

**UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
CENTRO DE ENERGIA NUCLEAR NA AGRICULTURA**

LUIZ FELIPPE SALEMI

**Dinâmica da água e do nitrogênio em áreas variáveis de afluência:
um estudo de caso em uma microbacia coberta predominantemente por
cana-de-açúcar**

Piracicaba

2014

LUIZ FELIPPE SALEMI

**Dinâmica da água e do nitrogênio em áreas variáveis de afluência:
um estudo de caso em uma microbacia coberta predominantemente por
cana-de-açúcar**

Versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011

**Tese apresentada ao Centro de Energia Nuclear
na Agricultura da Universidade de São Paulo
para obtenção do título de Doutor em Ciências**

**Área de Concentração: Química na Agricultura e
no Ambiente**

Orientador: Dr. Luiz Antonio Martinelli

Co-orientador: Dr. Jorge Marcos de Moraes

Piracicaba

2014

AUTORIZO A DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Seção Técnica de Biblioteca - CENA/USP

Salemi, Luiz Felipe

Dinâmica da água e do nitrogênio em áreas variáveis de afluência: um estudo de caso em uma microbacia coberta predominantemente por cana-de-açúcar / Luiz Felipe Salemi; orientador Luiz Antonio Martinelli; coorientador Jorge Marcos de Moraes. - - versão revisada de acordo com a Resolução CoPGr 6018 de 2011. - - Piracicaba, 2014.

161 f.: il.

Tese (Doutorado – Programa de Pós-Graduação em Ciências. Área de Concentração: Química na Agricultura e no Ambiente) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo.

1. Agricultura 2. Bacia hidrográfica 3. Biocombustíveis 4. Ciclos biogeoquímicos
5. Efeito estufa 6. Hidrologia I. Título

CDU 550.47 : 556.51

DEDICATÓRIA

*À minha muito querida família “Gugu” (Luiz Gustavo Salemi),
“Nando” (Luiz Fernando Saife Salemi), “Mamãe” (Suzete Saife
Salemi), “Papai” (Luiz Antônio Salemi)*

*Aos meus queridos avós (in memoriam) Maria de Lourdes Salemi,
George Salemi, Nicolau Mussa Saife e Carmem De Melo Saife*

*À minha muito querida companheira “Helguinha” (Helga de
Oliveira Yamaki) e ao meu eterno amigo Preto (in memoriam)*

*À absolutamente todas as pessoas que interagiram comigo em
minha vida que sempre me ensinam muito e me inspiram a me
tornar sempre uma pessoa melhor e mais humana para com tudo
e todos.*

INSPIRAÇÃO

“Penso 99 vezes e nada descubro. Deixo de pensar, mergulho no silêncio, e a verdade me é revelada.”

Albert Einstein

“Seja a mudança que você quer ver no mundo.”

M. Gandhi

“Só sei que nada sei.”

Sócrates

*“Se não houver frutos, valeu a beleza das flores,
Se não houver flores, valeu a sombra das folhas,
Se não houver folhas, valeu a intenção da semente.”*

Henfil

AGRADECIMENTOS

Absolutamente todos que participaram de alguma maneira na minha vida merecem menção, pois sou o resultado da interação com todos eles. Contudo, não há memória para tanto, nem espaço nesse documento. Dessa forma, sem tentar esquecer ninguém, listo aqueles que mais próximo de mim estiveram nesta jornada.

Ao professor Dr. Luiz Antonio Martinelli (“Zebu”) por essa e inúmeras outras oportunidades que tive o prazer de desfrutar desde a viagem para a Amazônia em 2004 onde tive o prazer de conhecê-lo. Agradeço também pela amizade, convivência, paciência, pelos aprendizados pessoais e acadêmicos e, sobretudo, pela confiança em meu trabalho.

Ao professor Dr. Jorge Marcos de Moraes (“Gejor”) pela oportunidade, amizade, paciência, simplicidade, motivação e confiança.

Ao professor Dr. M. Todd Walter pela amizade e confiança ao conceder a oportunidade de estágio na Cornell University durante o segundo semestre de 2012 sem me conhecer de fato.

Ao Robson Willians da Costa Silva (“Rob”), à Tatiana Morgan Berteli de Andrade (“Tati” ou “Tatinha”) e ao Rafael Pires Fernandes (“Piro” ou “Piriño”) pela amizade, força, risadas e perseverança, sem os quais, com toda certeza esse trabalho não seria possível.

Ao Luis Otávio Granço Corrêa (“L.O.”), Nicole Fischer Arieta (“Ni”), Fabiana Fracassi (“Fá”), a Gabriela Medeiros (“Gabi”) pela amizade e por todas as determinações analíticas sem as quais, certamente, esse trabalho não seria possível.

Ao Eráclito de Sousa Neto (“Era”), à Silvia Rafaela Lins (“Rafa”), à Natássia Bonini Dias (“Ná”), ao César Piccireli (“Gubers” ou “Rubens”) e ao Leonardo Martinelli (“Léo”) por toda a amizade e pela inestimável ajuda na coleta de gases.

Ao Rafael Campos (“Capixaba”) pela amizade, pelo aprendizado durante sua estadia em Piracicaba e pela ajuda de campo.

Ao professor Dr. Silvio Ferraz da ESALQ pela amizade, pela ajuda na qualificação e por fornecer as bases cartográficas para a modelagem que realizei durante estágio no exterior que não entraram nesta tese, mas que certamente serão apresentados em artigos.

Aos professores Walter de Paula Lima (ESALQ) e Carlos Clemente Cerri (CENA) pela ajuda na qualificação.

À professora Dra. Janaína Braga do Carmo (“Jana”) e ao Leonardo Pitombo pela amizade e por executarem as determinações analíticas das concentrações das amostras de gases com tanta eficiência na UFSCAR *campus* Sorocaba.

À família Naléssio nas pessoas de Tiago, Lêno (*in memoriam*), Seu Zé (*in memoriam*), Dimas, Carlinhos, Luiz, Os Gêmeos, pela amizade e por conceder a área de estudo além de nos agradarem e nos ensinarem com sua simplicidade, prosa e atenção.

Ao Sr. Antonio e ao seu filho Marcelo, pela amizade, pela famosa prosa, simplicidade e por nos ajudarem na manutenção dos equipamentos em condições de campo.

Ao professor Dr. Plínio Camargo (“Plininho”), professor Dr. Marcelo Moreira (“Marcelo”), à professora Dra. Marisa Piccolo, ao professor Dr. Luciano Verdade, pela amizade, pela ajuda e boa convivência.

Ao professor Dr. Paulo José Duarte Neto (“Paulão”) da Universidade Federal de Pernambuco pela amizade e ajuda nos cálculos não lineares de fluxos de gases e por auxílios com relação às análises estatísticas.

À professora Dra. Gabriela Bielefeld Nardoto (“Gabi”) da Universidade de Brasília pela amizade e por ajudar a melhorar significativamente o segundo capítulo dessa tese.

Ao Geraldo Arruda (“Gera” ou “Gergis”), Maria Antonia Perez (“Toninha”), pela amizade e pelas análises isotópicas que não entraram nesta tese, mas que certamente serão apresentadas em artigos.

Ao Jean Carvalho (“Ripa” ou “Riponga”), à Juliana Bandejas (“Jú”), ao Neliton Lara (“Larica”), George Lambais (“Georginho”), Rosangela Braz, Elizabethe Ravagnani (“Bethe”), Silvia Mardegan (“Sil”), à Síglea, à Maíra (“May”), à Isadora Ottoni (“Isa”), ao Lucas (“Kumpady”), à Thais Reis, à Taciana, à Cecília, à Alexsandra, à Alexandra Montebelo (“Xanda”) e ao Gustavo Baldi pela companhia e amizade.

Às secretárias Rosângela e Roberta pela amizade e por toda a ajuda.

Agradeço a Deise Furlan, Henrique Sawakuchi (“Tamaguchi” ou “Tama”), Eliete Sousa (“ElieEeEete”), e Ricardo Brassaloti (“Hadija”) pela amizade e pela companhia.

Aos membros da minha querida família: Luiz Gustavo Salemi (“Gugu”), Luiz Fernando Saife Salemi (“Nando”), Mariangela Dabbur Salemi (“Mari”), Suzete Saife Salemi (“Mamãe”) e Luiz Antonio Salemi (“Papai”) pelo apoio e amor incondicional, por sempre acreditarem em mim e no caminho que escolhi para seguir. Aproveito e agradeço, *in memoriam*, à querida avó Maria de Lourdes Salemi (“vovó Lourdes” ou “Lurdeca”) por sempre ter se motivado e nos motivado com os êxitos de toda a família e por deixar que eu e meus queridos irmãos curtíssemos sua companhia inigualável por cerca de 30 anos de nossas vidas.

À querida Helga de Oliveira Yamaki (“Helguinha”) por toda a paciência, amor, companheirismo e compreensão, além de toda a inigualável motivação para sempre, mesmo nos momentos mais difíceis, me dizer que eu conseguiria.

Ao anjo de quatro patas e duas asas “Preto” (*in memoriam*) que me ensinou muito a respeito dos bichos, do amor, de companheirismo e da amizade. Jamais esquecerei seus ensinamentos querido amigo.

Aos amigos da Cornell University (Ithaca, NY) Brian Buchanan, Danial Fuka (“Dan”), Benjamin Brown-Steiner (“Ben”), Assefa Zegeye, Lauren McPhillips, Steven Pecenka (“Steve”), Emma Koster, Elwin Fiallos (“Fiallito” ou “Basurita”), Cedric Mason, Willian Puer (“Will”), Asha Sharma, Sheila Saia, Tigist Yazie, Essayas, Chelsea Morris, Rebeca Marjerison (“Becky”), Paul Henderson, Cathelijne Stoof, Christian David Goose Guzman, Chris Berry, professor Tammo Steenhuis, professor Brian Richards, pela amizade, pela ajuda, pela paciência e pela hospitalidade.

Aos amigos do Gun Hill (Ithaca, NY) Claire Dishong, Rebecca Delong (“Becky”), Mark Bushnell, Zachary Zeller (“Zach”), Adela Rackov, Sarah Tytler, Helena Wu, Luciano Bruno Carvalho Silva e o motorista Paul, amigo dessa vida e possivelmente de outras vidas. Agradeço pela amizade, paciência, ajuda e hospitalidade que, certamente, me ajudaram muito.

Ao Luiz Xavier pela amizade e pelos meses de psicoterapia que foram extremamente úteis para o meu crescimento e aprendizado como ser humano.

Ao Sérgio Hornink, ao Alexander Spessotto (“Alex”), à Aline Lorenzi e sua família, à Maria Clara, à Julia, à Maria Júlia, à Márcia, à Giovana, ao Fábio, à Gracineide, à Elisângela, ao Fernando, à Mila, à Thais, à Valderes, ao René, ao Dirceu, à Inês, à Angela, ao Chico, ao Carlos Valério, ao Carlos de Rio Claro, ao Maurício, à Mariela, ao Daniel, à Gyslaine, ao Valmor, à Maria Teresa, à Cidinha, à Alba, ao Osvaldo, ao Edson, ao Adilson, ao Moacir, à Renata, às Roses, à Cris, à Cris Yamaki, à Elaine, e a todos os amigos da egrégora da Arte Shitall nos vários lugares desse universo, pela amizade, pela ajuda inestimável a mim e a todos que necessitam, e, sobretudo, por me ensinarem e me motivarem a ser uma pessoa com mais sabedoria, humildade e amor para com tudo e todos sempre.

Às funcionárias da limpeza, Elizete, Teresa e todas as outras que nos ajudaram a manter o laboratório mais limpo e organizado ao longo dessa jornada.

Ao professor Dr. Juliano Daniel Groppo (“Joba”) pela amizade, pelos ensinamentos durante o mestrado, pela paciência e compreensão que foram fundamentais para eu seguir no doutorado e por acreditar em mim.

À Universidade de São Paulo (USP) e ao Centro Energia Nuclear na Agricultura (CENA) pela oportunidade de cursar o doutorado.

Ao pessoal do setor de transporte do CENA: Luis (“Luisinho”), Oldac, Claudião e Ademir pela amizade, paciência e por nos levar ao campo ouvindo histórias engraçadíssimas que, certamente, tornaram o trabalho mais descontraído e agradável.

À Fundação de Amparo à Pesquisa no Estado de São Paulo (FAPESP) pela concessão da bolsa de doutorado (número do processo 2009/54445-8) e pela concessão de financiamento que tornou possível todas as pesquisas de campo e determinações analíticas (número do processo 2010/00978-5). Aproveito e agradeço ao assessor não identificado do meu projeto de doutorado que, apesar das críticas, claramente sempre acreditou em mim e neste trabalho.

À Lourdes e à Eliete do setor de Convênios do CENA pela amizade e por toda a ajuda e organização na gerência de contas dos projetos de auxílio que tornou essa pesquisa possível.

Ao Fábio, Neuda e Daiane do setor de pós-graduação do CENA, pela amizade e ajuda sempre que necessário durante esta jornada.

À bibliotecária Marília do CENA, pela amizade e toda a ajuda na formatação desta tese.

Aos funcionários do restaurante universitário (“RUCAS”) pela amizade e por servir e preparar minha comida por tanto tempo.

Aos bons e velhos amigos da república Amendoim que, apesar da distância, são grandes amigos e pessoas incríveis.

Aos bons e velhos amigos do Clube Atlético Monte Líbano que, apesar da distância geográfica, continuam a trazer coisas boas para a minha vida.

A Deus pela oportunidade de aprendizado nesta existência. Como diria Stephen Hawking quando indagado sobre a vida, “quem poderia querer mais?”.

Gratidão! Gratidão! Gratidão!

RESUMO

SALEMI, L. F. **Dinâmica da água e do nitrogênio em áreas variáveis de afluência**: um estudo de caso em uma microbacia predominantemente coberta por cana-de-açúcar. 2014. 161 f. Tese (Doutorado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2013.

O nitrogênio (N) é um nutriente limitante à produtividade na maioria dos agroecossistemas. Contudo, seu uso indiscriminado provoca alterações substanciais no funcionamento e estrutura dos ecossistemas terrestres e aquáticos, sendo a eutrofização apenas uma dessas consequências. O N dos ecossistemas terrestres atinge os rios, por meio do escoamento superficial (ES), entre outras vias hidrológicas. O ES pode ocorrer por duas possíveis razões: (i) intensidade de chuva excede a capacidade de infiltração e (ii) a capacidade de armazenamento de água no perfil do solo é excedida gerando ES devido à saturação do solo. As zonas de saturação do solo se expandem e se contraem ao longo de um evento de chuva e/ou estação chuvosa seguindo o modelo de áreas variáveis de afluência. É esperado que essas zonas atuam como áreas de processamento biogeoquímico do N devido à ocorrência à transformação de nitratos em gases nitrogenados como o óxido nitroso (N_2O). Este trabalho busca entender a dinâmica da água do solo com foco na variação espacial das áreas de saturação do solo e a dinâmica do N com foco nos fluxos de N_2O , sua variabilidade espacial e controles. Para tanto, instrumentou-se, por meio de tensiômetros, lisímetros de tensão, câmaras estáticas, sensores de ES e poços de água subterrânea, três zonas de convergência de fluxos (ZC1, ZC2 e ZC3) cobertas por cana-de-açúcar e floresta ripária. Subdividiu-se cada uma delas em três porções (cota inferior; cota intermediária e cota superior onde na ZC1 e ZC2, a cota inferior estava sob floresta ripária e a cota intermediária e superior sob cana-de-açúcar; e na ZC3: cota inferior e intermediária sob floresta ripária e cota superior sob cana-de-açúcar). Tal divisão seguiu um gradiente de área de contribuição e cada uma delas recebeu todo o aparato instrumental referido. O monitoramento hidrológico ocorreu em base semanal de Abril-2011 a Março-2012. As amostragens biogeoquímicas ocorreram onze vezes durante o período referido. As zonas de saturação se formam por dois processos: *bottom-up* e *top-down*. Além disso, a existência de uma faixa de floresta ripária mais larga na ZC3 conteve a formação de erosão avançada. Quanto ao N, só houve diferença significativa de fluxos de N_2O na ZC3 durante a estação seca onde a cota inferior apresentou maiores fluxos em relação à cota intermediária e superior. O solo argiloso da cota inferior da ZC3 parece ter sido fator essencial para a detecção de diferenças significativas principalmente devido à maior retenção de água e carbono, fatores essenciais para a produção de N_2O . Na ZC1 e ZC2 em que diferenças não foram encontradas a provável ausência de fatores que controlam a produção de N_2O pode ter sido a razão desse resultado. As ZCs podem ter dinâmica de saturação hídrica similar ao já reportado em regiões temperadas e o tipo de solo (granulometria) tem influência decisiva na emissão de N_2O , especialmente durante a estação seca onde o contraste de umidade entre as diferentes tipologias de solo se torna aparente.

Palavras-chave: Biogeoquímica. Hidrologia. Escoamento direto. Nutrientes. Tropical.

ABSTRACT

SALEMI, L.F. **Water and nitrogen dynamics within variable source areas**: a case study in a small catchment covered predominantly by sugarcane. 2014. 161 f. Tese (Doutorado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2014.

Nitrogen (N) is a nutrient that might limit agricultural yields in most of agroecosystems. On the other hand, its unwise use might promote substantial alterations to the functioning and structure of terrestrial and aquatic ecosystems. Eutrophication is only one visible aspect of its pernicious effects on the environment. N from terrestrial ecosystems can reach water bodies through many hydrological flowpaths including overland flow (OV). This hydrological process occurs for two reasons: (i) rainfall intensity exceeds the infiltration capacity and (ii) the soil moisture storage capacity is exceeded by the amount of rain entering the soil, producing OV due to soil saturation. The soil saturation zones expand and shrink during a rainfall event and/or the rainy season following the variable source area model. It is expected that saturated areas act as biogeochemical hotspots of N reducing processes due to their generally high water content. That is, nitrates are reduced to N gases like nitrous oxide (N₂O). In the present study, we describe the soil water dynamics of soil saturation zones focusing on its spatial variability. Moreover, the N dynamics is also focused bringing more light into the N₂O fluxes, their spatial variability and controls. To do so, three flow convergence zones (FCZ1, FCZ2 and FCZ3) covered by sugarcane and riparian forest were instrumented by using tensiometers, tension lysimeters, static chambers, water table wells and overland flow sensors. Each of the FCZs were divided into three parts (downslope, middleslope and upslope being FCZ1 and FCZ2: downslope under riparian forest, middleslope and upslope under sugarcane and FCZ3: downslope and middleslope both under riparian forest and upslope under sugarcane) following a gradient of increasing contribution area. All of these FCZs parts were instrumented with the outlined equipment. The hydrological monitoring period occurred on a weekly basis from April-2011 to March-2012. The biogeochemical samplings took place eleven times throughout the course of the same period. The soil saturation zones might be formed by two main processes: bottom-up and top-down. The existence of a wider riparian forests buffer within FCZ3 avoided the development of erosion features that have been observed under FCZ1 and FCZ2. As for N, significant differences were found only for FCZ3 during the dry season, where the downslope part presented higher N₂O fluxes compared to the other two parts of the hillslope. The clayey soil under FCZ3 downslope may have been the main factor promoting such differences mainly because of its higher water and carbon retention that, in conjunction, favour N₂O production. At FCZ1 and FCZ2 the likely lack of factors that promote production and emission of N₂O might be the reason for the lack of differences. Our results showed that the dynamics of soil saturation within tropical regions is similar to the ones presented for temperate regions. The soil type (texture) might have decisive importance in controlling N₂O emissions. This is the case especially for the dry season when the contrast of soil moisture contents between different soil types became more apparent.

Key-words: Biogeochemistry. Hydrology. Direct runoff. Nutrients. Tropical.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	17
REFERÊNCIAS	20
2 DINÂMICA DA SATURAÇÃO DO SOLO EM ZONAS DE CONVERGÊNCIA DE FLUXOS DE UMA MICROBACIA COBERTA PREDOMINANTEMENTE POR CANA-DE-AÇÚCAR.....	24
Resumo	24
Abstract.....	25
2.2 Métodos	28
2.2.1 Área de estudo	28
2.2.2 Histórico do uso da terra e manejo agrícola	38
2.2.3 Delineamento amostral	39
2.2.4 Análises estatísticas	44
2.3 Resultados.....	44
2.3.1 Precipitação	44
2.3.2 Zona de convergência 1	45
2.3.2.1 Nível da água subterrânea.....	45
2.3.1.2 Potencial matricial da água do solo	46
2.3.3 Zona de convergência 2.....	55
2.3.3.1 Nível da água subterrânea.....	55
2.3.3.2 Potencial matricial da água do solo	56
2.3.4 Zona de convergência 3	61
2.3.4.1 Nível da água subterrânea.....	61
2.3.4.2 Potencial matricial da água do solo	62
2.4 Discussão	67
2.4.1 Implicações para a gênese de zonas de saturação do solo.....	70
2.4.2 Implicações práticas	76
2.5 Sumário e Conclusão	78
Referências	78

3 FLUXOS DE ÓXIDO NITROSO EM ÁREAS VARIÁVEIS DE AFLUÊNCIA: UM ESTUDO DE CASO EM UMA MICROBACIA COBERTA PREDOMINANTEMENTE POR CANA-DE-AÇÚCAR.....	87
Resumo	87
Abstract	88
3.2 Métodos.....	90
3.2.1 Área de estudo.....	90
3.2.2 Histórico do uso da terra e manejo agrícola.....	100
3.2.3 Delineamento amostral	101
3.2.4 Análises estatísticas.....	111
3.3 Resultados	112
3.3.1 Precipitação	112
3.3.2 Profundidade do lençol freático, potencial matricial, umidade volumétrica, porcentagem de poros preenchidos por água.....	113
3.3.3 Solo: temperatura, pH e concentração de nitrogênio inorgânico	125
3.3.4 Variáveis biogeoquímicas na água subterrânea	133
3.3.5 Fluxos de N ₂ O.....	142
3.4 Discussão	146
3.5 Conclusão.....	155
Referências.....	155

1 INTRODUÇÃO

O nitrogênio (N) é um nutriente cujo ciclo vem sofrendo intervenção antrópica de modo substancial (ASNER et al., 1989; VITOUSEK et al., 1997; SAUNDERS; KALFF, 2001; GALLOWAY et al., 2004). O homem, por meio do processo Haber-Bosch, aumentou drasticamente a quantidade de N que cicla nos ecossistemas (ERISMAN et al., 2008; GALLOWAY et al., 2008). Este fato trouxe inúmeras conseqüências no tocante ao funcionamento de ecossistemas naturais e antropogênicos nas mais diversas regiões do mundo, incluindo as tropicais. O aumento da acidez do solo e a redução do teor de cátions trocáveis são apenas algumas das conseqüências desta maior quantidade de nitrogênio ciclando nos ecossistemas terrestres tropicais (MATSON et al., 1999). Estas alterações confluem para, em última análise, reduzir a produtividade primária líquida destes ecossistemas (MATSON et al., 1997).

As conseqüências da alteração do ciclo do N não se restringem aos ecossistemas terrestres já que esses sistemas naturais perdem N para os ecossistemas aquáticos e para a atmosfera (VITOUSEK et al., 2009).

No tocante à atmosfera, o aumento da acidez da chuva em locais que possuem emissões gasosas significativas de óxidos de nitrogênio (BERNER; BERNER, 1987; SCHINDLER et al., 2006), a contribuição para o agravamento do efeito estufa por meio da emissão de óxido nitroso (N₂O), além do fato deste referido gás atuar reduzindo a concentração de ozônio (O₃) estratosférico (BERNER; BERNER, 1987) constituem focos de extrema atenção às autoridades. Já em relação aos ecossistemas aquáticos, a eutrofização de corpos d'água superficiais e até mesmo de regiões oceânicas costeiras é um dos efeitos mais reportados (DIAZ; ROSEMBERG, 2008; DESPOMMIER, 2010).

Apesar da maior abundância do N nos ecossistemas naturais, quando se trata dos ecossistemas terrestres, é consenso que este elemento apresenta alta variabilidade espacial e temporal (SCHLESINGER et al., 2006). Os fatores que controlam tal variação ainda são pouco conhecidos (SCHLESINGER et al., 2006; NARDOTO et al., 2008; 2014; PILEGAARD, 2013) e, entre eles, o papel da água regulando o ciclo do N ainda merece maior atenção (RUBOL et al., 2012) dado que quantidades substanciais deste elemento são carregados pelas águas da chuva atingindo, em última análise, algum corpo d'água.

As vias hidrológicas que atuam transportando este elemento são genericamente descritas como escoamento superficial e a percolação de água que lixivia nutrientes. Este

último processo é realizado pelas águas que drenam verticalmente o perfil do solo. Efetivamente pouco se sabe a respeito do transporte e processamento biogeoquímico do N ao longo do transporte para os corpos d'água (SCHLESINGER et al., 2006). Neste cenário, as áreas variáveis de afluência são as áreas mais dinâmicas da paisagem (LIMA; ZAKIA, 2000) e podem ser entendidas como uma extensão do conceito de escoamento superficial devido à saturação do solo (WALTER et al., 2000). Nesta concepção, o termo variável se refere à variação espacial e temporal que as áreas que geram este tipo de escoamento superficial apresentam (HEWLETT; HIBBERT, 1967; HEWLETT; NUTTER, 1970; DUNNE; BLACK, 1970a; 1970b; DUNNE et al., 1975; WALTER et al., 2003).

A clarificação deste modo de geração de escoamento superficial ocorreu por volta dos anos 1960 em várias partes do mundo (McDONNELL, 2003), mas, em especial, nos Estados Unidos quando pesquisadores do Serviço Florestal deste país não conseguiam explicar o aumento da vazão em microbacias cobertas por florestas latifoliadas no Estado da Carolina do Norte, por meio da teoria até então aceita que se baseava no fato do escoamento superficial ser gerado apenas quando a capacidade de infiltração do solo fosse excedida pela intensidade de chuva (HORTON, 1933; 1945). Processos sub-superficiais foram sugeridos como possíveis fontes de escoamento direto nas microbacias referidas (HEWLETT; HIBBERT, 1967). Um pouco mais tarde a mecânica do processo de geração de escoamento superficial por saturação do solo devido à ascensão do lençol freático foi descrita por Dunne e Black (1970a, 1970b).

Com a evolução do entendimento da geração de escoamento direto em microbacias hidrográficas, vários esforços para modelagem dos processos hidrológicos responsáveis pela geração de vazão durante os eventos pluviais surgiram (e.g. BEVEN; KIRKBY, 1979; O'LOUGHLIN, 1981; 1986; BARLIN et al., 1994; FRAKENBERGER et al., 1999; LYON et al., 2004; AGNEW et al., 2006; GÉRARD-MARCHANT et al., 2006; LATRON; GALLART, 2007; EASTON et al., 2008; PRADHAN; OGDEN, 2010; BUCHANAN et al., 2012). Estes trabalhos não só têm sido feitos para entender o funcionamento hidrológico de microbacias hidrográficas, mas também para aplicar tal conhecimento à questões práticas como a conservação do solo, da água e aspectos relacionados à qualidade de água (WALTER et al., 2000; AGNEW et al., 2006; UDAWATTA et al., 2006). Neste contexto, o entendimento da ocorrência de escoamento direto implica em entender a dinâmica das vias hidrológicas responsáveis pelo rápido transporte de diferentes tipos de matérias (dissolvida e particulada), incluindo toda sorte de poluentes (WALTER et al., 2000; AGNEW et al., 2006;

BUCHANAN et al., 2012), inclusive o N, que rapidamente atingem os corpos de água durante um evento pluvial.

De modo geral, as áreas de solo saturadas são admitidas como áreas com alto potencial de transformações biogeoquímicas (McCLAIN et al., 2003). Nelas, por exemplo, há a geração de gases como dinitrogênio (N₂), óxido nítrico (NO), óxido nitroso (N₂O), metano (CH₄), sulfeto de hidrogênio (H₂S) devido ao ambiente altamente redutor que favorece alguns processos biogeoquímicos que ocorrem sob condições de hipóxia e anóxia (VASILAS, 2004). Entretanto, a maioria dos estudos que forneceram esta base de conhecimento foi produzida em áreas de solo permanentemente ou periodicamente saturado, também conhecidos como áreas úmidas ou *wetlands*. Estas porções de solo saturado, quando analisadas na perspectiva da geração de escoamento direto em microbacias, são contempladas dentro das áreas variáveis de afluência. Contudo, áreas que não são permanentemente saturadas como zonas de convergência de fluxos de água, solos rasos com alta capacidade de infiltração que fazem parte das áreas variáveis de afluência ainda não foram estudadas. Em termos biogeoquímicos, as transformações dos nutrientes que atravessam essas áreas, dissolvidos nas águas do escoamento superficial ou sub-superficial, ainda precisam ser compreendidas (WALTER et al., 2000; SCHLESINGER et al., 2006).

Neste contexto, o presente trabalho pretende preencher esta lacuna ao tentar elucidar o funcionamento biogeoquímico relacionado ao nitrogênio juntamente do funcionamento hidrológico de zonas de convergência de fluxos de água em uma microbacia coberta predominantemente por cana-de-açúcar. A ideia central da tese estrutura-se em entender o funcionamento hidrológico de três zonas de convergência de fluxos e, em seguida, o funcionamento biogeoquímico relacionado ao nitrogênio com foco especial nos fluxos de óxido nitroso. Devido ao referido possível funcionamento biogeoquímico peculiar que estas áreas podem possuir, o presente trabalho levanta a seguinte pergunta:

Como as áreas variáveis de afluência funcionam no tocante aos fluxos de óxido nitroso?

Diante desta pergunta central, uma hipótese foi formulada:

- As áreas variáveis de afluência são as áreas da microbacia com maior emissão de óxido nitroso para a atmosfera.

Este trabalho está dividido em dois capítulos:

Capítulo 1 – Dinâmica da saturação do solo em zonas de convergência de fluxos de uma microbacia coberta predominantemente por cana-de-açúcar;

Capítulo 2 – Fluxos de óxido nitroso em áreas variáveis de afluência: um estudo de caso em uma microbacia coberta predominantemente por cana-de-açúcar.

Com esses dois capítulos, espera-se que a dinâmica hidrológica e biogeoquímica dessas áreas possa ser elucidada.

REFERÊNCIAS

ABER, J.D.; NADELHOFFER, K.J.; STEUDLER, P.; MELILLO, J.M. Nitrogen saturation in Northern Forest Ecosystems. **Bioscience**, Washington, DC, v.39, n.6, p.378-386, 1989.

AGNEWS, L.J.; LYON, S.; GÉRARD-MARCHANT, P.; COLLINS, V.B.; LEMBO, A.J.; STEENHUIS, T.S.; WALTER, M.T. Identifying hydrologically sensitive areas: Bridging the gap between science and application. **Journal of Environmental Management**, New York, v.78, p.63-76, 2006.

BARLIN, R.D.; MOORE, I.D.; GRAYSON, R.B. A quasi-dynamic wetness index for characterizing the spatial distribution of zones of surface saturation and soil water content. **Water Resources Research**, Washington, DC, v.39, n.4, p.1029-1044, 1994.

BERNER, R.; BERNER, E.K. **The global water cycle: geochemistry and environment**. New Jersey: Prentice Hall, 1987. 387p.

BEVEN, K.; KIRKBY, M.J. A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. **Hydrological Sciences Bulletin**, Belisville, v.24, n.1, p.43-69, 1979.

BUCHANAN, B.; EASTON, Z.M.; SCHNEIDER, R.; WALTER, M.T. Incorporating variable source area hydrology into a spatially distributed direct runoff model. **Journal of the American Water Resources Association**, New York, v.48, n.1, p.43-60, 2012.

DESPOMMIER, D. **The vertical farm: feeding the world in the 21th century**. New York: Picado, 2010. 311p.

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

DUNNE, T.; BLACK, R.D. An experimental investigation of runoff production in permeable soils. **Water Resources Research**, Washington, DC, v.6, p.478-490, 1970a.

DUNNE, T.; BLACK, R.D. Partial Area Contributions to Storm Runoff in a Small New England Watershed. **Water Resources Research**, Washington, DC, v.6, p.1296-1311, 1970b.

DUNNE, T.; MOORE, T.R.; TAYLOR, C.H. Recognition and prediction of runoff-producing zones in humid regions. **Hydrological Sciences Bulletin**, Belisville, v.20, n.3, p.305-327, 1975.

EASTON, Z.M.; FUKA, D.R.; WALTER, M.T.; COWAN, D.M.; SCHNEIDERMAN, E.M.; STEENHUIS, T.S. Re-conceptualizing the soil and water assessment tool (SWAT) model to predict runoff from variable source areas. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v.248, p.279-291, 2008.

ERISMAN, J.W.; SUTTON, M.A.; GALLOWAY, J.; KLIMONT, Z.; WINIWARTER, W. How a century of ammonia synthesis changed the world. **Nature Geosciences**, London, v.1, p.636-639, 2008.

FRAKENBERGER, J.R.; BROOKS, E.S.; WALTER, M.T.; WATER, M.F.; STEENHUIS, T. H. A GIS-based variable source area hydrology model. **Hydrological Processes**, Bristol, v.13, p.805-822, 1999.

GALLOWAY, J.N.; DENTENER, F.J.; CAPONE, D.G.; BOYER, E.W.; HOWARTH, R.W.; SEITZINGER, S.P.; ASNER, G.P.; CLEVELAND, C.; GREEN, P.; HOLLAND, E.; KARL, D.M.; MICHAELIS, A.F.; PORTER, J.H.; TOWNSEND, A.; VORÖSMARTY, C. Nitrogen cycles: past and future. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v.70, p.153-226, 2004.

GALLOWAY, J.N.; TOWNSEND, A.T.; ERISMAN, J.W.; BEKUNDA, M.; CAI, Z.; FRENEY, J.R.; MARTINELLI, L.A.; SEITZINGER, S.P.; SUTTON, M.A. Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions and potential solutions. **Science**, Washington, DC, v.320, n.5878, p.889-892, 2008.

GÉRARD-MARCHANT, P.; HIVELY, W.D.; STEENHUIS, T.S. Distributed hydrological modeling of total dissolved phosphorus transport in an agricultural landscape, part 1: distributed runoff generation. **Hydrology and Earth Systems Sciences**, Göttingen, Germany, v.10, p.245-261, 2006.

HEWLETT, J.D.; HIBBERT, A.R. Factors affecting the response of small watersheds to precipitation in humid areas. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON FOREST HYDROLOGY, 1967, Pennsylvania. **Proceedings...** Pennsylvania: Pergamon Press, 1967. p.275-290.

HEWLETT, J.D.; NUTTER, W.L. The varying source area of streamflow from upland basins. In: SYMPOSIUM ON INTERDISCIPLINARY ASPECTS OF WATERSHED MANAGEMENT, 1970, Bozeman, MN: Montana State University, 1970. **Proceedings...** New York: American Society of Civil Engineers, 1970. p. 65-83.

HORTON, R.E. Erosional development of streams and their drainage basins: hydrophysical approach to quantitative morphology. **Bulletin of the Geological Society of America**, Washington, DC, v.56, n.1, p.275-370, 1945.

HORTON, R. E. The role of infiltration in the hydrologic cycle. **Transactions of American Geophysical Union**, Washington, DC, v.14, 446-460, 1933.

LATRON, J.; GALLART, F. Seasonal dynamics of runoff-contributing areas in a small mediterranean research catchment (Vallcebre, Eastern Pyrenees). **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v.335, p.194-206, 2007.

LIMA, W.P.; ZAKIA, M.J.B. Hidrologia de mata ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. (Org.). **Matas ciliares: Conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2000. p.33-44.

LYON, S.W.; WALTER, M.T.; GÉRARD-MARCHANT, P.; STEENHUIS, T.S. Using a topographic index to distribute variable source area runoff predicted with the SCS curve-number equation. **Hydrological Processes**, Bristol, v.18, p.2757-2771, 2004.

MATSON, P.A.; PARTON, W.J.; POWER, A.G.; SWIFT, M.J. Agricultural intensification and ecosystem properties. **Science**, Washington, DC, v.277, p.504-509, 1997.

MATSON, P.A.; McDOWELL, W.H.; TOWNSEND, A.R.; VITOUSEK, P.M. The globalization of N deposition: ecosystems consequences in tropical environments. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v.46, p.67-83, 1999.

McCLAIN, M.E.; BOYER, E.W.; DENT, C.L.; GERGEL, S.E.; GRIMM, N.B.; GROFFMAN, P.M.; HART, S.C.; HARVEY, J.W.; JOHNSON, C.A.; MAYORGA, McDOWELL, W.H.; PINAY, G. Biogeochemical hot spots and hot moments at the interface of terrestrial and aquatic ecosystems. **Ecosystems**, Heidelberg, v.6, p.301-312, 2003.

McDONNELL, J.J. Where does water go what it rains? Moving beyond the variable source area concept of rainfall-runoff response. **Hydrological Processes**, Bristol, v.17, p.1869-1875, 2003.

NARDOTO, G.B.; OMETTO, J.P.B.; EHLERINGER, J.R.; HIGUCHI, N.; BUSTAMANTE, M.M.C.; MARTINELLI, L.A. Understanding the influence of spatial patterns on N availability within the Brazilian Amazon Forest. **Ecosystems**, Heidelberg, v.11, n.8, p.1234-1246, 2008.

NARDOTO, G.B.; QUESADA, C.A.; PATIÑO, S.; SAIZ, G.; BAKER, T.R.; SCHWARZ, M.; SCHRODT, F.; FELDSPAUSCH, T.R.; DOMINGUES, T.F.; MARIMON JUNIOR, B.; VIEIRA, I.C.G.; SILVEIRA, M.; BIRD, M.I.; PHILLIPS, O.L.; LLOYD, J.; MARTINELLI, L.A. Basin-wide variations in Amazon forest nitrogen cycling characteristics as inferred from plant and soil 15N:14N measurements. **Plant Ecology & Diversity**, York, v.7, n.1-2, 2014. DOI: 10.1080/17550874.2013.807524.

O'LAUGHLIN, E.M. Saturation regions in catchments and their relations to soil and topographic properties. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v.53, p.229-246, 1981.

O'LAUGHLIN, E.M. Prediction of surface saturation zones in natural catchments by topographic analysis. **Water Resources Research**, Washington, DC, v.22, n.5, p.794-804, 1986.

PILEGAARD, K. Processes regulating nitric oxide emissions from soils. **Philosophical Transactions of the Royal Society Biological Sciences**, London, v.368, 20140126, 2013. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2013.0126>.

PRADHAN, N.R.; OGDEN, F.L. Development of a one-parameter variable source area runoff model for ungauged basins. **Advances in Water Resources**, Southampton, v.33, p.572-584, 2010.

RUBOL, S.; SILVER, W.L.; BELLIN, A. Hydrologic control on redox and nitrogen dynamics in a peatland soil. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v.432, p.36-46, 2012.

SAUNDERS, D.L.; KALFF, J. Nitrogen retention in wetlands, lakes and rivers. **Hydrobiologia**, Dordrecht, v.443, p.205-212, 2001.

SCHLESINGER, W.H.; RECKHOW, K.H.; BERNHARDT, E. Global Change: The nitrogen cycle and rivers. **Water Resources Research**, Washington, DC, v.42, W03S06, 2006. doi:10.1029/2005WR004300.

UDAWATTA, R.P.; MOTAVALLI, P.P.; GARRET, H.E.; KRSTANSKY, J.J. Nitrogen losses in runoff from three adjacent agricultural watersheds with claypan soils. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v.117, p.39-48, 2006.

VASILAS, B.L. Microbiology of hydric soils. In: VASILAS, L.M. (Ed.). **A guide to hydric soils in the Mid-Atlantic Region**. Morgantown: USDA, 2004. p.37-43.

VITOUSEK, P.M.; ABER, J.D.; HOWARTH, R.W.; LIKENS, G.E.; MATSON, P.A.; SCHINDLER, D.W.; SCHLESINGER, W.H.; TILMAN, D.G. Human alteration of Global nitrogen cycle: sources and consequences. **Ecological Applications**, Ithaca, v.7, p.737-750, 1997.

VITOUSEK, P.M.; NAYLOR, R.; CREWS, T.; DAVID, M.B.; DRINKWATER, L.E.; HOLLAND, E.; JOHNES, P.J.; KATZENBERGER, J.; MARTINELLI, L.A.; MATSON, P.A.; NZIGUHEBA, G.; OJIMA, D.; PALM, C.A.; ROBERTSON, G.P.; SANCHEZ, P.A.; TOWNSEND, A.R.; ZHANG, F.S. Nutrient imbalances in agricultural development. **Science**, Washington, DC, v.324, n.5934, p.1519-1520, 2009.

WALTER, M.T.; MEHTA, V.K.; MARRONE, A.M.; BOLL, J.; GÉRARD-MARCHANT, P.; STEENHUIS, T.S.; WALTER, M.F. Simple estimation of prevalence of Hortonian flow in New York City watersheds. **Journal of Hydrologic Engineering**, New York, v.8, n.4, p.214-218, 2003.

WALTER, M.T.; WALTER, M.F.; BROOKS, E.S.; STEENHUIS, T.S.; BOLL, J.; WEILER, K. Hydrologically sensitive areas: variable source area hydrology implications for water quality. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v.3, p.277-284, 2000.

2 DINÂMICA DA SATURAÇÃO DO SOLO EM ZONAS DE CONVERGÊNCIA DE FLUXOS DE UMA MICROBACIA COBERTA PREDOMINANTEMENTE POR CANA-DE-AÇÚCAR

Resumo

Zonas de convergência de fluxos (ZCs) são porções da paisagem amplamente reconhecidas por apresentarem alta probabilidade de geração de escoamento superficial de saturação do solo (ESSS). Por essa razão, elas podem atuar como drenos de água originada das áreas situadas em cotas altitudinais maiores. Ao mesmo tempo, as ZCs podem atuar como potenciais *hotspots* biogeoquímicos já que um alto nível de umidade pode ser mantido no solo o que, por sua vez, poderia induzir processos redutores como a desnitrificação. Neste contexto, o entendimento do funcionamento hidrológico é importante especialmente em bacias hidrográficas cobertas por agricultura intensiva com grande aplicação de insumos como é o caso da cana-de-açúcar. No entanto, o funcionamento hidrológico dessas ZCs nessa situação ainda não foi descrita. No presente trabalho, descreve-se o funcionamento hidrológico de três ZCs sob plantios de cana-de-açúcar e floresta ripária perturbada. Para tanto, foram selecionadas duas ZCs com faixa ripária estreita (~8 m) e outra com faixa ripária mais larga (~40 m). Durante um ano (Abril-2011 a Março-2012) foram monitorados semanalmente a profundidade da água subterrânea, o potencial matricial da água do solo (0,15; 0,3; 0,5; 0,7 and 0,9 m) e a frequência de escoamento superficial em três porções das vertentes côncavas (cota inferior, intermediária e superior). Como esperado, todas as ZCFs apresentaram alta geração de ESSS particularmente nas cotas inferior e intermediária. ESSS é gerado nestas porções por duas razões: (1) elevação do nível freático até a superfície do solo e (2) infiltração de escoamento superficial Hortoniano oriundo de áreas cultivadas nas cotas superiores em cotas intermediária e inferiores induzindo o aumento da umidade do solo até atingir à saturação hídrica. Ademais, dois padrões de expansão de áreas saturadas foram detectados: (1) da base da vertente para as cotas mais altas e (2) de áreas situadas na cota intermediária para cota mais inferiores (base). A ZC com floresta ripária de largura de 40 m não apresentou desenvolvimento de feições erosivas ao passo que as ZCs de 8 m apresentaram sulcos e voçorocas. Estes resultados mostram a substancial influência humana alterando o funcionamento hidrológico das ZCFs e também tornam evidente que faixas ripárias mais largas cobertas por floresta são altamente recomendadas para evitar degradação dos corpos de água e de ecossistemas situados à jusante.

Palavras-chave: Escoamento direto. Bacia hidrográfica. Escoamento superficial. Escoamento subsuperficial. Ecossistema antrópico.

SOIL SATURATION DYNAMICS OF THREE FLOW CONVERGENCE ZONES WITHIN A SMALL CATCHMENT COVERED PREDOMINANTLY BY SUGARCANE

Abstract

Flow convergence zones (FCZs) are widely recognized as portions of the landscape where saturation overland flow (SOF) might be generated. For this reason they might constitute a drain for water originating from upslope areas to downslope and stream areas. At the same time, they might also act as potential biogeochemical hotspots since they might be kept under high soil moisture levels possibly inducing denitrification hotspots. In this context, the understanding of the hydrological functioning is important specially under catchments covered by high input agricultural land-use such as sugarcane and it has not been described yet. In this chapter, we describe the hydrological functioning of three FCZs under sugarcane and disturbed riparian forest. In doing so, we selected two FCZs covered with a narrow (~8 m) riparian forest and another one covered with a wider riparian forest (~40 m). We monitored the water table depth, soil matric potential (0,15; 0,3; 0,5; 0,7 and 0,9 m) and overland flow in three portions of the concave hillslope (downslope, middleslope and upslope) on a weekly basis during the course of a year (April-2011 to March-2012). As expected, all FCZs presented high levels of SOF generation especially in the down and middleslope areas. SOF is generated for two reasons: (1) rise of the shallow water table in down and middleslope areas and (2) infiltration of Hortonian overland flow originating from upslope sugarcane areas that induce the increase in soil moisture levels until saturation point is reached. In addition, bottom-up and top-down patterns of saturation zones expansion have been noticed. The 40-m riparian forest FCZ did not present the development of erosion features. That was not the case of the two 8-m riparian forest FCZs where rills and gullies were detected throughout the study period. These results show the human substantial influence in altering the hydrological functioning of FCZs and show that a wider riparian forest buffer is highly recommended to avoid on-site and off-site ecosystems degradation.

Key-words: Stormflow. Watershed. Surface runoff. Subsurface runoff. Anthropogenic ecosystem.

2.1 Introdução

O sucesso econômico dos empreendimentos de cana-de-açúcar no Brasil deve-se, entre outros fatores, às condições climáticas, à disponibilidade de terras, à utilização de tecnologias avançadas nas lavouras e indústrias, e ao aumento da demanda mundial por etanol (MARTINELLI; FILOSO, 2008).

Uma das medidas que vários governos vêm tomando para combater o aquecimento global consiste em incentivar a produção de bio-combustíveis como o etanol oriundo da cana-de-açúcar. Na atualidade, o Brasil é um dos maiores produtores mundiais de etanol (VALDES, 2007; HARTEMINK, 2008), apresentando uma área cultivada com cana-de-açúcar de 9,6 milhões de hectares e uma produção anual de 624.991 toneladas (CONAB, 2013). O Estado de São Paulo, com mais de 50% da sua área ocupada pela cultura, destaca-se como o maior produtor nacional, participando com aproximadamente 60% da safra 2007/2008 (CONAB, 2013).

Com o advento dos bio-combustíveis como uma maneira de minimizar tanto a dependência de combustíveis fósseis quanto a emissão de gases do efeito estufa, a partir de 2003, tem havido um aumento substancial da área plantada com essa cultura (HARTEMINK, 2008; RUDORFF et al., 2010; ADAMI et al., 2012). O aumento da área e a intensificação tecnológica da cultura da cana-de-açúcar têm levado a um aumento no uso de fertilizantes (MARTINELLI; FILOSO, 2008). A título de exemplo, aplica-se cerca 60 a 120 kg de nitrogênio (N) por hectare por ano nas plantações de cana-de-açúcar no Estado de São Paulo (CARMO et al., 2013). Em canaviais na Flórida, EUA a aplicação de N pode atingir 200 kg ha⁻¹ ano⁻¹ (MORGAN et al., 2012). Tais adições de N e de outros nutrientes via fertilização do solo não apenas contribuirão para elevar a produção agrícola dessa cultura, mas também poderão afetar a qualidade dos recursos hídricos (VITOUSEK et al., 1997; CHEESMAN, 2004; UDAWATTA et al., 2006; DIAZ; ROSEMBERG, 2006; GOLDEMBERG, 2007; MARTINELLI; FILOSO, 2007; HARTEMINK, 2008; VITOUSEK et al., 2009; BLACK et al., 2012; AUSTIN et al., 2013). Esse fato se deve às diferentes vias hidrológicas que a água da chuva percorre até atingir o rio que drena a bacia hidrográfica. Ao longo deste percurso, ela transporta materiais dissolvidos (nutrientes, herbicidas, pesticidas) e particulados (partículas de solo e matéria vegetal) para os corpos de água (McCLAIN; ELSENBEER, 2001; TREVISAN et al., 2012). Desse modo, essas vias constituem caminhos de ligação que transportam matéria dos ecossistemas terrestres aos aquáticos.

O escoamento superficial constitui uma das várias possíveis vias que a água pluvial percorre até atingir o corpo hídrico (McCLAIN; ELSENBEER, 2001). Essa via hidrológica pode se originar por duas possíveis razões: (i) a intensidade da chuva excede a capacidade de infiltração da água no solo e (ii) todo o espaço poroso de solos com alta capacidade de infiltração (i.e. capacidade de infiltração >>> intensidades de chuva) é ocupado por água de forma que o solo torna-se saturado. O primeiro caso de geração de escoamento superficial é denominado escoamento superficial Hortoniano enquanto o segundo é descrito como escoamento superficial de áreas saturadas. Este último é produzido, entre outros lugares, em locais onde há concentração de fluxos de água. Vários termos já foram empregados para descrever essas zonas de concentração de água, por exemplo, “zonas de convergência de fluxos” (WARD, 1984); “áreas côncavas” (CHORLEY, 1978), “vertentes côncavas” (ANDERSON; BURT, 1978), “linhas de convergência de fluxos” (BEVEN; KIRKBY, 1979), “depressões topográficas” (JENSON; DOMINGUE, 1988), “áreas de alta convergência” (GRAYSON et al., 1997), “convergência de terrenos” (WESTERN et al., 1999), “áreas de topografia convergente” (WALTER et al., 2000); “talvegs” (FIENER; AUERSWALD, 2003), ou “topografia côncava” (LATRÓN; GALLART, 2007), entre outros. Esse tipo de morfologia do terreno constitui uma das áreas geradoras de escoamento direto segundo o conceito de áreas variáveis de afluência (HEWLETT; HIBBERT, 1967; HEWLETT; NUTTER, 1970).

