

DANIEL VIEIRA DE SOUSA

**ALTERAÇÕES ELETROQUÍMICAS E SUA RELAÇÃO COM A PRODUÇÃO DE GÁS
METANO EM SOLOS ALAGADOS POR BARRAGENS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

**VIÇOSA
MINAS GERAIS - BRASIL
2011**

**Ficha catalográfica preparada pela Seção de Catalogação e
Classificação da Biblioteca Central da UFV**

T

S725a
2011

Sousa, Daniel Vieira de, 1984-
Alterações eletroquímicas e sua relação com a produção de
gás metano em solos alagados por barragens / Daniel Vieira
de Sousa. – Viçosa, MG, 2011.
x, 56f. : il. (algumas col.) ; 29cm.

Orientador: Ivo Jucksch.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.
Inclui bibliografia.

1. Química do solo. 2. Mineralogia do solo. 3. Humus.
4. Solos - Propriedades elétricas. 5. Solos - Teor de ferro.
6. Solos - Teor de manganês. 7. Solos - Acidez. 8. Atmosfera
do solo. 9. Metano. I. Universidade Federal de Viçosa. II.
Título.

CDD 22. ed. 631,41

DANIEL VIEIRA DE SOUSA

**ALTERAÇÕES ELETROQUÍMICAS E SUA RELAÇÃO COM A PRODUÇÃO DE GÁS
METANO EM SOLOS ALAGADOS POR BARRAGENS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA, 30 de maio de 2011

Prof. Jaime Wilson Vargas de Mello

Prof. Meubles Borges Júnior

Prof. Ivo Jucksch

(Orientador)

Dedico este trabalho a minha família e todos que amo!

A força maior que sempre está conosco

E a todos que lutam a luta de cada dia....

“Não se desespere e nem perca a esperança jamais”

Prof. Ivo J.

Agradecimentos

Agradeço a força maior que me guia e me ensina os passos de nossa caminhada. Aos meus pais (Maria Aparecida e Wilson) por me ensinarem a viver e por todo amor iluminação e paciência. Aos meus avós por todo amor e carinho. A Janaina minha companheira de vida e caminhada, por ter me aturado nestes momentos de tensão, e por todo auxílio e amor incondicional, ahh... e pelos auxílios nas noites no laboratório, te amo. Ao meu GRANDE e querido irmão Wilson Neto, por tudo, pelos exemplos de vida, ensinamentos e pelas ajudas nos momentos de aperto das análises de matéria orgânica.

À Universidade Federal de Viçosa em especial ao Departamento de Solos por. Aos amigos do curso de Geografia. Aos amigos da Ong Núcleo de Assessoria às Comunidades Atingidas por Barragens (NACAB). Aos amigos do curso de pós-graduação de Solos e Nutrição de Plantas. Ao amigo Professor Sandro Marcelo Caires (IFET-Norte de Minas) pelo auxílio no trabalho de campo para coleta de amostras. Aos técnicos do Departamento de Solos. Ao Wesley estagiário do curso de Geografia que me auxiliou muito no período de férias.

Aos mestres de caminhada, e de toda vida. Professor Ivo meu orientador e mestre, pelo ensinamento “não se desespere e nem perca a esperança. Ao professor Jaime Wilson, por todo o auxílio, pela paciência e por todos os ensinamentos grande mestre e artista. Ao professor Liovando Costa pelas conversas e discussões que me foram essenciais para a idéia deste trabalho. Ao professor Meubles, pelas contribuições e ensinamentos na defesa da dissertação. A professora Maria Eliana (DEQ) por todo apoio e socorro principalmente em horas de desespero. Ao professor Elpídio que me apóia dès de a graduação, sempre me ensinando e estando disponível, grande mestre

Biografia

DANIEL VIEIRA DE SOUSA, filho de Maria Aparecida Cerqueira Vieira de Sousa e Wilson Mendonça de Sousa Filho, nasceu em 21 de maio de 1984 em Cataguases, Minas Gerais.

Em 1998 completou o 1º grau na Escola Estadual Doutor Norberto Custódio Ferreira, no Bairro Granjaria em Cataguases. Em 2002 completou o 2º grau na Escola Estadual Manual Ignácio Peixoto, o Colégio Cataguases, como é conhecido, também no bairro Granjaria. Também em 2002 conclui o curso de Montagem, Manutenção e Programação de Computadores no SENAI, tendo trabalhado como técnico em informática após o curso término do curso.

Em 2004 ingressou no curso de Graduação em Geografia da Universidade Federal de Viçosa, onde teve experiências em diversas áreas participou, não organicamente, do CA no ano de 2004. Em 2005 trancou o curso de Geografia na UFV e foi cursar o curso de Geografia na Universidade de Évora em Portugal, onde trabalhou no Departamento de Ecologia com Geoprocessamento e Geografia com Geomorfologia, onde desenvolveu trabalhos até o ano de 2009 com o professor António Antunes Martis.. Em 2006 retorna ao Brasil e conclui o curso de Geografia no ano de 2009. Em 2009 se associa a ONG Núcleo de Assessoria às Comunidades Atingidas por Barragens, também em 2009 trabalha como assessor de meio ambiente na prefeitura de Acaiaca, Minas Gerais.

No segundo semestre de 2009 ingressa no Programa de Pós-Graduação em Solos e Nutrição de Plantas, no Departamento de Solos da UFV no nível de mestrado, sendo orientado pelo professor Ivo Jucksch, submetendo-se a defesa de dissertação em maio de 2011.

Conteúdo

Resumo	viii
Abstract.....	ix
Introdução Geral	xiii
CAPÍTULO I Hidroelétrica e Sustentabilidade Socioambiental ? Impactos na produção de Gases do efeito estufa: Uma Revisão	
<i>Resumo</i>	3
<i>Sustentabilidade Socioambiental e a Construção de Hidroelétricas.....</i>	4
<i>Produção de gases do efeito estufa em reservatórios hidroelétricos.....</i>	5
<i>Processos que controlam a produção de metano em solos alagados.....</i>	7
<i>Considerações finais.....</i>	9
Referências.....	11
CAPÍTULO II Alterações eletroquímicas em solos alagados	
<i>Resumo</i>	12
Introdução.....	16
Material e Métodos	
Área de estudo	17
Coleta e preparação de amostras	18
Determinações de óxidos de Ferro cristalinos e amorfos	20
Análises mineralógicas da fração argila.....	20
Inundação de solos em laboratório.....	20
Monitoramento do pH, Eh e determinação de Fe e Mn	21
Diagrama pH x pe e cálculo da atividade de Fe	21
Determinações do Carbono orgânico total e Nitrogênio total	21
Fracionamento das substâncias húmicas.....	21

Resultados e Discussão	
Composição mineralógica da fração argila.....	22
Cristalinidade dos óxidos de ferro	24
Alterações no pH e potencial redox durante a incubação	25
Solubilização de Fe e Mn na solução do solo durante a incubação	29
Alterações nos equilíbrios químicos de constituintes minerais	31
Conclusões.....	33
Referências.....	34

CAPÍTULO III Carbono orgânico do solo e a produção de metano em reservatórios hidroelétricos

Resumo	37
Introdução.....	37
Material e Métodos	
Área de estudo	40
Determinações do Carbono orgânico total e da Matéria Orgânica total e Nitrogênio total do solo	41
Determinações da área total de cada classe de solo e calculo do estoque total de carbono.....	41
Fracionamento do Carbono por graus de oxidação	42
Fracionamento das substâncias húmicas.....	42
Estimativa de produção de CH₄ em solos alagados	42
Resultados e Discussão	
Estoque de Carbono orgânico total e Carbono lábil nos solos estudados	43
Características físicas do solo e a relação com a reatividade da MOS	45
Fracionamento do carbono orgânico do solo e das substâncias húmicas	46
N total e relação com a reatividade e decomposição da MOS.....	49
Estimativa de produção de CH₄ em solos alagados	50
Conclusão.....	52
Referências.....	53

Resumo

SOUSA, Daniel Vieira. M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, maio de 2011.
Alterações eletroquímicas e sua relação com a produção de gás metano em solos alagados por barragens. Orientador: Ivo Jucksch. Co-orientadora: Maria Eliana Lopes Ribeiro de Queiroz.

As emissões de gases do efeito estufa (GEE) têm aumentado vertiginosamente desde eras geológicas até os dias atuais. Atualmente a utilização de combustíveis fósseis, e alterações no uso da Terra, são as maiores responsáveis pelas grandes emissões destes gases para a atmosfera. O carbono contido no solo representa mais de três vezes o carbono contido em toda a biomassa terrestre e cerca de duas vezes o carbono contido na atmosfera, sendo, dessa forma, uma potencial fonte emissora de CO₂ e CH₄. Os processos biogeoquímicos que ocorrem em solos e ou sedimentos para emissão de gases como o dióxido de carbono e metano, são controlados por processos como a redução de compostos minerais, principalmente óxidos, amorfos e mal cristalizados em ambientes anaeróbios. Estes processos levam a formação de um habitat propício para o crescimento populacional de bactérias metanogênicas, com a conseqüente produção de gases do efeito estufa. Atualmente há diversos trabalhos que defendem que barragem de usinas hidroelétricas oferece uma grande contribuição na emissão de gases do efeito estufa. Nesta pesquisa objetivou-se estudar quais as características do exercem mais influencia para a produção de gases do efeito estufa em solos alagados em lagos de hidroelétricas. O capítulo I é dedicado a revisão de literatura, onde são abordados temas que se julgam relevantes. No capítulo II se objetivou estudar a dinâmica eletroquímica de solos da zona da mata mineira passíveis de serem submetidos a alagamento devido a construção de hidroelétricas. Como resultado obteve-se que quanto maior for a atividade de Fe, maior será o potencial de redução do solo, o que leva ao estabelecimento de habitats, apropriados para o estabelecimento de populações de bactérias metanogênicas. Os teores de Fe, CO e N, são os que mais exercem influencia no processo de oxiredução de solos alagados. O

capítulo III teve por objetivo estudar dinâmica e reatividade do carbono orgânico do solo (COS), bem como dedicado a estimar a produção de CH₄ em solos alagados por lagos de usinas hidroelétricas, com o intuito de identificar quais características exerce mais influência na produção de metano, provinda do eventual alagamento dos solos. Como resultados foram obtidos que a reatividade do COS recebe influencia da textura do solo, sendo que quanto mais fina a textura maior a presença de frações livres. O N total se mostra um importante fator a ser analisado devido sua relação com a degradação de compostos orgânicos e atividade microbiana.

Abstract

SOUSA, Daniel Vieira. M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, may, 2011.
Electrochemical changes and their relation to the production of methane in soils flooded by dams. Adviser: Ivo Jucksch. Co-Adviser: Maria Eliana Lopes Ribeiro de Queiroz.

The emission of gases of the greenhouse effect has increased dramatically since the geological era until the present days. Currently the use of fossil fuels and the changing of the use of the Earth are most responsible for the emission of these gases to the atmosphere. The carbon in the soil represents more than three times the carbon in the terrestrial biomass and about two times the carbon in the atmosphere, been a potential source of CO₂ and CH₄. The biogeochemical process that occurs in the soil or sediments for the emission of gases such as carbon dioxide and methane are controlled by process like the reduction of mineral compounds mainly oxides and amorphous and poor crystalline in anaerobic environment. These process leads to the formation of a favorable habitat suitable to the population grows of Methanogenic bacteria consequently with the production of gases of greenhouse effective. Nowadays there are several projects that defend that the hydroelectric dam offers a great contribution to the emission of the effective of greenhouse gases. This project has the purpose of study what the characteristics has more influence for the production of the emission of greenhouse effective in flood soils in hydroelectric lakes. The chapter one is dedicated to literature review where are addressed the more relevant topics. The chapter II had the purpose of studying the electrochemical dynamics of the soil at "Zona da Mata mineira" subject to flood due to the construction of hydroelectric. As a result we obtained that how bigger is the of Fe, bigger will be reduction of the soil, which lead us to establish the habitats proper for the establishment of the growth of Methanogenic bacteria's. population. The contents of Fe, CO and N have more influence in the ox reduction of flood soil. The chapter III had the purpose of studying dynamics and reactivity of the soil organic carbon (SOC) such as it is also dedicated to

estimate the production of CH₄ in soils flooded by hydroelectric dams lake with the purpose of identifying which characteristics has more influence in the production of methane comes from an eventually flooded of soils. As a result were obtained that the reactivity of SOC receives influence of the texture of the soil, and the finer is the texture greater is the presence of free fractions. The N shows an important factor to be analyzed due to its relation with the degradation of organic compound and microbial activity.

Introdução Geral

O aumento das concentrações de gases do efeito estufa na atmosfera vem crescendo substancialmente desde a revolução industrial com um acréscimo de 70% no período de 1970 a 2004 (IPCC, 2007). Hoje se estima que 50% do carbono atmosférico provêm de fontes antrópicas devido à atividade industrial e queima de combustíveis fósseis. O nível de CO₂ na atmosfera em 1850 era cerca de 280 mg/L⁻¹ e em meados de 1990 cresceu para 370 mg/L⁻¹, correspondendo um incremento na atmosfera de 31% de CO₂ e 145% de CH₄ (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006).

Entre 1970 e 2004 as concentrações de CO₂ e CH₄ aumentaram drasticamente em função das atividades em diversos setores da economia. O setor de oferta de energia, incluindo a utilização de combustíveis fósseis, obteve um aumento de 145%. O incremento das emissões diretas pelo setor de transportes nesse período foi de 120%, da indústria 65%, e do uso da terra, mudança no uso da terra e florestas, 40% a 50%. Entre 1970 e 1990, as emissões diretas da agricultura aumentaram em 27% e as das edificações, em 26 (IPCC, 2007).

O carbono é o elemento mais abundante do planeta sendo um constituinte essencial aos compostos orgânicos. O carbono é retirado da atmosfera pelas plantas através da fotossíntese, sendo o solo o destino da maior parte, devido sua atuação como receptor de todos os resíduos orgânicos, de origem animal e vegetal, abrigando e incorporando o produto de suas transformações. O input anual de CO₂ para o solo corresponde cerca de 15% do CO₂ atmosférico, representando um grande dreno de C. Sua concentração no solo atinge cerca de 1.200 Gt¹, sendo duas vezes o valor do C atmosférico, 765 Gt. e quase três vezes o C da biomassa terrestre, 500 a 800 Gt. Podendo representar também uma grande fonte emissora, a depender da forma de uso e manejo, como o cultivo intensivo e o desmatamento (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006).

¹ Gt = 10¹⁵g

De acordo com a *International Commission of Large Dams* (ICOLD, 1998) a quantidade de barragens com mais de 15 metros de altura em todo o mundo cresceu substancialmente, sobretudo nos países tropicais. No planeta, em 1900 havia 427 grandes barragens, em 1950, este número passou para 5.268, em 1986 foi para 39.000 e hoje já são mais de 45.000 (WCD, 2000).

Na bacia hidrográfica do rio Doce na região da Zona da Mata, atualmente existem 32 projetos em processo de licenciamento sendo que 19 se localizam na sub-bacia do Alto Rio Doce, no rio Piranga. O Movimento dos Atingidos por Barragens (MAB) Alto Rio Doce calcula que para esta área há cerca de 2.000 famílias ou 80.000 pessoas que serão atingidas direta e indiretamente por estes projetos (ROTHNMAN, 2008).

Os impactos causados por este tipo de uso do solo são diversos, por isso a necessidade de estudos de impacto ambiental que permitam conhecer os impactos nos pedológicos, Geológicos, pedológicos, hidrológicos, climatológicos, florísticos e faunísticos, além de impactos socioeconômicos. No entanto, Cardoso & Jucksch (2008) informam que freqüentemente estes estudos são generalizados, não representando a realidade da área.

Fearnside (2005), Galy-Lacaux et al (2008), dentre outros, mencionam a alteração no ambiente, de oxidante para redutor provocando um efeito poluidor aos reservatórios, devido sua contribuição na emissão de gases do efeito estufa, principalmente CO₂ e CH₄, devido a inundação dos solos. Moreira & Siqueira (2006) citam que tal característica é um aspecto de grande interesse no estudo do metabolismo anaeróbico de solos inundados devido a sua grande função no ciclo do carbono.

Como o solo é parte do sistema de contribuição na emissão de gases do efeito estufa, pretende-se estudar o impacto do alagamento dos solos no que diz respeito a produção de CH₄ devido a construção de usinas hidroelétricas, na Zona da Mata Mineira na Bacia do Alto Rio Doce.

Devido à crescente demanda por energia elétrica, e a vertiginosa construção de hidroelétricas no mundo, juntamente com a preocupação sobre aquecimento global e mudanças climáticas, é que surge a necessidade de se estimar o quanto este tipo de uso do solo irá contribuir para a geração de gases do efeito estufa. Idealmente esta avaliação deve ser de caráter preventivo, ou seja, antes que o empreendimento seja construído, de modo a auxiliar na análise de sua viabilidade.

Este trabalho de pesquisa visa, portanto, contribuir para o aprofundamento desta temática, visando minimizar as lacunas existentes neste campo do conhecimento cooperando para a mitigação deste tipo de impacto. Esta dissertação se estrutura na forma de capítulos que correspondem a artigos independentes, por isto, o leitor perceberá que há tabelas e métodos descritos tanto no capítulo II quanto no capítulo III

Referências

- CARDOSO, Irene Maria; JUCKSCH, Ivo. Análise dos ambientes naturais da zona da mata mineira estudados em projetos hidrelétricos. In: ROTHMAN, Franklin Daniel. *Vidas alagadas: conflitos socioambientais, licenciamento e barragens*. Viçosa-MG: UFV, 2008, p. 219-234.
- FEARNSIDE, P.M. DO HYDROELECTRIC DAMS MITIGATE GLOBAL WARMING? THE CASE OF BRAZIL'S CURUA-UNA DAM **Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change** 2005
- GALY-LACAUX, C.; DELMAS, R.; KOUADIO, J.; RICHARD, S. & GOSSE, P. 1999. Long-term Greenhouse Gas Emissions from Hydroelectric Reservoirs in Tropical Forest Regions, *Global Biogeochemical Cycles*, 13: 503–517.
- ICOLD. World register of dams. Paris: International Commission on Large Dams. 1998.
- IPCC. Mudança do Clima 2007: A Base das Ciências Físicas - Contribuição do Grupo de Trabalho I ao Quarto Relatório de Avaliação do Painel Intergovernamental sobre Mudança do Clim. Paris, Fevereiro de 2007
- MOREIRA, Fátima Maria de Sousa, SIQUEIRA, José Oswaldo; *Microbiologia e Bioquímica do Solo*, 2ª ed. atual. e ampl. Lavras, UFLA, 2006. 729p.
- ROTHMAN, F. D. *Vidas alagadas: Conflitos Socioambientais e licenciamento e barragens*. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 2008 pg 219-234
- WCD - World Commission on Dams. Dams and development: A framework for decisionmaking, The World Commission on Dams., 2000.

CAPÍTULO I

Hidroelétrica e Sustentabilidade Socioambiental ? Impactos na produção de Gases do efeito estufa: Uma Revisão

RESUMO

A Construção de Usinas Hidroelétricas são muito polêmicas no que diz respeito a sua sustentabilidade e responsabilidade socioambiental. O maior questionamento existente acerca do tema é sua real contribuição para o desenvolvimento sustentável. Esta dúvida abrange tanto campo dos impactos sociais, que ocasionam uma série de violações de direitos humanos ao desalojarem milhares de pessoas. E no campo dos impactos ambientais há a polêmica discussão sobre a produção e emissão de gases do efeito estufa por lagos de hidroelétricas. A produção de gases do efeito estufa não é avaliada nos processos de avaliação de impactos ambientais. Impacto este, que tem a possibilidade de descaracterizar esta forma de geração de energia como energia limpa. Este capítulo tem o objetivo fomentar a discussão sobre sustentabilidade socioambiental de Usinas Hidroelétricas, abordando questões sobre sustentabilidade e fazendo uma abordagem teórica sobre os processos de produção de metano, gás do efeito estufa, em lagos de hidroelétricas. Que vem a ser um processo ecológico e inevitável aos reservatórios.

PALAVRAS CHAVE

Metano; Oxiredução; Desenvolvimento Sustentável

Sustentabilidade Socioambiental e a Construção de Hidroelétricas

A lógica seletiva do capital funciona a partir de processos concomitantes de descentralização das operações produtivas e centralização do capital (Chesnais, 1996). Esta lógica atinge de maneira distinta, determinadas regiões e camadas sociais. Estes processos de centralização e descentralização resultam na distribuição desigual dos impactos e riscos decorrentes das atividades produtivas. Dessa forma, os efeitos da(s) crise(s) ecológica(s) atingem predominantemente determinadas parcelas da população dos países subdesenvolvidos e em Desenvolvimento (Chesnais; Serfati, 2003).

