

Departamento de Química Física e Enxeñería Química I



**Denilson Dortzbach
Maio 2015**



UNIVERSIDADE DA CORUÑA

TESE DE DOUTORADO

**DINÂMICA DA PAISAGEM E ALTERAÇÕES DOS
ATRIBUTOS DO SOLO EM UMA BACIA
HIDROGRÁFICA NA REGIÃO SUL DO BRASIL**

Apresentada por:

DENILSON DORTZBACH

Sob a Orientação do Professor

Marcos Lado Liñares

A Coruña, Galícia
Abril de 2015

D. Marcos Lado Liñares, Profesor Contratado Doctor del área de Edafología y Química Agrícola de la Universidad de A Coruña (UDC)

CERTIFICA:

Que la presente Memoria titulada “**DINÁMICA DA PAISAGEM E ALTERAÇÕES DOS ATRIBUTOS DO SOLO EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA NA REGIÃO SUL DO BRASIL (Dinámica del paisaje y alteraciones en las propiedades del suelo en una cuenca hidrográfica de la región sur de Brasil)**” que para optar al grado de Doctor por la Universidade da Coruña presenta **D. Denilson Dortzbach**, ha sido realizada bajo mi dirección y supervisión dentro del programa oficial de Doctorado en Ciencia y Tecnología Ambiental de la UDC.

Considerando que constituye trabajo de *Tesis Doctoral*, autorizo su presentación.

Y para que así conste, expedo el presente certificado en A Coruña, a 8 de Abril de 2015

Fdo.

Marcos Lado Liñares

DEDICO

À minha família, principalmente ao meu pai Freno (*in memoriam*), minha mãe Ivone e meus filhos Vitor e Taís, Ao meu amigo Marcos Gervasio e aos meus companheiros sempre presentes César e Willian.

AGRADECIMENTOS

A toda minha família, em especial aos meus pais e filhos, pelo apoio, pelo amor, confiança, união, honra, dignidade, responsabilidade, luta e perseverança.

À Universidade da Coruña, em especial ao meu orientador Antonio Paz Gonzálze e Rosane da Silva Dias pela oportunidade e colaboração.

À Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (Epagri) e Centro de Informações de Recursos Ambientais e de Hidrometeorologia de Santa Catarina (Ciram) que possibilitaram o uso de informações para o desenvolvimento desta pesquisa, em especial à Diretoria de Pesquisa da Epagri e Chefia da Epagri/Ciram, os quais sempre apoiaram e incentivaram no desenvolvimento dos trabalhos.

Ao meu colega e amigo Dr. Everton Blainski pelo projeto aprovado no CNPq que possibilitou a realização desta pesquisa.

Ao CNPq pelo financiamento do projeto de pesquisa. As bolsistas Morgana Giovanella de Farias e Ana Esnidei Pereira, pela ampla colaboração.

Aos colegas de trabalho, pelo apoio e estímulo, especialmente aos colegas e amigos Yara Maria Alves Chanin, José Augusto Laus Neto, Ivan Luiz Zilli Bacic, Mara Cristina Benez, Elesangela Benedet da Silva e Iria Sartor Araújo.

Ao meu sempre orientador e amigo Marcos Gervasio Pereira e a minha madrinha Dra Lucia Raquel Queiroz Pereira da Luz.

Aos amigos, pelas palavras de apoio e compreensão pela minha ausência.

Aos meus companheiros, parceiros, amigos, irmãos Willian Anderson Martins da Silva e César Augusto Bedin.

A todos, indistintamente, que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho.

"A vida é feita des escolhas. Quando você dá um passo a frente, inevitavelmente alguma coisa fica para trás". (Caio Fernando Abreu)

RESUMO

DORTZBACH, Denilson. **Dinâmica da paisagem e alterações dos atributos do solo em uma Bacia Hidrográfica na região Sul do Brasil**. 2015. Tese (Doutorado), Universidade da Coruña, La Coruña, GA, Espanha.

O objetivo deste estudo foi analisar a dinâmica da mudança da paisagem, avaliando as alterações espaço-temporais do uso e cobertura das terras na Bacia Hidrográfica do Rio Camboriú, Brasil, nos anos de 1957, 1978 e 2008 e seus efeitos nos atributos e perdas de solo, bem como na qualidade da água. Os resultados mostraram que ocorreram mudanças significativas no uso e cobertura das terras entre os anos de 1957, 1978 e 2008, com predomínio da manutenção de áreas com floresta e aumento das áreas de arroz irrigado e área urbana, e da redução das áreas de pastagem. Na avaliação de $\delta^{13}\text{C}$ as maiores contribuições de plantas C_4 foram observadas nas sucessões de uso PPP e FPP. A conversão de floresta em pastagem proporcionou redução na qualidade física e aumento da qualidade química dos solos. Para as áreas de pastagens com 50 anos de uso, na camada superficial, verificou-se que, em média 66% do carbono orgânico do solo, ainda é derivado da floresta original. A estimativa de perdas de solo, através da USLE, indicou valores baixos para as 3 datas avaliadas. Os dados qualitativos e quantitativos da água se mostraram eficientes na avaliação das ações antrópicas.

Palavras-Chave: uso e cobertura das terras, SIG, perdas de solo, abundancia natural ^{13}C .

RESUMO

DORTZBACH, Denilson. **Dinámica da paisaxe e os cambios nas propiedades do solo nunha Conca no Sur de Brasil**. 2015. Tese (Doutorado), Universidade da Coruña, La Coruña, GA, España.

O obxectivo deste estudo foi analizar a dinámica do cambio da paisaxe, avaliando os cambios espazo-temporais do uso e cobertura das terras na Conca Hidrográfica do Río Camboriú, Brasil, os anos de 1957, 1978 e 2008 e os seus efectos nos atributos e perdas de solo, así como na calidade da auga. Os resultados mostraron que ocorreron cambios significativos no uso e cobertura das terras entre os anos de 1957, 1978 e 2008, con predominio do mantemento de zonas con bosque e aumento das áreas de arroz irrigado e cidade, e da redución das áreas de pasto. Na avaliación de $\delta^{13}\text{C}$ as maiores contribucións de plantas C_4 foron observadas nas sucesións de uso PPP e FPP. A conversión de bosque en pasto proporcionou redución na calidade física e aumento da calidade química dos solos. Para as áreas de pastos con 50 anos de uso, na capa superficial, verificouse que, en media 66% do carbono orgánico do solo, aínda deriva do bosque orixinal. A estimación de perdas de solo, a través da USLE, indicou valores baixos para as 3 datas avaliadas. Os datos cualitativos e cuantitativos da auga se mostraron eficaces na avaliación das accións antrópicas.

Palavras Chave: uso e cobertura das terras, SIG, perdas de solo, abundancia natural ^{13}C .

RESUMEN

DORTZBACH, Denilson. **Dinámica del paisaje y los cambios en las propiedades del suelo en una cuenca en el sur de Brasil**. 2015. Tesis (Doctorado), Universidade da Coruña, La Coruña, GA, España.

El objetivo de este estudio es analizar la dinámica de cambio de paisaje, evaluando los cambios espacio-temporales del uso y la cobertura del suelo en la Cuenca del Río Camboriú, Brasil, en los años 1957, 1978 y 2008 y sus efectos sobre las propiedades del suelo, la erosión y la calidad del agua. Los resultados mostraron cambios significativos en el uso y cobertura del suelo entre los años 1957, 1978 y 2008, con un predominio de la conservación de áreas de bosque y el aumento de la superficie de arroz de regadío y el área urbana, y la reducción de las áreas de pastoreo. La evaluación del $\delta^{13}\text{C}$ mostró que las mayores contribuciones de plantas C_4 se registraron en las sucesiones Pastizal-Pastizal-Pastizal y Floresta-Pastizal-Pastizal. La conversión de bosques a pastizales disminuyó la calidad física y aumentó la calidad química de los suelos. En pastizales con 50 años de uso, se observó que, de promedio, el 66% del carbono orgánico del horizonte superficial provenía del bosque original. Las pérdidas de suelo estimadas a través de la USLE, fueron bajas en las 3 fechas evaluadas. Finalmente, los datos cualitativos y cuantitativos de la calidad del agua se mostraron eficaces para la evaluación de las actividades antrópicas.

Palabras clave: cambios en el uso del suelo, SIG, erosión, relaciones isotópicas ^{13}C .

ABSTRACT

DORTZBACH, Denilson. **Landscape dynamics and changes in soil properties in a basin in southern Brazil**. 2015. Thesis (Ph.D.), Universidade da Coruña, La Coruña, GA, Spain.

The objective of this study was to analyze landscape-change dynamics, assessing the spatial-temporal changes of soil use and landcover in the River Basin Camboriu, Brazil, using data from the years 1957, 1978 and 2008, and their effect on soil properties, soil loss and water quality. The results showed significant changes in soil use and landcover between the analyzed dates, with a predominance of the maintenance of forest areas and an increase in irrigated-rice cultivation and urban areas, with the simultaneous reduction of grazing areas. The $\delta^{13}\text{C}$ analysis showed that the major contribution of C_4 plants occurred in the Pasture-Pasture-Pasture and Forest-Pasture-Pasture successions. The conversion of forest to pasture decreased soil physical quality and increased its chemical quality. For pastures with 50 years of use, it was found that on average 66% of the organic carbon in the surface layer is derived from the original forest. The estimated soil loss using the USLE, indicated low erosion values in the 3 evaluated dates. Qualitative and quantitative evaluation of water quality was an efficient tool for the evaluation of human actions.

Key words: soil use and land cover changes, GIS, soil loss, isotopic relationship ^{13}C

DINÁMICA DEL PAISAJE Y LOS CAMBIOS EN LAS PROPIEDADES DEL SUELO EN UNA CUENCA EN EL SUR DE BRASIL

(Dinâmica da paisagem e alterações dos atributos do solo em uma Bacia Hidrográfica na região Sul do Brasil)

RESUMEN EXTENSO

1. Introducción

El bioma Bosque Atlántico es uno de los ecosistemas más degradados del mundo. El estado de Santa Catarina está totalmente insertado en este bioma, aunque en 2012 tan solo se conservaba el 23,23 % de la cobertura original, de acuerdo con la organización SOS Mata Atlántica. Dentro de las áreas degradadas, los sistemas costeros son actualmente las zonas más amenazadas por el aumento gradual de los procesos de urbanización, derivados de sus grandes recursos biológicos y naturales. En este contexto, la Cuenca del Río Camboriú, que posee un área pequeña, una demanda concentrada de agua, y disfunciones relacionadas con el saneamiento, se ha convertido en una de las áreas más amenazadas del estado de Santa Catarina.

La mayor parte de la zona todavía cubierta por bosques está representada por fragmentos de Floresta Ombrófila Densa, que en muchos lugares ha sido reemplazada por otros usos del suelo, principalmente pastos. Esta sustitución de la vegetación natural provoca cambios en las propiedades del suelo y el agua, aunque existen pocos estudios sobre la intensidad y causa de estas variaciones.

Las alteraciones de ecosistemas naturales o cultivados pueden acarrear graves consecuencias para la biodiversidad, la calidad de los suelos y la sostenibilidad. Las áreas turísticas, como las existentes en la Foz de la cuenca del río Camboriú, son dinámicas, estando sujetas a cambios a lo largo del tiempo. Esta evolución ocurre como consecuencia de diversos factores, los cuales pueden ser evaluados empleando el análisis de la dinámica del paisaje. Para realizar un análisis profundo, son necesarios métodos apropiados que permitan cuantificar patrones espaciales, compararlos, y determinar sus procesos funcionales. En este sentido, la teledetección se revela como una técnica muy útil que permite obtener una gran cantidad de información del uso del suelo en un período de tiempo corto.

Entre los atributos que pueden servir como indicadores de los cambios en el paisaje destacan las propiedades físicas y químicas del suelo. Una elevada calidad física se atribuye a un suelo que permite la infiltración, la retención y suministro de agua a plantas y cursos de agua; responde a la presión y resiste la degradación; permite el intercambio de calor y los gases con la atmósfera y las raíces de las plantas; y permite el crecimiento de raíces. Por tanto, la monitorización de la calidad del suelo mediante la evaluación de sus características físicas es necesaria para asegurar la sostenibilidad de los sistemas agrícolas.

Dentro de la posible pérdida de calidad química de los suelos debida a los cambios de uso, destacan los cambios en el carbono en el suelo, tanto en la cantidad como en la calidad, y por tanto, en el ciclo global de este elemento. El uso de trazadores isotópicos naturales permite comprender mejor la complejidad de los cambios en el carbono presente en el suelo. De entre las técnicas disponibles, el análisis de la abundancia natural de ^{13}C permite identificar la fuente de C en el suelo, ya que asume que la composición isotópica de la materia orgánica del suelo refleja el material vegetal de que se deriva.

Uno de los impactos más graves que puede ocurrir en el suelo debido a variaciones en la cobertura vegetal es el aumento de las pérdidas por erosión. Su determinación por métodos directos es laboriosa y complicada en una cuenca del tamaño de la del río Camboriú, por lo que una herramienta valiosa para su predicción y gestión son los modelos de erosión. De entre ellos, uno de los más usados es la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE) que, asociada a tecnologías geoespaciales como el SIG, permite diagnosticar y predecir las pérdidas de suelo debidas a cambios de uso.

Además de los cambios que pueden producirse en las propiedades edáficas, la deforestación provocada por la presión humana ha llevado a un descenso significativo en la calidad del agua y la disminución de la biodiversidad acuática en la cuenca del río Camboriú. La degradación de la calidad del agua abarca un amplio espectro de problemas dentro del área de estudio, incluyendo diversas fuentes de contaminación por el vertido inadecuado de residuos líquidos y sólidos. Las actividades antrópicas causan impactos que están interrelacionados con los procesos naturales que ocurren en la cuenca. Esta situación se agrava debido al efecto acumulativo generado por el crecimiento descontrolado de la población y la falta de planificación en las ciudades, así como los conflictos por el uso de agua entre diferentes actividades económicas (especialmente entre el uso agrícola y la necesidad de agua potable). En consecuencia, la calidad del agua se ha convertido en una amenaza constante para la salud de la población. Para la gestión integrada de estos

problemas y sus interrelaciones, el empleo de sistemas de información geográfica (SIG) permite obtener una visión general de la dinámica del paisaje dentro del área de estudio, que puede ser aplicada en la planificación agrícola, la evaluación de la capacidad y la aptitud del suelo para diferentes usos, y la aplicación de modelos matemáticos para la cuantificación de los impactos ambientales y la potencial de erosión del suelo. Es por tanto una herramienta importante para el planeamiento ambiental de la cuenca ya que permite un enfoque integrado del análisis del paisaje, considerando éste como resultado de un conjunto de factores geobiofísicos y socioeconómicos interconectados espacio-temporalmente.

2. Objetivos e hipótesis

2.1. Objetivos generales y específicos

√ El objetivo general del presente estudio es analizar la dinámica del paisaje y evaluar los cambios espacio-temporales de uso y cobertura del suelo en la cuenca del Río Camboriú, Santa Catarina, Brasil, registradas entre los años 1957, 1978 y 2008, así como su influencia en las propiedades del suelo, las pérdidas por erosión, y la calidad del agua de la cuenca.

Los objetivos específicos son los siguientes:

- √ Analizar la dinámica del paisaje mediante el estudio de cambios espacio-temporales de los usos del suelo entre los años 1957, 1978 y 2008;
- √ Evaluar atributos físicos de la cuenca mediante análisis morfométricos;
- √ Evaluar los cambios en las propiedades físicas y químicas del suelo, con especial atención al contenido de carbono total y la abundancia natural de $\delta^{13}C$ por la transformación entre bosque y pasto y tras diferentes tiempos de implantación;
- √ Estimar las pérdidas de suelo en diferentes años, utilizando la Ecuación Universal de Pérdidas de Suelo;
- √ Evaluar cuantitativa y cualitativamente la calidad del agua de los ríos de la cuenca mediante empleando parámetros físicos y químicos, identificando así las principales fuentes de contaminación;
- √ Proporcionar una base de datos geoambiental en un entorno SIG con información espacial georreferenciada para facilitar las acciones públicas de planificación y gestión del suelo.

2.2. Hipótesis de trabajo

- √ La incorporación de registros cartográficos sucesivos concernientes la dinámica espacio-temporales de uso y cobertura del suelo, con la aplicación de SIG, ofrecen una comprensión más completa y precisa de los procesos espaciales responsables de la construcción de la actual dinámica del espacio geográfico, permitiendo una más fácil definición de respuestas eficaces y oportunas para la solución de los problemas ambientales.
- √ Los cambios en el uso del suelo que se han producido en la cuenca del río Camboriú durante los últimos 50 años no son sostenibles, y han provocado cambios en las propiedades del suelo, en las pérdidas de suelo por erosión y en la cantidad y calidad del agua de la cuenca.

3. Material y Métodos

El estudio se llevó a cabo en la Cuenca del Río Camboriú, que se encuentra en la región costera del estado de Santa Catarina, Brasil, en los municipios de Camboriu Balneario y Camboriu, entre los paralelos 26°57'15" y 27°9'20" de latitud Sur y entre los meridianos 48°33'30" y 48°48'45" de longitud Oeste. La superficie total de la cuenca es de 25.824,83 ha.

Las características físicas de la cuenca fueron evaluadas mediante análisis morfométricos. Los parámetros calculados fueron el área de drenaje, la forma de la cuenca, el coeficiente de compacidad, el factor de forma, el sistema de drenaje, el orden de los cursos de agua, la densidad de drenaje, la duración media de la escorrentía, el índice de sinuosidad, y el tiempo de concentración.

El análisis de la dinámica del paisaje se realizó a partir de información de los años 1957, 1978 y 2008. La información de los años 1957 y 1978 se obtuvo a partir de fotografías aéreas pancromáticas georreferenciadas, a escala 1:25.000, correspondientes al levantamiento fotogramétrico de Santa Catarina – vuelo Cruzeiro do Sul de 1957 y 1978, disponibles en el archivo aerofotogramétrico de la Empresa de Pesquisa Agropecuária e de Extensão Rural de Santa Catarina (Epagri). Los usos del suelo en 2008 fueron obtenidos con imágenes rectificadas del sensor *QuickBird* con resolución espacial de 0,6 m. El procesamiento digital de imágenes se realizó empleando el software ArcGIS 10.1.

Para el análisis del uso del suelo en estas tres fechas, se definieron inicialmente polígonos vectorizando las imágenes. Se definieron nueve clases de uso del suelo, y se identificaron las 9 en el año 2008, 8 en 1978, y 8 en 1957. A partir del análisis multitemporal de las imágenes clasificadas se describió la variación temporal de las características del paisaje.

Tras la finalización de los mapas de uso del suelo en cada una de las fechas consideradas, fueron seleccionadas siete sucesiones de bosques y praderas que representaron más del 75% de los cambios en el área de estudio. La representación de los usos del suelo se describió mediante tres letras: la primera de ellas se refiere al uso del suelo en el año 1957, el segundo en el año 1978 y el tercero de 2008 (F= bosque; P= pastizal). Estas 7 sucesiones fueron FFF, FPF, PFF, PPF, PPF, FFP, y PPP. Para el análisis de los cambios en las propiedades del suelo ocasionados por variaciones en los usos del suelo, en cada sucesión se seleccionaron tres áreas (repeticiones) donde se realizó el muestreo de suelos. Muestras de suelo alteradas y sin alterar se tomaron a profundidades de 0-10; 10-20; 20-30; 30-40; 40-50; 50-60; 60-80 y 80-100 cm. Las muestras inalteradas se recogieron con un anillo metálico de 5 cm ó 6 cm de diámetro, y se emplearon para la determinación de la granulometría, la densidad aparente, la porosidad total, y macro y microporosidad. Las muestras alteradas se emplearon para realizar análisis químicos, entre los que se incluyeron pH en agua, P, K, Ca, Mg, Al, MO y CIC a pH 7,0. Estos análisis se realizaron en el laboratorio de suelos Epagri Chapecó, en el estado de Santa Catarina.

El carbono orgánico total (COT) y la abundancia isotópica $\delta^{13}\text{C}$ se midieron en el CENA (Centro de Energía Nuclear en la Agricultura), USP. La abundancia isotópica fue determinada en muestras de 300 mg en un espectrómetro de masa isotópica de flujo continuo Finnigan Delta Plus, y el COT mediante un autoanalizador de C total Carlo Erba EA 1108 acoplado al anterior. El porcentaje de carbono derivado de bosques y praderas se obtuvo mediante el cálculo de la dilución isotópica.

Las pérdidas de suelo fueron estimadas empleando la USLE, que incluye una serie de factores: el factor de erosividad de las lluvias, el factor de erosionabilidad del suelo, la longitud de la pendiente, la pendiente, el factor de cobertura, uso/gestión y el factor de prácticas de conservación. El mapa de las pérdidas del suelo estimadas se obtuvo utilizando mapas de cada uno de estos parámetros en el software ArcGIS 10.1.

Los datos meteorológicos y de aforo se obtuvieron en cuatro estaciones que forman el sistema de monitoreo de la Cuenca del Río Camboriú: Río Camboriú, Río Canoas, Río

do Braço y Louro. Las variables analizadas fueron las precipitaciones, las temperaturas y el caudal del río, medidas a intervalos de 15 minutos.

Los análisis de calidad del agua se llevaron a cabo mediante el uso de sondas multiparamétricas Hydrolab modelo DS5, que cuentan con cinco sensores: temperatura, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto, pH, y turbidez. Las sondas se emplazaron en las estaciones de aforo situadas en Río Canoas y Río Camboriú.

4. Resultados y discusión

La cuenca del río Camboriú tiene una altitud máxima de 163 metros y un área de drenaje de 199,8 km², con una forma más o menos rectangular de orientación noreste-suroeste y un perímetro de 94,9 km. El coeficiente de compacidad (1,79) describe una cuenca con forma alargada, una buena formación de escorrentía y, en condiciones meteorológicas normales, poco propensa a la formación de inundaciones, lo que es consistente con el valor del factor de forma (0,30).

A partir del análisis del uso y cobertura del suelo en las tres fechas evaluadas fueron identificadas nueve clases de uso del suelo durante los 51 años de estudio. La extensión ocupada por bosques apenas varió durante este período. Más del 60% de la superficie de la cuenca no sufrió cambios en el uso del suelo, permaneciendo un 54,2 % del paisaje ocupado por bosque y un 6,54 % como área de pastizales. Sólo el 13,32 % de las áreas forestales existentes en 1957 habían cambiado de uso en el año 2008.

La clase que experimentó mayores cambios en su extensión fue el área urbana, cuya expansión fue de 20 veces la superficie inicial, pasando de 126 ha en 1957 a 2.558 ha en 2008, lo que supone un incremento del 0,49 al 10% de la extensión de los dos municipios de la cuenca. El otro cambio de uso del suelo significativo durante este período fue la transformación de zonas de pastoreo en bosque, que supuso una reducción del área ocupada por pastizales de un 14,06 %. También se observó la expansión del cultivo del arroz, lo que indica la rentabilidad de esta actividad en los municipios de la cuenca.

En cuanto a las propiedades de los suelos, se observaron diferencias en las propiedades físicas y químicas de los mismos en los distintos tratamientos. En general, la transformación de zonas forestales en pastizales resultó en efectos negativos sobre las propiedades físicas de los suelos. No obstante, en todos los tratamientos la porosidad total observada en el horizonte superficial está en el rango ideal para la mayoría de cultivos, con valores superiores al 50 %. Los valores más altos de porosidad se observaron en la

sucesión FFF, probablemente debido a que éste es un sistema que no ha sufrido el efecto degradante de las actividades humanas. Con respecto a Mp, se observaron valores más elevados en el tratamiento FFF que en los tratamientos FPP y PPP. La relación mp/Mw, que indica las condiciones más adecuadas para el desarrollo de los cultivos, se encontró próxima al valor ideal de 2/1. En este sentido, los tratamientos FFF, FPP y PPP mostraron condiciones menos favorables para el desarrollo de las raíces, especialmente en las capas más profundas.

Las propiedades químicas de los suelos mostraron, en general, una gran variación entre las áreas muestreadas. Esto se tradujo en la mayoría de los casos en valores de desviación estándar altos, y por consiguiente, en un elevado coeficiente de variación. La principal causa de esta variabilidad se atribuyó al empleo de diferentes manejos agrícolas en diferentes parcelas. A pesar de ello, se pudieron observar cambios significativos en las propiedades químicas del suelo con la transformación de bosques en pastos y viceversa. Así, los valores de pH fueron más altos en el horizonte superficial en los tratamientos FFF, FPP y PPP que en el resto de tratamientos, que a su vez provocaron valores más bajos de Al. Las bases intercambiables siguieron patrones similares al pH, con valores más altos en las capas superficiales que disminuyeron en la mayoría de casos en profundidad.

Los valores de P más altos se observaron en el horizonte superficial del tratamiento PPP. De hecho, todos los tratamientos que se utilizan actualmente para el pastoreo fueron los que mostraron los valores más altos de este elemento.

El contenido de carbono orgánico mostró diferencias significativas tanto entre los tratamientos como en profundidad. Los valores de carbono en el suelo oscilaron entre 30,31 y 18,97 Mg ha⁻¹ C en el horizonte superficial (0-10 cm). Los tratamientos FFF, PFF y PPF mostraron los valores más altos en comparación con los demás. Como cabía esperar, las reservas de carbono en la capa superior del suelo fueron superiores, disminuyendo en profundidad.

En cuanto a los valores de $\delta^{13}\text{C}$, el tratamiento FFF, que representa un bosque poco perturbado cuya principal característica es no haberse dedicado a otro uso, presentó los valores menores de $\delta^{13}\text{C}$ (de -28,35 ‰ en el horizonte de 0-10 cm a -26,20 ‰ en el horizonte de 60-80 cm), lo que indica una vegetación con predominio de plantas C₃. En los otros tratamientos (PFF, PTT, FPF, FFP, FPP y PPP), la materia orgánica mostró una composición con plantas con ruta metabólica C₃, que tienen un valor $\delta^{13}\text{C}$ entre -21 y -35 ‰, y plantas C₄, con valores entre -9 y -17 ‰.

En PPP, donde el tratamiento fue el uso continuo como pradera durante un período superior a 50 años, el C del suelo proviene de residuos de vegetación de bosque en un 48 % en la capa superficial, en un 60 % en la capa de 10-20 cm, y alcanza un porcentaje de 84 % en la capa más profunda. Los resultados indican que períodos de 25 años dedicados a prados intercalados con zonas de bosque no son suficientes para producir cambios significativos en la firma de $\delta^{13}\text{C}$, debido principalmente a la presencia en el suelo de C proveniente de vegetación de bosque.

La estimación de las pérdidas de suelo empleando la USLE sirvió para generar tres mapas de erosión, uno por cada período de estudio (1957, 1978 y 2008). La mayor pérdida de suelo estimada se produjo en 1978, alcanzando en algunas zonas valores que excedieron $20 \text{ t ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Estas zonas coincidieron con cultivos en zonas de gran pendiente. A pesar de ello, las pérdidas de suelo en la cuenca fueron bajas, posiblemente debido al alto porcentaje de bosque, especialmente en las zonas de mayor pendiente.