Com algumas exceções feitas a alguns trabalhos que mediram os fluxos hidrológicos em microbacias de ordem zero na Amazônia (e.g. MORAES et al., 2006; GERMER et al., 2009), a descrição do funcionamento hidrológico de zonas de convergência de fluxos ainda não foi feita em regiões tropicais e tampouco em paisagens tropicais dominadas por plantações de cana-de-açúcar, como é o caso do Estado de São Paulo, Brasil. Nesse sentido, compreender a dinâmica hidrológica dessas zonas constitui uma maneira de compreender os agentes controladores das vias hidrológicas que atuam, em última instância, transportando o nitrogênio e outros nutrientes dos ecossistemas terrestres aos aquáticos (McCLAIN; ELSENBEER, 2001; AGNEW et al., 2006; TREVISAN et al., 2012; BUCHANAN et al., 2013; MUKUNDAN et al., 2013). Também de fundamental importância, as regiões de solo saturado podem atuar como *hotspots* biogeoquímicos no tocante a processos que promovem a redução química de elementos como o N, o enxofre, e carbono (McCLAIN et al., 2003; VEPRASKAS; CALDWELL, 2008). Assim, o entendimento de dinâmica da saturação dessas regiões pode fornecer base para futuras ações de manejo que conciliem alta produtividade agrícola à conservação ambiental (FOLEY et al., 2005; BUCKERIDGE et al., 2012).

Neste contexto, este capítulo tem o objetivo de caracterizar a dinâmica da saturação do solo em zonas de convergência de fluxo em uma microbacia hidrográfica em que predominam plantios cana-de-açúcar. Pretende-se discutir a dinâmica da saturação do solo com relação às implicações para a geração de áreas saturadas que, como explanado, podem ser tanto vias de transporte de elementos como locais onde eles podem sofrer processamento biogeoquímico.

2.2 Métodos

2.2.1 Área de estudo

O estudo foi conduzido em três zonas de convergência de fluxos de água situadas em uma microbacia hidrográfica (latitudes 22° 36' 44,82" S; 22° 36'47,38"S e longitude 47° 40'19,76" O; 47°40'18,61"O) que é uma sub-bacia do ribeirão do Barroão (Figura 2.1, flecha amarela; Figura 2.2), um tributário do rio Corumbataí. Este, por sua vez, é um afluente do rio Piracicaba. As referidas zonas de convergência serão denominadas daqui para frente, neste capítulo, como zonas de convergência 1, 2 e 3 (Tabela 2.1).

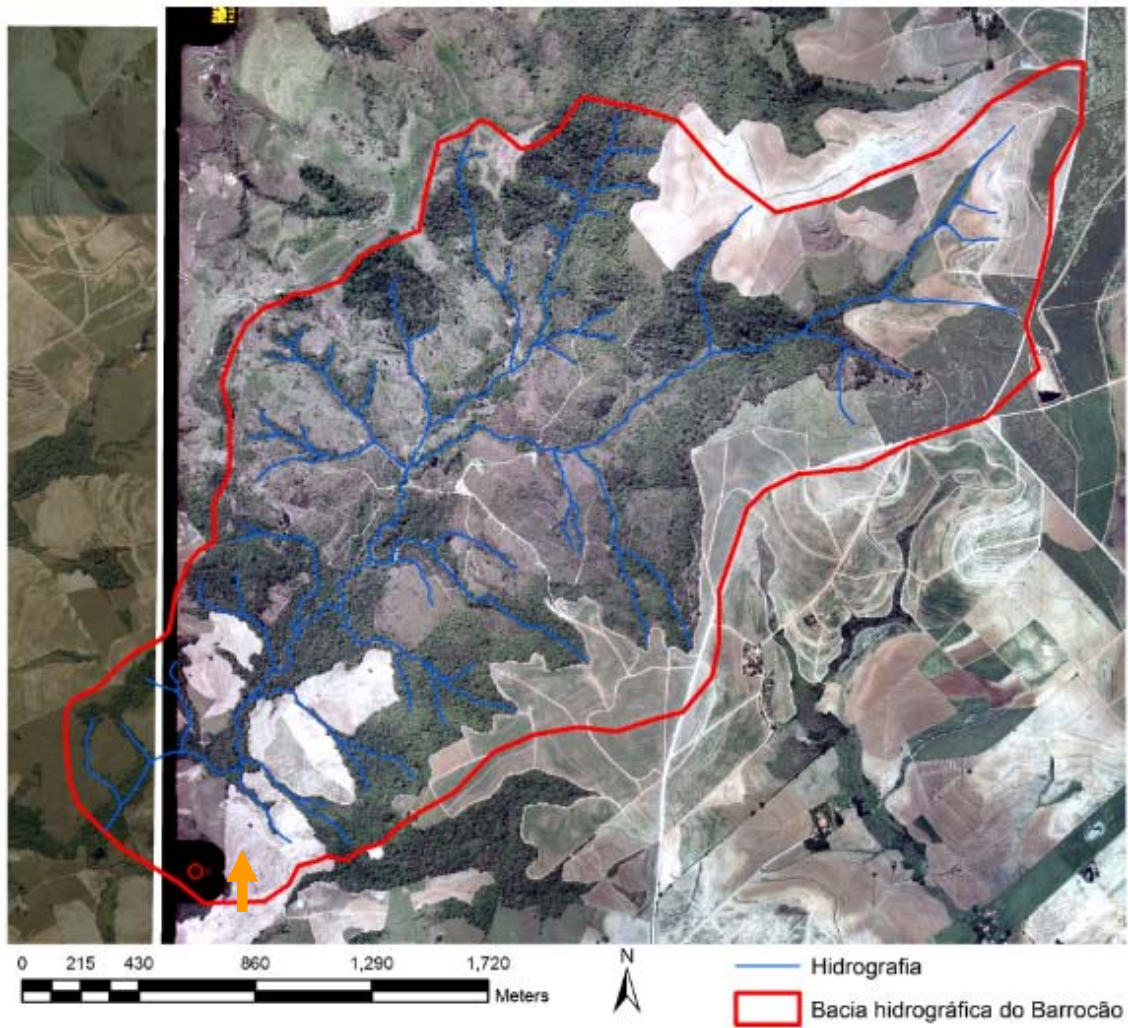


Figura 2.1 - Bacia hidrográfica do ribeirão Barroão na qual a microbacia de estudo (flecha laranja) está inserida. Sistema de projeção Universal Transversal Mercator

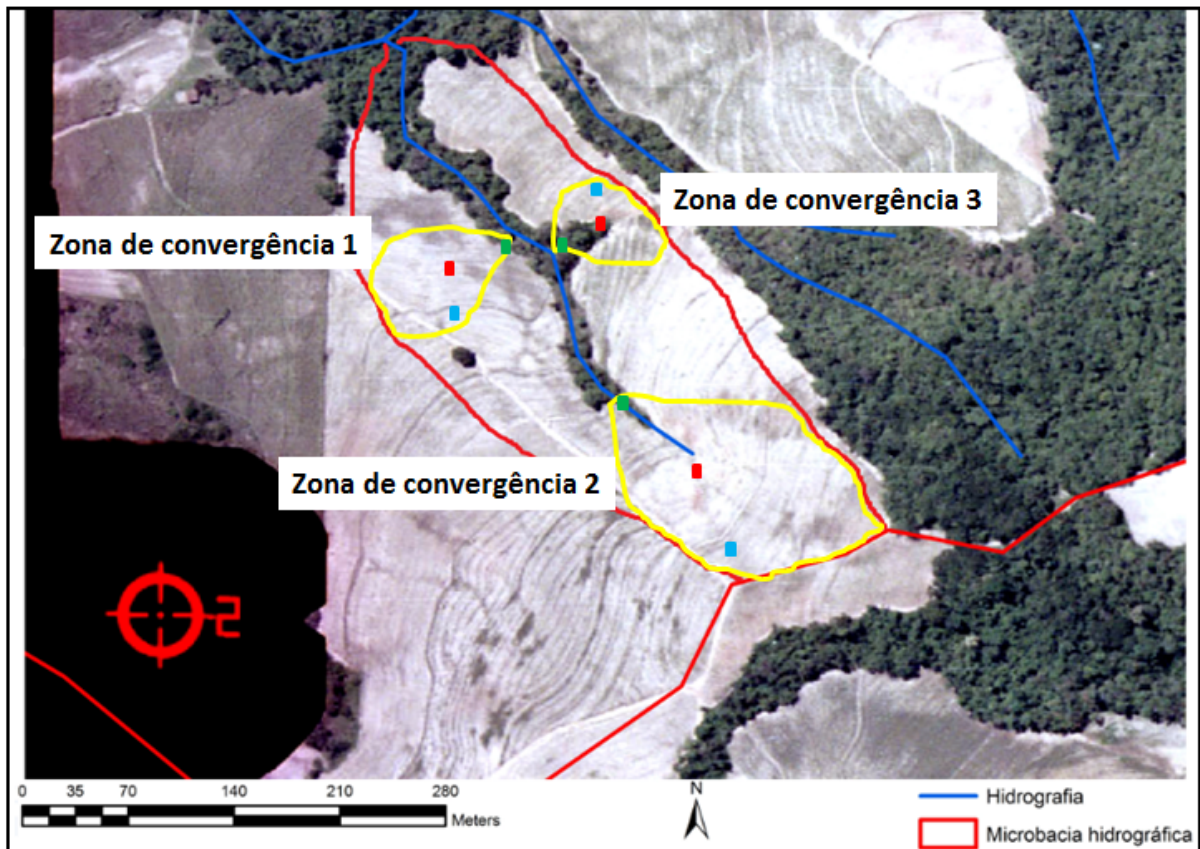


Figura 2.2 - Vista aérea da microbacia onde se localizam as zonas de convergência 1, 2 e 3 destacadas em amarelo. Os quadrados verdes evidenciam as cotas inferiores (próximas ao rio), os quadrados azuis evidenciam o local das cotas superiores (próximas ao divisor de águas das de convergência) e os quadrados vermelhos evidenciam o local das cotas intermediárias (situadas entre a cota inferior e superior em uma área dentro da zona de convergência onde se observou a saturação hídrica do solo)

Tabela 2.1 - Descrição das zonas de convergência de fluxos utilizadas no presente estudo

	Área (ha)	Altitude (m)		
		Cota inferior	Cota intermediária	Cota superior
Zona de Convergência 1	0,36	488	491	495
Área de contribuição (ha)		0,42	0,3	0,12
Declividade (%)		4	6	5
Uso da Terra		Floresta	Cana-de-açúcar	Cana-de-açúcar
Solo		Neossolo quartzarênico hidromórfico	Neossolo quartzarênico hidromórfico	Neossolo quartzarênico
	Área (ha)	Altitude (m)		
		Cota inferior	Cota intermediária	Cota Superior
Zona de Convergência 2	1,55	508	513	516
Área de contribuição (ha)		1,55	1,21	0,13
Declividade (%)		5	20	5
Uso da Terra		Floresta	Cana-de-açúcar	Cana-de-açúcar
Solo		Neossolo quartzarênico hidromórfico	Argissolo	Argissolo
	Área (ha)	Altitude (m)		
		Cota inferior	Cota intermediária	Cota superior
Zona de Convergência 3	0,39	500	501	507
Área de contribuição (ha)		0,39	0,26	0,12
Declividade (%)		3	3	4
Uso da Terra		Floresta	Floresta	Cana-de-açúcar
Solo		Neossolo flúvico	Neossolo flúvico	Argissolo

A microbacia que contém as três zonas de convergência é coberta majoritariamente por cana-de-açúcar (90%) com uma menor proporção de remanescente de floresta ripária altamente degradada (10%). As zonas de convergência de fluxo nela contidas possuem diferentes proporções no tocante à cobertura vegetal. Em todas elas a cana-de-açúcar é a cobertura predominante (Tabela 2.2). No entanto, na zona de convergência 3, a cobertura florestal é substancialmente maior que nas demais (Tabela 2.2). Nesta zona, a largura da floresta ripária atinge 40 metros ao passo que nas zonas de convergência 1 e 2 a largura da floresta atinge cerca de 8 metros.

Tabela 2.2 - Porcentagem de cobertura do solo nas zonas de convergência de fluxos

Zona de convergência	Floresta	Cana-de-açúcar
	%	
1	5	95
2	3	97
3	24	76

Com intuito de caracterizar as espécies presentes nas florestas ripárias da microbacia, foi realizado um levantamento florístico expedito (Tabela 2.3). Tal vegetação é típica de florestas estacionais semidecíduais altamente perturbadas (RODRIGUES, 1999). Além disso, ocorrem macrófitas aquáticas tal como o lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium* J. König).

Tabela 2.3 - Espécies arbóreas encontradas na floresta ripária do presente estudo

Família	Espécie
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume
Euphobiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.
Euphobiaceae	<i>Croton floribundus</i> Spreng
Euphorbiaceae	<i>Actinostemon klotzschii</i> (Didr.) Pax
Fabaceae	<i>Copaifera langsoffii</i> Desf.
Fabaceae	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong
Fabaceae	<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart
Fabaceae	<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld
Fabaceae	<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.
Fabaceae	<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel
Lauraceae	<i>Ocotea silvestris</i> Vattimo-Gil
Lauraceae	<i>Ocotea velutina</i> (Nees) Rohwer
Malvaceae	<i>Luehea candicans</i> Mart. & Zucc.
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.
Meliaceae	<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer
Meliaceae	<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.
Myrsinaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. Ex Roem. Schult.
Myrtaceae	<i>Eugenia florida</i> DC.
Piperaceae	<i>Piper umbellatum</i> L.
Rhamnaceae	<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.
Salicaceae	<i>Casearia silvestris</i> Sw.
Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.
Solanaceae	<i>Acnistus arborescens</i> (L.) Schltldl.
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul
Verbenaceae	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.

Diferentes tipos de solo com variada granulometria ocorrem dentro das zonas de convergência (Tabela 2.1; Figuras 2.3, 2.4 e 2.5). Os diferentes perfis granulométricos bem como análises morfológicas em campo confirmaram a variação das tipologias de solo nessa microbacia (Tabela 2.1; Figuras 2.3, 2.4 e 2.5).

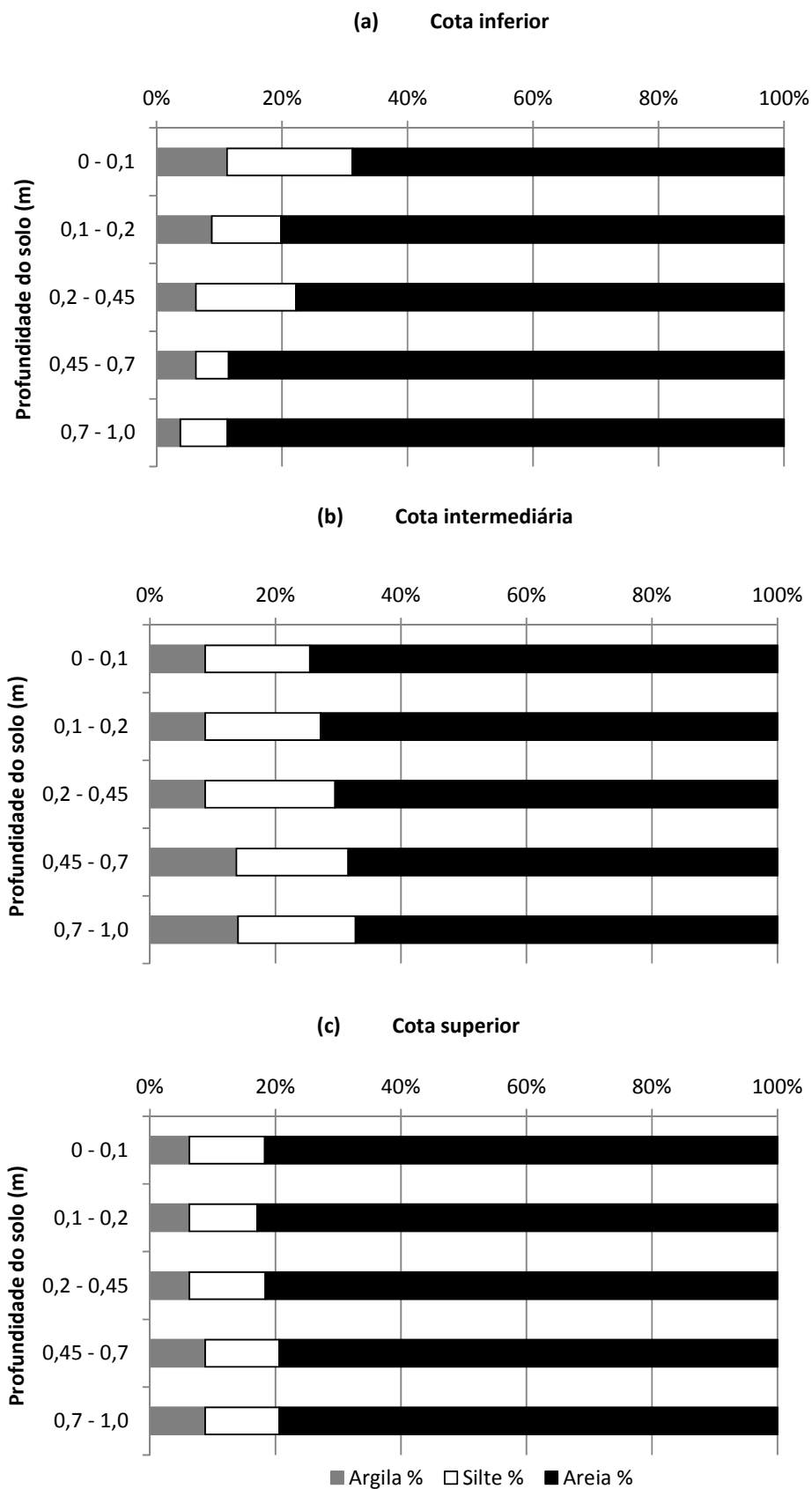


Figura 2.3 - Granulometria dos solos das cotas (a) inferior, (b) intermediária e (c) superior da zona de convergência 1

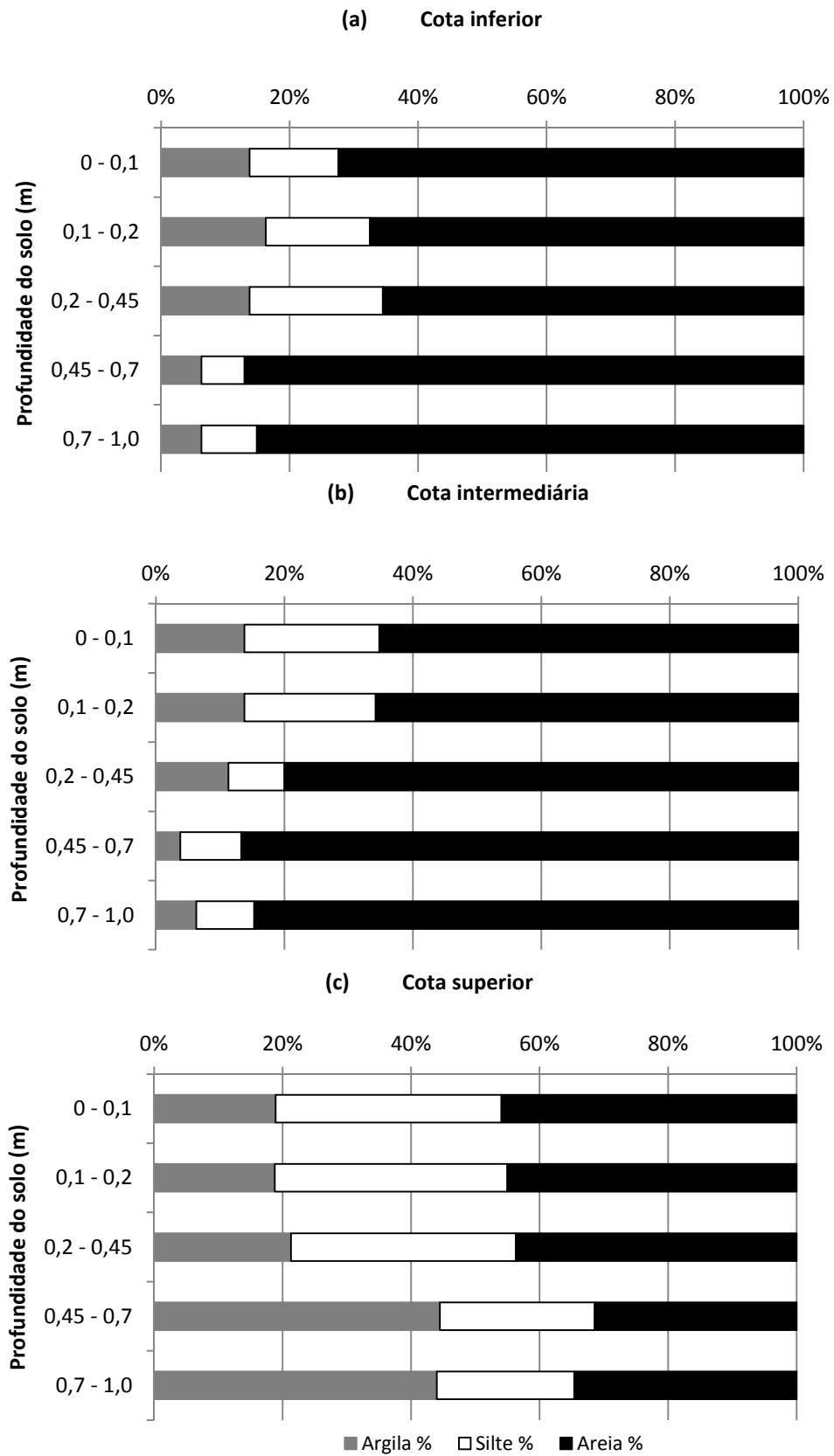


Figura 2.4 - Granulometria dos solos das cotas (a) inferior, (b) intermediária e (c) superior da zona de convergência 2

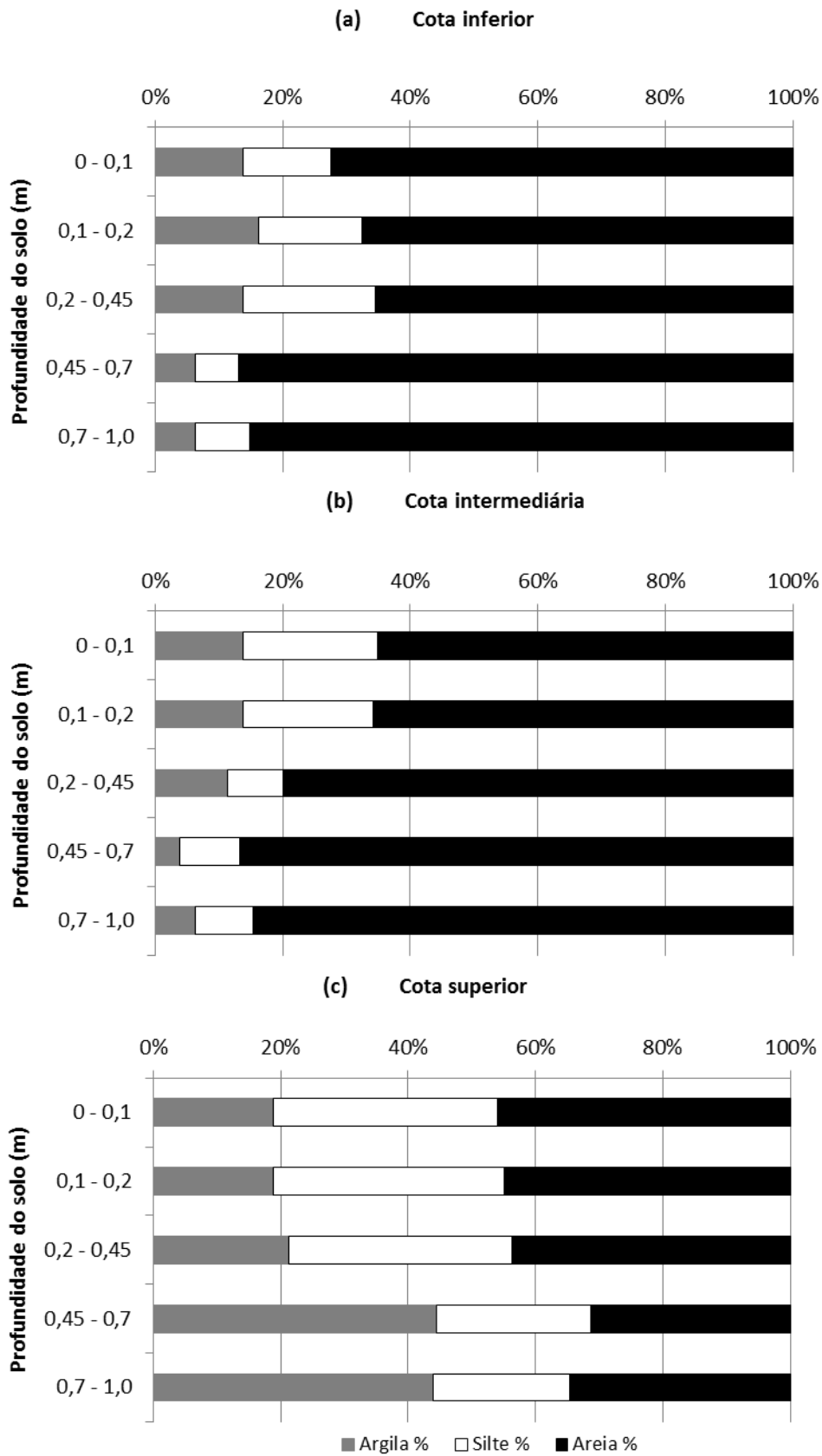


Figura 2.5 - Granulometria dos solos das cotas (a) inferior, (b) intermediária e (c) superior da zona de convergência 3

Seguindo as normas de coleta e descrição do solo no campo (SANTOS et al., 2005) e utilizando os critérios de classificação do solo de acordo com o sistema brasileiro de classificação pedológica (EMBRAPA, 2006), foi feito o reconhecimento morfológico das tipologias de solos que ocorrem nas zonas de convergência de fluxo. Foi possível observar a predominância de Argissolos Vermelho-Amarelo (Figura 2.6).

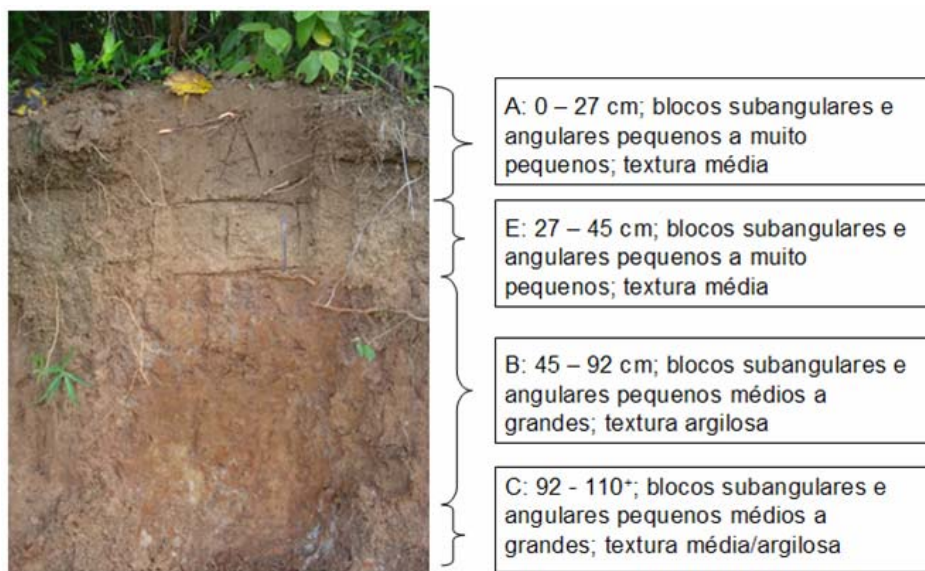


Figura 2.6 - Perfil de um Argissolo Vermelho-Amarelo presente na área de estudo. O barranco da imagem situa-se na cota superior da zona de *convergência 3*

Em alguns locais o solo é classificado como Neossolo Quartzarênico (Figura 2.7) e Neossolo Flúvico (Tabela 2.1).

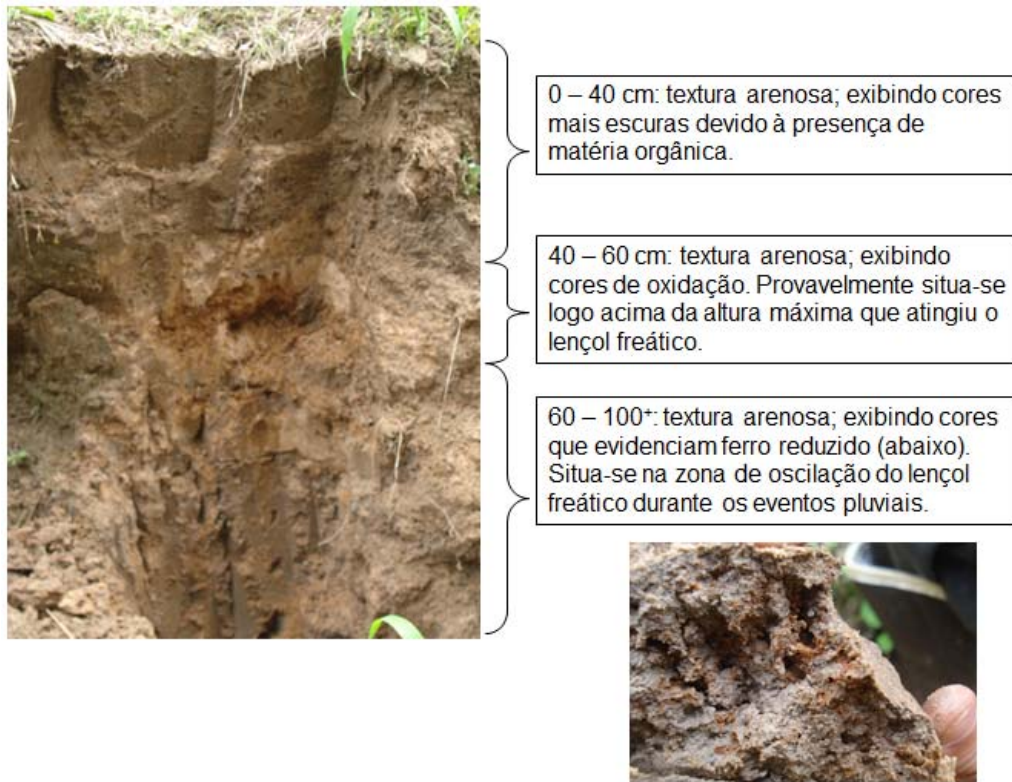


Figura 2.7 - Neossolo quartzarênico hidromórfico sob cana-de-açúcar. A trincheira da imagem situa-se na cota intermediária da zona de *convergência 1*

2.2.2 Histórico do uso da terra e manejo agrícola

Segundo entrevistas com os proprietários da fazenda Naléssio que contempla a área de estudo, a microbacia do presente estudo é cultivada com cana-de-açúcar há, no mínimo, 50 anos. Durante este período de tempo, realizou-se o corte manual da cana-de-açúcar por precedido de queimada. De acordo com os proprietários, em média, cerca de 5 rebrotas são aproveitadas antes da reconstituição do plantio. O preparo do solo para o plantio é feito por meio da aração e gradeação seguido pela abertura de sulcos em que os toletes de cana-de-açúcar são inseridos juntamente com torta de filtro, 90 N kg ha^{-1} de fertilizante NPK (18-0-26) e cobertos em uma única operação. Após a colheita, cerca de 2 Mg ha^{-1} de calcário é aplicado na cana-soca, no início da fase de brotação. Em seguida, $0,4 \text{ Mg ha}^{-1}$ de fertilizante mineral granulado (NPK 18-0-26 com N na forma de nitrato de amônio: NH_4NO_3) é aplicado na cana-soca das áreas de estudo totalizando cerca de 72 kg ha^{-1} de N. E para finalizar, 2 Mg ha^{-1} de fertilizante organo-mineral líquido AJIFER (2% de N ou, cerca de 40 kg de N). No total, aproximadamente 110 kg de N são aplicados anualmente na soqueira da cana-de-açúcar.

Nas zonas de convergência estudadas, a variedade de cana-de-açúcar utilizada era a RB867515 e apresentava-se no 5º corte no dia 03 de julho de 2011. Esta variedade se caracteriza por apresentar crescimento rápido com alta produtividade, porte alto, hábito de crescimento ereto, alta densidade de colmo, fácil despalha, boa brotação de soqueira e grande tolerância à seca, dentre outros (HOFFMANN et al., 2008). Diante dessas características, essa variedade é uma das mais utilizadas no território brasileiro.

2.2.3 Delineamento amostral

A execução do presente estudo ocorreu de Abril de 2011 a Março de 2012. Durante este intervalo de tempo foram realizadas cerca de 40 campanhas de campo.

Para a execução do presente estudo, cada uma das zonas de convergência foi dividida em três porções utilizadas para a instalação de aparelhos de monitoramento hidrológico. Estas porções consistiram em diferentes posições topográficas referidas daqui para frente como “cota inferior” para cota mais próxima ao canal, “cota intermediária” para a cota na porção média da vertente côncava e “cota superior” para a cota mais distante do canal fluvial (Figuras 2.2 e 2.8).

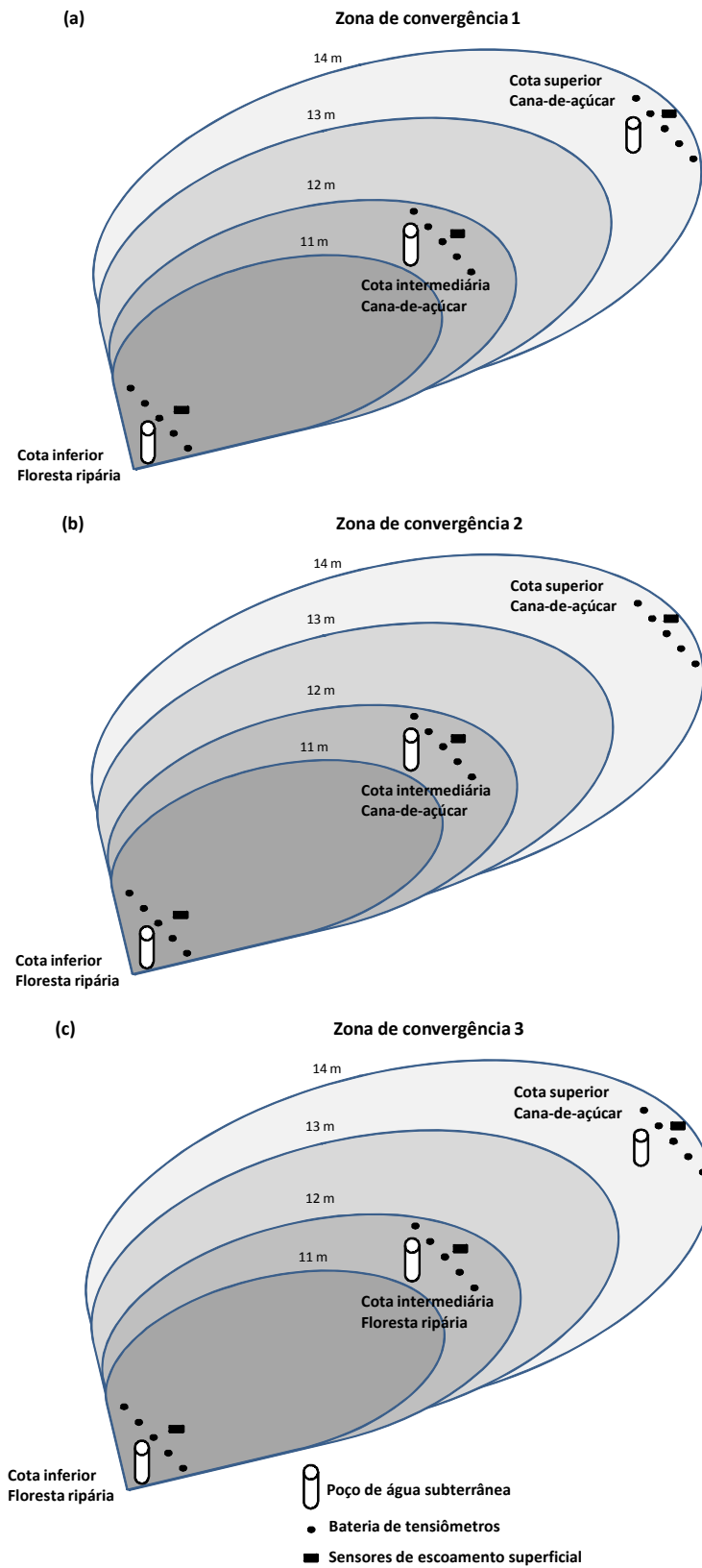


Figura 2.8 - Ilustração do delineamento amostral utilizado nas zonas de convergência de fluxos: (a) 1; (b) 2 e (c) 3 da microbacia coberta predominantemente por cana-de-açúcar

Para entender a dinâmica da água do solo com especial referência à saturação do solo, foram instalados conjuntos de tensiômetros a 0,15; 0,3; 0,5; 0,7; 0,9 m de profundidade em cada uma das porções (Figura 2.8 e 2.9). O monitoramento do potencial matricial da água do solo (“tensão”) ocorreu em base mensal utilizando um manômetro digital (Bringer). Em caso da perda da coluna água no tensiômetro, o valor de -99 kPa foi adotado arbitrariamente para indicar o valor de potencial matricial. Para fins de determinação de potenciais matriciais que representem momentos em que o solo atingiu estados de umidade em que a participação da água do solo esteja de fato contribuindo para o escoamento direto, utilizou-se o critério de potencial matricial igual ou maior que -10 kPa, que pode ser considerado o potencial matricial na capacidade de campo para vários solos tropicais (REICHARDT, 1988; HODNETT et al., 1997). Quando a água de um solo está nesta faixa de energia é que ela participa ativamente na geração de escoamento direto (HEWLETT; HIBBERT, 1967).

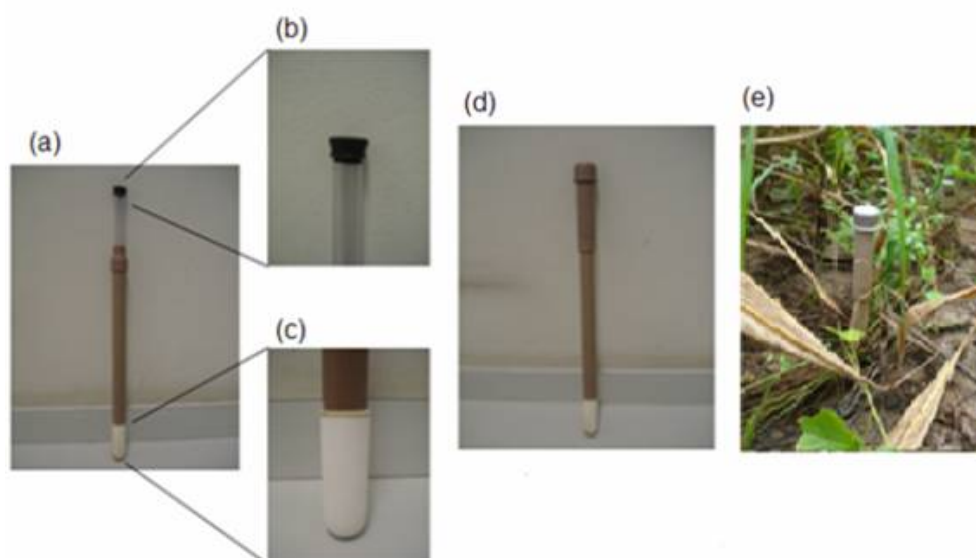


Figura 2.9 - Tensiômetro utilizado no presente estudo (a); Septo de silicone que sela hermeticamente a parte superior do tensiômetro (b); Cápsula porosa de porcelana na parte inferior do tensiômetro (c); Tensiômetro com tampa para proteger a parte superior contra danos e também para reduzir a oscilação de temperatura (d); Tensiômetro instalado em condições de campo (e)

Como a água subterrânea é um dos fatores que pode controlar a saturação solos (PETCH, 1988), poços para a observação da profundidade da água subterrânea (i.e. nível freático) em relação à superfície do solo também foram escavados nas diferentes cotas (Figuras 2.8 e 2.10). A única exceção foi a ZC2 em que a escavação até a rocha não evidenciou água subterrânea. Na zona de convergência 2 foram instalados apenas poços nas

cotas inferior e intermediária (Figura 2.10), pois durante a montagem experimental, que foi feita durante a estação das águas, não observou-se água subterrânea na cota superior. A profundidade da água subterrânea foi medida semanalmente com o auxílio do equipamento *Water Level Sensor* (Figura 2.11).

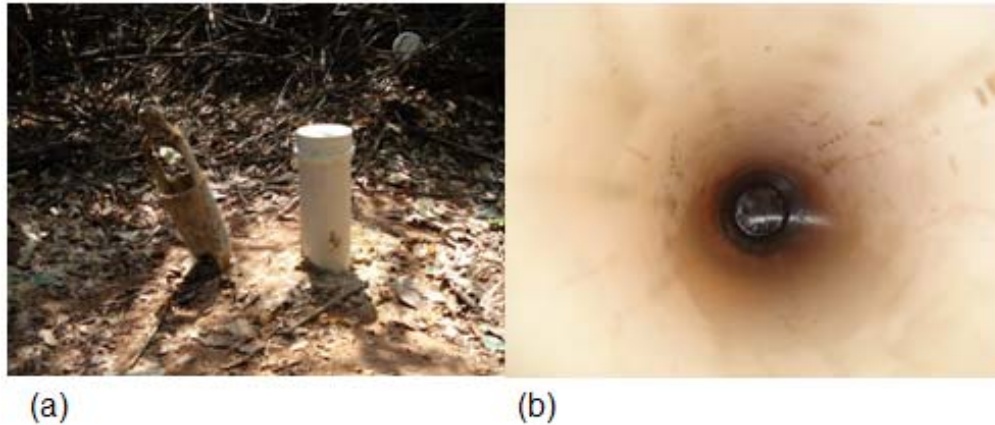


Figura 2.10 - Tubo de PVC que reveste os poços de água subterrânea (a). Ao lado esquerdo do cano que reveste o poço, pode-se observar o bucal do trado de caneco utilizado para a perfuração do mesmo. Pode-se ter uma visão interior do poço com a visualização da lâmina de água ao fundo (b)

Para quantificar a frequência de escoamento superficial nas diferentes cotas em base semanal (Figura 2.8 e 2.12), foram utilizados sensores de escoamento superficial com de resposta binária similares aos descritos em outros trabalhos (DUNNE et al., 1975; ELSENBEER; LACK, 1996).

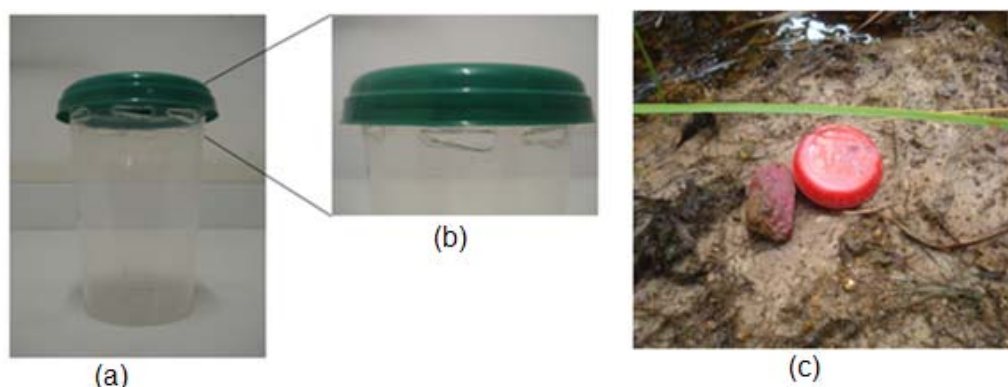


Figura 2.12 - Sensor de escoamento superficial (a). Observam-se em destaque as perfurações feitas ao redor da parte superior do copo (b). Essas perfurações permitem a entrada lateral de água enquanto a tampa não permite a entrada direta de água pluvial. Sensor de escoamento superficial instalado no campo (c)

Para a quantificação da precipitação foram instalados dois pluviômetros de báscula (*'tipping bucket'* da marca *Rain Wise*) e três calhas coletoras de precipitação (Figura 2.13). Estas últimas eram feitas por calhas de drenagem de água de chuva de telhados e possuem área equivalente a $\sim 0,19 \text{ m}^2$ (0,18 m x 1,05 m).

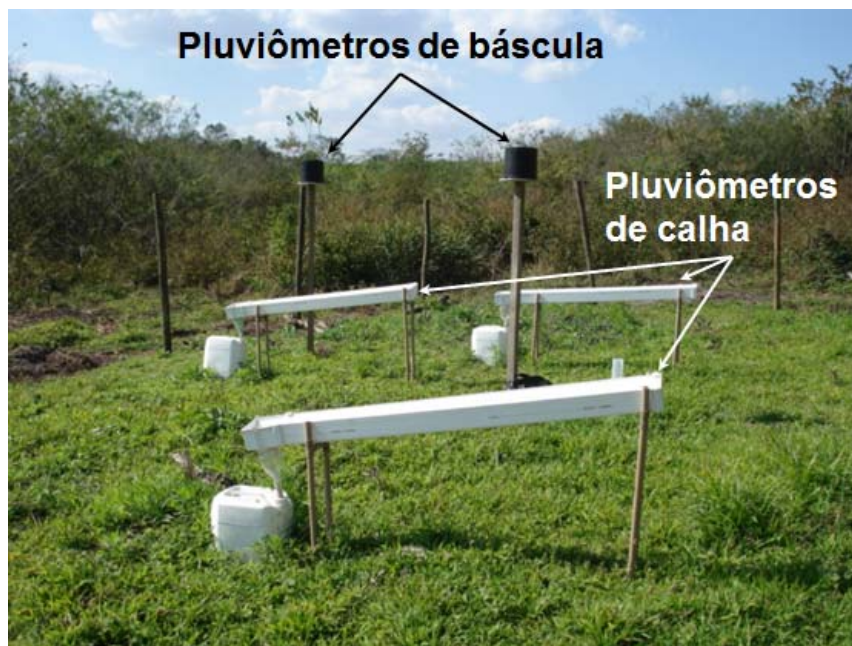


Figura 2.13 – Pluviômetro de báscula e calhas coletoras de precipitação para quantificar as entradas pluviais. Foto: Robson Willians da Costa Silva

2.2.4 Análises estatísticas

Visando quantificar os padrões espaciais de saturação do solo dentro de cada uma das três ZCs, foi realizada a criação de histogramas que evidenciaram quais cotas se saturam ou atingem estados de umidade mais próximos da saturação utilizando como critério a classe de potencial matricial de 0 a -10 kPa. Nesta faixa de umidade, como descrito anteriormente, o solo encontra-se suficientemente úmido para participar da geração de escoamento direto.

Além disso, diferenças de comportamento de potencial matricial e do nível da água subterrânea das três cotas foram testadas anualmente ou por estação, por meio da Análise Variância (One-Way ANOVA) ou por meio de seu correspondente não paramétrico Kruskal-Wallis (KW) quando a normalidade não foi atingida por meio da transformação Box-Cox.

Todos os testes citados foram realizados por meio do software Statistica 10.0 e utilizaram o nível de significância (α) equivalente a 0,05.

2.3 Resultados

2.3.1 Precipitação

A precipitação durante o período de estudo foi equivalente a 1197 mm distribuídos de forma não uniforme quando analisados em base mensal e semanal (Figura 2.14). A estação úmida foi definida de outubro a março e concentrou 80% (i.e. 962 mm) da precipitação anual. A estação seca foi definida de abril a setembro e concentrou 20% (i.e. 234 mm) da precipitação anual, cerca de quatro vezes menos que a estação úmida.