No Brasil, esta lógica seletiva do capital mostra seus efeitos na adoção de uma política de ajuste econômico que tem reconduzido meio ambiente e justiça social ao estatuto de "entraves ao desenvolvimento". Isso tem provocado um sistemático esvaziamento dos instrumentos de planejamento e decisão da política ambiental e, conseqüentemente, a viabilização de grandes projetos de infra-estrutura. Este processo torna-se evidente na política de expansão da geração de energia elétrica (Zhourri & Oliveira 2007).

O nível de produção de energia elétrica de um país tem sido adotado como um indicador de sustentabilidade ambiental, pelos economistas do Fórum Mundial (*Environmental Sustainability Index*) auto intitulados "*Global Leaders for Tomorrow Environment Task Force*". No contexto brasileiro esta idéia contribui para a afirmação de que Usinas Hidroelétricas auxiliam no desenvolvimento sustentável, o que coloca o Brasil em uma posição confortável frente a comunidade internacional, visto que cerca de 90% de sua matriz energética é pautada em fontes hidráulicas (MCT, 2006). No entanto, neste contexto, as barragens já inundaram 3,4 milhões de hectares de terras produtivas e desalojaram mais de um milhão de pessoas no país (Zhourri & Oliveira 2007).

"Este quadro de impactos socioambientais no setor hidroelétrico, tem se agravado a partir de sua privatização. Esta política resultou na construção de grandes projetos hidroelétricos na Amazônia e atualmente reproduz-se em Minas Gerais, com a multiplicação de empreendimentos destinados ao auto-fornecimento de energia a grupos como ALCAN Alumínios do Brasil (Canadá), atualmente Novelis Brasil LTDA, ALCOA Alumínio (EUA), Billiton Metais (Reino Unido) e outros" (Zhourri & Oliveira 2007, Zhourri e Rothman, 2008).

No estado de Minas Gerais esta política fez com que atualmente haja mais de 100 projetos de barragens em avaliação pela Fundação Estadual do Meio Ambiente (FEAM), com uma concentração grande destes empreendimentos na região da Zona da Mata Mineira. (Zhour e Rothman, 2008).

O resultado dessa política é a intensificação do uso de áreas economicamente marginais e a expansão da fronteira econômica do mercado sob territórios historicamente ocupados por agricultores familiares e minorias étnicas. Política está, construída sobre um campo de poder extremamente desigual (Bourdieu, 2002; Zhouri et al., 2005).

A construção de grandes paisagens industriais (hidrelétricas, monoculturas de soja, cana-de-açúcar e eucalipto) por vezes resulta em confrontos violentos e experiências diversas de violação de direitos humanos, que podem ser observadas nos processos de desapropriação compulsória para a construção da hidrelétrica de Tucuruí na Amazônia. O licenciamento ambiental de Tucuruí culminou com a instalação de uma comissão parlamentar de inquérito (CPI) em 1991 na Assembléia Legislativa do Estado do Pará e uma condenação do Brasil no Tribunal Internacional das Águas em 1991 em Amsterdã. Em Minas Gerais há os casos de Candonga, Emboque, Fumaça, Barra do Braúna e muitas outras onde fora levada a força policial para desalojar a população de idosos e trabalhadores ribeirinhos que não queriam deixar suas casas, (Zhour & Oliveira, 2007, Rothman 2008, Switkes, 2008).

Via de regra os projetos hidroelétricos são licenciados, contendo insuficiências nos estudos e não representam a realidade da área (Cardoso & Jucksch (2008), apresentam restrições legais e resistências das populações atingidas e comumente não abordam a produção de gases do efeito estufa como impacto do empreendimento, impacto este que descaracteriza a energia hidroelétrica como fonte de energia limpa (Fearnside 2008, Fearnside *sd.* NACAB, 2008).

Esta lógica do capital apóia-se no paradigma ambiental dominante, que deposita seus esforços na "modernização ecológica". Nesse sentido, configuram-se como ações políticas no âmbito da lógica econômica, "atribuindo ao mercado a capacidade institucional de resolver a degradação ambiental" (Acselrad, 2004, p. 23) através de medidas mitigadoras e compensatórias. Este modelo dominante tem sido denominado de "paradigma da adequação ambiental" e tem sido colocado em oposição ao "paradigma da sustentabilidade" (Zhour et al., 2005).

No "paradigma da adequação ambiental", o empreendimento assume lugar central, apresentando-se de forma inquestionável. Nesta concepção, o ambiente é percebido como externalidade, paisagem que deve ser modificada e adaptada. Em oposição a esse modelo, há "paradigma da sustentabilidade" que se apóia em uma análise efetiva acerca da viabilidade socioambiental da obra, contemplando as potencialidades do ambiente em que ela se insere e sua relação com os usos e significados atribuídos ao território no local. (Zhouiri & Oliveira, 2007)

Produção de gases do efeito estufa em reservatórios hidroelétricos

Diante da afirmação que a produção de energia por fontes hidráulicas seriam um mecanismo limpo de energia sem produção de poluentes, contribuindo assim para o desenvolvimento sustentável, um grupo de pesquisadores canadenses, Rudd et al. (1993), resolveram investigar se de fato lagos de hidroelétricas contribuiriam para a formação de gases do efeito estufa, e descobriram que havia uma forte emissão de gás carbônico e metano (CO₂ e CH₄).

Rosa et al. (2004), apontam que para a Usina de Balbina na Amazônia, as emissões de CO₂ e CH₄ superam as emissões de termoelétricas com o mesmo potencial produtor de energia. Na sua análise os autores concluem que a usina de Balbina contribuía com cerca de 28.000t de carbono (C) na forma de CH₄, fazendo com que ela seja uma das maiores barragens emissoras de gases do efeito estufa no Brasil.

Furtado (2001) aponta diversos fatores que influenciam para a quantidade e intensidade das emissões de metano em hidroelétricas. Segundo o autor, as emissões variam de acordo com as características físicas, bióticas e antrópicas do meio, além da idade do reservatório, da biomassa e carbono orgânico (CO) originalmente presente no solo antes de a área ser inundada. Devido a grande diversidade de ambientes, as generalizações dos dados de produção e emissão se tornam questionáveis.

Existem variados estudos, na linha de Rudd et al. (1993) mostrando que há diversas formas de emissão de gases do efeito estufa em empreendimentos hidroelétricos, principalmente o CO₂ e CH₄, Duchemin et al. (1995); Fearnside (1995, 2008); Kemenes et al. (2007); Pacca (2007). No entanto existem estudos como os de Brasil (1987) e Rosa et al (2005) que dizem que usinas hidroelétricas não contribuem de fato para emissão de CO₂ e CH₄, sendo considerada uma fonte energia limpa, no que diz respeito a produção de gases poluentes.

Alguns estudos mostram que a principal forma de emissão de CH₄ se deve ao trabalho das turbinas, que utiliza a água do fundo do reservatório, onde há uma “atmosfera” anóxica que propicia a metanogênese. Com a retirada de água para o trabalho das turbinas há também a retirada do CH₄ e conseqüentemente sua emissão para a atmosfera (Delmas et al. 2001; Fearnside 2002; Abril et al. 2006).

Ao analisar as fontes de carbono orgânico, que contribuem para a produção de gases do efeito estufa em empreendimentos hidroelétricos, Santos et. al (2008) consideram cinco entradas de carbono orgânico no sistema, que são: (i) carbono do CO₂ do ar quando consumido pelas plantas, (ii) carbono do CO₂ absorvido pela água do rio ou das áreas alagadas, (brejo); (iii) carbono dissolvido ou particulado presente na água do rio, (iv) carbono orgânico do solo e (v) carbono trazido pela água do subsolo.

O metano produzido por decomposição subaquática pode ser eliminado de várias maneiras: por ebulição, fluxo difusivo e trabalho das turbinas. A produção e emissão de metano ocorrem mais intensamente nos primeiros anos de inundação. Isso ocorre pelo fato de que o estoque de carbono orgânico do solo ter sido oxidado, além do aumento das populações bacterianas na superfície do espelho d'água, que serão responsáveis por promover a oxidação do CH₄ antes que este alcance a atmosfera, transformando-o em CO₂ (Fearnside, 2008).

Galy-Lacaux et al. (1999) em um estudo feito no reservatório de Petit Saut, na Guiana Francesa, afirmam que o solo foi a principal fonte de carbono, durante os primeiros anos. Isto, devido ao estoque de carbono instável do solo ser relativamente grande. Estes autores avaliaram a quantidade de carbono total e carbono hidrossolúvel de um *Ultisols* amazônico, e encontraram uma quantidade de 54 Mg C/ha medido nos 60 cm superficiais.

O estoque de carbono inicial contido no solo diminuirá à medida que forem progressivamente degradados. A partir de então, as emissões de metano provirão apenas de fontes renováveis, como sedimento carregado pelo rio, carbono dissolvido na água e macrofitas que colonizarão a zona de depleção (Fearnside, 2008).

St. Louis et. al. (2000) estimam que cerca de 18% do metano produzido por fontes antrópicas são originadas de lagos artificiais utilizados para geração de energia. Santos et al. (2008) estimaram o balanço de produção de gases de efeito estufa, no complexo hidroelétrico de Belo Monte na região amazônica. Este balanço revelou, que o solo seria a segunda maior fonte de contribuição de gases do efeito estufa com cerca de 6,1% do total. Devido os sedimentos serem uma fonte inesgotável e

tenderem a aumentar de acordo com os processos erosivos atuantes na bacia hidrográfica, eles representam a principal fonte de CO para a produção de gases do efeito estufa com cerca de 90,1% do total.

Processos que controlam a produção de metano em solos alagados

As reações redox que governam a produção de metano em solos alagados, ocorrem no planeta desde seus primórdios. Inicialmente com a redução das rochas ricas em ferro, manganês e enxofre, e posteriormente com o surgimento da vida e enriquecimento da atmosfera por O₂. Estas reações foram responsáveis pelo processo de captura da energia e sua transformação em biomassa (fotossíntese) e pelas reações que liberam energia (glicólise e respiração). Desta forma pode se pensar que são as reações redox são as principais reações que possibilitaram o desenvolvimento da vida na Terra, assim como são responsáveis pela sua manutenção (Salgado-Laboriau, 1994, Moreira & Siqueira, 2006).

A produção de CH₄ em solos ocorre devido à presença de microscópios anaeróbios ou em condições de saturação em solos inundados. Isso provoca a alteração do metabolismo, de aeróbico para anaeróbico, criando uma atmosfera anóxica onde a concentração de O₂ no meio é inferior a 1% (Meurer, 2010). Os microrganismos que crescem em condições anaeróbias usam compostos inorgânicos oxidados como aceptores de elétrons (NO₃⁻, SO₄²⁻ e metais oxidados) em lugar de O₂ como receptor final de elétrons. Esta alteração metabólica acarreta uma menor produção de energia para oxidar a matéria orgânica, resultando em processos como desnitrificação, respiração do nitrato e metanogênese (Moreira & Siqueira, 2006).

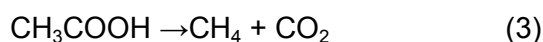
Na respiração anaeróbia em condições muito redutoras ocorre a produção de metano. Nesta condição, fermentadores primários atacam polímeros orgânicos, enquanto os secundários, bactérias do gênero *Archea*, utilizam o ácido fórmico, acetato, ácidos graxos e CO₂ como fontes de elétrons. Em condições anaeróbias estes organismos fazem a redução do H⁺, utilizando-o como receptor de elétrons formando H₂ e oxidando o substrato a acetato e CO₂, como fonte de C (Sylvia et. al. 1951).

O metano é produzido exclusivamente por um grupo de bactérias metanogênicas do gênero *Archaea*. As bactérias metanogênicas se proliferam em ambientes anaeróbios sob condições de alta redução (Alvin, 2007) com um potencial redox menor que -100 mV. A taxa de produção de metano é controlada pelo suprimento de carbono orgânico, óxihidróxidos de Fe e temperatura. Em solos alagados, o potencial redox é sempre baixo o suficiente para a produção de metano e quanto maior for a

profundidade de alagamento o aporte de matéria orgânica e teores de óxihidróxidos de Fe maior será a produção de CH₄. Em solos alagados o metano pode ser produzido das seguintes formas, equações 2 e 3.



(Redução do CO₂)



(Fermentação do acetato)

Tanto o acetato como o hidrogênio são reagentes da fermentação anaeróbia. Dessa maneira, o metano é um produto da cadeia alimentar. Plantas e matéria orgânica do solo são constituídas de polímeros como a celulose, lignina, e ácidos húmicos. Este material na maioria das vezes é quebrado pela mesofauna do solo, havendo uma particulação do material, que posteriormente, são quebrados em monômeros de açúcar e/ou unidades fenólicas. A partir de então, estes materiais são metabolizados pela microbiota do solo. Ao serem metabolizados será produzido hidrogênio e acetato, substratos metanogênicos que são utilizados pelas *Archeobactérias* para a produção de metano (Moreira & Siqueira, 2006).

O alagamento de solos e sedimentos ocasiona alterações nos equilíbrios químicos de seus compostos. Ocorrem então inúmeras modificações químicas, físicas, biológicas e termodinâmicas que levarão o solo ou sedimento a outro estado de equilíbrio, provocando uma alteração em seu potencial redox (Sousa et al 2009).

Os solos de regiões tropicais úmidas se encontram em um avançado estágio de intemperismo, o que é atestado pela sua mineralogia predominantemente composta de óxidos e caulinita. Os óxidos de ferro mais encontrados nos solos tropicais são em sua maioria óxidos cristalinos tais como: goethita, hematita, maghemita, lepidocrocita, e óxidos mal cristalizados como os óxidos de ferro amorfos. Durante o alagamento os primeiros óxidos a serem reduzidos são os óxidos de Fe³⁺ livres reduzidos a Fe²⁺. Em seguida há a redução do fe-amorfo seguido de maghemita, lepidocrocita, hematita e goethita. Quanto mais cristalino é o mineral, mais lentamente ele vai ser reduzido. Desta forma a maior contribuição de íons Fe²⁺ para a solução será provinda de óxidos de ferro amorfos, e quanto maior for a atividade de Fe²⁺ em solução menor será o potencial redox (Eh) e menor a atividade de elétrons (pe) (Figura 1), Lindsay (2001).

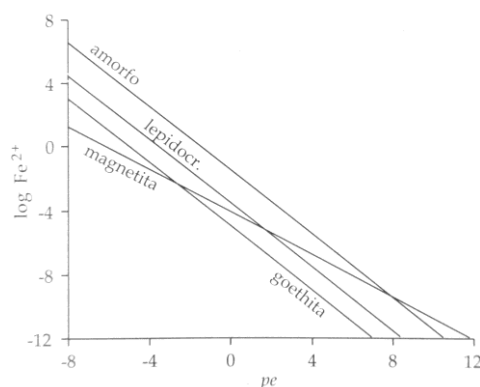


Figura 1 – Atividade de (Fe^{2+}) na solução em equilíbrio com diferentes óxidos na fase sólida como função de pe a $\text{pH} = 6$. Fonte: Mello, 2009, adaptado de Lindsay (2001).

Desta forma entende-se que quanto maior for a atividade de espécies de Fe^{2+} na solução do solo menor será o potencial de redox, o que leva a um aumento de seu pH de acordo com o tempo de alagamento o que é devido a antagônica relação existente entre pe e pH (Grybos, 2009) e que pode ser expressa por $pe = [\log K + \text{Log}(\text{Ox}) - \text{Log}(\text{red})/n] - m/n\text{pH}$ (Sparks 1995).

Com a sequencial solubilização do Fe e aumento das condições de redox, o meio atinge um estado de equilíbrio dinâmico onde ocorre a respiração anaeróbia e a produção de metano pelas bactérias metanogênicas a valores de Eh aproximadamente -200 a -100 mV, que correspondem a aproximadamente -4 a -2 pe .

Considerações finais

Percebe-se que a produção de gases do efeito estufa é uma consequência de processos ecológicos, que se inicia pela formação de um habitat “ótimo” para a reprodução de populações bacterianas específicas. Uma vez estabelecido este habitat. As bactérias irão utilizar os recursos disponíveis para sua manutenção, com a produção e a eventual emissão de CO_2 e CH_4 , como produto dos processos biogeoquímicos.

Apesar de estudos, como os vários citados neste capítulo, mostrarem que hidroelétrica não é uma fonte de energia limpa, tanto quanto na produção de gases do efeito estufa que se mostra um processo ecológico, quanto nas externalidades dos impactos sociais que é fruto do efeito colateral do paradigma ambiental dominante. Acredita-se que a construção de usinas hidroelétricas é sempre uma fonte de energia não poluente e com o mínimo de impacto sobre o meio socioambiental.

Os estudos de impactos ambientais de empreendimentos hidroelétricos como os da bacia do rio Doce na Zona da Mata Mineira: UHE Baú I, PCH Covanca, PCH

Cachoeira da Providencia, UHE Candonga, PCH Cachoeira Grande, não têm abordado a produção de gases do efeito estufa, tais como CO₂, N₂O e CH₄. A isto porque não há uma exigência do órgão ambiental quando do Estudo do Impacto Ambiental, EIA-RIMA. Será por que a quantidade de gases produzidos e emitidos por projetos hidroelétricos é considerada desprezível, não sendo suficiente para ocasionar algum impacto? Ou será que é uma falha no processo de avaliação de impacto ambiental, devido ao não reconhecimento deste processo como um impacto ambiental?

Surge então a indagação: Até que ponto que os empreendimentos hidroelétricos são “limpos”, e qual sua contribuição com relação à produção e emissão de gases do efeito estufa devido à inundação dos solos?

Um dos aspectos importantes no metabolismo anaeróbio de solos alagados é a produção de gases de grande interesse ambiental como o CO₂, CH₄ e N₂O. Destes o CH₄ é cerca de 30 vezes e o N₂O cerca de 150 vezes mais poluente que o CO₂. O que representa um importante elo entre o metabolismo do solo, a qualidade do ar, efeito estufa e estreitamento da camada de ozônio (Moreira & Siqueira 2006).

Referências

- ABRIL G. RICHARD S. GUERIN F. In situ measurements of dissolved gases (CO₂ and CH₄) in a wide range of concentrations in a tropical reservoir using an equilibrador. **Sci Total Environ** 354:246–251, 2006
- ACSELRAD, H. Justiça Ambiental: ação coletiva e estratégias argumentativas. In: ACSELRAD, H.; PÁDUA, J. A.; HERCULANO, S. (Org.) *Justiça Ambiental e Cidadania*. Rio de Janeiro: Relume-Dumará, p. 23-39. 2004.
- ALVIN, E. P. *Soil microbiology, ecology, and biochemistry*, 3rd ed. Elsevier London UK 536p. 2007.
- Brasil, ELETROBRAS, 1987, *Plano 2010: Relatório Geral. Plano Nacional de Energia Elétrica, 1987/2010 (Dezembro de 1987), Centrais Elétricas do Brasil (ELETROBRAS), Brasília, DF, Brasil. 269 pp.*
- BOURDIEU, P. *O Poder Simbólico*. Tradução de Fernando Tomaz. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2002.
- CARDOSO, I. JUCKSCH, I. Análise dos ambientes naturais da zona da mata mineira estudados em projetos hidrelétricos. In: ROTHMAN, Franklin Daniel. *Vidas alagadas: conflitos socioambientais, licenciamento e barragens*. Viçosa-MG: UFV, p. 219-234. 2008.
- CHESNAIS, F. *A Mundialização do Capital*. Tradução de Silvana Finzi Foá. São Paulo: Xamã, 1996.

- CHESNAIS, F.; SERFATI, C. Ecologia e Condições Físicas da Reprodução Social: alguns fios condutores marxistas. **Revista Crítica Marxista**, Campinas, Centro de Estudos Marxistas, n. 16, 2003.
- DELMAS, R. GALY-LACAUX, C. RICHARD S. Emissions of greenhouse gases from the tropical hydroelectric reservoir of Petit Saut (French Guiana) compared with emissions from thermal alternatives. **Glob Biogeochem Cycles** 15(4):993–1003, 2001.
- DUCHEMIN, E. LUCOTTE, M. CANUEL, R. “Production of the Greenhouse Gases CH₄ and CO₂ by Hydroelectric Reservoirs of the Boreal Region”, **Global Biogeochemical Cycles**, n.9 (4) , 529-540, Dec 1995.
- FEARNSIDE, P.M. Hydroelectric dams in the Brazilian Amazonia: Response to Rosa, Schaeffer and Santos, **Environmental Conservation**, 23:7-19 1995.
- _____, The preference in global warming calculations: a proposal for a unified index. **Ecol Econ** 41:21–31, 2002.
- _____. HIDRELÉTRICAS COMO “FÁBRICAS DE METANO”: O PAPEL DOS RESERVATÓRIOS EM ÁREAS DE FLORESTA TROPICAL NA EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA. **Oecol. Bras.**, 12 (1): 100-115, 2008.
- _____. Hidrelétricas planejadas no rio Xingu como fontes de gases do efeito estufa: Belo Monte (Kararaô) e Altamira (Babaquara) in *Tenotã-Mõ* - Parte III - Capítulo 8, p. 204-241 sd.
- FURTADO, C. H. F. **Efeito estufa em reservatórios de usinas hidroelétricas**. Dissertação defendida no Departamento de Química Analítica da UNICAMP. Campinas Outubro 2001.
- GALY-LACAUX, C.; DELMAS, R. KOUADIO, J. RICHARD, S. & GOSSE, P.. Long-term Greenhouse Gas Emissions from Hydroelectric Reservoirs in Tropical Forest Regions, **Global Biogeochemical Cycles**, 13: 503–517, 1999.
- GRYBOS, M., Davranche M., Gruau G., Petitjean P., Pédrot M., Increasing pH drives organic matter solubilization from wetland soils under reducing conditions **Geoderma** 154 13–19, 2009.
- KEMENES, A. FORSBERG, B.R. & MELACK, J.M.. Methane release below a tropical hydroelectric dam. **Geophysical research letters**, 34: L12809, 2007.
- LINDSAY, W.L. *Chemical equilibria in soils*. New Jersey, Blackburn, 449p. 2001.
- MCT, Ministério da Ciência e Tecnologia, EMISSÕES DE DIÓXIDO DE CARBONO E DE METANO PELOS RESERVATÓRIOS HIDRELÉTRICOS BRASILEIROS, Relatório de Referência, Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa em Engenharia, 2006.
- MELLO J.W.V. PEREZ, D.V. Equilíbrio químico das reações no solo in *MELO, V. F. ALLEONI, L.R.F. et .all. Química e mineralogia do solo – Parte II Aplicações*. Viçosa, SBCS 2009.
- MEURER, E. J. *Fundamentos de Química do Solo*, Porto Alegre, 4ª edição 266p Evangraf, 2010.
- MOREIRA, F. M. S., SIQUEIRA, J. O.; *Microbiologia e Bioquímica do Solo*, 2ª ed. atual. e ampl. Lavras, UFLA, 729p. 2006.