Precipitación durante la temporada de invierno presenta de manera homogénea con lluvias regulares durante todo el período. En la primavera se modificó el comportamiento de las precipitaciones en comparación con el invierno. Se observaron durante este período precipitaciones con mayor intensidad. Sin embargo, fue en el verano, donde se observaron las más intensas precipitaciones entre las tres temporadas evaluadas. Los valores máximos observados fueron 94 y 78 mm.

El caudal de los ríos sigue un patrón muy marcado por la precipitación, caracterizada por lluvias regulares durante el invierno y precipitaciones de mayor intensidad en primavera y verano, siendo ésta la estación con la mayor intensidad de lluvia. Durante el invierno se observó que la turbidez del río Camboriú está relacionada con la precipitación, mientras que en primavera se mantiene elevada independientemente de la precipitación. Es muy probable que este comportamiento esté relacionado con períodos de laboreo de campos de arroz. En verano también se produjo un aumento de la turbidez, aunque en este caso al final de la estación, posiblemente también relacionado con la cosecha de arroz.

Las oscilaciones de pH del río están dentro del rango permitido por la ley brasileña, que recomienda valores de pH entre 6,0 y 9,0. Por su parte, el oxígeno disuelto varió en períodos bien marcados de invierno y primavera. En invierno, las concentraciones fueron más elevadas, con valores promedio cercanos a 10 mg L^{-1} .

5. Conclusiones

- √ El uso de fotografías aéreas e imágenes de satélite en un SIG nos permitió evaluar la dinámica del paisaje durante un período de más de 50 años, aportando información que fue reforzada por el uso del trazador isotópico ^{13}C .
- √ Durante el período de estudio, el bosque fue la clase de mayor estabilidad en cuanto al porcentaje de ocupación del suelo.
- √ En el período comprendido entre los años 1957 y 2008, se observó una disminución de los pastos y cultivos anuales de secano al tiempo que aumentó la superficie dedicada al cultivo de arroz y el área de expansión urbana.
- √ Las sucesiones con diferentes usos y tiempos dedicados a cada uso mostraron diferentes respuestas de $\delta^{13}\text{C}$. En pastizales con 50 años de uso, un promedio del 66% del carbono orgánico de la capa superficial del suelo proviene del bosque original.
- √ Los cambios de uso del suelo de bosque a pastizal se reflejaron en la pérdida de su calidad física y la mejora de su calidad química.
- √ Estos cambios en las propiedades físicas y químicas del suelo pueden ser utilizados como un indicador en el diagnóstico de la degradación de las zonas que han sufrido un cambio de uso del suelo.
- √ Las pérdidas de suelo estimadas con la USLE fueron bajas en los tres años evaluados, siendo las más bajas las obtenidas para el año 2008, posiblemente debido al abandono de zonas de cultivo que han sido recolonizadas por el bosque.
- √ La monitorización de parámetros de calidad del agua de la cuenca, especialmente la turbidez, permitió evaluar el impacto de las actividades humanas en la cuenca.

DINÁMICA DA PAISAXE E OS CAMBIOS NAS PROPIEDADES DO SOLO NUNHA CONCA NO SUR DE BRASIL

RESUMO EXTENSO

1. Introducción

O Bosque Atlántico do Brasil é un dos ecosistemas máis degradados do mundo. O estado de Santa Catarina está totalmente inserido neste bioma, aínda que en 2012 tan só se conservaba o 23,23 % da cobertura orixinal, de acordo coa organización SOS Mata Atlántica. Dentro das áreas degradadas, os sistemas costeiros son actualmente as zonas máis ameazadas polo aumento gradual dos procesos de urbanización, derivados dos seus grandes recursos biolóxicos e naturais. Neste contexto, a Conca do Río Camboriú, que posúe unha área pequena, unha demanda concentrada de auga, e disfuncións relacionadas co saneamento, converteuse nunha das áreas máis ameazadas do estado de Santa Catarina.

A maior parte da zona aínda cuberta por bosques está representada por fragmentos de Floresta Ombrófila Densa, que en moitos lugares foi substituída por outros usos do solo, principalmente pastos. Esta substitución da vexetación natural provoca cambios nas propiedades do solo e da auga, aínda que existen poucos estudos sobre a intensidade e causa destas variacións.

As alteracións de ecosistemas naturais ou cultivados poden carrexar graves consecuencias para a biodiversidade, a calidade dos solos e a sustentabilidade. As áreas turísticas, como as existentes na Foz da conca do río Camboriú, son dinámicas, estando suxeitas a cambios ao longo do tempo. Esta evolución ocorre como consecuencia de diversos factores, os cales poden ser avaliados empregando a análise da dinámica da paisaxe. Para realizar unha análise profunda, son necesarios métodos axeitados que permitan cuantificar patróns espaciais, comparalos, e determinar os seus procesos funcionais. Neste sentido, a teledetección revélase como unha técnica moi útil que permite obter unha gran cantidade de información do uso do solo nun período de tempo curto.

Entre os atributos que poden servir como indicadores dos cambios na paisaxe destacan as propiedades físicas e químicas do solo. Unha elevada calidade física atribúese a un solo que permite a infiltración, a retención e subministración de auga a plantas e cursos de auga; responde á presión e resiste a degradación; permite o intercambio de calor e gases coa atmosfera e as raíces das plantas; e tamén permite o crecemento de raíces. Por

tanto, a monitoramento da calidade do solo mediante a avaliación das súas características físicas é necesaria para asegurar a sustentabilidade dos sistemas agrícolas.

Dentro da posible perda de calidade química dos solos debida aos cambios de uso, destacan os cambios no carbono no solo, tanto na cantidade como o a calidade, e por tanto, no ciclo global deste elemento. O uso de trazadores isotópicos naturais permite comprender mellor a complexidade dos cambios no carbono presente no solo. De entre as técnicas dispoñibles, a análise da abundancia natural de ^{13}C permite identificar a fonte de C no solo, xa que asume que a composición isotópica da materia orgánica do solo reflicte o material vexetal de que se deriva.

Un dos impactos máis graves que pode ocorrer no solo debido a variacións na cobertura vexetal é o aumento das perdas por erosión. A súa determinación por métodos directos é laboriosa e complicada nunha conca do tamaño da do río Camboriú, polo que unha ferramenta valiosa para a súa predición e xestión son os modelos de erosión. De entre eles, un dos máis usados é a Ecuación Universal de Perda de Solo (USLE) que, asociada a tecnoloxías xeoespaciais como o SIG, permite diagnosticar e predicir as perdas de solo debidas a cambios de uso.

Ademais dos cambios que poden producirse nas propiedades edáficas, a deforestación provocada pola presión humana ha levado a un descenso significativo na calidade da auga e a diminución da biodiversidade acuática na conca do río Camboriú. A degradación da calidade da auga abarca un amplo espectro de problemas dentro da área de estudo, incluíndo diversas fontes de contaminación pola vertedura inadecuada de residuos líquidos e sólidos. As actividades antrópicas causan impactos que están interrelacionados cos procesos naturais que ocorren na conca. Esta situación agrávase debido ao efecto acumulativo xerado polo crecemento descontrolado da poboación e a falta de planificación nas cidades, así como os conflitos polo uso da auga entre diferentes actividades económicas (especialmente entre o uso agrícola e a necesidade de auga potable). En consecuencia, a calidade da auga converteuse nunha ameaza constante para a saúde da poboación. Para a xestión integrada destes problemas e as súas interrelacións, o emprego de sistemas de información xeográfica (SIG) permite obter unha visión xeral da dinámica da paisaxe dentro da área de estudo, que pode ser aplicada na planificación agrícola, a avaliación da capacidade e a aptitude do solo para diferentes usos, e a aplicación de modelos matemáticos para a cuantificación dos impactos ambientais e a potencial de erosión do solo. É por tanto unha ferramenta importante para o planeamento ambiental da

conca xa que permite un enfoque integrado da análise da paisaxe, considerando este como resultado dun conxunto de factores xeobiofísicos e socioeconómicos interconectados espazo-temporalmente.

2. Obxectivos e hipóteses

2.1. Obxectivos xerais e específicos

√ O obxectivo xeral do presente estudo é analizar a dinámica da paisaxe e avaliar os cambios espazo-temporais de uso e cobertura do solo na conca do Río Camboriú, Santa Catarina, Brasil, rexistradas entre os anos 1957, 1978 e 2008, así como a súa influencia nas propiedades do solo, as perdas por erosión, e a calidade da auga da conca.

Os obxectivos específicos son os seguintes:

- √ Analizar a dinámica da paisaxe mediante o estudo de cambios espaciais e temporais dos usos do solo entre os anos 1957, 1978 e 2008;
- √ Avaliar atributos físicos da conca mediante análise morfométricos;
- √ Avaliar os cambios nas propiedades físicas e químicas do solo, con especial atención ao contido de carbono total e a abundancia natural de ^{13}C pola transformación entre bosque e pasto e tras diferentes tempos de implantación;
- √ Estimar as perdas de solo en diferentes anos, utilizando a Ecuación Universal de Perdas de Solo;
- √ Avaliar cuantitativa e cualitativamente a calidade da auga dos ríos da conca empregando parámetros físicos e químicos, identificando así as principais fontes de contaminación;
- √ Proporcionar unha base de datos xeambiental nun entorno SIG con información espacial xeorreferenciada para facilitar as accións públicas de planificación e xestión do solo.

2.2. Hipótese de traballo

√ A incorporación de rexistros cartográficos sucesivos concernentes ás dinámicas espaciais e temporais de uso e cobertura do solo, coa aplicación dun SIG, ofrece unha comprensión máis completa e precisa dos procesos espaciais responsables da construción da actual dinámica do espazo xeográfico, permitindo unha máis fácil definición de respostas eficaces e oportunas para a solución dos problemas ambientais.

√ Os cambios no uso do solo que se produciron na conca do río Camboriú durante os últimos 50 anos non son sustentables, e provocaron cambios nas propiedades do solo, nas perdas de solo por erosión e na cantidade e calidade da auga da conca.

3. Material e Métodos

O estudo levouse a cabo na Conca do Río Camboriú, que se atopa na rexión costeira do estado de Santa Catarina, Brasil, nos municipios de Camboriu Balneario e Camboriu, entre os paralelos 26°57'15" e 27°9'20" de latitude Sur e entre os meridianos 48°33'30" e 48°48'45" de lonxitude Oeste. A superficie total da conca é de 25.824,83 ha.

As características físicas da conca foron avaliadas mediante análise morfométricos. Os parámetros calculados foron a área de drenaxe, a forma da conca, o coeficiente de compacidade, o factor de forma, o sistema de drenaxe, a orde dos cursos de auga, a densidade de drenaxe, a duración media da escorrentía, o índice de sinuosidade, e o tempo de concentración.

A análise da dinámica da paisaxe realizouse a partir de información dos anos 1957, 1978 e 2008. A información dos anos 1957 e 1978 obtívose a partir de fotografías aéreas pancromáticas xeorreferenciadas, a escala 1:25.000, correspondentes ao levantamento fotogramétrico de Santa Catarina, voo Cruzeiro do Sul de 1957 e 1978, dispoñibles no arquivo aerofotogramétrico da “Empresa de Pesquisa Agropecuaria e de Extensão Rural de Santa Catarina” (Epagri). Os usos do solo en 2008 foron obtidos con imaxes rectificadas do sensor QuickBird con resolución espacial de 0,6 m. O procesamento dixital de imaxes realizouse empregando o software ArcGIS 10.1.

Para a análise do uso do solo nestas tres datas, definíronse inicialmente polígonos, despois da vectorización das imaxes. Definíronse nove clases de uso do solo, e identificáronse as 9 no ano 2008, 8 en 1978, e 8 en 1957. A partir da análise multitemporal das imaxes clasificadas describiuse a variación temporal das características da paisaxe.

Tras a finalización dos mapas de uso do solo en cada unha das datas consideradas, foron seleccionadas sete sucesións de bosques e pradarias que representaron máis do 75% dos cambios na área de estudo. A representación dos usos do solo describiuse mediante tres letras: a primeira delas refírese ao uso do solo no ano 1957, o segundo no ano 1978 e o terceiro de 2008 (F= bosque; P= pradaría). Estas 7 sucesións foron FFF, FPF, PFF, PPF, PPF, FFP, e PPP. Para a análise dos cambios nas propiedades do solo ocasionados por variacións nos usos, en cada sucesión seleccionáronse tres áreas (repeticións) onde se

realizou a mostraxe dos solos. Mostras de solo alteradas e sen alterar tomáronse a profundidades de 0-10; 10-20; 20-30; 30-40; 40-50; 50-60; 60-80 e 80-100 cm. As mostras inalteradas recolléronse cun anel metálico de 5 cm ou 6 cm de diámetro, e empregáronse para a determinación da granulometría, a densidade aparente, a porosidade total, e macro e microporosidade. As mostras alteradas empregáronse para realizar análises químicas, entre as que se incluíron pH en auga, P, K, Ca, Mg, Al, MO e CIC a pH 7,0. Estas análises realizáronse no laboratorio de solos Epagri, Chapecó, no estado de Santa Catarina.

O carbono orgánico total (COT) e a abundancia isotópica, $\delta^{13}\text{C}$, medíronse na CEA (Centro de Enerxía Nuclear na Agricultura), USP. A abundancia isotópica foi determinada en mostras de 300 mg nun espectrómetro de masa isotópica de fluxo continuo Finnigan Delta Plus, e o COT mediante un autoanlizador de C total Carlo Erba EA 1108 acoplado ao anterior. A porcentaxe de carbono derivado de bosques e pradarias obtívose mediante o cálculo da dilución isotópica.

As perdas de solo foron estimadas empregando a USLE, que inclúe unha serie de factores: o factor de erosividade das choivas, o factor de erosionabilidade do solo, a lonxitude da pendente, a pendente, o factor de cobertura, uso/xestión e o factor de prácticas de conservación. O mapa das perdas de solo estimadas obtívose utilizando mapas de cada un destes parámetros no software ArcGIS 10.1.

Os datos meteorolóxicos e de aforamento obtivéronse en catro estacións que forman o sistema de monitoreo da Conca do Río Camboriú: Río Camboriú, Río Canoas, Río do Braço e Louro. As variables analizadas foron as precipitacións, as temperaturas e o caudal do río, medidas a intervalos de 15 minutos.

As análises de calidade da auga leváronse a cabo mediante o uso de sondas multiparamétricas Hydrolab modelo DS5, que contan con cinco sensores: temperatura, condutividade eléctrica, osíxeno disolto, pH, e turbidez. As sondas emprazáronse nas estacións de aforamento situadas en Río Canoas e Río Camboriú.

4. Resultados e discusión

A conca do río Camboriú ten unha altitude máxima de 163 metros e unha área de drenaxe de 199,8 km², cunha forma máis ou menos rectangular de orientación nordés-suroeste e un perímetro de 94,9 km. O coeficiente de compacidade (1,79) describe unha conca con forma alongada, unha boa formación de escorrentía e, en condicións

meteorolóxicas normais, pouco propensa á formación de inundacións, o que é consistente co valor do factor de forma (0,30).

A partir da análise do uso e cobertura do solo nas tres datas avaliadas foron identificadas nove clases de uso do solo durante os 51 anos de estudo. A extensión ocupada por bosques apenas variou durante este período. Máis do 60% da superficie da conca non sufriu cambios no uso do solo, permanecendo un 54,2 % da paisaxe ocupada por bosque e un 6,54 % como área de pasteiros. Só o 13.32 % das áreas forestais existentes en 1957 cambiaron de uso no ano 2008.

A clase que experimentou maiores cambios na súa extensión foi a área urbana, cuxa expansión foi de 20 veces a superficie inicial, pasando de 126 ha en 1957 a 2.558 ha en 2008, o que supón un incremento do 0,49 ao 10% da extensión dos dous municipios da conca. O outro cambio de uso do solo significativo durante este período foi a transformación de zonas de pastoreo en bosque, que supuxo unha redución da área ocupada por pasteiros dun 14,06 %. Tamén se observou a expansión do cultivo do arroz, froito da rendibilidade desta actividade nos municipios da conca.

En canto ás propiedades dos solos, observáronse diferenzas nas propiedades físicas e químicas dos mesmos nos distintos tratamentos. En xeral, a transformación de zonas forestais en pasteiros resultou en efectos negativos sobre as propiedades físicas dos solos. No entanto, en todos os tratamentos a porosidade total observada no horizonte superficial está no rango ideal para a maioría de cultivos, con valores superiores ao 50 %. Os valores máis altos de porosidade observáronse na sucesión FFF, probablemente debido a que este é un sistema que non sufriu o efecto degradante das actividades humanas. Con respecto á macroporosidade, observáronse valores máis elevados no tratamento FFF que nos tratamentos FPP e PPP. A relación M_p/M_w , que indica as condicións adecuadas para o desenvolvemento dos cultivos, atopouse próxima ao valor ideal de 2/1. Neste sentido, os tratamentos FFP, FPP e PPP mostraron condicións menos favorables para o desenvolvemento das raíces, especialmente nas capas máis profundas analizadas.

As propiedades químicas dos solos mostraron, en xeral, unha gran variación entre as áreas de mostraxe. Isto traducíuse na maioría dos casos en valores de desviación estándar altos, e por conseguinte, nun elevado coeficiente de variación. A principal causa desta variabilidade atribuíuse ao emprego de diferentes manexos agrícolas en diferentes parcelas. A pesar diso, puidéronse observar cambios significativos nas propiedades químicas do solo coa transformación de bosques en pastos e viceversa. Así, os valores de

pH foron máis altos no horizonte superficial nos tratamentos FFP, FPP e PPP que no resto de tratamentos, que á súa vez amosaron valores máis baixos. As bases intercambiáveis seguiron patróns similares ao pH, con valores máis altos nas capas superficiais que diminuíron na maioría de casos en profundidade.

Os valores de P máis altos observáronse no horizonte superficial do tratamento PPP. De feito, todos os tratamentos que se utilizan actualmente para o pastoreo foron os que mostraron os valores máis altos deste elemento.

O contido de carbono orgánico mostrou diferenzas significativas tanto entre os tratamentos como en profundidade. Os valores de carbono no solo oscilaron entre 30,31 e 18,97 Mg ha⁻¹ C no horizonte superficial (0-10 cm). Os tratamentos FFF, PFF e PPF mostraron os valores máis altos en comparación cos demais. Como cabía esperar, as reservas de carbono na capa superior do solo foron os máis altos, diminuindo en profundidade.

En canto aos valores de $\delta^{13}\text{C}$, o tratamento FFF, que representa un bosque pouco perturbado cuxa principal característica é non dedicarse a outro uso, presentou os valores menores de $\delta^{13}\text{C}$ de -28,35 ‰ no horizonte de 0-10 cm a -26,20 ‰ no horizonte de 60-80 cm), o que indica unha vexetación con predominio de plantas C3. Nos outros tratamentos (PFF, PTT, FPF, FFP, FPP e PPP), a materia orgánica mostrou unha composición con plantas con ruta metabólica C3, que teñen un valor $\delta^{13}\text{C}$ entre -21 e -35 ‰, e plantas C4, con valores entre -9 e -17 ‰.

En PPP, onde o tratamento foi o uso continuo como pradaría durante un período superior a 50 anos, o C do solo provén de residuos de vexetación de bosque nun 48 % na capa superficial, nun 60 % na capa de 10-20 cm, e alcanza unha porcentaxe de 84 % na capa máis profunda. Os resultados indican que períodos de 25 anos dedicados a prados intercalados con zonas de bosque non son suficientes para producir cambios significativos na sinatura de $\delta^{13}\text{C}$, debido principalmente á presenza no solo de C proveniente de vexetación de bosque.

A estimación das perdas de solo empregando a USLE serviu para xerar tres mapas de erosión, un por cada período de estudo (1957, 1978 e 2008). A maior perda de solo estimada produciuse en 1978, alcanzando nalgúns zonas valores que excederon 20 t ha⁻¹ ano⁻¹. Estas zonas coincidiron con cultivos en zonas de gran pendente. A pesar diso, as perdas de solo na conca foron baixas, posiblemente debido á alta porcentaxe de bosque, especialmente nas zonas de maior pendente.

A precipitación durante a estación de inverno presenta choivas regulares durante todo o período. Na primavera modificouse o comportamento das precipitacións en comparación co inverno. Observáronse durante este período precipitacións con maior intensidade. Con todo, foi no verán, onde se observaron as máis intensas precipitacións entre as tres tempadas avaliadas. Os valores máximos observados foron 94 e 78 mm.

O caudal dos ríos segue un patrón moi marcado pola precipitación, caracterizada por choivas regulares durante o inverno e precipitacións de maior intensidade na primavera e verán, sendo esta a estación coa maior intensidade de choiva. Durante o inverno observouse que a turbidez do río Camboriú está relacionada coa precipitación, mentres que na primavera mantense elevada independentemente da precipitación. É moi probable que este comportamento estea relacionado con períodos de labranza de campos de arroz. No verán tamén se produciu un aumento da turbidez, aínda que neste caso ao final da estación, posiblemente tamén relacionado coa colleita de arroz.

As oscilacións de pH do río están dentro do rango permitido pola lei brasileira, que recomenda valores de pH entre 6,0 e 9,0. Pola súa banda, o osíxeno disolto variou en períodos ben marcados de inverno e primavera. No inverno, as concentracións foron máis elevadas, con valores media próximos a 10 mg L⁻¹.

5. Conclusións

- √ O uso de fotografías aéreas e imaxes de satélite nun SIG permitiunos avaliar a dinámica da paisaxe durante un período de máis de 50 anos, achegando información que foi reforzada polo uso do trazador isotópico $\delta^{13}\text{C}$.
- √ Durante o período de estudo, o bosque foi a clase de maior estabilidade en canto á porcentaxe de ocupación do solo.
- √ No período comprendido entre os anos 1957 e 2008, observouse unha diminución dos pastos e cultivos anuais de secaño á vez que aumentou a superficie dedicada ao cultivo de arroz e a área de expansión urbana.
- √ Ás sucesións con diferentes usos e tempos dedicados a cada uso mostraron diferentes respostas de $\delta^{13}\text{C}$. En pasteiros con 50 anos de uso, unha media do 66% do carbono orgánico da capa superficial do solo provén do bosque orixinal.
- √ Os cambios de uso do solo de bosque a pasteiro reflectíronse na perda da súa calidade física e a mellora da súa calidade química.

- √ Estes cambios nas propiedades físicas e químicas do solo poden ser utilizados como un indicador no diagnóstico da degradación das zonas que sufriron un cambio de uso do solo.
- √ As perdas de solo estimadas coa USLE foron baixas no tres anos avaliados, sendo as máis baixas as obtidas para o ano 2008, posiblemente debido ao abandono de zonas de cultivo que foron recolonizadas polo bosque.
- √ A monitorización de parámetros de calidade da auga da conca, especialmente a turbidez, permitiu avaliar o impacto das actividades humanas na conca.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVO GERAL	6
3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	7
4. HIPÓTESES DO TRABALHO.....	8
5. REVISÃO DE LITERATURA.....	9
5.1 Mata Atlântica.....	9
5.2 BH e Análise Morfométrica.....	11
5.3 Dinâmica da Paisagem.....	13
5.4 Atributos do Solo.....	16
5.4.1 Atributos Físicos.....	16
5.4.2 Atributos Químicos.....	18
5.4.3 Estoque de Carbono e Abundancia Natural de ¹³ C.....	19
5.5 Perdas de Solo.....	20
5.6 Análise da água da BH.....	22
6. MATERIAL E MÉTODOS	26
6.1 Caracterização da área de Estudo.....	26
6.2 Características Físicas da BH.....	28
6.3 Uso e Cobertura das Terras e Dinâmica da Paisagem.....	32
6.4 Amostragem e Análises de Solo.....	34
6.5 Equação Universal de Perdas de Solo (USLE).....	39
6.6 Análise da Água na BH.....	42
6.7 Análise Estatística.....	43
7. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	44
7.1 Análise Morfométrica.....	44
7.2 Dinâmica da Paisagem.....	45
7.3 Atributos Físicos do Solo.....	59
7.4 Atributos Químicos do Solo.....	66
7.4.1 Carbono Orgânico Total.....	73
7.4.2 Abundancia Natural de ¹³ C.....	78
7.5 Perdas de Solo.....	88
7.6 Análise da Água da BH.....	102
8. CONCLUSÕES.....	125
9. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	127
10. REFERENCIAS.....	134
ANEXOS.....	142

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Mapa da evolução da Mata Atlântica no estado de Santa Catarina (SOS Mata Atlântica, 2014)...	10
Figura 2. Ciclo de evolução sugerido por Butler (1980) e validado por Polette (1997).	15
Figura 3. Localização da BH do Rio Camboriú, municípios de Balneário Camboriú e Camboriú, SC.	26
Figura 4. Mapas representando localização das combinações de uso das terras mais representativas (hectares) na BH do Rio Camboriú, localizada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú.	35
Figura 5. Representação da composição dos tratamentos FFF, PFF, FPF, FFP, PPF, FPP e PPP, em relação ao tempo de uso das terras, > 70 anos, 50 anos, 25 anos até o ano de 2013 (ano da coleta de solo).	37
Figura 6. Metodologia para obtenção de estimativa de perdas de solo através da USLE.	42
Figura 7. Mapa de localização das estações meteorológicas instaladas na BH do Rio Camboriú.	43
Figura 8. a) Mapa de declividade da BH do Rio Camboriú, localizada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú. b) Localização da classe.	48
Figura 9. Mapa de uso e cobertura das terras da BH do Rio Camboriú, localizada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú no ano de 1957.	50
Figura 10. Mapa de uso e cobertura das terras da BH do Rio Camboriú, localizada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú no ano de 1978.	50
Figura 11. Mapa de uso e cobertura das terras da BH do Rio Camboriú, localizada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú no ano de 2008.	51
Figura 12. Foto aérea do ano de 1938 da cidade de Balneário Camboriú.	55
Figura 13. Foto aérea do ano de 1957 da cidade de Balneário Camboriú.	56
Figura 14. Foto aérea do ano de 1978 da cidade de Balneário Camboriú.	57
Figura 15. Imagem de satélite do ano de 2014 da cidade de Balneário Camboriú.	58
Figura 16. Diferenças dos vetores de estado (VP) da paisagem no período estudado representados pelas barras azul (VE_1978 – VE_1957), vermelha (VE_2008 – VE_1978) e verde (VE_2008 – VE_1957).	59
Figura 17. Teores de argila (g kg^{-1}) para os tratamentos FFF, PFF, FPF, FFP, PPF, FPP e PPP, em diferentes profundidades.	61
Figura 18. Densidade do solo (kg dm^{-3}) para os tratamentos FFF, PFF, FPF, FFP, PPF, FPP e PPP, em diferentes profundidades.	62
Figura 19. Porosidade total ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) para os tratamentos FFF, PFF, FPF, FFP, PPF, FPP e PPP, em diferentes profundidades.	64
Figura 20. Macroporosidade ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) para os tratamentos FFF, PFF, FPF, FFP, PPF, FPP e PPP, em diferentes profundidades.	65
Figura 21. Microporosidade ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) para os tratamentos FFF, PFF, FPF, FFP, PPF, FPP e PPP, em diferentes profundidades.	65
Figura 22. Relação mp:Mp para os tratamentos FFF, PFF, FPF, FFP, PPF, FPP e PPP, em diferentes profundidades.	66
Figura 23. Valores de pH nas profundidades de 0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm, nos tratamentos FFF, PFF, FPF, FFP, PPF, FPP e PPP.	68