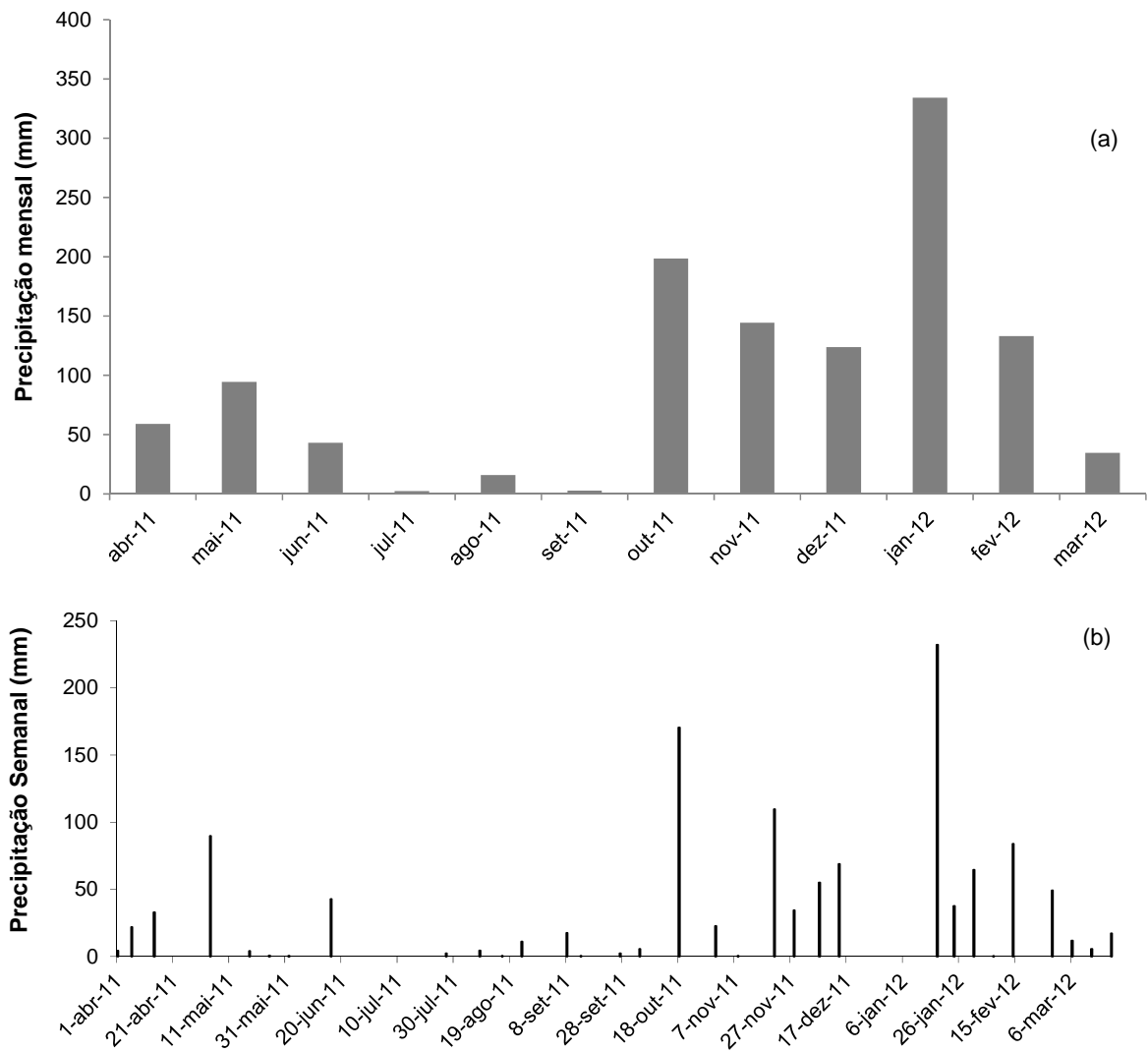


Figura 2.14 - Precipitação mensal (a) e semanal (b)

2.3.2 Zona de convergência 1

2.3.2.1 Nível da água subterrânea

No poço da cota inferior foram observados níveis, em geral, mais próximos da superfície em relação ao poço da cota intermediária e este apresentou o mesmo comportamento em relação ao da cota superior (Figura 2.15). A título de exemplo, a cota inferior, intermediária e superior apresentaram nível freático médio ao longo do período de

estudo de $0,30 \pm 0,14$ m, $0,54 \pm 0,36$ m, $1,80 \pm 0,47$ m, respectivamente. As diferenças entre cotas foram significativas (ANOVA).

Em Outubro de 2011 e em outras três entre os meses de Fevereiro e Março de 2012 (Figura 2.15) o nível da cota intermediária foi maior em relação ao nível da cota inferior.

A água subterrânea dos poços apresentou maior profundidade durante a estação seca (média de $0,27 \pm 0,16$ m, $0,66 \pm 0,33$ m e $1,82 \pm 0,51$ m para a cota inferior, intermediária e superior, respectivamente) e uma maior proximidade da superfície do solo durante a época úmida (média de $0,34 \pm 0,10$ m, $0,34 \pm 0,32$ m e $1,74 \pm 0,47$ m para a cota inferior, intermediária e superior, respectivamente) (Figura 2.15). Exceção a essa regra foi observada na cota inferior em que a média da profundidade da água subterrânea foi menor na estação seca em relação à úmida. Todas médias dos níveis da água subterrâneas nas cotas foram significativamente diferentes durante a estação seca (KW). Durante a estação úmida, não houve diferença significativa entre o nível da água subterrânea da cota inferior em relação ao da intermediária. Nestas cotas, o nível de água subterrânea foi significativamente mais próximo da superfície que o nível da água subterrânea da cota superior (KW). Nenhum poço apresentou ausência de água durante o período de estudo.

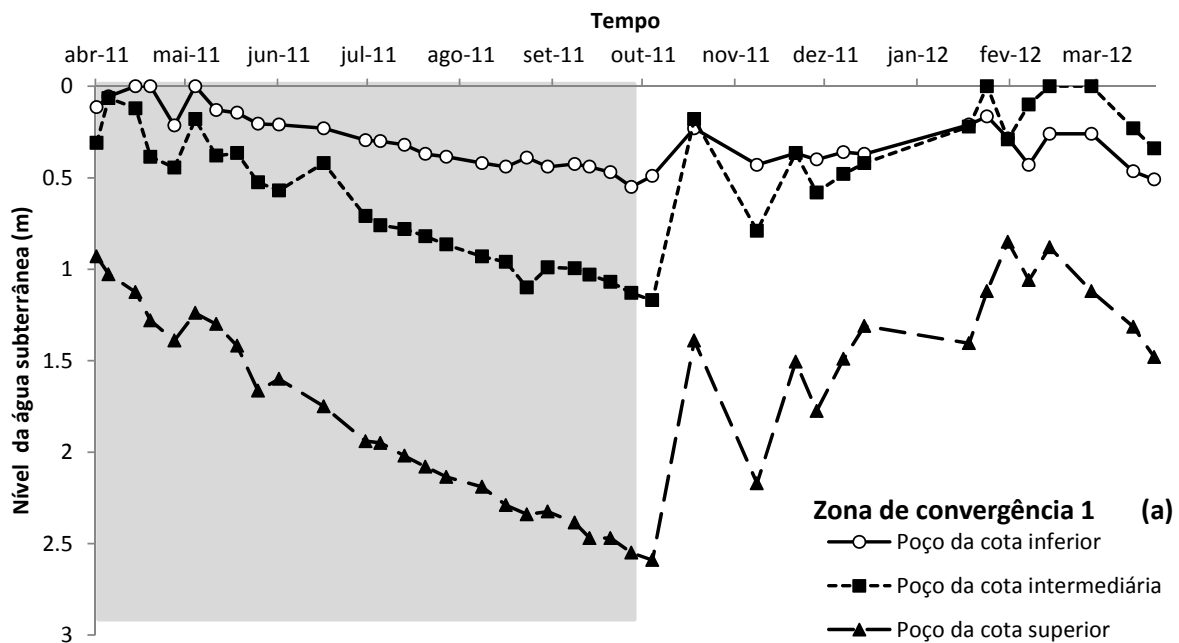


Figura 2.15 - Variação temporal do nível de água subterrânea em relação à superfície do solo na zona de convergência 1. O retângulo cinza denota a estação seca

2.3.1.2 Potencial matricial da água do solo

Houve um declínio do potencial matricial ao longo da estação seca em praticamente todas as profundidades nas cotas intermediária e superior (Figura 2.16). Na cota inferior, tal queda ocorreu apenas a 0,15 m (Figura 2.16).

a

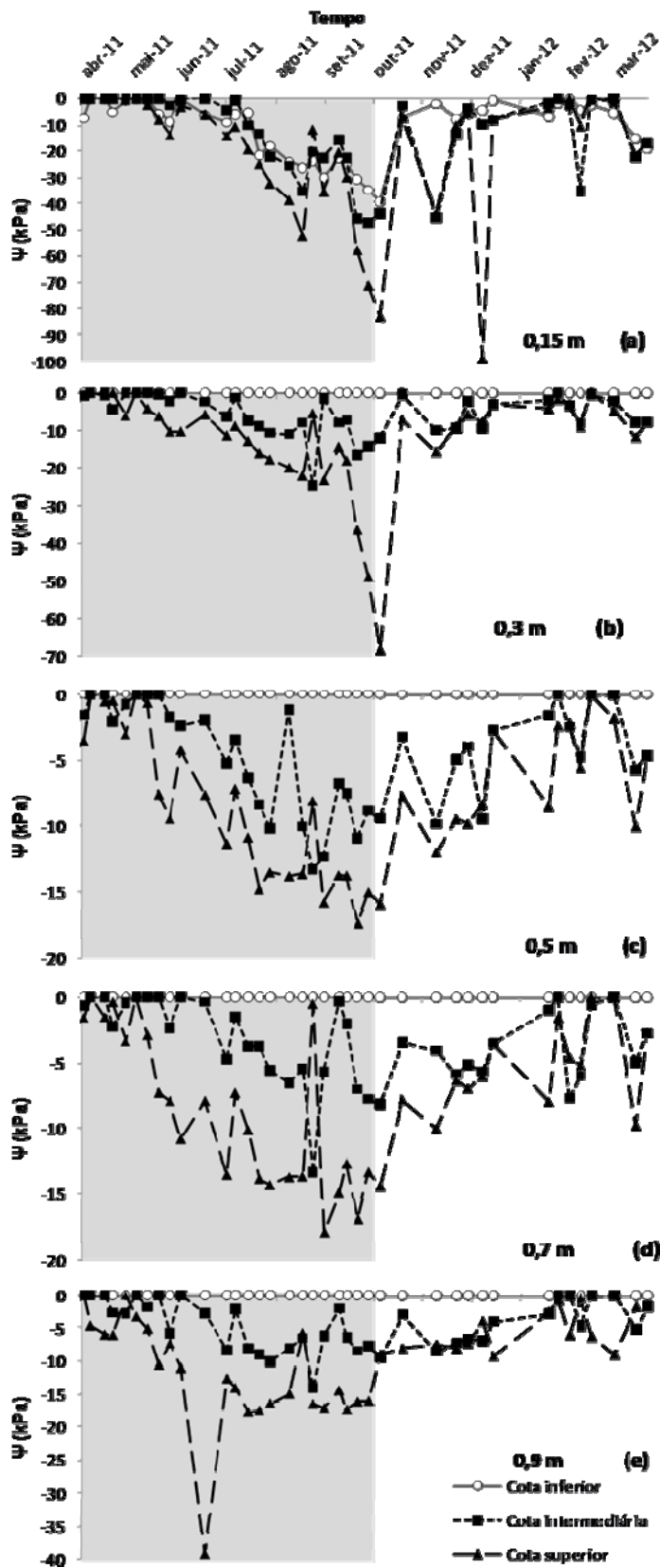


Figura 2.16 - Variação temporal do potencial matricial da água do solo (Ψ) nas várias profundidades (a) 0,15 m; (b) 0,3 m; (c) 0,5 m; (d) 0,7 m e (e) 0,9 m do solo nas três cotas da *zona de convergência I*. O retângulo cinza denota a estação seca

Ao analisar o período inteiro de estudo, foi observado em todas as profundidades maior frequência de potenciais próximos à saturação (0 a -10 kPa) na cota inferior em relação às demais (Figuras 2.17). A cota superior apresentou a maior variabilidade de potenciais em todas as profundidades (Figuras 2.17).

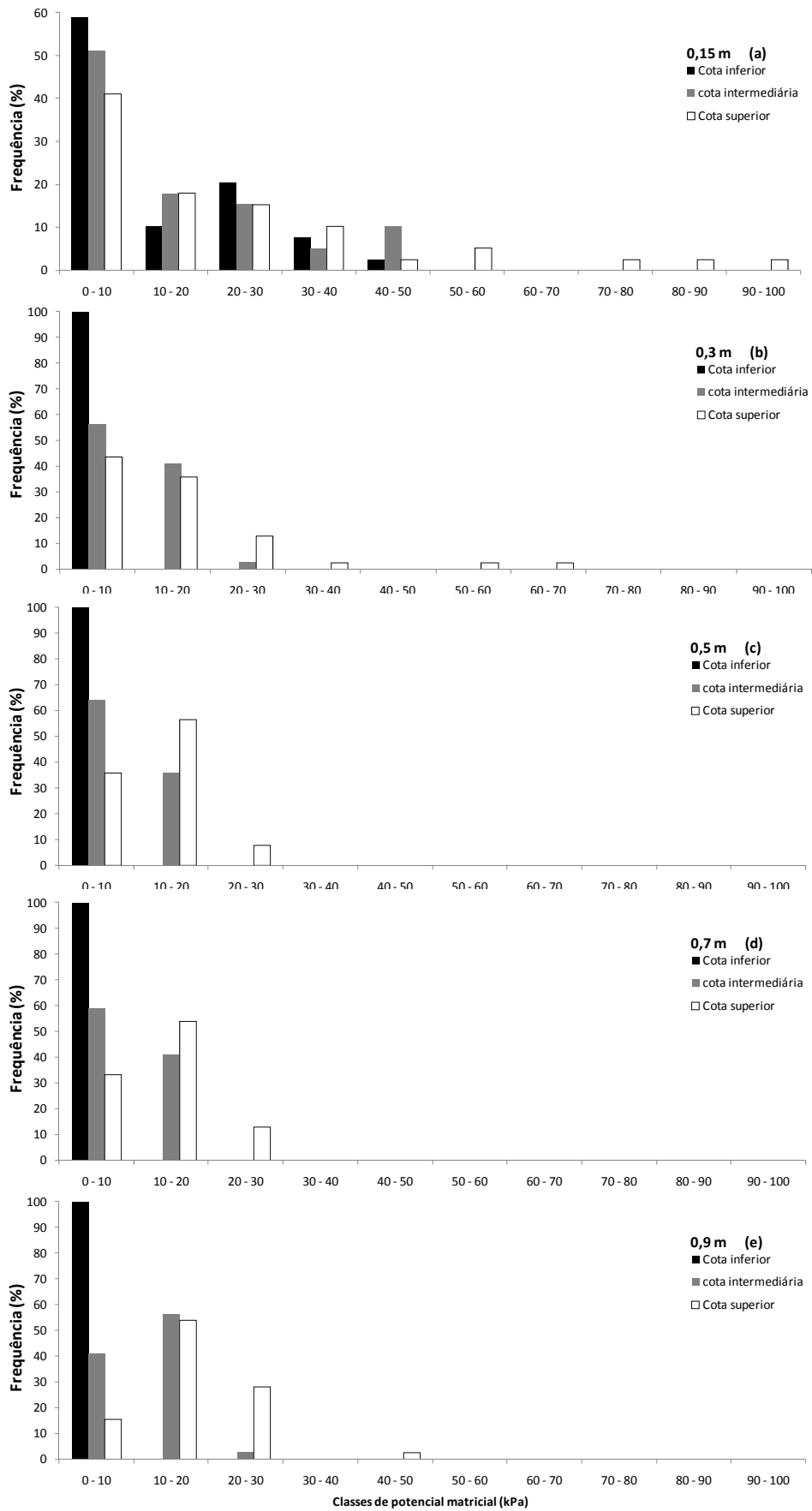


Figura 2.17 - Histograma do potencial matricial da água do solo nas várias profundidades durante todo o período de estudo *na zona de convergência I*

Apesar das diferenças não substanciais, a média dos potenciais tornou-se mais negativa com o aumento da elevação (Tabela 2.4). Esse padrão foi observado ao analisar tanto o período inteiro de estudo quanto a estação seca ou úmida separadamente (Tabela 2.4).

Tabela 2.4 - Média e erro padrão do potencial matricial da água do solo (kPa) para o período de anual, estação seca e úmida na zona de convergência 1. Médias seguidas da mesma letra indicam ausência de diferença significativa

Período anual (Abr-11 a Mar-12)										
Cota / Uso	Inferior / flor			Intermediária / can			Superior / can			Teste
Profundidade	Média	E.P.		Média	E.P.		Média	E.P.		
	Ψ (kPa)			Ψ (kPa)			Ψ (kPa)			
0,15 m	-11,19	1,81	a	-12,71	2,45	a	-19,58	3,93	a	
0,3 m	0,00	0,00	a	-5,58	0,90	b	-11,82	2,19	c	KW
0,5 m	0,00	0,00	a	-4,57	0,65	b	-7,88	0,86	c	KW
0,7 m	0,00	0,00	a	-3,41	0,50	b	-7,53	0,87	c	KW
0,9 m	0,00	0,00	a	-4,45	0,60	b	-9,64	1,18	c	KW

Estação seca (Abr-11 a Set-11)										
Cota / Uso	Inferior / flor			Intermediária / can			Superior / can			Teste
Profundidade	Média	E.P.		Média	E.P.		Média	E.P.		
	Ψ (kPa)			Ψ (kPa)			Ψ (kPa)			
0,15 m	-13,13	2,40	a	-12,10	3,10	a	-18,87	4,14	a	
0,3 m	0,00	0,00	a	-5,78	1,32	b	-12,57	2,43	c	KW
0,5 m	0,00	0,00	a	-4,81	0,91	b	-8,60	1,18	c	KW
0,7 m	0,00	0,00	a	-3,09	0,70	b	-8,61	1,22	c	KW
0,9 m	0,00	0,00	a	-4,73	0,82	b	-11,66	1,70	c	KW

Estação úmida (Out-11 a Mar-12)										
Cota / Uso	Inferior / flor			Intermediária / can			Superior / can			Teste
Profundidade	Média	E.P.		Média	E.P.		Média	E.P.		
	Ψ (kPa)			Ψ (kPa)			Ψ (kPa)			
0,15 m	-8,08	2,62	a	-13,68	4,11	a	-20,70	7,97	a	
0,3 m	0,00	0,00	a	-5,27	1,06	b	-10,62	4,25	b	KW
0,5 m	0,00	0,00	a	-4,18	0,87	b	-6,73	1,15	b	KW
0,7 m	0,00	0,00	a	-3,92	0,68	b	-5,80	1,02	b	KW
0,9 m	0,00	0,00	a	-4,00	0,84	b	-6,40	1,05	b	KW

*E.P.: Erro Padrão

** ANOVA: Análise de variância (One-Way)

*** KW: Kruskal-Wallis

A detecção de escoamento superficial foi maior na cota inferior em relação à cota intermediária. Esta, por sua vez, apresentou maior frequência de geração de escoamento superficial ao compará-la à cota superior (Tabela 2.5; Figura 2.18a, b, c).

Tabela 2.5 - Frequência das campanhas de campo em que os sensores de escoamento superficial detectaram escoamento nas diferentes cotas das três zonas de convergência

Zona de convergência	Cota		
	Inferior	Intermediária	Superior
		%	
1	48	41	2
2	100	62	5
3	41	48	5

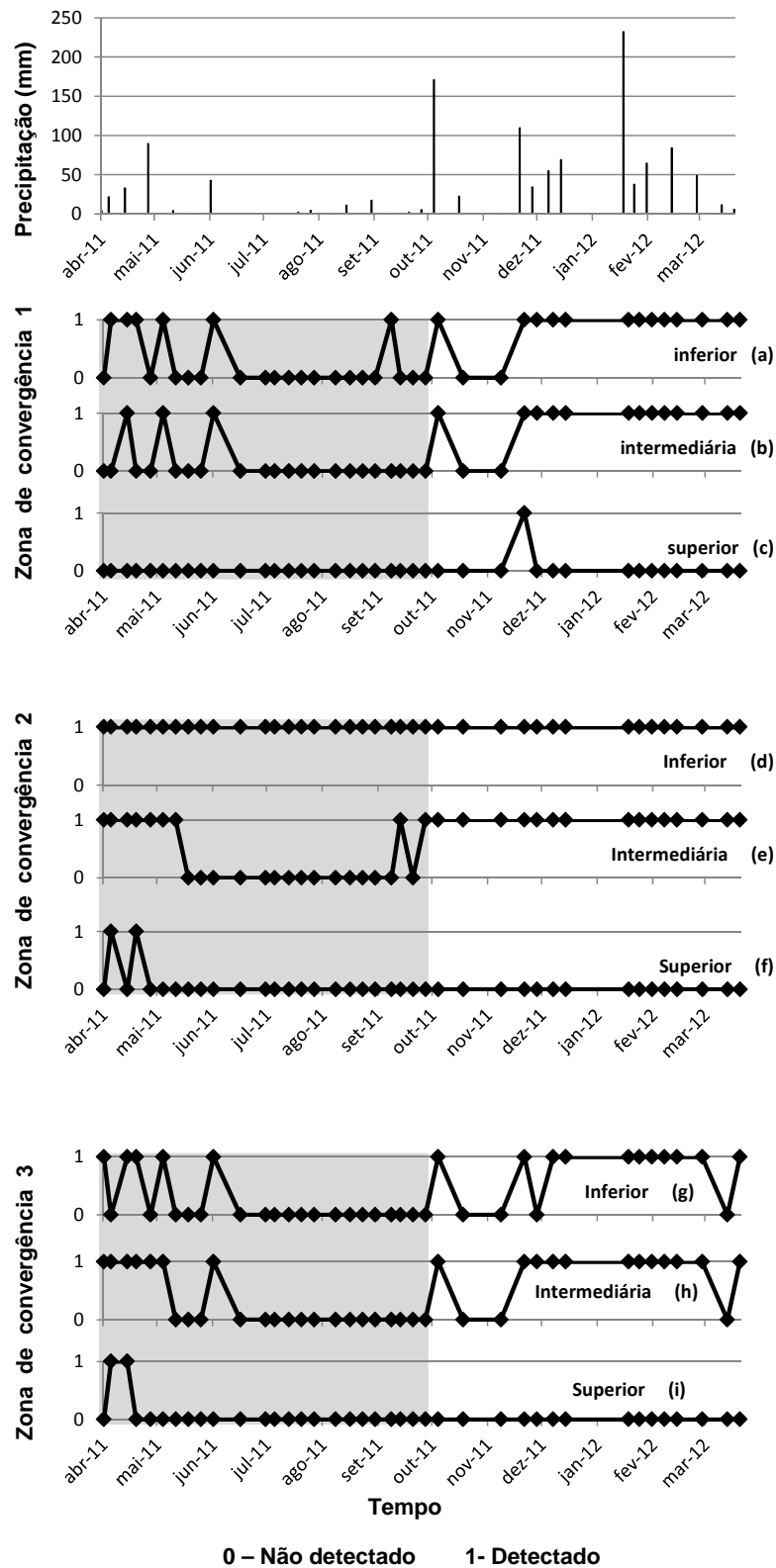


Figura 2.18 - Detecção de escoamento superficial nas cotas inferior, intermediária e superior das zonas de convergência 1, 2 e 3. A detecção é indicada por meio do número 1 enquanto a não detecção é indicada por meio do número 0. O retângulo cinza denota a estação seca

2.3.3 Zona de convergência 2

2.3.3.1 Nível da água subterrânea

Houve baixa variação do nível da água subterrânea na cota inferior ao passo que na cota intermediária houve variação substancial (Figura 2.19). A média da cota inferior foi de $0,01 \pm 0,01$ m, ao passo que na cota intermediária foi de $0,83 \pm 0,54$ m. A diferença entre os níveis de água desses dois poços foi significativa (ANOVA).

Durante a estação seca, o poço situado na cota intermediária chegou a apresentar ausência de água (i.e. secamento) durante os meses de Agosto a Setembro. A água subterrânea dos poços apresentou maior profundidade durante a estação seca (média de $0,01 \pm 0,01$ m e $0,99 \pm 0,55$ m e $1,82 \pm 0,51$ m para a cota inferior e intermediária, respectivamente). Nesta estação diferenças significativas foram detectadas (KW). Na estação úmida, houve maior proximidade da superfície do solo durante a época úmida (média de $0,01 \pm 0,01$ m e $0,57 \pm 0,43$ m nas cotas inferior e intermediária, respectivamente) (Figura 2.19). Tais diferenças foram significativas (KW).

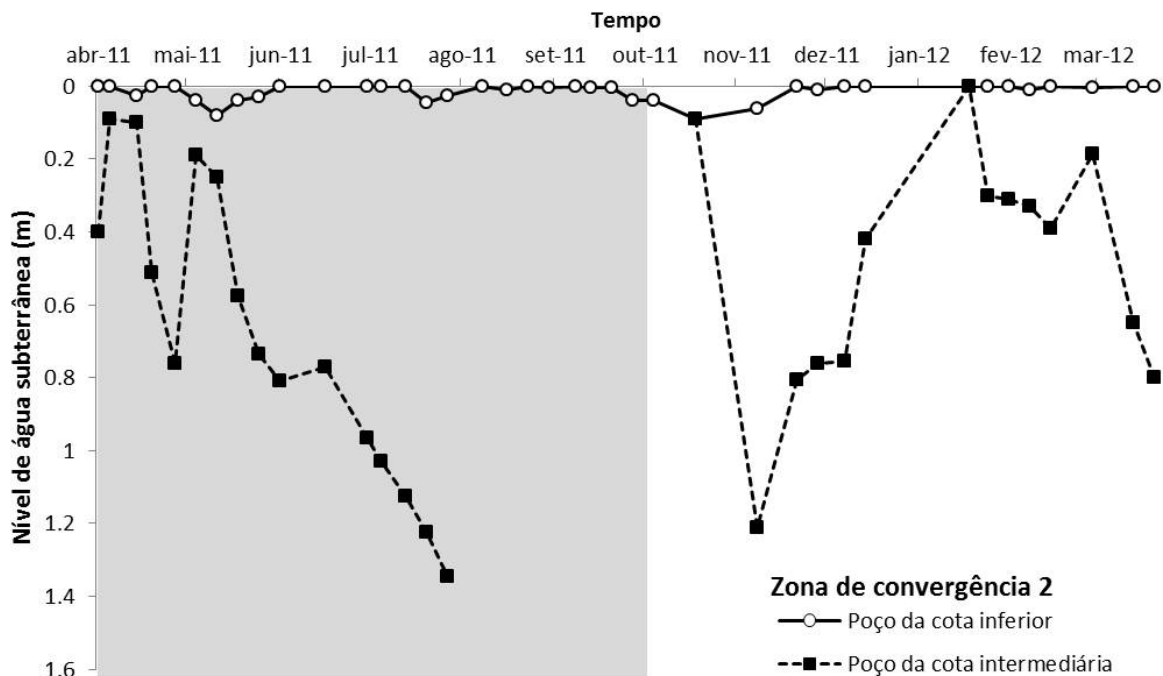


Figura 2.19 - Variação temporal do nível de água subterrânea em relação à superfície do solo na *zona de convergência 2*. O retângulo cinza denota a estação seca. Descontinuidade das linhas, quando presentes, indicam ausência de água no poço (secamento).

2.3.3.2 Potencial matricial da água do solo

O potencial matricial da água na cota inferior foi sempre igual a 0 kPa em todas as profundidades (Figura 2.20). Por outro lado, na cota intermediária houve ampla variação do potencial matricial (Figura 2.20). Nesta cota, o tensiômetro situado a 0,9 m apresentou problemas detectados apenas no período final das campanhas de campo. Por essa razão, as informações obtidas a partir dele foram descartadas.

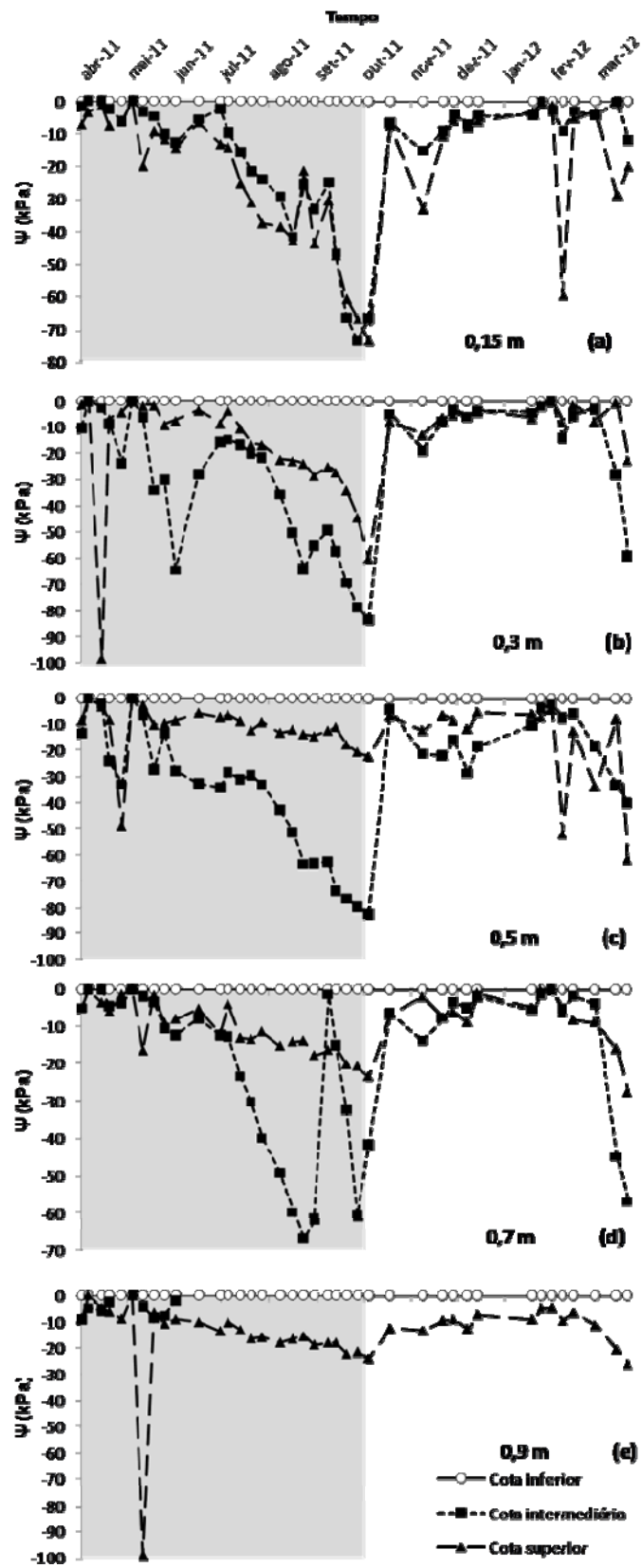


Figura 2.20 - Variação temporal do potencial matricial da água do solo nas várias profundidades (a) 0,15 m; (b) 0,3 m; (c) 0,5 m; (d) 0,7 m e (e) 0,9 m do solo nas três cotas da zona de convergência 2. O retângulo cinza denota a estação seca

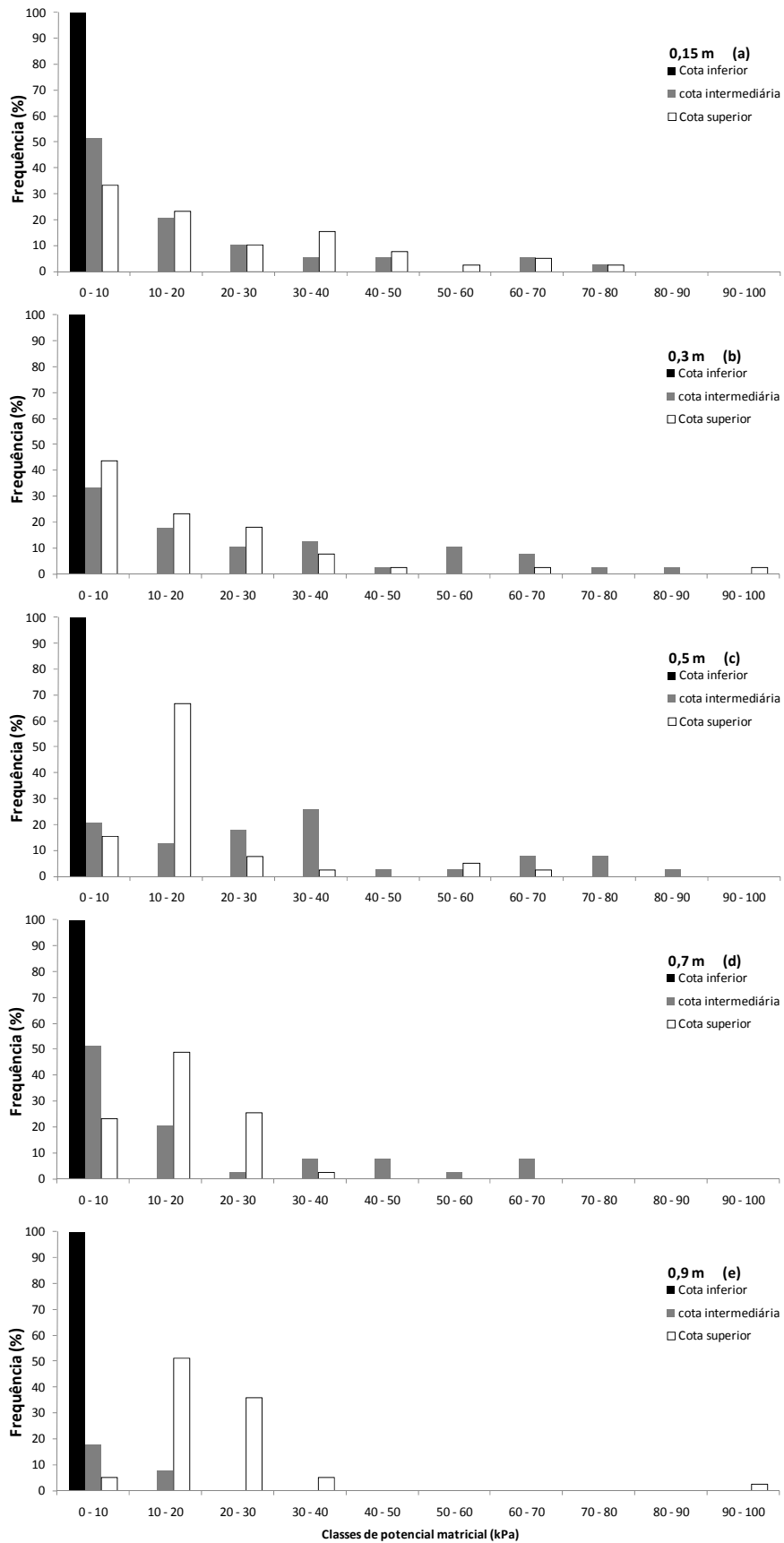


Figura 2.21 - Histograma do potencial matricial da água do solo nas várias profundidades durante todo o período de estudo na *zona de convergência 2*

A cota superior apresentou maior frequência de potenciais matriciais mais próximos de 0 kPa em relação à intermediária na profundidades de 0,3 m (Figura 2.21).

A camada de 0,15 m apresentou, em média, maior potencial na cota inferior em relação à intermediária e esta maior que superior (Tabela 2.6). Este padrão repetiu-se durante a estação seca e úmida. Nas demais profundidades, a cota intermediária geralmente apresentou, em média, potenciais matriciais mais negativos que a cota superior (Tabela 2.6).

A detecção de escoamento superficial foi maior na cota inferior, seguido da intermediária e superior consecutivamente (Tabela 2.5; Figura 2.18d, e, f).

Tabela 2.6 - Média e erro padrão do potencial matricial da água do solo (kPa) para o período anual, estação seca e úmida na zona de convergência 2. Médias seguidas da mesma letra indicam ausência de diferença significativa

Período anual (Abr-11 a Mar-12)										
Cota / uso	Inferior / flor			Intermediária / can			Superior / can			
Profundidade	Média	E.P.		Média	E.P.		Média	E.P.		Teste
	Ψ (kPa)			Ψ (kPa)			Ψ (kPa)			
0,15 m	0,00	0,00	a	-15,78	3,10	b	-21,38	3,23	b	KW
0,3 m	0,00	0,00	a	-25,71	3,99	b	-14,70	3,08	c	KW
0,5 m	0,00	0,00	a	-29,96	3,80	b	-13,51	2,16	c	KW
0,7 m	0,00	0,00	a	-18,35	3,42	b	-9,54	1,14	c	KW
0,9 m	0,00	0,00	a	***	***		-14,55	2,44	b	KW

Estação seca (Abr-11 a Set-11)										
Cota / uso	Inferior / flor			Intermediária / can			Superior / can			
Profundidade	Média	E.P.		Média	E.P.		Média	E.P.		Teste
	Ψ (kPa)			Ψ (kPa)			Ψ (kPa)			
0,15 m	0,00	0,00	a	-19,34	4,21	b	-23,52	3,88	b	KW
0,3 m	0,00	0,00	a	-31,62	4,91	b	-17,59	4,34	c	KW
0,5 m	0,00	0,00	a	-35,55	4,96	b	-11,14	1,93	c	KW
0,7 m	0,00	0,00	a	-21,50	4,65	b	-10,20	1,32	c	KW
0,9 m	0,00	0,00	a	***	***		-16,06	3,82	c	KW

Estação úmida (Out-11 a Mar-12)										
Cota / uso	Inferior / flor			Intermediária / can			Superior / can			
Profundidade	Média	E.P.		Média	E.P.		Média	E.P.		Teste
	Ψ (kPa)			Ψ (kPa)			Ψ (kPa)			
0,15 m	0,00	0,00	a	-10,08	4,16	b	-17,95	5,71	b	KW
0,3 m	0,00	0,00	a	-16,24	6,20	b	-10,07	3,89	b	KW
0,5 m	0,00	0,00	a	-21,01	5,28	b	-17,29	4,62	b	KW
0,7 m	0,00	0,00	a	-13,31	4,75	b	-8,49	2,09	b	KW
0,9 m	0,00	0,00	a	***	***		-12,13	1,71	b	KW

* ANOVA: Análise de variância (One-Way)

** KW: Kruskal-Wallis

*** E.P.: Erro padrão

**** O tensiômetro 0,9 m da cota intermediária apresentou problemas.

2.3.4 Zona de convergência 3

2.3.4.1 Nível da água subterrânea

O nível da água subterrânea das cotas inferior e intermediária apresentou amplitude de variação similar durante o período de estudo (Figura 2.22). De um modo geral, a água subterrânea na cota intermediária apresentou nível próximo da superfície do solo durante todo o ano (Figura 2.22). Por exemplo, a média do nível da água subterrânea na cota inferior foi equivalente a $0,37 \pm 0,18$ m, ao passo que na cota intermediária foi de $0,19 \pm 0,19$ m. Por outro lado, a cota superior apresentou média do nível da água subterrânea de $1,74 \pm 0,39$ m. Todas as cotas apresentaram diferenças significativas entre si (KW). Todos os poços apresentaram nível freático tornando-se mais profundos durante a estação seca (média de $0,44 \pm 0,15$ m, $0,22 \pm 0,21$ m e $1,88 \pm 0,14$ m nas cotas inferior, intermediária e superior, respectivamente). Nesta estação, observou-se diferença significativa entre o nível de água subterrânea dessas três cotas (KW).

Durante a estação úmida, foi observado nível de água subterrânea mais próximo da superfície do solo durante a época úmida (média de $0,27 \pm 0,17$ m, $0,14 \pm 0,17$ m e $1,74 \pm 0,39$ m nas cotas inferior, intermediária e superior, respectivamente; Figura 2.22). Todas as médias apresentaram diferenças significativas entre si (KW).

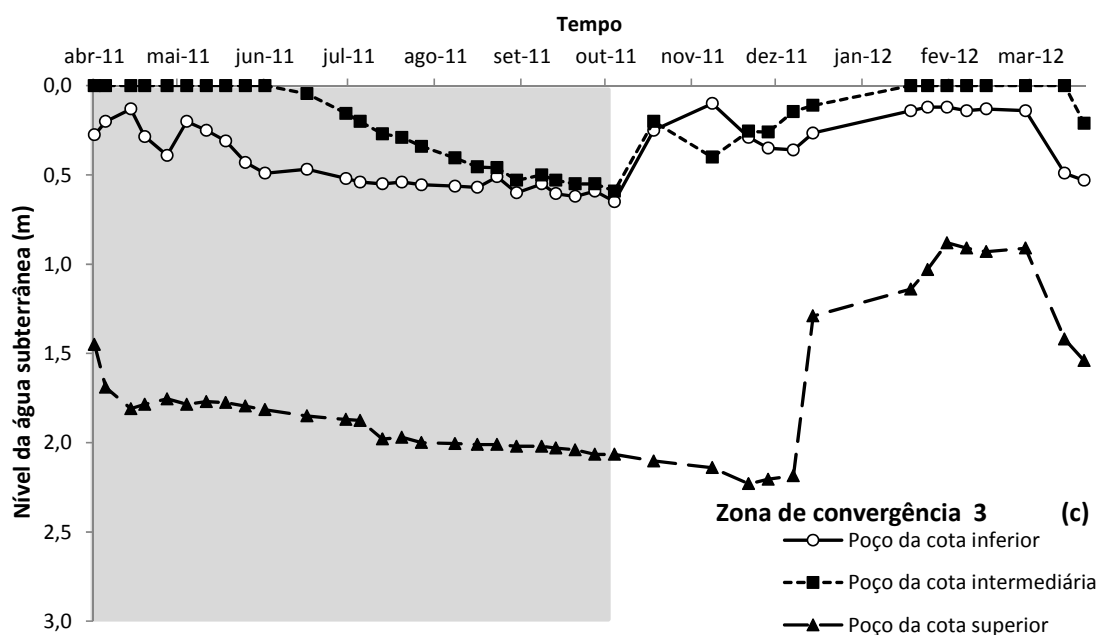


Figura 2.22 - Variação temporal do nível de água subterrânea em relação à superfície do solo na *zona de convergência 3*. O retângulo cinza denota a estação seca

2.3.4.2 Potencial matricial da água do solo

As maiores variações de potencial matricial foram observadas em especial na cota superior durante a estação seca em todas as profundidades do solo (Figura 2.23). A cota superior apresentou maior número de variações que atingiram a classe de menor potencial matricial (i.e. -90 a -100 kPa) (Figura 2.23). Nesta cota, os tensiômetros foram encontrados sem coluna de água em várias campanhas de campo, o que evidenciou que água do solo apresentava valores de potencial extremamente negativos.

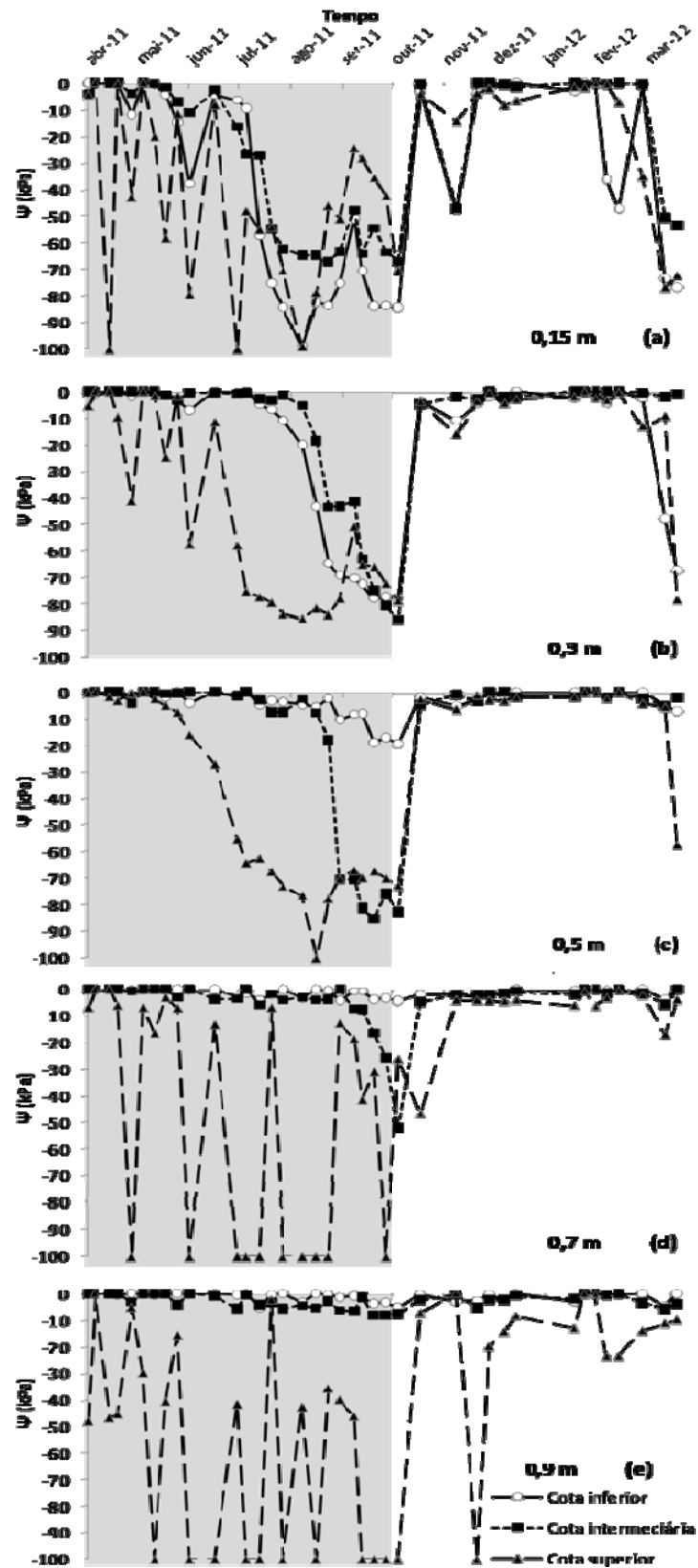


Figura 2.23 - Variação temporal do potencial matricial da água do solo nas várias profundidades (a) 0,15 m; (b) 0,3 m; (c) 0,5 m; (d) 0,7 m e (e) 0,9 m do solo nas três cotas da zona de convergência 3. O retângulo cinza denota a estação seca

A 0,15 e 0,3 m de profundidade, a cota intermediária foi a cota que apresentou a maior frequência de potenciais próximos à saturação hídrica (i.e. na classe de 0 a -10 kPa) (Figura 2.24). De maneira similar, a cota inferior apresentou média de potencial matricial mais distante da saturação (i.e. mais negativo) que a cota intermediária nas profundidades de 0,15 e 0,3 m (Tabela 2.7). Este comportamento foi também visto na estação seca e úmida (Tabela 2.7).

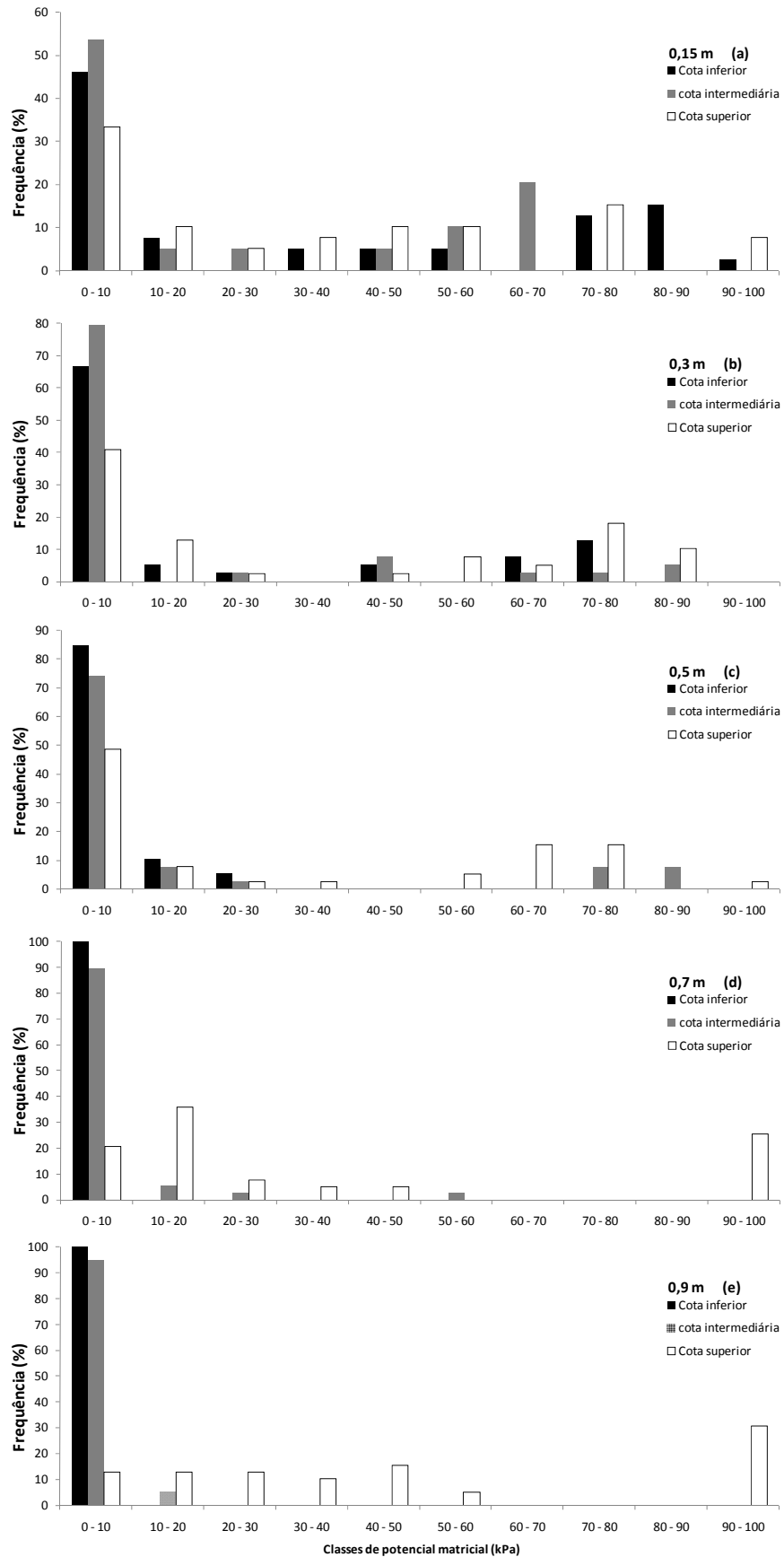


Figura 2.24 – Histograma do potencial matricial da água do solo nas várias profundidades durante todo o período de estudo na *zona de convergência 3*

Tabela 2.7 - Média e erro padrão do potencial matricial da água do solo (kPa) para o período anual, estação seca e úmida na zona de convergência 3. Médias seguidas da mesma letra indicam ausência de diferença significativa

Período anual (Abr-11 a Mar-12)										
Cota / uso	Inferior / flor			Intermediária / flor			Superior / can			Teste
Profundidade	Média	E.P.		Média	E.P.		Média	E.P.		
	Ψ (kPa)			Ψ (kPa)			Ψ (kPa)			
0,15 m	-11,19	1,81	a	-12,71	2,45	a	-19,58	3,93	a	ANOVA
0,3 m	0,00	0,00	a	-5,58	0,90	b	-11,82	2,19	c	KW
0,5 m	0,00	0,00	a	-4,57	0,65	b	-7,88	0,86	c	KW
0,7 m	0,00	0,00	a	-3,41	0,50	b	-7,53	0,87	c	KW
0,9 m	0,00	0,00	a	-4,45	0,60	b	-9,64	1,18	c	KW

Estação seca (Abr-11 a Set-11)										
Cota / uso	Inferior / flor			Intermediária / flor			Superior / can			Teste
Profundidade	Média	E.P.		Média	E.P.		Média	E.P.		
	Ψ (kPa)			Ψ (kPa)			Ψ (kPa)			
0,15 m	-13,13	2,40	a	-12,10	3,10	a	-18,87	4,14	a	ANOVA
0,3 m	0,00	0,00	a	-5,78	1,32	b	-12,57	2,43	c	KW
0,5 m	0,00	0,00	a	-4,81	0,91	b	-8,60	1,18	c	KW
0,7 m	0,00	0,00	a	-3,09	0,70	b	-8,61	1,22	c	KW
0,9 m	0,00	0,00	a	-4,73	0,82	b	-11,66	1,70	c	KW

Estação úmida (Out-11 a Mar-12)										
Cota / uso	Inferior / flor			Intermediária / flor			Superior / can			Teste
Profundidade	Média	E.P.		Média	E.P.		Média	E.P.		
	Ψ (kPa)			Ψ (kPa)			Ψ (kPa)			
0,15 m	-8,08	2,62	a	-13,68	4,11	a	-20,70	7,97	a	ANOVA
0,3 m	0,00	0,00	a	-5,27	1,06	b	-10,62	4,25	b	KW
0,5 m	0,00	0,00	a	-4,18	0,87	b	-6,73	1,15	b	KW
0,7 m	0,00	0,00	a	-3,92	0,68	b	-5,80	1,02	b	KW
0,9 m	0,00	0,00	a	-4,00	0,84	b	-6,40	1,05	b	KW

* E.P.: Erro padrão

** ANOVA: Análise de variância (One-Way)

*** KW: Kruskal-Wallis

No que diz respeito à detecção de escoamento superficial, esta foi maior na cota intermediária seguida da cota inferior e superior (Tabela 2.5; Figura 2.18g, h, i).