- NACAB, Núcleo de Assessoria às Comunidades Atingidas por barragens; *Parecer da Avaliação do Impacto Social, do Estudo de Impacto Ambiental da UHE Baú I*, Município de Ponte Nova, MG. Ponte Nova, 2008.
- PACCA, S., Impacts from decommissioning of hydroelectric dams: a life cycle perspective **Climatic Change** 84:281–294. Maio 2007.
- ROSA, L.P. SANTOS, M.A. MATVIENKO, B. SIKAR, E. and SANTOS, E.O. “Scientific errors in the Feranside comments on greenhouse gas emissions (FHF) from hydroelectric dams and response to his political claming. **Climatic Change** . 2005.
- ROSA, L.P. DOS SANTOS, M.A. MATVIENKO, B. DOS SANTOS, E.O. & SIKAR, E. Greenhouse gases emissions by hydroelectric reservoirs in tropical regions. **Climatic Change**, 66(1-2): 9-21. 2004.
- ROTHMAN, F. D. *Vidas alagadas: Conflitos Socioambientais e licenciamento e barragens*. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, pg 219-234. 2008.
- RUDD, J.W.M. HARRIS, R. KELLY, C. A. & HECKEY, R. E., Are Hydroelectric Reservoirs Significant Sources of Greenhouse Gasses? **AMBIO** 22 (4) 246-248, 1993.
- SALGADO-LABORIAU, M.L. *História Ecológica da Terra*. Edgard Blucher, São Paulo, 307pp. 1994.
- SANTOS, M. A. ROSA, L. P. MATVIENKO, B. SANTOS, E.O. ROCHA, C. H. E. D. SIKAR, E. SILVA, M. B. & MANOEL, A.P.B.J. Emissões de gases de efeito estufa por reservatórios de hidrelétricas **Oecol. Bras.**, 12 (1): 116-129, 2008.
- SOUSA, R. O, VAHL, C. L, OTERO, X. L. Química dos solos alagados in MELO, V. F. ALLEONI, L.R.F. et .all. *Química e mineralogia do solo – Parte II Aplicações*.Viçosa, SBCS 2009.
- SPARKS, D.L. *Enviromental soil chemitry*. San Diego, Academic, Press, 267p. 1995.
- St. LOUIS, V. C. KELLY, E. DUCHEMIN, J. W. M. RUDD, and D. M. Rosenberg Reservoir surface as sources of greenhouse gases to the atmosphere: A global estimate, **BioScience**, 20, 766– 775. 2000.
- SYLVIA, M. DAVID, FUHRMANN, J.J. HARTEL P.G. ZUBERER D. *Principles And application of soil microbiology* 2ª ed. Person New Jersey EUA, 1951.
- SWITKES, GLENN, Setor Elétrico Brasileiro mais “verde” ou mais impactos ambientais? p.33 in ROTHMAN, F. D. *Vidas alagadas: Conflitos Socioambientais e licenciamento e barragens*. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, pg 219-234, 2008.
- ZHOURI, Andréa; ROTHMAN, Franklin Daniel. Assessoria aos Atingidos por Barragens em Minas Gerais: Desafios, Limites e Potenciais. In: ROTHMAN, Franklin Daniel. *Vidas Alagadas*. Viçosa, MG: UFV, p. 122-168. 2008.
- ZHOURI A. OLIVEIRA R. Desenvolvimento, conflitos sociais e violência no Brasil rural: o caso das usinas hidrelétricas* **Ambiente & Sociedade**. vol.10 no.2 Campinas July/Dec. 2007.
- ZHOURI, A.; LASCHEFSKI, K.; PAIVA, A. Uma Sociologia do Licenciamento Ambiental: o caso das hidrelétricas em Minas Gerais. In: ZHOURI, A.; LASCHEFSKI, K.; PEREIRA, D (Orgs.). *A Insustentável Leveza da Política*

Ambiental: desenvolvimento e conflitos socioambientais. Belo Horizonte, Autêntica, p. 89-116. 2005.

Capítulo II

Alterações eletroquímicas em solos alagados

Resumo

As inundações de solos provocam modificações em seus sistemas de oxidação e redução (redox) que virão a causar várias alterações nos equilíbrios químicos de seus constituintes minerais e orgânicos, ocasionando elevação do pH e diminuição do *pe*. Tal fato viabiliza o estabelecimento de diferentes comunidades microbianas de acordo com os ambientes redox irão se estabelecer ao longo do tempo de alagamento do solo. Neste trabalho objetivou-se estudar como os processos eletroquímicos controlam a produção de gases do efeito estufa em solos inundados. Neste sentido, este trabalho estudou a dinâmica eletroquímica de solos da Zona da Mata Mineira, passíveis de serem inundados pela construção de hidroelétricas. Contemplaram-se as classes de Latossolos, Argissolos, Neossolos Flúvicos e Gleissolos. Os solos estudados foram incubados em laboratório sendo monitoradas as alterações dos valores de pH, Eh, e concentrações de Fe e Mn na solução do solo com o tempo. Também foram feitas análises mineralógicas e determinações de carbono orgânico, assim como o fracionamento das substâncias húmicas nos solos. Como resultado observou-se que os constituintes minerais compostos de Fe e Mn exerceram influência significativa no estabelecimento e manutenção de condições redutoras. Em todos os solos verificaram-se condições redox satisfatórias para que ocorra a produção de diversos gases do efeito estufa, dentre eles o metano a partir da oitava semana de alagamento. O comportamento do pH e *pe* dos solos foi diferenciado em cada classe estudada de acordo com suas características químicas e físicas, sendo que os teores de Fe, CO as características que mais influenciaram no processo de redox dos solos alagados.

Palavras Chave

Redox, Estabilidade mineral, Óxidos de Fe

Introdução

As alterações termodinâmicas provocadas pela inundação dos solos influenciam significativamente na dinâmica geoquímica dos minerais, podem ocasionar a solubilização de alguns constituintes e até mesmo a toxidez e/ou deficiência às plantas. A mudança do ambiente oxidante para redutor é refletida em alterações geoquímicas no solo, como aumento da atividade do íon Fe^{2+} ; aumento da atividade

de algumas espécies aniônicas; manutenção do pH na faixa de neutro a básico; dentre outras reações (Alleoni et al, 2009).

Diversos constituintes controlam as reações redox em solos e sedimentos alagados. Tais constituintes envolvem o O₂, ferro, manganês, nitrogênio, enxofre e carbono, que interagem entre si levando à formação de diferentes condições redutoras. Conforme a condição redutora avança, diferentes comunidades microbianas se tornam abundantes, e utilizam diversos compostos oxidados como aceptores de elétrons em seu metabolismo (Ponnamperuma, 1972).

Durante o alagamento do solo, um dos primeiros compostos a contribuírem para alterações no sistema redox será o nitrato, então reduzido a N₂. Posteriormente, ocorre a redução do Mn⁴⁺ a Mn²⁺ sob condição moderadamente oxidada a fracamente reduzida. Em seguida haverá a redução dos compostos de Fe³⁺ a Fe²⁺, isto em uma condição moderadamente reduzida a reduzida (cerca de 200 a -100 mV). Ao se estabelecer uma condição fortemente redutora haverá a redução do CO₂ e H⁺ (Tian-Yen, 1985).

Na redução dos óxidos de Fe verifica-se que quanto mais cristalino é o mineral mais lentamente ele será solubilizado, devido sua maior estabilidade. Desta forma a maior contribuição de íons para a solução do solo será proveniente de óxidos de ferro de baixa cristalinidade (Lindsay, 1979).

Com a solubilização gradativa e sequencial de metais (Mn, Fe, S), ocorre o aumento das condições redutoras. O meio atinge um estado de equilíbrio dinâmico, no qual ocorre a respiração anaeróbia e a consequente produção de metano por bactérias metanogênicas do gênero *Archea*. Esta produção de metano ocorre quando o Eh atinge valores aproximadamente -200 a -100 mV (Moreira & Siqueira, 2006).

Considerando que os processos eletroquímicos controlam a produção de gases do efeito estufa (N₂O, CH₄, CO₂) em solos inundados, é importante identificar quando diferentes solos atingem condições de produção de tais gases. Neste trabalho estudou-se a dinâmica eletroquímica de solos da zona da mata mineira, passíveis de serem inundados pela construção de hidroelétricas.

Material e Métodos

Área de estudo

A realização deste trabalho ocorreu na confluência do rio Piranga com o rio do Carmo, onde se forma o rio Doce, na Zona da Mata Mineira. Nesta área existe um projeto de

construção de usina hidroelétrica (UHE), denominada Baú I, cujo processo de licenciamento ambiental está em andamento, encontrando-se atualmente na fase de obtenção da licença prévia. A Usina abrangerá os municípios de Ponte Nova, Rio Doce, Santa Cruz do Escalvado e Barra Longa (Figura 1) numa área total de cerca de 700 ha. Esta área se encontra na depressão pontenovense do médio rio Doce na região do domínio morfoclimático de Mares de Morros Florestados (Ab'Saber 2003).

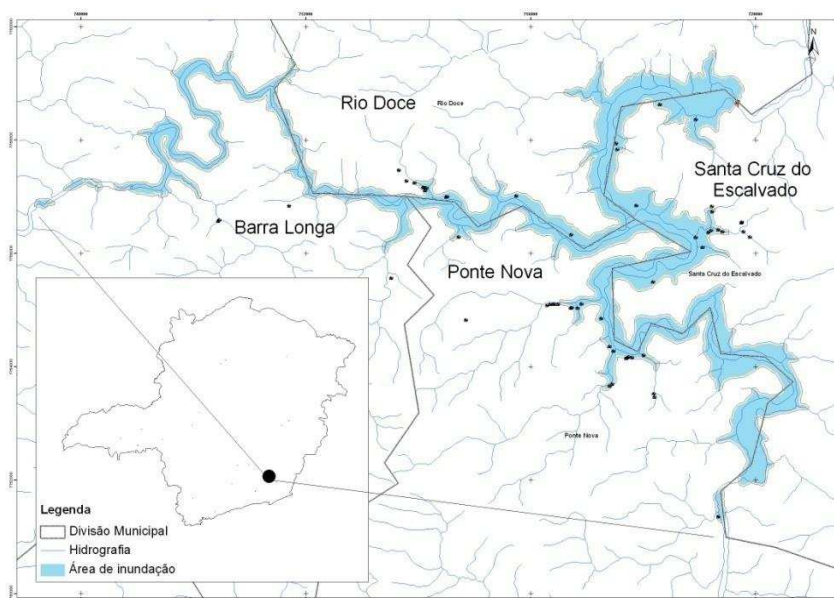


Figura 1 – Localização da área de estudo, onde pode ser observado o tamanho do espelho d'água a ser gerado, os pontos em preto representam as propriedades a serem atingidas NACAB (2008).

Coleta e preparação de amostras

As amostras foram coletadas visando abranger a maioria dos solos passíveis de serem submetidos à inundação na área de construção do projeto hidroelétrico Baú I. Para tal, foi feita uma coleta em toposequencia (Figura 2) onde coletou-se : Argissolo Vermelho Amarelo na encosta da vertente (PVA (e)), logo em seguida um Gleissolo Háplico (GX) na várzea, e no dique marginal um Neossolo Flúvico (RY1), na outra margem do rio foi coletado um Argissolo Vermelho Amarelo situado em terraço amplo e bem desenvolvido (PVA (t)), seguido de um Neossolo Flúvico (RY2); duas amostras restantes foram feitas fora da toposequencia onde coletaram-se Latossolo Vermelho Amarelo (LVA) e Latossolo Vermelho (LV), ambos em meia encosta. Foram feitas quatro repetições de coletas dentro da mesma unidade de mapeamento com auxílio de trado nas profundidades de 0 - 20 e 20 - 40 cm, para compor uma amostra simples na profundidade de 0 a 40 cm.

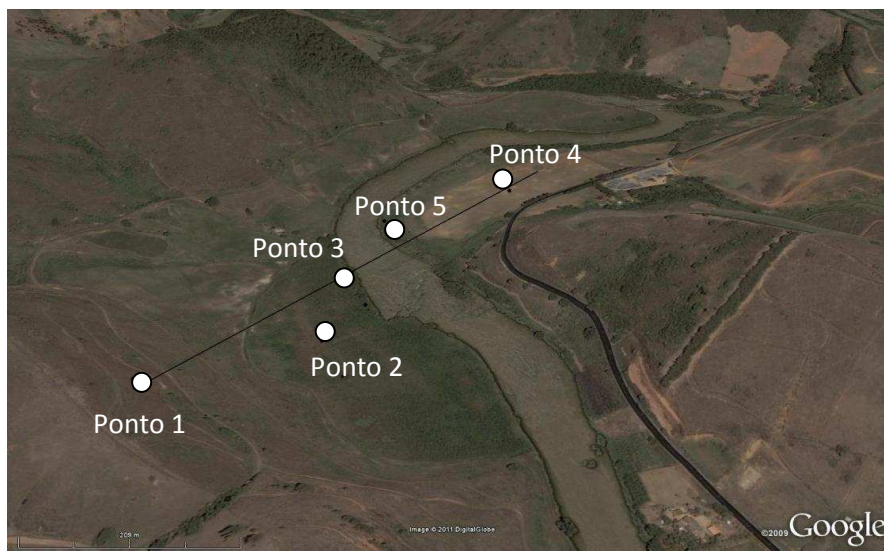


Figura 2. Toposequencia de coleta de amostras de solos, onde : Ponto 1 Argissolo Vermelho Amarelo fase meia encosta; Ponto 2 Gleissolo Háptico ; Ponto 3 Neossolo Flúvico; Ponto 4 Nesossolo Flúvico; Ponto 5 Argissolo Vermelho Amarelo Fase terraço.

As amostras foram secas ao ar, destorroadas e passadas em peneira 2 mm, em seguida foram pesados 0,5 kg de cada profundidade e então foram homogeneizadas para que se obtivesse uma amostra na profundidade de 0 - 40 cm em decorrência de nesta profundidade se concentrar a maior parte do Carbono Orgânico do Solo (COS). Parte deste material foi enviado para análises químicas e físicas de rotina (Quadros 1 e 2).

Quadro 1. Características químicas dos solos

Solo	pH		P	K	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	H+Al	SB	(t)	(T)	V	m	P-rem
	H ₂ O	KCl												
LV	5,09	4,33	2,3	79	0,91	0,53	0,5	4,3	1,6	2,14	5,94	27,6	23,4	28,4
LVA	5,22	4,40	2,5	269	0,77	0,95	0,1	4,3	2,4	2,51	6,71	35,9	4,0	30,5
PVA (t)	6,34	5,79	4,4	135	3,36	1,11	0	2,1	5,1	5,09	7,19	70,8	0	31,0
PVA (e)	5,65	4,42	41,0	44	3,37	1,42	0	3,3	4,9	4,9	8,2	59,8	0	45,9
RY1	6,81	5,34	10,3	23	1,67	1,17	0	1,3	2,9	2,92	4,22	69,2	0	32,9
RY2	5,51	4,66	19,5	55	1,38	0,59	0	1,7	2,1	2,11	3,81	55,4	0	43,3
GX	5,51	4,69	6,5	63	4,15	2,16	0	4,0	6,5	6,47	10,47	61,8	0	20,1

Quadro 2. Características físicas dos solos

Solo	Densidade de Partículas	Densidade do solo	Areia Grossa	Areia Fina	Silte	Argila	Textura	Profundidade
	kg/dm ³		dag/kg					
LV	2,64	1,19	37	13	8	42	Argilo-Arenosa	0-40
LVA	2,48	1,12	14	21	1	64	Argilo-Arenosa	0-40
PVA (t)	2,52	1,08	22	16	8	44	Argila	0-40
PVA (e)	2,73	1,32	42	33	7	18	Franco-Arenosa	0-40
RY1	2,58	1,07	19	47	17	17	Franco-Arenosa	0-40
RY2	2,65	1,22	20	58	10	12	Franco-Arenosa	0-40
GX	2,50	0,94	7	6	60	57	Argila	0-40

Determinações de óxidos de Ferro cristalinos e amorfos

Foram utilizados amostras de solos na profundidade de 0-40 cm das quais foi retirada uma alíquota passada em peneira de 0,05 mm) para posterior remoção da matéria orgânica, com NaClO 10% (v/v) (Anderson, 1963). Após a remoção da MO as amostras foram secas em estufa a 60° C. Os óxidos de ferro cristalinos, foram extraídos com solução de ditionito-citrato-bicarbonato (Jackson, 1979) e os óxidos de ferro amorfos, com solução de oxalato de amônio (McKeague e Day, 1979). Foram feitas três extrações em cada amostra e os teores de Fe foram determinados por Espectrofotômetro de absorção atômica

Análises mineralógicas da fração argila

Após a remoção da matéria orgânica dos solos, em triplicata para cada amostra (Anderson 1963), as frações de TFSA foram separadas por peneiramento úmido (areia) e por sedimentação (silte e argila) para identificação dos componentes por difratometria de raios-X (DRX). A fração argila foi analisada em lâminas com argila orientada, pelo método do esfregaço. Os difratogramas foram obtidos empregando-se um difratômetro Shimadzu, radiação de CuK α , com monocromador de grafite. A amplitude de varredura foi de 5 a 50° (2 θ) e a velocidade de registro foi de 3°2 θ min⁻¹

Inundação de solos em laboratório

As amostras de solos foram destorroadas, passadas em peneiras de 2 mm e homogeneizadas. Foram utilizados tubos de PVC com 40 cm de comprimento e 5 cm de diâmetro, preenchidos com solo até na altura de 20 cm. Após isso, as amostras foram submetidas ao processo de saturação por capilaridade, colocando-as em um tanque com 40x20x34 cm cobrindo até 50% de sua altura com solo. Após dois dias foram adicionados mais 8 cm de coluna de água. Dois dias após já se notava uma lâmina de água acima da superfície do solo e então iniciou-se a inundação, cobrindo-se as amostras com uma coluna de água de 10 cm. (Figura 3)

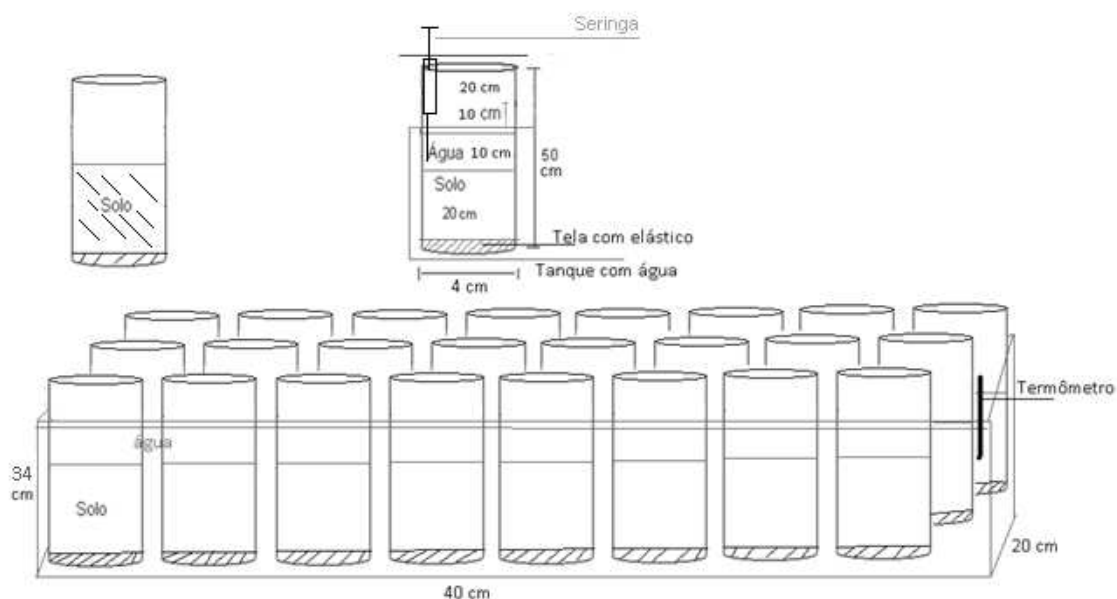


Figura 3 – Esquema do amostrador e sistema de inundação

Monitoramento do pH, Eh e determinação de Fe e Mn

Após a inundação, foram feitas coletas de água acima da superfície do solo, com seringas, para determinações do pH, Eh, e dos teores de Fe e Mn em solução. As amostras foram coletadas de 15 em 15 dias, e armazenadas em geladeiras a 18°C, as leituras de pH e Eh foram feitas nos dias seguintes às coletas. A coleta foi feita de modo a formar uma bolha de água na boca do frasco (Figura 4), visando assim minimizar a oxidação da amostra devido ao menor contato com a atmosfera. As amostras de água para determinação de metais solúveis foram acidificadas com ácido nítrico a uma concentração de 20%v/v. Os teores de Fe e Mn foram determinados por espectrometria de absorção atômica.