Figura 24. Teores de Al nas profundidades de 0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm, nos tratamentos FFF, PFF, FPF, FFP, PPF, FPP e PPP.....	69
Figura 25. Teores de Ca nas profundidades de 0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm, nos tratamentos FFF, PFF, FPF, FFP, PPF, FPP e PPP.....	70
Figura 26. Teores de Mg nas profundidades de 0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm, nos tratamentos FFF, PFF, FPF, FFP, PPF, FPP e PPP.....	70
Figura 27. Teores de K nas profundidades de 0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm, nos tratamentos FFF, PFF, FPF, FFP, PPF, FPP e PPP.....	71
Figura 28. Teores de P nas profundidades de 0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm, nos tratamentos FFF, PFF, FPF, FFP, PPF, FPP e PPP.....	72
Figura 29. Valores de CTC nas profundidades de 0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm, nos tratamentos FFF, PFF, FPF, FFP, PPF, FPP e PPP.....	73
Figura 30. Carbono orgânico total do solo (g kg^{-1}) para os tratamentos FFF, PFF, FPF, FFP, PPF, FPP e PPP.....	75
Figura 31. Estoque de carbono do solo (Mg C ha^{-1}) para os tratamentos FFF, PFF, FPF, FFP, PPF, FPP e PPP, em diferentes profundidades.....	76
Figura 32. Composição isotópica de C no solo sob os diferentes tratamentos de uso de floresta e pastagem, nos tratamentos FFF, PFF, FPF, FFP, PPF, FPP e PPP, até 1m de profundidade.....	80
Figura 33. Biplot bidimensional da ACP para COT, ECOT, Ds e $\delta^{13}\text{C}$. F1 (componente principal 1) e F2 (componente principal 2). Nas camadas 0-10 cm (a), 10-20 cm (b), 20-30 cm (c), 30-40 cm (d), 40-50 cm (e), 50-60 cm (f), 60-80 cm (g) e 80-100 cm (h), para os tratamentos FFF, PFF, FPF, FFP, PPF, FPP e PPP....	85
Figura 34. Gráfico biplot bidimensional da ACP para o valor médio na camada de 0-100 cm para COT, Ds e $\delta^{13}\text{C}$ e soma da camada 0-100 cm para o ECOT. F1 (componente principal 1) e F2 (componente principal 2), para os tratamentos FFF, PFF, FPF, FFP, PPF, FPP e PPP.....	87
Figura 35. Mapa de erodibilidade (K) na BH do Rio Camboriú, localizada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú.....	90
Figura 36. Mapa de declividade da BH do Rio Camboriú, localizada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú.....	91
Figura 37. Mapa de comprimento de rampa da BH do Rio Camboriú, localizada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú.....	91
Figura 38. Mapa do fator LS da BH do Rio Camboriú, localizada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú.....	92
Figura 39. Mapa do fator CP do ano de 1957 da BH do Rio Camboriú, localizada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú.....	95
Figura 40. Mapa do fator CP do ano de 1978 da BH do Rio Camboriú, localizada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú.....	96
Figura 41. Mapa do fator CP do ano de 2008 da BH do Rio Camboriú, localizada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú.....	96
Figura 42. Mapa de estimativa de perdas de solo do ano de 1957 da BH do Rio Camboriú, localizada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú.....	97
Figura 43. Mapa de estimativa de perdas de solo do ano de 2008 da BH do Rio Camboriú, localizada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú.....	98

Figura 44. Mapa de estimativa de perdas de solo do ano de 1978 da BH do Rio Camboriú, localizada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú.	98
Figura 45. Precipitação durante o inverno em quatro estações meteorológicas instaladas na BH do Rio Camboriú.	102
Figura 46. Precipitação durante a primavera em quatro estações meteorológicas instaladas na BH do Rio Camboriú.	103
Figura 47. Precipitação durante o verão em quatro estações meteorológicas instaladas na BH do Rio Camboriú.	104
Figura 48. Nível dos rios Camboriú, Canoas e do Braço durante o inverno.	106
Figura 49. Nível dos rios Camboriú, Canoas e do Braço durante a primavera.	106
Figura 50. Nível dos rios Camboriú, Canoas e do Braço durante o verão.	107
Figura 52. Nível horário do Rio Camboriú nos dia 19 e 20 de novembro de 2014.	108
Figura 51. Nível dos Rios Camboriú, Canoas e do Braço durante período de 24 horas.	107
Figura 53. Nível do rio, precipitação e turbidez no período de 48 horas no Rio Camboriú.	108
Figura 54. Turbidez (UNT) e precipitação (mm) durante o inverno no Rio Canoas.	109
Figura 55. Turbidez (UNT) e precipitação (mm) durante a primavera no Rio Camboriú.	110
Figura 56. Turbidez (UNT) e precipitação (mm) durante a primavera no Rio Canoas.	101
Figura 57. Turbidez (UNT) e precipitação (mm) durante o verão no Rio Camboriú.	111
Figura 58. Turbidez (UNT) e precipitação (mm) durante o verão no Rio Camboriú.	111
Figura 59. Demanda por uso consuntivo ao longo do ano de 2010 (Granemann & Muñoz-Espinosa, 2013).	112
Figura 60. Valores de turbidez (UNT) para os Rios Camboriú e Canoas durante o inverno.	113
Figura 61. Valores de turbidez (UNT) para os Rios Camboriú e Canoas durante a primavera.	114
Figura 62. Valores de turbidez (UNT) para os Rios Camboriú e Canoas durante o verão.	114
Figura 63. Valores de OD, nitrato, nitrogênio amoniacal e pH no Rio Canoas durante o inverno.	116
Figura 64. Valores de OD, nitrato, nitrogênio amoniacal e pH no Rio Canoas durante a primavera.	116
Figura 65. Valores de OD, nitrato, nitrogênio amoniacal e pH no Rio Canoas durante o verão.	117
Figura 66. Temperatura da água e do ar na BH do Rio Camboriú durante a primavera.	119
Figura 67. Temperatura da água e do ar no dia 21 de junho de 2014 no Rio Camboriú.	120
Figura 68. Temperatura da água e do ar no dia 15 de agosto de 2014 no Rio Camboriú.	121
Figura 69. Temperatura da água e do ar no dia 10 de dezembro de 2014 no Rio Camboriú.	121
Figura 70. Valores de pH, OD e temperatura d'água no Rio Camboriú de 17 a 20/03/2015 (Epagri, 2015).	122

Figura 71. Valores de pH, OD e temperatura d'água no Rio Canoas de 17 a 20/03/2015 (Epagri, 2015). ...	122
Figura 72. Ponto de coleta de solo combinação PPP (repetição 1).	153
Figura 73. Ponto de coleta de solo combinação PPP (repetição 2).	153
Figura 74. Ponto de coleta de solo combinação PPP (repetição 3).	154
Figura 75. Ponto de coleta de solo combinação FPP (repetição 1).	154
Figura 76. Ponto de coleta de solo combinação FPP (repetição 2).	155
Figura 77. Ponto de coleta de solo combinação FPP (repetição 3).	155
Figura 78. Ponto de coleta de solo combinação FPP (repetição 1)	156
Figura 79. Ponto de coleta de solo combinação FPP (repetição 2).	156
Figura 80. Ponto de coleta de solo combinação FPP (repetição 3).	157
Figura 81. Ponto de coleta de solo combinação PPF (repetição 1).	157
Figura 82. Ponto de coleta de solo combinação PPF (repetição 2).	158
Figura 83. Ponto de coleta de solo combinação PPF (repetição 3).	158
Figura 84. Ponto de coleta de solo combinação PPF (repetição 1).	159
Figura 85. Ponto de coleta de solo combinação PPF (repetição 2).	159
Figura 86. Ponto de coleta de solo combinação PPF (repetição 3).	160
Figura 87. Ponto de coleta de solo combinação PFF (repetição 1).	160
Figura 88. Ponto de coleta de solo combinação PFF (repetição 2).	161
Figura 89. Ponto de coleta de solo combinação PFF (repetição 3).	161
Figura 90. Ponto de coleta de solo combinação FFF (repetição 1).	162
Figura 91. Ponto de coleta de solo combinação FFF (repetição 2).	162
Figura 92. Ponto de coleta de solo combinação FFF (repetição 3).	163

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1. Medidas climatológicas da estação meteorológica de Camboriú (SC) no período de 1912 a 1983 (Emasa, 2006).....	27
Tabela 2. Principais combinações (sucessões) entre as classes de floresta (F), pastagem(P) nos anos de 1957, 1978 e 2008, em área absoluta (ha) e relativa na BH Rio Camboriú, SC.	34
Tabela 3. Principais combinações (sucessões) entre as classes de floresta (F), pastagem(P) nos anos de 1957, 1978 e 2008, em área absoluta (ha) e relativa na BH Rio Camboriú, SC.	36
Tabela 4. Fatores CP em função das classes de uso e cobertura das terras (modificada de Stein et al., 1987).	41
Tabela 5. Características físicas da BH do Rio Camboriú.....	45
Tabela 6. Área absoluta (ha) e percentual (%) das classes de uso e cobertura das terras nos anos de 1957, 1978 e 2008 na BH do Rio Camboriú, localizada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú, SC.	47
Tabela 7. A matriz de percentagens (MP) totais de mudança da paisagem no período 1957-2008 para as classes de uso e cobertura das terras na BH do Rio Camboriú, localizada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú em %.	49
Tabela 8. A matriz de áreas (MA) totais de mudança da paisagem no período 1957-2008 para as classes de uso e cobertura das terras na BH do Rio Camboriú, localizada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú em ha.	49
Tabela 9. A matriz de percentagens (MP) totais de mudança da paisagem no período 1957-1978 para as classes de uso e cobertura das terras na BH do Rio Camboriú, localizada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú em %.	52
Tabela 10. A matriz de áreas (MA) totais de mudança da paisagem no período 1957-1978 para as classes de uso e cobertura das terras na BH do Rio Camboriú, localizada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú em ha.	52
Tabela 11. A matriz de áreas (MA) totais de mudança da paisagem no período 1978-2008 para as classes de uso e cobertura das terras na BH do Rio Camboriú, localizada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú.....	53
Tabela 12. Principais combinações entre as classes de floresta, pastagem, arroz irrigado e área urbana nos anos de 1957, 1978 e 2008, na BH do Rio Camboriú, localizada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú, SC.	59
Tabela 13. Diferença percentual do ECOT entre as camadas em cada tratamento e as diferenças dos tratamentos PFF, FPF, FFP, PPF, FPP e PPP em relação ao tratamento FFF.....	77
Tabela 14. Percentual de C proveniente de floresta (F) e pastagem (P) em diferentes profundidades, para os tratamentos FFF, PFF, FPF, FFP, PPF, FPP e PPP.	83
Tabela 15. Correlação de Pearson entre as variáveis 13C, Ds, COT e ECOT.	87
Tabela 16. Erodibilidade para as diferentes classes de solo em ha na BH do Rio Camboriú, SC.....	89
Tabela 17. Áreas e classificação da declividade na BH do Rio Camboriú, localizada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú.....	90
Tabela 18. Classes de estimativa de perdas de solo dos anos de 1957, 1978 e 2008 na BH do Rio Camboriú, localizada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú.....	99
Tabela 19. Correlação entre as estações pluviométricas do Rio Camboriú, Canoas, do Braço e Louro no inverno, primavera e verão.	104

1. INTRODUÇÃO

O Bioma Mata Atlântica é um dos ecossistemas mais degradados do mundo. O estado de Santa Catarina está totalmente inserido nesse Bioma, entretanto, segundo SOS Mata Atlântica (2014) restavam em 2012 no estado apenas 23,23 % da cobertura original. Estudos realizados pela Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina concluídos em 2009 (Fatma, 2014), apontam para uma área total de 41,5 %, coberta de florestas em estágio médio, avançado e/ou primário e segundo Vibrans et al. (2011) o estado ainda apresenta cerca de 36 % da sua cobertura original.

Dentre as regiões degradadas os sistemas costeiros são atualmente, as áreas que mais sofrem com os graduais aumentos nos processos de urbanização, devido a sua grande riqueza biológica e natural. A BH do Rio Camboriú que possui uma área de drenagem pequena, com demanda concentrada por recursos hídricos e deficiências relacionadas ao saneamento básico, tornou-se uma das mais pressionadas do estado de Santa Catarina (Grannemann, 2011).

A maior extensão da área ainda coberta por florestas é representada por fragmentos de Floresta Ombrófila Densa, que em muitos locais foi substituída por outros usos do solo (principalmente pastagens), ou foram descaracterizadas pela extração de espécies arbóreas de interesse econômico ou ainda foram abandonadas e entraram em processo de sucessão secundária. Dessa forma, essas florestas atualmente estão caracterizadas por mosaicos vegetacionais compostos pelos mais diversos estádios de regeneração (Vibrans et al., 2011).

A substituição da vegetação natural causa variações nos atributos do solo, e essas variam com as condições de clima, espécie vegetal e solo, mas poucos são os estudos sobre a intensidade e causas dessas variações (Kato et al., 2010). Os padrões observados na superfície terrestre resultam da atuação de processos, sejam eles naturais ou antrópicos sobre a paisagem, que ocorrem ao longo do tempo e redefinem um panorama inicial (Turner, 1989).

Os estudos das modificações em diferentes ecossistemas devem avaliar a estreita relação entre a vegetação, o solo e água sendo que primeiramente influencia as propriedades e a dinâmica dos solos, quer diretamente, pelo suprimento de matéria orgânica (MO), ou indiretamente, na estruturação, capacidade de retenção de cátions, aeração, fornecimento de nutrientes, e o comportamento hídrico, que conseqüentemente

influencia sobre o tipo de comunidade vegetal local e sobre a qualidade e quantidade de água (Longo et al., 1999).

As alterações de ecossistemas naturais ou cultivados podem promover graves consequências à biodiversidade, aos seus solos e à sua sustentabilidade. As áreas turísticas, como observado na Foz da BH do Rio Camboriú, são dinâmicas, estando sujeitas a mudanças ao longo do tempo (Butler, 1980). Esta evolução ocorre como consequência da variedade de fatores, incluindo mudanças de preferência e necessidades dos visitantes à gradual deterioração do local e, ainda, possíveis deslocamentos de facilidades físicas existentes (Polette, 1997) e essas mudanças podem ser avaliadas através da análise da dinâmica da paisagem.

Uma das características principais das paisagens é sua mudança em relação ao tempo, pois refletem os ciclos biogeoquímicos e o fluxo de energia, resultando dinâmicas diferentes em cada posição espacial, pelo fato de que cada fragmento da paisagem possui características próprias de composição físico-química e condições ambientais diferentes (Baca, 2002). Briassoulis (2000) define mudança de uso do solo como as transformações quantitativas na área de um dado tipo de uso do solo, envolvendo a conversão de um uso em outro, ou a modificação de um determinado tipo de uso.

A análise da paisagem requer métodos adequados para quantificar padrões espaciais, compará-los e identificar seus processos funcionais (Turner & Gardner, 1990). Neste sentido, o sensoriamento remoto constitui-se em uma técnica de grande utilidade, permitindo a obtenção de uma grande quantidade de informações do uso e cobertura das terras, num curto intervalo de tempo. O avanço das ferramentas de Sistema de Informações Geográficas (SIG) e o crescente acesso a dados em meio digital têm se mostrado extremamente útil para o monitoramento dessas alterações. Para a identificação e medição das variáveis da paisagem a partir dos dados de sensoriamento remoto, podem ser usadas desde técnicas de interpretação visual de imagens, até os mais avançados algoritmos para processamento e análise digital, aliados aos recursos analíticos propiciados pelo SIG.

Dentre os atributos que podem funcionar como indicadores dessa mudança pode-se destacar os atributos físicos e químicos do solo. A qualidade física está associada aquele solo que permite a infiltração, retenção e disponibilização de água as plantas, córregos e subsuperfícies; responde ao manejo e resiste à degradação; permite as trocas de calor e de gases com a atmosfera e raízes de plantas; possibilita o crescimento das raízes (Reichert et al., 2003). De acordo com Reynolds et al. (2002), uma boa qualidade física é encontrada em

solo que é “forte” para manter uma boa estrutura, resistente à erosão e à compactação, mas também dever ser “fraco” o suficiente para permitir o crescimento radicular e a proliferação da flora e fauna do solo.

A degradação das características físicas do solo, é um dos principais processos responsáveis pela perda da qualidade estrutural e aumento da erosão hídrica (Bertol et al., 2001). O monitoramento da qualidade do solo mediante avaliação das características físicas é necessário, tendo em vista da importância para a sustentabilidade dos sistemas agrícolas (Silva et al., 2005).

A avaliação das características químicas do solo para verificar as mudanças ocorridas em função dos seus diferentes tipos de uso, a fim de identificar qual a melhor maneira de utilização do solo, sem que ocorram maiores impactos na natureza, já vem sendo utilizada há vários anos por diversos autores. Em geral, ocorrendo mudanças no uso das terras, no manejo, ou na entrada de resíduos vegetais, espera-se que haja uma mudança no estoque de carbono total (ECOT) no solo, mas de efeito finito (Hillel & Rosenzweig, 2010). Existe um limite de saturação e de perda de C no solo, sendo que, qualquer perda ou ganho é válido até esse sistema atingir a estabilização dos ECOT do solo transcorrido um determinado tempo (Resck et al., 2000).

A substituição de ambientes de floresta por pastagens leva a importantes mudanças no ECOT do solo, causando alterações tanto na quantidade quanto na qualidade do C do solo e conseqüentemente na ciclagem global desse elemento. A utilização de traçadores isotópicos naturais é um método que está sendo aplicado para uma melhor compreensão da complexidade dessas transformações na paisagem. O uso da abundância natural do ^{13}C para identificar a origem do C do solo pressupõe que sua matéria orgânica reflita o material vegetal do qual derivou (Ballesdent et al., 1987).

Desse modo, estas variações podem ser usadas para identificar os efeitos antrópicos sobre a estrutura dos ecossistemas (Jantalia et al., 2007). Em regiões tropicais, esta técnica tem sido utilizada nos estudos de ciclagem da MO do solo em médio prazo, onde comumente florestas (ciclo fotossintético C_3) tem sido substituídas por culturas do ciclo fotossintético C_4 (Jantalia et al., 2007; Balbinot, 2009; Pinheiro et al., 2010; Costa Junior et al., 2011). Apesar destes resultados, poucos são os trabalhos que evidenciam as alterações da composição isotópica do C do solo decorrentes de mudanças de uso da terra na Mata Atlântica (Balbinot, 2009).

A influência do homem nesse contexto de desmatamento, alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente tem levado a uma expressiva queda da qualidade da água e diminuição da biodiversidade aquática.

Os problemas relativos à qualidade da água envolvem um espectro bastante amplo dentro das áreas de estudo hidroambiental e na determinação das potenciais fontes de contaminação resultantes de: disposições inadequadas dos resíduos líquidos e sólidos, de natureza doméstica e industrial; além das práticas agrícolas e de criação de animais em pequenas áreas nas bacias urbanas. Todas essas ações antropogênicas acarretam impactos que se inter-relacionam com os processos naturais que ocorrem na bacia.

A situação se agrava, em decorrência do efeito acumulativo gerado pelo crescimento populacional desordenado e a falta de planejamento nas cidades têm se tornado uma constante ameaça à saúde da população.

No estado de Santa Catarina o uso simultâneo da água em diferentes atividades econômicas gera conflitos, principalmente entre a demanda para fins agrícolas e a necessidade de água potável para consumo humano, fato este que contribui para a diminuição da qualidade de vida da população.

Bacias hidrográficas sujeitas ao uso agrícola passam por diversas fases de uso da terra, como é o caso da rizicultura, que utiliza a inundação como método de irrigação, sendo esse considerado ineficiente, pois grande quantidade de água retorna para a atmosfera pela evapotranspiração (Tucci & Mendes, 2006).

As mudanças de uso refletem também nas perdas de solo por erosão. A análise morfométrica, que compreende o levantamento de índices numéricos que classificam as redes de drenagem, pode contribuir para estudos de erosão, tendo em vista que essa análise possibilita avaliar o grau de energia e a susceptibilidade de ocorrência dos processos erosivos (Moreira & Pires Neto, 1998).

Devido a morosidade na determinação das perdas de solo por erosão, por meio de métodos diretos, uma ferramenta que pode ser utilizada na predição de perdas de solo é a Equação Universal de Perdas de Solos (USLE). Implantada nos Estados Unidos em 1954 no “National Runoff and Soil Data Center”, do Agricultural Research Service, na Universidade de Purdue. Após anos a equação evoluiu para o modelo revisado por Wischmeier & Smith (Bertoni & Lombardi Neto, 2008), e é utilizada com sucesso em regiões e para finalidades completamente distintas daquelas para as quais foi projetada.

É um modelo empírico, baseado em grandes bases de dados de campos, que estimam a erosão distribuída e concentrada com base em valores a quatro grandes fatores intervenientes no processo erosivo: I) erosividade climática, II) erodibilidade dos solos, III) topografia, e IV) uso e manejo da terra (Ward & Elliot, 1995). Este modelo associado à técnicas de geoprocessamento como o SIG, possibilita uma melhor diagnóstico, da perda de solo por erosão laminar, através de mapas de diversos usos.

Os mapas, gerados em SIGs, permitem obter uma visão global da dinâmica da paisagem dentro da área de estudo, sendo aplicado no planejamento agrícola, na capacidade e adequação do uso do solo, a aplicação de modelos matemáticos para a quantificação de impactos ambientais e o potencial de erosão dos solos (Ranieri, 2000).

2. OBJETIVO GERAL

Analisar a dinâmica da paisagem avaliando as alterações espaços-temporais do uso e cobertura das terras na BH do Rio Camboriú, Santa Catarina, Brasil, e sua interferência nos atributos do solo e perdas por erosão decorrente de atividades antrópicas verificadas nos anos de 1957, 1978 e 2008 e seus efeitos qualitativos e quantitativos na água da BH.

3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- √ Analisar a dinâmica da paisagem avaliando as alterações espaço-temporais do uso e cobertura da terra decorrentes de atividades antrópicas verificadas nas imagens dos anos de 1957, 1978 e 2008;
- √ Levantar os atributos físicos da BH através da análise morfométrica;
- √ Avaliar as mudanças nos atributos físicos e químicos do solo, no estoque de carbono e abundância natural de $\delta^{13}\text{C}$ em áreas de conversão de floresta e pastagem com diferentes tempos de uso;
- √ Estimar a perda de solos em diferentes anos, utilizando a Equação Universal de Perdas de Solos;
- √ Avaliar quantitativamente e qualitativamente a água dos rios da BH por meio de medições de parâmetros físicos e químicos, identificando assim as principais fontes poluidoras;
- √ Disponibilizar uma base de dados geoambientais em ambiente SIG, com informações espaciais georreferenciadas, visando a subsidiar ações públicas de planejamento e gestão territorial.

4. HIPÓTESES DO TRABALHO

- √ A incorporação nos estudos ambientais dos sucessivos registros cartográficos, referente a dinâmica espaço-temporal do uso e cobertura da terra, com aplicação de sistemas de informações geográficas, oferecem uma compreensão mais abrangente e precisa dos processos espaciais responsáveis pela construção da dinâmica atual do espaço geográfico, oferecendo respostas eficientes e oportunas para a solução dos problemas ambientais.
- √ As mudanças no uso da terra que vêm ocorrendo na BH nos últimos 50 anos não são sustentáveis e influenciam diferentemente nos atributos do solo, nas perdas de solo por erosão e na quantidade e qualidade da água da BH.

5. REVISÃO DE LITERATURA

5.1 Mata Atlântica

A Mata Atlântica é um complexo e exuberante conjunto de ecossistemas de grande importância por abrigar uma parcela significativa da diversidade biológica do Brasil. Regula o fluxo dos mananciais hídricos, assegura a fertilidade do solo, suas paisagens oferecem belezas cênicas, controla o equilíbrio climático e protege escarpas e encostas das serras, além de preservar um patrimônio histórico e cultural imenso. Esse bioma está entre os mais ameaçados do mundo devido às constantes agressões ou ameaças de destruição dos habitats nas suas variadas tipologias e ecossistemas associados (SOS Mata Atlântica, 2009).

O Estado de Santa Catarina está totalmente inserido no Bioma da Mata Atlântica e, até o início do século passado, menos de 5 % de suas florestas haviam sido destruídas. Hoje restam apenas 17,46 %, área equivalente a 1.662.000 ha, dos quais 280.000 podem ser considerados florestas primárias, enquanto os outros 1.382.000 são florestas secundárias. O Estado é, hoje, o terceiro com maior número de hectares de Mata Atlântica no país (Schaffer & Prochnow, 2002). Outro elemento importante é o fato de estar havendo significativa regeneração natural de florestas (Figura 1).

Além da reduzida área atual, os remanescentes florestais deste bioma estão distribuídos em mais de 200 mil fragmentos, na maioria muito pequenos e que não se distribuem uniformemente ao longo do território, com pequeno número de espécies, na maioria das vezes a que apresentam menor valor econômico, o que compromete a perpetuidade de um grande número de espécies da flora e fauna (Schaffer, 2010).

Fatores como as variações de clima, altitudes, as diferenças de solo e relevo, entre outros, fazem com que à Mata Atlântica em seu domínio seja constituído por diversas formações (Schaffer, 2010).

De acordo com o Mapa Fitogeográfico do Estado de Santa Catarina, a cobertura florestal do Estado está subdividida em Floresta Pluvial da Encosta Atlântica, Floresta de Araucária ou dos Pinhais e Floresta Subtropical da bacia do Rio Uruguai. A Floresta Pluvial da Encosta Atlântica, também conhecida como Floresta Ombrófila Densa (FOD), juntamente com seus ecossistemas associados, manguezais e restingas, cobria 31.611 km² ou 32,9 % do território catarinense (RBMA, 2004).

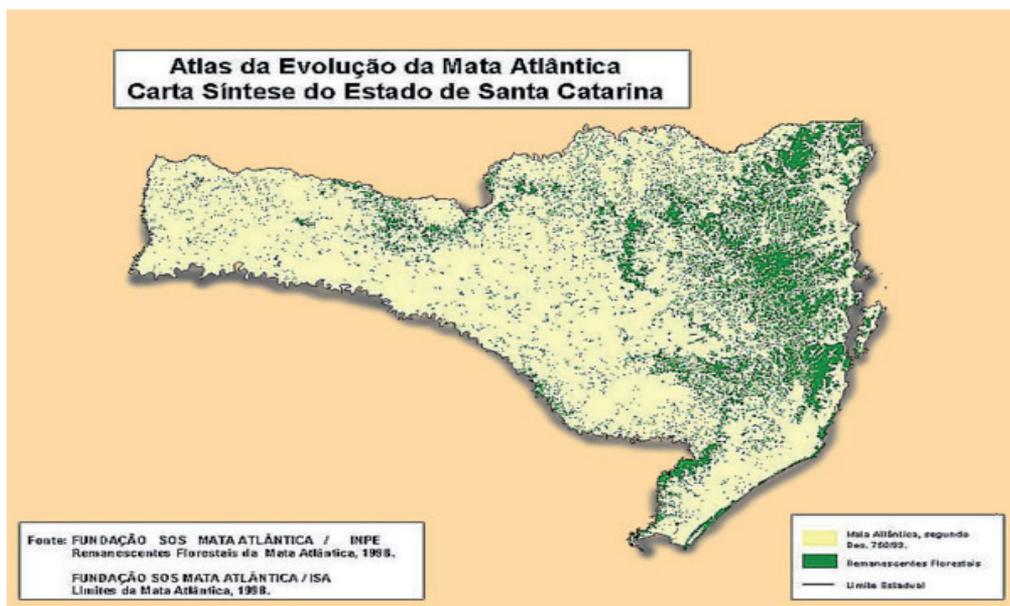


Figura 1. Mapa da evolução da Mata Atlântica no estado de Santa Catarina (SOS Mata Atlântica, 2014).