2.4 Discussão

Por meio do conhecimento das elevações (i.e. altitudes) das cotas inferior, intermediária e superior das três zonas de convergência, esperar-se-ia que as cotas inferiores apresentariam nível freático e potencial matricial mais próximos de zero (i.e. indicando a saturação hídrica) em relação às cotas intermediárias e que estas, por sua vez, em relação às cotas superiores. Este foi o caso da zona de convergência 1. O comportamento desta zona de convergência mostra o padrão clássico encontrado por Hewlett (1961) em um modelo de vertente artificial desprovida de vegetação e com um único tipo de solo. O autor notou que as porções inferiores da vertente, bem como as camadas mais profundas do solo, apresentavam maior umidade em relação às porções situadas em cotas mais altas. Esse movimento da água direcionado às partes inferiores da vertente, particularmente, rumo à base foi denominado “reajuste gravitacional”.

Nesta referida zona de convergência, a cota inferior que está coberta por floresta ripária apresentou variação do potencial matricial apenas na camada de 0,15 m. Nas demais camadas, o nível da água subterrânea, bem como a ascensão da franja capilar, tornam o potencial matricial igual a zero. Em outras palavras, abaixo de 0,15 m a água subterrânea governou a umidade do solo e, portanto, o potencial matricial.

Do ponto de vista da geração de escoamento direto, tanto a cota inferior quanto à cota intermediária são zonas que atuam gerando escoamento superficial devido à saturação do solo segundo mecanismo descrito em Dunne e Black (1970a, 1970b) (Figura 2.4). Estes autores observaram esse processo ocorria principalmente, mas não exclusivamente, em uma concavidade da microbacia do Sleeper River, em Vermont, EUA. Nesse local, a emergência do lençol freático até a superfície do solo provoca a expansão da rede de drenagem o que promove o conseqüente aumento da densidade de drenagem da microbacia hidrográfica. Nas regiões de afloramento do aquífero, o fluxo ocorre devido à incidência de chuva diretamente sobre as áreas saturadas assim como devido ao fluxo de retorno.

Em menor frequência a cota superior atua na geração de escoamento superficial (Tabela 2.5; Figura 2.18).

Em relação à zona de convergência 2, o nível de água subterrânea bem como o potencial matricial da água do solo evidenciam que a cota inferior permanece constantemente

saturada. Por essa razão, tal cota pode ser descrita como uma área perpetuamente saturada (*sensu* AGNEW et al., 2006). Por outro lado, a cota intermediária e superior apresentam comportamento distinto no tocante ao potencial matricial. Por exemplo, a 0,15 m a cota intermediária exibe maior frequência de potenciais na classe de 0 – 10 kPa em relação à cota superior (Figura 2.21). Contudo, em 0,3 m de profundidade, a cota intermediária é a que apresenta potenciais matriciais mais distantes da saturação (i.e. mais negativos) (Figura 2.21; Tabela 2.5). Dado que ambas as cotas possuem o mesmo tipo de solo (i.e. argissolo) e mesmo tipo de cobertura do solo (i.e. cana-de-açúcar), assume-se que estes fatores têm pouca ou nenhuma influência sobre o diferente comportamento dessas cotas. Por apresentarem diferentes declividades, acredita-se que este tenha sido o fator que contribuiu decisivamente para este comportamento discrepante já que a cota intermediária apresenta declividade de 20% ao passo que a cota superior apresenta declividade 5% (Tabela 2.1). Assim, por terem diferentes declividades, a água do solo tende a drenar de maneira mais rápida em locais com maior declividade e, assim, potenciais mais negativos são vistos na cota intermediária em relação à superior a 0,3 m, apesar da primeira apresentar maior área de contribuição quando comparada à última. Este fator explica a divergência entre as informações do potencial matricial a 0,3 m e maiores profundidades no perfil do solo e a frequência de detecção de escoamento superficial (Tabela 2.5). A declividade já foi apontada como variável de grande importância em modelos hidrológicos que predizem a distribuição temporal de áreas saturadas por meio do índice topográfico (BEVEN; KIRKBY, 1979; DINGMAN, 2002; BUCHANAN et al., 2012) e, em adição, já demonstrou ser um fator relevante para haver a formação de características redoximórficas em solos (VESPRASKAS et al., 2004).

Outra possibilidade que poderia explicar o comportamento anômalo do potencial matricial da cota intermediária a 0,3 m em relação ao da cota superior, pode ser a presença de uma possível camada de impedimento entre 0,15 e 0,3 m de profundidade na cota intermediária, mas não na superior. Essa camada faria com que a água não atingisse o tensiômetro situado a 0,3 m o que faria com que as tensões medidas nele fossem sempre mais negativas. A existência de camadas de impedimento no solo já foi reportado em muitas situações tanto em campos agrícolas quanto em pastagens (SILVEIRA, 2001; PRIMAVESI, 2002; GERMER et al., 2010; LEPSCH, 2011). Tais camadas podem ter origem natural (i.e. pedogênica) ou antropogênica (GERMER et al., 2010). No presente estudo, a elevação do teor de argila a 0,2 m (Figura 2.4) pode constituir um indício da menor permeabilidade nesta profundidade. Isso faria com que a camada de solo imediatamente acima elevasse o seu conteúdo de água ao passo que a camada de 0,3 m, devido à menor permeabilidade,

permaneceria menos úmida, isto é, com potenciais matriciais mais negativos. De fato, as observações do potencial matricial a 0,15 m estão de acordo com essa explicação. Entretanto, na cota superior, também há a elevação do teor de argila a 0,2 m (Figura 2.4). Outros trabalhos já reportaram que a infiltração de água com material em suspensão pode provocar a obstrução de poros no solo, gerando redução de sua permeabilidade superficial ou subsuperficial (PRIMAVESI, 2002, STUFF et al., 2010). Como a direção dos fluxos de água tende a ser influenciada primariamente pela topografia, esperar-se-ia maior geração de camadas de impedimento antrópica nas porções mais baixas do relevo tal como a cota intermediária (SOARES et al., 2005). Dessa forma, há incerteza com relação às razões que explicariam o comportamento atípico do potencial matricial a 0,3 m de profundidade na cota intermediária.

No que se refere à zona de convergência 3, cota intermediária apresentou nível freático, em geral, mais próximo da superfície do solo ao compará-la à cota inferior (Figura 2.22). Dado que ambas possuem o mesmo tipo e cobertura do solo, outro fator deve ter promovido este resultado não esperado. O fato de se encontrar em uma região da zona de convergência que apresenta uma significativa descontinuidade no tocante à declividade pode explicar tal resultado. Como há uma queda substancial de declividade há também uma queda substancial de potencial hidráulico (DINGMAN, 2002) (Figura 2.25). Dessa maneira, todos os outros fatores mantidos constantes, pode haver acúmulo de água na região mais plana (WARD, 1984; PETCH, 1988; CIRMO; McDONNELL, 1997). Este acúmulo, por sua vez, pode explicar o nível de água subterrânea muitas vezes mais próximo da superfície do solo na cota intermediária em relação à inferior. Este fator contribui também para explicar os potenciais matriciais mais próximos de zero encontrados na cota intermediária em relação à cota inferior (Tabela 2.7) e a maior frequência de detecção de escoamento superficial da cota intermediária em relação à cota inferior (Tabela 2.5; Figura 2.18g, h, i).

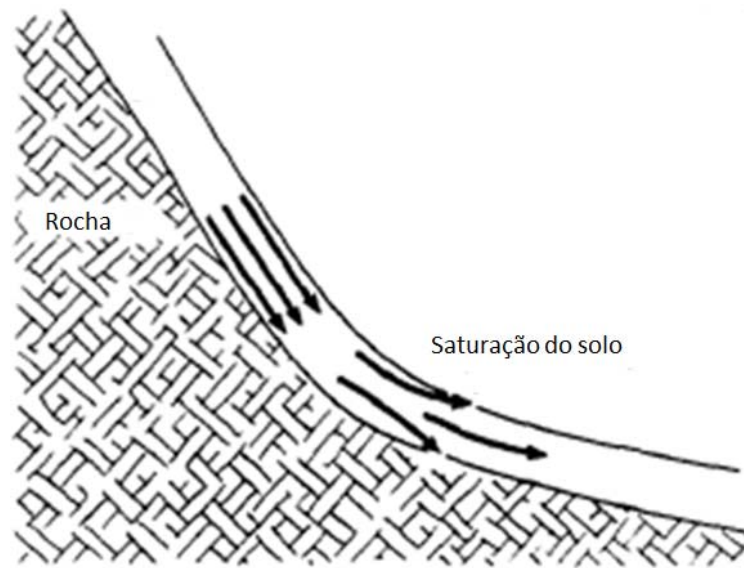


Figura 2.25 - Zona de saturação do solo gerada pela quebra na declividade do relevo. Fonte: Ward (1984)

Ainda a respeito da zona de convergência 3, vale observar que diferentemente da cota inferior e intermediária que apresentaram solos arenosos, a cota superior apresentou solo com um horizonte subsuperficial argiloso. Face à essa diferença de tipologias de solo, poder-se-ia esperar maior geração de escoamento superficial na cota superior devido ao acúmulo de água sob o horizonte de baixa permeabilidade como já registrado em vários trabalhos (HERRON; HAIRSINE, 1998; MORAES et al., 2006; UDAWATTA et al., 2006; DAHLKE et al., 2012). No entanto, não se observou a geração substancial de escoamento superficial (Tabela 2.5). A provável razão da baixa geração de escoamento superficial nesta cota consiste no fato desta cota produzir escoamento sub-superficial que geralmente não chega a atingir a superfície do solo (i.e. sem tornar-se fluxo de retorno). Além disso, a área de contribuição hidrológica nesta cota é baixa. Desse modo, a detecção de escoamento superficial é baixa.

2.4.1 Implicações para a gênese de zonas de saturação do solo

Baseados nos resultados aqui apresentados e em observações visuais realizadas em condições de campo, todas as zonas de convergência apresentam a geração de escoamento superficial devido à saturação hídrica do solo nas cotas inferior e intermediária na forma descrita em Dunne e Black (1970a, 1970b).

As zonas de convergência 1 e 2 apresentaram o padrão de desenvolvimento da região saturada da forma esperada em relação à topografia, isto é, a ascensão do nível freático promove a saturação hídrica na cota inferior rumo às cotas mais elevadas (“*bottom-up*”; TODD et al., 2006). No entanto, este não é o comportamento da zona de convergência 3. Diferentemente do descrito em vários trabalhos (DUNNE; BLACK, 1970a, 1970b; ANDERSON; BURT, 1978), nesta zona, a cota intermediária, por ter nível freático mais próximo da superfície em relação à cota inferior, o solo atinge a saturação hídrica antes desta última. Assim, a zona de saturação tende a se conectar à cota inferior no sentido cota intermediária para a cota inferior (i.e. “*top-down*”; TODD et al., 2006). Colocado de outra maneira, este resultado mostra que o escoamento superficial devido à saturação do solo, inicialmente descrito em Dunne e Black (1970a, 1970b), não ocorre necessariamente das cotas mais baixas para as cotas mais elevadas (Figura 2.26). Esse tipo de geração de áreas saturadas foi documentada em bacias de drenagem sob condições temperadas na Austrália (WESTERN et al., 1999), Canadá (TODD et al., 2006) e China (FANG et al., 2009). No entanto, não é de conhecimento do presente autor a descrição deste processo em regiões tropicais.

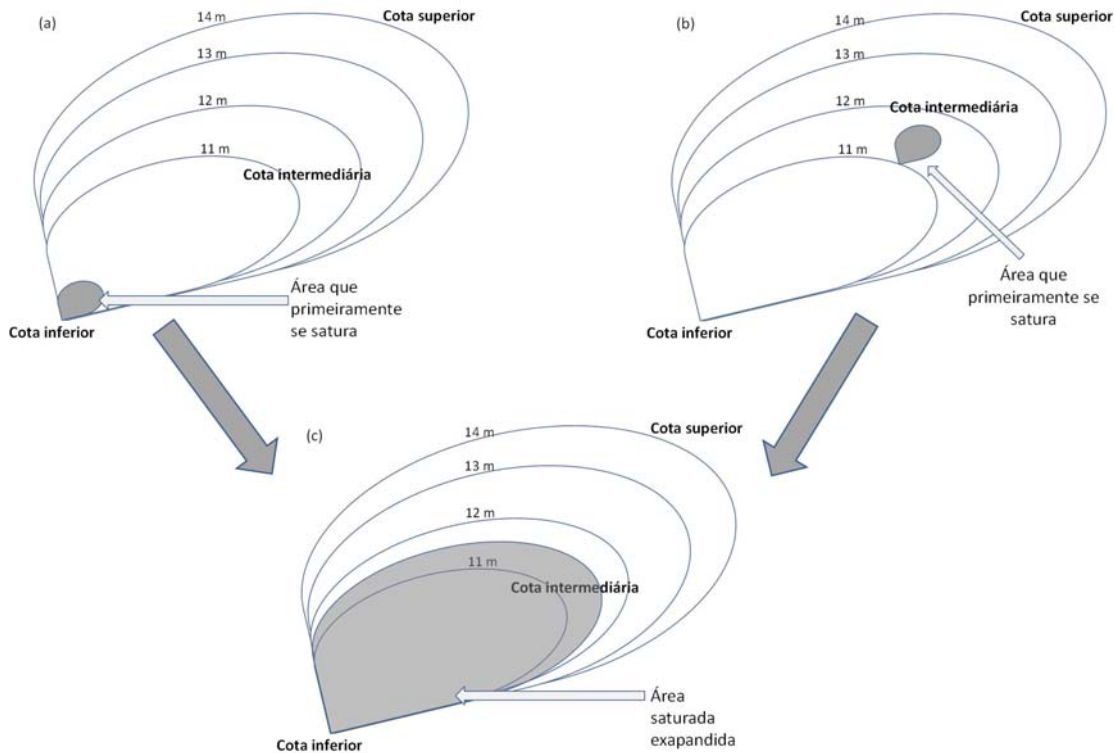


Figura 2.26 - Descrição dos padrões de gênese de áreas saturadas. O padrão “*bottom-up*” das zonas de convergência 1 e 2 (a) e o padrão “*top-down*” da zona de convergência 3 (b). Ambos os padrões geram saturação similar após a expansão da área de saturação (c)

Em eventos pluviais de pequena magnitude, como o ocorrido em 01 de Abril de 2011 em que houve precipitação de cerca de 10 mm, o sensor de escoamento superficial da cota intermediária da zona de convergência 3 apresentou sinal positivo ao passo que o da cota inferior apresentou sinal negativo. Isto mostra que estes pequenos eventos não promovem à conectividade hidrológica entre a cota intermediária e cota inferior na zona de convergência 3 e, desse modo, a cota intermediária atua como uma área ativa de saturação do solo que não atua efetivamente na geração de escoamento superficial direto (AMBROISE, 2004), uma vez que a cota intermediária pode produzir escoamento superficial que não atinge a cota inferior, ou seja, ocorre o processo de infiltração durante o caminho rumo à cota inferior, processo esse que já foi predito em vertentes cultivadas na Amazônia e Mata Atlântica (ELSENBEER et al., 1999; SCHEFFLER et al., 2011; SALEMI et al., 2013). Neste ponto, vale mencionar que a região de solo um pouco abaixo da cota inferior situada entre esta cota e o canal fluvial apresentou-se constantemente saturada durante todo o ano. Dessa forma, esta região perpetuamente saturada atua em todos os eventos pluviais como geradora de escoamento superficial devido à saturação hídrica do solo.

Já em eventos pluviais de grande magnitude, ou em eventos pluviais pequenos posteriores a eventos grandes (i.e. alta umidade antecedente), ao promover o acoplamento hidrológico entre a cota intermediária e cota inferior, a cota intermediária passa a atuar como uma área de saturação que efetivamente contribui para a geração de escoamento direto na microbacia (AMBROISE, 2004). A título de exemplo, na semana de 18 de outubro de 2011, houve precipitação superior a 150 mm. Nesta ocasião, houve detecção de escoamento superficial tanto na cota intermediária quanto na inferior.

Outro ponto que merece destaque refere-se à presença de florestas na cota inferior de todas as zonas de convergência de fluxos. Nesse sentido, enquanto as zonas de convergência 1 e 3 apresentaram variação do potencial matricial quando a profundidade da água subterrânea se tornou maior em relação à superfície do solo, este não foi o caso da zona de convergência 2 que apresentou saturação constante já que houve pouca variação do nível da água subterrânea nesta cota. A ausência de variação de potencial matricial até mesmo durante a época seca na zona de convergência 2 difere dos resultados das zonas 1 e 3 e também dos encontrados em outras localidades em que o potencial matricial da água do solo é influenciado, entre outros fatores, pela evapotranspiração da vegetação especialmente durante a ausência de chuvas (TROMP-Van MEERVELD; McDONNELL, 2006). Por exemplo, na Amazônia, florestas apresentaram o potencial matricial mais negativo durante a estação seca (MORAES et al., 2006). Isso reflete a maior área foliar e distribuição do sistema radicular em termos de profundidade (NEPSTAD et al., 1994; CANADELL et al., 1996; MARKEWITZ et al., 2010) e à maior rugosidade do dossel (CALDER, 1986) que, em última análise, promovem alta evapotranspiração (ZHANG et al., 2001) e, assim, levam a um baixo armazenamento de água no perfil do solo durante a estação seca (JIPP et al., 1998) particularmente nas camadas mais próximas da superfície do solo (MARKEWITZ et al., 2010). A ausência de variação do potencial matricial da água do solo na zona de convergência 2 pode ser atribuída à maior área de contribuição (~1,5 ha; Tabela 2.1) que faz com que a cota inferior apresente pouca variação do nível da água subterrânea (Figura 2.19) que, por sua vez, influencia diretamente o potencial matricial da água do solo (Figuras 2.20 e 2.21).

As baixas variações do nível da água subterrânea nas cotas inferior das três zonas de convergência estão em linha com o que vários autores já descreveram a respeito da abundância de água disponível para a evapotranspiração das florestas ripárias nas áreas ripárias (SCOTT, 1999). Essa maior abundância de água deve-se, primariamente, à baixa profundidade que a água subterrânea se encontra nessas áreas (SALEMI et al., 2012; TSANG et al., 2013).

A detecção de escoamento superficial por meio dos sensores usados no presente estudo não clarifica o tipo de escoamento superficial que ocorre nas cotas. Em outras palavras, o escoamento superficial detectado pode ser de origem Hortoniana ou devido à saturação hídrica do solo. Este último processo está ligado à geração de escoamento direto por meio de áreas variáveis de afluência (WALTER et al., 2000). Áreas cultivadas com cana-de-açúcar frequentemente apresentam solos com algum grau de compactação (HARTEMINK, 2008; BAQUERO et al., 2012; BANGITA; RAO, 2012). Além disso, as queimadas podem contribuir para tornar o solo, ou algumas porções do solo, hidrofóbico (FERREIRA et al., 2008). Desse modo, há a probabilidade de ocorrência de escoamento superficial Hortoniano (HERRON; HAIRSINE, 1998). De fato, a condutividade hidráulica do solo medida em condição de saturação (K_{sat}) a 0,15 m de profundidade nas áreas da microbacia do presente estudo cultivadas com cana-de-açúcar apresentou mediana de 3 mm h^{-1} ao passo que em áreas sob floresta a K_{sat} foi superior em uma ordem de grandeza, ou seja, cerca de 30 mm h^{-1} (SILVA, 2013). Estas observações de campo estão de acordo com a maior capacidade de infiltração encontradas sob solos com cobertura florestal em comparação a solos cultivados (BONELL, 2005; ILSTEDT et al., 2007; WINE; ZOU, 2012).

Aproximadamente 75% dos eventos pluviais durante o período do presente estudo estiveram na classe de 0 a 5 mm h^{-1} (SILVA, 2013). Assumindo que a mediana de K_{sat} a 0,15 m como uma medida que representa a capacidade de infiltração da água no solo (MORAES et al., 2006), essas evidências mostram que há a formação de escoamento superficial Hortoniano. Entretanto, as zonas de convergência de fluxo atuam favorecendo a convergência de fluxos superficiais e subsuperficiais. Dessa forma, independentemente dos processos que alimentam o maior grau de umidade dentro dessas áreas, a saturação hídrica é atingida. Isto quer dizer que independentemente da natureza do escoamento superficial, a topografia atua direcionando o fluxo de água para uma área comum. Em última análise, isso faz com que as cotas mais baixas das zonas de convergência de fluxos atinjam a saturação e, por esta razão, tornem-se fontes de geração de escoamento superficial devido à saturação hídrica. Nesse sentido, a frequente observação de mosqueados e rizosfera oxidada ao longo do perfil dos solos das cotas intermediária sob cana (Figura 2.27) durante as escavações constitui um indício de condições anaeróbias no solo que ocorrem devido à saturação (DUNNE et al., 1975; Van BREEMEN; BUURMAN, 1998; BRADY; WEILL, 2002; JACOMINE, 2004;

VESPRASKAS et al., 2004; SANTOS et al., 2005; VEPRASKAS; CALDWELL, 2008). Observações diretas do nível freático acima da superfície do solo também corroboram a extensão da zona de saturação neste local. Registros similares foram documentados em zonas de convergência de fluxos em Waikato, Nova Zelândia (PETCH, 1988).



Figura 2.27 – Evidências morfológicas de porções acinzentadas da matriz do solo bem como mosqueados nas cotas intermediárias das zonas de convergência 1 e 3. O mesmo foi encontrado na zona de convergência 2

Fica evidente a geração de escoamento superficial Hortoniano e de saturação do solo pode ocorrer em uma mesma microbacia (WALTER et al., 2003). Entretanto, pelo fato de haver o predomínio de cana-de-açúcar na microbacia, o escoamento superficial Hortoniano é, provavelmente, o processo hidrológico que predomina espacialmente.

A geração de áreas saturadas pode acontecer nessa microbacia predominantemente coberta por cana-de-açúcar por duas possíveis razões. A primeira reside no fato de regiões próximas ao canal fluvial apresentarem lençol freático próximo da superfície do solo na maior parte do tempo (e.g. cota inferior das três zonas de convergência de fluxo). Nessas condições, a infiltração e percolação de água dentro da área de contribuição, ainda que limitada pela baixa capacidade de infiltração de água no solo, promove a ascensão do nível freático até a superfície do solo (zona de convergência 1 e 2). A segunda razão consiste no fato das áreas cultivadas gerarem escoamento superficial Hortoniano que drena rumo às cotas mais baixas sob florestas ripárias. Ao adentrar a zona de maior infiltração sob floresta, ocorre a infiltração do escoamento superficial Hortoniano, que, por sua vez, promove a elevação da umidade do solo induzindo a saturação hídrica. Dessa forma, o escoamento passa da forma Hortoniana sob cana-de-açúcar ao de saturação hídrica do solo sob floresta ripária (zona de convergência 3).

2.4.2 Implicações práticas

Embora a erosão não tenha sido quantificada, observou-se que a cota intermediária das zonas de convergência 1 e 2, ambas sob cana-de-açúcar, mostraram sinais de processo erosivos (Figura 2.28a, b, c). Nestas regiões, como fluxos superficiais e subsuperficiais convergem, o solo apresenta alto grau umidade e, por esta razão, apresenta menor resistência à deformação física e alta suscetibilidade ao transporte de partículas de solo (VERSTRAETEN et al., 2006; MARSHAK, 2008). Como consequência, voçorocas tendem a se formar já que estas são regiões de concentração de escoamentos de água, isto é, de geração de fluxos rápidos que, ao adquirirem volume e velocidade suficientes, aumentam substancialmente o poder de transporte de materiais que, em última instância, se reflete na criação de voçorocas (ELSENBEER et al., 1999).

Em contraposição, a cota intermediária da zona de convergência 3 encontrava-se sob floresta. Nesta condição, observou-se a deposição de sedimentos oriundos das cotas mais altas (Figura 2.28d) e movimentação e redistribuição do sedimento dentro da área de floresta, observações estas já documentadas em outros locais sob florestas tropicais ripárias (BONELL, 2005; MAMOLI et al., 2007; MAMOLI et al., 2012). Em região próxima a área de estudo, as áreas ripárias sob floresta foram consideradas zonas de deposição de sedimento oriundo das áreas cultivadas com cana-de-açúcar (MAMOLI et al., 2007; PIRES et al., 2009). A deposição de sedimento é atribuída à desaceleração do escoamento superficial devido à rugosidade do solo sob floresta que, por sua vez, pode ser atribuída à abundância raízes e à presença de serapilheira (ABERNETHY; RUTHERFURD, 2000; 2001). Dessa forma, ao contrário do que se observou em cotas intermediária sob cana-de-açúcar (zonas de convergência 1 e 2), quando tal cota esteve sob floresta (zona de convergência 3), observou-se maior estabilidade do solo fazendo com que tal zona atue em menor proporção na geração de sedimentos para o canal fluvial em relação às demais. Não foi observado formação de voçorocas como aconteceu nas zonas de convergência 1 e 2. Tais observações estão em consonância com as simulações realizadas por Verstraeten et al. (2006) que mostraram a importância que a convergência de fluxos de água tem na eficiência de retenção de sedimento. Estes autores encontraram elevados valores de perda de solo em vertentes côncavas mesmo assumindo uma vegetação ripária de cerca de 20 m de largura. Eles concluíram que a inclusão de práticas conservacionistas (e.g. plantio direto entre outras) é altamente recomendada para estas formas de relevo e devem ser feitas juntamente do uso da vegetação ripária na contenção de sedimentos oriundos da lavoura.

Como mencionado, os processos erosivos tendem a se instalar devido à ausência de proteção do solo e também devido à concentração de escoamentos de água (MARSHAK, 2008). As observações de campo do presente trabalho também sugerem o aumento da largura da floresta ripária particularmente nestas condições de relevo côncavo. Dessa maneira, conclui-se que, do ponto de vista da conservação do solo, da água e da biodiversidade, as cotas intermediária e inferior das zonas de convergência de fluxos de água devem ser cobertas por florestas ou devem possuir usos do solo tais como sistemas agroflorestais ou florestas plantadas que são menos intensivos. Tais conclusões estão de acordo com aquelas registradas por Herron e Hairsine (1998) que reportaram a necessidade de vegetação ripária de largura equivalente a, no mínimo, 20% do comprimento de vertentes com alto grau de concavidade (i.e. convergência). Desse modo, os componentes arbóreos do ecossistema podem contribuir para a maior estabilidade do solo nestas regiões além de atuarem como fatores que influenciam diretamente a retenção de sedimento e nutrientes oriundos das áreas cultivadas (FINER; AUERSWALD, 2003; LIÉBAULT et al., 2005; VERSTRAETEN et al., 2006; SALEMI et al., 2011). O presente trabalho também torna patente a necessidade de estudos que quantifiquem a produção de sedimentos nestas tipologias de terreno.



Figura 2.28 - Flechas vermelhas indicam a formação de processos erosivos avançados. (a) Voçoroca formada na cota intermediária da zona de convergência 2; (b) Sulco formado na cota intermediária da zona de convergência 2; (c) Formação de voçoroca efêmera na zona de convergência 1; (d) Ponta da faca apontada para folhas soterradas devido à deposição de sedimento oriundos das áreas de cana na cota intermediária da zona de convergência 3

2.5 Sumário e Conclusão

Independentemente do uso da terra (floresta ou cana-de-açúcar), as cotas inferior e intermediária das zonas de convergência de fluxos atuam ativamente no processo de geração de escoamento direto. Há a possibilidade de geração de áreas saturadas seguindo os modelos “*bottom-up*” e “*top-down*” anteriormente observados em zonas temperadas. A saturação hídrica do solo ocorre por meio da elevação do nível freático até a superfície do solo ou por meio da indução da saturação do solo por meio da infiltração de escoamento superficial oriundo das áreas cultivadas.

Referências

ABERNETHY, B.; RUTHERFURD, I.D. The distribution and strength of riparian roots in relation to riverbank reinforcement. **Hydrological Processes**, Bristol, v.15, p.63-79, 2001.

ABERNETHY, B.; RUTHERFURD, I.D. The effect of riparian tree roots on the mass-stability of riverbanks. **Earth Surface Processes and Landforms**, Bristol, v.25, p.921-937, 2000.

ADAMI, M.; RUDORFF, B.F.T.; FREITAS, R.M.; AGUIAR, D.A.; SUGAWARA, L.M.; MELLO, M.P. Remote sensing time series to evaluate direct land use change of recent expanded sugarcane crop in Brazil. **Sustainability**, Chelsea, v.4, p.574-585, 2012.

AGNEW, L.J.; LYON, S.; GÉRARD-MARCHANT, P.; COLLINS, V.B.; LEMBO, A.J.; STEENHUIS, T.S.; WALTER, M.T. Identifying hydrologically sensitive areas: Bridging the gap between science and application. **Journal of Environmental Management**, New York, v.78, p.63-76, 2006.

AMBROISE, B. Variable ‘active’ versus ‘contributing’ areas or periods: a necessary distinction. **Hydrological Processes**, Bristol, v.18, n.6, p.1149-1155, 2004.

ANDERSON, M.G.; BURT, T.P. Toward more detailed field monitoring of variable source areas. **Water Resources Research**, Washington, DC, v.14, n.6, p.1123-1131, 1978.

AUSTIN, A.T.; BUSTAMANTE, M.M.C.; NARDOTO, G.B.; MITRE, S.K.; PÉREZ, T.; OMETTO, J.P.H.B.; ASCARRUNZ, N.L.; FORTI, M.C.; LONGO, K.; GAVITO, M.E.; ENRICH-PRAST, A.; MARTINELLI, L.A. Latin America’s nitrogen challenge. **Science**, Washington, DC, v.340, p.149, 2013.

BANGITA, B., RAO, B.K.R.. Impacts of compaction relief treatments on soil physical properties and performance of sugarcane (*Saccharum* spp.) under zonal tillage system. **Geoderma**, Amsterdam, v.189-190, p.351-356, 2012.

BAQUERO, J.E.; RALISCH, R.; MEDINA, C.C.; TAVARES FILHO, J.; GUIMARÃES, M.F. Soil physical properties and sugarcane root growth in a red oxisol. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.36, p.63-70, 2012.

BEVEN, K.; KIRKBY, M.J. A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. **Hydrological Sciences Bulletin**, Belisville, v.24, n.1, p.43-69, 1979.

BLACK, E.; VIDALE, P.L.; VERHOEF, A.; CUADRA, S.V.; OSBORNE, T.; HOOT, C.V. Cultivating C4 crops in a changing climate: sugarcane in Ghana. **Environmental Research Letters**, Bristol, v.7, p.1-10, 2012.

BONELL, M. Runoff generation in tropical forests. In: BONELL, M.; BRUIJNZEEL, L.A. (Ed.). **Forests, water and people in the humid tropics**. Cambridge: Cambridge University Press, 2005. p.314-406.

BRADY, N.C.; WEIL, R.R. **The nature and properties of soils**. 13. ed. New Jersey, NY: Prentice Hall, 2002. p.543-591.

BUCKERIDGE, M.S.; SOUZA, A.P.; ARUNDALE, R.A.; ANDERSON-TEIXEIRA, K.J.; DELUCIA, E. Ethanol from sugarcane in Brazil: a 'midway' strategy for increasing ethanol production while maximising environmental benefits. **Global Change Biology Bioenergy**, Oxford, v.4, n.2, p.119-126, 2012.

BUCHANAN, B.P.; EASTON, Z.M.; SCHNEIDER, R.L.; WALTER, M.T. Incorporating variable source area hydrology into a spatially distributed storm runoff model. **Journal of the American Water Resources Association**, New York, v.48, n.1, p.43-60, 2012.

BUCHANAN, B.P.; ARCHIBALD, J.A.; EASTON, Z.M.; SHAW, S.B.; SCHNEIDER, R.L.; WALTER, M.T. A phosphorus index that combines critical source areas and transport pathways using a travel time approach. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v.486, p.123-135, 2013.

CALDER, I.R. Water use of eucalyptus – a review with special reference to South India. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v.11, p.333-342, 1986.

CANADELL, J.; JACKSON, R.B.; EHLERINGER, J.R.; MOONEY, H.; SALA, O.E.; SCHULZE, E.D. Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale. **Oecologia**, Berlin, v.108, p.583-595, 1996.

CARMO, J.B.; FILOSO, S.; ZOTELLI, L.C.; SOUSA NETO, E.R.; PITOMBO, L.M.; DUARTE-NETO, P.J.; VARGAS, V.P.; ANDRADE, C.A.; GAVA, G.J.C.; ROSSETTO, R.; CANTARELLA, H.; NETO, A.E.; MARTINELLI, L.A. Infield greenhouse gas emissions from sugarcane soils in Brazil: effects from synthetic and organic fertilizer application and crop trash accumulation. **Global Change Biology Bioenergy**, Oxford, v.5, n.3, p.267-280, 2013.

CHEESEMAN, O. **The environmental impacts of sugar production**. Wallingford: CABI Publishing, 2004. 255p.

CHORLEY, R.J. The hillslope hydrological cycle. In: KIRKBY, M.J. (Ed.). **Hillslope hydrology**. Chichester: John Wiley and Sons, 1978. p.1-42.

CIRMO, C.; McDONNELL, J.J. Linking the hydrologic and biogeochemical controls of nitrogen transport in near-stream zones of temperate-forested catchments: a review. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v.199, p.88-120, 1997.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO – CONAB. **Acompanhamento da safra brasileira: cana-de-açúcar, terceiro levantamento, abril de 2013**. Brasília, DF, abril 2013. Disponível em: http://www.conab.gov.br/OlalaCMS/uploads/arquivos/13_04_09_10_30_34_boletim_cana_portugues_junho_2013_2o_lev.pdf. Acesso em: 2 jun. 2013.

DAHLKE, H.E.; EASTON, Z.E.; LYON, S.W.; WALTER, M.T.; DESTOUNI, G.; STEENHUIS, T.S. Dissecting the variable source area concept – subsurface flow pathways and water mixing processes in a hillslope. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v.420-421, p.125-141, 2012.

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

DINGMAN, S.L. **Physical hydrology**. 2. ed. Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall, 2002. 646p.

DUNNE, T.; BLACK, R.D. An experimental investigation of runoff production in permeable soils. **Water Resources Research**, Washington, DC, v.6, n.2, p.478-490, 1970a.

DUNNE, T.; BLACK, R.D. Partial area contributions to storm runoff in a small New England watershed. **Water Resources Research**, Washington, DC, v.6, n.2, p.1296-1311, 1970b.

DUNNE, T.; MOORE, T.R.; TAYLOR, C.H. Recognition and prediction of runoff-producing zones in humid regions. **Hydrological Sciences Bulletin**, Belisville, v.20, n.3, p.305-327, 1975.

ELSENBEER, H.; LACK, A. Hydrometric and hydrochemical evidence for fast flowpaths at La Cuenca, Western Amazonia. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v.180, p.237-250, 1996.

ELSENBEER, H.; NEWTON, B.E.; DUNNE, T.; MORAES, J.M. Soil hydraulic conductivities of latosols under pasture, forest and teak in Rondônia, Brazil. **Hydrological Processes**, Bristol, v.13, n.9, p.1417-1422, 1999.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 306p.

FANG, Y.; GUNDERSON, P.; ZHANG, W.; ZHOU, G.; CHRISTINE, J.R.; MO, J. Soil-atmosphere exchange of N₂O, CO₂, and CH₄ along a slope of an evergreen broad-leaved forest in southern China. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.319, n.1-2, p.37-48, 2009.

FERREIRA, A.J.D.; COELHO, C.O.A.; RITSEMA, C.J.; BOULET, A.K.; KEIZER, J.J. Soil and water degradation processes in burned areas: lessons learned from a nested approach. **Catena**, Amsterdam, v.74, p.273-285, 2008.

FINER, P.; AUERSWALD, K. Effectiveness of grassed waterways in reducing runoff and sediment delivery from agricultural watersheds. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.32, p.927-936, 2003.

FOLEY, J.A.; DeFRIES, R.; ASNER, G.P.; BARFORD, C.; BONAN, G.; CARPENTER, S.R.; CHAPIN, F.T.; COE, M.T.; DAILY, G.C.; GIBBS, H.K.; HELKOWSKI, J.H.; HOLLOWAY, T.; HOWARD, E.A.; KUCHARIK, C.J.; MONFREDA, C.; PATZ, J.A.; PRENTICE, I.C.; RAMANKUTTY, N.; SNYDER, P.K. Global consequences of land use. **Science**, Washington, DC, v.309, p.570-574, 2005.

GERMER, S.; NEILL, C.; KRUSCHE, A.V.; ELSENBEEER, H. Influence of land-use change on near-surface hydrological processes: undisturbed forest to pasture. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v.380, p.473-480, 2010.

GOLDEMBERG, J. Ethanol for a sustainable energy future. **Science**, Washington, DC, v.315, p.808-810, 2007.

GRAYSON, R.B.; WESTERN, A.W. CHIEW, F.H.S.; BLÖSCH, G. Preferred states in spatial soil moisture patterns: local and nonlocal controls. **Water Resources Research**, Washington, DC, v.33, n.12, p.2897-2908, 1997.

HARTEMINK, A.E. Sugarcane for bioethanol: soil and environmental issues. **Advances in Agronomy**, New York, v.99, p.125-182, 2008.

HERRON, N.F.; HAIRSINE, P.B. A scheme for evaluating the effectiveness of riparian zones in reducing overland flow to streams. **Australian Journal of Soil Research**, Melbourne, v.36, p.683-698, 1998.

HEWLETT, J.D.; HIBBERT, A.R. Factors affecting the response of small watersheds to precipitation in humid areas. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON FOREST HYDROLOGY, 1967, Pennsylvania. **Proceedings...** Pennsylvania: Pergamon Press, 1967. p. 275-290.

HEWLETT, J.D.; NUTTER, W.L. The varying source area of streamflow from upland basin. In: SYMPOSIUM ON INTERDISCIPLINARY ASPECTS OF WATERSHED MANAGEMENT, 1970, Bozeman, MN: Montana State University, 1970. **Proceedings...** New York: American Society of Civil Engineers, 1970. p.65-83.

HEWLETT, J.D. **Soil moisture as a source of base flow from steep mountain watersheds.** Washington, DC: USDA, Forest Service, 1961. (Station Paper, 132).

HODNETT, M.G.; VENDRAME, I.; MARQUES FILHO, A.D.O.; OYAMA, M.D.; TOMASELLA, J. Soil water storage and groundwater behaviour in a catenary sequence beneath forest in central Amazonia: I. Comparison between plateau, slope and valley floor. **Hydrology and Earth System Sciences**, York, v.1, n.2, p.265-277, 1997.

HOFFMANN, H.P.; SANTOS, E.G.D.; BASSINELLO, A.I.; VIEIRA, M.A.S. **Variedades RB de cana-de-açúcar**. 1. ed. Araras: CCA/UFSCar. 2008. 30p.

ILSTEDT, U.; MALMER, A.; VERBEETEN, E.; MURDIYARSO, D. The effect of afforestation on water infiltration in the tropics: A systematic review and meta-analysis. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.252, n.1-2, p.45-51, 2007.

JACOMINE, P.K.T. Solos sob matas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2. ed. São Paulo: EDUSP/FAPESP, 2004. p.27-32.

JENSON, S.K.; DOMINGUE, J.O. Extracting topographic structure from digital elevation data for geographic information System Analysis. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, Washington, DC, v.54, n.11, p.1593-1600, 1988.

JIPP, P.H.; NEPSTAD, D.C.; CASSEL, D.K.; REIS DE CARVALHO, C. Deep soil moisture storage and transpiration in forests and pastures of seasonally dry Amazonia. **Climatic Change**, Dordrecht, v.39, p.395-412, 1998.

LATRON, J.; GALLART, F. Seasonal dynamics of runoff-contributing areas in small Mediterranean research catchment (Vallecebre, Eastern Pyrenees). **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v.335, p.194-206, 2007.

LEPSCH, I.F. **19 lições de pedologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2011. 456p.

LIÉBAULT, F.; GOMEZ, B.; PAGE, M.; MARDEN, M.; PEACOCK, D.; RICHARD, D.; TROTTER, C.M. Land-use change, sediment production and channel response in upland regions. **River Research and Applications**, Chichester, v.21, p.739-756, 2005.

MAMOLI, R.S.; COOPER, M.; CASTILHO, S.C.P. Sediment morphology and distribution in a restored riparian forest. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.64, n.5, p.486-494, 2007.

MAMOLI, R.S.; COOPER, M.; TOMAZELLO FILHO, M.; LOBÃO, M.S. Aplicação da dendrogeomorfologia no estudo da deposição de sedimentos do solo no tronco de árvores de *Guarea guidonea* em mata ciliar antropizada no estado de Goiás, Brasil. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v.40, n.93, p.7-14, 2012.

MARKEWITZ, D.; DEVINE, S.; DAVIDSON, E.A.; BRANDO, P.; NEPSTAD, D.C. Soil moisture depletion under simulated drought in the Amazon: impacts on deep root uptake. **New Phytologist**, London, v.187, p.592-607, 2010.

MARSHAK, S. **Earth: portrait of a planet**. 3. ed. New York: W.W. Norton & Company, 2008. 832p.

MARTINELLI, L.A.; FILOSO, S. Expansion of sugarcane ethanol production in Brazil: environmental and social challenges. **Ecological Applications**, Ithaca, v.18, p.885-898, 2008.

MARTINELLI, L.A.; FILOSO, S. Polluting effects of Brazil's sugar ethanol industry. **Nature**, London, v.445, p.364, 2007.

McCLAIN, M.E.; BOYER, E.W.; DENT, C.L.; GERGEL, S.E.; GRIMM, N.B.; GROFFMAN, P.M.; HART, S.C.; HARVEY, J.W.; JOHNSON, C.A.; MAYORGA, McDOWELL, W.H.; PINAY, G. Biogeochemical hot spots and hot moments at the interface of terrestrial and aquatic ecosystems. **Ecosystems**, Heidelberg, v.6, p.301-312, 2003.

McCLAIN, M.E.; ELSENBEER, H. Terrestrial inputs to Amazon streams and internal biogeochemical processing. In: McCLAIN, M.E.; VICTORIA, R.L.; RICHEY, J.E. (Ed.). **The biogeochemistry of the Amazon Basin**. Oxford: Oxford University Press, 2001. p.185-208.

MORAES, J.M.; SCHULER, A.E.; DUNNE, T.; FIGUEIREDO, R.O.; VICTORIA, R.L. Water storage and runoff processes in plinthic soils under forest and pasture in eastern Amazonia. **Hydrological Processes**, Bristol, v.20, n.12, p.2509-2526, 2006.

MORGAN, K.T.; McCRAY, J.M.; RICE, R.W.; GILBERT, R.A.; BAUCUM, L.E. **Review of current sugarcane fertilizer recommendations**: a report from UF/IFAS Sugarcane fertilizer standards task force. Gainesville: University of Florida, IFAS Station, 2012. 5p. (SL, 295).

MUKUNDAN, M.R.; PRADHANG, S.M.; SCHNEIDERMAN, E.M.; PIERSON, D.C.; ANANDHI, A.; ZION, M.S.; MATONSE, A.H.; LOUNSBURY, D.G.; STEENHUIS, T.S. Suspended sediment source areas and future climate impact on soil erosion sediment yield in a New York City water supply watershed, USA. **Geomorphology**, Amsterdam, v.183, p.110-119, 2013.

NEPSTAD, D.C.; CARVALHO, C.R.; DAVIDSON, E.A.; JIPP, P.H.; LEFEBVRE, P.A.; NEGREIROS, G.H.; SILVA, E.D.; STONE, T.A.; TRUMBORE, S.E.; VEIEIRA, S. The role of deep roots in the hydrological and carbon cycles of Amazonian forests and pastures. **Nature**, London, v.372, p.666-669, 1994.

PETCH, F.A. Soil saturation patterns in steep, convergent hillslopes under forest and pasture vegetation. **Hydrological Processes**, Bristol, v.2, p.93-103, 1988.

PIRES, L.F.; BACCHI, O.O.S.; CORRECHEL, V.; REICHARDT, K.; FILIPPE, J. Riparian forest potential to retain sediment and carbon evaluated by the ¹³⁷Cs fallout and carbon isotopic ratio techniques. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v.81, n.2, p.271-279, 2009.

PRIMAVESI, A. **Manejo ecológico do solo**. São Paulo: NOBEL, 2002. 549p.

REICHARDT, K. Capacidade de campo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.12, p.211-216, 1988.

RODRIGUES, R.R. **A vegetação de Piracicaba e municípios do entorno**. Piracicaba: IPEF, 1999. 20p. (Circular Técnica, 189).

RUDORFF, B.F.T.; AGUIAR, D.A.; SILVA, W.F.; SUGAWARA, L.M.; ADAMI, M.; MOREIRA, M.A. Studies on the rapid expansion of sugarcane for ethanol production in São Paulo State (Brazil) using Landsat data. **Remote Sensing**, Basel, v.2, p.1057-1076, 2010.

SALEMI, L.F.; GROppo, J.D.; TREVISAN, R.; MORAES, J.M.; LIMA, W.P.; MARTINELLI, L.A. Aspectos hidrológicos da recuperação florestal de áreas de preservação permanente ao longo dos corpos de água. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v.23, n.1, p.69-80, 2011.

SALEMI, L.F.; GROppo, J.D.; TREVISAN, R.; MORAES, J.M.; LIMA, W.P.; MARTINELLI, L.A. Riparian vegetation and water yield: A synthesis. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v.454-455, p.195-202, 2012.

SALEMI, L.F.; GROppo, J.D.; TREVISAN, R.; MORAES, J.M.; FERRAZ, S.F.B.; VILLANI, J.P.; DUARTE-NETO, P.J.; MARTINELLI, L.A. Land use change in the Atlantic rainforest region: consequences for the hydrology of small catchments. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v.499, p.100-109, 2013.

SANTOS, R.D.; LEMOS, R.C.; SANTOS, H.G.; KER, J.C.; ANJOS, L.H.C. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. 5. ed. Viçosa: SBCS, 2005. 100p.

SCOTT, D. Managing riparian zone vegetation to sustain streamflow: results of paired catchment experiments in South Africa. **Canadian Journal of Forestry Research**, Ottawa, v.29, p.1149-1157, 1999.

SCHEFFLER, R.; NEILL, C.; KRUSCHE, A.V.; ELSENBEEER, H. Soil hydraulic reponse to land-use change associated with the recent soybean expansion at the Amazon agricultural frontier. **Agriculture Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v.144, p.281-289, 2011.

SILVA, R.W.C. **Processos hidrológicos e transporte de nitrogênio e carbono em bacias com cobertura de cana-de-açúcar**. 2013. 23p. Monografia (Qualificação de Doutorado) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2013.

SILVEIRA, G.M. **Preparo de solo: técnicas e implementos**. Viçosa: Aprenda Fácil Editora, 2001. 290p.