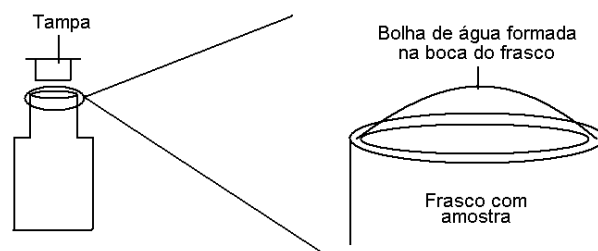


Figura 4 – Esquema ilustrando a armazenagem da amostra no frasco de modo a formar uma bolha de água na boca do frasco, visando evitar a formação de bolhas de ar no interior dos frascos

Diagrama pH x p_e e cálculo da atividade de Fe

Foram calculadas as atividades de Fe^{2+} em equilíbrio com Fe amorfo, Lepidrocrocita e Hematita, de acordo com as equações estabelecidas por Lindsay (1979). Os dados de

pe e pH utilizados nas equações foram os medidos no monitoramento da solução do solo. Os valores de pe foram calculados a partir da relação entre o potencial redox (Eh) e a atividade de elétrons (pe), onde $pe = (Eh \times 16,95)/1000$. Para a construção dos diagramas $pe \times pH$ foram utilizados os valores das atividades de Fe em equilíbrio com Fe amorfo, Lepidocrocita e Hematita.

Determinações do Carbono orgânico total e Nitrogênio total

O teor de Carbono Orgânico Total (COT) foi determinado a partir do método de Yeomans e Bremner (1988). O Nitrogênio total foi determinado de acordo com Mendonça e Matos (2005), sendo uma adaptação do método de Bremner e Mulvaney (1982) e Tedesco et al (1995).

Fracionamento das substâncias húmicas

Foi usado o método proposto por Swift (1996) com algumas adaptações. Utilizou-se uma solução de Dicromato de Potássio a $0,0835 \text{ mol L}^{-1}$, ao invés de $0,033 \text{ mol L}^{-1}$ para as frações dos ácidos fulvicos (AF) e ácidos húmicos (AH) e adotou-se uma concentração de $0,167 \text{ mol L}^{-1}$ para a fração Humina. Tal procedimento foi adotado para obter mais precisão nas titulações das amostras.

Resultados e Discussão

Composição mineralógica da fração argila

A análise dos difratogramas de raios-X (DRX) mostrou que o mineral dominante na fração argila foi a caulinita (Figura 3), o que indica o avançado estágio de intemperismo em que o ambiente se encontra. Sua presença é evidenciada pelos picos com espaçamento de 0,717; 0,357 e 0,238 nm (Figura 3) em todos os difratogramas, que representam respectivamente os planos hkl 001, 002 e 003 (Berry, 1974). A caulinita apresenta PCZ em torno de 3,5, ou seja, haverá um predomínio de cargas negativas, quando forem submetidos a alagamento onde alcançarão o pH próximo a 7 (Melo & Wypych, 2009).

Minerais primários 2:1 do grupo das Micas foram detectados pelo espaçamento de 1 nm no plano hkl 001 (Berry, 1974) tanto nos Neossolos Flúvicos quanto no Argissolo Vermelho Amarelo fase encosta (Figura 5).

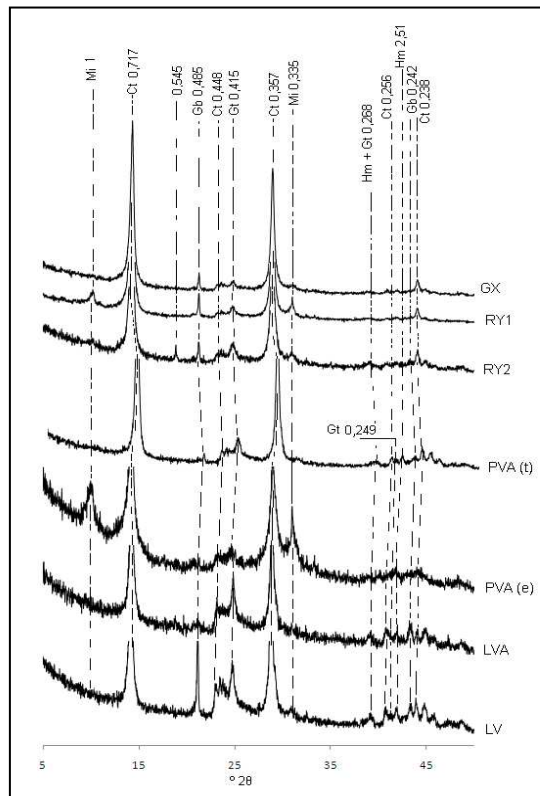


Figura 5- Composição mineralógica dos solos estudados. Mi – Mica (biotita), Ct- Caulinita, Hm – Hematita, Gt- Goethita, Gb- Gibbssita, GX- Gleissolo, RY1- Neossolo Flúvico, RY2- Neossolo Flúvico, PVA (e)- Argissolo Vermelho Amarelo fase encosta, PVA (t)- Argissolo Vermelho Amarelo fase terraço, LVA- Latossolo Vermelho Amarelo, LV- Latossolo Vermelho.

No que diz respeito aos óxidos, o mais presente nos solos em estudo é a Gibbssita, um hidróxido de Al encontrado em diversos ambientes desde os solos de várzea, terraços até solos de encosta. A Gibbssita apresenta seu pico mais bem definido no Latossolo Vermelho, com um espaçamento de 0,485 nm, no plano hkl 002 e um pico menor em 0,242 nm no plano hkl 200. (Berry, 1974)

A hematita foi encontrada tanto nos latossolos como nos argissolos apresentando uma constante de equilíbrio equivalente a $\log K^{\circ} = 0,09$ e foi identificada pelos picos correspondente aos espaçamentos 0,268 nm e 0,251 nm nos planos hkl 104 e 110, respectivamente (Berry, 1974). A goethita é o óxido de Fe de maior estabilidade com uma constante de equilíbrio equivalente a $\log K^{\circ} = -0,02$ (Lindsay 1979); sendo observada em pequenas quantidades em todos os solos. Este óxido se destaca no LVA e LV, mas em maior quantidade no LVA no qual foi identificada pelos picos de 0,415 nm e 0,249 nm nos planos hkl 110 e 040, respectivamente (Berry, 1974).

Devido a maior estabilidade dos óxidos de Fe presentes no LVA, em comparação com o LV, espera-se que haja menor solubilização de Fe o que proporcionará modificações menos severas no sistema redox.

Cristalinidade dos óxidos de ferro

Os solos estudados apresentaram baixa concentração de Fe extraído pela solução de ditionito-citrato-bicarbonato, que representa o Fe de origem pedogenética (Inda Junior & Kampf 2003, Resende et al 2005) com uma amplitude de 5,01 dag/kg para o LVA a 2,12 dag/kg para o RY1. Quanto aos óxidos de baixa cristalinidade extraído pela solução de oxalato ácido de amônio (Resende et al 2005), estes apresentam uma amplitude de 2,45 dag/kg para o Gleissolo e 0,78 mg/L para o Latossolo Vermelho (tabela 3).

A razão entre Fe amorfo e Fe das estruturas cristalinas possibilita inferir sobre o grau de cristalinidade e atividade do mineral (Blume & Schertmann, 1969). Os solos onde há maior presença de óxidos com estrutura cristalina são os Latossolos, o que era de se esperar devido a seu alto grau de desenvolvimento pedogenético, apresentando relação Feo/Fed 0,203 para o LV e 0,207 para o LVA.

Tabela 3 Cristalinidade dos óxidos de Fe. GX- Gleissolo, RY1 e RY2- Neossolos Flúvicos, PVA(t)- Argissolo Vermelho Amarelo situado em terraço, PVA(e)- Argissolo Vermelho Amarelo situado em encosta, LV- Latossolo Vermelho, LVA- Latossolo Vermelho Amarelo, Feo- Ferro oxalato, Fed- Ferro ditionito.

Classe de Solo	GX	RY1	RY2	PVA(t)	PVA(e)	LV	LVA
Textura	Argila	Franco-Arenosa	Franco-Arenosa	Argila	Franco-Arenosa	Argilo-Arenosa	Argilo-Arenosa
				dag/kg			
Fe Ditionito-Citrato	3.624	2.128	2.708	3.547	2.140	3.852	5.015
Fe Oxalato	2.425	1.788	1.447	1.653	1.416	0.783	1.041
Fe oxa /Fe dit	0.669	0.840	0.534	0.466	0.662	0.203	0.207

O predomínio de óxidos de Fe com baixa cristalinidade é observado no Gleissolo Háplico (GX) que apresenta uma relação Feo/Fed de 0,669 devido sua condição natural que reduz, solubiliza óxidos de Fe Mn no período úmido. No período seco estes elementos reprecipitam com o aumento do potencial redox. Por vezes apresenta uma cor acinzentada a esbranquiçada, indicando intensa desferrificação. Por essa razão, sua composição mineralógica é basicamente caulínica e gbsitica como verificado na figura 4, como também citado por Nunes et al (2001), Melo (2002), Benedetti (2007).

Nos Neossolos Flúvicos (RY1 e RY2) também é encontrado um predomínio de óxidos de Fe com baixa cristalinidade, com uma relação Feo/Fed de 0,840 para o RY1, e uma relação Feo/Fed 0,534 para o RY2. Os Argissolos Vermelho Amarelo situado na encosta (PVA(e)) e no terraço (PVA(t)) apresentam predomínio de óxidos de Fe com

baixa cristalinidade, o que é observado pela relação Feo/Fed de 0,466 para o PVA(t) e para o Argissolo Vermelho Amarelo fase encosta uma relação Feo/Fed de 0,662.

Quanto a reatividade dos óxidos de Fe, quanto mais amorfo for o mineral mais ativo ele se apresentará, ou seja, maior será sua capacidade de sofrer redução e solubilização em virtude de sua menor estabilidade termodinâmica, com um $\log k^0 = 3,54$ para os óxidos amorfos, o maior $\log k^0$ dentre os óxidos de Fe (Lindsay, 1979). Isto nos diz que, teoricamente, quanto mais amorfos forem os minerais presentes no solo, mais rapidamente ocorre a redução e as alterações nas condições de pH e *pe*.

Alterações no pH e potencial redox durante a incubação

Antes de submetidos ao alagamento, os solos em estudo apresentaram pH ácido, variando entre 5,09 para o Latossolo Vermelho a 6,81 para o Neossolo Flúvico (Quadro1). Após uma semana de alagamento, observou-se um rápido aumento do pH da solução do solo, com uma variação maior do que uma unidade, atingindo valores de pH entre 6 e 7,5, exceto para os latossolos que mantiveram o pH na faixa de 5,5 (Figura 6). Após o rápido aumento do pH houve um ligeiro decréscimo em seus valores, que pode ser decorrente de processos de tamponamento que tendem a manter o pH com um caráter ácido (Sousa et al 2006, Sousa et al 2009).

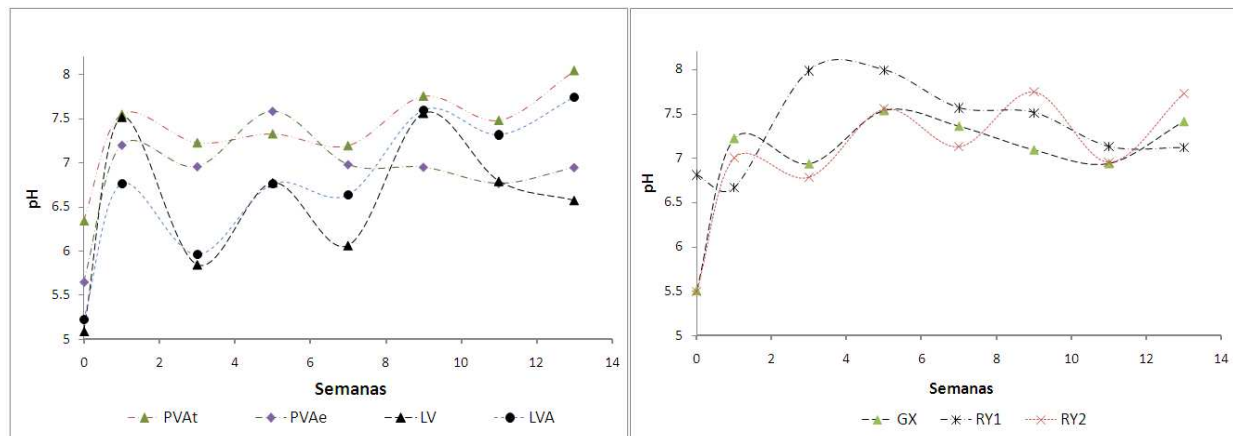


Figura 6 . Variação do pH X tempo de incubação. GX- Gleissolo; RY1 RY2- Neossolo Flúvico; PVA (t)- Argissolo Vermelho Amarelo fase terraço; PVA (e)- Argissolo Vermelho Amarelo fase encosta; LVA - Latossolo Vermelho Amarelo; LV- Latossolo Vermelho.

A oscilação do pH tendeu a uma estabilização, para a maioria dos solos, na faixa de pH ligeiramente básico, como também verificados por Sousa (2001), Rosenani (2002) e Yu & Patrick (2004).

A elevação do pH pode ser explicada pelo avanço das condições de redução na medida em que o O_2 se torna mais escasso. Este fato acarreta a redução sequencial dos compostos presentes no solo como: nitratos, óxidos mangânicos, óxidos férricos e sulfatos (Murase e Kimura, 1997) (Figura 7). Grybos et. al. (2009) mencionam que as reduções destes compostos além de consumirem elétrons retiram íons H^+ do meio (Figura 7) o que causa o aumento do pH.

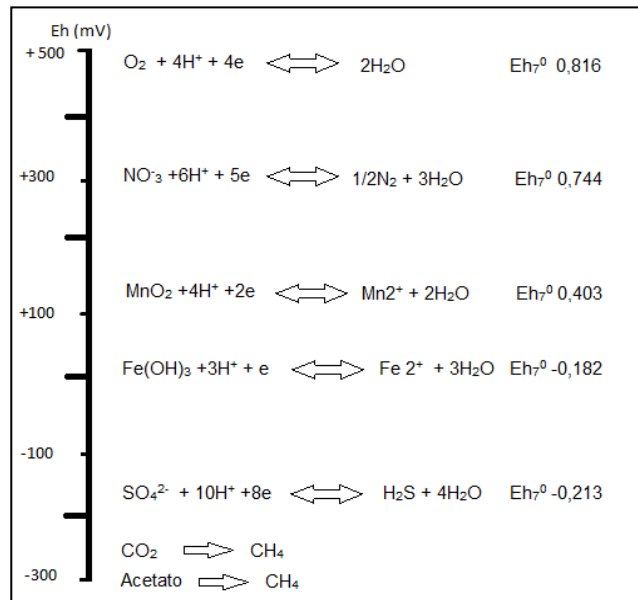


Figura 7 – Modelo de redução dos principais compostos em solos alagados. Modificado de Murase e Kimura (1997).

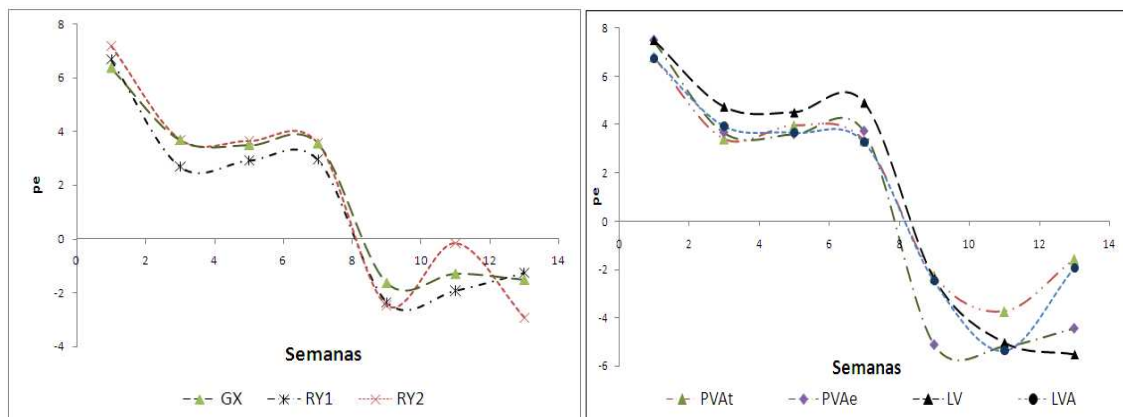


Figura 8 . Variação do pe X tempo de incubação: G- Gleissolo; Rad2 Rad3- Neossolo Flúvico; PVA (t)- Argissolo Vermelho Amarelo fase terraço; PVA (e)- Argissolo Vermelho Amarelo fase encosta; LVA- Latossolo Vermelho Amarelo; LV- Latossolo Vermelho.

No que diz respeito à atividade de elétrons (pe), na primeira semana de alagamento o pe oscilou em valores entre 6,5 a 7, o que corresponde a um Eh de cerca de 380 a 420 mV, a partir de então percebe-se duas grandes quedas no sistema redox (Figura 8a e 8b). A primeira delas ocorreu durante a primeira a terceira semana para todos os

solos, nas quais os valores de pe caem mais de duas unidades atingindo valores de cerca de 5 a 2 na terceira semana. Este rápido decréscimo do pe , deve-se ao consumo do nitrato ainda nas primeiras semanas de inundação, exercendo um baixo tamponamento nas condições de pH e pe do solo (Sousa, et al, 2006).

Da terceira a sétima semana de inundação houve uma estabilização dos valores de pe , ainda em valores positivos. A segunda grande queda nos valores redox ocorreu após a sétima semana de alagamento na qual observou um decréscimo progressivo do pe até que atingiu valores negativos, por fim estáveis, de -2 a -4.

Para os Latossolos e Argissolo fase encosta, os valores de pe atingiram cerca de -6 durante a nona a décima primeira semana de alagamento, a partir de então houve um aumento do pe até condições menos reduzidas, entre -1 e -4 pe , isto próximo da décima terceira semana de alagamento. Esta faixa de estabilização do potencial redox também fora encontrado por Krüger et al (2001) e Yu & Patrick (2004).

Esta diminuição do pe promove o aumento da atividade de íons Fe^{2+} na solução do solo conforme o tempo de alagamento (Figura 9a e 9b), devido a alterações termodinâmicas sofridas pelos minerais. (Grybos et al. 2009)

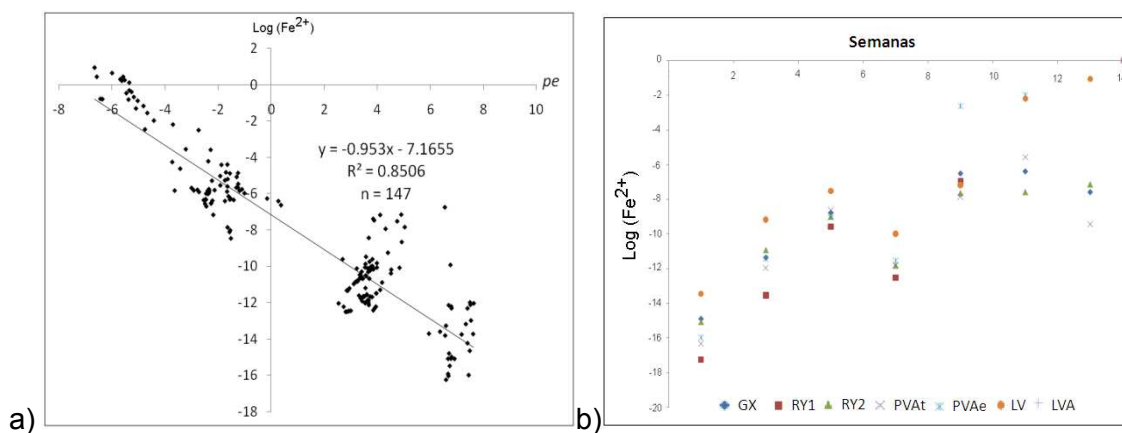


Figura 9. a) Variação do pe conforme a atividade de Fe^{2+} , b) variação da atividade de Fe^{2+} conforme o tempo de alagamento. ($\text{Log}(Fe^{2+}) = \text{Log}(Fe^{3+}) - 3$)

A variação do potencial redox dos solos alagados altera as populações bacterianas que entram em equilíbrio biogeoquímico com o meio e atuam na oxidação do COS, redução do NO_3^- , Mn^{4+} , Fe^{3+} , e SO_4^{2-} (Bartlett & James, 1993; Cheng et al, 2007).