Fatores como as variações de clima, altitudes, as diferenças de solo e relevo, entre outros, fazem com que a Mata Atlântica em seu domínio seja constituído por diversas formações (Schaffer, 2010).

De acordo com o Mapa Fitogeográfico do Estado de Santa Catarina, a cobertura florestal do Estado está subdividida em Floresta Pluvial da Encosta Atlântica, Floresta de Araucária ou dos Pinhais e Floresta Subtropical da bacia do Rio Uruguai. A Floresta Pluvial da Encosta Atlântica, também conhecida como Floresta Ombrófila Densa (FOD), juntamente com seus ecossistemas associados, manguezais e restingas, cobria 31.611 km² ou 32,9 % do território catarinense (RBMA, 2004).

Da área original de FOD restam cerca de 22 % (7.000 km²), distribuídos em remanescentes florestais primários ou em estágio avançado de regeneração (Schaffer & Prochnow, 2002). Em alguns locais foi totalmente substituída por outros usos do solo (principalmente pastagens para criação de gado bovino) e em outros locais apenas descaracterizada pela extração de madeira ou de outras plantas de interesse econômico. Algumas áreas, após exploração antrópica, foram abandonadas e entraram em processo de sucessão secundária. Assim, atualmente, a Mata Atlântica é caracterizada por um mosaico vegetacional composto pelos mais diversos estádios de regeneração após o uso antrópico e

por manchas de floresta pouco alterada, composta dessa forma, em sua maioria por florestas secundárias (Vibrans et al., 2011).

Segundo Brown & Lugo (1990), floresta secundária é aquela que se forma como consequência da intervenção humana sobre áreas florestais, estando excluída desta definição a floresta resultante de distúrbios naturais, como deslizamentos, incêndios naturais e furacão. Segundo Resolução nº 29 do CONAMA (Brasil, 1994) em seu artigo 2º a vegetação secundária ou em regeneração é aquela resultante de processos naturais de sucessão, após supressão total ou parcial da vegetação primária por ações antrópicas ou causas naturais, podendo ocorrer árvores remanescentes da vegetação primária.

Em áreas onde a vegetação original foi retirada a sucessão obedece ao ritmo de recuperação do solo degradado, processo este que sofre influência da própria vegetação via adição de MO e regulação do regime hídrico e térmico no decorrer do processo (Wisniewski, 1997). Estudos desenvolvidos por Boeger (2000) em sucessão da Mata Atlântica, mostraram uma tendência de aumento dos valores de N, P e K na serapilheira na medida em que a sucessão ecológica avançava. Delitti (1993) comenta que durante o estágio inicial a ciclagem de nutrientes da serapilheira não é muito desenvolvida, sendo que os nutrientes são retirados, em sua maior parte, do solo.

2.2 BH e Análise Morfométrica

As BH têm sido amplamente utilizadas como unidades de gestão da paisagem no que se refere ao planejamento ambiental. Pires et al. (2005) destacam que o conceito tem sido ampliado ao longo dos anos, sendo a BH compreendida como um sistema biofísico complexo, que evidencia sistemas hidrológicos e ecológicos coesos. A água é o ponto de convergência de um sistema ambiental de múltiplas relações estabelecidas entre os diversos componentes físicos, bióticos e antrópicos.

Segundo Gribbin (2009), para todos os cursos d'água, uma área bem definida intercepta a chuva e a transporta até o curso d'água, chamada de BH ou bacia de drenagem. Toda chuva que incide sobre a bacia de drenagem segue seu caminho até o curso d'água, enquanto toda chuva que cai fora dela segue caminho distinto fluindo a outro curso d'água. A linha imaginária que delinea o limite da bacia de drenagem é chamada divisor da bacia ou divisor d'água e é determinada pela topografia da região.

O sistema de drenagem de uma BH é constituído pelo curso d'água principal e por seus tributários, incluindo os perenes, intermitentes ou efêmeros (Barbosa Junior, 2004).

Os padrões de drenagem referem-se ao arranjo espacial dos cursos de água que podem ser influenciados na sua atividade morfogenética através da natureza e disposição das camadas rochosas, pela resistência litológica variável, pelas diferenças de declive e pela evolução geomorfológica. Uma ou várias bacias de drenagem podem estar englobadas na caracterização de determinados padrões de drenagem: dendrítica, anelar, radial e paralela (Embrapa, 2012).

A análise morfométrica de BH é definida como um conjunto de procedimentos metodológicos que tem como orientação, a investigação e compreensão científica dos componentes naturais de uma BH. Os estudos relacionados aos cursos fluviais por meio de métodos sistêmicos e racionais como parâmetros quantitativos podem levar ao esclarecimento de várias questões acerca da morfogênese e morfodinâmica da paisagem, tendo em vista que a rede de drenagem assume papel de destaque na compartimentação do relevo (IBGE, 2009).

As diferentes formas de relevo são oriundas da interação entre processos tectônicos, pedogênicos e intempéricos, que atuam de forma diversificada nos diferentes materiais de origem. As BH, como um sistema individualizado, podem ser consideradas como fontes de dados relevantes para a obtenção de informações sobre a evolução do modelado da superfície da Terra (Lana et al., 2001).

A caracterização morfométrica de uma BH é um dos primeiros e mais comuns procedimentos executados em análises hidrológicas ou ambientais, realizados no intuito de elucidar as várias questões relacionadas com o entendimento da dinâmica ambiental local e regional (Teodoro et al., 2007).

Segundo Teodoro et al. (2007), morfometria é o estudo matemático das formações e configurações da superfície de uma BH, expresso em índices que indicam as características geométricas, da rede de drenagem e do relevo. Faria et al. (2009), define a análise morfométrica como a análise quantitativa das interações entre a fisiografia e a sua dinâmica hidrológica, permitindo o entendimento da dinâmica fluvial, bem como das relações existentes entre ela e os diversos componentes do meio físico e biótico de uma BH.

Lindner et al. (2007) concluíram que os índices morfométricos tem grande importância em indicar áreas de maior suscetibilidade a processos erosivos, e dessa forma serem utilizados para planejamento e gestão territorial. Além disso, os indicadores morfométricos podem contribuir para um melhor aproveitamento dos recursos naturais,

bem como na prevenção da degradação desses ambientes e na prevenção de eventos hidrometeorológicos, como enchentes e estiagens.

A combinação dos diversos dados morfométricos permite a diferenciação de áreas homogêneas, que podem revelar indicadores físicos específicos para um determinado local, de forma a qualificarem as alterações ambientais (Antonelli & Thomaz, 2007).

De acordo com Carvalho et al. (2010), a consolidação dos SIG e a representação do relevo através do MDT apresentam-se como um importante método automático para delimitação de BH.

2.3 Dinâmica da Paisagem

O termo "paisagem" pode ser definido através dos componentes naturais, fatores de intervenção humana e qualidades estéticas por elas proporcionadas. As paisagens são espaciais e temporais, pois sempre resultam da observação e das ações das pessoas sobre o ambiente ao longo do tempo (Fiorio et al., 2000).

Turner (1989) define paisagem como um mosaico espacial de limites arbitrários, contendo áreas distintas (manchas) que interagem funcionalmente. Entende-se por mancha uma unidade espacial, representando uma área contígua, espacialmente definida, que tenha características espaciais e não espaciais distintas da sua vizinhança. o termo "paisagem" pode ser definido através dos componentes naturais, fatores de intervenção humana e qualidades estéticas por elas proporcionadas.

As paisagens apresentam como uma das suas principais características a mudança em relação ao tempo, pois essas refletem os ciclos biogeoquímicos e o fluxo de energia, resultando diferentes dinâmicas em cada posição espacial, pelo fato de cada fragmento da paisagem possui características próprias de composição física e química e condições ambientais diferentes (Baca, 2002).

A avaliação da dinâmica temporal da paisagem tem como etapa inicial a caracterização da variação no uso da terra (composição) ao longo dos anos, sendo que a maioria dos estudos utiliza dois ou três períodos distintos para comparação (Alencar et al., 1996; Andrade et al., 1998; Chen et al., 2001; Escada & Alves, 2003; Fiorio et al., 2000). Os resultados deste tipo de estudo auxiliam a compreensão das alterações na área de cada classe de uso da terra, geralmente relacionadas a fatores socioeconômicos.

Os componentes naturais de maior importância na paisagem são a vegetação e o relevo. A atividade de manejo da vegetação é o fator humano mais amplo, enquanto os

fatores estéticos estão relacionados com a reação mental produzida pelo que os olhos vêem (Lucas, 1991).

A heterogeneidade espaço-temporal dos ecossistemas influencia os processos ecológicos (Wiens, 2002). Os fluxos de nutrientes e sedimentos, por exemplo, são processos mais evidentes influenciados pela paisagem. Segundo Wiens (2000), rios e córregos expressam acima de tudo a variância local e a heterogeneidade da paisagem em que estão inseridos.

A avaliação da estrutura da paisagem pode fornecer novas alternativas para mensurar os efeitos humanos sobre os recursos hídricos que complementam os tradicionais métodos de avaliação da qualidade da água (Gergel et al., 2002). Os nutrientes presentes em água de rios podem ser preditos por métricas da paisagem (Basnyat et al., 1999; Jones et al. 2000).

Van Oost et al. (2000), mostraram que as mudanças na estrutura da paisagem podem influenciar as taxas médias anuais de erosão. Nutrientes provenientes de insumos agrícolas como fosfatos e nitratos puderam ser previstos pela estrutura da paisagem (Jonhson et al., 2001; Lucas & Medley, 2002).

Vários estudos comprovaram a influência do uso da terra em BH sobre a qualidade da água de seus rios (Biggs et al., 2002; Ometo et al., 2000), tanto pela quantificação do tipo de uso da terra, suscetibilidade à erosão dos mesmos, utilização de índices de adequação e métricas da paisagem.

Ometo et al. (2000) compararam a influência do uso da terra sobre a composição química e biológica dos rios, em duas microbacias na região de Piracicaba, SP. O estudo mostrou a existência de correlações entre a presença de cátions, ânions e a condutividade da água e o índice de utilização da terra.

Metodologias baseadas na avaliação da paisagem são essenciais para entender os processo de fragmentação em grandes regiões, especialmente aquelas importantes para a conservação da biodiversidade como a Mata Atlântica. As áreas turísticas, como a BH do Rio Camboriú, são dinâmicas, estando sujeitas a mudanças ao longo do tempo (Butler, 1980). Esta evolução ocorre como consequência da variedade de fatores, incluindo mudanças de preferência e necessidades dos visitantes à gradual deterioração do local e, ainda, possíveis deslocamentos de facilidades físicas existentes (Polette, 1997).

Butler (1980) sugere para uma área turística um modelo de ciclo de evolução, onde essas áreas inicialmente apresentam um pequeno crescimento. Posteriormente ocorre uma rápida taxa de crescimento, estabilizam-se e, após ocorre o seu declínio.

Visitantes nessas áreas turísticas inicialmente surgem em um pequeno número, devido à dificuldade de acesso e desconhecimento local. As facilidades são então providenciadas e o conhecimento da mesma aumenta, bem como o número de visitantes. Posteriormente, o aumento populacional irá declinar e os níveis de capacidade de suporte serão rapidamente alcançados. Isso pode ocorrer devido a fatores ambientais como falta de água e de espaço ou diminuição da qualidade do ar e da água, ou por fatores ligados à urbanização como por exemplo transporte inadequado, acomodação, outros serviços ligados à infraestrutura, ou ainda ou por fatores sociais, como excesso de população nas praias, ressentimentos da população residente. Diante disso, o atrativo da área diminui em relação a outras áreas, devido ao seu uso intensivo, bem como pelo impacto dos visitantes sobre o local e o número de visitantes tenderá também ao declínio (Figura 2).

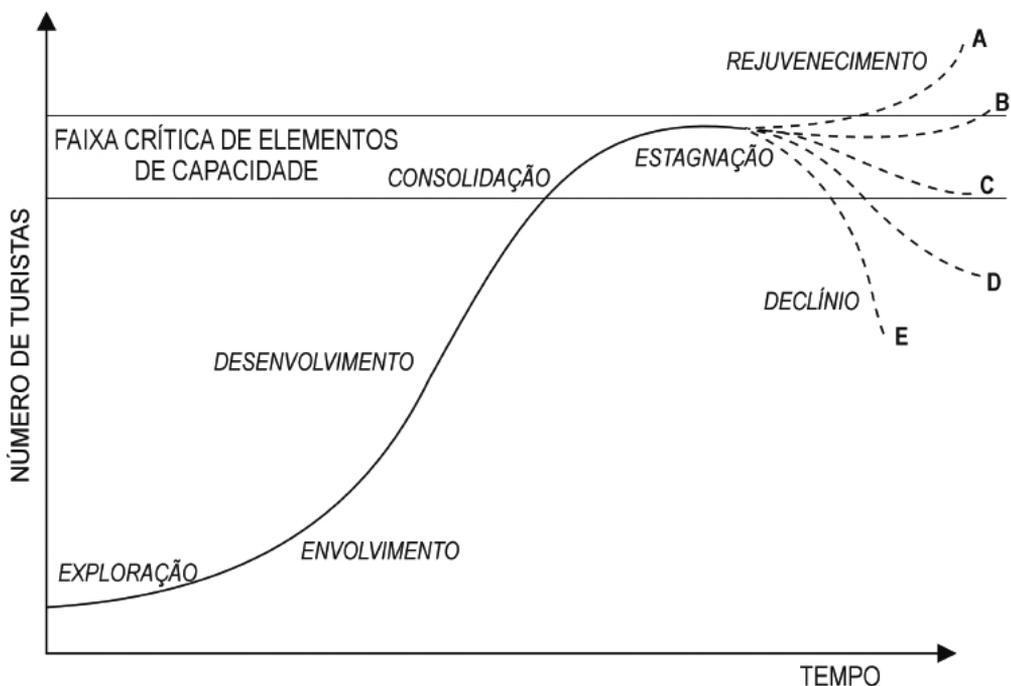


Figura 2. Ciclo de evolução sugerido por Butler (1980) e validado por Polette (1997).

2.4 Atributos do Solo

A conversão de sistemas em equilíbrio, como a vegetação nativa, por outros cultivos implicam em alterações dos atributos dos solos. Estas alterações são dependentes de fatores como o clima, solo, cultura implantada e manejo adotado. Dessa forma, os solos podem sofrer grandes variações de seus atributos químicos, físicos e biológicos e a vegetação nativa pode ser utilizada como referencial na avaliação da qualidade dos solos por meio desses atributos.

2.4.1 Atributos Físicos

Segundo Reichert et al. (2003), solo com boa qualidade física é aquele que permite a infiltração, retém e disponibiliza água às plantas e aos corpos d'água, e, nas camadas superficiais, responde positivamente ao manejo empregado, resistindo à degradação, permitindo as trocas térmicas e gasosas com a atmosfera e rizosfera e a expansão das raízes. Segundo Ingaramo (2003), para se avaliar a qualidade do solo, alguns dos fatores físicos considerados apropriados são: densidade do solo, porosidade e distribuição do tamanho de poros, condutividade hidráulica, distribuição da granulometria, resistência mecânica e a profundidade em que as raízes crescem.

A textura auxilia o entendimento das propriedades físicas e químicas do solo, a nutrição mineral de plantas, assim como a caracterização de perfis de solos para uso em levantamentos e classificação (Embrapa, 2013). Apresenta também, estreita relação com a fixação de íons e moléculas, retenção de água e manifestação de forças físicas de adesão e coesão e troca catiônica (Resende et al., 1999).

Os solos argilosos retêm maior teor de água. Tal condição se justifica pelo fato de possuírem maior porcentagem de material coloidal, maior espaço poroso e muito maior superfície de adsorção que os solos de textura mais grossa (Brady, 1989). A influência da textura do solo é muito grande na retenção de água. Entretanto, solos da mesma classe textural podem ter curvas de retenção diferentes, pois além da granulometria diversos outros fatores também interferem como o teor de matéria orgânica, tipo de argila, microestrutura e outros atributos a elas relacionados (Costa, 1979).

Centurion et al. (2001) afirmam que ao se retirar a cobertura vegetal original e implantar outras culturas, utilizando práticas de manejo inadequadas, acaba gerando o rompimento do equilíbrio entre o solo e o meio, modificando suas propriedades químicas,

físicas e biológicas, fato que determina uma limitação na produtividade agrícola e o torna mais suscetível aos processos erosivos.

Além disso, o aumento de mecanização na agricultura em condições desfavoráveis de umidade do solo, podem provocar degradação através da compactação e redução de infiltração de água em relação ao solo sob condição natural. Isso associado às precipitações pluviométricas intensas constituem fatores responsáveis pela desagregação da estrutura e também pela formação de camadas compactadas (Souza et al., 2004).

A utilização e a forma de manejo empregado ao solo, inclusive o conteúdo de material orgânico depositado pelas plantas, influenciam na estrutura do solo, pois promovem maior porosidade e estabilidade dos agregados (Albuquerque et al., 2001).

Os solos tropicais apresentam grande diversidade de valores de densidade, variando em função de suas características mineralógicas, da textura, e do teor de matéria orgânica.. Valores críticos de densidade do solo são muito variáveis em função da granulometria.

A densidade do solo é um atributo que reflete primariamente o arranjo das partículas do solo, definindo as características de seu espaço poroso. Dessa forma, qualquer ação que possa influenciar o arranjo das partículas refletirá diretamente nos valores da densidade do solo (Jong van Lier, 2010).

A porosidade do solo está diretamente relacionada as alterações pelo intenso uso do solo, visto que nesses espaços se processam os principais fenômenos que regulam o desenvolvimento e a produção vegetal (Grohman, 1972). Os poros geralmente são classificados em microporos e macroporos (Kiehl, 1979). Richards (1965) e USDA (1972) classificam em macroporos os poros com diâmetro maior que 0,05 mm e microporos os com diâmetro menor que 0,05 mm. Outros autores incluem na classificação os mesoporos (Klein & Libardi, 2002), sendo esta uma classe intermediária, com diâmetro entre 0,03 e 0,10 mm.

De acordo com Souza & Resende (2003), por meio da cobertura do solo, procura-se influenciar positivamente as qualidades físicas, bem como a diminuição da erosão, criando condições ótimas para o crescimento radicular. Diversas práticas de manejo visam à manutenção da umidade no solo e, para Baver (1956), a matéria orgânica tem papel importante, uma vez que favorece a formação de agregados, aumentando a porosidade total e, conseqüentemente, a sustentação da umidade do solo.

Centurion et al. (2001) observaram que todas as formas de uso e manejo empregadas em seu trabalho (milho, cana-de-açúcar e pastagem) induziram, em ordem

crescente a degradação das propriedades físicas do solo em relação ao solo natural (mata). Esta degradação foi quantificada através de maiores valores de resistência do solo à penetração e menores valores de velocidade de infiltração de água.

Em pesquisa semelhante, Araújo et al. (2004) compararam as propriedades físicas de um Latossolo Vermelho Distrófico cultivado com culturas anuais e sob mata nativa, e observaram que o solo sob cultivo apresentou maiores valores de densidade e menores valores de porosidade total e de macroporosidade. A densidade do solo afetou a retenção de água, refletindo os efeitos do uso do solo. De forma geral, os solos de mata nativa, em seu estado natural, costumam apresentar, no aspecto agrônômico, características físicas extremamente desejáveis (densidade, permeabilidade, porosidade e estrutura) (Andreola et al., 2000).

2.4.2 Atributos Químicos

A utilização de características químicas do solo para avaliar a substituição de um sistema em equilíbrio, como a vegetação nativa, por cultivos agrícolas, vem sendo utilizada por diversos autores, a fim de identificar qual a melhor maneira de utilização do solo, sem que ocorram maiores impactos na natureza e alterações dos atributos dos solos (Zalamea, 2008). Estas alterações são dependentes de fatores como o clima, solo, cultura implantada e manejo adotado. Nesse contexto, os solos podem sofrer grandes variações de seus atributos químicos e a vegetação nativa pode ser utilizada como referencial na avaliação da qualidade dos solos por meio desses atributos (Santos, 2010).

Em função dos usos, diferentes manejos são aplicados aos solos, os quais modificam seus atributos de maneira diferenciada melhorando algumas propriedades e degradando outras. O conhecimento das alterações sofridas pelos solos pode indicar o que deverá ser melhorado para que se mantenham produtivos. Após a remoção da vegetação natural, a degradação é acentuada com os cultivos subsequentes, onde a remoção dos nutrientes e da matéria orgânica são maiores do que a reposição, até que em determinado momento inviabiliza a produção agrícola, caracterizando um estágio avançado da degradação (Souza & Melo, 2003). Todas as formas de agricultura causam mudanças no balanço e fluxo dos ecossistemas preexistentes, limitando dessa forma as suas funções de auto-regulação do ecossistema (Schröder et al., 2002).

O conhecimento dos atributos químicos dos solos permite uma melhor compreensão da dinâmica de liberação dos nutrientes para as plantas e pode fornecer subsídios à adequação das recomendações.

O pH é um atributo químico indicador das alterações nos processos do solo que implicam na disponibilidade e absorção dos nutrientes pelas plantas. A capacidade do solo em manter os elementos essenciais disponíveis às plantas é governada pela CTC, quantidade total de cátions retidos nos coloides minerais e orgânicos do solo. Da mesma forma, os teores de nitrogênio total, o fósforo disponível, e as formas trocáveis de K, Ca e Mg indicam se as reservas do solo atenderão às necessidades nutricionais das plantas.

Os atributos químicos do solo são largamente explorados na literatura e bastante citados como indicativos de sua fertilidade (Teixeira et al., 2001; Vaz & Gonçalves, 2001; Gatiboni et al., 2003; Souza et al., 2004; Silva et al., 2007). Carvalho et al. (2007) avaliaram as alterações dos indicadores químicos de qualidade do solo em quatro sistemas de manejo para a cultura de citros. O pH do solo no sistema de manejo com cobertura vegetal diferiu significativamente dos tratamentos com capinas 26 manuais. A fração orgânica foi responsável pela maior parte da CTC dos solos estudados e o sistema com cobertura nas entrelinhas apresentou um incremento na CTC do solo de 21,7 % na linha de plantio da cultura e 28,6 % na entrelinha, quando comparado ao manejo convencional.

As definições de degradação referem-se às constantes perdas de produtividade dos solos, decorrentes da diminuição de substanciais quantidades de matéria orgânica, causando mudanças em atributos físicos e outras consequências adversas (Cruz et al., 2003). A matéria orgânica é considerada por muitos pesquisadores como o principal agente de estabilização dos agregados do solo (Llanillo et al., 2006; Salton et al., 2008).

O estudo dos atributos químicos é importante também na detecção de elementos em excesso, especialmente aqueles cuja presença pode ter efeito prejudicial tanto à planta como ao solo.

2.4.3 Estoque de Carbono e Abundância Natural de ^{13}C

A utilização de isótopos estáveis é uma importante ferramenta que permite a melhor avaliação do impacto da MO provocado pelos diferentes sistemas de manejo e uso do solo. Nas últimas três décadas, constata-se um crescente uso de isótopos estáveis nos mais diferentes campos da ciência (Lajtha & Michener, 1994).

Atualmente o maior número de estudos no Brasil ligados a agronomia estão sendo realizados nas áreas de conversão de floresta em pastagem resultando em mudanças na quantidade e qualidade da biomassa aérea, nas características físicas e químicas do solo e na emissão de gases de efeito estufa durante as operações de queima da floresta e, ou das pastagens (Araújo et al., 2011). Grande parte das espécies de plantas em florestas tropicais possui ciclo fotossintético do tipo C_3 . As gramíneas possuem ciclo fotossintético do tipo C_4 . As plantas do tipo C_4 discriminam menos e são mais enriquecidas em ^{13}C , sendo que os valores de $\delta^{13}C$ situam-se entre -6 ‰ e -19 ‰ (em média -13 ‰); as de tipo C_3 discriminam mais e são mais empobrecidas em ^{13}C cujos valores oscilam entre -20 ‰ e -34 ‰ (em média -27 ‰) (Smith & Epstein, 1971). Esta diferença tem sido utilizada para estudar as modificações na relação isotópica do C do solo decorrente da alteração da cobertura florestal amazônica (Bernoux et al., 1999).

A substituição de ambientes de floresta por pastagens leva a importantes mudanças no ECOT do solo, causando alterações tanto na quantidade quanto na qualidade do C do solo e consequentemente na ciclagem global desse elemento. A utilização de traçadores isotópicos naturais é um método que está sendo aplicado para uma melhor compreensão da complexidade dessas transformações na paisagem. O uso da abundância natural do $\delta^{13}C$ para identificar a origem do C do solo pressupõe que sua matéria orgânica reflita o material vegetal do qual derivou (Ballesdent et al., 1987).

Desse modo, estas variações podem ser usadas para identificar os efeitos antrópicos sobre a estrutura dos ecossistemas (Jantalia et al., 2007). Em regiões tropicais, esta técnica tem sido utilizada nos estudos de ciclagem da matéria orgânica do solo (MOS) em médio prazo, onde comumente florestas (ciclo fotossintético C_3) tem sido substituídas por culturas do ciclo fotossintético C_4 (Jantalia et al., 2007; Balbinot, 2009; Pinheiro et al., 2010; Costa Junior et al., 2011). Apesar destes resultados, poucos são os trabalhos que evidenciam as alterações da composição isotópica do C do solo decorrentes de mudanças de uso da terra na Mata Atlântica (Balbinot, 2009).

2.5 Perdas de Solo

Os fenômenos erosivos têm como causas principais a ocupação de forma desordenada do solo, causando problemas socioambientais, que reduzem a fertilidade dos solos, provocam o assoreamento de cursos de água, possibilidades de enchentes e voçorocas (Vieira, 2008).

A erosão hídrica envolve a desagregação de partículas do solo, o transporte dessas partículas e posterior deposição, pela ação das gotas da chuva e do escoamento superficial da água sobre o solo (Ellison & Ellison, 1947). Com o arraste das partículas do solo, há o transporte de nutrientes, MO, água, sementes, fertilizantes, entre outras, causando um decréscimo na produtividade das culturas, reduzindo a capacidade de armazenamento dos reservatórios de água, em consequência da sedimentação, assoreando córregos e rios.

As características intrínsecas de cada solo interferem no processo erosivo, principalmente quando associado ao relevo (Bueno & Stein, 2004), que age de forma expressiva nos demais fatores de perda de solo (Campos et al., 2008; Weill & Sparovek, 2008).

