após coleta, as amostras foram preservadas por meio da adição de ácido sulfúrico concentrado (95%) na proporção de 1% do volume da amostra (v/v) (NEILL et al., 2001). Em seguida, os frascos com as amostras foram congelados e assim mantidos até a análise (AVAZINO; KENNEDY, 1993).

Para a análise de nitrato (N-NO_3^-) foi utilizado um sistema por injeção de fluxo (“*Flow Injection Analysis*”), usando a reação de redução de nitrato a nitrito (N-NO_2^-) e um espectrofotômetro como sistema de detecção. Procedimentos detalhados deste método estão disponíveis em Giné et al. (1980).

Para a análise de amônio (N-NH_4^+) foi utilizado um sistema por injeção de fluxo com detecção feita por condutivimetria, seguindo os procedimentos disponíveis em Reis et al. (1997).

Para garantir a precisão e a acurácia das determinações analíticas, foram utilizadas amostras certificadas. Para o N-NH_4^+ e o N-NO_3^- utilizou-se, respectivamente, as amostras *Rain - 97* e *Hamilton - 20 (AES - Acid Rain Water - National Research Council Canada)* que possuem, respectivamente, $0,18 \pm 0,028 \text{ mg L}^{-1}$ e $2,45 \pm 0,22 \text{ mg L}^{-1}$. Durante a execução das análises, obteve-se resultados satisfatórios dessas amostras nas curvas-padrão utilizadas ($0,18 \pm 0,025 \text{ mg L}^{-1}$ e $2,45 \pm 0,21 \text{ mg L}^{-1}$ para, respectivamente, N-NH_4^+ e N-NO_3^-).

Análises estatísticas

Os dados das variáveis foram apresentados na forma de tabela evidenciando a variação temporal. No caso de obter amostras com valores de concentração

abaixo do limite de detecção, os valores obtidos nesta faixa de concentração foram substituídos por metade do valor deste limite (NEWMAN et al., 1989; HEDIN et al., 1995). Os referidos limites foram 0,01 e 0,02 mg L⁻¹ para N-NO₃⁻ e N-NH₄⁺, respectivamente.

Para verificar se os dados seguem a distribuição normal, o teste de normalidade Shapiro-Wilk foi aplicado (ALTAMAN; BLAND, 1995). Como as variáveis não apresentaram distribuição normal, o teste Wilcoxon foi utilizado para testar diferenças entre os poços. Todas as análises foram realizadas utilizando o pacote estatístico SAS versão 9.0, usando o nível de significância equivalente a 0,05.

Resultados e Discussão

Houve diferença significativa do nitrogênio na forma de nitrato ($p = 0,007$). Entretanto, nem sempre houve diferenças espaciais (entre poços) nas concentrações deste composto nitrogenado (Tabela 1). Houve um decréscimo de nitrato do poço superior em relação ao inferior de praticamente 84% (Tabela 1).

Os prováveis processos que explicariam a substancial redução de concentrações observadas seriam: a assimilação biológica por parte das plantas (ALMEIDA et al., 2007; UCKER et al., 2012) bem como a desnitrificação (SIMMONS et al., 1992; DAVIDSON et al., 2000; SAUNDER, KALFF, 2001; FISHER, ACREMAN, 2004).

Tabela 1 - Concentrações de nitrato (N-NO₃⁻), de amônio (N-NH₄⁺), de oxigênio dissolvido (OD) e o nível da água subterrânea (N.A.) no poço inferior (próximo ao rio) e no poço superior (situado a vinte metros de distância no sentido do interflúvio)