SOARES, J.L.N.; ESPINDOLA, C.R.; PEREIRA, W.L.M. Physical properties of soils under intensive agricultural management. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.62, n.2, p.165-172, 2005.

STOOF, C.R.; WESSELING, J.G.; RITSEMA, C.J.; Effects of fire and ash on soil water retention. **Geoderma**, Amsterdam, v.159, p.276-285, 2010.

TODD, A.K.; BUTTLE, J.M.; TAYTOR, C.H. Hydrologic dynamics and linkages in a wetland-dominated basin. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v.319, p.15-35, 2006.

TREVISAN, D.; DORIOZ, J.M.; POULENARD, J.; QUETIN, P.; COMBARET, C.P.; MEROT, P. Mapping of critical source areas for diffuse fecal bacterial pollution in extensively grazed watersheds. **Water Research**, New York, v.44, p.3847-3860, 2010.

TROMP-Van MEERVELD, H.J.; McDONNELL, J.J. On the interrelations between topography, soil depth, soil moisture, transpiration rated and species distribution at the hillslope scale. **Advances in Water Resources**, Southampton, v.29, p.293-310, 2006.

TSANG, Y.; HONBERGER, G.; KAPLAN, L.A.; NEWBOLD, A.D.; AUFDENKAMPE, A.K. A variable source area for groundwater evapotranspiration: impacts on modeling stream flow. **Hydrological Processes**, Bristol, 2013. DOI: 10.1002/hyp.9811.

UDAWATTA, R.P.; MOTAVALLI, P.P.; GARRET, H.E.; KRSTANSKY, J.J. Nitrogen losses in runoff from three adjacent agricultural watersheds with claypan soils. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v.117, p.39-48, 2006.

VALDES, C. **Ethanol demand driving the expansion of Brazil's sugar industry**. Washington, DC: USDA, Economic Research Service, 2007. p.31-38. (Sugar and Sweeteners Outlook/SSS-249).

VAN BREEMEN, N.; BUURMAN, P. **Soil formation**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1998. 374p.

VEPRASKAS, M.J.; HE, V.; LINDBO, D.L.; SKAGGS, R.W. Calibrating hydric soil field indicators to long-term wetland hydrology. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.68, p.1461-1469, 2004.

VEPRASKAS, M.J.; CALDWELL, P.V. Interpreting morphological features in wetland soils with a hydrologic model. **Catena**, Amsterdam, v.73, p.153-165, 2008.

VERSTRATEN, G.; POSEN, J.; GILLINJNS, K.; GOVER, G. The use of riparian vegetated filter strips to reduce river sediment loads: an overestimated contro measure? **Hydrological Processes**, Bristol, v.20, p.4259-4267, 2006.

VITOUSEK, P.M.; MOONEY, H.; LUBCHENCO, J.; MELILLO, J.M. Human domination of Earth's ecosystems. **Science**, Washington, DC, v.277, n.5325, p.494-499, 1997.

VITOUSEK, P.M.; NAYLOR, R.; CREWS, T.; DAVID, M.B.; DRINKWATER, L.E.; HOLLAND, E.; JOHNES, P.J.; KATZENBERGER, J.; MARTINELLI, L.A.; MATSON, P.A.; NZIGUHEBA, G.; OJIMA, D.; PALM, C.A.; ROBERTSON, G.P.; SANCHEZ, P.A.; TOWNSEND, A.R.; ZHANG, F.S. Nutrient imbalances in agricultural development. **Science**, Washington, DC, v.324, n. 5934, p.1519-1520, 2009.

WALTER, M.T.; MEHTA, V.K.; MARRONE, A.M.; BOLL, J.; GÉRARD-MARCHANT, P.; STEENHUIS, T.S.; WALTER, M.F. Simple estimation of prevalence of Hortonian flow in New York City watersheds. **Journal of Hydrologic Engineering**, New York, v.8, n.4, p.214-218, 2003.

WALTER, M.T.; WALTER, M.F.; BROOKS, E.S.; STEENHUIS, T.S.; BOLL, J.; WEILER, K. Hydrologically sensitive areas: variable source area hydrology implications for water quality. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v.3, p.277-284, 2000.

WARD, R.C. On the response to precipitation of headwater streams in humid areas. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v.74, p.171-189, 1984.

WESTERN, A.W.; GRAYSON, R.B.; BLÖSCHL, G.; WILLGOOSE, G.R.; McMAHON, T.A. Observed spatial organization of soil moisture and its relation to terrain indices. **Water Resources Research**, Washington, DC, v.35, n.3, p.797-810, 1999.

WINE, M.L.; ZOU, C.B. Long-term streamflow relations with riparian gallery forest expansion into tallgrass prairie in the Southern Great Plains, USA. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v.266, p.170-179, 2012.

ZHANG, L.; DAWES, W.R.; WALKER, G.R. The Response of Mean Annual Evapotranspiration to Vegetation Changes at the Catchment Scale. **Water Resources Research**, Washington, DC, v.37, p.701-708, 2001.

3 FLUXOS DE ÓXIDO NITROSO EM ÁREAS VARIÁVEIS DE AFLUÊNCIA: UM ESTUDO DE CASO EM UMA MICROBACIA COBERTA PREDOMINANTEMENTE POR CANA-DE-AÇÚCAR

Resumo

As zonas de saturação hídrica do solo se expandem e se contraem ao longo de um evento pluvial e/ou estação chuvosa seguindo o modelo de áreas variáveis de afluência. Devido à geração de escoamento superficial de saturação do solo, estas áreas são admitidas como zonas de transporte de poluentes como fertilizantes e pesticidas. Neste capítulo, o funcionamento biogeoquímico dessas áreas no tocante aos fluxos de óxido nitroso (N_2O) é examinado. Para tanto, selecionou-se três zonas de convergência de fluxos (daqui para frente ZC1, ZC2 e ZC3) cobertas por cana-de-açúcar e floresta ripária. Subdividiu-se cada uma delas em três porções (cota inferior; cota intermediária e cota superior onde na ZC1 e ZC2, a cota inferior estava sob floresta ripária e a cota intermediária e superior sob cana-de-açúcar; e na ZC3: cota inferior e intermediária sob floresta ripária e cota superior sob cana-de-açúcar). Tal divisão seguiu um gradiente de área de contribuição hidrológica. Estas porções foram instrumentadas com tensiômetros e extratores de solução do solo a 0,15 m, poços de água subterrânea e câmaras estáticas de fluxos de gases. As amostragens ocorreram por onze vezes ao longo do curso de um ano (Abril-2011 a Março-2012). As cotas inferiores e intermediárias das três ZCs apresentaram umidade do solo correlacionada significativamente com o nível freático. Quanto aos fluxos de N_2O , ao analisar o período inteiro de estudo ou as estações seca e úmida isoladamente, observou-se diferenças significativas apenas na ZC3 durante a estação seca em que os fluxos foram maiores na cota inferior se comparados às outras duas cotas. Tal diferença pode ser atribuída ao solo argiloso da cota inferior. A ausência de fatores que podem limitar a produção e emissão de N_2O , bem como o possível favorecimento da produção e emissão do N_2 podem ser as possíveis razões para a ausência de diferença encontrada. Estas evidências mostram que, o controle topográfico se torna pouco evidente no tocante à emissão de N_2O em agroecossistemas. Nessas condições, a granulometria do solo junto da posição topográfica parecem ter maior efeito no controle das emissões, particularmente durante a estação seca em que os contrastes de regime de umidade e retenção de água se tornam marcadamente mais aparentes.

Palavras-chave: Escoamento direto. Saturação do solo. Efeito estufa. Emissão de gases. Consumo de gases. Cana-de-açúcar. Ecossistema antrópico.

NITROUS OXIDE FLUXES WITHIN VARIABLE SOURCE AREAS: A CASE STUDY IN A SMALL CATCHMENT COVERED PREDOMINANTLY BY SUGARCANE

Abstract

Soil saturation zones expand and shrink during the course of a rainfall event and/or humid season following the variable source areas model of runoff generation. Due to the generation of saturation overland flow, these areas are considered as zones where transport of pollutants such as pesticides and fertilizers takes place. In this chapter, the biogeochemical functioning of these areas is examined with special reference to nitrous oxide (N₂O) fluxes. In doing so, three flow convergence zones (hereafter FCZ1, FCZ2 and FCZ3) covered by sugarcane and riparian forest were selected. These FCZs were divided into three parts (downslope; middleslope and upslope where on FCZ1 and FCZ2 the downslope parts were under riparian forest and middle and upslope under sugarcane; on FCZ3 the downslope and middleslope were under riparian forest and upslope under sugarcane). The hillslope segmentation have been performed following a gradient of hydrological contribution area. Each of these parts have been instrumented with tensiometers and tension lysimeters at 0.15 m depth, water table depths and static chambers. Samplings took place eleven times during the course of a year (April-2011 to March-2012). The downslope and middleslope parts of the three FCZs presented soil moisture controlled by the water table. With regards to N₂O fluxes, seasonal significant differences were detected solely in FCZ3 during the dry season most likely due to clayey soil texture at the downslope that contrasts with the sandy texture in the other two parts. The likely absence of factors that favour N₂O fluxes as well as the possible N₂ emission might be the reasons for the frequent lack of significant detection. These evidences show that the topographic control is poorly evident with regards to N₂O fluxes under agroecosystems. Under such conditions, soil texture and landscape position seem to be the key factors affecting N₂O fluxes particularly during the dry season where the contrast of soil moisture regime was markedly apparent.

Key-words: Direct runoff. Soil saturation. Greenhouse effect. Gas emission. Gas consumption. Sugarcane. Anthropogenic ecosystem.

3.1 Introdução

Em meados da década de 1960, pesquisadores do serviço florestal americano conceberam o modelo conceitual a respeito da geração de escoamento direto em regiões em que os solos possuem alta capacidade de infiltração (HEWLETT; HIBBERT, 1967). Alguns anos depois, a mecânica do processo de geração foi descrita em detalhe (DUNNE; BLACK, 1970a, 1970b). Consolidava-se assim o modelo de áreas variáveis de afluência (AVA) que descreve a variação espacial e temporal das áreas responsáveis pela geração de escoamento superficial, devido à saturação do solo (WALTER et al., 2000). Neste modelo, a água é distribuída gravitacionalmente seguindo os padrões topográficos produzindo áreas de solo saturado em regiões, em geral, próximas aos canais fluviais (zonas ripárias), zonas de convergência de fluxos de água, e áreas de solo raso (HEWLETT; NUTTER, 1970; CHORLEY, 1978; WARD, 1984).

Atualmente, apesar de ainda haver trabalhos descrevendo a dinâmica e formação de áreas saturadas tanto em regiões temperadas (DHALKE et al., 2010) quanto em tropicais (GERMER et al., 2009), atenção especial tem sido dada à modelagem dessas áreas de forma que a predição de transporte de poluentes para os corpos de água possa ser mitigada ou até mesmo evitada (AGNEW et al., 2006). Assim, a distribuição espacial dessas áreas tem sido utilizada para a gestão e o manejo ambiental de áreas agrícolas que frequentemente usam produtos potencialmente poluentes (herbicidas, pesticidas, fertilizantes, resíduos orgânicos, etc.) no que se refere à qualidade de água (e.g. BUCHANAN et al., 2013).

Nutrientes oriundos de fertilizantes consituem uma séria ameaça aos recursos hídricos e à atmosfera. Nesse sentido, o nitrogênio que é perdido das áreas cultivadas pode ser lixiviado para a água subterrânea ou mesmo atingir as águas superficiais via escoamento superficial e/ou subsuperficial (VITOUSEK et al., 1979; UDAWATTA et al., 2006). Além disso, o nitrogênio pode ser convertido a gases como o óxido nítrico (NO), óxido nitroso (N₂O) e dinitrogênio (N₂) (FIRESTONE et al., 1980). A proporção de emissão destes três gases é controlada, entre outros fatores, pela umidade do solo (FIRESTONE et al., 1980). Tanto o NO quanto o N₂O são gases que possuem efeitos perniciosos no ambiente. O NO reage com o vapor d'água gerando ácido nítrico, um dos causadores da chuva ácida (BERNER; BERNER, 1987). De maior importância para a presente pesquisa, o N₂O é um gás do efeito estufa com potencial de aquecimento global aproximadamente 300 vezes mais elevado que o dióxido de carbono (CO₂). Além disso, o N₂O, quando na estratosfera, é oxidado transformando-se em NO que, por sua vez, reage com o ozônio contribuindo para a

destruição da camada de ozônio (BOWMAN, 1998). Fatores tais como a disponibilidade de nitrogênio inorgânico no solo (i.e. amônio + nitrato), fontes de carbono lábil e umidade são requisitos mínimos para a ocorrência de fluxos de N_2O do solo para a atmosfera (DAVIDSON et al., 1986a, 1986b; 2000). Nesse contexto, é esperado que as zonas de solos saturados de uma microbacia, de onde se origina o escoamento direto durante a estação chuvosa e/ou eventos pluviais, passem a ser potenciais *hotspots* biogeoquímicos no que se refere aos fluxos de N_2O (McCLAIN et al., 2003; GROFFMAN et al., 2009). Isso decorre do fato de fatores controladores dos fluxos deste gás, particularmente a umidade do solo, serem controlados pela topografia (i.e. elevação do terreno), em linha com o conceito de AVA.

Embora existam trabalhos elucidativos a respeito do funcionamento biogeoquímico do nitrogênio em zonas ripárias (e.g. DAVIDSON et al., 1986a; SIMMONS et al., 1992; GROFFMANN et al., 1992; VILAIN et al., 2010; GU et al., 2011; LI et al., 2012), a ligação entre esses processos e a geração de escoamento direto ainda não foi explicitamente abordada. Na maioria dos casos não há alusão direta entre o funcionamento hidrológico baseado no conceito de AVA e a influência da topografia sobre o funcionamento biogeoquímico. Diante do exposto acima, o objetivo do presente trabalho foi o de avaliar os fluxos de N_2O na interface solo-atmosfera em AVAs e os possíveis processos que controlam a distribuição de N nessas áreas. Para tanto, três zonas de convergência de fluxos de água presentes em uma microbacia hidrográfica foram instrumentadas de forma que a expansão e contração das áreas de saturação e os fluxos de N_2O fossem mensurados. A hipótese do presente trabalho é que maiores fluxos de N_2O serão encontrados nas áreas com maior área de contribuição que, pelo conceito de AVA, devem se saturar com maior frequência que as áreas com menor área de contribuição.

3.2 Métodos

3.2.1 Área de estudo

O estudo foi conduzido em três zonas de convergência de fluxos de água. Estas zonas de convergência serão denominadas daqui para frente, neste capítulo, como zonas de convergência 1, 2 e 3 (respectivamente ZC1, ZC2 e ZC3) e situam-se em uma sub-bacia da bacia hidrográfica do ribeirão do Barroão (Figuras 3.1 e 2). Este constitui um afluente do rio Corumbataí que faz parte da bacia do rio Piracicaba. A sub-bacia que contém as três zonas de

convergência (indicada pela flecha laranja dentro da Figura 1 e, em escala mais detalhada, na Figura 2) possui área de 7 ha e é coberta predominantemente por cana-de-açúcar (90%) e minoritariamente por remanescente de floresta ripária que, pela irregularidade do dossel e abundância de cipós e lianas, pode ser considerada degradada (10%).

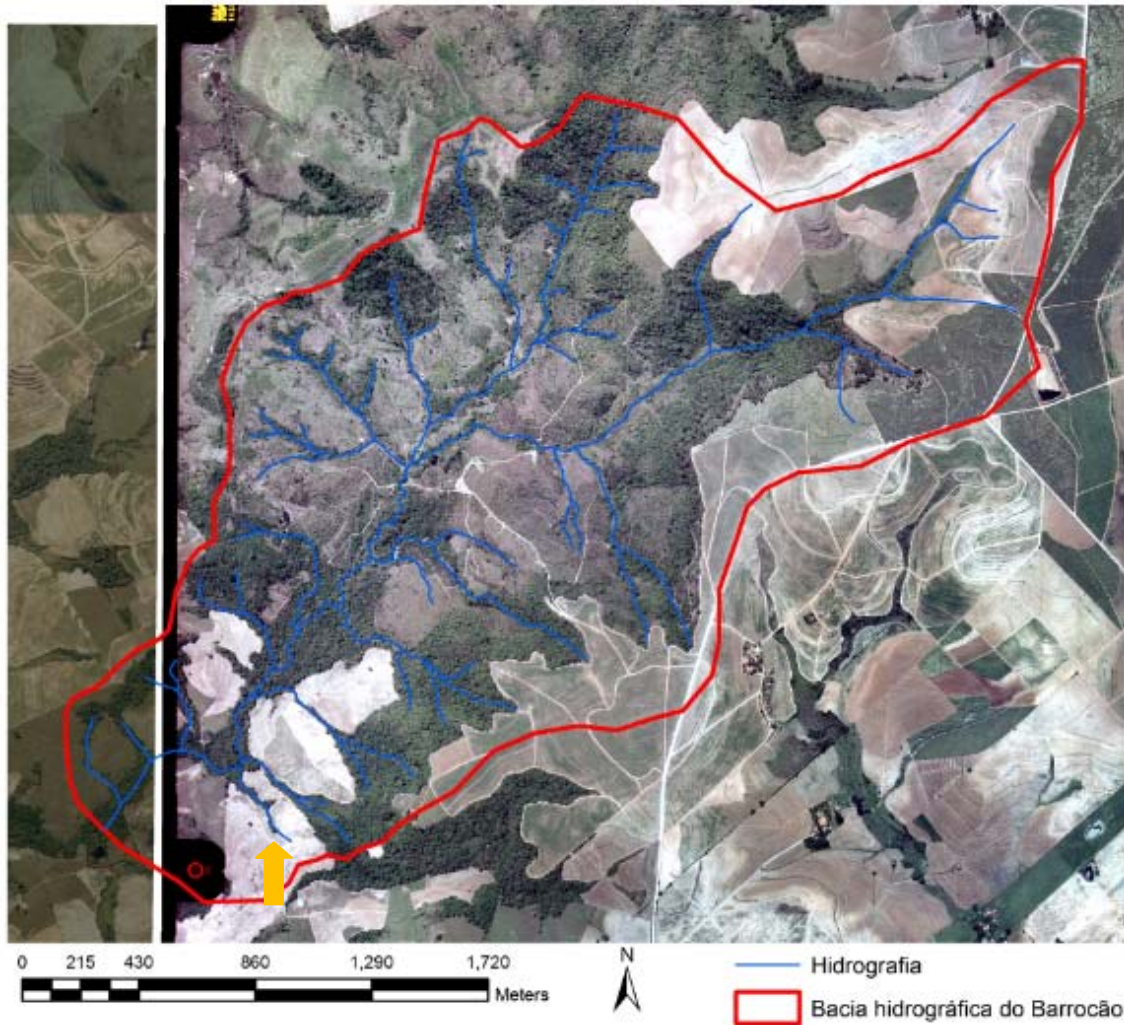


Figura 3.1 - Bacia hidrográfica do ribeirão Barrocão na qual a microbacia de estudo (flecha laranja) está inserida. Sistema de projeção Universal Transversal Mercator

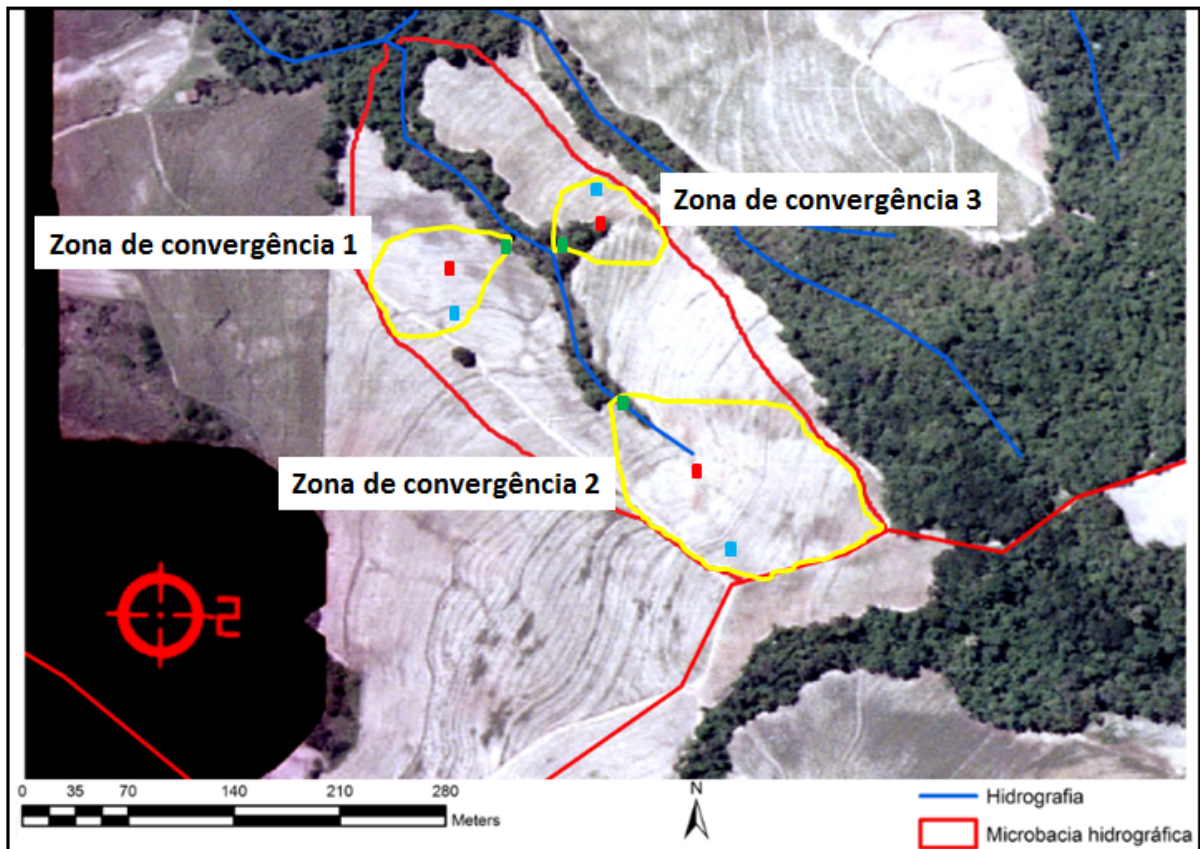


Figura 3.2 - Vista aérea da microbacia onde se localizam as zonas de convergência 1, 2 e 3 destacadas em amarelo. Os quadrados verdes evidenciam as cotas inferiores (próximas ao rio), os quadrados azuis evidenciam o local das cotas superiores (próximas ao divisor de águas das de convergência) e os quadrados vermelhos evidenciam o local das cotas intermediárias (situadas entre as cotas inferior e superior em uma área dentro da zona de convergência onde se observou a saturação hídrica do solo durante o período úmido)

Tabela 3.1 - Descrição das zonas de convergência de fluxos utilizadas no presente estudo

	Área (ha)	Altitude (m)		
		Cota inferior	Cota intermediária	Cota superior
Zona de Convergência 1	0,36	488	491	495
Área de contribuição (ha)		0,42	0,3	0,12
Declividade (%)		4	6	5
Uso da Terra		Floresta	Cana-de-açúcar	Cana-de-açúcar
Solo		Neossolo quartzarênico hidromórfico	Neossolo quartzarênico hidromórfico	Neossolo quartzarênico

	Área (ha)	Altitude (m)		
		Cota inferior	Cota intermediária	Cota Superior
Zona de Convergência 2	1,55	508	513	516
Área de contribuição (ha)		1,55	1,21	0,13
Declividade (%)		5	20	5
Uso da Terra		Floresta	Cana-de-açúcar	Cana-de-açúcar
Solo		Neossolo quartzarênico hidromórfico	Argissolo	Argissolo

	Área (ha)	Altitude (m)		
		Cota inferior	Cota intermediária	Cota superior
Zona de Convergência 3	0,39	500	501	507
Área de contribuição (ha)		0,39	0,26	0,12
Declividade (%)		3	3	4
Uso da Terra		Floresta	Floresta	Cana-de-açúcar
Solo		Gleissolo	Neossolo flúvico	Argissolo

As zonas de convergência de fluxo possuem diferentes proporções no tocante à cobertura vegetal. Em todas elas a cana-de-açúcar é a cobertura predominante (Tabela 3.2). No entanto, na zona de convergência 3, a cobertura florestal é maior que nas demais (Tabela 3.2). Nesta zona, a largura da floresta ripária atinge cerca de 40 metros ao passo que nas ZC1 e ZC2 a largura da floresta atinge cerca de 8 metros.

Tabela 3.2 - Área relativa (%) de floresta e cana-de-açúcar nas três nas zonas de convergência de fluxos

Zona de convergência	Floresta	Cana-de-açúcar
	%	
1	5	95
2	3	97
3	24	76

Dentro das florestas ripárias que ocorrem na microbacia ocorre uma variedade de espécies arbóreas (Tabela 3.3) típica de florestas estacionais semidecíduais perturbadas (RODRIGUES, 1999). Além disso, ocorrem plantas herbáceas invasoras tal como o lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium* J. König). Essa macrófita aquática possui, visualmente, maior abundância na ZC3, seguida da ZC2 que, por sua vez, é seguida pela ZC1, respectivamente.

Tabela 3.3 - Espécies arbóreas encontradas na floresta ripária do presente estudo

Família	Espécie
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume
Euphobiaceae	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp.
Euphobiaceae	<i>Croton floribundus</i> Spreng
Euphorbiaceae	<i>Actinostemon klotzschii</i> (Didr.) Pax
Fabaceae	<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.
Fabaceae	<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong
Fabaceae	<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart
Fabaceae	<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld
Fabaceae	<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.
Fabaceae	<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel
Lauraceae	<i>Ocotea silvestris</i> Vattimo-Gil
Lauraceae	<i>Ocotea velutina</i> (Nees) Rohwer
Malvaceae	<i>Luehea candicans</i> Mart. & Zucc.
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.
Meliaceae	<i>Guarea guidonia</i> (L.) Sleumer
Meliaceae	<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.
Myrsinaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. Ex Roem. Schult.
Myrtaceae	<i>Eugenia florida</i> DC.
Piperaceae	<i>Piper umbellatum</i> L.
Rhamnaceae	<i>Rhamnidium elaeocarpum</i> Reissek
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.
Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.
Solanaceae	<i>Acnistus arborescens</i> (L.) Schltdl.
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul
Verbenaceae	<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.

Diferentes tipos de solo com variada granulometria ocorrem nas zonas de convergência (Tabela 3.1; Figuras 3.3, 3.4 e 3.5).

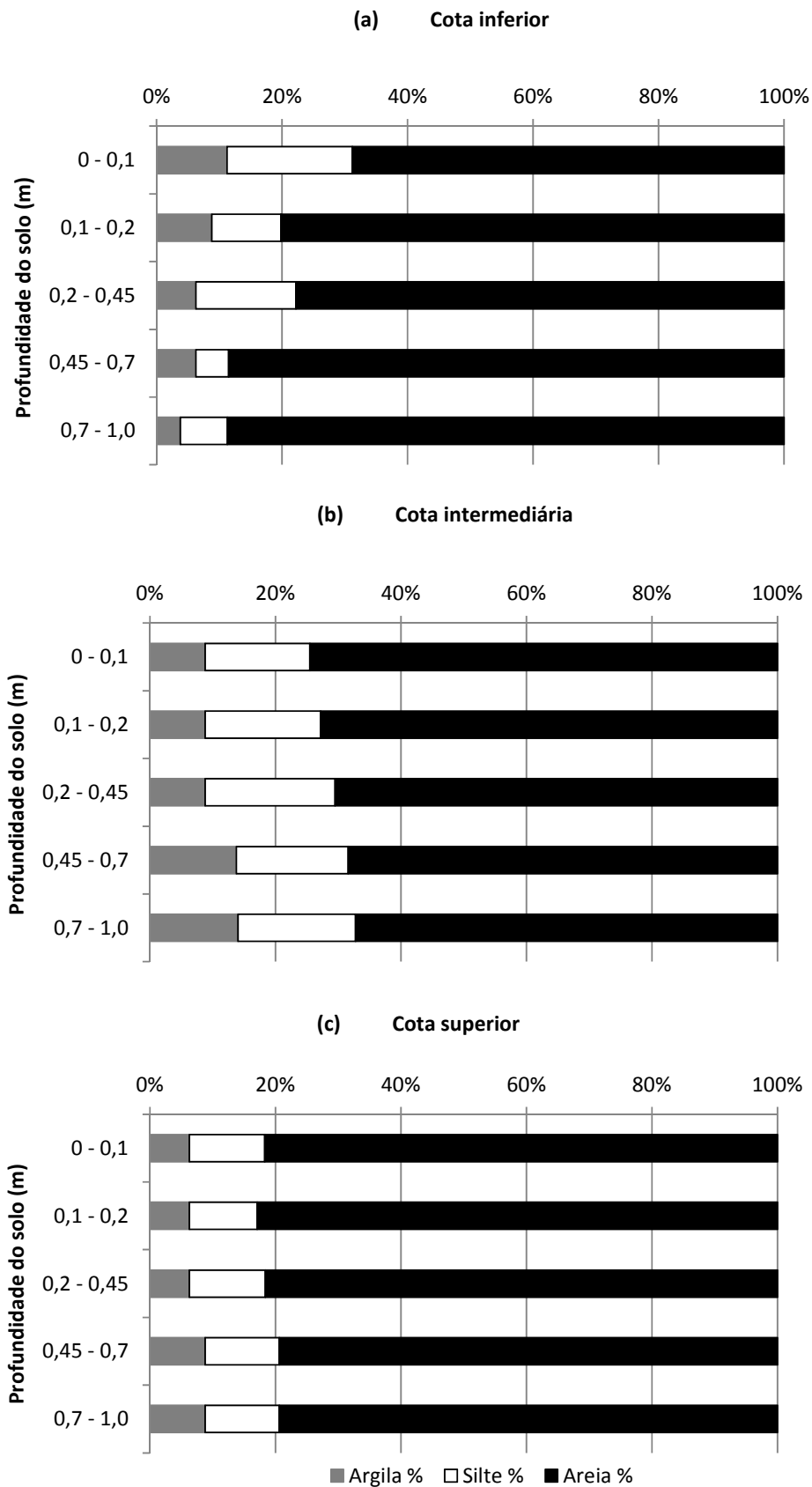


Figura 3.3 - Granulometria dos solos das cotas (a) inferior, (b) intermediária e (c) superior da zona de convergência 1

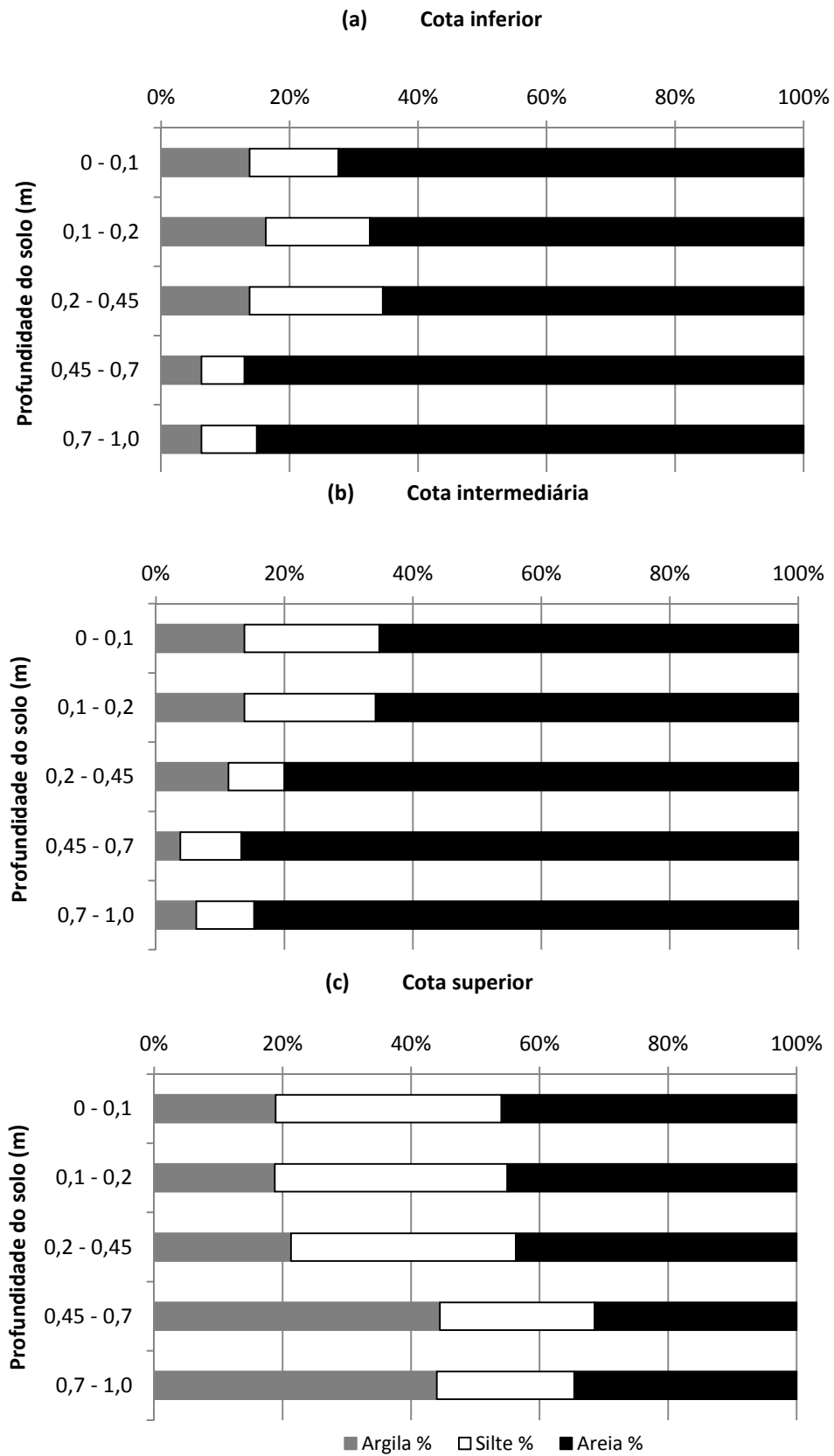


Figura 3.4 - Granulometria dos solos das cotas (a) inferior, (b) intermediária e (c) superior da zona de convergência 2

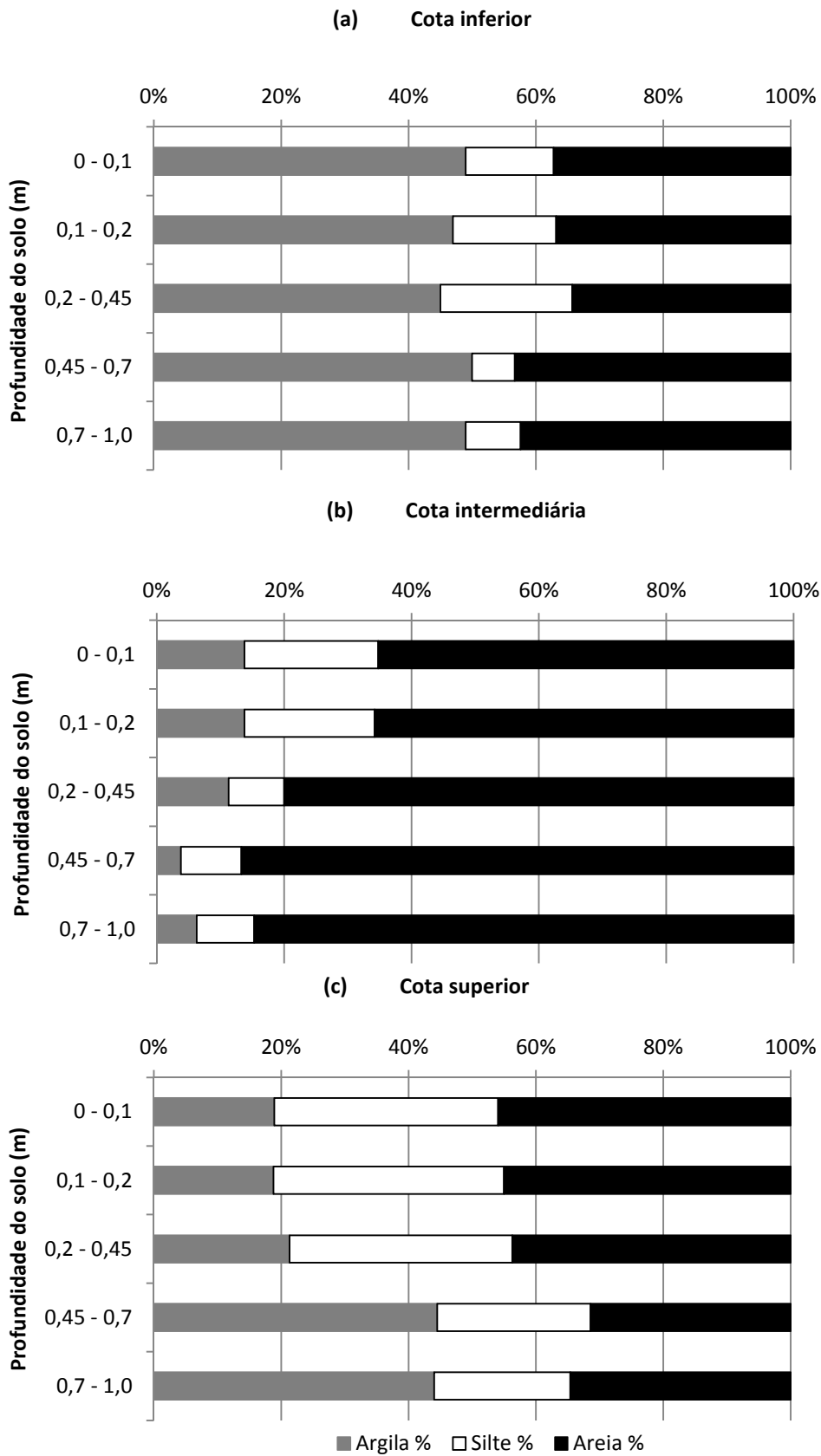


Figura 3.5 - Granulometria dos solos das cotas (a) inferior, (b) intermediária e (c) superior da zona de convergência 3

Seguindo as normas de coleta e descrição do solo no campo (SANTOS et al., 2005) e utilizando os critérios de classificação do solo de acordo com o sistema brasileiro de classificação pedológica (EMBRAPA, 2006), foi feito o reconhecimento morfológico das tipologias de solos que ocorrem nas zonas de convergência de fluxo. Apesar da existência de outros tipos de solo (Tabela 3.1), foi possível observar por meio de tradagens a predominância de Argissolos Vermelho-Amarelo especialmente nas áreas cultivadas com cana-de-açúcar (Figura 2.6).

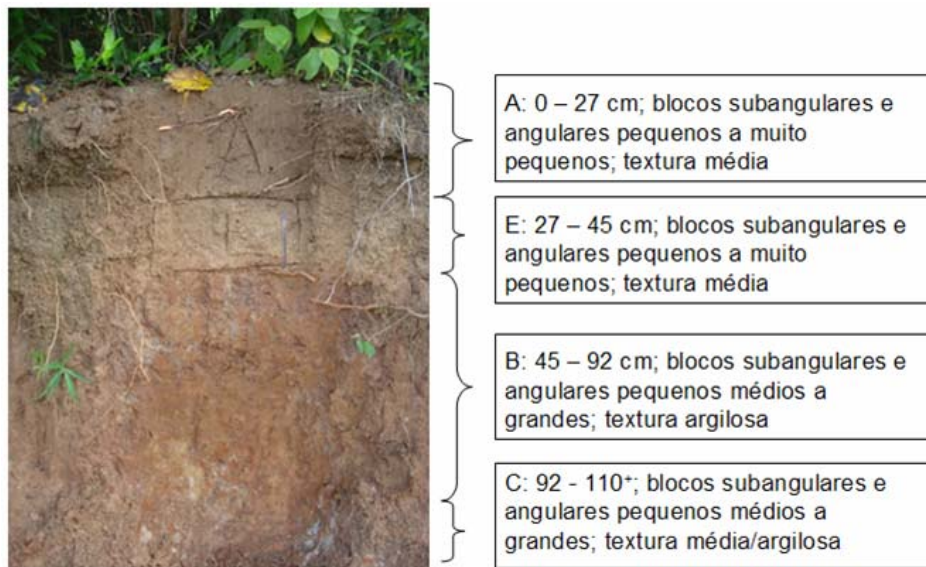


Figura 3.6 - Perfil pedológico de um Argissolo Vermelho-Amarelo localizado na cota superior da zona de convergência 3

Em alguns locais o solo é classificado como Neossolo Quartzarênico (Figura 3.7) e Neossolo Flúvico (Tabela 3.1).

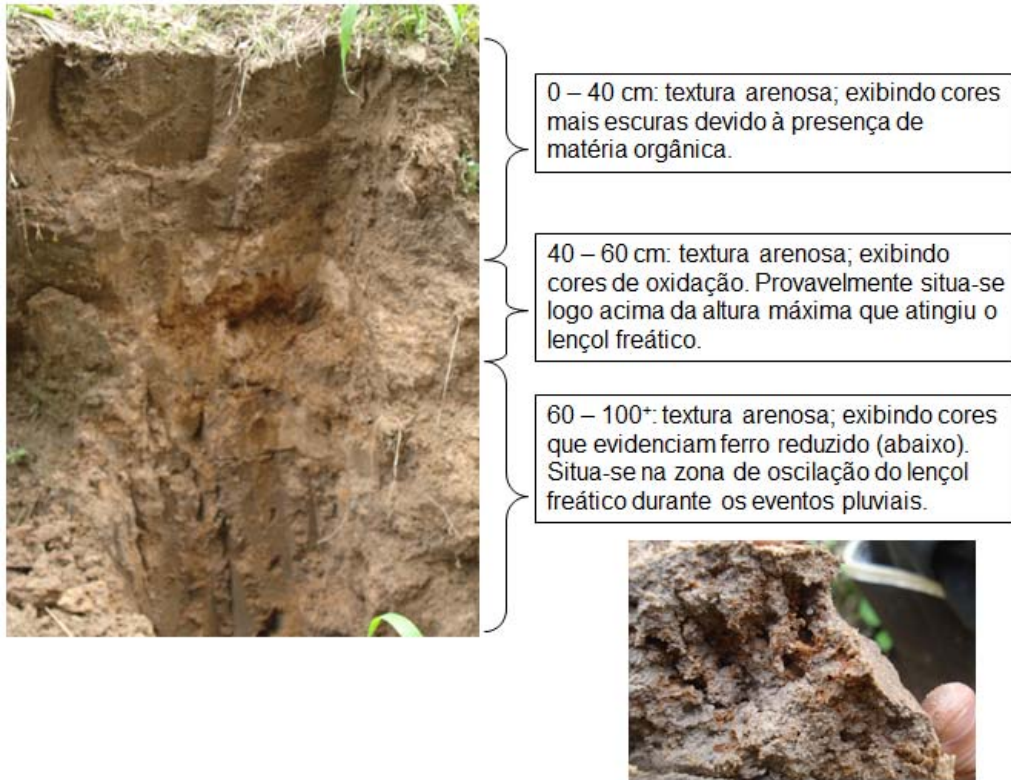


Figura 3.7 - Neossolo quartzarênico hidromórfico sob cana-de-açúcar. A trincheira da imagem situa-se na cota intermediária da zona de convergência 1

3.2.2 Histórico do uso da terra e manejo agrícola

Segundo entrevistas com os proprietários da fazenda Naléssio que contempla a área de estudo, a microbacia do presente estudo é cultivada com cana-de-açúcar há, no mínimo, 50 anos. Durante este período de tempo, realizou-se o corte manual da cana-de-açúcar por precedido de queimada. De acordo com os proprietários, em média, cerca de 5 rebrotas são aproveitadas antes da reconstituição do plantio. O preparo do solo para o plantio é feito por meio da aração e gradeação seguido pela abertura de sulcos em que os toletes de cana-de-açúcar são inseridos juntamente com torta de filtro, 90 N kg ha^{-1} de fertilizante NPK (18-0-26) e cobertos em uma única operação. Após a colheita, cerca de 2 Mg ha^{-1} de calcário é aplicado na cana-soca, no início da fase de brotação. Em seguida, $0,4 \text{ Mg ha}^{-1}$ de fertilizante mineral granulado (NPK 18-0-26 com N na forma de nitrato de amônio: NH_4NO_3) é aplicado na cana-soca das áreas de estudo totalizando cerca de 72 kg ha^{-1} de N. E para finalizar, 2 Mg ha^{-1} de fertilizante organo-mineral líquido AJIFER (2% de N ou, cerca de 40 kg de N). No total, aproximadamente 110 kg de N são aplicados anualmente na soqueira da cana-de-açúcar.

Nas zonas de convergência estudadas, a variedade de cana-de-açúcar utilizada foi a RB867515 e apresentava-se no 5º corte no dia 03 de julho de 2011. Esta variedade se caracteriza por apresentar crescimento rápido com alta produtividade, porte alto, hábito de crescimento ereto, alta densidade de colmo, fácil despalha, boa brotação de soqueira e grande tolerância à seca, dentre outros (HOFFMANN et al., 2008). Diante dessas características, essa variedade é uma das mais utilizadas no território brasileiro.

3.2.3 Delineamento amostral

As zonas de convergência foram instrumentadas segmentando-as em três partes que localizam-se em diferentes cotas e distâncias do canal fluvial. Estas partes serão denominadas, como previamente descrito, como cota inferior, cota intermediária e cota superior (Tabela 3.1). A cota inferior é aquela que se situa mais próxima ao canal fluvial (zona ripária) (Figura 3.2). A cota superior situa-se praticamente no divisor topográfico da zona de convergência de fluxos e representa áreas de solos com menores áreas de contribuição (Tabela 3.1). A cota intermediária situa-se entre as cota inferior e superior onde se espera a expansão da área de geração de escoamento superficial devido à saturação do solo. Essas três cotas refletem condições hidrológicas distintas em um gradiente altitudinal em relevo convergente (Figura 3.8). Nesse sentido, a cota superior é a que, espera-se, seja menos frequentemente saturada, ao passo que a cota inferior é a que deve ser mais frequentemente saturada.