As propriedades físicas, principalmente estrutura, textura, permeabilidade e densidade, assim como as características químicas e biológicas do solo exercem diferentes influências na erosão. As condições físicas e químicas do solo, ao conferir maior ou menor resistência à ação das águas, tipificam o comportamento de cada solo exposto a condições semelhantes de topografia, chuva e cobertura vegetal (Bertoni & Lombardi Neto, 2008).

Para o estudo desse fenômeno é possível a utilização de métodos diretos, baseados na coleta do material erodido, em campos experimentais e/ou em laboratório, ou ainda de métodos indiretos, por meio de modelagem matemática.

Dentre esses modelos, a USLE, proposta por Wischmeier e Smith (1978) que espacializada por meio de SIG, permite de forma prática e utilizando variáveis de fácil obtenção, uma análise da perda de solo por erosão laminar, possibilitando contextualizar os resultados obtidos em função do uso e ocupação das terras. Assim como Bertoni & Lombardi Neto (2008), vários autores vêm trabalhando com o objetivo de avaliar a erosão dos solos utilizando fatores da USLE, desenvolvida nos Estados Unidos e adaptada para as condições brasileiras.

No Brasil, as pesquisas de Bueno (1994) e Cunha (1997) iniciaram o estudo da modelagem erosiva; Bueno elaborou uma Carta de Expectativa à Erosão, na qual foram apresentados os resultados qualitativos da interação entre os dados de potencial natural à erosão com os dados de ocupação do solo.

A aplicação da USLE, antes restritas à pequenas glebas, muito avançou com o trabalho de Tavares (1986) que foi o pioneiro na aplicação da USLE em uma BH. Esse autor utilizou um valor médio de extensão de vertentes para a bacia, utilizando dados de densidade de drenagem e de extensão das vertentes, após a divisão da bacia em células de

1' de latitude por 1' de longitude.. Destacam-se, posteriormente os trabalhos de Barreto (2007), Denardin (1990), Pinto (1991), Lombardi Neto & Moldenhauer (1992), Mendes (1993), Luchiari (1993), Bertol (1994).

Cunha (1997) quantificou as perda de solo utilizando o mapeamento de formas de vertente para calcular as perda de solo para cada forma de vertente mapeada, buscando minimizar a generalização da USLE com as formas de vertentes. Oliveira (2000) analisou a modelagem erosiva através da dinâmica do uso da terra. Veniziani Júnior (2004) utilizou índices de vegetação para estimativa de proteção do solo, também aplicando a USLE. Pinheiro (2008) utilizou a USLE aplicando o SIG Idrisi no cruzamento dos fatores do modelo, o autor verificou limitações na quantificação das vertentes de formas distintas. Fernandes (2008) utilizou dados de sensoriamento remoto para analisar as variações do uso da terra na perda de solo em assentamentos agrários, utilizando a USLE.

Para se calcular a perda de solos com base na USLE, deve-se considerar fatores de erosividade da chuva, erodibilidade do solo, comprimento de rampa, declividade, uso das terras, manejo e práticas conservacionistas complementares.

O desenvolvimento dos SIG permitiu com maior eficiência a aplicação da USLE, possibilitando a estimativa de perdas de solos em BH (Pruski et al., 2006). Dessa forma, a aplicação da USLE em escala de BH é válida para estudos qualitativos sobre previsão de perdas de solos, possibilitando a delimitação e a espacialização de áreas com maior e menor suscetibilidade à erosão, favorecendo o planejamento ambiental.

2.6 Análise da Água da BH

A água, um dos recursos naturais mais importantes vem sendo fortemente alterada com as mudanças demográficas, a velocidade e a extensão da globalização e com o desenvolvimento socioeconômico impulsionado pelo avanço tecnológico. Esses fatores têm sido observados como preponderantes para o aumento da demanda sobre os recursos hídricos, refletindo na sua escassez e na deterioração dos mananciais.

A água passou a ser uma preocupação crescente não apenas no que se refere à quantidade disponível, mas, principalmente, em relação à sua qualidade, acarretando prejuízos e restrições nos seus usos múltiplos. Devido à urbanização desordenada, presença de atividades agrícolas e deficiências no saneamento básico, os recursos hídricos desta bacia vêm perdendo qualidade nas últimas décadas.

A demanda de água em Balneário Camboriú é praticamente toda voltada ao abastecimento público, à indústria da construção civil e ao setor terciário, com elevação exorbitante do consumo de água nos meses de Dezembro, Janeiro e Fevereiro, proveniente do aumento do número de turistas, chega a 1,5 milhão na alta temporada (Santur, 2013).

Acredita-se que a disposição e tratamento inadequados de esgotos domésticos, principalmente do município de Camboriú é a maior problemática desta bacia, sendo agravada nos meses de alta temporada (período de grande demanda), pois além de degradar a qualidade da água, pode ocasionar problemas de saúde pública, visto que a água é um dos principais veiculadores de doenças.

O município de Camboriú, por muito tempo era considerado rural, sendo o setor primário o principal responsável pela economia local. Porém tais atividades foram perdendo a força ao longo do tempo, representado hoje, apenas 1,37 % do número de empregos no município (PMC, 2012). Entretanto, mesmo diante da crise no setor, a rizicultura continuou se expandindo, estando atualmente com cerca de 970 ha de área plantada (IBGE, 2013).

A composição química das águas fluviais varia conforme a litologia, vegetação e utilização da BH. A composição litológica é responsável pelas variações na química da água, sendo um reflexo da distribuição espacial dos diversos tipos de rocha, e na cobertura do solo da bacia de drenagem (Christofolletti, 1981). Outro fator que afeta as características químicas da água é a utilização do solo nas áreas drenadas pela BH. No geral, as atividades antrópicas em uma BH resultam no lançamento de resíduos e poluentes nos corpos de água, o que causa modificação acentuada da concentração de materiais dissolvidos, repercutindo nas comunidades biológicas das águas, na capacidade de suporte dos sistemas, nos processos de sedimentação e nos usos humanos da bacia.

Conforme concluído por Grannemann (2011), a rizicultura é uma das atividades que mais consome água neste município, sendo também responsável pela perda da qualidade da água dos corpos hídricos desta bacia por meio do aporte de nutrientes (Urban, 2008), especialmente nas etapas de preparo do solo ou quando da aplicação dos agroquímicos, pode provocar alterações na qualidade da água à jusante destes agroecossistemas. Segundo Machado et al. (2006) fatores como intensidade de preparo do solo, tempo decorrido entre preparo final do solo e semeadura do arroz, época de aplicação do fertilizante, conteúdo de nutrientes na água fonte de irrigação, textura e composição química do solo influenciam a quantidade de nutrientes perdidos.

Segundo Noldin & Eberhardt (2005), o cultivo do arroz irrigado é realizado próximo a mananciais, fato que proporciona maior risco de contaminação da água pelos agroquímicos. A aplicação destes agroquímicos pode resultar na acumulação de seus resíduos ou de seus metabólitos no solo, águas de superfície e subterrâneas e nos grãos de arroz.

O monitoramento de parâmetros de qualidade da água constitui-se ferramenta básica para avaliar alterações ambientais causadas pelas ações antrópicas. A qualidade da água não é um termo absoluto, sendo que sempre se caracteriza em função de determinado uso, como água potável para utilização doméstica e urbana, usos industriais, agrícolas e para dessedentação de animais.

A temperatura da água desempenha um importante papel no controle de espécies aquáticas, podendo ser considerada uma das características mais importantes do meio aquático. Seu valor pode variar entre 0°C e 30°C.

O pH influencia os ecossistemas aquáticos naturais devido a seus efeitos na fisiologia de diversas espécies. Para que se conserve a vida aquática, o pH ideal deve variar entre 6 e 9 (Esteves, 1998). De acordo com Esteves (1988), o pH pode ser considerado uma das variáveis ambientais mais importantes e complexas de se interpretar, devido ao grande número de fatores que podem influenciá-lo. Em geral, nas águas naturais, o pH é alterado pelas concentrações de íons H^+ originados da dissociação do ácido carbônico, que gera valores baixos de pH e das reações de íons de carbonato e bicarbonato com a molécula de água, que elevam os valores de pH para a faixa alcalina.

A Turbidez é a medida da capacidade da água em dispersar a radiação solar. É expressa, entre outras unidades, por UNT (Nephelometric Turbidity Units) e sofre influência direta da presença de sólidos em suspensão, que impedem que o feixe de luz penetre na água, reduzindo a fotossíntese da vegetação submersa e algas (Tavares, 2005).

O oxigênio dissolvido (OD) é indispensável à sobrevivência dos organismos aeróbios. Águas com baixos teores de OD indicam presença de sólidos, pois a decomposição da matéria orgânica pelas bactérias aeróbias é acompanhada pelo consumo do OD da água e, dependendo da capacidade de autodepuração do manancial, o teor de OD pode alcançar valores baixos, ou mesmo zero, extinguindo-se os organismos aquáticos aeróbios.

As variáveis descritas anteriormente, além de discriminar a qualidade dos rios, são as que mais são influenciadas pelas estações do ano. Maier (1987) verificou relação

também entre temperatura e o teor de OD, este tende a diminuir pelo aquecimento durante o dia e aumentar pelo resfriamento no período noturno; além disso a fotossíntese da vegetação submersa também exerce grande influência na variação diurna do teor de OD.

Segundo Maier (1987) uma pequena diminuição no pH pode estar associado ao aumento no teor de matéria orgânica que leva a conseqüente queda na quantidade de OD disponível no corpo d'água. Para essa autora o pH nas águas dos rios brasileiros varia de neutro a ácido e pode se alterar ao longo do rio.

Apesar de se inter-relacionarem as variáveis físico-químicas podem ser influenciadas do meio externo, como a ocorrência de precipitação. O regime de chuvas no Brasil apresenta sazonalidade marcante com estação seca e chuvosa em épocas diferentes do ano de acordo com a localização geográfica (Figueroa & nobre, 1989). Além da variação mensal da chuva, seu ciclo diurno também varia espacialmente (Angelis et al., 2004) e isso pode afetar as concentrações das variáveis físico-químicas nos rios. Já a precipitação média anual da BH do Rio Camboriú é de 1600,4 mm, sendo que a maior contribuição de chuva é nos meses de dezembro, janeiro e fevereiro (Laus Neto et al., 1999). Segundo Emasa (2006), a primavera também é uma estação bastante chuvosa, ao contrário do outono e inverno, sendo que geralmente o período de abril à agosto é considerado o menos chuvoso.

Carvalho et al. (2000) afirmam que com o aumento das chuvas, o pH tende a subir e aproximar-se da neutralidade, pois ocorre maior diluição dos compostos dissolvidos e escoamento mais rápido. Isso é causado pelo aumento no volume de água que faz com que a acidez da água diminua. Esteves (1998) diz que na maioria das águas naturais o pH é influenciado pela concentração de H originado da dissociação do ácido carbônico, que gera valores baixos de pH, e das reações de íons carbonato e bicarbonato com a molécula de água, que elevam os valores de pH para a faixa alcalina.

Com baixa precipitação e predominância de rochas magmáticas na bacia de drenagem, a composição da água é, geralmente, determinada por produtos de intemperismo destas rochas. Com alta pluviosidade e predominância de rochas sedimentares, a composição iônica da água é determinada pela composição das rochas. Como a chuva é o principal agente regulador dos cursos de água, espera-se que ela seja também uma importante variável a ser considerada em estudos envolvendo a qualidade da água de rios e tributários.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização da Área de Estudo

A BH do Rio Camboriú está inserida nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú que estão localizados entre os paralelos 26°57'15" e 27°9'20" de Latitude Sul e entre os meridianos 48°33'30" e 48°48'45" de Longitude Oeste com uma área de 25.824,83 ha, e estão situados na região litorânea do estado de Santa Catarina (Figura 3).

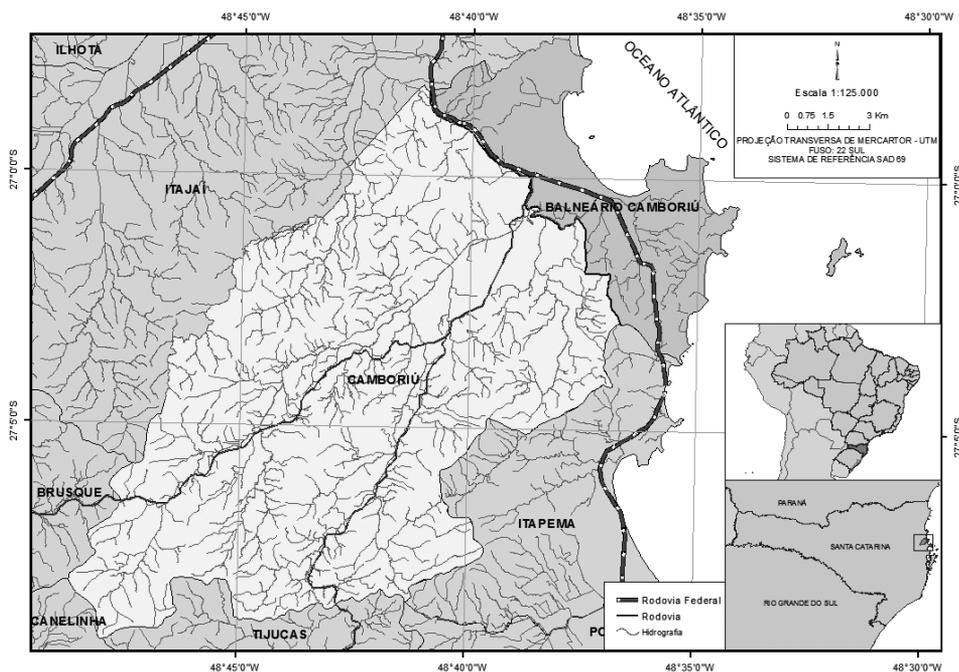


Figura 3. Localização da BH do Rio Camboriú, municípios de Balneário Camboriú e Camboriú, SC.

A região climática onde está inserida a BH do Rio Camboriú, de acordo com a classificação de Köppen, pertence ao clima subtropical úmido (Cfa), onde os meses mais frios (junho e julho) apresentam temperaturas médias em torno de 15° C e sem deficiências hídricas. As chuvas são regulares e bem distribuídas, sem estação seca definida e com precipitações totais anuais acima de 1.500 mm (Santa Catarina, 1986). Na Tabela 1 são apresentados dados climáticos medidos de estação instalada na Bacia no período de 1912 a 1983 (Emasa, 2006)

Tabela 1. Medidas climatológicas da estação meteorológica de Camboriú (SC) no período de 1912 a 1983 (Emasa, 2006).

Mês	T média	T mín. média	T máx. média	P total	Dias chuva	UR	Insolação
	(°C)	(°C)	(°C)	(mm)		(%)	(h)
Janeiro	23,5	19,4	28,7	190,4	13,4	85,1	143,0
Fevereiro	23,8	19,7	28,9	197,8	13,7	86,1	135,1
Março	23,1	18,8	28,3	166,2	13,4	86,5	133,0
Abril	20,6	16,0	26,1	116,5	10,4	86,8	134,4
Mai	17,9	13,1	23,9	110,0	8,4	87,5	149,6
Junho	16,0	11,2	22,0	96,2	8,3	88,3	126,8
Julho	15,0	10,2	21,8	92,6	7,6	88,1	126,4
Agosto	15,7	11,1	21,5	104,2	8,7	87,9	96,8
Setembro	17,0	13,2	22,1	118,7	11,5	87,6	79,6
Outubro	18,8	15,0	23,4	145,7	12,7	85,8	106,4
Novembro	20,5	16,4	25,3	124,0	11,9	84,5	127,8
Dezembro	22,3	18,1	27,3	138,1	13,0	84,3	145,5
Ano	19,5	15,2	24,9	1.600,4	11,1	86,5	1.504,4

A vegetação original pertence a formação da Floresta Ombrófila Densa, Formação Floresta Submontana, caracterizada pelo grande número de espécies que se desenvolvem em quatro estratos distintos, constituída, na sua maior parte, por árvores perenefoliadas de 20 a 30 m de altura, com brotos foliares sem proteção à seca (Santa Catarina, 1986). Porém atualmente existem apenas remanescentes da vegetação original, que, não raro, devido ao porte, são confundidos com a vegetação secundária.

A área de estudo possui duas grandes unidades geomorfológicas: Serras do Tabuleiro/Itajaí e Planícies Litorâneas. As Serras do Tabuleiro/Itajaí se caracterizam pela sequência de serras dispostas de forma subparalela. Uma característica geral do relevo da unidade é dada pela intensa dissecação, que se acha, em grande parte, controlada estruturalmente, resultando em um modelado de dissecação diferencial. Os vales são profundos com encostas íngremes e sulcadas, separadas por cristas bem marcadas na paisagem. A geomorfologia da unidade, caracterizada por encostas íngremes e vales profundos, favorece a atuação dos processos erosivos, principalmente nas encostas desmatadas, podendo inclusive ocorrer movimentos de massa, uma vez que o manto de

material fino resultante da decomposição da rocha é espesso, podendo atingir até 20 m (Santa Catarina, 1986).

A planície litorânea corresponde a uma estreita faixa na porção oriental do Estado junto ao Oceano Atlântico, onde existem praias arenosas e dunas que evidenciam a predominância de ações e processos marinhos e eólicos. Constituem em depósitos sedimentares, com sedimentos sílico-argilosos e areias quartzosas, resultantes da combinação de processos relacionados às dinâmicas fluvial e litorânea, constituindo componente geológico fundamental. A área é plana e resultante de processos de acumulação lacustre, apresentando ruptura de declive em relação à planície lacustre recente, em consequência de variação do nível marinho ou por movimentação tectônica.

A BH do Rio Camboriú situa-se em uma região de contatos geológicos e contempla três unidades litoestratigráficas distintas: Colinas Erosionais-Colúvias pertencentes às formações geológicas Suite Intrusiva Valsungana, formada por rochas graníticas, possuindo textura megaporfírica, com predominância de megacristais de dimensões centimétricas e hábito prismático idiomórfico, perfazendo, em geral, mais de 60 a 70 % do volume total da rocha. O Complexo Metamórfico Brusque formado por micaxistos, granada micaxistos, metacalcários, mármore metarenitos e metavulcânicas ácidas, que as designou Série Brusque. Os Depósitos Sedimentares Inconsolidados foram formados em ambientes marinho, fluvial, eólico ou misto durante o Holoceno. Os sedimentos de origem marinha formam os denominados cordões litorâneos (Santa Catarina, 1986).

3.2 Características Físicas da BH

As características físicas de uma BH são elementos auxiliares para uma avaliação do comportamento hidrológico e suas relações com os processos erosivos e riscos de enchentes, entre outros.

Área de drenagem

É a representação plana da área limitada pelos divisores topográficos. A área da BH do Rio Camboriú foi obtida por meio das curvas de nível das cartas topográficas elaboradas pelo IBGE, e com base nestas, realizadas a delimitação da área utilizando o ArcGis 10.1. Assim, os segmentos obtidos foram poligonalizados fornecendo a área da BH.

Forma da bacia

Está relacionada com o tempo de concentração, isto é, o tempo necessário para que a chuva que cai nos limites da bacia alcance um ponto determinado, neste caso, a foz da mesma. A forma da bacia pode ser avaliada de diversas maneiras, neste estudo utilizaram-se apenas as seguintes:

Coefficiente de compacidade ou Índice de Gravelius (Kc)

Relaciona o perímetro da bacia a um círculo de área igual à mesma (Villela & Mattos, 1975). Quanto mais irregular for a forma da bacia maior deverá ser este índice. Um coeficiente mínimo igual à unidade corresponderia a uma bacia circular. Se os outros fatores forem iguais, a tendência para maiores enchentes é tanto mais acentuada quanto mais próximo da unidade for o valor desse coeficiente .

$$Kc = 0,28 \frac{P}{\sqrt{A}}$$

onde: Kc = Coeficiente de compacidade;

P = Perímetro da bacia (km);

A = Área da bacia (km²).

Fator de forma (Kf)

Constitui outro índice indicativo da maior ou menor tendência para enchentes de uma bacia. Um fator de forma baixo indica que a bacia está menos sujeita a enchentes que outra de mesmo tamanho, porém com maior fator de forma. O Kf foi obtido dividindo-se a área pelo comprimento axial da bacia, conforme Villela & Mattos (1975).

$$Kf = \frac{A}{La^2}$$

Onde: Kf = Fator de forma;

A = Área de drenagem (km²);

La = Comprimento axial da bacia (km).

O comprimento axial da bacia é obtido quando se mede, em linha reta, o curso d'água mais longo desde a desembocadura até a cabeceira mais distante.

Sistema de drenagem

É constituído pelo rio principal e seus tributários. O estudo das ramificações e do desenvolvimento do sistema indica a maior ou menor velocidade com que a água deixa a BH.

Ordem dos cursos d'água

É uma classificação que reflete o grau de ramificação ou bifurcação do curso d'água principal de uma bacia. Para a classificação, adotaram-se os critérios de Strahler (1957), citado por Tucci (1993).

Densidade de drenagem

Este índice é expresso pela relação entre o comprimento total dos cursos d'água (sejam eles efêmeros, intermitentes ou perenes) de uma bacia e a sua área total (Villela & Mattos, 1975).

$$Dd = \frac{Lt}{A}$$

onde: Dd = Densidade de drenagem (km km⁻²);

Lt = Comprimento total dos cursos de água (km);

A = Área de drenagem da bacia (km²).

Tem-se que este índice varia de 0,5 km km⁻² para bacias com drenagem pobre e 3,5 km km⁻², ou mais, para bacias excepcionalmente bem drenadas.

Extensão média do escoamento superficial

É definida, segundo Villela & Mattos (1975), como sendo a distância média que a água da chuva teria que escoar sobre os terrenos de uma bacia, caso o escoamento se desse em linha reta desde onde a chuva caiu até o ponto mais próximo no leito de um curso d'água qualquer da bacia.

Considerando que uma bacia de área A, tendo um curso d'água de extensão Lt passando pelo seu centro, possa ser representada por uma área de drenagem retangular, a extensão do escoamento superficial l será dada pela expressão:

$$l = \frac{A}{4Lt}$$

onde: l = Extensão média do escoamento superficial (km);

A = Área da bacia (km²);

Lt = Comprimento total dos cursos d'água (km).

Embora a extensão do escoamento superficial que efetivamente ocorre sobre os terrenos possa ser bastante diferente dos valores determinados pela equação, devido a diversos fatores de influência, este índice constitui uma indicação da distância média do escoamento superficial.

Índice de sinuosidade do curso d'água

É definido pela relação existente entre o comprimento do canal principal e a distância mais curta, em linha reta, entre a nascente e a desembocadura do rio (Christofoletti, 1981).

$$I_s = \frac{100(L - D)}{L}$$

onde: I_s = Índice de sinuosidade ;

L = Comprimento do curso d'água (km);

D = Distância mais curta entre a nascente e a desembocadura (km).

Este índice adaptado de Mansikkaniemi (1970), citado por Christofoletti (1981), dá uma noção da homogeneidade do embasamento rochoso e do grau de resistência das rochas. Pode-se ter uma idéia geral do nível de equilíbrio erosão-deposição, com base em valores percentuais, estabelecidos em 5 classes quanto à sinuosidade:

Classe	I_s (%)
Muito reto	< 20,0
Reto	20,0 - 29,9
Divagante	30,0 - 39,9
Sinuoso	40,0 - 49,9
Muito sinuoso	≥ 50,0

Tempo de concentração

Definido por Villela & Mattos (1975) como sendo o tempo que a chuva, que cai no ponto mais distante da secção considerada de uma bacia, leva para atingir esta secção. Ou seja, mede o tempo para que toda a bacia contribua para o escoamento superficial na secção considerada, a partir do início da chuva.

O tempo de concentração pode ser estimado de diferentes maneiras. Neste estudo foi determinado tempo de concentração, aplicando-se a fórmula de Giandotti, apresentada a seguir:

$$Tc = \frac{4\sqrt{A} + 1,5Lw}{0,8\sqrt{Hm - Ho}}$$

onde: Tc = Tempo de concentração (h);

A = Área da bacia (km²);

Lw = Comprimento do talvegue (km);

Hm = Altitude média (m);

Ho = Altitude final do trecho (m).

3.3 Uso e Cobertura das Terras e Dinâmica da Paisagem

A análise da dinâmica da paisagem foi baseada nos anos de 1957, 1978 e 2008. O processamento digital das imagens foi realizado no *software* ArcGis 10.1, da Esri. Para análise dos anos de 1957 e 1978 foram utilizadas fotografias aéreas pancromáticas na escala de 1:25.000, georreferenciadas, do levantamento aerofotogramétrico de Santa Catarina – voo Cruzeiro do Sul de 1957 e 1978 disponível no acervo aerofotogramétrico da Empresa de Pesquisa Agropecuária e de Extensão Rural de Santa Catarina (Epagri). Para análise do uso da terra de 2008, o método foi estruturado a partir da visão sinóptica da área utilizando uma imagem do sensor *QuickBird*, ortorretificada, datada de 2008, com resolução espacial de 0,6 metros gerada pela fusão das bandas multiespectrais com a banda pancromática.

Na análise do uso e cobertura das terras de 1957, 1978 e 2008, inicialmente foram delimitados os polígonos através da vetorização em tela nas três imagens. Após a análise das classes no SIG, os polígonos, nas três datas, sofreram uma edição final. A nomenclatura das classes seguiu uma classificação com base em critérios pré-determinados

e relevantes aos objetivos desta pesquisa e atendem a realidade verificada nos municípios em questão.

Foram determinadas e identificadas 9 classes de uso da terra para o ano de 2008, 8 classes em 1978 e 8 classes em 1957. Os padrões de cor, textura, aspectos associados e seletos recortes das imagens de 1957, 1978 e 2008 são apresentados na chave de classificação abaixo para melhor entendimento da interpretação realizada:

Com os dados já editados foram elaborados os mapas de uso da terra dos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú para os anos de 1957, 1978 e 2008. Em seguida, os três mapas constituíram planos de informação distintos. A partir da análise multi-temporal das imagens classificadas foi possível descrever a variação das características da paisagem ao longo do tempo.

No *software* ArcGis, foi realizada a análise da dinâmica do uso da terra nos períodos considerados, conduzido por meio de tabulação cruzada entre imagens temáticas de datas consecutivas, desta forma, construíram-se as imagens de transição (Tran_1957_1978; Tran_1978_2008; Tran_1957_2008). Estas imagens foram construídas codificando-se inicialmente as classes de uso e cobertura das terras em cada imagem com valores entre 0 e 9.

A partir das imagens recodificadas foram construídas imagens de transição para os pares de imagens. Neste procedimento, foram criadas novas classes para representar as transições, associando-se as imagens mais recentes às dezenas e imagens mais antigas às unidades.

Com base nas imagens de transição, foram calculados os histogramas de frequência simples e acumulada para cada classe de transição considerada em cada imagem. Os valores dos histogramas de frequência simples e acumulada foram utilizados para construir as matrizes de área (MA) e de porcentagem (MP) respectivamente.

A MA é uma matriz $n \times n$, onde “n” é o número total de classes da paisagem. Cada elemento de MA representa a área total da mudança de uma classe para outra. Portanto os elementos da diagonal principal da matriz são as áreas que não mudaram no referido período de tempo. A soma de todos os elementos da matriz é igual à área total da paisagem. De forma análoga, a MP é uma matriz similar a MA, onde cada elemento da matriz representa sua porcentagem em relação à área total da paisagem (Baca, 2002).