Data de amostragem	N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)		N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)		OD (mg L ⁻¹)		N.A. (cm)	
	Superior	Inferior	Superior	Inferior	Superior	Inferior	Superior	Inferior
2-abr-08	0,034	0,005	0,24	0,01	4,27	2,05	347	0
9-abr-08	0,130	0,010	0,13	0,01	6,05	2,65	394	0
17-abr-08	0,005	0,005	0,01	0,01	5,53	3,2	366	0
24-abr-08	0,005	0,005	0,01	0,01	4,87	2,91	355	4
30-abr-08	0,005	0,005	0,01	0,01	5,02	2,77	344	0
14-mai-08	0,108	0,046	0,06	0,01	5,15	3,31	356	0
20-mai-08	0,129	0,005	0,01	0,01	4,16	3,00	370	0
29-mai-08	0,031	0,010	0,03	0,01	4,81	3,48	375	2
4-jun-08	0,072	0,005	0,01	0,01	5,75	3,6	380	2
11-jun-08	0,064	0,005	0,01	0,01	4,59	4,83	398	2
17-jun-08	0,044	0,005	0,01	0,01	4,89	3,98	430	1
27-jun-08	0,070	0,012	0,03	0,01	4,42	4,08	423	2
Média	0,058	0,010	0,05	0,01	4,96	3,32	378	1

Fonte: Autores (2013).

Em relação ao amônio, houve diferença significativa entre os poços ($p = 0,043$). Não houve diferenças espaciais nas concentrações deste composto nitrogenado em todas as datas de amostragem (Tabela 1). A média do decréscimo das concentrações entre os poços foi de 81%.

A assimilação do nitrogênio na forma de amônio é sugerida como o processo predominante de remoção deste composto dado que alguns trabalhos reportaram a eficiência de macrófitas na assimilação do nitrogênio amoniacal (ALMEIDA et al., 2007; UCKER et al., 2012). Além disso, sabe-se que ecossistemas dominados por macrófitas, como as do presente estudo, são amplamente reconhecidos pela vigorosa assimilação de nutrientes (BRIX; SCHIERUP, 1989) quando as concentrações dos fluxos de entrada no sistema são baixas (BRIX, 1997).

Houve diferença significativa ($p < 0,0002$) em relação à concentração de oxigênio dissolvido na água. Observou-se menor disponibilidade de oxigênio dissolvido na água no poço inferior em relação ao superior (Tabela 1), o que sugere a possibilidade de atuação do processo de desnitrificação (SAUNDER; KALFF, 2001) no poço inferior. Entretanto, as medições do oxigênio dissolvido na água indicaram que a água subterrânea do poço inferior apresentou média de $3,32 \pm 0,74 \text{ mg L}^{-1}$ (Tabela 1). Tal condição é caracterizada como de normoxia (DIAS; ROSENBERG, 2008), porém está próxima da considerada de hipóxia que situa-se abaixo de 2 mg L^{-1} (DIAS; ROSENBERG, 2008). A zona superficial do poço na interface água-atmosfera é oxigenada, as partes mais profundas do perfil saturado apresentam ausência de oxigênio e o potencial de óxi-redução torna-se suficientemente negativo para permitir que o nitrato se torne o

aceptor final de elétrons (BRADY, WEIL, 2002; YU et al., 2008). Dessa forma, a predominância de um ambiente oxidante não exclui a possibilidade de ocorrência do processo de desnitrificação uma vez que tal processo poderia ocorrer em maiores profundidades na coluna d'água (TIEDJE et al., 1984; YU et al., 2008).

Por outro lado, o ambiente oxidante no poço inferior poderia favorecer a atividade de bactérias nitrificantes que converteriam amônio a nitrato, o que, por sua vez, explicaria a não detecção de amônio num período maior (i.e. aproximadamente 60% do período amostral) quando comparado ao nitrato (aproximadamente 25% do período amostral) (Tabela 1).

Para o nitrogênio inorgânico atingir a água subterrânea, é necessário o transporte por meio das águas que percolam o perfil do solo. Como o amônio possui menor mobilidade se comparado ao nitrato, esse cátion pode ficar retido no complexo coloidal do solo (BRADY; WEIL, 2002) estando menos presente na água analisada. No caso do poço inferior, o nível de água manteve-se praticamente na superfície do solo (Tabela 1). Caso a diferença de mobilidade entre os íons fosse um fator determinante, pelo nível de água estar próximo da superfície do solo, desconsiderando a possibilidade de nitrificação, esperar-se-ia uma maior concentração de amônio na água do poço inferior se comparado ao superior. Entretanto, este não foi o caso (Tabela 1).