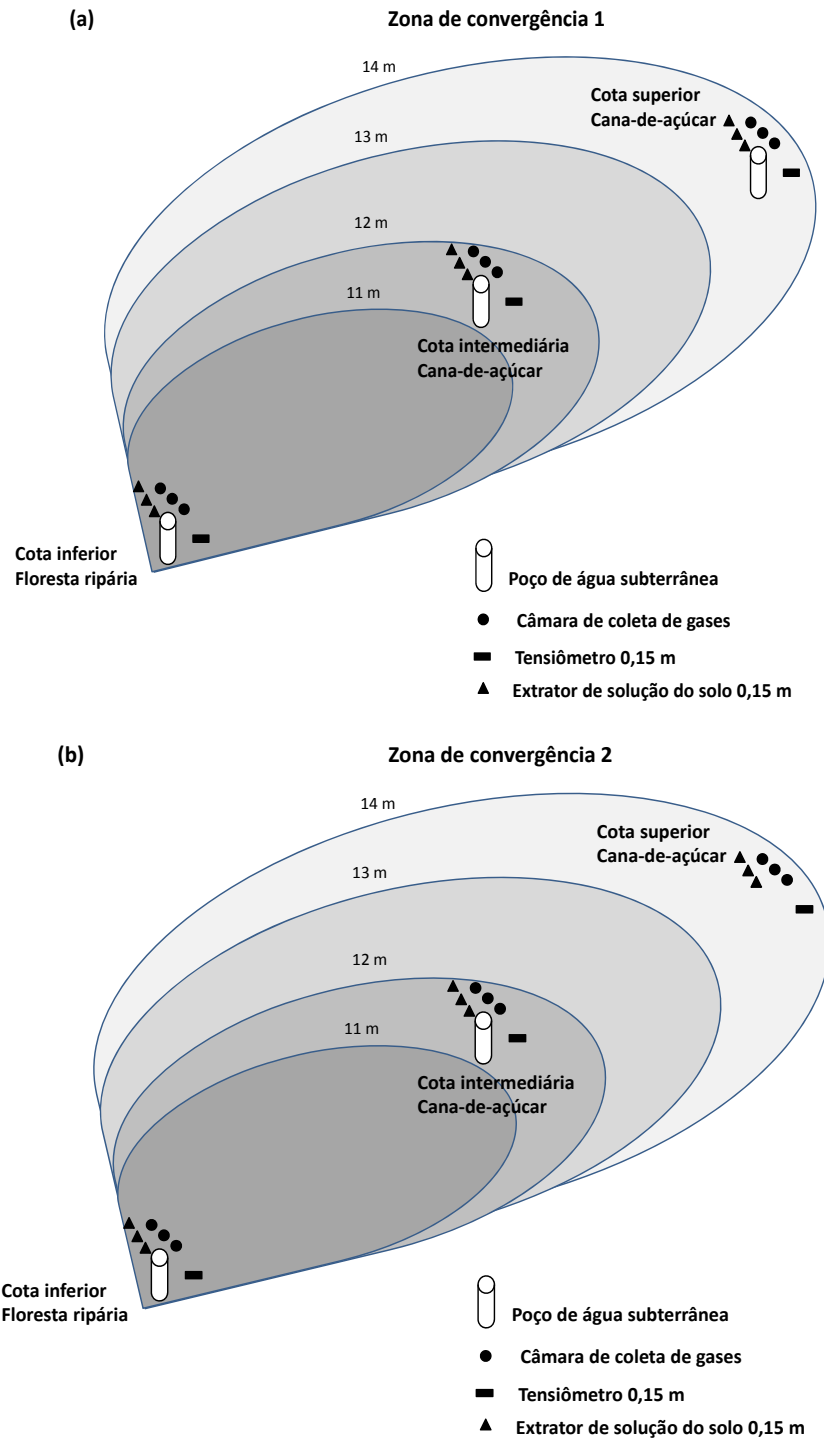


Figura 3.8 - Delineamento amostral utilizado nas zonas de convergência de fluxos: (a) 1 ; (b) 2 e (c) 3 da microbacia coberta predominantemente por cana-de-açúcar. Os tons de cinza enfatizam as diferentes cotas formando um relevo convergente. Note em (b) que há apenas 2 poços na zona de convergência 2.(Continua)

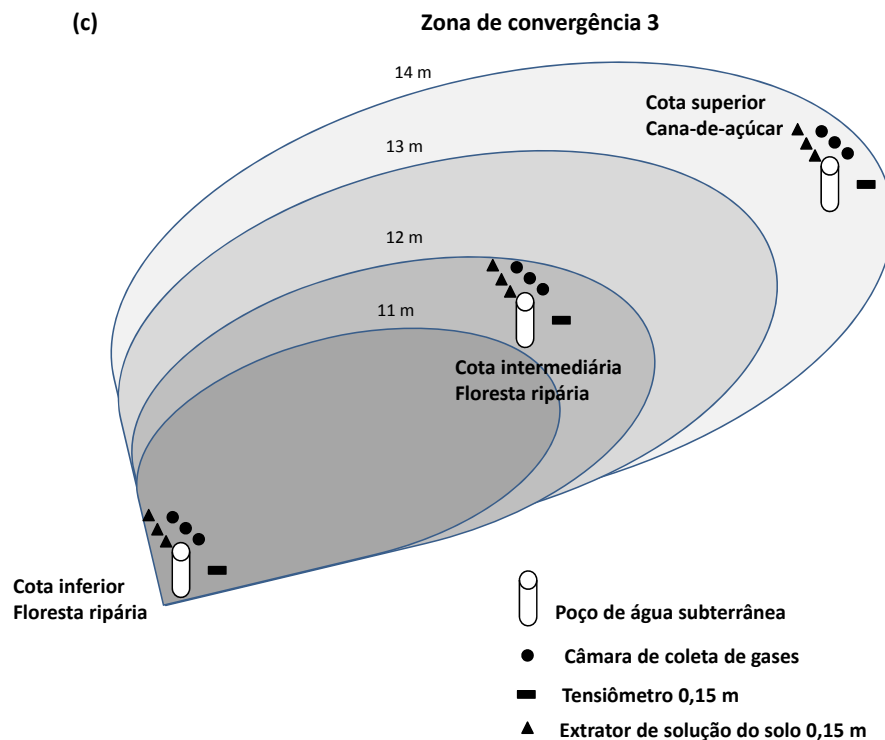


Figura 3.8 (continuação) - Delineamento amostral utilizado nas zonas de convergência de fluxos: (a) 1 ; (b) 2 e (c) 3 da microbacia coberta predominantemente por cana-de-açúcar. Os tons de cinza enfatizam as diferentes cotas formando um relevo convergente

Medições hidrológicas

As medições foram realizadas onze vezes durante o curso de um ano (Abril-2011 até Março-2012 com exceção do mês de Agosto-2011). Em 2011, as datas de amostragem foram: 05 de Abril; 18 de Maio; 5 de Junho; 20 de Julho; 20 de Setembro; 04 de Outubro; 08 de Novembro e 07 de Dezembro. Em 2012, as datas de amostragem foram: 31 de Janeiro; 28 de Fevereiro e 20 de Março.

Pluviometria: foram utilizados três coletores de chuva e dois pluviômetro de balsa ('*tipping bucket*' da marca *Rain Wise*) para medir a pluviosidade (Figura 3.9). Os coletores de chuva eram feitos por calhas de drenagem de água de chuva de telhados e possuíam área equivalente a $\sim 0,19 \text{ m}^2$ (0,18 m x 1,05 m).

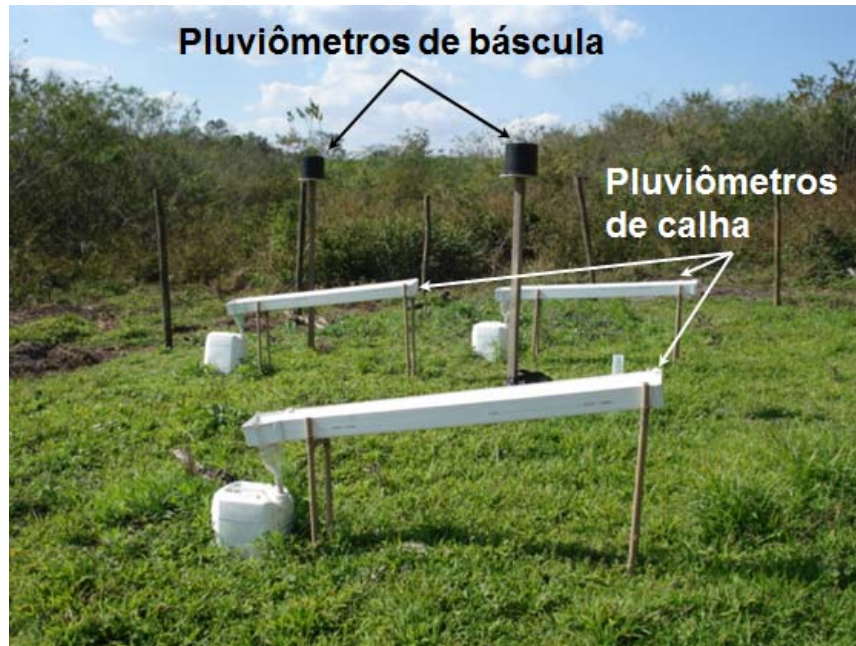


Figura 3.9 - Pluviômetro de balança e as calhas coletores de precipitação para quantificar as entradas pluviais. Foto: Robson Willians da Costa Silva

Potencial matricial da água do solo: Dentro de cada uma destas zonas foram instalados conjuntos de tensiômetros de septo a 0,15 m de profundidade nas diferentes cotas (cota inferior, intermediária e superior) (Figuras 3.8 e 3.10). A conversão do potencial matricial em umidade volumétrica do solo foi feita usando os dados disponíveis em Oliveira et al. (2011) parametrizados para o modelo de van Genuchten (1980), utilizando-se o pacote *Soil Water Retention Curve* (DOURADO NETO et al., 1998). A medição do potencial matricial ocorreu utilizando um manômetro digital (Figura 3.11).

De posse dos dados de retenção de água no solo, calculou-se a porcentagem de poros preenchidos por água (%PPA) por meio da seguinte equação:

$$\%PPA = (\theta_t / \theta_s) \times 100$$

Onde:

θ_t : é a umidade volumétrica do solo no momento 't';

θ_s : é a umidade volumétrica do solo no estado de saturação hídrica.

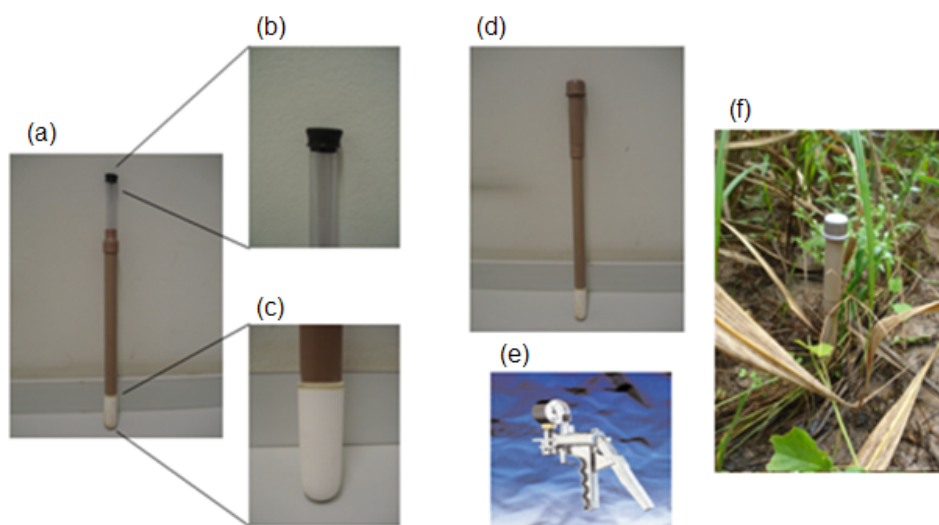


Figura 3.10 - Tensiômetro utilizado no presente estudo (a); Tampa de silicone que sela hermeticamente a parte superior do tensiômetro (b); Cápsula porosa de porcelana na parte inferior do tensiômetro (c); Tensiômetro com tampa para proteger a parte superior contra danos e também para reduzir a oscilação de temperatura (d); Bomba manual de vácuo utilizada para remover o ar de dentro do equipamento quando utilizado para extrair a solução do solo (e); e, tensiômetro/extrator de solução do solo instalado em condições de campo (f)



Figura 3.11 - Manômetro digital

Medições biogeoquímicas

Amostragem de solução do solo: 27 extratores de solução do solo (também chamados de lisímetros de tensão) foram instalados nas três cotas das três zonas de convergência a 0,15 m de profundidade. Nesse sentido, cada ZC foi equipada com 9 extratores sendo que 3 foram instalados na cota inferior, 3 na cota intermediária e 3 na cota superior (Figura 3.8). Para a obtenção da solução do solo, utilizaram-se bombas de vácuo manuais. Sempre que possível aplicaram-se pressões subatmosféricas iguais a -80 kPa. No entanto, algumas vezes, -60 kPa foi a pressão máxima obtida.

Água subterrânea: medição do nível e amostragem

Foram escavados manualmente 9 poços nas ZCs, sendo 3 em cada uma delas distribuídos um em cada uma das cotas (Figura 3.8). A única exceção foi a ZC2 em que a escavação até a rocha não evidenciou água subterrânea. Por essa razão, a ZC2 teve poços apenas nas cotas inferior e intermediária (Figura 3.8b). O nível da água subterrânea foi medido durante as campanhas de campo com o auxílio do equipamento *Water Level Sensor* (Figuras 3.12 e 3.13). Além disso, amostras da água subterrânea foram obtidas por meio do amostrador “Bailer” (Figura 3.14).

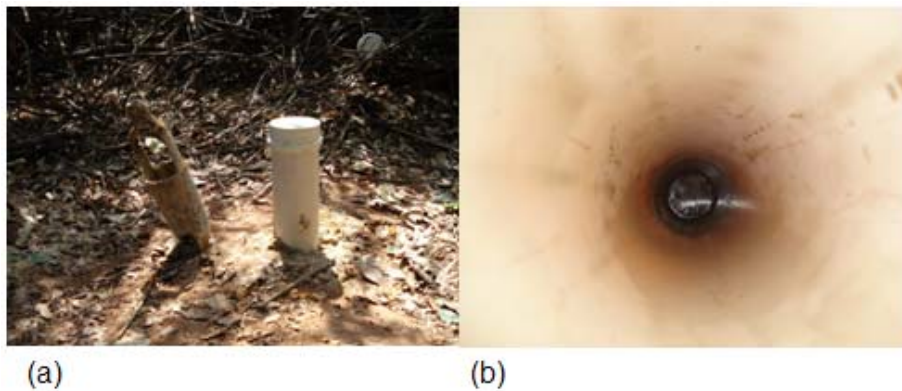


Figura 3.12 - Tubo de PVC que reveste os poços de água subterrânea (a). Ao lado esquerdo do cano que reveste o poço pode-se observar o bucal do trado de caneco utilizado para a perfuração do mesmo. Pode-se ter uma visão interior do poço com a visualização da lâmina de água ao fundo (b)



Figura 3.13 - Equipamento utilizado para a medição do nível da água subterrânea



Figura 3.14 - Bailer: amostrador de água subterrânea

Fluxos de N₂O

A quantificação de fluxos de N₂O foi feita através do uso de câmaras estáticas. A distribuição das referidas câmaras nas zonas de convergência seguiu o padrão evidenciado na Figura 3.8. Quando as cotas se localizavam em áreas de cana-de-açúcar, as câmaras foram alocadas tangenciando as linhas de plantio de forma a contemplar uma porção da linha (que geralmente recebe fertilizante) e a entrelinha. Seguindo este critério, distribuíram-se as câmaras dentro das cotas das zonas de convergência respeitando uma distância mínima de 0,5 m entre as câmaras. Foram usadas três câmaras por cota (Figura 3.8). Tais câmaras eram constituídas de base e tampa de cloreto de polivinila (PVC) (Figura 3.15) e foram inseridas no solo cerca de 20 minutos antes do início da medição (DAVIDSON et al., 1993). A base da câmara cobria uma área de cerca de 0,065 m² da superfície do solo. A base da câmara media 0,25 m de altura por 0,29 m de diâmetro possuindo um chanfro para facilitar a inserção da mesma no solo, garantindo bom selamento e menor perturbação possível. As bases foram inseridas no solo até cerca de 5 a 7 cm de profundidade. Não foi removido nenhum material vegetal vivo ou morto que eventualmente se situou em local que alguma câmara seria instalada. Durante a coleta, tampas de 7 cm de altura que se encaixavam firmemente sobre a base das câmaras eram acoplada às mesmas formando uma câmara de volume total médio de aproximadamente 15,5 litros.

Amostras de gases foram obtidas simultaneamente nas três cotas das zonas de convergência de fluxos em cada data de coleta. Antes da remoção do gás da câmara por meio da seringa, esta era bombeada lentamente por três vezes de forma a promover a mistura do gás dentro da câmara. As amostras de gases foram obtidas por meio do emprego de uma seringa

de nylon de 60 ml nos intervalos de 1, 10, 20 e 30 minutos após o fechamento da câmara. Em seguida, a amostra de ar foi injetada em frascos pré-evacuados de vidro de volume equivalente a 40 ml vedados com tampas de borracha (Bellco Glass blue butyl rubber septum stopper). Quatro frascos foram utilizados por câmara correspondentes aos quatro tempos de amostragem para cada câmara.

Os fluxos foram calculados a partir do aumento ou diminuição das concentrações de N_2O ao longo do tempo. Tem sido reportado que os modelos lineares não são sempre os que fornecem melhor ajuste na relação entre tempo e concentração do gás em estudo (KUTZBACH et al., 2007; JIANG et al., 2010). Dessa forma, utilizou-se critério de informação Akaike para selecionar os modelos que melhor se ajustam aos dados de tempo e concentração do gás em cada uma das câmaras (297 no total). Cerca de 45% seguiram o modelo linear, 35% o modelo quadrático e 20% o modelo exponencial. No caso da adoção de modelos lineares, os fluxos foram obtidos por diferenciação. No caso da adoção de modelos exponenciais, seguiu-se os procedimentos disponíveis em Jiang et al. (2010), ao passo que no caso da adoção de modelo quadrático, os fluxos foram calculados seguindo os procedimentos detalhados em Wagner et al. (1997).

Os fluxos de N_2O foram expressos em massa de nitrogênio utilizando a notação $N-N_2O$.



Figura 3.15 - Câmara estática fechada utilizada para a obtenção de amostras de ar oriundo do solo

Durante as campanhas de campo foram medidas a pressão atmosférica, temperatura do solo e temperatura do ar. Para as medidas de temperatura foram utilizados termômetros digitais portáteis INSTRUTERM modelo TE-400 (Figura 3.16). Para tanto, o termômetro era inserido a 10 cm a partir da superfície do solo e a temperatura era registrada quando houvesse estabilidade de leitura. Com relação à medida de pressão atmosférica, foi utilizado um barômetro digital acoplado ao GPS da marca GARMIN modelo 60CSx. As coletas ocorreram, em geral, entre 8:00 até 12:00 nas primeiras três coletas (Abril, Maio e Junho de 2011) e das 13:00 até às 18:00 nas demais coletas.



Figura 3.16 - Termômetro utilizado para medir a temperatura do solo

Amostragem de solo: 27 amostras de solo da camada 0 – 0,15 m foram coletadas por meio de gradagem sendo 9 amostras de cada ZC. Dessas 9 amostras, 3 foram coletadas na cota inferior, 3 na cota intermediária e 3 na cota superior. Cada uma das amostras era composta por amostras de quatro pontos distintos. As amostras de solo foram utilizadas para a medição do pH do solo em 0,01 M CaCl₂ no Laboratório de Química do Solo do Instituto Agrônomo de Campinas.

Determinações analíticas

Amostras de água

Após a coleta do campo, as amostras de água (solução do solo, escoamento superficial e água subterrânea) foram imediatamente acidificadas com 1% (volume/volume) de ácido sulfúrico (95%) para fins de preservação. Na sequência, as amostras foram congeladas até serem submetidas à análise.

As determinações analíticas de amônio (N-NH_4^+) e nitrato (N-NO_3^-) foram feitas por análise por injeção de fluxo (*Flow Injection Analysis*). Para a detecção de nitrato foi empregada uma reação de redução a nitrito (N-NO_2^-) por meio do emprego de uma coluna de cádmio coperizada. Portanto, as determinações apresentadas relativas a nitrato se referem às concentrações de $\text{N-NO}_3^- + \text{N-NO}_2^-$. Em seguida, o nitrito é determinado por espectrofotometria (FEMTO 600S). Procedimentos detalhados sobre esse método estão disponíveis em Giné et al. (1980).

O amônio foi convertido a amônia por meio da reação com 1,5 M de hidróxido de sódio (NaOH) e, em sequência, novamente convertido em amônio e finalmente determinado por condutivimetria. Procedimentos detalhados a respeito desse método estão disponíveis em Reis et al. (1997).

Para garantir a precisão e a acurácia das determinações analíticas, foram utilizadas amostras certificadas. Para o N-NH_4^+ e o N-NO_3^- ($\text{N-NO}_3^- + \text{N-NO}_2^-$) utilizou-se, respectivamente, as amostras Rain - 97 e Hamilton - 20 (AES - Acid Rain Water - National Research Council Canada). A primeira possui $0,18 \pm 0,028 \text{ mg L}^{-1}$ de N-NH_4^+ e a última possui $2,45 \pm 0,22 \text{ mg L}^{-1}$ de N-NO_3^- . Durante a execução das análises, obtiveram-se resultados satisfatórios dessas amostras nas curvas-padrão utilizadas ($0,18 \pm 0,02$ e $2,45 \pm 0,21$ para, respectivamente, N-NH_4^+ e N-NO_3^-). Os referidos limites foram 0,01 e 0,02 mg L^{-1} para N-NO_3^- e N-NH_4^+ , respectivamente.

Amostras de gases

As determinações analíticas das amostras de gases foram feitas no Laboratório de Fertilidade do Solo da Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR – *campus* Sorocaba). As determinações foram feitas por meio de cromatografia gasosa com uso do equipamento SHIMADZU GC - 14A. Concentrações de N_2O foram calculadas comparando os picos das

amostras aos picos de padrões certificados (Scott-Marrin – Riverside, CA, USA). Estes, por sua vez, foram calibrados com padrões preparados pela National Oceanic and Atmospheric Administration/ Climate Monitoring and Diagnostic Laboratory (NOAA/CMDL – Bolder, CO, USA). Dois cilindros de amostra padrão foram usados na comparação de picos e suas concentrações de N₂O foram de #1: 313,4 ppb e #2: 773,0 ppb.

3.2.4 Análises estatísticas

Todas as variáveis hidrológicas e biogeoquímicas foram testadas quanto à distribuição normal e homogeneidade de variância por meio dos testes de Shapiro-Wilk e Levene, respectivamente.

As variáveis hidrológicas como potencial matricial, umidade volumétrica do solo, porcentagem de poros preenchidos por água e nível da água subterrânea foram testadas agrupando-se as observações por cota dentro de uma dada zona de convergência. Nesse sentido, diferenças foram testadas por meio da análise de variância (One-Way ANOVA) seguida de Tukey ou, em caso da não observância de distribuição normal e homocedasticidade mesmo após transformação Box-Cox, por meio do seu correspondente não paramétrico Kruskal–Wallis seguido do teste Mann-Whitney para identificar diferenças quando existentes. Análises para o período inteiro de estudo assim como por estação foram feitas para o potencial matricial, umidade do solo, poros preenchidos por água e nível de água subterrânea.

As observações da concentração de amônio e nitrato da solução do solo e da água subterrânea, temperatura do solo, e pH foram analisadas também por One-Way ANOVA. Quanto aos fluxos de N₂O, estes foram testados quanto ao período inteiro de estudo e por estações por meio de ANOVA de medidas repetidas ao longo do tempo (Repeated Measures ANOVA).

Correlações entre as variáveis estudadas foram realizadas na tentativa de elucidar variáveis controladoras dos fluxos de N₂O nas diferentes cotas topográficas. Para clarificar padrões estacionais, correlações também foram realizadas para a estação seca e úmida separadamente. Ao longo do texto, as notações r_p e r_s correspondem às correlações de Pearson e Spearman, respectivamente.

Todos os testes citados foram realizados por meio do software Statistica 10.0 e utilizaram o nível de significância (α) equivalente a 0,05.

3.3 Resultados

3.3.1 Precipitação

A precipitação durante o período de estudo foi equivalente a 1197 mm distribuídos de forma não uniforme quando agrupados semanalmente ou mensalmente (Figura 3.17). A estação úmida foi definida de outubro a março e concentrou 80% (i.e. 962 mm) da precipitação anual. A estação seca foi definida de abril a setembro e concentrou 20% (i.e. 234 mm) da precipitação anual, cerca de quatro vezes menos que a estação úmida.

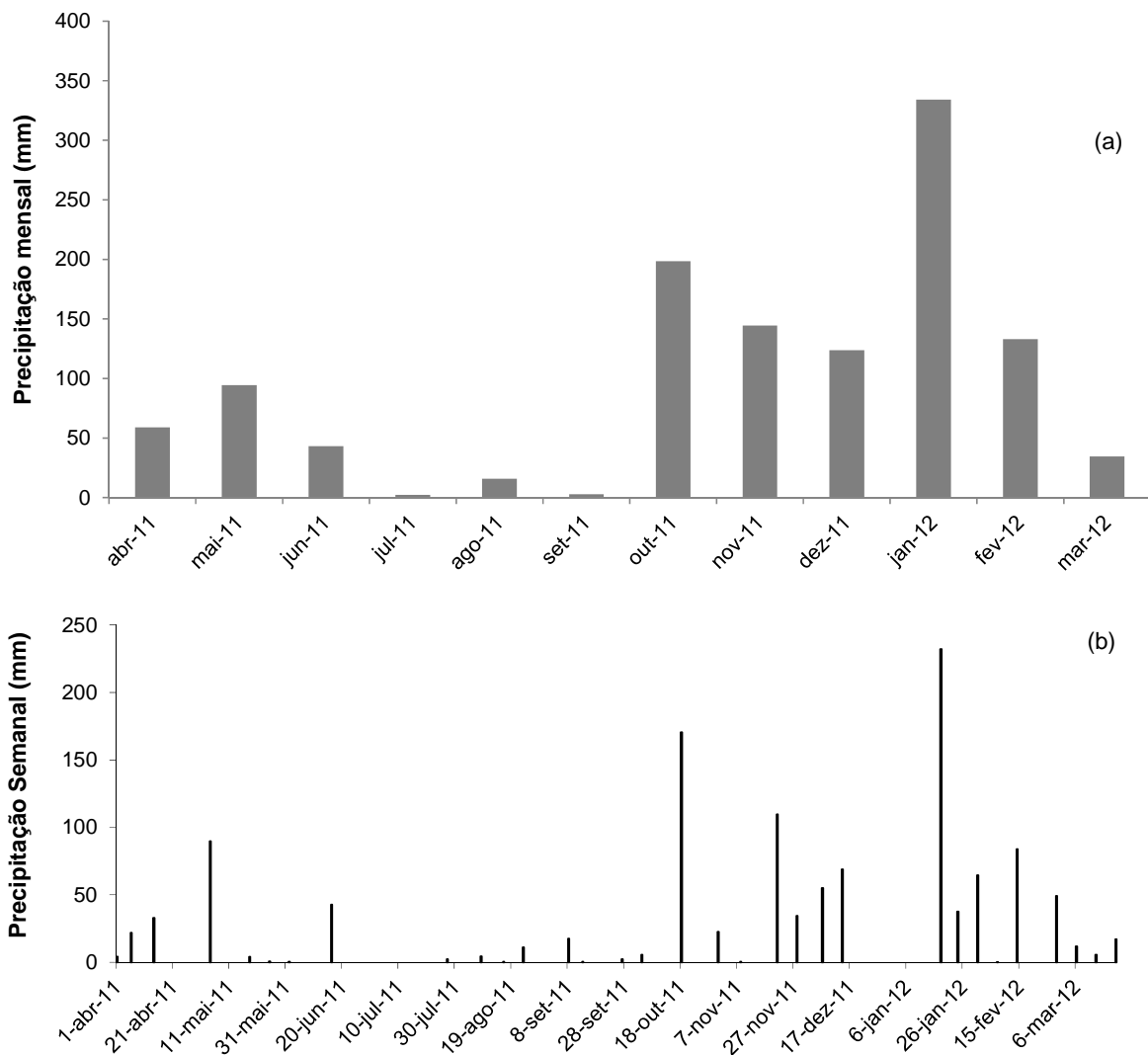


Figura 3.17 - Precipitação mensal (a) e semanal (b) medida por meio dos coletores de chuva

3.3.2 Profundidade do lençol freático, potencial matricial, umidade volumétrica, porcentagem de poros preenchidos por água

Na ZC1, o nível de água do poço situado na cota inferior foi o mais próximo da superfície durante as campanhas de campo (Figura 3.18a; Tabela 3.3) sendo seguido pelos níveis da cota intermediária e superior, respectivamente (Tabela 3.3). Quando os dados foram agrupados anualmente, diferenças significativas foram constatadas somente entre a cota superior e inferior (Tabela 3.3). A diferença entre cota inferior e superior se manteve no período seco, mas deixou de ser significativa no período úmido (Tabela 3.3).

Na ZC2, o nível de água do poço situado na cota inferior foi também o mais próximo da superfície do solo (Figura 3.18b; Tabela 3.3). O poço da cota intermediária, por sua vez, apresentou níveis mais distantes da superfície do solo (Figura 3.18b; Tabela 3.3) em relação ao da cota inferior. Tais diferenças foram significativas ao analisar o período inteiro de estudo, a estação seca e úmida (Tabela 3.3).

Com relação à ZC3, o nível de água subterrânea foi próximo da superfície do solo na cota intermediária, sendo seguido pelos níveis do poço da cota inferior e superior respectivamente (Figura 3.18c; Tabela 3.3). Tanto na análise anual quanto sazonal, diferenças significativas só foram encontradas entre os poços da cota inferior e intermediária com relação ao da superior (Tabela 3.3).

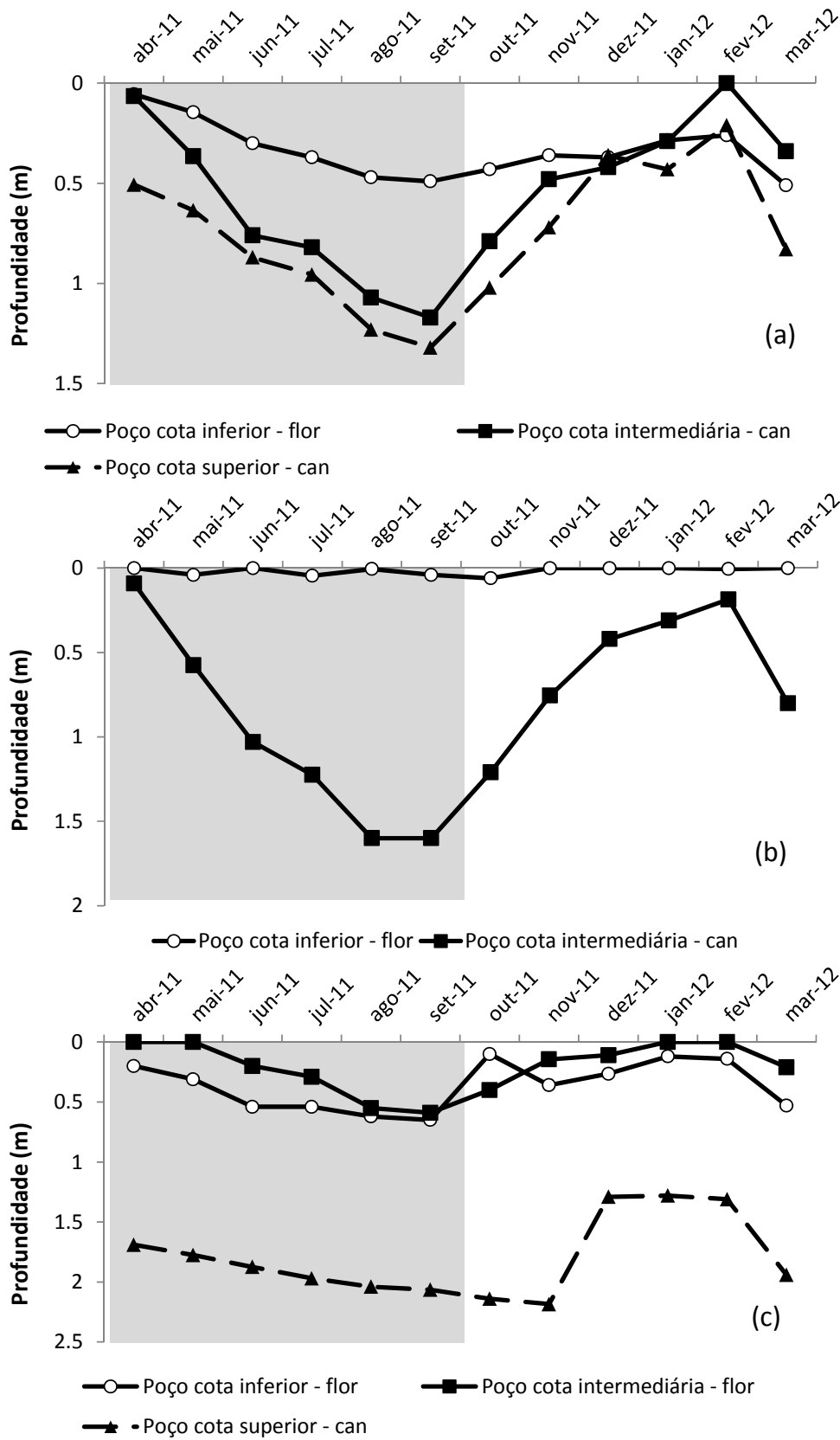


Figura 3.18 Variação temporal do nível de água subterrânea nas zonas de convergência 1 (a), 2 (b) e 3 (c). Os retângulos cinzas demarcam a estação seca

Tabela 3.3 - Média e desvio padrão do nível da água subterrânea nos poços das zonas de convergência 1, 2 e 3. Médias e desvios seguidos de letras iguais indicam a ausência de diferenças significativas

Zona de convergência	Cota / Uso da terra	Anual		Teste	Estação seca		Teste	Estação úmida		Teste
		Nível de água (m)			Nível de água (m)			Nível de água (m)		
		Média	D.P.	ANOVA	Média	D.P.	ANOVA	Média	D.P.	ANOVA
1	Inferior / floresta	0,33	0,14	a	0,27	0,17	a	0,37	0,09	a
	Intermediária / cana	0,50	0,35	ab	0,64	0,43	ab	0,39	0,26	a
	Superior / cana	0,71	0,33	b	0,86	0,31	b	0,60	0,31	a
2	Inferior / floresta	0,02	0,02	a	0,03	0,02	a	0,01	0,02	a
	Intermediária / cana	0,75	0,48	b	0,90	0,59	b	0,61	0,38	b
3	Inferior / floresta	0,34	0,20	a	0,45	0,19	a	0,25	0,17	a
	Intermediária / floresta	0,18	0,19	a	0,22	0,24	a	0,14	0,15	a
	Superior / cana	1,77	0,34	b	1,88	0,15	b	1,69	0,44	b

D.P.: desvio padrão

ANOVA: Análise de variância (One-Way)

KW: Kruskal-Wallis

Com relação ao potencial matricial, na ZC1, apesar das maiores amplitudes serem observadas na cota superior (Figura 3.19a), não houve diferença significativa entre cotas em nenhum dos períodos (Tabela 3.4).

O potencial matricial da cota inferior da ZC2 foi significativamente maior que na cota superior considerando-se a análise anual (Tabela 3.4). O potencial matricial da cota intermediária não diferiu de nenhuma das outras duas cotas. Ao analisar a estação seca e úmida, o potencial matricial da cota inferior foi significativamente maior que o potencial das cotas intermediária e superior que, por sua vez, não diferiram entre si (Tabela 3.4). Comportamento similar foi visto na ZC3 tanto na análise anual quanto na análise sazonal (Tabela 3.4).

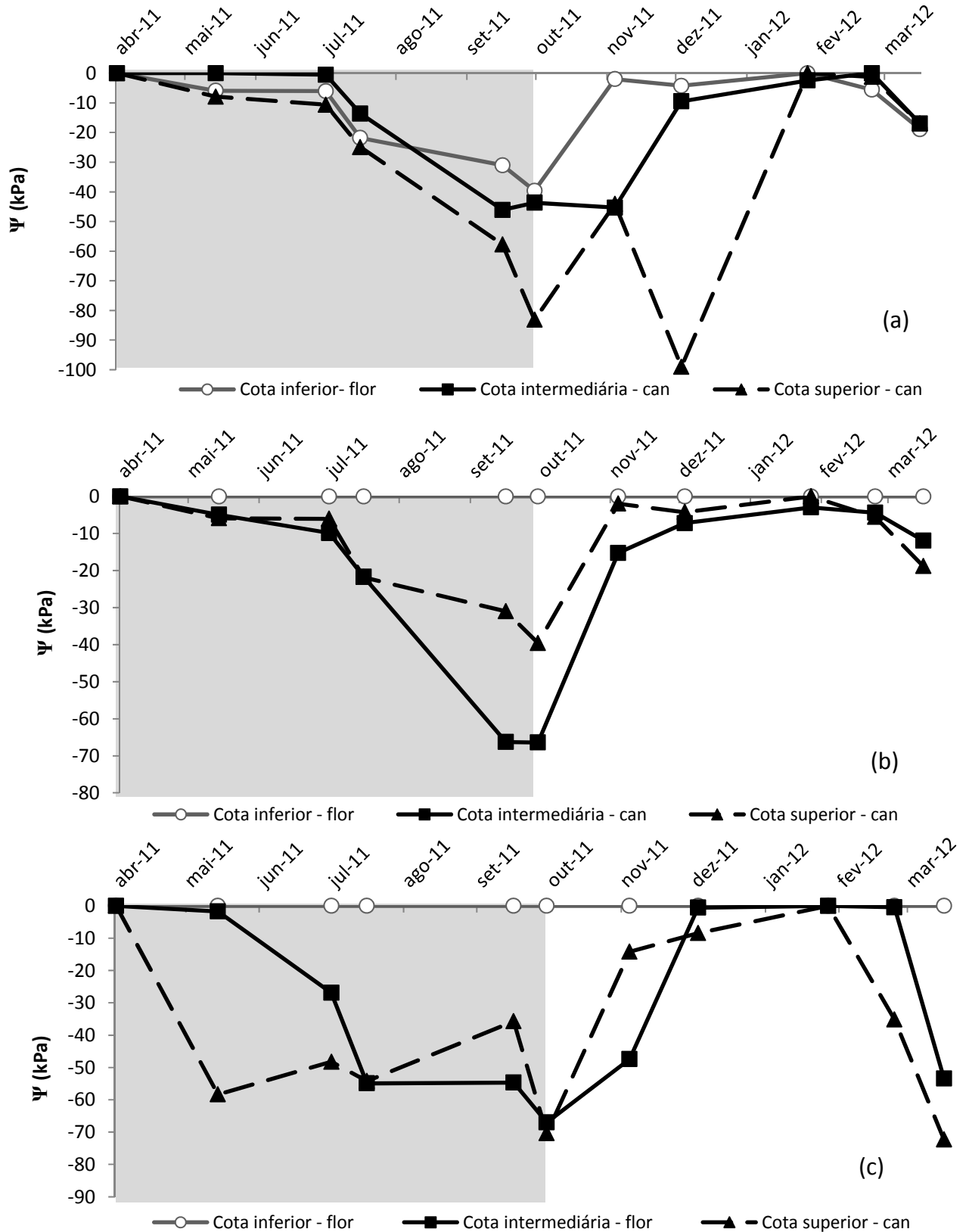


Figura 3.19 - Variação temporal do potencial matricial (Ψ) da água do solo a 0.15 m de profundidade nas zonas de convergência 1 (a), 2 (b) e 3 (c). Os retângulos cinzas demarcam a estação seca

Tabela 3.4 - Média e desvio padrão do potencial matricial da água do solo nas zonas de convergência 1, 2 e 3. Médias e desvios seguidos de letras iguais indicam a ausência de diferenças significativas

Zona de convergência	Cota / Uso da terra	Anual			Estação seca			Estação úmida		
		Potencial (kPa)		Teste	Potencial (kPa)		Teste	Potencial (kPa)		Teste
		Média	D.P.	ANOVA	Média	D.P.	ANOVA	Média	D.P.	ANOVA
1	Inferior / floresta	-12,29	13,53	a	-12,97	12,95	a	-11,73	15,20	a
	Intermediária / cana	-16,19	19,42	a	-12,05	19,90	a	-19,65	20,14	a
	Superior / cana	-31,42	34,95	a	-20,24	22,82	a	-40,74	42,40	a
2	Inferior / floresta	0,00	0,00	a	0,00	0,00	a	0,00	0,00	a
	Intermediária / cana	-19,18	24,09	ab	-20,55	26,79	b	-18,04	24,14	b
	Superior / cana	-23,62	24,21	b	-23,90	23,08	b	-23,38	27,31	b
3	Inferior / floresta	0,00	0,00	a	0,00	0,00	a	0,00	0,00	a
	Intermediária / floresta	-27,91	27,85	b	-27,64	26,98	b	-28,13	31,13	b
	Superior / cana	-36,09	27,04	b	-39,30	23,57	b	-33,40	31,60	b

D.P.: desvio padrão

ANOVA: Análise de variância (One-Way)

KW: Kruskal-Wallis

A umidade volumétrica, na ZC1, na análise anual, foi maior na cota inferior comparada à superior na análise anual (Tabela 3.5). Já a umidade volumétrica da cota intermediária não apresentou diferença em relação às outras duas cotas (Tabela 3.5; Figura 3.20a). Não houve também diferenças significativas da umidade volumétrica ao agrupar os dados sazonalmente (Tabela 3.5).

Na ZC2, a umidade volumétrica da cota inferior foi maior que a da cota intermediária que, por sua vez, foi maior que a da cota superior em todos os períodos analisados (Figura 3.20b; Tabela 3.5).

Na ZC3, a umidade volumétrica da cota inferior foi significativamente maior que a da cota superior em todos os períodos analisados (Tabela 3.5; Figura 3.20c). A cota intermediária não diferiu das outras duas (Tabela 3.5).

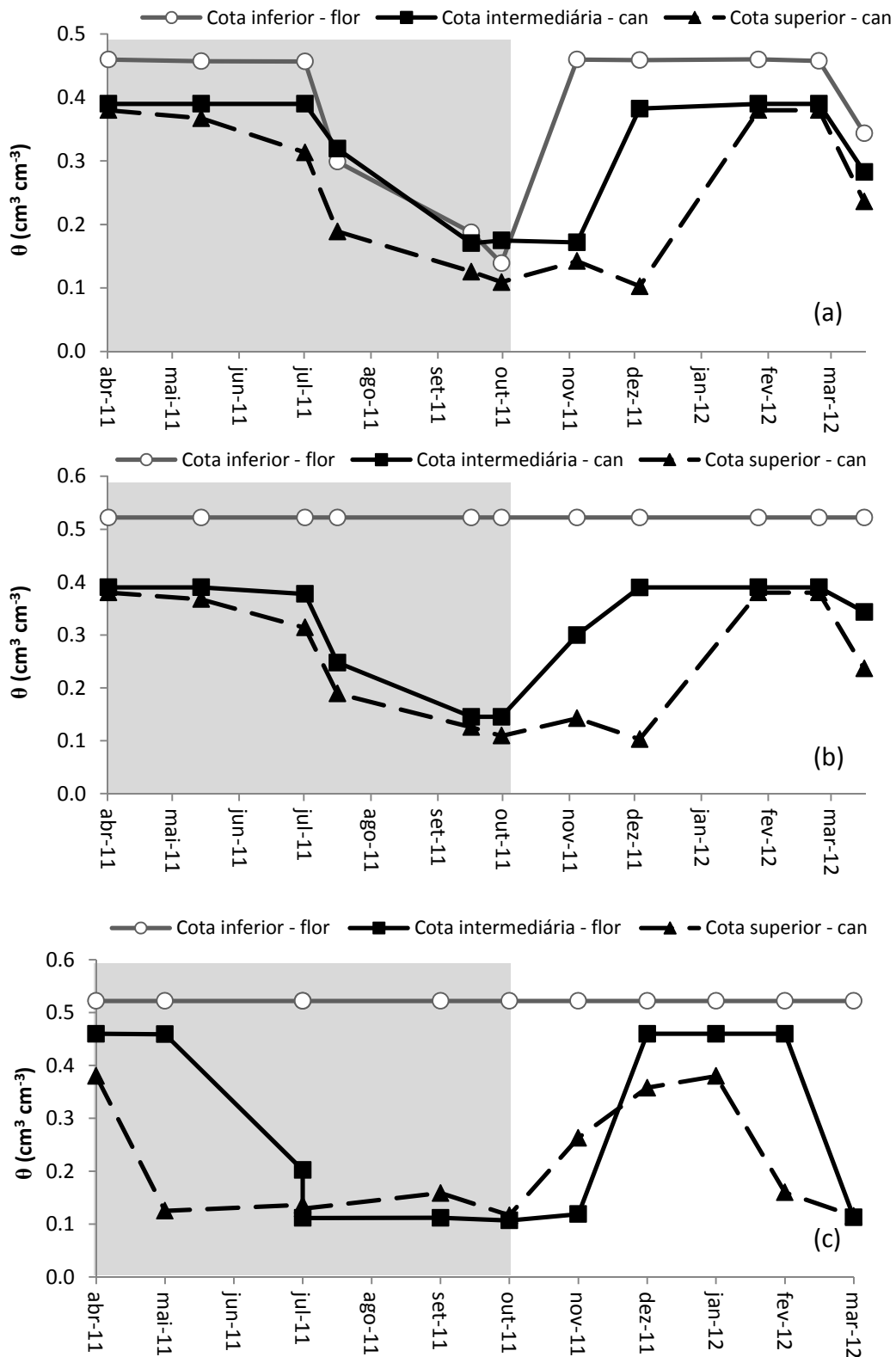


Figura 3.20 - Variação temporal da umidade volumétrica do solo (θ) da água do solo nas zonas de convergência 1 (a), 2 (b) e 3 (c). Os retângulos cinzas demarcam a estação seca

Tabela 3.5 - Média e desvio padrão da umidade volumétrica do solo nas zonas de convergência 1, 2 e 3. Médias e desvios seguidos de letras iguais indicam a ausência de diferenças significativas

Zona de convergência	Cota / Uso da terra	Anual		Teste	Estação seca		Teste	Estação úmida		Teste
		Umidade (cm ³ cm ⁻³)			Umidade (cm ³ cm ⁻³)			Umidade (cm ³ cm ⁻³)		
		Média	D.P.	ANOVA	Média	D.P.	ANOVA	Média	D.P.	ANOVA
1	Inferior / floresta	0,38	0,12	a	0,37	0,12	a	0,39	0,13	a
	Intermediária / cana	0,31	0,10	ab	0,33	0,10	a	0,30	0,11	a
	Superior / cana	0,25	0,12	b	0,28	0,11	a	0,23	0,13	a
2	Inferior / floresta	0,52	0,00	a	0,52	0,00	a	0,52	0,00	a
	Intermediária / cana	0,32	0,10	b	0,31	0,11	b	0,33	0,10	b
	Superior / cana	0,13	0,03	c	0,12	0,03	c	0,13	0,03	c
3	Inferior / floresta	0,52	0,00	a	0,52	0,00	a	0,52	0,00	a
	Intermediária / floresta	0,28	0,18	ab	0,27	0,18	ab	0,29	0,19	ab
	Superior / cana	0,21	0,11	b	0,19	0,11	b	0,23	0,12	b

D.P.: desvio padrão

ANOVA: Análise de variância (One-Way)

KW: Kruskal-Wallis

A porcentagem de poros preenchidos por água (%PPA), na ZC1, não diferiu significativamente entre as cotas em nenhum dos períodos analisados (Figura 3.21a; Tabela 3.6).

Na ZC2, ao analisar o período inteiro do estudo, a %PPA da cota inferior foi significativamente maior que a da cota superior (Figura 3.21b; Tabela 3.6). Essas duas não diferiram da %PPA da cota intermediária (Tabela 3.6). Ao analisar a estação seca, não houve diferença significativa entre as %PPA das diferentes (Tabela 3.6). Já na estação úmida, a %PPA da cota inferior foi significativamente maior que a %PPA da cota intermediária (Tabela 3.6). A %PPA da cota superior não diferiu de nenhuma das duas (Tabela 3.6).

Na ZC3, ao analisar o período inteiro de estudo (i.e. anualmente), observou-se %PPA na cota inferior significativamente maior que a da cota intermediária e superior que não diferiram entre si (Figura 3.21c; Tabela 3.6). O mesmo ocorreu nas estações seca e úmida (Tabela 3.6).

No que se refere às correlações entre as variáveis relacionadas à água do solo, a cota inferior da ZC1 apresentou correlação significativa inversa entre o nível de água subterrânea e a umidade volumétrica do solo ($r_s = -0,69$) e %PPA ($r_s = -0,68$). O mesmo não ocorreu na cota inferior da ZC2 e ZC3 (Figura 3.20b, c).

Quanto à cota intermediária, na ZC1, houve correlação inversa significativa entre o nível da água subterrânea e a umidade volumétrica do solo ($r_s = -0,7$) e a %PPA ($r_s = -0,64$). O mesmo ocorreu na cota intermediária da ZC2 e ZC3 (ZC2: nível da água subterrânea e a umidade volumétrica do solo: $r_s = -0,91$ e a %PPA, $r_s = -0,92$; ZC3: nível da água subterrânea e a umidade volumétrica do solo: $r_s = -0,92$ e a %PPA, $r_s = -0,91$).

Acerca da cota superior, não houve correlação significativa entre as variáveis relacionadas a água do solo em nenhuma das três ZCs.

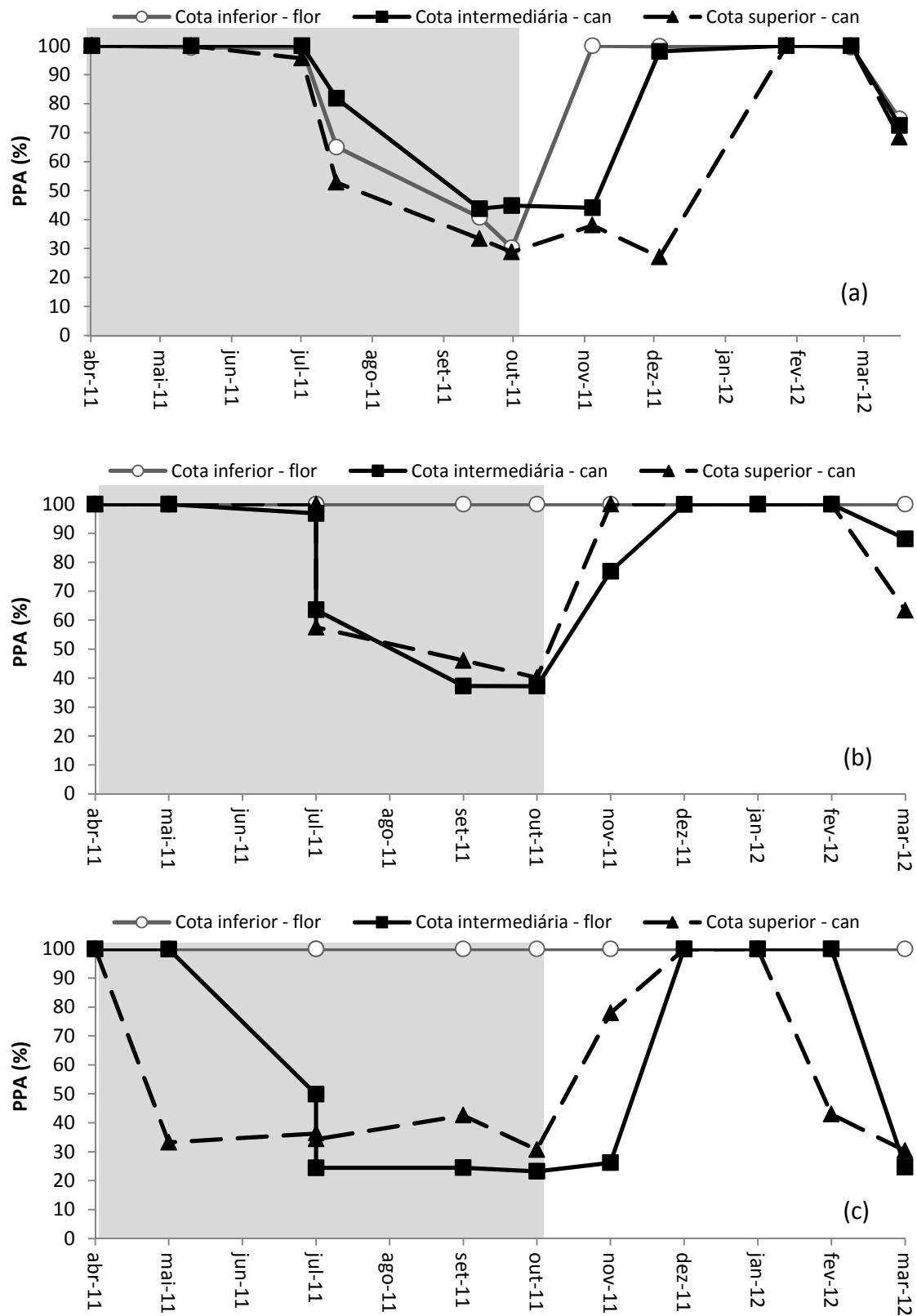


Figura 3.21 - Variação temporal da porcentagem de poros preenchidos por água (PPA%) nas zonas de convergência 1 (a), 2 (b) e 3 (c). Os retângulos cinzas demarcam a estação seca

Tabela 3.6 - Média e desvio padrão da porcentagem de poros preenchidos por água (%PPA) nas zonas de convergência 1, 2 e 3. Médias e desvios seguidos de letras iguais indicam a ausência de diferenças significativas

Zona de convergência	Cota / Uso da terra	Anual %PPA			Estação seca %PPA			Estação úmida %PPA		
		Média	D.P.	Teste	Média	D.P.	Teste	Média	D.P.	Teste
1	Inferior / floresta	82,61	26,30	ANOVA	80,90	26,98	ANOVA	84,04	28,20	ANOVA
	Intermediária / cana	80,45	24,96	a	85,11	24,44	a	76,56	26,99	a
	Superior / cana	67,62	32,27	a	76,35	31,20	a	60,35	34,12	a
2	Inferior / floresta	100,00	0,00	KW	100,00	0,00	KW	100,00	0,00	KW
	Intermediária / cana	81,79	25,00	a	79,52	28,21	a	83,69	24,58	a
	Superior / cana	82,48	24,99	ab	80,73	26,69	a	83,93	25,95	b
3	Inferior / floresta	100,00	0,00	KW	100,00	0,00	KW	100,00	0,00	KW
	Intermediária / floresta	61,17	37,89	a	59,74	38,18	a	62,35	41,25	a
	Superior / cana	57,10	30,49	b	49,27	28,58	b	63,61	33,08	b

%PPA: porcentagem de poros preenchidos por água

D.P.: desvio padrão

ANOVA: Análise de variância (One-Way)

KW: Kruskal-Wallis

3.3.3 Solo: temperatura, pH e concentração de nitrogênio inorgânico

Na ZC1, não houve diferença de temperaturas do solo entre a cota intermediária e superior, ambas sob cana-de-açúcar (Figura 3.22a). Estas duas foram significativamente maiores que a cota inferior sob floresta. O mesmo ocorreu na ZC2 (Figura 3.22b).