A MA e a MP permitem ser usadas para que o somatório de todos os elementos de cada linha e coluna respectivamente dê como resultados, respectivamente, o vetor de

estado (VE) no tempo T1 (linhas) e o VE no tempo T2 (colunas), expressos em áreas ou porcentagem respectivamente. Os VP representam a forma resumida dos estados das classes na paisagem por área ou porcentagens nos tempos considerados.

Os VP's são apresentados com dados de área ocupada por cada classe, ou a porcentagem de cada classe em relação à área total da paisagem. São determinados para dados matriciais e dados vetoriais, como anteriormente expostos, para o cálculo da MA e da MP.

3.4 Amostragens e Análise do solo

Após a realização dos cruzamentos foram selecionadas sete sucessões de uso relacionadas à floresta e pastagem que representaram mais de 75 % das mudanças ocorridas, apresentadas no Tabela 2, definidas para a amostragem de terra.

Tabela 2. Principais combinações (sucessões) entre as classes de floresta (F), pastagem(P) nos anos de 1957, 1978 e 2008, em área absoluta (ha) e relativa na BH Rio Camboriú, SC.

Combinações				
1957	1978	2008	Área (ha)	%
F	F	F	11.429,23	44,26
F	P	F	2.347,42	9,09
P	F	F	1.806,05	6,99
P	P	F	1.478,92	5,73
F	F	P	940,26	3,64
P	P	P	790,39	3,06
F	P	P	633,30	2,45

Essas sucessões de uso das terras foram definidas como tratamentos sendo mapeadas e plotados para identificação no campo (Figura 4). A representação dos tratamentos é composta por três letras, sendo que a primeira refere-se ao ano de 1957, a segunda ao ano de 1978 e a terceira ao ano de 2008.

Foram selecionadas três áreas (repetições) para cada tratamento (FFF, FPF, PFF, PPF, FPP, FFP, PPP), definidos através da observação no mapa, entrevista com moradores. Para os tratamentos FPF, PFF PPF, foram selecionadas florestas em estágio intermediário (médio) e as coletas foram realizadas no terço médio das encostas, em áreas de Argissolo

Vermelho Amarelo distrófico (Embrapa, 2013). As coordenadas decimais e altitude dos pontos de coleta são apresentados no Tabela 3.

A classe P refere-se a áreas em uso como pastagem para gado de corte com lotação média de 1,5 UA ha⁻¹, durante o ano todo. O solo recoberto por gramínea, principalmente *Panicum maximum* cv colônião com poucas plantas herbáceas e alguns arbustos. Estas pastagens foram estabelecidas após corte e queimada da floresta. As áreas não recebem qualquer tipo de adubação e a entrada de nutrientes ocorre somente em função das excretas dos animais.

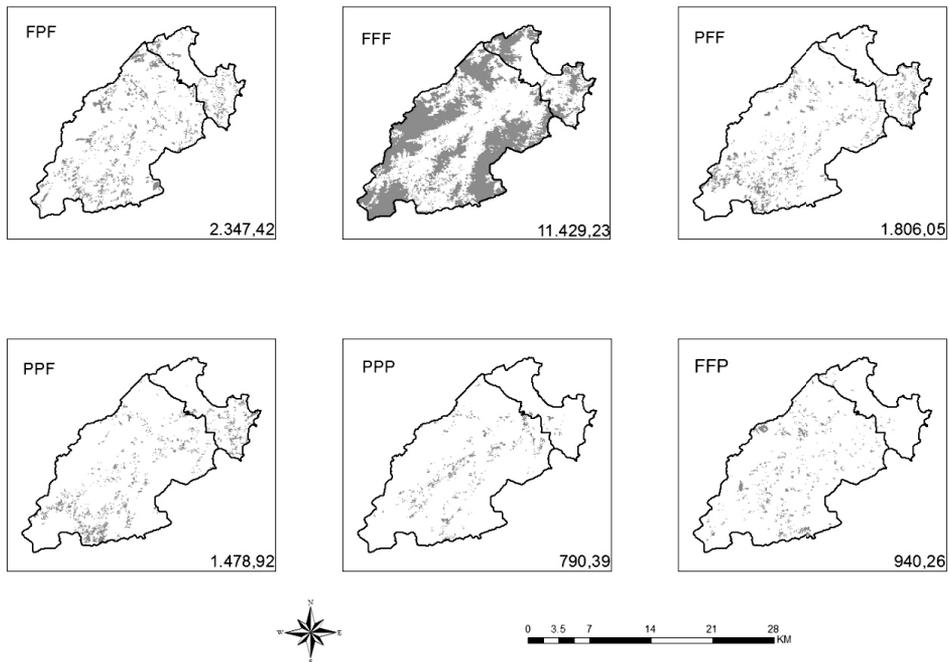


Figura 4. Mapas representando localização das combinações de uso das terras mais representativas (hectares) na BH do Rio Camboriú, localizada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú.

O tratamento FFF representa áreas em estágio avançado e/ou primário, que se diferencia dos demais, pelo fato de nas demais áreas ter havido uma completa mudança no uso da terra, ou seja, a vegetação florestal original foi completamente removida para implantação das pastagens e em outras áreas ocorreu posteriormente à regeneração da floresta secundária.

Na Figura 5 são apresentados os tratamentos de acordo com a sucessão e o tempo (anos) de uso, compreendendo o período de mais de 70 anos, até o ano de coleta (2013). O

tratamento PFF, por exemplo, representa áreas ocupadas por florestas nos últimos 50 anos, antecedidas por um período superior a 70 anos com pastagem. FPF trata-se de área ocupada nos últimos 25 anos por floresta, antecedida por um período de 25 anos por pastagem e anteriormente por floresta.

Tabela 3. Principais combinações (sucessões) entre as classes de floresta (F), pastagem(P) nos anos de 1957, 1978 e 2008, em área absoluta (ha) e relativa na BH Rio Camboriú, SC.

Tratamento		R1	R2	R3
FFF	Latitude (°)	-27,124223	-27,073517	-27,108475
	Longitude (°)	-48,696132	-48,727235	-48,787928
	Altitude (m)	31	44	33
PFF	Latitude (°)	-27,100626	-27,092556	-27,065794
	Longitude (°)	-48,713436	-48,699781	-48,718768
	Altitude (m)	31	32	33
FPF	Latitude (°)	-27,094953	-27,070376	-27,070374
	Longitude (°)	-48,735210	-48,729755	-48,729753
	Altitude (m)	79	25	25
FFP	Latitude (°)	-27,068070	-27,094953	-27,054437
	Longitude (°)	-48,729538	-48,735210	-48,681542
	Altitude (m)	24	79	28
PPF	Latitude (°)	-27,082313	-27,107025	-27,105217
	Longitude (°)	-48,733386	-48,773840	-48,770616
	Altitude (m)	47	60	109
FPP	Latitude (°)	-27,067879	-27,069620	-27,105010
	Longitude (°)	-48,723862	-48,729646	-48,745899
	Altitude (m)	25	24	44
PPP	Latitude (°)	-27,092311	-27,092556	-27,079366
	Longitude (°)	-48,701035	-48,699781	-48,729220
	Altitude (m)	31	32	37

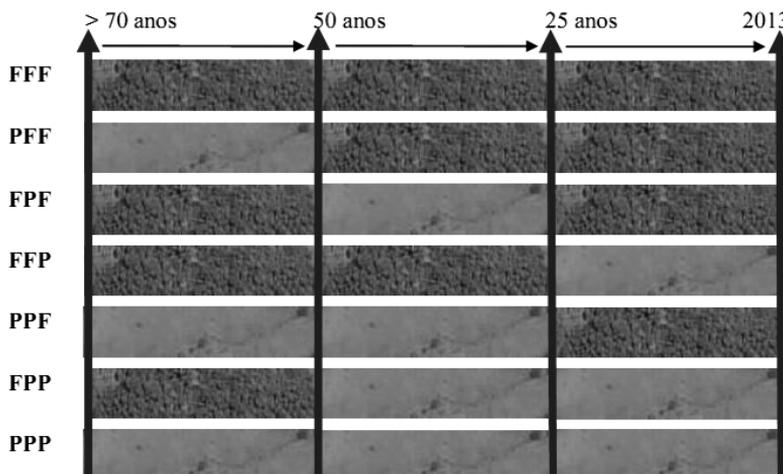


Figura 5. Representação da composição dos tratamentos FFF, PFF, FPF, FFP, PPF, FPP e PPP, em relação ao tempo de uso das terras, > 70 anos, 50 anos, 25 anos até o ano de 2013 (ano da coleta de solo).

Foram coletadas amostras deformadas e indeformadas nas camadas de 0-10; 10-20; 20-30; 30-40; 40-50; 50-60; 60-80 e 80-100 cm. Para as amostras deformadas, para cada profundidade foi coletada uma amostra composta formada a partir de três amostras simples, com três repetições para cada tratamento avaliado. Após a coleta, as amostras foram identificadas e acondicionadas em sacos plásticos, sendo em seguida, transportadas para o laboratório, secas ao ar, destorroadas e passadas por peneira de 2 mm de malha, obtendo-se a terra fina seca ao ar, material o qual foi utilizado para realização das análises. As amostras indeformadas foram coletadas em anéis volumétricos metálicos de 5 cm de altura e 6 cm de diâmetro, sendo determinadas as análises de granulometria, densidade do solo, porosidade total, macro e microporosidade, (Embrapa, 1997) realizadas no Laboratório de Física do Solo, Epagri, Campos Novos, SC.

Nas amostras deformadas foram realizadas as análises químicas, realizadas no Laboratório de Solos da Epagri de Chapecó, SC. O material coletado foi levado à estufa para secagem a 45° C, moído e passado em peneira de 2 mm de malha. Foram determinados o pH em água, P e K (Mehlich-1), Ca, Mg e Al trocáveis, extraídos com KCl 1 mol L⁻¹ e de MO e CTC pH 7,0, utilizando método descrito por Tedesco et al. (1995).

A análise de carbono orgânico total (COT) e abundância isotópica $\delta^{13}\text{C}$ foi realizada no Cena (Centro de Energia Nuclear na Agricultura), USP. A abundância isotópica $\delta^{13}\text{C}$ foi determinada em amostras de aproximadamente 300 mg de cada amostra

de TFSA (finamente moída e passada por malha de 100 mesh), com precisão de 4 casas decimais. Em seguida, as mostras foram acondicionadas em cápsulas de estanho e avaliadas por meio um espectrômetro de massa isotópica de fluxo contínuo (espectrômetro de massa Finnigan Delta Plus acoplado em um auto-analisador de C total Carlo Erba EA 1108 – internacional PDB).

Os resultados foram expressos pela unidade relativa “ δ ”, determinada em relação ao padrão internacional PDB (rocha calcária da formação Pee Dee) (Craig, 1957) de acordo com a seguinte equação:

$$\delta^{13}\text{C}\% = 103 \times (R_{\text{amostra}} - R_{\text{padrão}}) \div R_{\text{padrão}}$$

onde: R_{amostra} é a razão isotópica $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ da amostra e $R_{\text{padrão}}$ a razão isotópica $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ do padrão.

O percentual de carbono derivado de floresta e da pastagem foi obtido através do cálculo de diluição isotópica:

$$C_p = \frac{\delta - \delta_o}{\delta_c - \delta_o} \times 100$$

$$C_f = 100 - C_p$$

Em que: $\delta = \delta^{13}\text{C}$ da amostra de solo analisada; $\delta_c =$ valor de $\delta^{13}\text{C}$ de planta C_4 (-12,4 ‰), (Balbinot, 2009); e $\delta_o =$ valor de $\delta^{13}\text{C}$ do solo sob floresta

A conversão de sistemas naturais em áreas agrícolas altera a dinâmica do carbono, comumente com uma diminuição de seu ECOT. Para a determinação do ECOT (Mg ha^{-1}), levaram-se em consideração massas iguais de solo entre os tratamentos, utilizando-se como referência o tratamento FFF (correção por massa equivalente), uma vez que, quando compactadas, amostras retiradas em camadas de solo da pastagem, por exemplo, deixam de ser diretamente comparáveis com amostras na floresta na mesma profundidade. Dessa forma, busca-se eliminar o efeito dos sistemas de uso e manejo do solo na sua densidade global (Ellert & Bettany, 1995).

Os ECOT foram calculados com base em massas equivalentes de solo (Sisti et al., 2004), o qual se utilizou como referência a massa do solo do tratamento FFF.

$$C_s = \sum_{i=1}^{n-1} C_{ti} + [M_{tn} - (\sum_{i=1}^n M_{ti} - \sum_{i=1}^n M_{si})] * C_{tn}$$

$$\sum_{i=1} \quad \sum_{i=1} \quad \sum_{i=1}$$

onde:

C_s = estoque de C total, corrigido em função da massa de solo de uma área de referência

$\sum_{i=1}^{n-1} C_{ti}$ = somatório dos estoques de C do solo da primeira à penúltima camada

M_{tn} = massa do solo da última camada amostrada no tratamento ($Mg\ ha^{-1}$)

$\sum_{i=1}^n M_{ti}$ = somatório da massa total do solo amostrado sob o tratamento ($Mg\ ha^{-1}$)

$\sum_{i=1}^n M_{si}$ = somatório da massa total do solo amostrado na área de referência ($Mg\ ha^{-1}$)

C_{tn} = teor de C do solo na última camada amostrada ($Mg\ C\ Mg^{-1}$ de solo)

3.5 Equação Universal de Perdas de Solo (USLE)

A USLE estima as perdas de solo por erosão laminar através da multiplicação de seis fatores intrínsecos às características climáticas, propriedades do solo, paisagem do terreno, cobertura vegetal com manejo agrícola e práticas conservacionistas:

$$A = R.K.L.S.C.P$$

Onde:

A é a estimativa média anual de perda de solo ($t\ ha^{-1}ano^{-1}$);

R é o fator erosividade das chuvas ($MJ\ mm\ ha^{-1}\ h^{-1}$);

K é o fator erodibilidade do solo ($t\ h\ MJ^{-1}mm^{-1}$);

L é o comprimento da rampa (m);

S é a declividade da Rampa (%);

C é o fator de cobertura, uso/manejo (adimensional);

P é o fator de práticas conservacionistas (adimensional).

Erosividade (R)

A erosividade da chuva, representada pelo fator R da USLE, refere-se ao potencial da chuva em causar erosão, representada pelo produto da energia cinética da chuva pela sua intensidade máxima em 30 min (EI_{30}). Com os valores de erosividade é possível

identificar os meses em que o risco de erosão é mais elevado, o que serve de subsídios para o planejamento de uso da terra (Wischmeier & Smith, 1978).

O fato de não haver estações na área de estudo com leituras apropriadas com intervalos de coleta de precipitação inferiores a 30 minutos, o presente estudo utilizou o valor obtido por Bertol et al. (1993) para o município de Lages (SC), que foi de 5.694 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹. Segundo estudo realizado por Veiga et al., 1992, o potencial erosivo das chuvas do município de Camboriú está na mesma faixa que Lages (120 a 140 mm mensais), o que reforça a utilização desse valor.

Erodibilidade (K)

A erodibilidade do solo, representada pelo fator K da USLE, consiste na suscetibilidade do solo à erosão hídrica. É um atributo intrínseco de cada solo e constitui um fator fundamental para a previsão de perdas de solo e planejamento de uso da terra. Entre os atributos do solo que, de forma integrada, afetam a erodibilidade, destacam-se a permeabilidade do solo à água, a capacidade de armazenamento de água, a textura (principalmente os teores de silte), a coesão, o grau e o tipo de estrutura, C orgânico, os teores de óxidos de Fe e de Al, e a tipo de mineral de argila (Denardin, 1990).

As informações acerca das classes de solos encontradas na área do estudo foram obtidas do inventário das terras realizado por Epagri (Laus Neto, et al., 1999) em escala 1:25.000, no local em que são encontradas as associações entre Argissolos, Cambissolos, Neossolos Quartzarênicos e Gleissolos Háplicos. Para o cálculo do valor K utilizou-se a Equação Wischmeier & Smith (1978) uma vez que todos os parâmetros necessários para este modelo podem ser encontrados no relatório do levantamento de solos, realizado por Epagri (Laus Neto, et al., 1999) na área do estudo.

$$K = 2,1 \times 10^4 \times (12MO) \times M^{1,14} + 3,2 \times (s^2) + (p^3) \times 100$$

onde:

MO - matéria orgânica do solo

M - representa o produto de partículas primárias do solo (areia, silte e argila)

s - classe estrutural do solo

p - classe de permeabilidade

Fator LS

O fator topográfico (LS) da USLE é composto pelo comprimento da rampa (L) em metros e pela declividade da encosta (S) em porcentagem, e são, inicialmente, definidos de maneira separada. Para Wischmeier & Smith (1978) o fator L é mencionado como sendo à distância do ponto de origem do caimento da água até um canal onde possa ocorrer deposição e o fator S se refere ao índice de inclinação do terreno.

A equação utilizada para a determinação do LS vem da USLE, adaptada por Bertoni & Lombardi Neto (2008), é expressa por:

$$LS = 0,00984 C^{0,63} D^{1,18}$$

onde: LS = Fator topográfico (adimensional); C = Comprimento da rampa; D - Declividade

Fator CP

O Fator C - uso e manejo do solo é conceituado como a relação esperada entre as perdas de solo em um terreno cultivado e em um terreno desprotegido. A redução da erosão vai depender do tipo de cultura e manejo adotado, da quantidade de chuvas, da fase do ciclo vegetativo entre outras variáveis, cujas combinações apresentam diferentes efeitos na perda de solo (Bertoni & Lombardi Neto, 2008).

Tabela 4. Fatores CP em função das classes de uso e cobertura das terras (modificada de Stein et al., 1987).

Descrição	CP (adimensional)
Floresta	0,000004
Reflorestamento	0,00008
Pastagem naturalizada	0,004
Cultura anual	0,175
Arroz irrigado	0,175
Área urbana	0
Mangue	0
Água	0
Estrada	0
Dunas	1
Solo exposto	1

O fator P - Práticas conservacionistas é a taxa de perda de solo entre a prática conservacionista utilizada e a ocorrida na lavoura instalada no sentido do declive. Portanto, é a relação entre a intensidade esperada de perda de solo com determinada prática

conservacionista correlacionado com a disposição da cultura no sentido do declive. Os fatores CP são apresentados na Tabela 4.

A análise de uso e cobertura foi realizada para os anos de 1957, 1978 e 2008 conforme metodologia descrita no item 3.3.

Mapa de perda de solo

O mapa de estimativa de perda de solo foi obtido através do cruzamento no software ArcGis dos mapas de erosividade, erodibilidade, fator LS e fator CP, conforme Figura 6.

Foram gerados três mapas de perdas de solos para as três datas analisadas, 1957, 1978 e 2008.

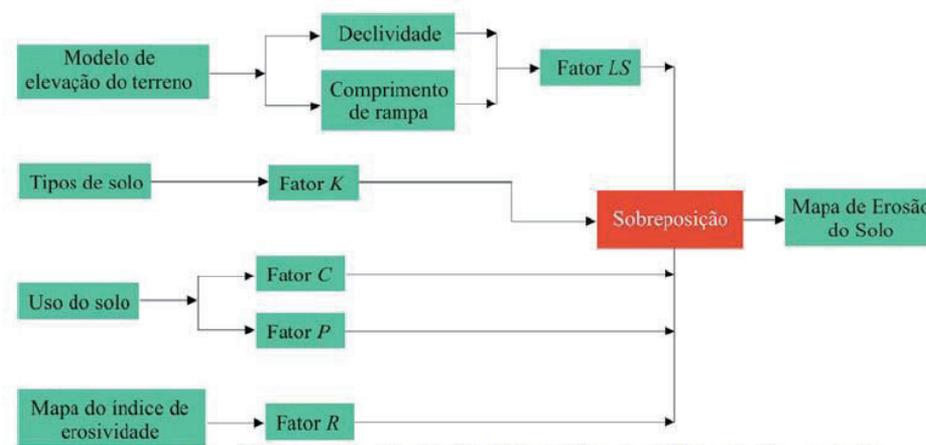


Figura 6. Metodologia para obtenção de estimativa de perdas de solo através da USLE.

3.6 Análise da Água na BH

Nesse estudo foram utilizados dados de quatro estações meteorológicas: Hidrológica Rio Camboriú (Emasa), Rio Canoas, Rio do Braço e Louro (Figura 7), onde foram avaliados índice pluviométrico, nível do rio e temperatura. Esses equipamentos formam o sistema de monitoramento da BH do Rio Camboriú, com capacidade de realizar medições em intervalos de 15 em 15 minutos das variáveis ambientais da região. Esses dados são enviados em tempo real para a Epagri/Ciram, em Florianópolis.

As análises de qualidade da água foram realizadas através da utilização da sonda multiparamétrica da marca Hydrolab, modelo DS5, com cinco sensores: temperatura, condutividade, OD, pH e turbidez, instaladas com as estações de medição de chuva e nível de rio, localizadas no Rio Canoas (27° 03' 25,330" S, 48° 40' 59,976" W) e no Rio

Camboriú (27° 1' 15,761" S, 48° 39' 45,782" W). Os dados horários, transmitidos via GPRS e acessados através (Epagri/Ciram, 2015).

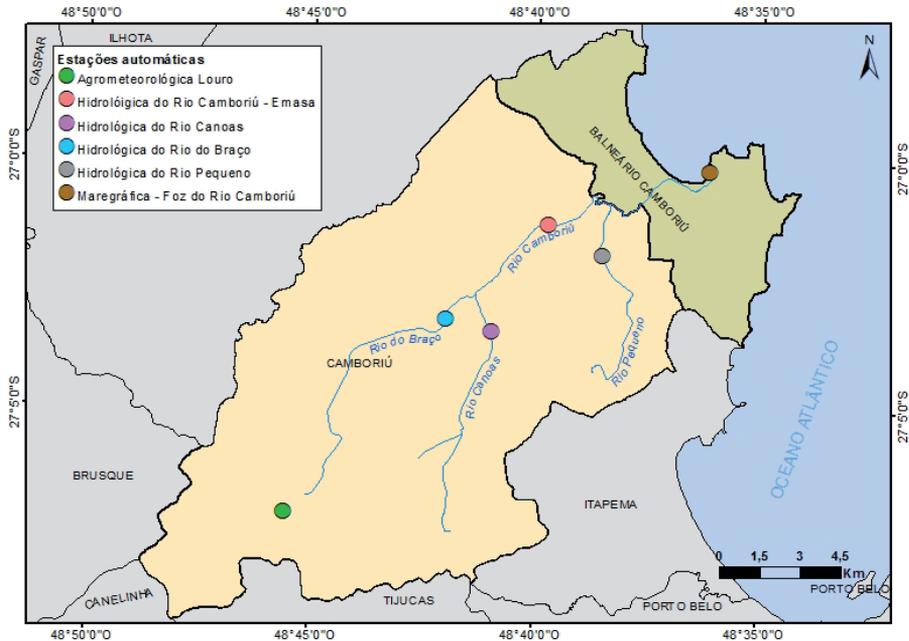


Figura 7. Mapa de localização das estações meteorológicas instaladas na BH do Rio Camboriú.

3.7 Análise Estatística

Foram feitas análises de variância e as médias de cada variável, comparadas pelo Teste t de Student, ao nível $\alpha < 0,01$, em parcelas subdivididas. As análises estatísticas foram realizadas usando-se o programa Assistat versão 7.7 beta (2011) e Microsoft Excel.

As análises de distribuição espacial, considerando as diferentes paisagens dos solos pelo uso da estatística multivariada, têm sido amplamente utilizadas por poder contribuir no melhor entendimento do ambiente (Boruvka & Kozak, 2001).

A análise de componentes principais (ACP) foi utilizada para identificar e quantificar a variação do solo, onde foi possível determinar as variáveis mais importantes e entender o seu inter-relacionamento.

Na ACP são gerados 2 eixos onde observa-se a variância contida em cada componente principal (CP) gerada, que é expressa pelos autovalores da matriz padronizada, associadas ao eixo CP1 e CP2. As variáveis são representadas por setas, que

indicam a direção do gradiente máximo, em que o comprimento da seta é proporcional à correlação da variável com os eixos e à sua importância na explicação da variância projetada em cada eixo (Theodoro et al., 2003).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Análise Morfométrica

A BH do Rio Camboriú apresenta uma área de drenagem de 199,8 Km², com um formato aproximadamente retangular de orientação sudoeste-nordeste e o perímetro de 94,9 Km. Na Tabela 5 são apresentados os valores morfométricos obtidos para a BH do Rio Camboriú.

Tabela 5. Características físicas da BH do Rio Camboriú.

PARÂMETRO	VALOR
Área de drenagem (A)	199,8 km ²
Perímetro da microbacia (P)	94,9 km
Coefficiente de compacidade (Kc)	1,797
Comprimento axial da microbacia (La)	26,4 km
Fator de forma (Kf)	0,30
Ordem da microbacia	5 ^a
Comprimento do rio principal (L)	33,8 km
Comprimento total dos cursos d'água (Lt)	643,9 km
Densidade de drenagem (Dd)	3,22 km km ⁻²
Extensão média do escoamento superficial (l)	0,077 Km
Distância mais curta entre nascente e foz (D)	25,7 km
Índice de sinuosidade do curso d'água (Is)	26,03 %
Declividade média (X)	25,45 %
Altitude máxima (H)	735 metros
Altitude média (Hm)	163 metros
Altitude mínima (Ho)	0 metro
Tempo de concentração (Tc)	10 horas

A altitude máxima observada na BH foi de 735 m e a mínima de 0 metros com uma média de 163 m de altitude. Essa grande variação de altitude pode provocar grandes alterações climáticas, que vão conseqüentemente refletir nos atributos do solo e da água.

O ordenamento do corpos hídricos da BH do Rio Camboriú varia de 1º a 5º ordem (Rio Limeira). A densidade de drenagem é um fator importante na indicação do grau de desenvolvimento do sistema de drenagem de uma bacia e na definição dos parâmetros morfométricos, é o que auxilia no manejo e na gestão de BH (Cardoso et al., 2006). A densidade de drenagem na BH em estudo foi de 3,22 km Km⁻², indicam que a área apresenta sistema de drenagem bastante desenvolvido, considerando que este índice varia

de 0,5 km Km⁻² para bacias com drenagem pobre e 3,5 km Km⁻² para bacias excepcionalmente bem drenadas.

A extensão média de escoamento superficial definida como a distância média que a água da chuva teria que escoar sobre os terrenos de uma bacia, caso o escoamento fosse em linha reta desde onde a chuva caiu até o ponto mais próximo de um leito de água de qualquer ponto da bacia foi de 0,077 km.

O índice de sinuosidade dos cursos d'água principais classifica-os como retos, dando uma noção de homogeneidade do embasamento rochoso e baixo grau de resistência das rochas. Esse índice revela a relação entre o comprimento do canal principal e a distância mais curta em linha reta entre a nascente e a desembocadura.

Os valores de fator de forma baixos e o índice de compacidade distante da unidade indicam áreas não sujeitas a enchente persistente, porém os valores de declividade média e o tempo de concentração sugerem pouca velocidade do escoamento superficial. Dependendo da intensidade e persistência da pluviosidade poderá ocorrer maior concentração nos leitos fluviais e provocar cheias nas áreas planas a suavemente onduladas.