As reduções destes compostos terão como produtos finais diversos gases do efeito estufa. Os microrganismos anaeróbios facultativos (nitrato redutores) reduzem o nitrato e o utilizam como receptor terminal de elétrons na fosforilação oxidativa tendo o N_2O como um produto da interação biogeoquímica e ocorre em um ambiente fracamente reduzido a valores de Eh a cerca de 200 mV (Camargo, 1999).

A produção de N_2O ocorrerá juntamente com o CO_2 (Figura 10) e se concentra durante os primeiros dias de alagamento, enquanto o solo ainda se encontra em uma condição oxidada, valores de Eh de 500 a 200 mV. A partir de então, a produção de N_2O diminui drasticamente, havendo emissões em pequenas quantidades. A produção do CO_2 decresce, mas continua até condições em que os solos se encontram fortemente reduzido a valores de -250 mV. A partir de então, cessa a produção dos demais gases, ocorrendo o predomínio da produção de CH_4 até a valores entre -300 mV a -400 mV como mencionado por Boivin, et al (2002), e ilustrado por Yu, & Patrick (2004) na figura 10.

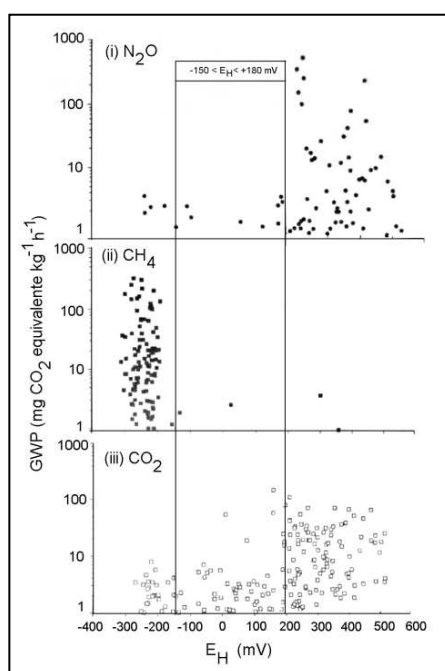


Figura 10 – Poder de Aquecimento Global (Global Warmin Potential, GWP) e contribuições de diversos gases do efeito estufa (N_2O , CH_4 , CO_2) em função da dinâmica do potencial redox de solos alagados. A figura está plotada em escala logarítmica e os dados menores do que 1mg CO_2 equivalente $\text{kg}^{-1}\text{h}^{-1}$ não são ilustradas (Modificado de Yu, & Patrick, 2004)

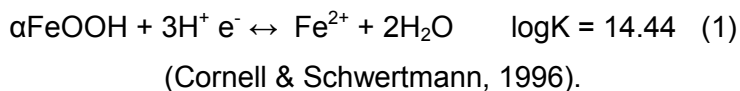
A produção de metano é feita por bactérias do gênero *Archea* em condições anaeróbias. Estas bactérias reduzem o H^+ utilizando-o com acceptor de elétrons formando H_2 e oxidando o substrato a acetato e CO_2 (Sylvia et. al., 1951).

Ambientes mais reduzidos do que -400 mV se tornam inóspitos para bactérias metanogênicas e a população microbiana decresce, ocasionando a consequente diminuição na produção de metano, o que pode ser observado na figura 10 (Moreira & Siqueira, 2006). Em áreas onde há presença de materiais que contenham enxofre, os processos de redução podem ser mais intensos, e além da produção de metano haverá a produção de H_2S , outro importante gás de interesse ambiental.

Entende-se que quanto maior for a atividade de Fe²⁺ proveniente da solubilização de constituintes minerais, maior será o potencial de redução do solo (Figura 9a). O aumento do potencial redutor levará ao aumento do pH devido ao consumo de íons H⁺, estabelecendo assim, habitats apropriados a reprodução de bactérias metanogênicas.

Solubilização de Fe e Mn na solução do solo durante a incubação

Teoricamente quanto maior o teor de óxidos amorfos maior a solubilização de Fe e Mn em ambientes redutores, o que é devido a sua baixa estabilidade mineral. A relação do carbono com a redução de Fe e Mn explica-se pela sua participação como doador de e⁻ nas reações de oxirredução, como por exemplo, na reação de oxirredução da Goethita onde:



A influência do carbono orgânico do solo na redução de Fe e Mn é observada principalmente em sua fração mais oxidável, os ácidos fúlvicos (tabela 4). Isto se deve ao fato de os ácidos fúlvicos serem substâncias de menor peso molecular e maior teor de O em grupamentos funcionais, tais como COOH, OH e C=O (Moreira & Siqueira, 2006). Os AF são apresentam um coeficiente de correlação de Pearson forte e positivo de 0,88082 a um nível de significância de 0,00882 com os teores de Fe+Mn solubilizados, enquanto que para as demais frações das substâncias húmicas a correlação é fraca a inexistente (Tabela 4).

Tabela 4 Correlação de Pearson entre as substâncias húmicas e Fe e Mn detectados na solução do solo após 13 semanas de alagamento. Onde: AF ácidos Fúlvicos, AH Ácidos Húmicos, HU Humina, COS Carbono Orgânico do Solo (total).

		AF	AH	HU	COS
Fe+Mn total	Pearson <i>r.</i>	0.88082	-0.00936	0.37278	0.45259
	Significância	0.00882	0.98411	0.41019	0.30786
Fe total	Pearson <i>r.</i>	0.86979	-0.05652	0.34308	0.40852
	Significância	0.01094	0.90421	0.45123	0.36286
Mn total	Pearson <i>r.</i>	0.3525	0.16067	0.23623	0.31469
	Significância	0.43805	0.73075	0.61006	0.49182

Inicialmente os teores de Fe e Mn solubilizados para a solução dos solos são em pequenas quantidades, havendo um aumento progressivo de sua concentração com o

passar das semanas, seguindo a tendência de redução do Eh e aumento do pH (Figura 11).

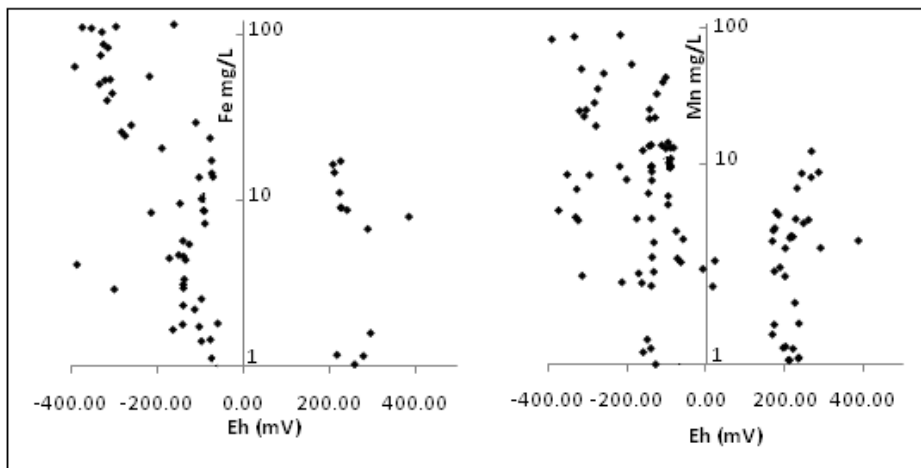


Figura 11. Dinâmica da solubilidade de Fe e Mn durante progressiva redução. O gráfico é expresso em escala logarítmica, onde os valores menores do que 1mg/L não são ilustrados.

O comportamento dos solos na solubilização de Fe foi similar ao encontrado por Sousa (2001) e Sousa et al (2006) onde os solos com maiores teores de Fe, foram os que mais disponibilizaram Fe para a solução do solo.

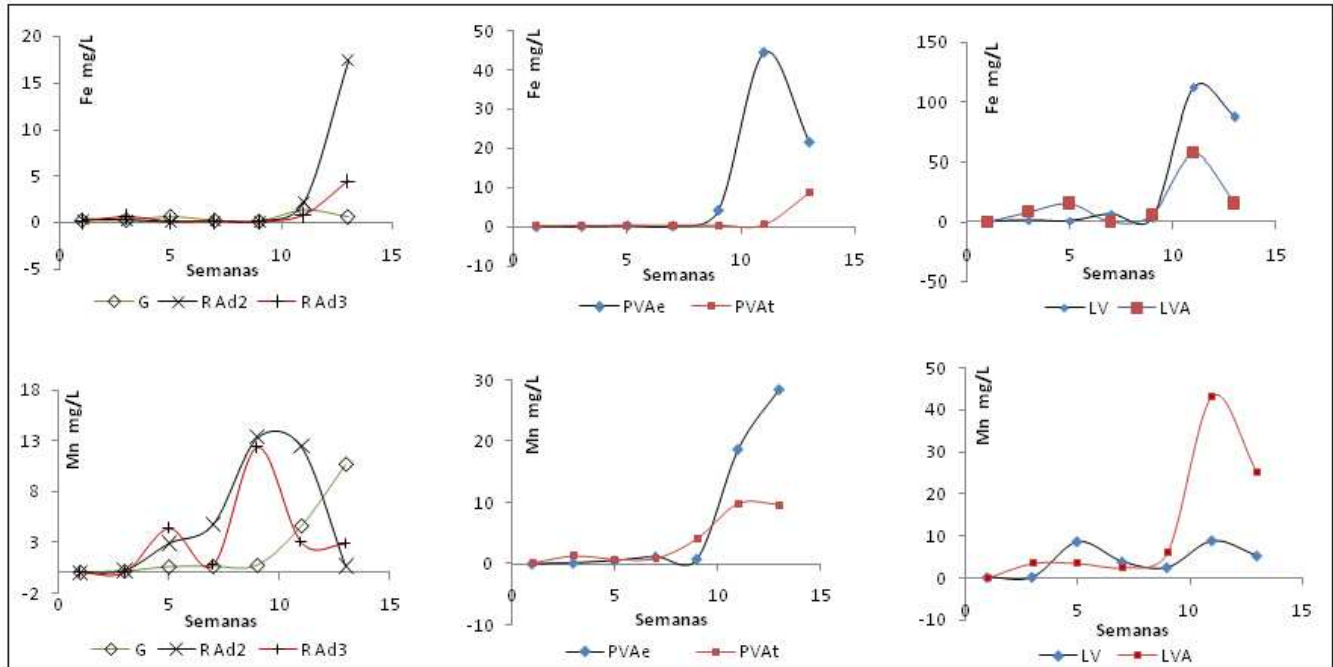


Figura 10. Progressiva solubilização de Fe e Mn, frente a inundação dos solos.

A maior concentração de Fe foi detectada após a nona semana de alagamento, atingindo a valores acima de 100 mg/L para o LV. O Gleissolo junto com o Neossolo Flúvico (RY1) são os solos onde a solubilização de Fe não excederam a níveis de 2

mg/L, sendo os teores de Mn superiores, alcançando patamares de 13 mg/L no Neossolo Flúvico e 11 mg/L no Gleissolo. Os Neossolos foram os primeiros solos a terem maiores solubilizações de Mn, o que pode ser devido a menores quantidades de Nitrato, levando a mais rápida redução do Mn^{4+} a Mn^{2+} .

Após a concentração de Fe e Mn atingirem concentrações máximas durante a décima primeira semana para a maioria dos solos, percebe-se um decréscimo em seus valores. Andrade (2002) encontrou um comportamento similar para a solubilização de Mn. Este decréscimo pode ser devido à precipitação de novas fases minerais, o que levaria a diminuição de sua concentração, como citado por Mello & Perez (2009).

Alterações nos equilíbrios químicos de constituintes minerais

A mudança de ambiente aeróbio para anaeróbio ocasiona alterações na cristalinidade de minerais. Haverá formação de novas fases minerais mais ou menos cristalinas, caso a concentração de um dado elemento for suficientemente alta para tal, como por exemplo para a precipitação da magnetita em ambientes incessantemente alagados. Mas se as atividades de Fe forem muito altas excedendo o necessário para formação da magnetita, poderá haver a precipitação da hidromagnetita, que é uma fase mais amorfa (Mello & Perez, 2009).

Considerando que em todos os solos há presença de óxidos amorfos (Figura 4), inicialmente eles controlarão a solubilidade mineral em todos os solos, que posterior a sua total solubilização ou conversão para fases mais bem cristalizadas, outros minerais mais cristalinos irão controlar a atividade do Fe em solução.

Para o Gleissolo que é um solo composto basicamente por óxidos amorfos (tabela 3) acredita-se que a solubilidade será controlada pela lepidocrocita, que apesar de não ser identificada no difratograma de raios-X supõe-se presente neste solo e apresenta um $\log k^{\circ} = 1,39$. Nos solos onde predominam óxidos cristalinos, Latossolos e Argissolos, logo quando exaurido os óxidos amorfos, a solubilidade mineral será controlada pela Hematita, $\log k^{\circ} 0,09$, por ser o mineral cristalino menos estável que a goetita, $\log k^{\circ} = -0,02$, e por se encontrar presente em todos os solos (Figura 4) Lindsay, (1979).

Ao relacionar os dados de p_e e pH fixando-se uma atividade de Fe (adotou-se $\text{Log}(Fe^{2+}) = \text{Log}(Fe^{3+}) = -3$) obtém-se os diagramas de solubilidade p_e/pH , onde é possível observar a solubilidade e cristalização de novas fases minerais. Na figura 11a é possível observar os campos da estabilidade dos óxidos amorfos e lepidocrocita, que controlarão a solubilidade dos óxidos de Fe, no caso do Gleissolo e dos

Neossolos Flúvicos. Percebe-se que o campo de estabilidade do mineral menos cristalizado se encontra dentro do campo de estabilidade do mineral mais cristalino, por isso há tendência de cristalização de fases menos cristalinas com a diminuição da atividade de Fe (Mello & Perez, 2009).

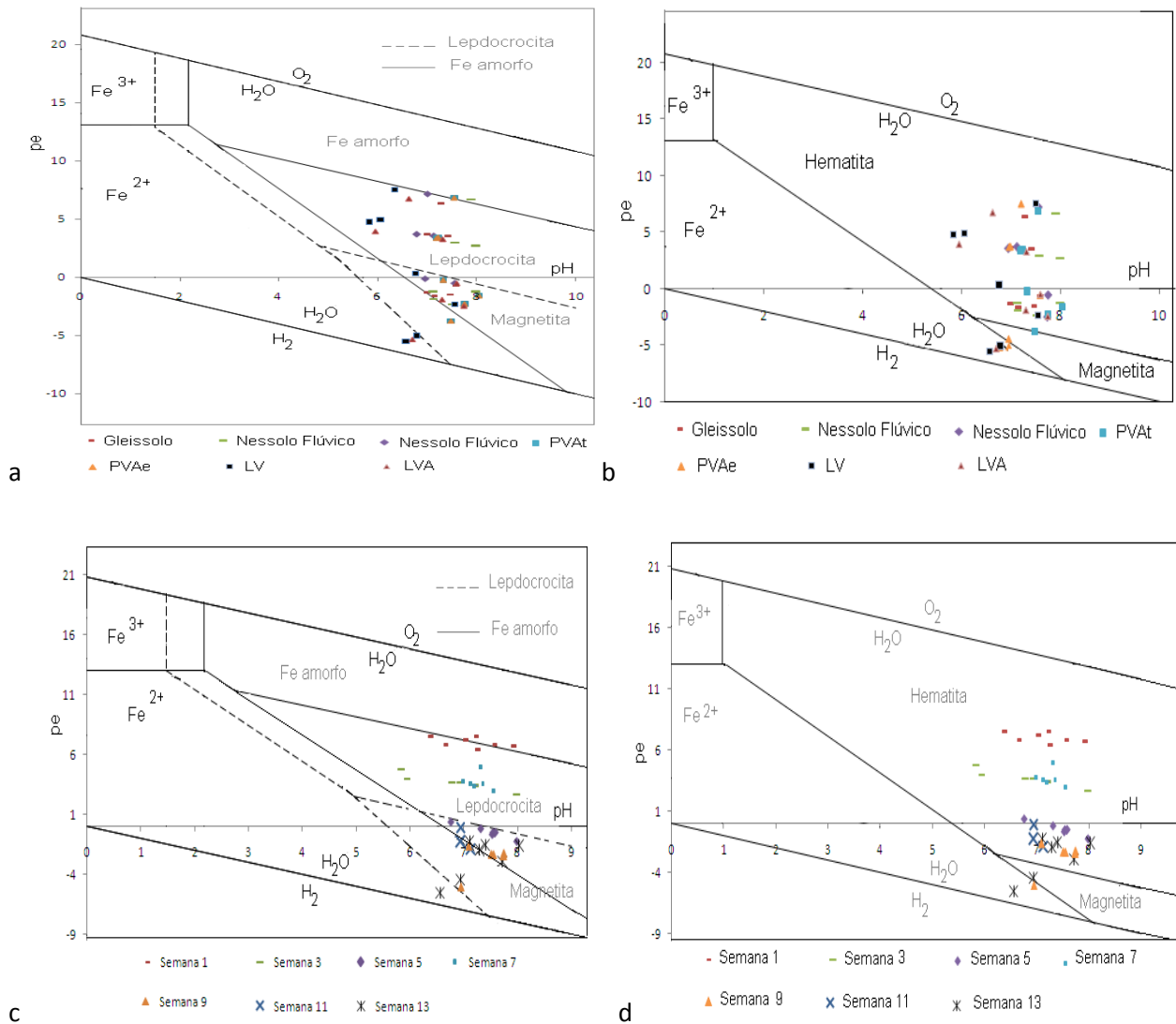


Figura 11. Diagrama de estabilidade de pe - pH , onde diferentes fases minerais controlam a solubilização de Fe, onde a) Fe amorpho – Magnetita; Lepidocrocita – Magnetita; b) Hematita – Magnetita; c) Fe amorpho – Magnetita; Lepidocrocita – Magnetita onde os pontos no Gráfico representam as semanas de inundação; d) Hematita – Magnetita onde os pontos no Gráfico representam as semanas de inundação.

De acordo com as figuras 11a e 11b quando a atividade do Fe for controlada pelo Fe amorpho, haverá a tendência de em todos os solos haver a precipitação de Magnetita a partir da terceira semana de alagamento, e de Magnetita a Fe²⁺ para o LVA e LV, a partir da nona semana de alagamento (Figura 11c).

A partir do momento em que a estabilidade mineral for controlada por óxidos de Fe de maior cristalinidade, menor será a precipitação de magnetita. No caso dos gleissolos Quando a solubilidade for controlada pela lepidocrocita, a precipitação de magnetita se dará a partir da quinta semana de inundação, a conversão de magnetita a Fe^{2+} ocorre em condições mais redutoras, a partir da décima terceira semana de alagamento para o LVA, LV e PVA (e) (Figura 11a).

Na figura 11b percebe-se que haverá precipitação de magnetita apenas para o LVA, LV e PVAe, durante a nona a décima terceira semana de alagamento (Figura 10d), que coincidem com a queda na concentração de Fe durante a décima terceira semana de alagamento (Figura 10), o que corrobora com a idéia de diminuição da concentração do Fe solubilizado devido sua reprecipitação em fases minerais menos amorfas. Essa reprecipitação de minerais atua como um tamponamento das condições de pe e pH , devido a diminuição da atividade Fe^{2+} e liberação de íons H^+ para o meio.

As reações de redução do Fe^{3+} consomem prótons e elétrons (Equação 1 e Figura 7), e a reprecipitação de novas fases minerais os libera, o que provoca um tamponamento dos valores de pe e pH , conforme verificado na figura 5b, com a tendência de manutenção dos valores de pe entre -1 e -4 pe .