Outro ponto que merece destaque se refere ao fato da pastagem do presente estudo não receber adubação. Nesse sentido, os resultados aqui apresentados mostram que houve datas de amostragem em que não se detectou nitrogênio inorgânico em nenhum dos poços (Tabela 1). Isto pode ser atribuído ao fato de tratar-se de uma pastagem antiga em que a ciclagem de nitrogênio é bastante reduzida (KELLER et al., 1993). Nessas condições, o

sistema apresenta baixas perdas deste elemento (DAVIDSON et al., 2000). Dessa maneira, o efeito de redução nas concentrações dos íons apresentados no presente estudo precisa ser testado em condições de manejo mais intensivo, ou seja, em que a aplicação de fertilizantes é uma constante para a manutenção da produtividade primária líquida da gramínea (ROBBINS et al., 1986; BODDEY et al., 2004). Nessas condições, provavelmente há maior perda desse elemento rumo às porções mais baixas da paisagem (VITOUSEK et al., 2009) onde se encontram os campos úmidos antrópicos. Desse modo, nestas situações de manejo intensivo é que a remoção de carga de nutrientes é realmente importante e benéfica do ponto de vista da gestão, manejo e qualidade dos recursos hídricos. Vale ressaltar que em condições de pastagens limitadas por nitrogênio, como é o caso do presente estudo, é que se espera que a assimilação de nitrogênio por parte das macrófitas seja mais efetiva (BRIX, 1997) já que as concentrações dos fluxos de entrada no sistema são baixas (Tabela 1). Já foi demonstrado que os campos úmidos naturais tendem a reter nutrientes desde que a carga de nutrientes que entram no sistema não seja elevada (concentrada) (FISHER; ACREMAN, 2004). À medida que a carga de nutrientes aumenta, o sistema perde eficiência de retenção (FISHER; ACREMAN, 2004). Portanto, como mencionado, fica nítida a necessidade de estudos similares a esse em pastagens ou áreas agrícolas fertilizadas regularmente.

Como exposto, vários diferentes processos podem ter atuado na diferenciação das concentrações de nitrogênio inorgânico entre os poços. Com as informações disponíveis não se pode clarificar qual ou quais processos atuam significativamente. Contudo, fica patente a substancial redução das concentrações das formas inorgânicas de nitrogênio conforme

a água se move da porção mais alta do relevo (*poço superior*) para a porção imediatamente adjacente ao riacho (*poço inferior*).

Conclusão

Os campos úmidos de origem antrópica se assemelham aos campos úmidos e construídos pelo homem no tocante ao papel na remoção de nitrogênio inorgânico.

Por último, mas não menos importante, deve-se salientar que, de forma alguma, a função de redução da carga inorgânica de nitrogênio aqui descrita deve servir como motivação para o uso indiscriminado e sem parcimônia de fertilizantes, já que inúmeros trabalhos mostraram os efeitos deletérios destas práticas sobre o ambiente (solo e água) independentemente da presença ou ausência de campos úmidos. Em adição, deve-se ter em vista que muitas destas pastagens ocupam o local outrora ocupado por florestas tropicais que possuem alto estoque de carbono no solo e na sua biomassa, altíssima diversidade biológica, com função essencial na manutenção e estabilização do ciclo hidrológico nas bacias hidrográficas. Estas funções e serviços ambientais geralmente não são realizados por pastagens.

Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer à Fundação de Amparo à Pesquisa no Estado de São Paulo (FAPESP) pelo financiamento da presente pesquisa (processos 2006/54292-9 e 2006/55136-0). Agradecem ainda pela dedicação e esforço de João Paulo Villani (gestor do núcleo Santa Virgínia pertencente ao Parque Estadual da Serra do Mar), todos os seus funcionários bem como todos os funcionários do Laboratório de Ecologia Isotópica do Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo. A dedicação de todos foi essencial para a execução desta pesquisa.

Rererências

ALMEIDA, R. A.; OLIVEIRA, L. F. C.; KLIEMANN, H. J. Eficiência de espécies vegetais na purificação do esgoto sanitário. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v.37, p.1-9, 2007.

ALTMAN, D. G.; BLAND, J. M. The normal distribution. **British Medical Journal**, v.310, p.298, 1995.