Na ZC3, a cota inferior e intermediária, ambas sob floresta ripária, as temperaturas do solo não diferiram entre si, mas tiveram foram significativamente mais baixas que a cota superior sob cana-de-açúcar (Figura 3.22c).

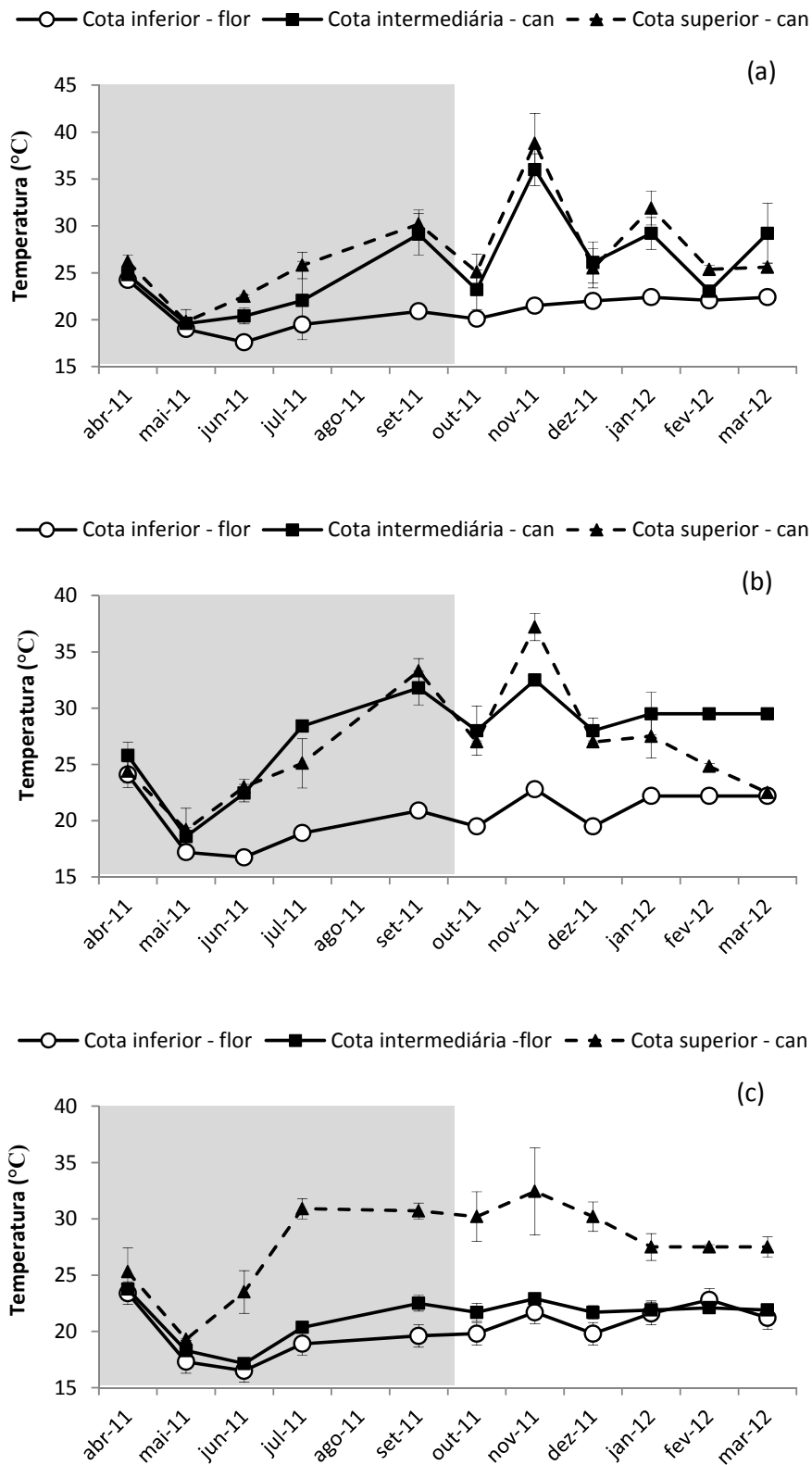


Figura 3.22. Variação temporal da temperatura média do solo ao longo do período de estudo nas zonas de convergência 1 (a), 2(b) e 3 (c). Barras representam o desvio padrão. Retângulos cinzas demarcam a estação seca

O pH do solo não apresentou diferença significativa entre as três cotas na ZC1 e ZC2 (Figura 3.23). Na ZC3, o pH das cota superior foi significativamente menor que o pH das cotas inferior e intermediária (Figura 3.23).

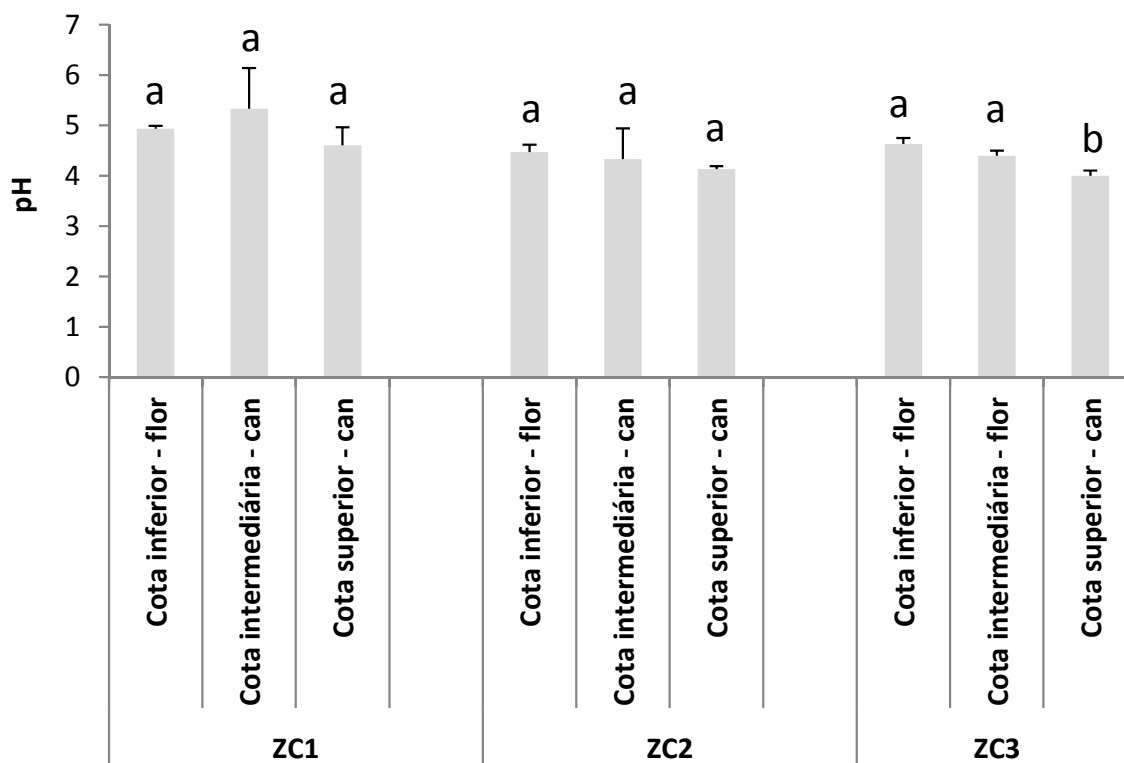


Figura 3.23 - Potencial hidrogeniônico (pH) do solo medido nas três zonas de convergência de fluxos de água. Letras iguais indicam ausência de diferença significativa. Barras representam o desvio padrão

As concentrações de amônio da solução do solo da cota inferior da ZC1, quando analisadas anualmente ou estação seca, foram significativamente maiores que as concentrações da cota intermediária. Estas duas cotas não diferiram significativamente da cota superior (Figura 3.24; Tabela 3.7). Na estação úmida, não houve diferença significativa nas concentrações de amônio na solução do solo das três cotas (Tabela 3.7).

Na ZC2, a concentração de amônio na cota inferior foi significativamente maior que a da cota intermediária e superior que, por sua vez, não diferiram entre si nas análises anual e sazonal (Tabela 3.7).

Na ZC3, a concentração de amônio significativamente maior na cota inferior em relação às da cota intermediária e superior na análise anual (Tabela 3.7). Tanto na estação seca quanto úmida, todas as cotas apresentaram diferença entre si (Tabela 3.7), seguindo a seguinte ordem: cota inferior > cota superior > cota intermediária.

As concentrações de nitrato na solução do solo da ZC1 não apresentaram diferença significativa em nenhum dos períodos analisados (Tabela 3.8). Na ZC2, às concentrações de nitrato na solução do solo da cota inferior e intermediária não apresentaram diferenças significativas entre si. Contudo, estas duas cotas apresentaram concentrações de nitrato na solução do solo significativamente menores que a da cota superior em todos os períodos analisados (Tabela 3.8). Na ZC3, quando analisado anualmente, a cota inferior não apresentou diferença significativa da cota intermediária, mas estas foram significativamente menores que as concentrações de nitrato da cota superior (Tabela 3.8). Na estação seca, as concentrações de nitrato na solução do solo da cota inferior foram significativamente menores que a cota superior (Tabela 3.8). Estas duas cotas não diferiram da intermediária (Tabela 3.8). Em relação à estação úmida, a concentração de nitrato na solução do solo da cota inferior foi significativamente menor que a da cota intermediária e superior que, por sua vez, não diferiram entre si (Tabela 3.8).

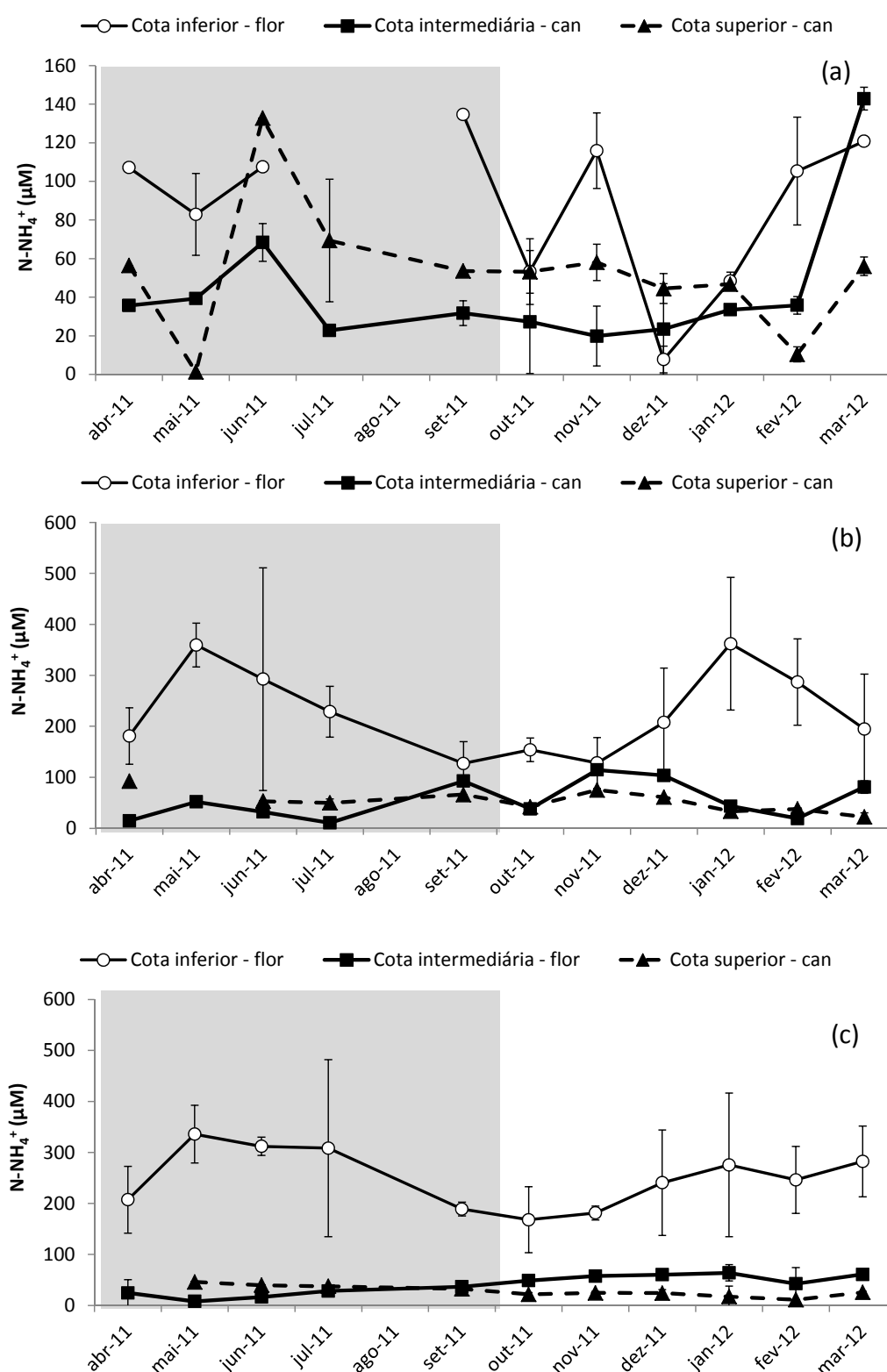


Figura 3.24 - Variação temporal da média da concentração de amônio ($N-NH_4^+$) na solução do solo ao longo do período de estudo nas zonas de convergência 1 (a), 2(b) e 3 (c). Barras, quando presentes, representam o desvio padrão. Barras, quando ausentes, indicam apenas uma amostra coletada. Retângulos cinzas demarcam a estação seca. Descontinuidades de linhas indicam ausência de amostras durante a coleta

Tabela 3.7 - Média e desvio padrão da concentração de amônio na solução do solo nas zonas de convergência 1, 2 e 3. Médias e desvios seguidos de letras iguais indicam a ausência de diferenças significativas

Zona de convergência	Cota / Uso da terra	Anual			Estação seca			Estação úmida		
		N-NH ₄ ⁺ (μM)		Teste	N-NH ₄ ⁺ (μM)		Teste	N-NH ₄ ⁺ (μM)		Teste
		Média	D.P.	ANOVA	Média	D.P.	ANOVA	Média	D.P.	ANOVA
1	Inferior / floresta	88,35	39,89	a	108,05	21,16	a	75,22	45,59	a
	Intermediária / cana	43,68	35,38	b	39,57	17,22	b	47,11	47,27	a
	Superior / cana	52,93	33,58	ab	62,68	47,01	ab	44,80	17,67	a
2	Inferior / floresta	238,82	84,97	a	232,30	96,23	a	244,26	83,39	a
	Intermediária / cana	55,02	36,72	b	45,04	30,46	b	63,34	42,09	b
	Superior / cana	47,79	16,28	b	52,75	10,01	b	44,48	19,60	b
3	Inferior / floresta	249,60	57,82	a	270,40	67,21	a	232,26	47,74	a
	Intermediária / floresta	40,57	19,43	b	22,64	11,04	b	55,51	8,28	b
	Superior / cana	27,84	10,76	b	38,75	5,58	c	20,56	5,56	c

N-NH₄⁺: nitrogênio na forma de amônio

D.P.: desvio padrão

ANOVA: Análise de variância (One-Way)

KW: Kruskal-Wallis

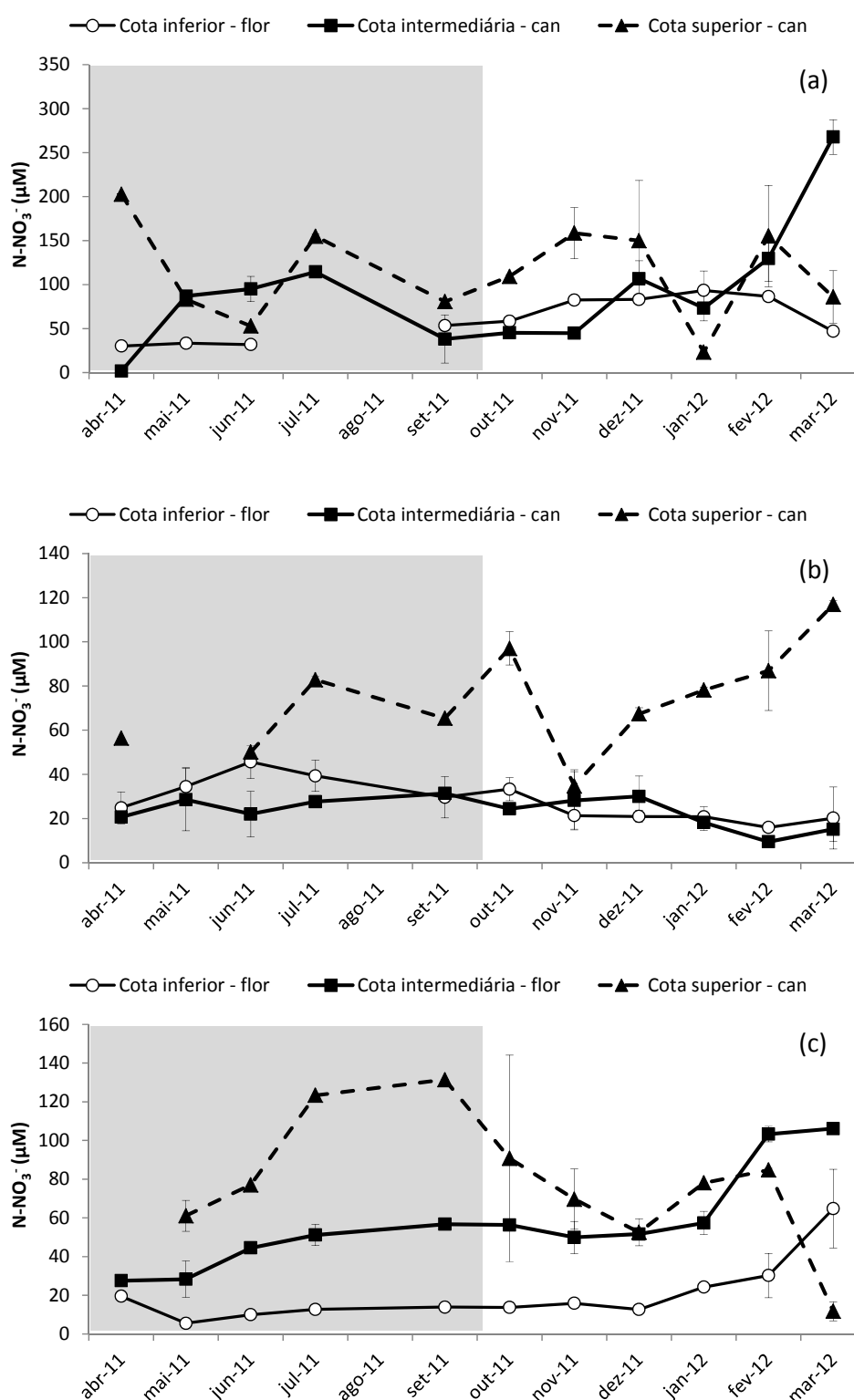


Figura 3.25 - Variação temporal da média da concentração de nitrato ($N-NO_3^-$) na solução do solo ao longo do período de estudo nas zonas de convergência 1 (a), 2(b) e 3 (c). Barras, quando presentes, representam o desvio padrão. Barras, quando ausentes, indicam apenas uma amostra coletada. Retângulos cinzas demarcam a estação seca. Descontinuidades de linhas indicam ausência de amostras durante a coleta

Tabela 3.8 - Média e desvio padrão da concentração de nitrato na solução do solo nas zonas de convergência 1, 2 e 3. Médias e desvios seguidos de letras iguais indicam a ausência de diferenças significativas

Zona de convergência	Cota / Uso da terra	Anual			Período seco			Período úmido		
		N-NO ₃ ⁻ (µM)		Teste	N-NO ₃ ⁻ (µM)		Teste	N-NO ₃ ⁻ (µM)		Teste
		Média	D.P.	ANOVA	Média	D.P.	ANOVA	Média	D.P.	ANOVA
1	Inferior / floresta	60,01	24,64	a	37,26	10,91	a	75,17	18,20	a
	Intermediária / cana	91,25	69,87	a	67,27	46,17	a	111,24	83,69	a
	Superior / cana	114,22	54,16	a	114,87	61,91	a	113,67	52,92	a
2	Inferior / floresta	27,90	9,34	a	34,82	8,13	a	22,14	5,84	a
	Intermediária / cana	23,30	6,88	a	26,10	4,54	a	20,96	7,99	a
	Superior / cana	73,60	23,96	b	63,69	14,22	b	80,20	27,96	b
3	Inferior / floresta	20,29	16,23	a	12,33	5,16	a	26,92	19,74	a
	Intermediária / floresta	57,53	25,51	a	41,64	13,25	ab	70,77	26,43	b
	Superior / cana	78,03	34,18	b	98,22	34,45	b	64,57	29,12	b

N-NO₃⁻: nitrogênio na forma de nitrato

D.P.: desvio padrão

ANOVA: Análise de variância (One-Way)

KW: Kruskal-Wallis

A razão $N-NO_3^- : N-NH_4^+$, nas três ZCs decresceu da cota superior para a cota inferior (Tabela 3.9).

Tabela 3.9 - Razão $N-NO_3^- / N-NH_4^+$ na solução do solo das diferentes cotas das zonas de convergência

Zona de convergência	Cota		
	Inferior	Intermediária	Superior
	----- $N-NO_3^- / N-NH_4^+$ -----		
1	0,68	2,11	2,19
2	0,12	0,42	1,37
3	0,08	1,42	2,88

3.3.4 Variáveis biogeoquímicas na água subterrânea

Na ZC1, a concentração de oxigênio dissolvido (OD) da cota inferior foi significativamente menor que na cota intermediária e superior que também diferiram entre si ao analisar o período anual e a estação seca (Figura 3.26a; Tabela 3.10). Na estação úmida, a concentração de OD da cota inferior foi significativamente menor que a cota intermediária e superior que, por sua vez, não diferiram entre si (Figura 3.26a; Tabela 3.10). Já na ZC2, as concentrações de OD foram significativamente maiores no poço da cota inferior em relação ao da cota intermediária durante o período anual e durante a estação úmida (Figura 3.26b; Tabela 3.10). O mesmo não foi visto na estação seca (Figura 3.26b; Tabela 3.10).

Na ZC3, a concentração de OD na cota inferior não foi significativamente diferente da cota intermediária ao analisar o período anual. Neste período, estas cotas foram significativamente mais altas que a cota superior (Figura 3.26c; Tabela 3.10). Ao analisar a estação seca, todas as cotas diferiram entre si, sendo que a concentração de OD da cota inferior foi maior que as concentrações de OD seguida da cota intermediária e superior, respectivamente (Figura 3.26c; Tabela 3.10). Ao analisar a estação úmida, não houve diferença significativa entre cotas úmida (Figura 3.26b; Tabela 3.10).

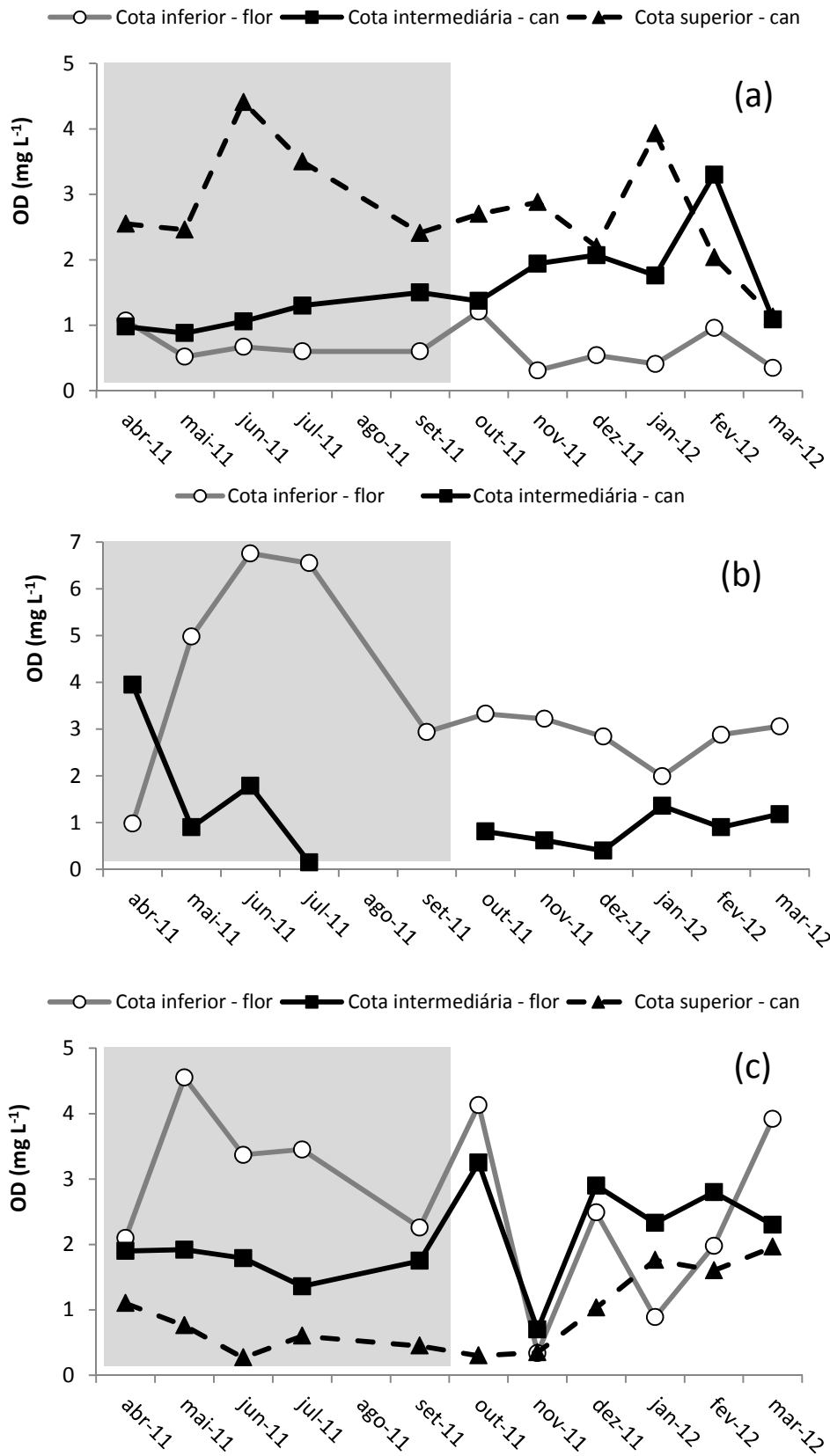


Figura 3.26 - Variação temporal da concentração de oxigênio dissolvido (OD) na água subterrânea nos poços das zonas de convergência 1 (a), 2 (b) e 3 (c). Os retângulos cinzas demarcam a estação seca

Tabela 3.10 - Média e desvio padrão da concentração de oxigênio dissolvido na água subterrânea dos poços nas zonas de convergência 1, 2 e 3. Médias e desvios seguidos de letras iguais indicam a ausência de diferenças significativas

Zona de convergência	Cota / Uso da terra	Anual			Estação seca			Estação úmida		
		OD (mg L ⁻¹)		Teste	OD (mg L ⁻¹)		Teste	OD (mg L ⁻¹)		Teste
		Média	D.P.	ANOVA	Média	D.P.	ANOVA	Média	D.P.	ANOVA
1	Inferior / floresta	0,66	0,30	a	0,69	0,22	a	0,63	0,37	a
	Intermediária / cana	1,57	0,70	b	1,14	0,25	b	1,92	0,77	b
	Superior / cana	2,75	0,92	c	3,07	0,87	c	2,48	0,94	b
2	Inferior / floresta	3,59	1,79	a	4,44	2,47	a	2,89	0,48	a
	Intermediária / cana	1,25	1,13	b	1,70	1,64	a	0,89	0,39	b
3	Inferior / floresta	2,68	1,34	a	3,15	1,00	a	2,29	1,55	a
	Intermediária / floresta	2,09	0,73	a	1,74	0,23	b	2,38	0,89	a
	Superior / cana	0,93	0,61	b	0,64	0,32	c	1,17	0,72	a

OD: oxigênio dissolvido

D.P.: desvio padrão

ANOVA: Análise de variância (One-Way)

As concentrações de amônio na água subterrânea, na ZC1, foram maiores na cota inferior seguida da cota intermediária e superior, respectivamente quando analisados para o período anual e estação úmida (Figura 3.27a; Tabela 3.11). Na estação seca, a concentração de amônio na cota inferior não diferiu significativamente da concentração de amônio da cota intermediária. Estas, por sua vez, foram significativamente maiores que concentração de amônio da cota superior (Figura 3.27a; Tabela 3.11). Na ZC2, a concentração de amônio na água subterrânea da cota inferior foi significativamente maior que a da cota intermediária ao analisar o período anual e a estação úmida (Figura 3.27b; Tabela 3.11). Não houve diferença significativa entre cotas ao analisar a estação seca (Figura 3.27b; Tabela 3.11). Na ZC3, não houve diferença significativa das concentrações de amônio na água subterrânea entre as cotas ao analisar o período anual ou a estação úmida (Figura 3.27c; Tabela 3.11). Ao analisar o período seco, a cota inferior apresentou concentrações de amônio na água subterrânea maiores que a cota intermediária (Figura 3.27b; Tabela 3.11) enquanto a cota superior não diferiu de nenhuma das outras duas cotas (Figura 3.27b; Tabela 3.11).

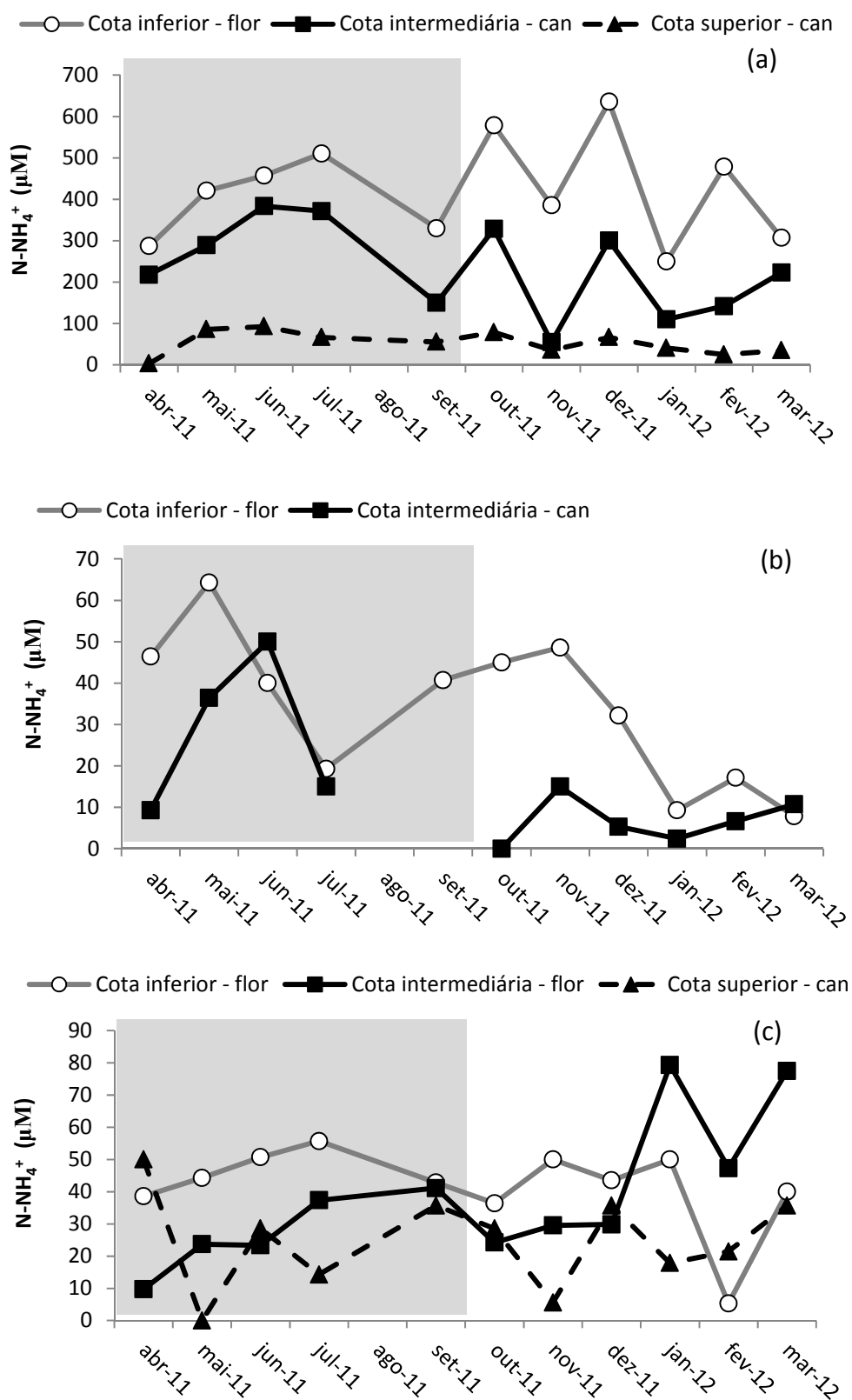


Figura 3.27 - Variação temporal da concentração de amônio (N-NH_4^+) na água subterrânea nos poços das zonas de convergência 1 (a), 2 (b) e 3 (c). Os retângulos cinzas demarcam a estação seca

Tabela 3.11 - Média e desvio padrão da concentração de amônio na água subterrânea dos poços nas zonas de convergência 1, 2 e 3. Médias e desvios seguidos de letras iguais indicam a ausência de diferenças significativas

Zona de convergência	Cota / Uso da terra	Anual			Estação seca			Estação úmida		
		N-NH ₄ ⁺ (µM)		Teste	N-NH ₄ ⁺ (µM)		Teste	N-NH ₄ ⁺ (µM)		Teste
		Média	D.P.	ANOVA	Média	D.P.	ANOVA	Média	D.P.	ANOVA
1	Inferior / floresta	421,95	123,79	a	401,14	91,63	a	439,29	152,11	a
	Intermediária / cana	233,70	109,96	b	282,43	99,88	a	193,10	108,85	b
	Superior / cana	53,21	27,78	c	60,78	35,44	b	46,90	20,83	c
2	Inferior / floresta	33,70	18,12	a	42,14	16,11	a	26,67	17,85	a
	Intermediária / cana	16,75	15,93	b	27,68	18,92	a	8,01	4,92	b
3	Inferior / floresta	41,59	13,39	a	46,43	6,78	a	37,55	16,69	a
	Intermediária / floresta	38,46	22,17	a	27,04	12,55	b	47,97	24,86	a
	Superior / cana	27,35	12,89	a	32,14	14,87	ab	24,15	11,64	a

N-NH₄⁺: nitrogênio na forma de amônio

D.P.: desvio padrão

ANOVA: Análise de variância (One-Way)

KW: Kruskal-Wallis

As concentrações de nitrato da água subterrânea da ZC1 foram significativamente menores na cota inferior em relação à cota intermediária e superior, que, por sua vez, não diferiram entre si na análise anual ou na estação seca (Figura 3.28a; Tabela 3.12). Na estação úmida, a concentração de nitrato na cota inferior foi significativamente menor em relação à intermediária (Figura 3.28a; Tabela 3.12). Estas duas cotas não diferiram da cota superior (Figura 3.28a; Tabela 3.12). Na ZC2, não houve diferença significativa das concentrações de nitrato da água subterrânea em nenhum dos períodos analisados (Figura 3.28b; Tabela 3.12). Na ZC3, ao analisar o período anual ou a estação seca, as concentrações de nitrato da água subterrânea da cota inferior não apresentaram diferença significativa em relação às da cota intermediária que, por sua vez, foram significativamente maiores que a cota superior (Figura 3.28c; Tabela 3.12). Não houve diferenças entre cotas durante a estação úmida (Figura 3.28c; Tabela 3.12).

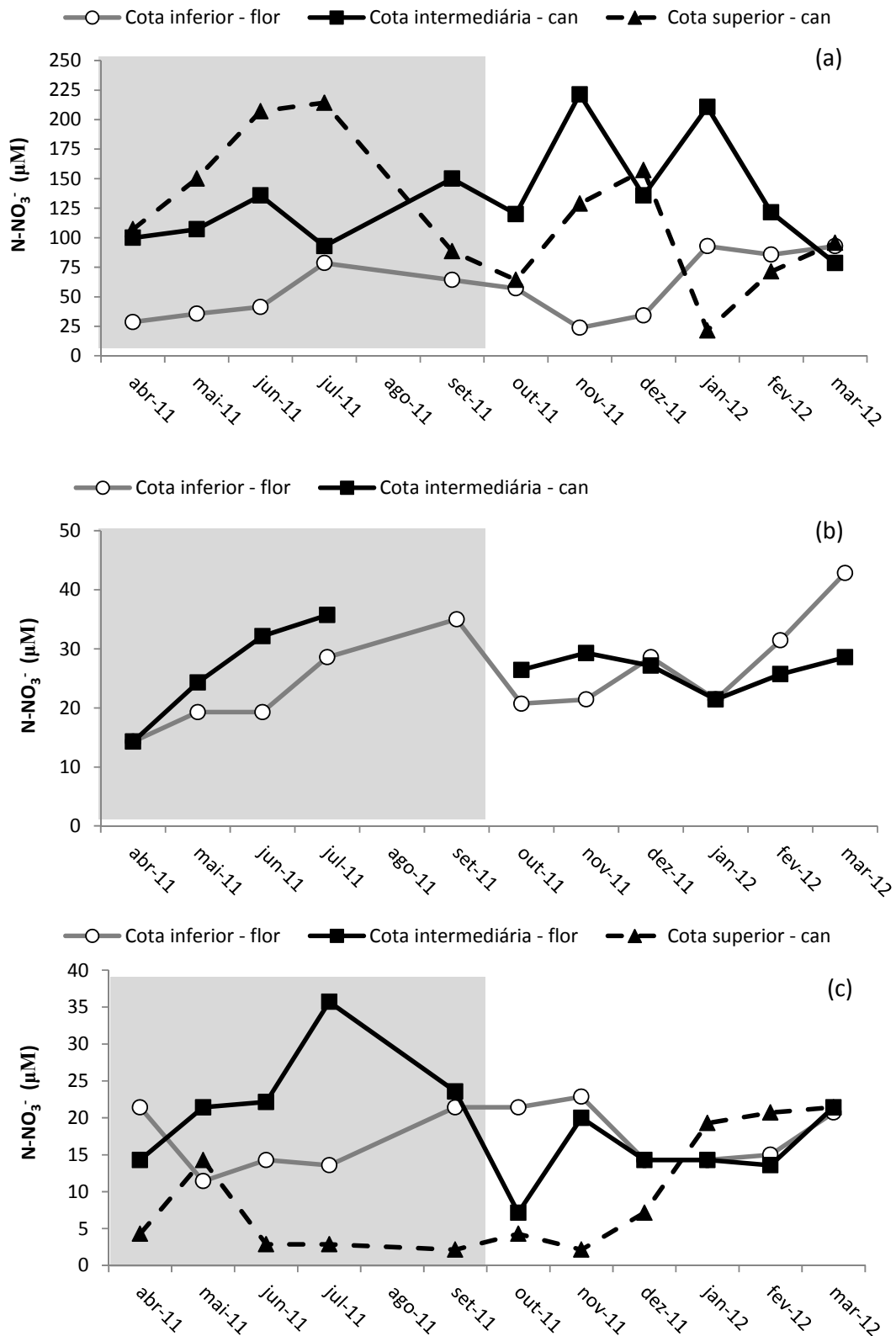


Figura 3.28 - Variação temporal da concentração de nitrato ($N-NO_3^-$) na água subterrânea nos poços das zonas de convergência 1 (a), 2 (b) e 3 (c). Os retângulos cinzas demarcam a estação seca

Tabela 3.12 - Média e desvio padrão da concentração de nitrato na água subterrânea dos poços nas zonas de convergência 1, 2 e 3. Médias e desvios seguidos de letras iguais indicam a ausência de diferenças significativas

Zona de convergência	Cota / Uso da terra	Anual			Estação seca			Estação úmida		
		N-NO ₃ ⁻ (µM)		Teste	N-NO ₃ ⁻ (µM)		Teste	N-NO ₃ ⁻ (µM)		Teste
		Média	D.P.	ANOVA	Média	D.P.	ANOVA	Média	D.P.	ANOVA
1	Inferior / floresta	57,74	26,52	a	49,71	20,96	a	64,43	30,62	a
	Intermediária / cana	133,96	45,59	b	117,14	24,54	b	147,98	56,19	b
	Superior / cana	118,72	59,79	b	153,43	56,90	b	89,80	48,48	ab
2	Inferior / floresta	25,71	8,39	a	23,29	8,34	a	27,74	8,62	a
	Intermediária / cana	26,50	5,87	a	26,61	9,50	a	26,43	2,78	a
3	Inferior / floresta	17,34	4,18	a	16,43	4,68	a	18,10	3,98	a
	Intermediária / floresta	18,90	7,48	a	23,43	7,75	a	15,12	5,12	a
	Superior / cana	9,22	8,01	b	5,29	5,09	b	12,50	8,91	a

N-NO₃⁻: nitrogênio na forma de nitrato

D.P.: desvio padrão

ANOVA: Análise de variância (One-Way)

KW: Kruskal-Wallis

3.3.5 Fluxos de N₂O

Não houve diferença entre fluxos de N₂O na ZC1 ao analisar o período anual, ou a estação seca e úmida (Figura 3.29a; Tabela 3.13). Na ZC2, não houve diferença significativa entre nenhuma das cotas nos três períodos analisados (Figura 3.29b; Tabela 3.13). Na ZC3, não houve diferença entre fluxos de N₂O a partir das cotas ao analisar o período anual e o período úmido (Figura 3.29c; Tabela 3.13). Na estação seca, os fluxos de N₂O da cota inferior foram significativamente maiores em relação à cota intermediária e superior (Figura 3.29c; Tabela 3.13).

No tocante às correlações realizadas individualmente por cotas dentro de cada ZC, na cota inferior da ZC1 não houve correlação significativa entre os fluxos de N₂O e nenhuma das variáveis relacionadas à água do solo analisando-se o período inteiro e a estação úmida. Nesta última, houve correlação inversa significativa entre as concentrações de nitrato na solução do solo e o nível da água subterrânea ($r_s = -0,88$). Para a estação seca, houve correlação direta significativa entre os fluxos de N₂O e a umidade do solo ($r_s = 0,9$) e a %PPA ($r_s = 0,9$). Houve correlação significativa inversa entre o nível da água subterrânea e os fluxos de N₂O ($r_p = 0,79$).

Na ZC2, ao analisar o período inteiro de estudo, os fluxos de N₂O na cota inferior correlacionaram-se positivamente com a soma das concentrações de amônio da água subterrânea ($r_p = 0,67$) e as somas da concentração de nitrato e amônio da água subterrânea ($r_s = 0,7$). Ao analisar a estação seca, não houve correlação significativa entre os fluxos de N₂O e as variáveis relacionadas a água do solo. Ao analisar somente o período úmido, os fluxos de N₂O correlacionaram-se positivamente com as concentrações de amônio na água subterrânea ($r_p = 0,94$).

Na ZC3, não houve correlação significativa entre os fluxos de N₂O da cota inferior e as demais variáveis do solo ao analisar o período inteiro de estudo. No entanto, houve correlação direta significativa entre a concentração de nitrato na solução do solo e a temperatura do solo ($r_s = 0,8$) neste período e durante a estação seca ($r_s = 0,9$). Não houve correlação significativa entre os fluxos de da cota inferior da ZC3 N₂O e outras variáveis na estação úmida.

Quanto às cotas intermediárias, na ZC1, os fluxos de N₂O correlacionaram-se positivamente com a concentração de nitrato na água subterrânea ao analisar o período inteiro de estudo ($r_s = 0,82$) e na estação úmida ($r_s = 0,94$). Além disso, houve correlação inversa significativa da concentração de amônio na solução do solo e os fluxos de N₂O ($r_s = -0,82$).

Na ZC2, houve correlação negativa significativa entre fluxos de N₂O da cota intermediária as concentrações de nitrato da solução do solo ao analisar no período inteiro de estudo ($r_s = -0,61$) e na estação úmida ($r_s = -0,88$).

Na ZC3, não houve correlação significativa entre fluxos de N₂O e as demais variáveis ao analisar o período inteiro de estudo ou a estação úmida. Ao analisar o período seco, houve correlação negativa entre os fluxos de N₂O e a soma das concentrações de amônio e nitrato na solução do solo ($r_p = -0,89$).

Por fim, no que se refere às cotas superiores, ao considerar o período inteiro de estudo, os fluxos de N₂O da cota superior da ZC1 apresentaram correlação positiva significativa com relação à umidade do solo ($r_s = 0,66$) e %PPA ($r_s = 0,65$) e apresentou correlação inversa com relação à água subterrânea ($r_s = -0,77$). No tocante ao período seco, os fluxos de N₂O correlacionaram-se positivamente com a concentração de nitrato na solução do solo ($r_s = 0,9$). Na estação úmida, não houve correlação significativa entre fluxos de N₂O e as demais variáveis.

Na ZC2 e ZC3, os fluxos de N₂O da cota superior não apresentaram correlação significativa entre os fluxos com as demais variáveis ao analisar o período inteiro de estudo ou a estação seca ou úmida isoladamente.