Conclusões

- Os constituintes minerais compostos de Fe exercem bastante influência no estabelecimento e manutenção de condições redutoras, apropriadas para a reprodução de bactérias do gênero *Arquea*, que são bactérias que possuem o metano como um de seus produtos finais no processo de obtenção de energia. Dessa forma, o metano será um produto inevitável e inerente ao alagamento de solos.
- A influência do COS para os processos de redução e solubilização de constituintes minerais é clara e vital para a manutenção do sistema redox, devido ser importante doador de e^- no processo de redução de metais. Sua influência será mais forte quanto mais reativo for o carbono orgânico do solo.
- Após a concentração de Fe e Mn atingirem concentrações máximas na solução do solo após a décima semana de alagamento, haverá uma queda em seus valores que será devido a reprecipitação de novas fases minerais, que levará a liberação de prótons e elétrons para a solução do solo, provocando um tamponamento dos valores de pe e pH .
- O comportamento do pH e pe de solos submetidos a inundação em laboratórios é heterogêneo em cada classe de solo de acordo com suas características químicas e

físicas, sendo que os teores de Fe e COS, os que mais exercem influência nos processos de redox de solos alagados.

Referências

- AB'SABER, A.N. **Os Domínios de Natureza do Brasil**: Potencialidades Paisagísticas. Ateliê, São Paulo, 2003, 159p.
- ALLEONI L.R.F., MELLO, J.W.V., ROCHA, S.D., Eletroquímica, adsorção e troca iônica no solo. *in* **Química e mineralogia do solo** – Parte II Aplicações. Viçosa, SBCS 2009.
- ANDERSON, J.U. An Improved Pretreatment for Mineralogical Analysis of Samples Containing Organic Matter. **Clays and Minerals**, v. 10, 1963.
- ANDRADE, E.; MIYAZAWA, M; PAVAN, M. A., OLIVEIRA, E.L., Effect of Organic Matter on Manganese Solubility **Brazilian Archives of Biology And Technology** Vol. 45, N. 1 : pp. 17 - 20, March, 2002
- BARTLETT, R.J., JAMES, B.R. Redox chemistry of soil. **Advances in Agronomy**, New York, v. 50, p. 151-208, 1993.
- Berry, L. G. **Selected Powder Diffraction Data for Minerals**. Publ. DBM-I-23, Joint Committee on Powder Diffraction Stan- Manuscript received, July 17, 1978; Swarthmore, Pennsylvania, 1974
- BENEDETTI, U. **Garcia Estudo detalhado dos solos do Campus do Cauamé da UFRR, Boa Vista, Roraima**, Boa Vista, 2007. (Dissertação de Mestrado)
- BREMNER, J. M. MULVANEY C. S. Total nitrogen. In: PAGE, A. K. ed. Methods of soil analysis. Madison: **American Society of Agronomy**, 1982 p.595-624.
- BLUME, H. P., SCHWERTMANN, U. Genetic evaluation of the profile distribution of aluminum, iron and manganese oxides. **Soil Science Society of America Bulletin**, 16:803-832, 1965
- BOIVIN, P. FAVRE, F., HAMMECKER, C., MAEGHT, J.L. DELARIVIÈRE J. POUSSIN, J.C., WOPEREIS, M.C.S., Processes driving soil solution chemistry in a flooded rice-cropped vertisol: analysis of long time monitoring data. **Geoderma**, 87-107, 2002.
- CAMARGO, F. A. O. SANTOS, G. A., ZONTA, E. ALTERAÇÕES ELETROQUÍMICAS EM SOLOS INUNDADOS **Ciência Rural**, **Santa Maria**, v. 29, n. 1, p. 171-180, 1999.
- CORNELL, R.M., SCHWERTMANN, U. *The iron oxides*. Structure, Properties, Reactions, Occurrence and Uses. VCH, Weinheim, 573 pp. 1996
- CHENG, W. YAGI, K. AKIYAMA, H. NISHIMURA, S. SUDO, S. FUMOTO, T. HASEGAWA, T., Na Empirical model of soil chemical properties that regulate methane production in Japanese Rice paddy soils. **Jornal Environmental Quality**, **2007**.

- GRYBOS, M., Davranche M., Gruau G., Petitjean P., Pédrot M., Increasing pH drives organic matter solubilization from wetland soils under reducing conditions **Geoderma** 154 (2009) 13–19
- INDA JUNIOR , N. KÄMPF Avaliação de procedimentos de extração dos óxidos de ferro pedogênicos com ditionitocitrato-bicarbonato de sódio nota A. V. **R. Bras. Ci. Solo**, 27:1139-1147, 2003
- JACKSON, M.L. **Soil Chemical Analyzis, advanced course**: 2nd ed., Publ. by the author, Dept. Soil Sci., Univ. of Wisconsin, Madison. 1979.
- LINDSAY, W.L., **Chemical equilibria in soils**. New York, Wiley & Sons, 1979. 779p.
- KRUGERr, M. FRENZEL, P., CONRAD R., Microbial Processes influencing methane emission from rice Fields **Global Change Biology** 7, 49±63 2001
- MCKEAGUE, J. A., DAY, J. H. Dithionite and Oxalate - Extractable Fe and Al as Aids in Differentiating Various Classes of Soils. **Canadian Journal Soil Science**, v.46, p.13-22. 1966.
- MELLO, J.W.V., PEREZ, D.V., Equilíbrio químicos das reações no solo, p 151-250 *in* MELO, V. F. ALLEONI, L.R.F. et .all. **Química e mineralogia do solo – Parte II Aplicações**.Viçosa, SBCS 2009
- MELO, V. F. **Solos e indicadores de uso agrícola em Roraima** : áreas indígena Maloca do Flechal e de colonização do Apiaú. – Viçosa (Tese de Doutorado) UFV, 2002
- MELO, V.F. WYPYCH, F. Caulinita e Haloisita, *in* MELO, V. F. ALLEONI, L.R.F.. **Química e mineralogia do solo – Parte I Conceitos básicos**. Viçosa, SBCS 2009
- MOREIRA, F. M. S., SIQUEIRA, J. O.; *Microbiologia e Bioquímica do Solo*, 2ª ed. atual. e ampl. Lavras, UFLA, 2006. 729p.
- MURASE, J. KIMURA, M., Anaerobic reoxidation of Mn²⁺, Fe²⁺, S⁰ and S⁻ in submerged paddy soils. **Biol Fertil Soils.**, 1997
- NACAB, Núcleo de Assessoria às Comunidades Atingidas por barragens; **Parecer técnico da Alvaliação do Impacto Social do Estudo de Impacto Ambiental da UHE Baú I, Município de Ponte Nova, MG**. Ponte Nova, 2008
- NUNES W. A. G. A., KER, J. C., SCHAEFER, C. E. G. R., FERNANDES FILHO E. I. & GOMES, F. H. Relação solo-paisagem-material de origem e gênese de alguns solos no domínio do “mar de morros”, minas gerais **R. Bras. Ci. Solo**, 25:341-354, 2001
- PONNAMPERUMA, F.N. **Physicochemical properties of submerged soils in relation to fertility**. Los Baños: Research Paper Serie, 5. IRRI, 1977. 32 p.
- RESENDE, M.CURI, N. KER, J. C., REZENDE, S. B., **Mineralogia de solos brasileiros, interpretações e aplicações**. Lavras, UFLA, 2005, p.192
- ROSENANI, P. S. MAKARIN A. K. CHE FAUSIAH, I. BIDIN, A., SUHARSIH, Soil Controlling Factors of methane gas production from flooded rice fields in pati district, central Java. **Indonesian Journal of Soil Agricultural Science**, 2002.

- SOUSA, R.O. **Oxiredução em solos alagados afetados por resíduos vegetais.** Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2001.164p. (Tese de Doutorado)
- SOUSA, R.O., CAMAGO, F.A.O., VAHL, L.C., Solos alagados (Reações redox), in Meurer E.J., *Fundamentos de química do solo*, Porto Alegre, Evangraf, 2006.
- SOUSA, R. O., VAHK, L, C., OTEO, X. L., Química dos solos alagados,pg 449-484 in MELO, V. F. ALLEONI, L.R.F. et .all. **Química e mineralogia do solo – Parte II** Aplicações.Viçosa, SBCS 2009
- SPARKS, D.L., *Enviromental soil chemitry*. San Diego, Academic, Press, 1995.267p.
- SYLVIA, M. D., FUHRMANN, J.J. HARTEL P.G. ZUBERER D. *Principles And application of soil microbiology* 2^a ed. Person New Jersey EUA, 1951
- SWIFT, R.S. Organic matter characterization. In: SPARKS, D. L. ed. Methods os soil analysis. Part 3. Chemical methods. **Soil Sci. Soc. Am.** Book series: 5. Soil Sci. Soc. Am. Madison, 1996. p. 1018-1020
- TIAN-YEN, Y. Soil and plants. In: TIAN-YEN, Y., **Physical chemistry of paddy soils.** Berlin: Springer-Verlag, 1985. p. 197-214.
- TEDESCO, M. J. GIANELLO, C., BISSANI, C. A., BOHEN, H. & VOLKWEISS, S. J. Análises de solo plantas e outros materiais. Porto Alegre, Departamento de Solos, UFRGS, 1995, 175p.
- YU K., PATRICK, W.H.Jr., Redox window whit Minimum global warming potential contribution from rice soils. **Soil Science Society American Journal**, 68, 2004.
- YEOMANS, J.C. & BREMNER, J.M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. Comm. **Soil Sci. Plant Anal.**, 19:1467-1476, 1988.

Capítulo III

Carbono orgânico do solo e a produção de metano em reservatórios hidroelétricos

Resumo

O carbono orgânico do solo é de vital importância no processo de produção de CH₄ em solos alagados, devido o grande estoque de carbono orgânico que há no solo. Alguns autores tem se dedicado a desenvolver um modelo que seja capaz de estimar a produção de CH₄ em solos alagados através da relação entre a reatividade do COS e produção de metano. Em países, como o Brasil, onde a matriz elétrica é majoritariamente composta por usinas hidroelétricas, é importante que se testem e se estabeleçam modelos capazes de prever quanto uma usina hidroelétrica produzirá de gases do efeito estufa. Estimativas da produção da gases do efeito estufa viabilizarão a elaboração de medidas compensatórias do impacto ocasionado pelo empreendimento, auxiliando na análise de sua viabilidade ambiental. Neste sentido este trabalho objetivou estudar a reatividade do carbono orgânico do solo e estimar a produção de metano devido o alagamento de solos provindo de um empreendimento hidroelétrico na Zona da Mata do estado de Minas Gerais. Contemplaram-se as classes de Latossolos, Argissolos, Neossolos Flúvicos e Gleissolos. Foram feitas determinações nos solos de carbono orgânico total (COT), fracionamento das substâncias húmicas, fracionamento do COS por graus de oxidação, bem como Nitrogênio total (N_{total}) e teores de ferro. Como resultado observou-se que teores de COT e N_{total} foram aqueles que mais influenciaram, para a produção de metano e os solos oxidicos foram os que obtiveram o maior potencial de produção de metano. A UHE Baú I tem um potencial total de produção de CH₄ estimado de mais de 7.000 Mg em uma área de cerca de 700 ha. Sendo que este gás tem um potencial de aquecimento global da ordem de 20 mais potente que o CO₂, o que corresponde a cerca de 140.000 Mg de CO₂.

Palavras Chave

Anaerobiose, Impactos Ambientais, Substâncias Húmicas

Introdução

O carbono (C) é um dos elementos mais abundantes do planeta, sendo um constituinte essencial aos compostos orgânicos. Ele é retirado da atmosfera pelas plantas através da fotossíntese, sendo o solo o destino de sua maior parte.

A entrada anual de C no solo corresponde a 15% do CO₂ atmosférico, o que representa um grande dreno de carbono. Sua concentração no solo atinge cerca de 1.200 Gt (Gt = 10¹⁵g), quase o dobro do C atmosférico que é de 765 Gt, e quase três vezes o C da biomassa terrestre de 500 a 800 Gt. Portanto o solo pode representar

uma grande fonte emissora de gases do efeito estufa (GEE) a depender de sua forma de uso e manejo (Moreira & Siqueira, 2006).

Ao fazer uma análise dentre as diversas formas de uso e ocupação do solo que contribuem para a produção e emissão de GEE, Fearnside, (2004) e Santos et. al. (2008) destacam a importância da contribuição de usinas hidroelétricas. Estes autores salientam o papel do carbono orgânico (CO) para a produção de GEE, e destacam a importância do carbono orgânico do solo (COS) no processo de produção de CH₄ em lagos de hidroelétricas.

A produção de CH₄ em áreas alagadas ocorre devido a condições de saturação, que provoca mudança no ambiente aeróbio para anaeróbio. Esta alteração leva a modificações nos equilíbrios geoquímicos dos constituintes do solo, fazendo com que novos processos ecológicos ocorram e novas populações bacterianas se tornem abundantes (Ramakrisna et al 2000; Sousa et al. 2009).

Em condições redutoras (alagadas) ocorre a respiração anaeróbia com a consequente produção de metano e óxido nitroso. Os microrganismos que crescem nestas condições usam compostos inorgânicos oxidados como aceptores de elétrons em lugar de O₂ como acceptor final de elétrons. Esta alteração no metabolismo produz menos energia para oxidar a matéria orgânica em relação ao metabolismo aeróbico, o que resulta em processos como desnitrificação, respiração do nitrato e metanogênese (Sylvia et al, 1951).

Na respiração anaeróbia os fermentadores primários atacam polímeros orgânicos, enquanto os secundários, bactérias do gênero *Archea*, utilizam o ácido fórmico, acetato, ácidos graxos e CO₂ como fontes de elétrons. Estes organismos reduzem o H⁺ e o utilizam como acceptor de elétrons, formando H₂ oxidando o substrato a acetato e CO₂ como fonte de carbono (Moreira & Siqueira, 2006).

A condição de anaerobiose induzida pela construção de hidroelétricas é responsável pela produção do metano. Sua emissão pode ocorrer de diversas maneiras: por ebulição, fluxo difusivo, superfície do espelho d'água e trabalho das turbinas. A emissão de metano é mais intensa nos primeiros anos de inundação, isso porque, o estoque de carbono inicialmente contido no solo diminuirá à medida que forem progressivamente degradados e a partir de então, as emissões de metano provirão apenas de fontes renováveis (Fearnside, 2005, 2008).

Galy-Lacaux et al. (1999) afirmam que durante os primeiros anos de alagamento na usina hidroelétrica de Petit Saut, na Guiana Francesa, o solo foi a principal fonte de

carbono para produção de metano. Os autores atribuíram este fato ao estoque de carbono instável do solo ser relativamente grande, cerca de 54 Mg C/ha medido nos 60 cm superficiais.

Devido a influência do carbono orgânico do solo para o processo de produção de gases do efeito estufa em solos alagados, alguns trabalhos como os de Setyanto et al (2002); Cheg et al (2007), dedicaram-se a desenvolver modelos capaz de estimar a produção de CH₄ em solos alagados. Trabalhos com este viés são importantes, por possibilitar a estimativa do impacto na produção de CH₄ antes que o solo seja inundado. Em países, como o Brasil, onde a matriz elétrica é majoritariamente composta por usinas hidroelétricas é importante que se testem e se estabeleçam modelos capazes de prever quanto uma usina hidroelétrica produzirá de GEE. Estimativas que viabilizarão a avaliar a viabilidade ambiental do empreendimento bem como a elaboração de medidas compensatórias do impacto ocasionado, ou talvez o aproveitamento de tais gases como fonte de energia.

Neste sentido este trabalho objetivou estudar a reatividade do carbono orgânico do solo bem como estimar a produção de metano devido o alagamento de solos provindo de um empreendimento hidroelétrico na Zona da Mata do estado de Minas Gerais.

Material e Métodos

Área de estudo

A realização deste trabalho ocorreu na confluência do rio Piranga com o rio do Carmo, onde se forma o rio Doce na Zona da Mata Mineira. Nesta área existe um projeto de construção de usina hidroelétrica (UHE) denominada Baú I, cujo processo de licenciamento ambiental está em andamento, encontrando-se atualmente na fase de obtenção da licença prévia. A Usina abrangerá os municípios de Ponte Nova, Rio Doce, Santa Cruz do Escalvado e Barra Longa (Figura 1) numa área total de cerca de 700 ha. Esta área se encontra na depressão pontenovense do médio rio Doce na região do domínio morfoclimático de Mares de Morros Florestados (Ab'Saber 2003).

As amostras foram coletadas visando abranger a maioria dos solos passíveis de serem submetidos à inundações na área de construção do projeto hidroelétrico em questão. Para tal, foi feita uma coleta em toposequência abrangendo as seguintes classes de solos: Argissolo Vermelho Amarelo na encosta da vertente (PVA (e)), logo em seguida um Gleissolo Háptico (GX) na várzea, e no dique marginal um Neossolo Flúvico (RY1), na outra margem do rio foi coletado um Argissolo Vermelho Amarelo situado em terraço amplo e bem desenvolvido (PVA (t)), seguido de um Nossolo

Flúvico (RY2); duas amostras restantes de Latossolo Vermelho Amarelo (LVA) e Latossolo Vermelho (LV) ambos em meia encosta foram coletadas em locais distintos. Foram feitas quatro repetições de coletas dentro da mesma unidade de mapeamento com auxílio de trado nas profundidades de 0 - 20 e 20 - 40 cm, para compor uma amostra simples na profundidade de 0 a 40 cm.

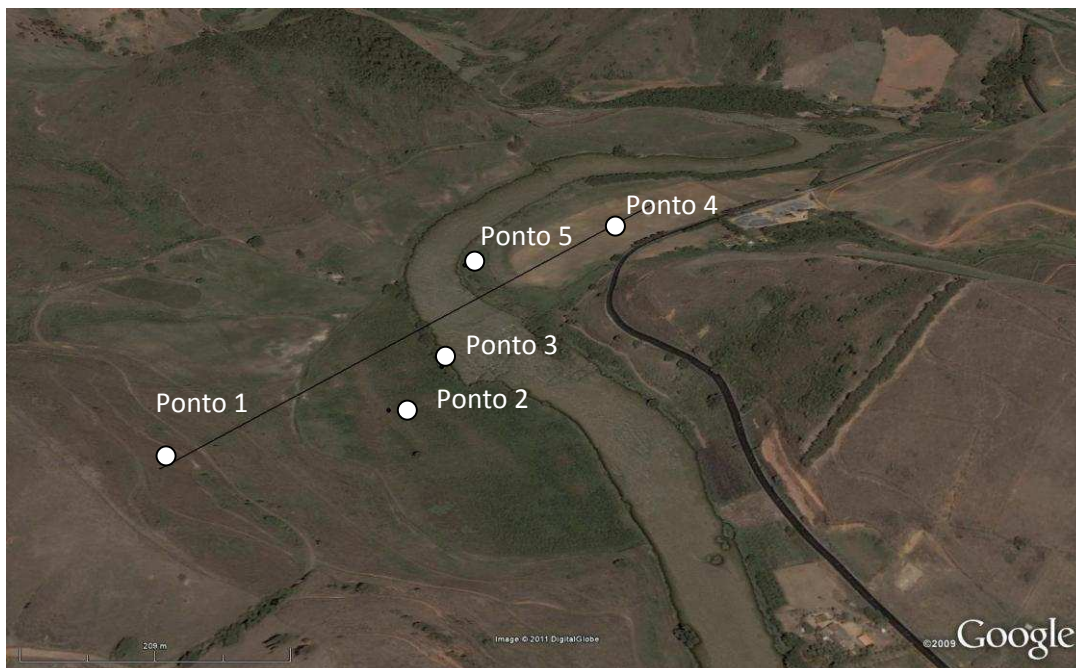


Figura 2. Toposequencia de coleta de amostras de solos, onde : Ponto 1 Argissolo Vermelho Amarelo fase meia encosta; Ponto 2 Gleissolo Háptico ; Ponto 3 Neossolo Flúvico; Ponto 4 Nesossolo Flúvico; Ponto 5 Argissolo Vermelho Amarelo Fase terraço.

As amostras foram secas ao ar, destorroadas e passadas em peneira 2 mm, em seguida foram pesados 0,5 kg de cada profundidade e então foram homogeneizadas para que se obtivesse uma amostra na profundidade de 0 - 40 cm em decorrência de nesta profundidade se concentrar a maior parte do COS. Parte deste material foi enviado para análises químicas e físicas de rotina (Quadro 1 e 2) e uma alíquota de 10 g foi utilizada para análises de matéria orgânica do solo (MOS), que foi passada em almofariz de ágata e então peneirada com peneira de 0,05mm, para que procedessem as análises descritas a seguir.