Segundo Tonello et al. (2006), o índice fator de forma determina a tendência do formato da bacia, e os resultados obtidos demonstram que a BH tende a apresentar formato alongado em virtude do baixo valor do fator de forma (0,30), ou seja, próximo de zero.

Villela & Mattos (1975) afirmam que uma bacia com o fator de forma baixo é menos sujeita a enchentes que outra de mesmo tamanho, porém com outro fator de forma (Lira et al., 2012). Isso se deve ao fato de que, em uma bacia estreita e longa, com fator de forma baixo, há menor possibilidade de ocorrência de chuvas intensas cobrindo simultaneamente toda sua extensão. Além disso, a contribuição dos tributários atinge o curso d'água principal em vários pontos, ao contrário do que ocorre em bacias circulares.

Os valores obtidos no coeficiente de compacidade (1,79) mostram que a bacia em estudo apresenta um formato mais próximo do alongado, um bom processo de escoamento e, em condições meteorológicas normais, está menos propensa a inundação, coerente com o dado apresentado também no fator de forma (0,30).

4.2 Dinâmica da Paisagem

A partir da análise do uso e cobertura das terras nas três datas avaliadas, foi possível identificar nove classes de uso e cobertura das terras ao longo de 51 anos de

ocupação dos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú, cujas classes, em hectares e percentual de área total, são mostradas na Tabela 6.

Tabela 6. Área absoluta (ha) e porcentual (%) das classes de uso e cobertura das terras nos anos de 1957, 1978 e 2008 na BH do Rio Camboriú, localizada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú, SC.

Classes de uso e cobertura das terras	1957		1978		2008	
	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%
Floresta	17.437,63	67,52	16.147,83	62,53	17.681,14	68,47
Pastagem	7.211,38	27,92	6.904,55	26,74	3.579,03	13,86
Arroz Irrigado	386,36	1,50	1.104,81	4,28	1.137,52	4,40
Cultura anual	516,27	2,00	139,76	0,54	202,30	0,78
Área urbana	126,49	0,49	1.282,39	4,97	2.557,59	9,90
Solos exposto	39,92	0,15	53,83	0,21	178,54	0,69
Água	95,43	0,37	125,64	0,49	141,41	0,55
Reflorestamento	0,00	0,00	0,00	0,00	318,15	1,23
Dunas	11,34	0,04	66,03	0,26	29,14	0,11
Total	25.824,8	100	25.824,8	100	25.824,8	100

A classe floresta sofreu pouca alteração durante o período, mantendo-se com mais de 60 % da área da Bacia em todos os anos avaliados, com pequena redução da área no ano de 1978 em relação ao ano de 1957, mas com incremento na análise de 2008 (Tabela 6).

As mudanças nas diferentes classes foram apresentadas através de MA e MP totais de mudança da paisagem para cada um dos três períodos estudados. A MP de mudança da paisagem no período de 1957 a 2008 (Tabela 7) revela que no período de tempo analisado, 62,33 % da área mantiveram-se nas mesmas classes, das quais 54,2 % da paisagem permaneceram como floresta e 6,54 % como área de pastagem. São cerca de 14.000 ha de floresta e 1.700 ha de pastagem que se mantiveram com os mesmos usos (Tabela 8). Apenas 13,32 % das áreas de floresta em 1957 sofreram alterações para outros usos até o ano de 2008. Essa manutenção da floresta pode estar relacionada tanto a proteção legal pelo Código Florestal (Brasil, 1965) em vigor nesse período, que impedia a utilização de áreas de preservação permanente, assim como devido ao relevo, o que dificulta o acesso a essas áreas.

Na Figura 8, foi realizado o cruzamento dos planos de informações de ocupação com a classe de floresta do ano de 2008 com mapa de declividade. Pode-se observar que a concentração desta classe se encontra onde a declividade é superior a 20 %, corroborando a afirmação de que o relevo ondulado contribui para que essas áreas não fossem utilizadas para outros fins como agricultura ou expansão urbana.

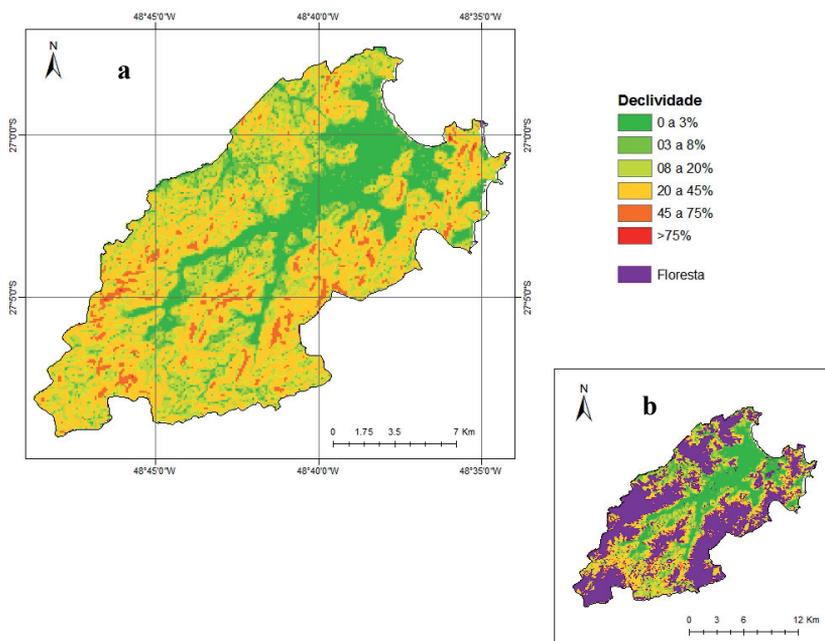


Figura 8. a) Mapa de declividade da BH do Rio Camboriú, localizada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú. b) Localização da classe.

Segundo relatos de moradores antigos, muitas áreas atualmente florestadas eram no passado utilizadas com outras culturas, especialmente café que teve seu declínio na década de 50, devido as adversidades climáticas da região. O surgimento da floresta secundária, principalmente nas áreas de encosta, pode estar relacionado tanto ao abandono das áreas pelos elevados índices de erosão e degradação dos solos, ocasionados pelo uso com culturas e pastagens nas áreas declivosas, quanto também pelo êxodo rural.

Tabela 7. A matriz de percentagens (MP) totais de mudança da paisagem no período 1957-2008 para as classes de uso e cobertura das terras na BH do Rio Camboriú, localizada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú em %.

ANO											1957
USO DA TERRA	FL	PT	AI	CA	AU	SE	AG	RF	DN	Total	
FL	54,20	13,45	0,12	0,55	0,01	0,08	0,06	0,00	0,00	68,47	
PT	6,54	6,54	0,30	0,43	0,00	0,01	0,02	0,00	0,00	13,86	
AI	1,51	1,70	0,87	0,31	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	4,40	
CA	0,26	0,42	0,04	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,78	
AU	3,55	5,00	0,13	0,60	0,47	0,04	0,10	0,00	0,02	9,90	
SE	0,40	0,26	0,01	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,69	
AG	0,15	0,19	0,01	0,00	0,02	0,00	0,18	0,00	0,01	0,55	
RF	0,84	0,35	0,02	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,23	
DN	0,08	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,11	
2008 Total	67,52	27,92	1,50	2,00	0,49	0,15	0,37	0,00	0,04	100,00	

A classe que apresentou as maiores diferenças nas avaliações foi a área urbana, sua expansão foi de 20 vezes a área inicial, passando de 126 ha em 1957 para 2.558 ha, representando, no ano de 2008, cerca de 10 % da área total dos dois municípios, enquanto que em 1957 ocupava apenas 0,49 %.

Tabela 8. A matriz de áreas (MA) totais de mudança da paisagem no período 1957-2008 para as classes de uso e cobertura das terras na BH do Rio Camboriú, localizada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú em ha.

ANO											1957
USO DA TERRA	FL	PT	AI	CA	AU	SE	AG	RF	DN	Total	
FL	13.996,58	3.474,06	29,92	142,63	1,38	20,22	16,35	0,00	0,00	17.681,14	
PT	1.688,64	1.690,07	78,69	111,39	0,00	3,85	6,39	0,00	0,00	3.579,03	
AI	388,92	439,65	225,56	80,29	0,00	3,10	0,00	0,00	0,00	1.137,52	
CA	67,48	109,29	9,69	15,84	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	202,30	
AU	916,18	1.290,83	32,62	153,84	121,03	10,80	26,65	0,00	5,64	2.557,59	
SE	103,17	67,26	3,57	3,08	0,00	1,39	0,06	0,00	0,00	178,54	
AG	38,26	48,36	1,74	0,32	4,08	0,00	45,98	0,00	2,67	141,41	
RF	216,52	89,44	4,57	7,40	0,00	0,22	0,00	0,00	0,00	318,15	
DN	21,87	2,42	0,00	1,47	0,00	0,34	0,00	0,00	3,03	29,14	
2008 Total	17.437,6	7.211,3	386,36	516,27	126,49	39,92	95,43	0,00	11,34	25.824,8	

A classe de reflorestamento não foi observada nas imagens de 1957 e 1978, aparecendo no ano de 2008 com uma área de 318 ha, mostrando-se como uma atividade em expansão.

As Figuras 9, 10 e 11 apresentam, respectivamente, os mapas de uso da terra nos anos de 1957, 1978 e 2008, os quais confirmam a atuação antrópica sobre o ecossistema, que resultou na ocorrência de alterações no uso e cobertura das terras.

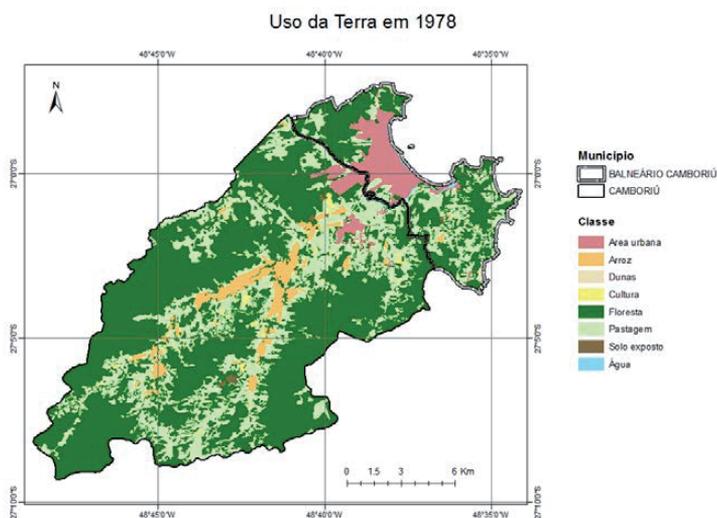


Figura 9. Mapa de uso e cobertura das terras da BH do Rio Camboriú, localizada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú no ano de 1957.

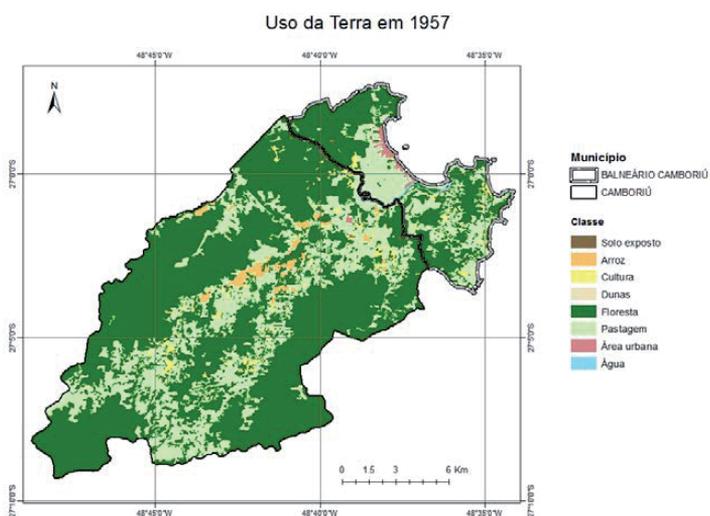


Figura 10. Mapa de uso e cobertura das terras da BH do Rio Camboriú, localizada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú no ano de 1978.

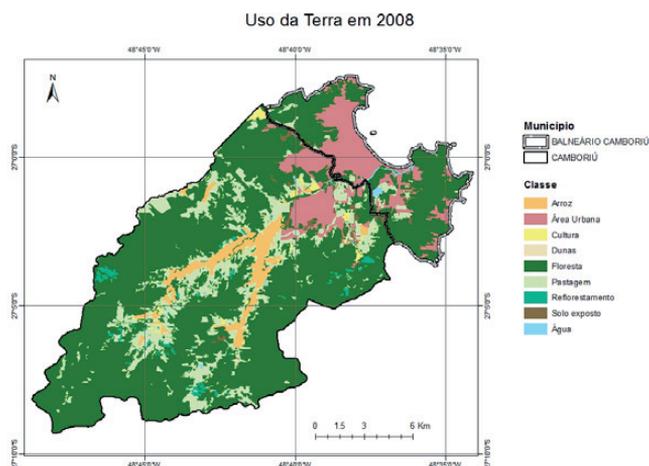


Figura 11. Mapa de uso e cobertura das terras da BH do Rio Camboriú, localizada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú no ano de 2008.

As mudanças mais significativas na paisagem ocorreram por conta da transformação das áreas de pastagem em floresta, que sofreu uma redução importante nos anos considerados, com uma redução de 14,06 % na área entre os anos de 1957 e 2008 (Tabela 7). Esse resultado retrata o abandono de grande parte dos produtores da atividade pecuária, dos quais 3.474 ha passaram de pastagem para floresta. A expansão urbana ocupou 1.291 ha de áreas anteriormente ocupadas com pastagem e 916 ha ocupados por floresta no ano de 1957.

Entre os anos de 1957 e 1978 (Tabela 9), observa-se que 63,53 % da área total da bacia não sofreram alteração do uso e cobertura das terras, com maiores valores para as áreas de floresta. As principais alterações ocorreram nas áreas de pastagem. Apesar do total dessa classe não ter variado significativamente, passando de 27,92 % em 1957 para 26,74 % em 1978. Observou-se uma conversão de 11,18 % da classe pastagem em 1957 para floresta em 1978 e 13,71 % de áreas de floresta em 1957 passaram para pastagem em 1978.

Outras conversões importantes nesse período foram de áreas de floresta e pastagem para arroz irrigado (1,43 e 1,78 %) e área urbana (1,35 e 2,80 %).

Tabela 9. A matriz de porcentagens (MP) totais de mudança da paisagem no período 1957-1978 para as classes de uso e cobertura das terras na BH do Rio Camboriú, localizada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú em %.

ANO										1957
USO DA TERRA	FL	PT	AI	CA	AU	SE	AG	RF	DN	Total
FL	50,46	11,18	0,22	0,55	0,00	0,06	0,05	0,00	0,00	62,53
PT	13,71	11,59	0,36	0,94	0,02	0,09	0,02	0,00	0,01	26,74
AI	1,43	1,78	0,87	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	4,28
CA	0,20	0,29	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,54
AU	1,35	2,80	0,04	0,23	0,40	0,00	0,13	0,00	0,02	4,97
SE	0,08	0,12	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,21
AG	0,15	0,08	0,00	0,00	0,08	0,00	0,16	0,00	0,02	0,49
RF	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
DN	0,14	0,09	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,26
1978 Total	67,52	27,92	1,50	2,00	0,49	0,15	0,37	0,00	0,04	100,00

Na Tabela 10 são apresentadas as áreas de mudança da paisagem, onde entre outros demonstra o aumento das áreas de solo exposto que passou de cerca de 40 ha para 54 ha. As áreas entre as datas não são as mesmas, sendo que as áreas de solo exposto em 1978 eram de áreas de floresta (21,82 ha) e pastagem (30,22 ha) em 1957.

Tabela 10. A matriz de áreas (MA) totais de mudança da paisagem no período 1957-1978 para as classes de uso e cobertura das terras na BH do Rio Camboriú, localizada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú em ha.

ANO										1957
USO DA TERRA	FL	PT	AI	CA	AU	SE	AG	RF	DN	Total
FL	13.031,33	2.888,13	56,55	142,58	0,68	14,65	13,68	0,00	0,23	16.147,83
PT	3.541,51	2.992,22	93,73	243,25	3,91	23,50	5,12	0,00	1,31	6.904,55
AI	368,51	458,47	224,91	52,05	0,00	0,86	0,00	0,00	0,00	1.104,81
CA	52,07	74,31	0,00	13,13	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	139,76
AU	348,95	723,45	9,38	59,93	102,13	0,21	34,00	0,00	4,36	1.282,39
SE	21,82	30,22	1,78	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	53,82
AG	37,88	20,46	0,01	0,13	19,77	0,13	41,82	0,00	5,44	125,64
RF	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
DN	35,56	24,13	0,00	5,20	0,00	0,32	0,81	0,00	0,00	66,03
1978 Total	17.437,6	7.211,3	386,36	516,27	126,49	39,92	95,43	0,00	11,34	25.824,8

Na Tabela 11 observa-se a mesma tendência dos períodos anteriores. A classe de solo exposto aumenta novamente teve aumento sobre a floresta e pastagem. As áreas de solo exposto relacionam-se a pedreiras que tiveram avanço nos períodos avaliados. No passado a área de estudo possuía grande produção de mármore e granito, onde suas jazidas eram abundantes.

As áreas de dunas sofreram aumento considerável, passando de 66 ha em 1978 para 29 ha em 2008. Esta variação pode ter ocorrido devido a elevação da maré no dia em que a imagem foi registrada e a própria transformação do ambiente “praia” que em 30 anos sofreu bastante alteração. Os dados de 1978 para 2008 indicam uma mudança de 33 ha de dunas para área urbana. Essa variação pode ser justificada pelas transformações urbanas junto à praia, juntamente com o fato de ter-se trabalhado com dois tipos de imagens diferentes, de escala e qualidade variadas, pode ter ocorrido deslocamento entre as imagens e, conseqüentemente, onde antes era duna foi identificado como área urbana, originando esse resultado expressivo.

Tabela 11. A matriz de áreas (MA) totais de mudança da paisagem no período 1978-2008 para as classes de uso e cobertura das terras na BH do Rio Camboriú, localizada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú.

ANO										1978
USO DA TERRA	FL	PT	AI	CA	AU	SE	AG	RF	DN	Total
FL	13.311,87	3.926,89	252,48	56,09	51,35	37,59	29,31	0,00	15,56	17.681,14
PT	1.689,83	1.516,20	294,68	51,85	11,31	5,15	7,62	0,00	2,38	3.579,03
AI	285,22	351,97	486,04	13,71	0,00	0,58	0,00	0,00	0,00	1.137,52
CA	63,17	98,30	33,77	5,38	0,68	1,00	0,00	0,00	0,00	202,30
AU	472,40	794,98	22,71	6,83	1.193,59	6,17	27,09	0,00	33,84	2.557,59
SE	69,59	96,47	4,08	2,29	3,00	3,06	0,05	0,00	0,00	178,54
AG	37,14	22,57	1,36	0,84	21,52	0,28	57,71	0,00	0,00	141,41
RF	214,04	90,72	9,70	2,76	0,94	0,00	0,00	0,00	0,00	318,16
DN	4,58	6,45	0,00	0,00	0,00	0,00	3,86	0,00	14,25	29,14
1978 Total	16.147,8	6.904,5	1.104,8	139,76	1.282,4	53,83	125,64	0,00	66,03	25.824,8

Verifica-se que a classe pastagem sofreu uma redução importante, reduzindo em 306,83 ha entre os anos de 1957 e 1978 e 3.325,52 ha entre os anos de 1978 e 2008. Essa redução pode estar relacionada ao fato da atividade leiteira do Vale do Itajaí ter sido

transferida para o Oeste Catarinense, mudança para cultivo de arroz irrigado, bem como pelo êxodo rural e a expansão urbana.

A diminuição da pastagem contribuiu para o maior incremento da floresta (15,21 %), da área urbana (3,08 %) e do arroz irrigado que não apresentou perdas significativas de áreas revelando a importância e persistência da atividade ao longo do período estudado (1,36 %).

Um aumento gradativo nas áreas de arroz irrigado mostrou que essa cultura representa uma importante atividade econômica, passando de 1,5 % em 1957 para 4,40 % do total da área de estudo ano de 2008, totalizando 1.137 ha. Segundo dados do IBGE (2013), a área utilizada para a produção de arroz irrigado em 2008 foi de 960 ha, concentrados apenas no município de Camboriú. Podemos justificar essa diferença entre valores com o fato de que os dados obtidos pelo IBGE foram declarados pelos produtores, enquanto que os dados alcançados nessa pesquisa originaram-se de observação e vetorização sobre imagem de satélite e depois calculados pelo programa ArcGis. Assim como, na vetorização não foram desconsideradas as áreas de taipa.

Entre os fatores para o aumento dessa área, podemos destacar a implantação do Programa de Aproveitamento Racional das Várzeas Irrigáveis (Provárzeas), elaborado em 1978, pelo Governo João Figueiredo e oficializado através do Decreto n. 86.146 de 23 de junho de 1981 (Brasil, 1983). Esse programa visava à utilização econômica das várzeas através do saneamento agrícola, drenagem e irrigação.

O projeto em Santa Catarina foi implantado em parceria entre a Associação de Crédito e Assistência Rural de Santa Catarina (Acaresc), hoje Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (Epagri) e o Governo do Estado de Santa Catarina. Entre os objetivos estava a incorporação de novas áreas ao processo produtivo agropecuário e a racionalização do uso de tecnologia nas culturas. Diante disso, ocorreu a mudança do cultivo de arroz no sistema tradicional para o cultivo de arroz no sistema irrigado com sementes do tipo pré-germinado que foi o impulso para a definitiva consolidação do sistema de produção de arroz em áreas alagadiças (Presa, 2011).

As outras culturas anuais ocupavam pequenas glebas que no ano de 1957 totalizavam 2 % da área total e que nos demais anos não ultrapassaram 1 %. Segundo dados do IBGE (2013) referentes ao ano de 2008, as culturas, excluindo as áreas de arroz irrigado, estavam distribuídas em 20 ha de cana-de-açúcar, 2 ha de feijão, 5 ha de milho e 5 ha de tomate, totalizando 53 ha, valor bem inferior aos 202 ha observados nas imagens.

Em 2008 foi identificada 1 (uma) classe anteriormente inexistente, a de reflorestamento, que representou 1,23 % da área, ocupando o que era anteriormente floresta (214 ha) e pastagem (91 ha). Essa classe foi inserida na atividade agrícola dos municípios por propiciar uma fonte alternativa de renda e, sobretudo, por ser apta para cultivo em área de maior declividade e de difícil acesso, onde as práticas de mecanização são inviáveis, ou seja, áreas com condições agrícolas menos favoráveis para o cultivo de culturas anuais.

A área urbana principalmente do município de Balneário Camboriú teve um grande avanço motivado pelo setor turístico conforme observado na Tabela 6. Essa evolução pode ser observada pelas fotos aéreas dos anos de 1938, 1957, 1978 e 2014, apresentando um ciclo de evolução conforme descrito por Butler (1980). Na Figura 12 é apresentada imagem da orla de Balneário Camboriú no ano de 1938, onde se observa o início da colonização com a presença de poucas residências, fase essa chamada de pré-turismo que vai desde o início da colonização ocorrida em 1920 até o momento que precede aos primeiros turistas que aportaram na região.



Figura 12. Foto aérea do ano de 1938 da cidade de Balneário Camboriú.

Nesta época, a pesca e a agricultura eram a base da economia local. No período inicial de exploração do local, os maiores problemas estavam definidos pelas práticas de coivara (queima da mata para a agricultura em pequena escala), realizada pelas comunidades pesqueiras artesanais e pela população local sobre as matas de restinga e Floresta Atlântica. A ocupação da orla marítima era realizada também sobre a mata de restinga original. (Souza Jr, 1998).

Na Figura 13, é apresentada foto aérea de 1957, onde se observa um nítido desenvolvimento turístico inicial, onde as residências situavam-se preferencialmente em faixas paralelas à praia, já sendo observadas ruas bem definidas ao longo do balneário.



Figura 13. Foto aérea do ano de 1957 da cidade de Balneário Camboriú.

A partir da década de 40 foi observado um rápido crescimento do Município, especialmente com o início de construções de hotéis e residências de pessoas com poder aquisitivo elevado, contribuindo assim para o início do desenvolvimento local. No final da década de 40 o balneário já possuía cinco hotéis, sendo que alguns destes permanecem até os dias atuais. Até o ano de 1951, eram construídas anualmente em média 60 residências por ano, e em 1952 houve uma mudança significativa com a construção de 620 residências. Durante este período é estabelecida uma estação de veraneio, propiciando pulsos populacionais (Polette et al., 1999).

Entre os anos de 1957 a 1978 observam-se grandes transformações, relacionadas ao *boom* do turismo e o do setor imobiliário. Essa grande expansão propiciou a emancipação e fundação do município de Balneário Camboriú no ano de 1964 que até então pertencia ao município de Camboriú. O crescimento da área urbana nesse primeiro momento se ateu a área do atual município de Balneário Camboriú que teve um crescimento maior quando comparado ao município vizinho e ao qual pertencia. No ano de 1970, logo após o desmembramento, Balneário Camboriú contava com 10.839 habitantes enquanto que Camboriú possuía 9.862 habitantes (IBGE, 2013).

No final da década de 60 dois grandes hotéis são estabelecidos em Balneário Camboriú, sendo para a época um marco para a hotelaria local. Com uma maior demanda

turística, inicia também um maior envolvimento da população residente e dos pescadores artesanais da barra do rio Camboriú com a população turística, o que também passa a ser uma atração turística comprar o peixe fresco neste local.

Na Figura 14, observa-se a foto aérea de 1978, com um nítido aumento da área urbanizada. Na década de 70 a construção da BR-101 possibilitou o acesso entre o Sul e o Norte do País passando exatamente na porção central do Município, constituindo-se num fator determinante para o desenvolvimento urbano, estabelecendo desta forma a cidade-balneária. Tem início, de forma acelerada, o estabelecimento de uma rede urbana local bem definida, com o incremento também da rede hoteleira. A construção civil na faixa paralela à linha de costa se intensifica (Reis et al., 1998).



Figura 14. Foto aérea do ano de 1978 da cidade de Balneário Camboriú.

O município de Balneário Camboriú foi favorecido pela inauguração da BR-101 no ano de 1970. O caminho asfaltado, mais rápido e seguro, concentrou o fluxo de veículos que passava pela cidade de Camboriú e escoava a produção agrícola e, principalmente, da mineração, fez com que ocorresse menor crescimento dessas áreas com a mudança da rota. Em 1980 a população de Camboriú passou para 14.038 habitantes. e Balneário Camboriú para 21.854 habitantes (IBGE, 2013).

No período entre os anos de 1978 e 2008, em consequência do elevado custo de vida do município vizinho, tem-se um grande aumento da área urbana de Camboriú, surgindo novos bairros onde antes eram áreas rurais. No censo de 2010 (IBGE, 2013), a população de Balneário Camboriú era de 108.089 habitantes e Camboriú de 62.361 habitantes, correspondendo respectivamente a 11º e 17º municípios mais populosos do estado de Santa Catarina.