AVANZINO, R. D.; KENNEDY, V. C. Long-term frozen storage of stream water samples for dissolved orthophosphate, nitrate plus nitrite, and ammonia analysis. **Water Resources Research**, v.29, n.10, p.3357-3362, 1993.

BODDEY, R. M.; MACEDO, R.; TARRÉ, R. M.; FERREIRA, E.; OLIVEIRA, O. C.; REZENDE, C. P.; CANTARUTTI, R. B.; PEREIRA, J. M.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S. Nitrogen cycling in *Brachiaria* pastures: the key to understanding the process of pasture decline. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.103, p.389-403, 2004.

BRADY, N. C.; WEIL, R. R. **The nature and properties of soils**. 13th ed. New Jersey: Prentice Hall, 2002. p.891.

BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? **Water Sciences Technology**, v.29, p.71-78, 1994.

BRIX, H. Functions of macrophytes in constructed wetlands. **Water Sciences Technology**, v.35, n.5, p.11-17, 1997.

BRIX, H.; SCHIERUP, H. The use of aquatic macrophytes in water-pollution control. **Ambio**, v.18, p.100-107, 1989.

CASTRO, P. S.; LOPES, J. D. S. **Recuperação e conservação de nascentes**. Viçosa: CPT, 2007. 237p.

CAMPOS, F. F.; MATIAS, L. F. Mapeamento das Áreas de Preservação Permanente (APPs) e sua situação de uso e ocupação no município de Paulínia (SP). **Geociências**, v.31, n.2, p.309-319, 2012.

CHAPIN III, F. S.; MATSON, P. A.; MOONEY, H. A. **Principles of Terrestrial Ecosystems Ecology**. New York: Springer-Verlag, 2002. 436p.

DAVIDSON, E. A.; KELLER, M.; ERICKSON, H. E.; VERCHOT, L. V.; VELDKAMP, E. Testing a conceptual model of soil emissions of nitrous and nitric oxides. **BioScience**, v.50, p.667-680, 2000.

DEAN, W. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. São Paulo: Companhia das Letras, 1996. 484p.

DIAZ, R. J.; ROSENBERG, R. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. **Science**, v.321, p.926-929, 2008.

DITTMAR, T.; REZENDE, C. E.; MANECKI, M.; NIGGEMANN, J.; OVALLE, A. R. C.; STUBBINS, A.; BERNARDES, M. C. Continuous flux of dissolved black carbon from a vanished tropical biome. **Nature Geoscience**, v.5, p.618-622, 2012.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação do Solo**. 3. ed. Rio de Janeiro: Embrapa, 2013.

FISHER, J.; ACREMAN, M. C. Wetland nutrient removal: a review of the evidence. **Hydrology and Earth System Sciences**, v.8, n.4, p.673-685, 2004.

FOLHES, M. T.; RENNÓ, C. D.; FISCH, G. Caracterização espaço-temporal do regime pluviométrico na parte paulista da bacia hidrográfica do rio Paraíba do Sul. In: SEMINÁRIO DE RECURSOS HÍDRICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO PARAÍBA DO SUL: O EUCALIPTO E O CICLO HIDROLÓGICO, 1., 2007, Taubaté. **Anais...** Taubaté: IPABHi, 2007. p.359-361.

GINÉ, M. F.; BERGAMIN FILHO, H.; ZAGATTO, E. A. G.; REIS, B. F. Simultaneous determination of nitrate and nitrite by flow injection analysis. **Analytica Chimica Acta**, v.144, p.191-197, 1980.

ISERHAGEN, I. ; BRANCALION, P. H. S. ; RODRIGUES, R. R. ; GANDOLFI, S. Diagnóstico ambiental das áreas a serem restauradas visando a definição de metodologias de restauração florestal. In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERHAGEN, I. (Org.). **Pacto para a restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: Instituto BioAtlântica, 2009. v.1, p.87-126.

KELLER, M. ; VELDKAMP, E.; WEITZ, A. M.; REINER, W. A. Effects of pasture age on soil trace-gas emissions from a deforested area of Costa Rica. **Nature**, v.365, p.244-246, 1993.