Determinações do Carbono orgânico total e da Matéria Orgânica total e Nitrogênio total do solo

O teor de Carbono Orgânico Total (COT) foi determinado a partir do método de Yeomans e Bremner (1988). O N total foi determinado de acordo com Mendonça e Matos (2005), sendo uma adaptação do método de Bremner e Mulvaney (1982) e Tedesco et al (1995)

Quadro 1. Características químicas dos solos

Solo	pH		P	K	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	H + Al	SB	(t)	(T)	V	m	P-rem
	H ₂ O	KCl												
LV	5,09	4,33	2,3	79	0,91	0,53	0,5	4,3	1,6	2,14	5,94	27,6	23,4	28,4
LVA	5,22	4,40	2,5	269	0,77	0,95	0,1	4,3	2,4	2,51	6,71	35,9	4,0	30,5
PVA (t)	6,34	5,79	4,4	135	3,36	1,11	0	2,1	5,1	5,09	7,19	70,8	0	31,0
PVA (e)	5,65	4,42	41,0	44	3,37	1,42	0	3,3	4,9	4,9	8,2	59,8	0	45,9
RY1	6,81	5,34	10,3	23	1,67	1,17	0	1,3	2,9	2,92	4,22	69,2	0	32,9
RY2	5,51	4,66	19,5	55	1,38	0,59	0	1,7	2,1	2,11	3,81	55,4	0	43,3
GX	5,51	4,69	6,5	63	4,15	2,16	0	4,0	6,5	6,47	10,47	61,8	0	20,1

GX Gleissolo; RY1 e RY2, Neossolo Flúvico; PVA Argissolo Vermelho Amarelo fase terraço; Argissolo Vermelho Amarelo fase encosta; LV Latossolo Vermelho; LVA Latossolo Vermelho Amarelo

Quadro 2. Características físicas dos solos na profundidade de 0-40 cm

Solo	Densidade de Partículas	Densidade do solo	Areia Grossa	Areia Fina	Silte	Argila	Textura
	kg/dm ³		dag/kg				
LV	2,64	1,19	37	13	8	42	Argilo-Arenosa
LVA	2,48	1,12	14	21	1	64	Argilo-Arenosa
PVA (t)	2,52	1,08	22	16	18	44	Argila
PVA (e)	2,73	1,32	42	33	7	18	Franco-Arenosa
RY1	2,58	1,07	19	47	17	17	Franco-Arenosa
RY2	2,65	1,22	20	58	10	12	Franco-Arenosa
GX	2,50	0,94	7	6	30	57	Argila

GX Gleissolo; RY1 e RY2, Neossolo Flúvico; PVA Argissolo Vermelho Amarelo fase terraço; Argissolo Vermelho Amarelo fase encosta; LV Latossolo Vermelho; LVA Latossolo Vermelho Amarelo

Determinações da área total de cada classe de solo e cálculo do estoque total de carbono

Foi obtido o mapa de solos em formato digital apresentado no EIA-RIMA da UHE Baú I, este mapa foi digitalizado e georreferenciado utilizando o software ArcGis 9.2, utilizando as coordenadas contidas no próprio mapa. A partir de então foi possível fazer os cálculos da área total de cada classe de solo. O estoque total de carbono foi calculado entre 0 a 40 cm de profundidade considerando o carbono orgânico total obtido pelo método de Yeomans e Bremner (1988).

Fracionamento do Carbono por graus de oxidação

As frações do Carbono Oxidável foram determinadas conforme as modificações no método de Chan et al. (2001) proposta por Mendonça e Matos (2005). Para esta análise foram feitas três repetições de cada amostra, sendo que o resultado expressa a média dos valores encontrados. Foram obtidas quatro frações, com graus decrescentes de oxidação do C:

- Fração 1 (F1): C oxidado por $K_2Cr_2O_7$ em meio ácido de 3 mol L^{-1} de H_2SO_4 .
- Fração 2 (F2): diferença do C oxidado por $K_2Cr_2O_7$ em meio ácido com 6 e 3 mol L^{-1} de H_2SO_4 .
- Fração 3 (F3): diferença do C oxidado por $K_2Cr_2O_7$ em meio ácido com 9 e 6 mol L^{-1} de H_2SO_4 .
- Fração 4 (F4): diferença do C orgânico total e C oxidado por $K_2Cr_2O_7$ em meio ácido com e 9 mol L^{-1} de H_2SO_4 .

Fracionamento das substâncias húmicas

Fora aplicado o método proposto por Swift (1996) com algumas adaptações. Utilizou-se uma solução de Dicromato de Potássio a $0,0835 \text{ mol L}^{-1}$ para as frações dos ácidos fúlvicos (AF) e ácidos húmicos (AH) e uma concentração de $0,167 \text{ mol L}^{-1}$ para a fração Humina, de modo que as titulações das amostras se afastassem da titulação do branco, com intuito de obter maior precisão nos resultados.

Determinações de óxidos de Ferro

Foram utilizados amostras de solos na profundidade de 0-40 cm das quais foi retirada uma alíquota passada em peneira de 0,05 mm) para posterior remoção da matéria orgânica, com NaClO 10% (v/v) (Anderson 1963). Após a remoção da MO as amostras foram secas em estufa a 60° C . Os óxidos de ferro cristalinos, foram determinadas com solução de ditionito-citrato-bicarbonato (Jackson, 1979). Foram feitas três extrações em cada amostra e os teores de Fe foram determinados por Espectrofotômetro de absorção atômica

Estimativa de produção de CH_4 em solos alagados

Para estimar a produção de CH_4 ocasionada pela inundação dos solos foi utilizado o modelo proposto por Cheng et al (2007) que estudaram a influência de diferentes características químicas do solo em diferentes classes de solos japoneses, utilizados para plantio de arroz. Estes autores correlacionaram a produção de CH_4 com o teor de C lábil e Fe reduzido onde:

$$P_{CH_4} = 0,302 (C_{\text{labil}} - 1/4Fe_{\text{red}}) \text{ (mol)} \quad (1)$$

No entanto os autores comentam que dados como C lábil e Fe reduzido, não são comumente encontrados em banco de dados de solos, e como a idéia do modelo é que seja de fácil acesso e utilização, os autores recomendam a utilização de nitrogênio mineralizável ou disponível no lugar do C lábil (equação 2). Este trabalho assumiu os

valores do Estrato Alcalino (EA) obtido pelo fracionamento das substâncias húmicas, como sendo o carbono lábil utilizado na equação 1.

$$C_{\text{lábil}} = 5,28 N_{\text{disponível}} \text{ (mg/kg)} \quad (2)$$

O mesmo ocorre com os valores de Fe, no qual o Fe total comumente é encontrado em análises de solos ao contrário dos valores de Fe reduzido. O Fe reduzido pode ser obtido pela equação 3. Neste trabalho utilizou-se os valores de Fe ditionito na equação 3 para obtenção dos valores de Fe_{red} .

$$Fe_{\text{red}} = 0,152 Fe_{\text{(total)}} \text{ (mg/kg)} \quad (3)$$

Resultados e Discussão

Estoque de Carbono orgânico total e Carbono lábil nos solos estudados

O Gleissolo apresentou maior teor de carbono orgânico total (COT) com 4,11%, e apesar disso não é o solo onde há o maior estoque de carbono com 154,54 t/ha. Este fato se deve a sua densidade (Quadro 3) que é a menor entre os solos estudados. A área em que este solo se encontra representa cerca de 3,5 ha, 0,5% da área total a ser inundada, com um estoque total de carbono nos 40 cm superficiais de 544,66 Mg. Deste total, 123,88 (22,74%) Mg de C se encontram na forma de ácidos fúlvicos e ácidos húmicos. Segundo Schnitzer & Khan, (1972) este compostos representam frações de maior reatividade.

Quadro 3. Estoques de carbono orgânico total, matéria orgânica total e fração lábil de carbono orgânico dos solos estudados.

Solo	COT ¹	Densidade de Partículas	Densidade do solo	Área total dos solos		Estoque de Carbono total no solo ²		Fração Lábil do Carbono orgânico ³	
				ha	%	Mg	Mg/ha	Mg	% ⁴
	dag/kg	kg/dm ³							
LV	3,4	2,64	1,19	0,17	0,024	27,75	161,84	5,96	21,48
LVA	3,43	2,48	1,12	0,26	0,037	39,65	153,66	8,59	21,66
PVA (t)	3,03	2,52	1,08	96,36	13,750	12.613,48	130,90	2.920,68	23,16
PVA (e)	2,29	2,73	1,32	487,81	69,608	58.982,42	120,91	12.610,03	21,38
RY1	1,6	2,58	1,07	72,75	10,380	4.981,63	68,48	1.093,53	21,95
RY2	0,99	2,65	1,22	39,92	5,697	1.928,66	48,31	413,28	21,43
GX	4,11	2,5	0,94	3,52	0,503	544,66	154,54	123,88	22,74
TOTAL				700,796		79.118,24			

GX Gleissolo; RY1 e RY2, Neossolo Flúvico; PVA Argissolo Vermelho Amarelo fase terraço; Argissolo Vermelho Amarelo fase encosta; LV Latossolo Vermelho; LVA Latossolo Vermelho Amarelo 1 – Carbono orgânico total, Yeomans e Bremner (1988); 2 – Yeomans e Bremner (1988), calculados para os 40 cm superficiais; 3 – Fração lábil (ácidos fúlvicos + ácidos húmicos) (Swift 1996); 4 – Porcentagem do COS contido na fração lábil.

No ambiente de ocorrência do Gleissolo o material orgânico é decomposto de forma lenta ocasionando uma inibição na degradação da matéria orgânica pela diminuição da atividade biológica (Sylvia et al 1951; Dick et. Al, 2009). Este ambiente será o que primeiro a produzir CH₄, assim como GEE em geral, devido a existência de uma maior comunidade microbiana já adaptada a condições de anaerobiose do que nos demais solos.

Os Latossolos são solos cujos complexos organominerais apresentam elevada estabilidade, que é proporcionada pela sua composição mineral majoritariamente composta por óxihidróxidos de Fe e Al. O Latossolo Vermelho Amarelo é o segundo solo em que há maiores quantidades de COT com 3,43% seguido pelo Latossolo Vermelho que apresenta 3,40%; no entanto, ambos os solos representam uma pequena área a ser atingida pelo lago da hidroelétrica com 0,024% e 0,037% o que corresponde uma área total de cerca de 0,17 e 0,26 ha respectivamente. Apesar de uma pequena expressão espacial os Latossolos apresentam um acúmulo relativamente alto de carbono orgânico nos 40 cm superficiais com 153,66 Mg/ha para o LVA e 161,84 Mg/ha para o LV.

A maior parte da área a ser alagada são encostas, com uma extensão espacial de aproximadamente 487 ha o que corresponde a 69% da área total (Quadro 3). Estas áreas são ocupadas por Argissolo Vermelho Amarelo, e possuem teor de COT de 2,29%. Estes solos tem um total de 58.982,42 ton de carbono orgânico contidos nos seus 40 cm superficiais, e 120,91 Mg/ha, sendo que cerca de 21,38% deste CO se encontra em sua forma mais reativa. Espera-se que o Argissolo situado na encosta, seja o que mais produzirá CH₄ devido o tamanho de sua área de abrangência.

Os terraços ocupados por Argissolos Vermelhos Amarelos apresentam 3,03% de carbono orgânico total e representam 13,75% da área a ser inundada o que corresponde a aproximadamente 96 ha. Nestas áreas encontram-se 12.613,48 Mg de carbono orgânico acumulado nos 40 cm superficiais, sendo que 2.920,68 Mg deste carbono estão nas frações de ácidos fúlvicos e ácidos húmicos, o que representa uma grande quantidade de carbono orgânico de mais fácil oxidação.

Espera-se que após os gleissolos, os PVA situados no terraço, são os que mais rapidamente produzirão CH₄. Isto se deve ao maior fornecimento de carbono de mais fácil oxidação, e a possível existência de maiores populações de archeobactérias no interior de microagregados devido a maior influência do lençol freático sofrida por estas áreas.

As áreas de Neossolos Flúvicos (RY) em conjunto ocupam cerca de 110 ha. Esta é a segunda maior área após as áreas de encostas ocupadas por Argissolos. Nestas áreas cerca de 40 ha são ocupadas pelo Nossolo Flúvico RY2, situado no dique marginal na parte convexa do meandro. O RY2 apresenta menor quantidade de COT, 0,99%, e um estoque de 1.928,66 Mg de carbono orgânico do solo. O Neossolo flúvico situado na parte côncava do meandro, RY1, corresponde a cerca de 72 ha, e apresenta maior teor COS do que o RY2, com 1,6%. Este solo apresenta um grande estoque de CO com cerca de 4.981,63 Mg de carbono orgânico do solo.

Espera-se que o que mais influenciará na produção do metano seja o carbono orgânico passível de ser oxidado, representado pelo estrato alcalino, e não o carbono orgânico total. Isto se explica, pois, a humina fração mais resistente do COS, pode ser recalcitrante o suficiente para permanecer no solo por tempo indeterminado. Sendo assim, o RY2 produzirá mais metano do que o RY1 devido sua maior quantidade de compostos lábeis a recalcitrantes (Quadro 3).

Características físicas do solo e a relação com a reatividade da MOS

Ao considerar os diversos mecanismos que influenciam para a acumulação e reatividade da matéria orgânica no solo, ha de se levar em consideração características como textura e composição mineral.

Quanto maior forem os teores de argila no solo, maior será a proporção de carbono orgânico total como também carbono orgânico na forma mais oxidável (Figura 3). O carbono na forma mais oxidável é representado pela Fração 1 do COS obtido pelo método de Chan et al (2001) que também de acordo com Maia etl al (2007) e Loss et al, (2009) é conhecida como fração livre (FL) do carbono orgânico do solo.

Há correlação positiva entre a fração livre e os teores de argila, e correlação negativa entre fração livre e teores de areia (Figura 3). Isto pelo fato de a maior interação organomineral ser proporcionada pela maior superfície específica e quantidade de cargas das partículas de menor tamanho (Dick et. al. 2009).

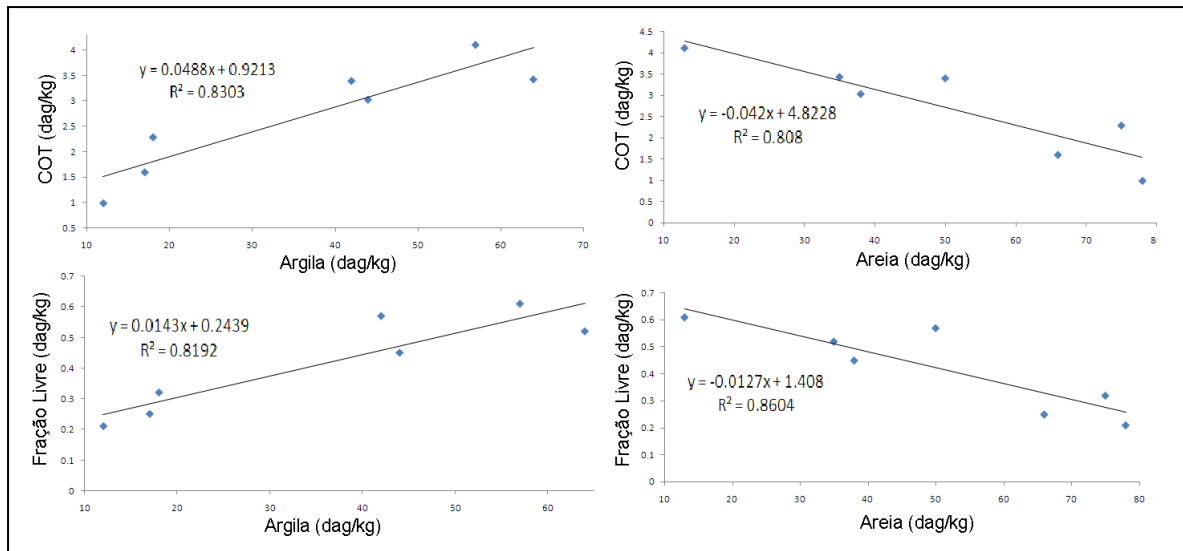


Figura 3. Corelação entre argila , areia e carbono orgânico total, (Yeomans e Bremen 1968), e fração livre (Chan et al 2007).

No que diz respeito à composição mineral, em geral, os constituintes que mais exercem influência na capacidade de adsorção e interação com colóides orgânicos são os óxihidróxidos de ferro e alumínio (Mendonça & Roweel 1996). Os óxidos de Fe e Al mostram ponto de carga zero (PCZ) próximo a 7 e 9, respectivamente. Isto indica que nas condições normais de pH estes óxidos tendem a apresentar predomínio de grupos OH_2^+ na superfície, o que viabiliza a integração organomineral com grupos funcionais carboxilato e fenolato, presentes no COS, proporcionando uma proteção física aos compostos orgânicos e minerais (Dick et. al, 2009).

A proteção física é proporcional a intensidade da interação eletroquímica entre os compostos orgânicos e minerais. Quanto maior a atração eletroquímica, mais estável é o microagregado. Esta estabilidade organomineral, é importante no processo de produção de CH_4 , pois dificulta a difusão de oxigênio, o que leva a diminuição da atividade de microrganismos (aeróbios) no interior do microagregado. (Dick et. al., 2009).

A baixa difusão de O_2 no interior de microagregados leva ao estabelecimento de microsítios anaeróbios, onde, populações de microrganismos anóxicos se estabelecem e reproduzem. Desta forma, após a inundação dos solos, espera-se que solos com textura argilosa produzirão CH_4 antes de solos com texturas mais grosseiras. O que é devido a presença microsítios anaeróbios onde há presença de populações de microrganismos já adaptados a este ambiente.

Fracionamento do carbono orgânico do solo e das substâncias húmicas

A matéria orgânica dos solos estudados, apresenta cerca de 10% a 20% de seu CO, nas frações 1 e 2 do fracionamento do carbono por graus de oxidação de Chan et al. (2001). A fração 1 se correlaciona com a fração livre do CO e por isso é conhecida como fração livre, a Fração 2 (Quadro 5) associa-se com a disponibilização de nutrientes para as plantas, sendo ambas, frações de maior facilidade de oxidação e reatividade (Maia etl al, 2007, Loss et. al. 2009).

O fato de os solos apresentarem sua maior composição nas frações 3 e 4 nos indica que em geral este carbono orgânico é de maior recalcitrância à labilidade, ou seja, de maior estabilidade química, proveniente de grande decomposição e humificação em comparação com as frações 1 e 2 (Stevensson, 1994). Mais de 60% do COS encontra-se na fração 4, que é a fração de maior resistência à degradação (Figura 4).

Quadro 5. Fracionamento da matéria orgânica dos solos

Classe de Solo	GX	RY1	RY2	PVA (t)	PVA (e)	LV	LVA
Classe textural	Argila	Franco-Arenosa	Franco-Arenosa	Argila	Franco-Arenosa	Argilo-Arenosa	Argilo-Arenosa
Fracionamento do Carbono por graus de oxidação (dag/kg)							
Fração 1	0,61	0,25	0,21	0,45	0,32	0,57	0,52
Fração 2	0,6	0,2	0,06	0,46	0,3	0,36	0,42
Fração 3	0,97	0,2	0,27	0,78	0,91	0,87	0,91
Fração 4	3,14	1,4	0,72	2,24	1,38	2,53	2,51
Fração Livre	1,21	0,45	0,27	0,91	0,62	0,93	0,94
Soma das frações	5,32	2,06	1,26	3,94	2,9	4,33	4,37
Fracionamento da Matéria Orgânica (dag/kg)							
Ácidos Fúlvicos (AF)	0,27	0,12	0,09	0,32	0,24	0,48	0,38
Ácidos Húmicos (AH)	0,76	0,10	0,22	0,25	0,46	0,35	0,37
Humina	2,46	0,97	0,48	1,65	1,0	1,92	1,90
EA*	1,03	0,22	0,31	0,57	0,70	0,83	0,75
AH/AF	2,80	0,85	2,36	0,79	1,91	0,73	0,96
Soma (AF+AH+HU)	3,49	1,19	0,79	2,21	1,70	2,76	2,64

* EA – Estrato Alcalino (AF+AH) GX, Gleissolo Háptico; RY1 e RY2, Neossolo Flúvico; PVAt Argissolo Vermelho Amarelo fase terraço; Argissolo Vermelho Amarelo fase encosta; LV Latossolo Vermelho; LVA Latossolo Vermelho Amarelo

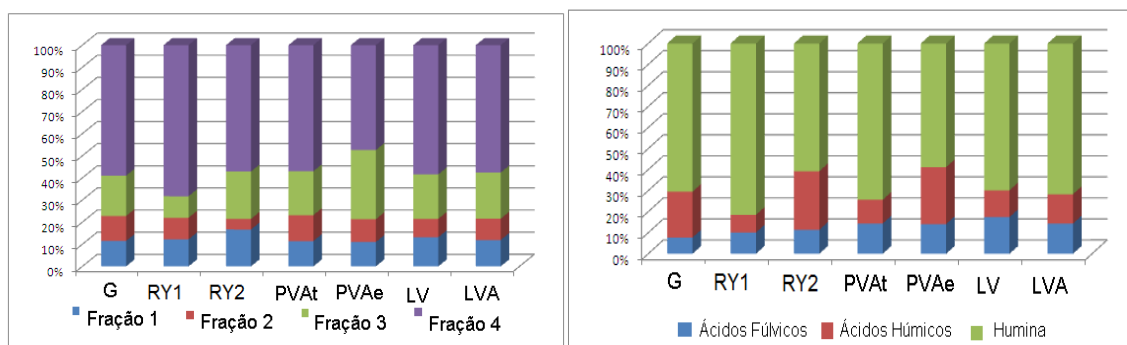


Figura 4. Distribuição em porcentagem das frações do carbono oxidável pelo método de Chan. et al. 1986. E fracionamento da matéria orgânica pelo método de Swift (1996), onde G, Gleissolo; RY1 e RY2, Neossolo Flúvico;

A capacidade de conversão do carbono orgânico de maior complexidade química a formas menos complexas, (relação AH/AF) indica a facilidade de degradação do COS. Quanto mais lábil for a fonte de CO, maior a capacidade de produção de gases do efeito estufa. Isso se deve a participação do COS como doador de elétrons nas meias reações de oxiredução, onde, quanto mais oxidável for o COS mais ele irá fornecer elétrons que serão utilizados para a redução de compostos como NO_3^- , Mn, Fe como por exemplo, na meia reação de oxirredução do Fe, equação 4, onde o e^- é proveniente da oxidação do COS:



Apesar da recalcitrância do COS aqui estudado, as relações AH/AF foram baixas para a maioria dos solos, estando abaixo de 1. As relações AH/AF aqui encontradas indicam que há uma forte conversão de carbono orgânico de estágios mais complexos a estágios menos complexos. Referente a relação AF/AH, Dabin (1981) e Ortega (1982), mencionam que tanto a intensa mineralização do resíduo quanto restrições edáficas à atividade biológica, podem tornar os valores da relação AH/AF menores do que 1.