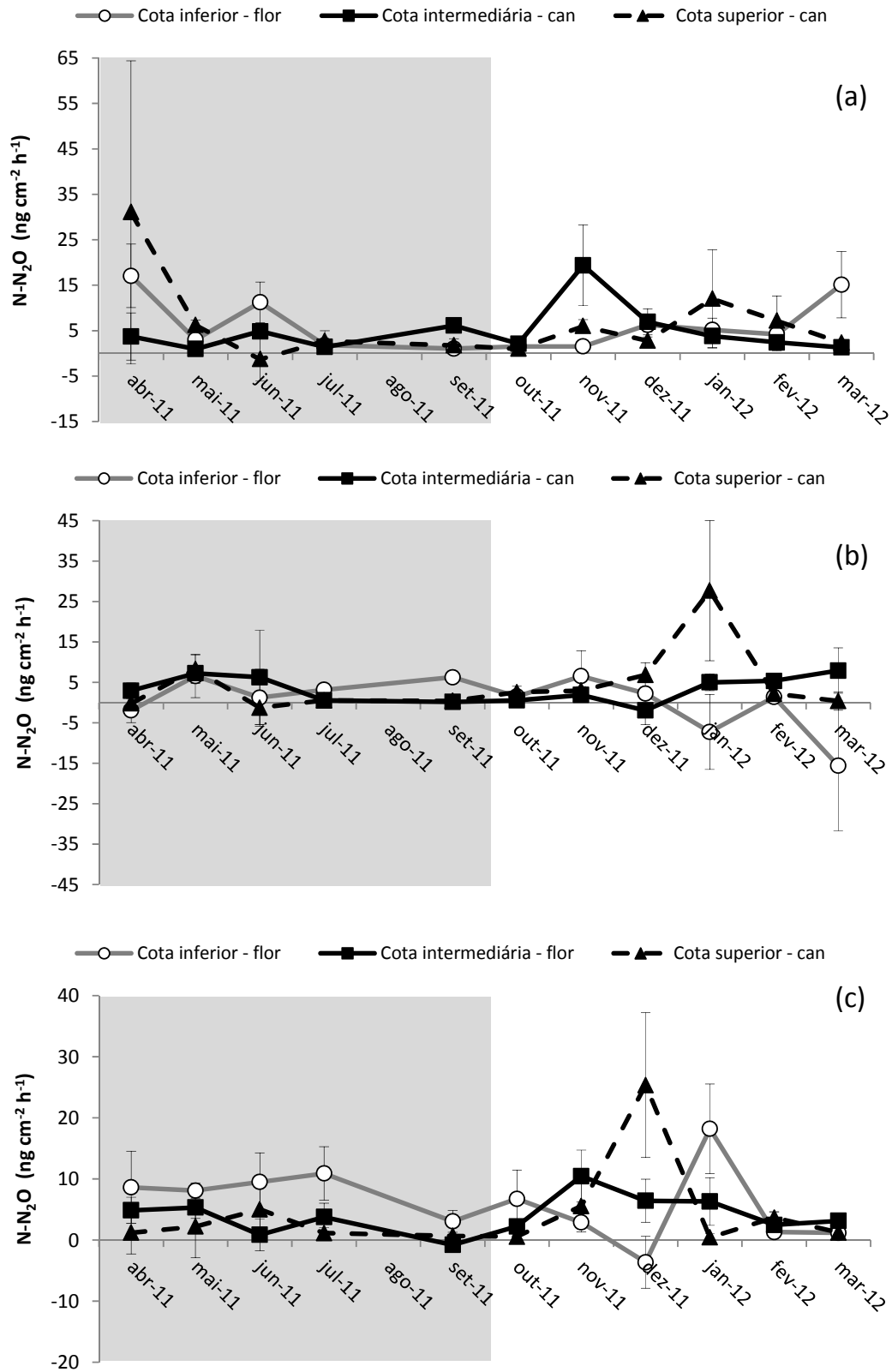


Figura 3.29 - Variação temporal das médias dos fluxos de óxido nitroso (N-N₂O) a partir do solo nas zonas de convergência 1 (a), 2 (b) e 3 (c). Os retângulos cinzas demarcam a estação seca. Barras representam o erro padrão

Tabela 3.13 - Média e desvio padrão dos fluxos de óxido nitroso (N-N₂O) nas zonas de convergência 1, 2 e 3. Médias e desvios seguidos de letras iguais indicam a ausência de diferenças significativas

Zona de convergência	Cota / Uso da terra	Anual			Estação seca			Estação úmida		
		N-N ₂ O (ng cm ⁻² h ⁻¹)		Teste	N-N ₂ O (ng cm ⁻² h ⁻¹)		Teste	N-N ₂ O (ng cm ⁻² h ⁻¹)		Teste
		Média	D.P.	ANOVA	Média	D.P.	ANOVA	Média	D.P.	ANOVA
1	Inferior / floresta	5,87	6,96	a	6,26	7,55	a	5,63	6,79	a
	Intermediária / cana	5,13	7,11	a	3,72	2,97	a	5,99	8,72	a
	Superior / cana	5,98	13,22	a	7,28	19,27	a	5,18	8,23	a
2	Inferior / floresta	0,02	11,63	a	3,10	5,71	a	-1,86	13,91	a
	Intermediária / cana	3,21	5,59	a	3,31	6,07	a	3,15	5,45	a
	Superior / cana	5,12	11,78	a	1,85	4,38	a	7,12	14,36	a
3	Inferior / floresta	5,91	8,03	a	8,31	5,38	a	4,45	9,12	a
	Intermediária / floresta	4,17	4,71	a	2,49	3,37	b	5,19	5,18	a
	Superior / cana	4,63	9,59	a	2,15	3,39	b	6,14	11,76	a

N-N₂O: nitrogênio na forma de óxido nitroso

D.P.: desvio padrão

ANOVA: Análise de variância (Repeated Measures)

3.4 Discussão

De forma geral, houve um aumento da concentração de amônio nas amostras de solução do solo coletadas nas cotas inferiores em relação às cotas intermediárias e superiores. Tal aumento poderia ocorrer via movimentação da solução do solo em solos arenosos (DAVIDSON et al., 1986a; McSWINEY et al., 2001; SEHY et al., 2003) e outras vias hidrológicas, assim como também poderia ocorrer devido à ocorrência de amonificação, ainda que em taxas mais lentas, em condições de anaerobiose do solo. Contudo, apenas na ZC1 as concentrações de OD na água subterrânea refletiram condições de hipóxia. A presença mais marcante de macrófitas aquáticas (i.e. *Hedychium coronarium*) nas cotas inferiores da ZC2 e ZC3 pode ter aumentado o OD na água subterrânea nessas ZCs, particularmente na interface zona vadosa-saturada do perfil (BRIX, 1994; BRADY; WEIL, 2002; YU et al., 2008; TAIZ; ZEIGER, 2009). Todavia, as zonas mais distantes dessa interface frequentemente experienciam condições de hipóxia a anóxia (BRADY; WEIL, 2002; YU et al., 2008; RIVETT et al., 2008) provavelmente porque encontram-se sob menor influência da atmosfera e das raízes das macrófitas. Outras possibilidades para explicar o aumento de amônio, e que não excluem as já citadas, poderia ser a ocorrência de redução dissimilatória de nitrato a amônio (GILES et al., 2012) e a assimilação da cana-de-açúcar.

A ausência de diferenças significativas no que se refere às concentrações de amônio da solução do solo entre cotas sob mesmo uso da terra (i.e. cota superior e intermediária) mostrou que o efeito do relevo não se manifestou quando analisado por estação ou para o período inteiro de estudo na ZC1 e ZC2. Por outro lado, houve diferença significativa na ZC3 entre as concentrações de amônio na solução do solo das cotas sob mesmo uso da terra (i.e. cota inferior e intermediária) quando analisado com relação às estações. Tais diferenças poderiam estar associadas à variação de solo que ocorre ao longo da toposequência estudada, principalmente no tocante à granulometria. Enquanto na ZC1 e ZC2 os solos da cota inferior não diferem tão marcadamente em relação aos solos da cota intermediária, este não é o caso da ZC3 em que a cota inferior apresenta um solo de textura muito argilosa ao passo que a cota intermediária apresenta um solo de textura mais arenosa.

Quanto à concentração de nitrato da solução do solo, de uma maneira geral, foram observadas maiores concentrações nas cotas mais elevadas do terreno. Tais indicativos mostram que alguns processos como assimilação por parte das plantas (LOWRANCE et al., 1985), assimilação microbiana (RIVETT et al., 2008), desnitrificação (GROFFMAN et al.,

1992), redução dissimilatória de nitrato a amônio (GILES et al., 2012) podem ter atuado em combinação ou isoladamente para promover esta diminuição. A ocorrência de processos anaeróbios em ambientes aeróbios é possível uma vez que microsítios anaeróbios existem mesmo em condições aparentemente aeróbias (TIEDJE et al., 1984; SEHY et al., 2003; TEH et al., 2005; RIVETT et al., 2008).

Padrão oposto ao observado no presente estudo foi encontrado na China, ou seja, maiores concentrações de nitrato em regiões da cota inferior que também apresentaram menores concentrações de amônio (FANG et al., 2009). Isso ocorreu possivelmente devido à umidade que favoreceu a nitrificação nas cotas mais baixas. Apesar disso, não houve detecção de relação clara entre a cota topográfica e as taxas de mineralização e nitrificação (FANG et al., 2009), resultado este similar ao encontrado em uma vertente coberta por floresta plantada (*Cryptomeria japonica* D. Don) no Japão (HIROBE et al., 1998).

Em condições tropicais, menores concentrações de nitrogênio na serrapilheira (liteira), folhas vivas, e nas camadas mais superficiais do solo foram obtidas na cota inferior (“vale”) quando comparada à cotas intermediária (“declive”) e superior (“platô”) na Amazônia (LUIZÃO et al., 2004). No entanto, diferentemente do estudo realizado na China (FANG et al., 2009) e no Japão (HIROBE et al., 1998), o estudo no Brasil detectou taxas de mineralização e nitrificação significativamente menores na cota inferior (LUIZÃO et al., 2004) resultado em linha com os detectados em outros lugares (OHRUI et al., 1999; GACENCO et al., 2009). Como consequência, o estudo no Brasil relatou menores concentrações de amônio e nitrato na cota inferior se comparada à intermediária e superior (LUIZÃO et al., 2004). Essa diferença foi atribuída à granulometria arenosa do solo, assim como ao regime de alta umidade do solo. No presente estudo, o decréscimo das concentrações de nitrato na solução do solo estão de acordo com as observações realizadas na Amazônia (LUIZÃO et al., 2004) ao passo que o aumento da concentração de amônio do topo para a base das vertente está em discordância com o reportado na China (FANG et al., 2009). Estes estudos elucidam a complexidade de fatores tal como clima, solos e vegetação que podem influenciar direta e indiretamente a distribuição das espécies inorgânicas de nitrogênio na vertente podendo refletir nas concentrações da água subterrânea. Como visto, um padrão similar em todos os trabalhos está longe de ser a regra o que pode ter implicações relevantes com relação à modelagem espacial da distribuição de nitrogênio (REINERS et al., 1998). Além disso, o presente trabalho mostra a variabilidade espacial que pode ocorrer em pequenas distâncias geográficas dentro de uma microbacia hidrográfica. A redução das concentrações de nitrato na solução do solo ao longo das ZCs, poderia sugerir maiores emissões de N_2O

devido à desnitrificação ou redução dissimilatória de nitrato a amônio (RIVETT et al., 2008) à medida que a cota se torna mais baixa.

Com relação às concentrações de amônio na água subterrânea, a diferença entre as três cotas na ZC1 ao analisar o período anual, indica tendência de aumento significativo desse composto nitrogenado na água subterrânea à medida que a cota se torna mais baixa. Colocado de outra maneira, parece haver um aumento da concentração à medida que parte-se da cota superior rumo à inferior. Este comportamento está em consonância com as observações de aumento de amônio na solução do solo e os decréscimos de OD na água subterrânea, ambos no sentido cota superior rumo cota inferior. Como nas cotas inferior e intermediária o lençol freático pode atingir níveis praticamente superficiais, há a possibilidade da água subterrânea e a solução do solo sejam influenciadas uma pela outra. Como a primeira é compartimento hidrológico de maior volume, é provável que a água subterrânea tenha maior influência sob a solução do solo do que a recíproca. Apesar de na ZC1, haver decréscimo de OD, a presença de macrófitas, ainda que em menor abundância em relação à ZC2 e ZC3, poderia estimular a mineralização em microsítios aeróbios dentro de zonas em condições de hipóxia ou anóxia (BRIX, 1994). Nas ZC2 e ZC3, aumento do OD foi observado à medida que a cota se torna mais baixa o que, mais uma vez, deve estimular a mineralização do nitrogênio. Além disso, a ocorrência de redução dissimilatória de nitrato a amônio (GILES et al., 2012) é um processo que não pode ser descartado. Dessa forma, em todas as ZCs haveria a elevação das concentrações de amônio.

Outra possibilidade de explicação do comportamento do amônio pode residir no fato de que, na ZC1, houve baixa concentração de OD na cota inferior juntamente de um lençol freático mais raso em relação às cotas intermediária e superior. Nessas condições, pode haver uma diminuição na taxa de mineralização (LUIZÃO et al., 2004). Se este é o caso das cotas inferiores das três ZCs do presente estudo, haveria outra fonte de amônio na água desta cota. Tal fonte poderia ser, provavelmente, oriunda das cotas intermediária e superior sob cana-de-açúcar e/ou de áreas sob floresta ripária com solo com menor grau de umidade a ponto de permitir a ocorrência de mineralização do nitrogênio ou transporte de nitrogênio inorgânico aplicado na lavoura. Dessa forma, o amônio poderia ser, subsequentemente, lixiviado para essas zonas de descarga de água subterrânea. A investigação da origem do amônio nas cotas é um assunto que ainda merece mais atenção.

No que se refere ao nitrato da água subterrânea, o comportamento díspar entre as três ZCs (i.e. ZC1: redução de nitrato em direção às cotas mais baixas; ZC2: sem diferença entre cotas; ZC3: aumento de nitrato em direção às cotas mais baixas) mostra que a diminuição das concentrações de nitrato já reportada em vários trabalhos (PETERJOHN; CORRELL; 1984; JACOBS; GILLIAM; 1985; DAVIDSON et al., 1986a; SIMMONS et al., 1992; GROFFMAN et al., 1992; SPALDING; PARROTT, 1994; DEVITO et al., 2000; DUFF et al., 2007; RIVETT et al., 2008) não é homogênea em todas as áreas de uma microbacia hidrográfica. Isso mostra que áreas relativamente pequenas podem contemplar zonas de comportamentos biogeoquímicos nitidamente diferentes. Geralmente, a queda na concentração é atribuída às maiores taxas de desnitrificação (GROFFMAN et al., 1992; RIVETT et al., 2008), diminuição dos processos de mineralização e nitrificação (LUIZÃO et al., 2004) bem como à assimilação por parte das plantas da floresta ripária (LOWRANCE et al., 1985; GROFFMAN et al., 1992; SPALDING; PARROTT, 1994; DEVITO et al., 2000; DUFF et al., 2007; RIVETT et al., 2008), assimilação microbiana convertendo nitrato a amônio (RIVETT et al., 2008), redução dissimilatória de nitrato a amônio (GILES et al., 2012) e, por último, à assimilação por parte de cianobactéria vivendo em solos úmidos (HU et al., 2000). Diante disso, uma das expectativas para explicar a redução significativa observada na ZC1, seria um aumento das emissões de N_2O do solo para a atmosfera à medida que a cota se torna mais baixa como inicialmente mencionado como a hipótese do presente trabalho.

Ao analisar anualmente ou sazonalmente, a diferença entre os fluxos de N_2O a partir das diferentes cotas das ZCs só foi encontrada na ZC3 em que houve diferença somente ao analisar o período seco. Nessa estação, a cota inferior apresentou fluxos de N_2O significativamente maiores que a cota intermediária e superior que, por seu turno, não foram diferentes. Isso pode ser atribuído ao regime de umidade do solo na cota inferior que permaneceu sempre muito úmido, podendo ser denominada uma área perpetuamente saturada (*sensu* AGNEW et al., 2006). Esse resultado mostra que o tipo de solo tem ação primordial no controle dos fluxos (GOLD et al., 2001). Por exemplo, na ZC2 a cota inferior também permaneceu saturada durante a maior parte do ano. Contudo, o solo desta cota não diferiu marcadamente do solo das cotas intermediária e superior no tocante à granulometria. Este não foi o caso da ZC3, em que o solo da cota inferior possuía textura muito argilosa que contrasta com a textura arenosa dos solos das cotas intermediária e superior. Solos argilosos geralmente apresentam maiores estoques de carbono em relação aos arenosos devido à maior proteção da matéria orgânica em complexos organominerais (BRADY; WEILL, 2002), além de terem maior retenção de água que pode diminuir a taxa de decomposição da matéria orgânica,

favorecendo o acúmulo desta em solos sujeitos à saturação periódica ou permanente (BRADY; WEILL, 2002; BUOL et al., 2002), como é o caso da cota inferior da ZC3. Esse acúmulo, por sua vez, poderia favorecer a atividade da comunidade microbiana desnitrificadora (GILES et al., 2012). Vale colocar aqui que o regime de umidade do solo desta cota também foi influenciado pela posição topográfica uma vez que a posição no relevo, com a existência de lençol freático raso, favorece o solo argiloso a se manter úmido por todos os períodos de estudo. Portanto, as condições de umidade desse solo são um resultado combinado da tipologia do solo e a da posição topográfica.

Ausência de detecção de diferenças significativas entre cotas sob mesmo uso do solo na maior parte do tempo pode indicar que o efeito topográfico teve baixa influência nas áreas de estudo ou, de outro modo, que momentos de alta produção de N_2O nas áreas saturadas (“*hot moments*” *sensu* McCLAIN et al., 2003) não foram capturados durante a amostragem.

A ausência de diferença significativa em várias das análises realizadas no que se refere aos fluxos de N_2O entre as cotas topográficas nas três ZCs não permite aceitar a hipótese inicial deste trabalho sob a perspectiva anual, do período úmido, isto é, que maiores fluxos de N_2O seriam encontrados nas cotas inferiores seguidas pela intermediária e superior. Esta ausência de diferença está em consonância com um trabalho realizado em uma vertente com diferentes usos do solo situada no nordeste dos EUA (LI et al., 2012). Todavia, estes resultados diferem de vários trabalhos que encontraram diferenças no que se refere à posição topográfica (CORRE et al., 1996; REINERS et al., 1998; McSWINEY et al., 2001; SEHY et al., 2003; IZAURRALDE et al., 2004; NISHINA et al., 2009; GACENCO et al., 2009; ALLEN et al., 2010; VILAIN et al., 2010; SEMENOV et al., 2010; GU et al., 2011). Contudo, vale destacar que a detecção de diferenças estatísticas nos estudos supracitados não indica consistentemente maior emissão nas cotas inferiores das vertentes (e.g. IZAURRALDE et al., 2004; GU et al., 2011), fato comum ao encontrado aqui. Colocado de outra forma, alguns estudos mostram que os fluxos de N_2O são, muitas vezes, menores nas cotas inferiores.

Uma possibilidade de explicar a referida ausência de diferenças significativas poderia ser a variação substancial da umidade do solo em todas as cotas analisadas, embora em menor proporção nas cotas superiores. Esse fato está de acordo com o fato do relevo da bacia ser caracterizado como sendo suavemente ondulado (*sensu* SANTOS et al., 2005). No período seco, como as diferenças de umidade do solo se tornam mais evidentes, maiores fluxos de N_2O foram detectados na cota inferior da ZC3 em relação às demais cotas. Tais diferenças significativas de fluxos de N_2O nesta cota foram acompanhadas de diferenças significativas da umidade do solo que foi também maior nela em todos os períodos analisados. Nas ZC1 e

ZC2, a ausência de detecção de diferenças de fluxos de N_2O indica que outros fatores, que não a umidade do solo que apresentou diferença significativa, controlaram os fluxos de N_2O ou, como alta %PPA são observadas em todas as cotas, durante ao menos metade do período seco, é possível que essa alta umidade tenha favorecido a produção de N_2 e não N_2O (DAVIDSON et al., 1986a; CORRE et al., 1996; SEHY et al., 2003; FANG et al., 2009; GACENCO et al., 2009; LI et al., 2012), levando a uma razão $N_2:N_2O$ possivelmente alta. Tal conjectura também poderia explicar as baixas emissões de N_2O encontradas em áreas de solos saturados no Canadá (IZAURRALDE et al., 2004), em áreas ripárias na China (FANG et al., 2009) e na França (VILAIN et al., 2010). Por essa razão, argumenta-se que as zonas ripárias (i.e. cotas inferiores no presente estudo) não devem ser identificadas como sendo necessariamente *hotspots* biogeoquímicos no que se refere aos fluxos de N_2O para a atmosfera (LI et al., 2012). No entanto, vale destacar aqui que nenhum dos trabalhos previamente referidos selecionaram tipologias topográficas que favoreçam a saturação do solo, exceção feita ao trabalho de Izaurre et al. (2004) que menciona o termo “depressão” que, presume-se, refere-se à uma zona de convergência de fluxos de água (*sensu* JENSON; DOMINGUE, 1988). Em adição, os estudos não fazem alusão à AVA.

Além da possível emissão de N_2 supramencionada, é possível que, na estação seca, possa ter havido maiores fluxos de NO na ZC1 e ZC2 levando a uma razão NO: N_2O possivelmente alta já que houve %PPA abaixo de 60% que pode favorecer a produção deste gás (DAVIDSON et al., 2000; PILEGAARD, 2013).

Outro fator que pode trazer incerteza aos resultados do presente estudo se refere ao fato de poder haver possibilidade de baixa difusão de N_2O do solo para a atmosfera quando o solo se encontra com alto grau de umidade (DAVIDSON et al., 1986a), como ocorreu durante vários momentos nas ZCs. Nessas condições, o N_2O pode permanecer dissolvido na solução do solo ou do lençol freático (HEINCKE; KAUPENJOHANN, 1999) não passando, dessa forma, para a fase gasosa e, assim, não constituindo um fluxo do solo para a atmosfera. Contudo, estudos apontam que o N_2O , quando em altas concentrações na água subterrânea, evade para a atmosfera quando a água subterrânea aflora (BOWDEN; BORMANN, 1986; SPALDING; PARROTT, 1994; HEINCKE; KAUPENJOHANN, 1999; OSAKA et al., 2006). Isso indica que o local em que o N_2O é produzido não se torna, necessariamente, um local onde ele é emitido (HEINCKE; KAUPENJOHANN, 1999; McSWINEY et al., 2001; YU et al., 2008).

Apesar do presente estudo não ter medido carbono orgânico dissolvido (COD) na água dos diversos compartimentos hidrológicos, este poderia ser um dos fatores que poderia limitar os processos redutores como desnitrificação e redução dissimilatória de nitrato a amônio (RIVETT et al., 2008). Estudos realizados na mesma área de estudo sugerem que a concentração de COD no lençol freático e na solução do solo é alta durante o ano todo (ANDRADE, 2013; SILVA, 2013). Embora isto não necessariamente reflita no grau de recalcitrância desta fonte de carbono, acredita-se que fontes de carbono não limitem os fluxos de gases nas cotas sob cana-de-açúcar. Mais estudos são necessários para elucidar a recalcitrância do COD nos vários compartimentos hidrológicos.

Outro ponto que merece menção se refere à ausência de diferenças entre fluxos de N_2O entre os diferentes usos da terra presentes nas ZCs (florestas ripárias e cana-de-açúcar) quando o período anual ou as estações são analisadas. Essa ausência, a princípio, não seria esperada já que, enquanto na cana-de-açúcar o solo recebe diretamente doses anuais de nitrogênio tanto na forma de inorgânica quanto orgânica, o mesmo não acontece nas florestas ripárias, ao menos diretamente. É conhecido que a aplicação de fertilizantes aumenta substancialmente as emissões de N_2O (MATSON et al., 1997; SEHY et al., 2003; IZAURRALDE et al., 2004; DENMEAD et al., 2010; ALLEN et al., 2010; CARMO et al., 2013) e, além disso, ações de manejo como o preparo do solo também estimulam as emissões desse gás (SEHY et al., 2003; CARMO et al., 2007). No presente trabalho, como as amostragens de gases foram realizadas em datas distantes, temporalmente, dessas práticas de manejo (i.e. no mínimo 13 dias), acredita-se que a influência destes fatores foi possivelmente isolada. No entanto, caso os efeitos destas práticas não tenham sido isolado, esta pode ser uma possível razão da baixa detecção de diferenças de fluxos de N_2O entre as diferentes cotas. Contudo, vale colocar que as diferenças de cotas topográficas e de uso da terra possivelmente se confundem como ocorrido em outros trabalhos (e.g. DAVIDSON et al., 1986a; CORRE et al., 1996; LI et al., 2012). Dessa maneira, os efeitos destes dois fatores não podem ser separados particularmente na cota inferior (i.e. todas as ZCs sob floresta) e cota superior (i.e. em todas as ZCs sob cana-de-açúcar). Tanto uso da terra como a posição topográfica tem potencial de influenciar os fluxos de N_2O .

Apesar da limitação supramencionada, o fator topográfico, ou seja, a cota topográfica pôde ser testada na ZC1 e ZC2, ao comparar as cotas intermediária e superior, ambas sob cana-de-açúcar, e ao comparar a cota inferior e intermediária, ambas sob floresta na ZC3.

Como mencionado, apenas na ZC3 na estação seca tal diferença entre diferentes cotas sob mesmo uso do solo foi registrada. Assim, nota-se que o efeito do relevo, na maior parte do tempo, não foi significativo.

A ausência de correlações significativas entre os fluxos de N_2O e outras possíveis variáveis preditoras em alguns períodos de análise (i.e. na cota inferior da ZC1 e ZC3: período inteiro de estudo e período úmido) já foi documentada em vários trabalhos (SEHY et al., 2003; YU et al., 2008; VILAIN et al., 2010; GU et al., 2011). Isso indica que não há indicador universal para os fluxos de N_2O para a atmosfera (McSWINEY et al., 2001). Por exemplo, na cota inferior da ZC2 e ZC3, seria muito improvável encontrar alguma correlação significativa entre fluxos de N_2O e variáveis como a umidade do solo ou a %PPA já que houve variação negligível destas ao passo que houve variação substancial dos fluxos N_2O . Resultados similares já foram reportados em outras localidades (e.g. YU et al., 2008).

Na cota inferior da ZC1, durante a estação úmida, as correlações inversas significativas entre a concentração de nitrato na solução do solo e o nível da água subterrânea indicam que, à medida que a água subterrânea se torna mais profunda, há um desfavorecimento da produção de nitrato, provavelmente, devido à limitação da disponibilidade de água em solos de textura arenosa. Além disso, na estação seca houve correlação positiva entre os fluxos de N_2O e a umidade do solo e correlação negativa da %PPA e a água subterrânea, indicando que nas condições de baixa umidade (i.e. estação seca), a água subterrânea e a umidade estimulam as emissões nessa cota.

A cota inferior da ZC2 foi a única que apresentou correlações significativas ao analisar o período anual de estudo. Nesse sentido, as correlações positivas entre os fluxos de N_2O e as concentrações de nitrato + amônio na água subterrânea, assim como com as concentrações de amônio na água subterrânea, permitem sugerir que o N_2O pode ter se originado da nitrificação e desnitrificação na água subterrânea (McSWINEY et al., 2001) ou, de modo alternativo não excludente, da desnitrificação diretamente acoplada à geração de nitrato (i.e. nitrificação) (SEITZINGER et al., 2006) e/ou da redução dissimilatória de nitrato a amônio (GILES et al., 2012). Na estação úmida, os fluxos de N_2O correlacionaram-se positivamente com as concentrações de amônio na água subterrânea sugerindo, mais uma vez, a ocorrência da desnitrificação diretamente acoplada à nitrificação e/ou redução dissimilatória de nitrato a amônio.

Na cota inferior da ZC3, os fluxos de N_2O não se correlacionaram significativamente com nenhuma das variáveis relacionadas. Contudo, a correlação positiva entre a concentração de nitrato na solução do solo e a temperatura do solo foi detectada. Isso pode ser explicado,

como esperado, devido ao estímulo da atividade microbiana à medida que a temperatura do solo se eleva (HOLTAN-HARTWIG et al., 2002; RIVETT et al., 2008).

No que tange às cotas intermediárias, na ZC1, as correlações positivas entre os fluxos de N_2O e a concentração de nitrato da água subterrânea ao analisar o período anual e a estação úmida permitem sugerir que a água subterrânea é a provável fonte do N_2O para a atmosfera na maior parte do tempo.

Na cota intermediária da ZC2, durante o período inteiro e a estação seca, houve correlação negativa entre os fluxos de N_2O e as concentrações de nitrato na solução do solo. Esta diminuição da concentração de nitrato à medida que os fluxos aumentam indicam que a solução do solo é a provável fonte de nitrato para o processo de desnitrificação.

Em relação às cotas superiores, as correlações positivas entre fluxos de N_2O e a umidade do solo e %PPA na cota superior da ZC1 poderiam indicar à estímulo da emissão em condições em que a umidade é o fator limitante para a ocorrência de fluxos. A mesma tendência foi observado na ZC2 e ZC3 embora tais correlações não foram significativas.

Por último, as cotas inferiores e intermediárias apresentaram, geralmente, maior grau de umidade que as demais. Nesse sentido, a presença de alta porcentagem de poros preenchidos por água não parece ser o fator que limitaria a produção de N_2O . Assim, outros fatores como concentração de nitrato, concentração de carbono orgânico lábil e a ausência de organismos desnitrificantes podem ser, isoladamente ou em combinação, os fatores limitantes nestas cotas (GROFFMAN et al., 2009). Embora os microrganismos desnitrificantes sejam ubíquos (SEITZINGER et al., 2006; RIVETT et al., 2008), cria-se a hipótese que as águas do escoamento superficial poderiam carregar e, portanto, remover microrganismos durante os eventos pluviais fazendo com que áreas com o potencial de ser *hotspots* biogeoquímico não se comportem como tal. Em outras palavras, o escoamento superficial poderia ser um agente que influencia a distribuição espacial de microrganismos que mediam a produção de N_2O controlando ou, ao menos, contribuindo em parte para a heterogeneidade espacial de comunidades microbianas em solos (GILES et al., 2012). Isso, por sua vez, poderia afetar diretamente os processos do ciclo do nitrogênio ocorrendo em uma dada área levando à ausência de fluxos significativos apesar da área ter condições ótimas de umidade no solo.

3.5 Conclusão

As áreas variáveis de afluência são fontes significativas de N₂O apenas quando há solos argilosos nas porções mais baixas da paisagem. Isso mostra que o relevo, direcionando os fluxos de água, não é o único fator que ativa a emissão de N₂O nesse locais. É possível que haja maior emissão de nitrogênio na forma de N₂ e/ou a remoção de microrganismos responsáveis pela produção de N₂O durante a ocorrência de escoamento direto.

Referências

AGNEW, L.J.; LYON, S.; GÉRARD-MARCHANT, P.; COLLINS, V.B.; LEMBO, A.J.; STEENHUIS, T.S.; WALTER, M.T. Identifying hydrologically sensitive areas: Bridging the gap between science and application. **Journal of Environmental Management**, New York, v.78, p.63-76, 2006.

ANDRADE, T.M.B. **Dinâmica do nitrogênio e do carbono em microbacias hidrográficas com cobertura de cana-de-açúcar**. 2013. 167 p. Tese (Doutorado em Ciências) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2013.

ALLEN, D.E.; KINGSTON, G.; RENNENBERG, H.; DALAL, R.C.; SCHMIDT, S. Effect of nitrogen fertilizer management and waterlogging on nitrous oxide emission from subtropical sugarcane soils. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v.136, n.3-4, p.209-217, 2010.

BERNER, R.; BERNER, E.K. **The global water cycle: geochemistry and environment**. New Jersey: Prentice Hall, 1987. 387p.

BEVEN, K.; KIRKBY, M.J. A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. **Hydrological Sciences Bulletin**, Belisville, v.24, n.1, p.43-69, 1979.

BOWDEN, W.B.; BORMANN, F.H. Transport and loss of nitrous oxide in soil water after forest clear-cutting. **Science**, Washington, DC, v.233, p.867-869, 1986.

BOWMAN, A.F. Nitrogen oxides and tropical agriculture. **Nature**, London, v.392, p.866-867, 1998.

BRADY, N.C.; WEIL, R.R. **The nature and properties of soils**. 13. ed. New Jersey: Prentice Hall, 2002. p.543-591.

BRIX, H. Use of constructed wetlands in water pollution control: historical development, present status, and future perspectives. **Water Science and Technology**, London, v.30, n.8, p.209-223, 1994.

BUCHANAN, B.P.; ARCHIBALD, J.A.; EASTON, Z.M.; SHAW, S.B.; SCHNEIDER, R.L.; WALTER, M.T. A phosphorus index that combines critical source areas and transport

pathways using a travel time approach. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v.486, p.123-135, 2013.

BUOL, S.W.; SOUTHARD, R.J.; GRAHAM, R.C.; McDANIEL, P.A. **Soil genesis and classification**. 5. ed. Iowa: Blackwell Publishing, 2002. 494p.

CARMO, J.B.; PICCOLO, M.C.; ANDRADE, C.A.; CERRI, C.E.P.; FEIGL, B.J.; SOUSA NETO, E.; CERRI, C.C. Short-term changes in nitrogen availability, gas fluxes (CO₂, NO, N₂O) and microbial biomass after tillage during pasture re-establishment in Rondônia, Brazil. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v.96, n.1-2, p.250-259, 2007.

CORRE, M.D.; VAN KESSEL, C.; PENNOCK, D.J. Landscape and seasonal patterns of nitrous oxide emissions in a semiarid region. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.60, p.1806-1815, 1996.

CHORLEY, R.J. The hillslope hydrological cycle. In: KIRKBY, M.J. (ed.). **Hillslope hydrology**. Chichester: John Wiley and Sons, 1978. p.1-42.

DAHLKE, H.E.; EASTON, Z.E.; LYON, S.W.; WALTER, M.T.; DESTOUNI, G.; STEENHUIS, T.S. Dissecting the variable source area concept – subsurface flow pathways and water mixing processes in a hillslope. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v.420-421, p.125-141, 2012.

DAVIDSON, E.A.; SWANK, W.T. Environmental parameters regulating gaseous nitrogen losses from two forests ecosystems via nitrification and denitrification. **Applied and Environmental Microbiology**, Baltimore, v.52, n.6., p.1287-1292, 1986a.

DAVIDSON, E.A.; SWANK, W.T.; PERRY, T.O. Distinguishing between nitrification and denitrification as sources of gaseous nitrogen production in soil. **Applied and Environmental Microbiology**, Baltimore, v.52, n.6., p.1280-1286, 1986b.

DAVIDSON, E.A.; KELLER, M.; ERICKSON, H.E.; VERCHOT, L.V.; VELDKAMP, E. Testing a conceptual model of soil emissions of nitrous and nitric oxides. **Bioscience**, Washington, DC, v.50, n.8, p.667-680, 2000.

DAVIDSON, E.A.; MATSON, P.A.; VITOUSEK, P.M.; RILEY, R.; DUNKIN, K.; GARCÍA-MÉNDEZ, G.; MAASS, J.M. Processes regulating soil emissions of NO and N₂O in a seasonally dry tropical forest. **Ecology**, Brooklin, v.74, n.1, p.130-139, 1993.

DENMEAD, O.T.; MACDONALD, B.C.T.; BRYANT, G.; NAYLOR, T.; WILSON, S.; GRIFFITH, D.W.T.; WANG, W.J.; SALTER, B.; WHITE, I.; MOODY, P.W. Emissions of methane and nitrous oxide from Australian sugarcane soils. **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdam, v.150, p.748-756, 2010.

DEVITO, K.J.; FITZGERALD, D.; HILL, A.R.; ARAVENA, R. Nitrate dynamics in relation to lithology and hydrologic flow path in a river riparian zone. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.29, n.4, p.1075-1084, 2000.

DOURADO-NETO, D.; NIELSEN, D.R.; HOPMANS, J.W.; REICHARDT, K.; BACCHI, O.O.S. Software to model soil water retention curves (SWRC, version 2.00). **Scientia Agricola**, Piracicaba, v.157, n.1, p.191-192, 2000.

DUFF, J.H.; JACKMAN, A.P.; TRISKA, F.J.; SHEIBLEY, R.W.; AVANZINO, R.J. Nitrate retention in riparian ground water at natural and elevated nitrate levels in North Central Minnesota. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.36, p.343-353, 2007.

DUNNE, T.; BLACK, R.D. An experimental investigation of runoff production in permeable soils. **Water Resources Research**, Washington, DC, v.6, n.2, p.478-490, 1970a.

DUNNE, T.; BLACK, R.D. Partial area contributions to storm runoff in a small New England watershed. **Water Resources Research**, Washington, DC, v.6, n.2, p.1296-1311, 1970b.

EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006. 306p.

FANG, Y.; GUNDERSON, P.; ZHANG, W.; ZHOU, G.; CHRISTINE, J.R.; MO, J. Soil-atmosphere exchange of N₂O, CO₂, and CH₄ along a slope of an evergreen broad-leaved forest in southern China. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.319, n.1-2, p.37-48, 2009.

FIRESTONE, M.K.; FIRESTONE, R.B.; TIEDJE, J.M. Nitrous oxide from soil denitrification: factors controlling its biological production. **Science**, Washington, DC, v.208, p.749-751, 1980.

GACENCO, C.N.; WOOD, C.W.; SHAW, J.N.; RAPER, R.L.; BALKCOM, K.S. Agroecosystem management effects on greenhouse gas emission across a coastal plain catena. **Soil Science**, New Brunswick, v.174, p.229-237, 2009.

GERMER, S.; NEILL, C.; KRUSCHE, A.V.; ELSENBEEER, H. Influence of land-use change on near-surface hydrological processes: undisturbed forest to pasture. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v.380, p.473-480, 2010.

GILES, M.; MORLEY, N.; BAGGS, E.M.; DANIELL, T.J. Soil nitrate reducing processes – drivers, mechanisms for spatial variation, and significance for nitrous oxide production. **Frontiers in Microbiology**, Lausanne, v.3, article 407, 2012. doi: 10.3389/fmicb.2012.00407.

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

GOLD, A.J.; GROFFMAN, P.M.; ADDY, K.; KELLOGS, D.Q.; STOLT, M.; ROSENBLATT, A.E. Landscape attributes as controls on ground water nitrate removal capacity of riparian zones. **Journal of the American Water Resources Association**, New York, v.37, n.6, p.1457-1464, 2001.

GROFFMAN, P.M.; BUTTERBACH-BAHL, K.; FULWEILER, R.W.; GOLD, A.J.; MORSE, J.L.; STANDER, E.K.; TAGUE, C.; TONITTO, C.; VIDON, P. Challenges to incorporating spatially and temporally explicit phenomena (hotspots and hot moments) in denitrification models. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v.93, p.49-77, 2009.

GROFFMAN, P.M.; GOLD, A.J.; SIMMONS, R.C. Nitrate dynamics in riparian forests: microbial studies. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.21, p.666-671, 1992.

GU, J.; NICOULLAUD, B.; ROCHETTE, P.; PENNOCK, D.J.; HÉNAULT, C.; CELLIER, P.; RICHARD, G. Effects of topography on nitrous oxide emissions from winter wheat fields in Central France. **Environmental Pollution**, London, v.159, p.3149-3155, 2011.

HEINCKE, M.; KAUPENJOHANN, M. Effects of soil solution on the dynamics of N₂O emissions: a review. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v.55, p.133-157, 1999.

HEWLETT, J.D.; HIBBERT, A.R. Factors affecting the response of small watersheds to precipitation in humid areas. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON FOREST HYDROLOGY, 1967, Pennsylvania. **Proceedings...** Pennsylvania: Pergamon Press, 1967. p.275-290.

HEWLETT, J.D.; NUTTER, W.L. The varying source area of streamflow from upland basin. In: SYMPOSIUM ON INTERDISCIPLINARY ASPECTS OF WATERSHED MANAGEMENT, 1970, Bozeman, MN: Montana State University, 1970. **Proceedings...** New York: American Society of Civil Engineers, 1970. p.65-83.

HIROBE, M.; TOKUCHI, N.; IWATSUBO, G. Spatial variability of soil nitrogen transformation patterns along a forest slope in a *Cryptomeria japonica* C. Don plantation. **European Journal of Soil Biology**, Amsterdam, v.34, n.3, p.124-131, 1998.

HOFFMANN, H.P.; SANTOS, E.G.D.; BASSINELLO, A.I.; VIEIRA, M.A.S. **Variedades RB de cana-de-açúcar**. 1. ed. Araras: CCA/UFSCar, 2008. 30p.

HOLTAN-HARTWIG, L.; DÖRSCH, P.; BAKKEN, L.R. Low temperature control of soil denitrifying communities: kinetics of N₂O production and reduction. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v.34, p.1797-1806, 2002.

HU, Q.; WESTERHOFF, P.; VERMAAS, W. Removal of nitrate from groundwater by cyanobacteria: quantitative assessment of factors influencing nitrate uptake. **Applied and Environmental Microbiology**, Baltimore, v.66, n.1, p.133-139, 2000.

IZAURRALDE, R.C.; LEMKE, R.L.; GODDARD, T.W.; McCONKEY, B.; ZHANG, Z. Nitrous oxide emissions from agricultural toposequences in Alberta and Saskatchewan. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.68, p.1285-1294, 2004.

JACOBS, T.C.; GILLIAM, J.W. Riparian losses of nitrate from agricultural drainage waters. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.14, p.472-478, 1984.

JENSON, S.K.; DOMINGUE, J.O. Extracting topographic structure from digital elevation data for geographic information System Analysis. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, Washington, DC, v.54, n.11, p.1593-1600, 1988.

JIANG, C.; YU, G.; CAO, G.; LI, Y.; ZHANG, S.; FANG, H. CO₂ flux estimation by different regression methods from an Alpine Meadow on the Qinghai-Tibetan Plateau. **Advances in Atmospheric Sciences**, Beijing, v.27, n.6, p.1372-1379, 2010.

JIPP, P.H.; NEPSTAD, D.C.; CASSEL, D.K.; REIS DE CARVALHO, C. Deep soil moisture storage and transpiration in forests and pastures of seasonally dry Amazonia. **Climatic Change**, Dordrecht, v.39, p.395-412, 1998.

LI, J.; ANDERSON, T.; WALTER, M.T. Landscape scale variation in nitrous oxide flux along a typical northeastern US topographic gradient in the early summer. **Water, Air, and Soil Pollution**, Dordrecht, v.223, p.1571-1580, 2012.

LOWRANCE, R.; LEONARD, R.; SHERIDAN, J. Managing riparian ecosystems to control nonpoint pollution. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v.40, n.1, p.87-91, 1985.

LUIZÃO, R.C.C.; LUIZÃO, F.J.; PAIVA, R.Q.; MONTEIRO, T.F.; SOUSA, L.S.; KRUIJT, B. Variation of carbon and nitrogen cycling processes along a topographic gradient in a central Amazonian forest. **Global Change Biology**, Oxford, v.10, p.592-600, 2004.

KUTZBACH, L.; SCHNEIDER, J.; SACHS, T.; GIEBEL, M.; NYKÄNEN, H.; SHURPALI, N.J.; MARTIKAINEN, P.J.; ALM, J.; WILMKING. CO₂ flux determination by closed-chamber methods can be seriously biased by inappropriate application of linear regression. **Biogeosciences**, Munich, v.4, p.1005-1025, 2007.

MATSON, P.A.; PARTON, W.J.; POWER, A.G.; SWIFT, M.J. Agricultural intensification and ecosystem properties. **Science**, Washington, DC, v.277, p.504-509, 1997.

McCLAIN, M.E.; BOYER, E.W.; DENT, C.L.; GERGEL, S.E.; GRIMM, N.B.; GROFFMAN, P.M.; HART, S.T.; HARVEY, J.W.; JOHNSON, C.A.; MAYORGA, E.; McDOWELL, W.H.; PINAY, G. Biogeochemical hot spots and hot moments at the interface of terrestrial and aquatic ecosystems. **Ecosystems**, Heidelberg, v.6, p.301-312, 2003.

McSWINEY, C.P.; McDOWELL, W.H.; KELLER, M. Distribution of nitrous oxide and regulators of its production across a tropical rainforest catena in the Luiquillo Experimental Forest, Puerto Rico. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v.56, n.3, p.265-286, 2001.

NISHINA, K.; TAKENAKA, C.; ISHIZUKA, S. Spatiotemporal variation in N₂O flux within a slope in a Japanese cedar (*Cryptomeria japonica*) forest. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v.96, p.163-175, 2009.

OHRUI, K.; MITCHELL, M.J.; BISCHOFF, J.M. Effect of landscape position on N mineralization and nitrification in a forested watershed in the Adirondack Mountains of New York. **Canadian Journal of Forest Research**, Ottawa, v.29, p.497-508, 1999.

OLIVEIRA, V.S.; ROLIM, M.M.; COSTA, Y.D.J.; PEDROSA, E.M.R.; SILVA, E.F.F. Compressibilidade de um argissolo amarelo distrocoeso submetido a diferentes manejos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.15, n.5, p.435-442, 2011.

OSAKA, K.; OHTE, N.; KOKA, K.; KATSUYAMA, M.; NAKAJIMA, T. Hydrologic controls on nitrous oxide production and consumption in a forested headwater catchment in central Japan. **Journal of Geophysical Research**, Washington, DC, v.111, n.G1, 2006. <http://dx.doi.org/10.1029/2005JG000026>.

PETERJOHN, W.T.; CORRELL, D.L. Nutrient dynamics in an agricultural watershed: observations on the role of a riparian forest. **Ecology**, Brooklin, v.65, p.1466-1475, 1984.

PILEGAARD, K. Processes regulating nitric oxide emissions from soils. **Philosophical Transactions of the Royal Society Biological Sciences**, London, v.368, 20140126, 2013. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2013.0126>.

REINERS, W.A.; KELLER, M.; GEROW, K.G. Estimating rainy season nitrous oxide and methane fluxes across forest and pasture landscapes in Costa Rica. **Water, Air, and Soil Pollution**, Dordrecht, v.105, p.117-130, 1998.

REIS, B.F.; VIEIRA, J.A.; KRUG, F.J.; GINÉ, M.F. Development of a flow injection system with two analytical paths for ammonium determination in soil extracts by conductometry. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, São Paulo, v.8, n.5, p.523-528, 1997.

RIVETT, M.O.; BUSS, S.R.; MORGAN, P.; SMITH, J.W.N.; BEMMENT, C.D. Nitrate attenuation in groundwater: a review of biogeochemical controlling processes. **Water Research**, New York, v.42, p.4215-4232, 2008.

SANTOS, R.D.; LEMOS, R.C.; SANTOS, H.G.; KER, J.C.; ANJOS, L.H.C. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. 5. ed. Viçosa: SBCS, 2005. 100p.

SEHY, U.; RUSER, R.; MUNCH, J.C. Nitrous oxide fluxes from maize fields: relationship to yield, sitespecific fertilization, and soil conditions. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v.99, n.1-3, p.97-111, 2003.

SEITZINGER, S.; HARRISON, J.A.; BÖLLKE, J.K.; BOUMAN, A.F.; LOWRANCE, R.; PETERSON, R.; TOBIAS, C.; VAN DRECHT, G. Denitrification across landscapes and waterscapes: a synthesis. **Ecological Applications**, Ithaca, v.16, n.6, p.2064-2090, 2006.

SEMENOV, M.V.; KRAVCHENKO, I.K.; SEMENOV, V.M.; KUZNETOVA, T.V.; DULOV, L.E.; UDAL'TSOV, S.N.; STEPANOV, A.L. Carbon dioxide, methane and nitrous oxide fluxes in soil catena across the right bank of the Oka river (Moscow Oblast). **Eurasian Soil Science**, New York, v.43, n.5, p.541-549, 2010.

SILVA, R.W.C. **Processos hidrológicos e transporte de nitrogênio e carbono em bacias com cobertura de cana-de-açúcar**. 2013. 23p. Monografia (Qualificação de Doutorado) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2013.

SIMMONS, R.C.; GOLD, A.J.; GROFFMAN, P.M. Nitrate dynamics in riparian forests: groundwater studies. **Journal of Environmental Quality**, Madison, v.21, p.659-665, 1992.

SPALDING, R.F.; PARROTT, J.D. Shallow groundwater denitrification. **The Science of the Total Environment**, Amsterdam, v.141, p.17-25, 1994.

TAIZ; L.; ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal**. 4. ed. Porto Alegre: Artmed, 2009. 848p.

TEH, Y.A.; SILVER, W.L.; CONRAD, M.E. Oxygen effects on methane production and oxidation in humid tropical forest soils. **Global Change Biology**, Oxford, v.11, p.1283-1297, 2005.

TIEDJE, J.M.; SEXTONE, A.J.; PARKIN, T.B.; REVSBECH, N.P.; SHELTON, D.R. Anaerobic processes in soil. **Plant and Soil**, Dordrecht, v.76, p.197-212, 1984.

TROMP-Van MEERVELD, H.J.; McDONNELL, J.J. On the interrelations between topography, soil depth, soil moisture, transpiration rate and species distribution at the hillslope scale. **Advances in Water Resources**, Southampton, v.29, p.293-310, 2006.

UDAWATTA, R.P.; MOTAVALLI, P.P.; GARRET, H.E.; KRSTANSKY, J.J. Nitrogen losses in runoff from three adjacent agricultural watersheds with claypan soils. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v.117, p.39-48, 2006.

VAN GENUCHTEN, M.T. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of undisturbed soils. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v.44, p.892-898, 1980.

VILAIN, G.; GARNIER, J.; TALLEC, G.; CELLIER, P. Effect of slope position and land use on nitrous oxide (N₂O) emissions (Seine Basin, France). **Agricultural and Forest Meteorology**, Amsterdam, v.150, p.1192-1202, 2010.

VITOUSEK, P.M.; GOSZ, J.R.; GIER, C.C.; MELILLO, J.M.; REINERS, W.A.; TODD, R.L. Nitrate losses from disturbed ecosystems. **Science**, Washington, DC, v.204, n.4392, p.469-474, 1979.

WAGNER, S.W.; REICOSKY, D.C.; ALESSI, R.S. Regression models for calculating gas fluxes measured with a closed chamber. **Agronomy Journal**, Madison, v.89, p.279-284, 1997.

WALTER, M.T.; WALTER, M.F.; BROOKS, E.S.; STEENHUIS, T.S.; BOLL, J.; WEILER, K. Hydrologically sensitive areas: variable source area hydrology implications for water quality. **Journal of Soil and Water Conservation**, Ankeny, v.3, p.277-284, 2000.

WARD, R.C. On the response to precipitation of headwater streams in humid areas. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v.74, p.171-189, 1984.

YU, K.W.; FAULKNER, S.P.; BALDWIN, M.J. Effect of hydrological conditions on nitrous oxide, methane, and carbon dioxide dynamics in a bottomland hardwood forest and its implications for soil carbon sequestration. **Global Change Biology**, Oxford, v.14, p.798-812, 2008.

YU, K.W.; FAULKNER, S.P.; PATRICK, W.H. Redox potential characterization and soil greenhouse gas concentration across a hydrological gradient in a Gulf coast forest. **Chemosphere**, Oxford, v.62, p.905-914, 2006.