MORELLATO, L. P. C.; HADDAD, C. F. B. Introduction: the Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, v.32, n.4b, p.786-792, 2000.

NEILL, C.; DEEGAN, L. A.; THOMAS, S. M.; CERRI, C. C. Deforestation for pasture alters nitrogen and phosphorus in small Amazonian streams. **Ecological Applications**, v.11, p.1817-1828, 2001.

NEWMAN, M. C.; DIXON, P. M.; LOONEY, B. B.; PINDER, J. E. Estimating mean and variance for environmental samples with below detection limit observations. **Water Resources Bulletin**, v.26, p.905-915, 1989.

NOGUEIRA, S. F. **Balço de nutrientes e avaliação de parâmetros biogeoquímicos em áreas alagadas construídas para o tratamento de esgoto**. Piracicaba, 2003. 137f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, 2003.

- HEDIN, L. O.; ARMESTO, J. J.; JOHNSON, A. R. Patterns of nutrient loss from unpolluted, old-growth temperate forests: evaluation of the biogeochemical theory. **Ecology**, v.76, p.493-509, 1995.
- REIS, B. F.; VIEIRA, J. A.; KRUG, F. J.; GINÉ, M. F. Development of a flow injection system with two analytical paths for ammonium determination in soil extracts by conductometry. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v.8, n.5, p.523-528, 1997.
- ROBBINS, G. B.; RICKERT, K. G.; HUMPHREYS, L. R. Productivity decline in sown tropical grass pastures with age: the problem and possible solutions. **Proceedings of the Australian Society of Animal Production**, v.16, p.319-322, 1986.
- RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G.; ATTANASIO, C. M. Atividades de adequação ambiental e restauração florestal do LERF/ESALQ/USP. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v.55, p.7-21, 2007.
- SAUNDERS, D. L.; KALFF, J. Nitrogen retention in wetlands, lakes and rivers. **Hydrobiologia**, v.443, p.205-212, 2001.
- SCHÄFFER, W. B.; PROCHNOW, M. Mata Atlântica: informações gerais. In: SCHÄFFER, W. B.; PROCHNOW, M. (Org.). **A Mata Atlântica e Você: como preservar, recuperar e se beneficiar da mais ameaçada floresta brasileira**. Brasília: APREMAVI, 2002. p.12-13.
- SCHLESINGER, W. H. **Biogeochemistry: an analysis of global change**. 2. ed. San Diego: Academic Press, 1997. 443p.
- SIMMONS, R. C.; GOLD, A. J.; GROFFMAN, P. M. Nitrate dynamics in riparian forests: groundwater studies. **Journal of Environmental Quality**, v.21, n.4, p.659-655, 1992.
- STADEN, H. **Dois viagens ao Brasil: primeiros registros sobre o Brasil**. Porto Alegre: L & PM, 2010. 192p.
- TIEDJE, J. M.; SEXTONE, A. J.; PARKIN, T. B.; REVSBECH, N. P. Anaerobic processes in soil. **Plant and Soil**, v.76, n.1-3, p.197-212, 1984.
- UCKER, F. E.; ALMEIDA, R. A.; KEMERICH, P. D. C. Remoção de nitrogênio e fósforo do esgoto sanitário em um sistema de alagados construídos utilizando o capim vetiver. **Revista Ambiente e Água**, v.7, n.3, p.87-98, 2012.
- VITOUSEK, P. M.; NAYLOR, R.; CREWS, T.; DAVID, M. B.; DRINKWATER, L. E.; HOLLAND, E.; JOHNES, P. J.; KATZENBERGER, J.; MARTINELLI, L. A.; MATSON, P. A.; NZIGUHEBA, G.; OJIMA, D.; PALM, C. A.; ROBERTSON, G. P.; SANCHEZ, P. A.; TOWNSEND, A. R.; ZHANG, F. S. Nutrient imbalances in agricultural development. **Science**, v.324, p.1519-1520, 2009.
- YU, S.; FAULKNER, S. P.; BALDWIN, M. J. Effect of hydrological conditions on nitrous oxide, methane, and carbon dioxide dynamics in a bottomland hardwood forest and its implications for soil carbon sequestration. **Global Change Biology**, v.14, p.798-812, 2008.