As relações AH/AF para Argissolo Vermelho Amarelo, Gleissolo e Neossolo Flúvico foram 2,36; 2,85 e 1,91 respectivamente. Acredita-se que para o Gleissolo a relação AH/AF não indica de fato a taxa de conversão de COS. O motivo de sua relação ter atingido valores elevados é devido a natureza “exportadora” do ambiente em que se encontra. Este ambiente “exporta” componentes mais leves e solúveis como o Fe e ácidos orgânicos leves. Os compostos leves são carreados o que ocasiona a concentração de compostos mais pesados e resilientes. Isso pode indicar que, apesar da maior parte do COS do Gleissolo encontrar-se em frações mais resistentes, ele apresenta grande conversão para formas mais solúveis.

Com relação à proporção e composição das substâncias húmicas (SH), Canellas et al. (2000), mencionam que a maior parte do COS é encontrada na fração humificada, Dobbss et al (2008) verificaram que a MO humificada de latossolos por eles estudado correspondeu cerca de 60 a 90 % das substâncias húmicas. Nos solos aqui estudados, a fração humificada também representou de 60 a 90 % da composição das substâncias húmicas, seguido pelos ácidos húmicos, exceto para os Latossolos, que apresentam maiores proporções de ácidos fúlvicos a ácidos húmicos, (Figura 4).

Este predomínio de AF sobre AH em latossolos, foi assinalado por Mendonça & Rowell (1996). Estes autores observaram que os AF representam a principal fração das SH responsáveis pela geração de cargas em latossolos de textura argilosa. Esta influência é devido a um bloqueio do sítio de carga pela fração mineral, fruto de sua interação como o ligante fúlvico. Esta ligação entre o ligante fúlvico e a fração mineral se faz maior na fração argila, devido suas interações entre oxihidróxidos de Fe e Al. Isso se deve porque os AF são substâncias de menor peso molecular e maior teor de O em grupamentos funcionais, tais como COOH, OH e C=O (Moreira & Siqueira, 2006).

N total e relação com a reatividade e decomposição da MOS

O conhecimento acerca do teor de N e relação C/N é utilizado como indicador relacionado a qualidade do solo, disponibilização de nutrientes para plantas, degradação do C e liberação de N através de processos microbianos, (Aguiar et al., 2006, Moreira e Siqueira 2006, Silva et al., 2010) ou seja, há uma profunda relação com a reatividade do carbono orgânico do solo.

Para resíduos, se considera que é rico em N aquele que apresenta relação C/N < 20, o que tende a indicar um avançado estágio de decomposição e humificação. Partes dos nutrientes minerais contidos no material tornam-se disponíveis, elevando o fornecimento de nutrientes no solo. Relação C/N < 20 indica que há um prevailecimento da mineralização do resíduo, frente sua imobilização. Quando a relação C/N aumenta e encontra-se na faixa de 20-30, há um equilíbrio entre a taxa de imobilização e mineralização. Relação C/N > 30 indica que pode ocorrer o esgotamento do N e sua carência pelas plantas, devido seu consumo pela microbiota. Isso resulta em uma imobilização líquida maior que a taxa de mineralização (Sylvia, et al., 1991, Moreira e Siqueira 2005).

A relação C/N encontrada nos solos estudados variou de 9,33 para o Gleissolo a 16,39 para Neossolo Flúvico (Quadro 6) o que indica o predomínio da taxa de mineralização do COS à sua imobilização. Os valores das relações C/N aqui encontrados representam um estágio avançado na decomposição do resíduo, humificação, e elevada atividade microbiana, que ao degradar a MOS disponibiliza nutrientes para o sistema (Moreira & Siqueira 2005).

Quadro 6. Nitrogênio total e relação C/N dos solos

Solo	C	N	C/N
	g/kg		
GX	41,12	4,4	9,35
RY1	16,01	0,98	16,34
RY2	9,98	1,5	6,65
PVA (t)	30,29	3,29	9,21
PVA (e)	22,85	2,78	8,22
LV	34,01	3,49	9,74
LVA	34,28	2,97	11,54

C Carbono orgânico total determinado pelo método de Yeomans e Bremen; Matéria; N Nitrogênio; C/N Relação Carono/Nitrogênio; G, Gleissolo; RY1 e RY2, Neossolo Flúvico; PVAt Argissolo Vermelho Amarelo fase terraço; Argissolo Vermelho Amarelo fase encosta; LV Latossolo Vermelho; LVA Latossolo Vermelho Amarelo

Quando o solo é submetido a condições de anaerobiose, ocorre um acréscimo de N e C no solo. Isso é devido a morte dos microorganismos não adaptados a ambientes anaeróbios. Esta adição de CO da biomassa microbiana pode servir como um “gatilho”, que a depender de sua composição populacional (caso haja microorganismos já adaptados a condições de anaerobiose) poderá provocar uma aceleração na taxa de mineralização do CO. Fato ocorrido devido a disponibilização de uma fonte de C de mais fácil degradação, fenômeno conhecido como “efeito priming” (Kuzyakov N. et al 2000). Em consequência da adição de uma fonte de carbono mais oxidável, haverá maior degradação de compostos orgânicos, ocasionada pelo aumento da comunidade microbiana adaptada ao ambiente de anaerobiose. O que ocasionará uma mais rápida produção de gases do efeito estufa.

Estimativa de produção de CH₄ em solos alagados

As estimativas da produção de CH₄ da UHE Baú I, que será ocasionada pelo alagamento dos solos, foi estimada com um total de 7.414,26 Mg (Quadro 7), utilizando o modelo proposto por Cheng et al (2007). Este gás do efeito estufa apresenta um poder de aquecimento global (GWP) da ordem de 23 vezes maior que o CO₂ (IPCC, 2007). Dessa forma pode-se entender que a geração de energia elétrica por usinas hidroelétricas não é uma fonte de energia totalmente limpa e ausente de produção de gases de efeito estufa o que corrobora com trabalhos de Fearnside (1995, 2005, 2008) Delmas et al. (2001); Abril et al. (2005).

Teoricamente, o modelo proposto por Cheng et al (2007) fundamenta-se na oxidação do carbono orgânico e redução do Fe³⁺. Pelo fato de o carbono orgânico do solo ser um dos principais doadores de e⁻ responsável para a redução do Fe³⁺ a Fe²⁺ em solos alagados, equação 4.

A equação proposta por Cheng et al (2007) baseia-se na influência do carbono orgânico do solo, mais especificamente de sua fração lábil, para a produção de CH₄. Estes autores entendem que a produção de metano ocorrerá quando a quantidade de carbono lábil (doador de elétrons) exceder a quantidade de Ferro reduzível (Fe³⁺) (receptor primário de elétrons). Os autores consideram que 1 mol de carbono mineralizado produz 4 mols de Fe reduzido (Fe²⁺). Cheng et al (2007) concluem que a produção de CH₄ tem uma relação significativa com o teor de C lábil e o Fe²⁺ produzido e pode ser expressa conforme a equação 1. O teor de Fe reduzido pode ser estimado pelo o teor de Fe total, conforme a equação 2.

A partir do modelo de Cheng et al (2007) o solo com maior potencial de produção de CH₄ é o GX, com uma produção de 3,43 g/kg, o que pode ser entendido por ser um solo que apresenta alto teor de COS (quadro 6). O GX por ainda não ser totalmente desferrificado, apresenta relevantes quantidades de Fe em comparação com os demais solos, com 3,624 dag/kg de Fedit com três extrações consecutivas. Apesar de o GX ser o solo que tem o maior potencial de produção de CH₄ com 3,43 g de metano por quilo de solo (Quadro 7), devido sua pequena extensão espacial (Quadro 3), é o terceiro solo com menor produção total de metano com apenas 46,91 Mg (Quadro 7).

Os Latossolos e Argissolos apresentaram estimativas semelhantes para a produção de CH₄, sendo que o Argissolo situado no terraço foi o mais discrepante entre eles com 1,97 g de CH₄ produzido por quilo de solo, enquanto que para o LV, LVA e PVA situado na encosta, foram estimadas uma produção de 2,85; 2,54 e 2,39 g/kg respectivamente.

Quadro 7. Produção total de metano (CH₄) pelos solos estudados

Solo	EA ¹	Fe total ²	Produção de CH ₄		
	g/kg	dag/kg	g/kg	Mg	Mg/ha
LV	8,35	3,852	2,855	2,33	13,71
LVA	7,48	5,015	2,546	2,94	11,32
PVAt	5,66	3,547	1,927	802,11	8,32
PVAe	6,97	2,140	2,390	6.156,85	12,62
RY2	1,89	2,128	0,636	197,98	2,72
RY3	3,11	2,708	1,053	205,15	5,14
GX	10,33	3,624	3,540	46,91	13,33
Total				7.414,26	

GX Gleissolo; RY1 e RY2, Neossolo Flúvico; PVAt Argissolo Vermelho Amarelo fase terraço; Argissolo Vermelho Amarelo fase encosta; LV Latossolo Vermelho; LVA Latossolo Vermelho Amarelo; 1 Estrato Alcalino, parâmetro utilizado na equação de Cheng et al (2007); 2 Ferro ditionito, parâmetro utilizado na equação de Cheng et al (2007)

Devido a grade área ocupada pelos Argissolos, chegando a mais de 80% da área a ser atingida, estes, são os solos que tem maior produção total de CH₄, com 802,11 Mg

para o Argissolo Vermelho Amarelo situado no terraço e 6.156,85 Mg para o Argissolo Vermelho Amarelo situado na encosta. Os Neossolos são os solos com menor estimativa de produção de CH₄, o que era esperado, devido a sua composição física e química. São solos constituídos por frações mais grosseiras, com menores teores de COS e N total.

Em suma, a construção de usinas hidroelétricas não é uma forma de produção de energia com ausência de produção de gases do efeito estufa. A produção de metano em solos alagados será condicionada por diversas características físicas, principalmente no que diz respeito ao teor de argila e estabilidade do agregado que influenciará na taxa de difusão de O₂ e existência de comunidades microbianas anaeróbias. As principais características químicas que influenciaram na produção de CH₄ estão relacionadas com o teor de Fe e grau de cristalinidade mineral, teor de carbono orgânico solos principalmente as frações mais lábeis, e teor de nitrogênio que tem reflexo na comunidade microbiana e degradação do carbono orgânico.

Conclusão

- Usinas hidroelétricas não são isentas de produção de gases do efeito estufa, sendo que a produção de metano em solos alagados será influenciada principalmente pelos teores de COS, Fe, Ntotal, havendo uma relação direta entre as frações lábeis do COS e a produção de metano.
- Características físicas do solo exercem influência para a produção de metano, onde solos arenosos terão menor potencial produtor de CH₄, bem como solos onde há pouca disponibilidade de oxihidróxidos de Fe.
- Apesar de o modelo de estimativa de produção de CH₄ proposto por Cheg et al (2007) ter sido considerado coerente e satisfatório. Há a necessidade de pesquisas para o estabelecimento de um modelo feito para solos brasileiros, levando em considerações nossas diversidades paisagísticas, de modo a refletir melhor a realidade dos ambientes aqui encontrados.
- Os processos de Licenciamento Ambiental no Estado de Minas Gerais e no Brasil, deveriam dar mais atenção aos impactos na produção e emissão de CH₄ em lagos de hidroelétricas bem como outros gases do efeito estufa. Considerando o CH₄ a ser produzido apenas pelo alagamento do solo, a UHE Baú I tem um potencial produtor de CH₄ estimado de mais de 7.000 Mg. Sendo que este gás tem um potencial de aquecimento global (GWP) da ordem de 23 vezes mais poluente que o CO₂, o que corresponderia a cerca de mais de 161.000 Mg de CO₂. Levando em consideração

que há outras fontes de carbono orgânico para a produção de CH₄ além do COS. A produção de CH₄ em lagos de hidroelétricas foi subestimada e atingirá valores muito mais elevados do que 7.000 Mg de CH₄ ou 161.000 (GWP) Mg de CO₂.

Referências

AB'SABER, A.N. **Os Domínios de Natureza do Brasil: Potencialidades Paisagísticas**. Ateliê, São Paulo, 2003, 159p.

ABRIL G, RICHARD S, GUERIN F, In situ measurements of dissolved gases (CO₂ and CH₄) in a wide range of concentrations in a tropical reservoir using an equilibrador. **Sci Total Environ** 354:246–251, 2006

AGUIAR, M. I. LOURENÇO , I. P. OLIVEIRA T. S. & LACERDA N. B. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** v.10, n.4, p.811–819, Campina Grande, PB, DEAg/UFCG 2006

BREMNER, J. M. MULVANEY C. S. Total nitrogen. In: PAGE, A. K. ed. **Methods of soil analysis**. Madison: American Society of Agronomy, 1982 p.595-624.

CANELLAS, L.P.; BERNER, P.G.; SILVA, S.G.; SILVA, M.B. & SANTOS, G.A. Frações da matéria orgânica em seis solos de uma toposseqüência no Estado do Rio de Janeiro. **Pesq. Agropec. Bras.**, 35:133-143, 2000.

CHAN, K.Y., BOWMAN, A., OATES, A. Oxidizable organic carbon fractions and soil quality changes in a oxic paleustalf, under different pasture, leys, **Soil Sci.**, 166:6-67, 2001.

CHENG, W. YAGI, K. AKIYAMA, H. NISHIMURA, S. SUDO, S. FUMOTO, T. HASEGAWA, T., Na Empirical model of soil chemical properties that regulate methane production in Japanese Rice paddy soils. **Jornal Environmental Quality**, 2007.

DABIN, B. Les matières organiques dans les sols tropicaux normalement drainés. Cah. ORSTOM, **Ser. Pedol.**, 16:197- 215, 1981.

DELMAS R, GALY-LACAUX C, RICHARD S Emissions of greenhouse gases from the tropical hydroelectric reservoir of Petit Saut (French Guiana) compared with emissions from thermal alternatives. **Glob Biogeochem Cycles** 15(4):993–1003, 2001

- DOBBSS, L. B., CANELAS, L. P., ALLEONI, L.R.F., REZENDE, C.E., FONTES, M.P.F. & VELLOSO, C.A.X. Eletroquímica de latossolos brasileiros após a remoção da matéria orgânica humificada solúvel **R. Bras. Ci. Solo**, 32:985-996, 2008
- DICK, D.P., NOVOTNY, E.H., DIECKOW, J., BAYER, C. Química da matéria orgânica do solo, p2-55, *In* MELO, V. F. ALLEONI, L.R.F. et .all. *Química e mineralogia do solo – Parte II Aplicações*. Viçosa, SBCS 2009
- FEARNSIDE, P.M. HIDRELÉTRICAS COMO “FÁBRICAS DE METANO”: O PAPEL DOS RESERVATÓRIOS EM ÁREAS DE FLORESTA TROPICAL NA EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA. *Oecol. Bras.*, 12 (1): 100-115, 2008.
- FEARNSIDE, P.M. DO HYDROELECTRIC DAMS MITIGATE GLOBAL WARMING? THE CASE OF BRAZIL’S CURUA-UNA DAM Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change 2005
- FEARNSIDE, P.M. Greenhouse gas emissions from hydroelectric dams: controversies provide a springboard for rethinking a supposedly ‘clean’ energy source. *Climatic Change* 66:1-8, 2004
- FEARNSIDE, P.M. Hydroelectric dams in the Brazilian Amazonia: Response to Rosa, Schaeffer and Santos, *Environmental Conservation*, 23:7-19 1995.
- GALY-LACAUX, C.; DELMAS, R.; KOUADIO, J.; RICHARD, S. & GOSSE, P. 1999. Long-term Greenhouse Gas Emissions from Hydroelectric Reservoirs in Tropical Forest Regions, *Global Biogeochemical Cycles*, 13: 503–517.
- TEDESCO, M. J. GIANELLO, C., BISSANI, C. A., BOHEN, H. & VOLKWEISS, S. J. *Análises de solo plantas e outros materiais*. Porto Alegre, Departamento de Solos, UFRGS, 1995, 175p.
- KUZYAKOV, Y.; FRIEDEL, J.K.; STAHR, K. Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biology and Biochemistry*, v.32, p.1485-1498, 2000.
- IPCC. Mudança do Clima 2007: A Base das Ciências Físicas - Contribuição do Grupo de Trabalho I ao Quarto Relatório de Avaliação do Painel Intergovernamental sobre Mudança do Clim. Paris, Fevereiro de 2007
- LOSS, A.; PEREIRA, M.G.; SCHULTZ, N.; ANJOS, L.H.C. dos; SILVA, E.M.R. Atributos químicos e físicos de um Argissolo Vermelho-Amarelo em

sistema integrado de produção agroecológica. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v.44, p.68-75, 2009

MAIA, S.M.F., XAVIER, F.A.S., SENNA, O.T., MENDONÇA, E.S., ARAUJO, J.A. 2007. Organic carbon pools in a Luvisol under agroforestry and conventional farming systems in the semi-arid region of Ceará, Brazil. **Agroforestry Systems** 71: 127-138.

MENDONÇA E. S. MATOS, E. S., *Matéria Orgânica: métodos de análises*. Viçosa UFV, 2005.

MENDONÇA, E.S. & ROWELL, D.L. Mineral and organic fractions of two Oxisols and their influence on effective cation-exchange capacity. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, 60:1888- 1892, 1996.

MOREIRA, Fátima Maria de Sousa, SIQUEIRA, José Oswaldo; *Microbiologia e Bioquímica do Solo*, 2ª ed. atual. e ampl. Lavras, UFLA, 2006. 729p.

ORTEGA, F. *La matéria orgânica de los suelos tropicales*. La Habana, Academia de Ciências de Cuba, 1982. 152p

RAMAKRISHNAN B., LUEDERS T., CONRAD R., FRIEDRICH M.. Efect of soil aggregate size on methanogenesis and archaeal community structure in anoxic rice field soil. Federation of European Microbiological Societies. **Microbiology Ecology** 32, 261-270, 2000

SILVA, R. R., SILVA, M.L.N., CARDOSO, E.L., MOREIRA, F.M.S., CURI, N., ALOVISI, A.M.T., Biomassa e atividade microbiana em solo sob diferentes sistemas de manejo na região fisiográfica campos das vertentes – MG. **R. Bras. Ci. Solo**, 34:1585-1592, 2010

SCHNITZER, M. & KHAN, S.U *Humic substances in the environment*. Marcel Dekker. 972. 327p.

SETYANTO, P. ROSENANI, A.B. MAKARIN, A.K. CHE. FAYZIAH I. BIDIN, A. SUHARSIH. Soil controlling factorsoof methane gas production from flooded rice fields in Pati district, Central Java. **Indonesian Journal of Agriculture Science**, 3(1), 1-11, 2002.

SYLVIA, M. DAVID, FUHRMANN, J.J. HARTEL P.G. ZUBERER D. *Principles And application of soil microbiology* 2ª ed. Person New Jersey EUA, 1951

- SWIFT, R.S. Organic matter characterization. In: SPARKS, D. L. ed. Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods. **Soil Sci. Soc. Am.** Book series: 5. Soil Sci. Soc. Am. Madison, 1996. p. 1018-1020
- STEVENSON, F.J. *Humuschemistry: Genesis, composition, reaction*. New York, John Wiley & sons, 1994, 443p.
- SOUSA, R. O., VAHL, L. C., OTEREO, X. L. Química de solos alagados, in MELO, V. F. ALLEONI, L.R.F. et al. *Química e mineralogia do solo – Parte II Aplicações*. Viçosa, SBCS 2009
- WALKLEY, A. BLACK, I.A. Na examination of the degtjaref method for determination soil organic matter, and a propose modification of the chromic acid titration method. **Soil Sci.**, 37:29-38, 1934.
- YEOMANS, J.C. & BREMNER, J.M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Comm. Soil Sci. Plant Anal.**, 19:1467-1476, 1988.