A especulação imobiliária, neste momento, passa a ser um fator determinante para a perda da qualidade ambiental dos Municípios. A consolidação do Município de Balneário Camboriú como cidade-balneária teve seu ponto marcante na década de 80, quando o número de turistas passou a ser maior que a população permanente. Tal situação é verificada até os dias atuais. Nesta fase, os distritos recreacional e comercial já estão bem definidos, situando-se preferencialmente na área de frente à praia e em calçadas transversais à mesma (Reis et al., 1998).

O veraneio, portanto, é um momento adverso, onde a cidade atravessa fases críticas, atingindo níveis de estagnação, inclusive declínio quanto a sua qualidade ambiental. Inicia-se então uma fase de declínio, sob o ponto de vista ecológico, ocorrendo uma estagnação do setor de engenharia civil, com diminuição da construção.

Posteriormente a fase de declínio, observa-se na cidade de Balneário Camboriú uma nova fase a do rejuvenescimento, observando um grande avanço imobiliário no ano de 2014, com a construção de arranha céus, marinas, shoppings, aumentando a circulação de turistas (Figura 15).



Figura 15. Imagem de satélite do ano de 2014 da cidade de Balneário Camboriú.

Na Figura 16 tem-se uma análise resumida das mudanças na paisagem através da análise da diferença dos VP nos tempos t2 e t1. Os valores positivos representam um incremento de área na classe e os valores negativos um decréscimo na área da classe de uso e cobertura das terras. Para os valores iguais a zero significa que não houve alteração na área da classe para o período estudado.

A Figura 16 permite acompanhar a alteração da paisagem entre os três períodos analisados em função das diferenças entre os vetores de estado nestas datas, representadas

respectivamente pelas barras. Nota-se uma redução nas áreas de pastagem nos três períodos avaliados e redução da floresta entre os anos de 1957 e 1978. As demais classes tiveram aumentos nos períodos avaliados.

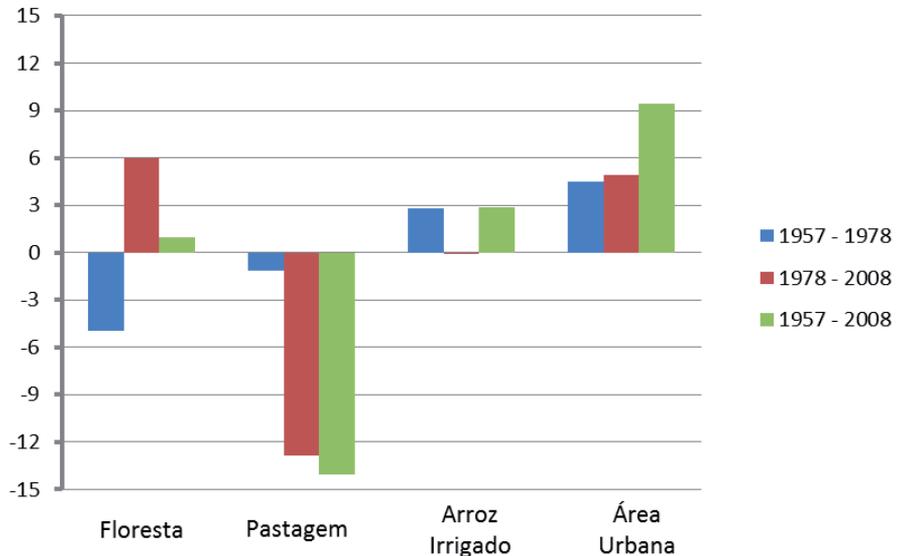


Figura 16. Diferenças dos vetores de estado (VP) da paisagem no período estudado representados pelas barras azul ($VE_{1978} - VE_{1957}$), vermelha ($VE_{2008} - VE_{1978}$) e verde ($VE_{2008} - VE_{1957}$).

Apesar da área com floresta representar mais de 60 % em todos os anos avaliados (Tabela 6), o percentual de floresta que se mantiveram nas mesmas áreas foi de 44 %. O que se observa é que em parte dessas áreas ocorreu conversão para pastagem que posteriormente voltaram a ser floresta (Tabela 12).

A cultura do arroz irrigado e as áreas urbanas observadas no ano de 1957 foram as que mais se mantiveram com o passar dos anos. Esses números confirmam o arroz irrigado como uma atividade rentável que conseguiu se manter como uma atividade econômica importante para o município.

Tabela 12. Principais combinações entre as classes de floresta, pastagem, arroz irrigado e área urbana nos anos de 1957, 1978 e 2008, na BH do Rio Camboriú, localizada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú, SC.

1957	1978	Combinações		
		2008	Área (ha)	%
FL	FL	FL	11.429,23	44,26
FL	PT	FL	2.347,42	9,09
PT	FL	FL	1.806,05	6,99
PT	PT	FL	1.478,92	5,73
FL	FL	PT	940,26	3,64
PT	PT	PT	790,39	3,06
PT	AU	AU	696,58	2,70
PT	FL	PT	686,51	2,66
FL	PT	PT	633,30	2,45
PT	PT	AU	401,33	1,55
FL	AU	AU	305,57	1,18
FL	FL	AU	287,63	1,11
AI	AI	AI	174,38	0,68
PT	PT	AI	170,29	0,66
FL	AI	AI	144,21	0,56
PT	AI	AI	143,47	0,56
FL	FL	AI	116,24	0,45
AU	AU	AU	101,75	0,39

4.3 Atributos físicos do Solo

Mesmo os solos avaliados apresentar o mesmo material de origem e clima, as pequenas variações de relevo contribuíram para diferenciação dos teores de argila entre os tratamentos avaliados (Figura 17). O teor de argila se constitui um dos atributos físicos mais importantes do solo, pois possui a capacidade de influenciar a maioria das propriedades físicas e químicas.

Os teores de argila foram mais expressivos nas áreas de pastagens. Este aumento no teor de argila pode ser pela exposição do horizonte subsuperficial, consequência do processo erosivo intenso, pelo manuseio que este solo recebeu ou ao nível de inclinação do terreno, pois as partículas mais grossas estão sendo carregadas e ficando material mais fino nas camadas subsuperficiais.

Para a Ds foram verificadas diferenças significativas entre os tratamentos e as diferentes profundidades analisadas (Figura 18).

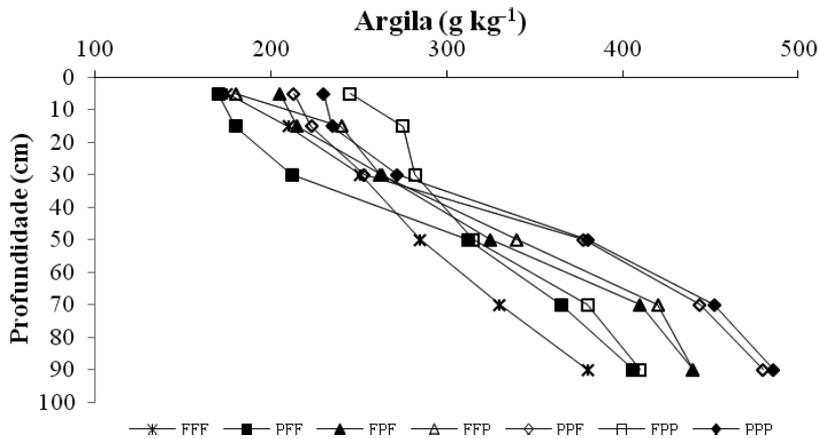


Figura 17. Teores de argila (g kg^{-1}) para os tratamentos FFF, PFF, FPF, FFP, PPF, FPP e PPP, em diferentes profundidades.

Comparando-se as coberturas vegetais, é possível observar na profundidade 0-10 cm, que a Ds nas áreas que no último período apresentava cobertura florestal (FFF, PFF, FPF, PPF) diferiram significativamente em relação às áreas de pastagem (FFP, FPP, PPP). Para as áreas de floresta, os valores variaram entre $0,79$ a $0,92 \text{ kg dm}^{-3}$, na camada superficial, enquanto nas áreas pastagens, as pressões mecânicas exercidas pelo pisoteio do gado, proporcionaram valores mais elevados de Ds nessa camada, apresentando valores médios entre $1,12 \text{ kg dm}^{-3}$ a $1,20 \text{ kg dm}^{-3}$ (Figura 18).

Este padrão de maiores valores de Ds em áreas de pastagem também foi observado por Freitas et al. (2012), que avaliando a Ds de um Neossolo Quartzarênico Órtico em quatro sistemas de manejo: floresta nativa, agrofloresta, pasto e outra área recentemente convertida para uso agrícola, verificaram que as áreas de pastagem apresentaram os maiores valores médios de Ds, o que é explicado pela carga animal de $1,30 \text{ UA ha}^{-1}$, incluindo bovinos e equinos que pastam na área, durante anos. Entretanto Tarré et al. (2001), comparando áreas de pastagem de *B. humidicola* com nove anos de uso e consorciada com leguminosa, com uma área de mata adjacente, não encontraram diferenças significativas entre os sistemas avaliados, apesar da tendência dos maiores valores serem encontrados nas áreas de pastagens.

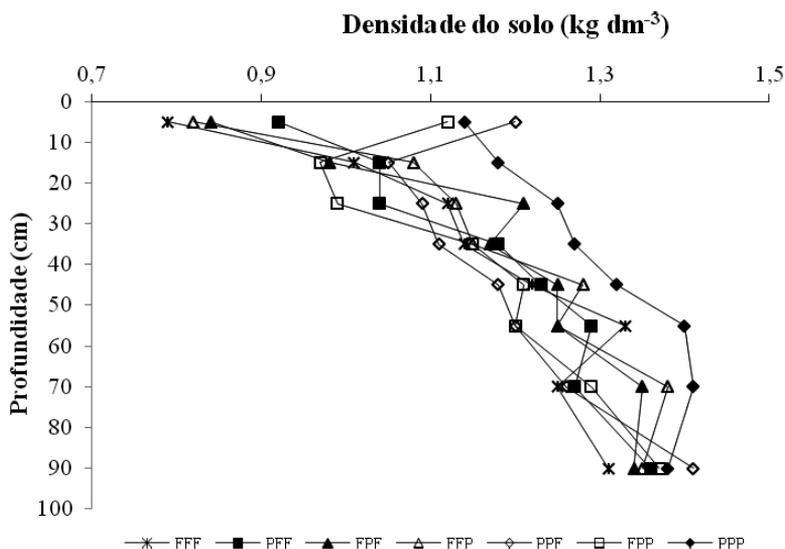


Figura 18. Densidade do solo (kg dm^{-3}) para os tratamentos FFF, PFF, FPF, FFP, PPF, FPP e PPP, em diferentes profundidades.

Frazão et al. (2008) evidenciaram que o período de 5 anos não foi suficiente para reverter o padrão da Ds em áreas de conversão de pastagem degradada para o sistema plantio direto e enfatizam o efeito degradante do uso desses solos com pastagem. Porém os períodos superiores há 25 anos com florestas (PPF e FPF) observados nesse estudo, promoveram reduções nos valores de Ds sendo que estes se aproximaram dos observados nas áreas sob cobertura florestal.

Na camada de 10-20 cm as diferenças entre áreas de pastagem e floresta ficaram menos evidentes sendo os maiores valores observados para o tratamento PPP, que diferiu dos demais, exceto para o tratamento PFF, os quais não diferem entre si. Trabalhando com pastagens sob Latossolo Vermelho Marchão et al. (2007) concluíram que os incrementos nos valores médios da Ds aconteceram nas primeiras camadas do solo, principalmente na camada de 0-0,05 m, devido ao pisoteio animal. Em trabalho de revisão a respeito do impacto animal sobre o solo, Cantarutti et al. (2001) mostram que, em geral, a compactação devido ao tráfego animal ocorre nos primeiros centímetros do solo, podendo estes efeitos estender-se até os 15 cm, padrão observado neste estudo.

O tratamento PPP apresentou os maiores valores de Ds em todas as profundidades, porém na camada 80-100 cm não foi observada diferença significativa entre os tratamentos avaliados.

A Ds em profundidade apresentou o mesmo padrão em todos os tratamentos, verificando-se aumentos de Ds em profundidade, sendo os maiores valores, na maioria dos casos, observados nas profundidades acima de 60 cm, conforme (Figura 18). Silva et al. (2006), em seu trabalho sobre atributos físicos e teor de COT em um Argissolo Vermelho sob distintos sistemas de uso e manejo, também verificaram que a Ds aumentou em profundidade, independentemente do sistema de manejo, e apresentou correlação negativa com o teor de COT possivelmente por influência dos constituintes orgânicos na agregação do solo.

Os valores mais baixos da Ds nas áreas de Floresta se deve ao fato de essa área encontrar-se em boas condições, com maior diversidade biológica, maior teor de matéria orgânica, que é caracterizado como um dos fatores responsáveis pela manutenção das condições físicas do solo e que também tem mais influência na reversão do estado de compactação do solo Camargo & Alleoni (1997). Já os valores mais elevados de Ds para as camadas superficiais das áreas de pastagem são consequência provável de maior tráfego dos animais, mau manejo do solo por excesso de pastejo e outras modalidades de pressão, que favoreceram a maior compactação (Fraga & Salcedo, 2004).

O pisoteio animal pode ocasionar, além do aumento da Ds, alteração na estabilidade dos agregados pela desagregação ou desestruturação dos agregados, proporcionada pelo uso permanente dos animais nas áreas de pastejo, cujo efeito da compactação é potencializado nos períodos de maior umidade. Fregonezi et al. (2001) concluíram que o efeito do preparo intensivo e queima dos resíduos, tráfego intenso, impacto das gotas de chuvas, dispersão química dos colóides, inaptidão agrícola, atinge a estrutura do solo com consequências negativas sobre seus agregados, influenciando na taxa de infiltração de água.

Em todos os tratamentos nas camadas superficiais, foram encontrados valores de Pt referidos como ideais para a maioria das culturas, ou seja, superiores a 50 % (Figura 19). Em trabalhos realizados por Camargo & Alleoni (1997), um solo ideal (para maioria das culturas de sequeiro) deveria apresentar 50 % de volume de poros totais que, na capacidade de campo, seriam 33,5 % ocupados pela água e 16,5 % ocupados pelo ar.

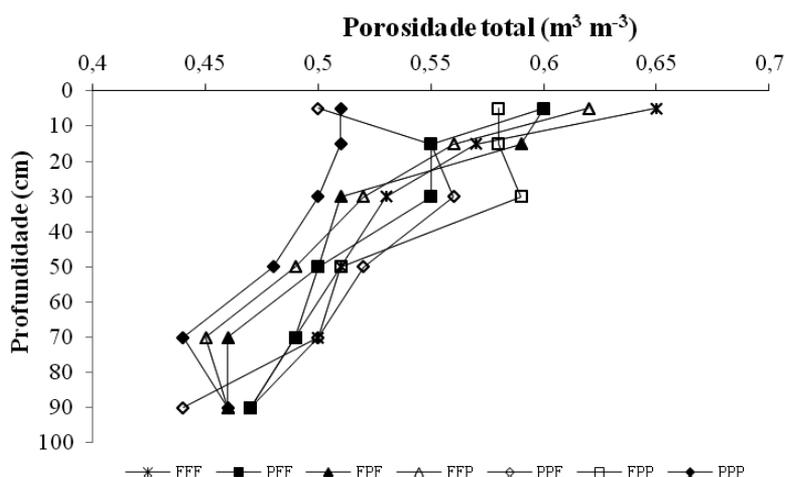


Figura 19. Porosidade total ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) para os tratamentos FFF, PFF, FPF, FFP, PPF, FPP e PPP, em diferentes profundidades.

Os valores mais elevados de Pt nas áreas de FFF deve-se ao fato de que possivelmente esse sistema esteja em equilíbrio e sem nenhuma atividade antrópica que possa levar a alguma alteração, corroborando os resultados apresentados por Bergamin et al. (2002). Segundo esses autores a ausência da ação de máquinas e equipamentos, associada à elevada cobertura do solo e MO na vegetação nativa, afeta de forma positiva as suas propriedades físicas. Dentre as propriedades físicas sujeitas a alterações pela presença de animais, principalmente aquelas relativas ao estado poroso, merecem especial atenção, pois é o local onde ocorrem os principais fenômenos que regulam o crescimento das plantas (Siqueira Júnior, 2005).

Em relação à Mp, observa-se que o tratamento FFF apresentou valores bem mais elevados que os tratamentos FPP e PPP (Figura 20), os valores encontrados são superiores a $0,10 \text{ dm}^3 \text{ dm}^{-3}$, percentual mínimo para adequado fluxo de ar e de água através do perfil (Hillel, 1998).

De acordo com Pereira et al. (2011), o volume de macroporos é expressivamente diminuído quando aumenta o adensamento causado pela pressão exercida sobre o solo, acarretando em um aumento menos acentuado do volume de microporos e numa diminuição também pouco expressiva do volume da porosidade total. Dessa forma, quando se trata de porosidade os macroporos são os primeiros, e mais intensamente, afetados pelas

diferenças de pressão, seja pelas raízes das culturas ou pela pressão mecânica exercida sobre o solo.

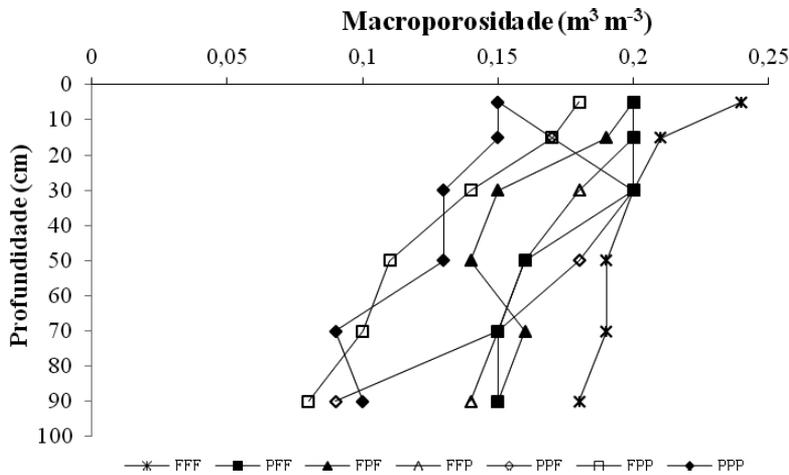


Figura 20. Macroporosidade ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) para os tratamentos FFF, PFF, FPF, FFP, PPF, FPP e PPP, em diferentes profundidades.

O volume de microporos foi maior quando comparado com o de macroporosidade (Figura 21), visto que em solos argilosos a tendência é predominar microporos, enquanto em solos arenosos há predominância de macroporos (Kiehl, 1979).

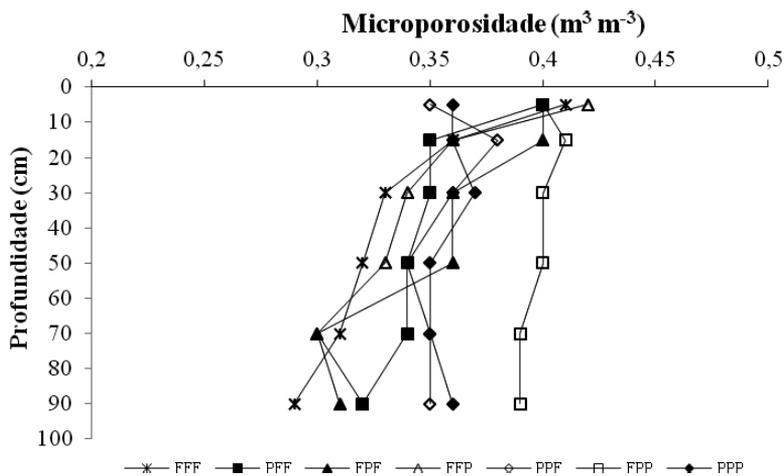


Figura 21. Microporosidade ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) para os tratamentos FFF, PFF, FPF, FFP, PPF, FPP e PPP, em diferentes profundidades.

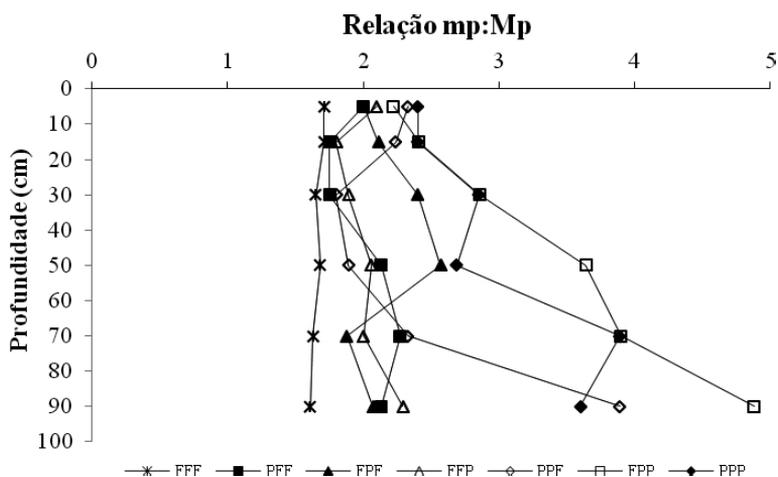


Figura 22. Relação mp:Mp para os tratamentos FFF, PFF, FPF, FFP, PPF, FPP e PPP, em diferentes profundidades.

A relação mp/Mp na maioria dos tratamentos indica condições adequadas para o desenvolvimento das culturas agrícolas, apresentando-se dentro do valor considerado ideal, que é de 2:1 (Brady & Weil, 2002). Nesse sentido os tratamentos FFP, FPP e PPP apresentaram condições menos favoráveis, principalmente nas camadas mais profundas (Figura 22).

Quanto maior a proporção de microporos de um solo em relação aos macroporos, menor será a infiltração de água e pior o arejamento. Esses espaços livres conferidos pelos poros permitem que a água seja armazenada em certa proporção, que varia de acordo com os macro e microporos, isto é, quanto maior for a quantidade de microporos maior será a capacidade deste solo em armazenar água sem que haja perdas por gravidade e vice-versa.

De acordo com Kiehl (1979), um solo em condições ideais para a maioria das culturas deve ser formado por 2/3 da porosidade total por microporos e 1/3 por macroporos.

Os dados apresentados mostram que houve efeitos negativos nos atributos físicos do solo avaliados com a alteração das áreas de floresta por pastagem. Alvarenga & Davide (1999) também observaram efeitos negativos em estudo avaliando a sustentabilidade de agroecossistemas sob Latossolo do Cerrado, onde compararam diferentes usos da terra como: culturas anuais, reflorestamento de eucalipto com um e 15 anos, pastagem plantada e pastagem nativa. Esses autores observaram que o agroecossistema de culturas anuais foi

o que apresentou maiores alterações em relação ao cerrado nativo no que diz respeito às características físicas do solo, demonstrando, de maneira geral, uma degradação da sua qualidade.

As mudanças negativas que ocorreram nesses solos, como diminuição da macroporosidade, porosidade total, e aumentos da microporosidade e da densidade do solo, vão alterar o fluxo de água e nutrientes no solo, atuando no desenvolvimento das culturas e no processo erosivo do solo.

4.4 Atributos Químicos do Solo

Os atributos químicos de modo geral apresentaram grande variação entre as áreas coletadas o que resultou na maioria dos casos em elevados valores de desvio padrão e conseqüentemente em elevado coeficiente de variação, que estão relacionados principalmente pelos diferentes manejos utilizados nas áreas, destacando a adubação e a calagem quando da implantação e manutenção das pastagens, assim como a variação na distribuição espacial das amostras.

Mesmo assim é possível observar que ocorreram alterações significativas nos atributos químicos do solo, quando da alteração do uso de floresta para pastagem e vice versa.

O pH apresentou maiores valores na camada superficial nos tratamentos FFP, FPP e PPP (Figura 23) demonstrando que as áreas atualmente utilizadas com pastagens são observados os maiores valores de pH relacionados provavelmente pela realização de calagem, favorecendo o aumento da produtividade das mesmas. As áreas que foram utilizadas por pastagens em períodos anteriores e atualmente utilizadas por florestas (PFF, FPF, PPF) apresentam valores similares as áreas de FFF o que demonstra que com o tempo, através da regeneração da floresta, sem a utilização de adubação, os valores de pH baixam e tendem a se aproximar dos valores originais aos observados nas matas nativas.

Nas maiores profundidades avaliadas as diferenças de pH entre as combinações de mudança uso de uso se tornam menos pronunciadas, podendo se dizer que as alterações de uso não refletiram em mudanças de pH em profundidade quando da mudança de pastagem para floresta e floresta para pastagem.

Nos sistemas que envolvem culturas anuais ou pastagens, são encontrados maiores valores de pH do solo, quando comparado com mata ou campo nativo. Esse aumento ocorre em função da adição de calcário ao solo (Prado & Natale, 2003) e concentrar-se-á

na camada superficial, se não for incorporado ao solo. Os Argissolos naturalmente apresentam limitações químicas devido à baixa fertilidade natural, forte acidez e alta saturação por alumínio (Streck et al., 2002).

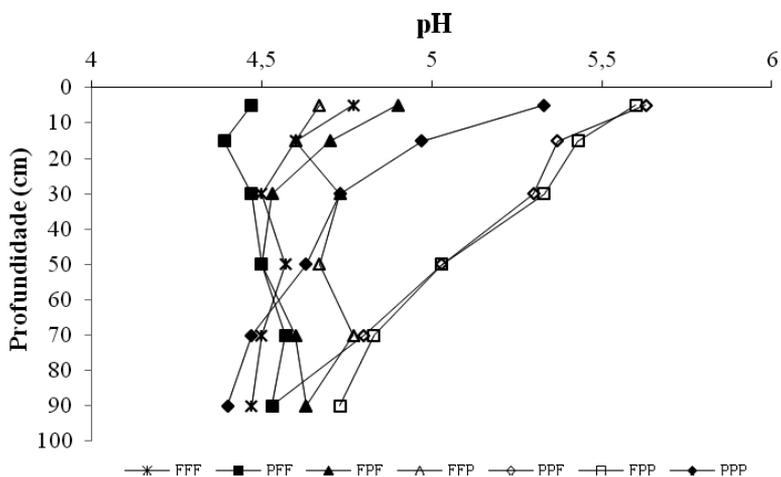


Figura 23. Valores de pH nas profundidades de 0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm, nos tratamentos FFF, PFF, FPF, FFP, PPF, FPP e PPP.

Os maiores valores de pH observados foram acompanhados pelos menores valores de Al. Os teores de Al encontrados na camada superficial foram maiores no tratamento FFF (Figura 24) e os menores valores observados nos tratamentos FFP e FPP. Na maior parte dos casos os valores de Al aumentaram em profundidade, chegando a valores superiores a 4 cmolc dm^{-3} , indicando solos com elevada toxicidade para as plantas.

Comparando diferentes ecossistemas em Latossolo Vermelho sob solos de cerrado, Alvarenga & Davide (1999), observaram substanciais aumentos nos teores de nutrientes essenciais ao desenvolvimento das culturas, bem como diminuição da acidez e do teor de Al trocável no sistema utilizado com culturas anuais, quando comparado com uma área de vegetação nativa. Estes autores afirmam que, em condições naturais, esses solos não são capazes de promover produções economicamente compensadoras, pois quimicamente, não favorecem o desenvolvimento da maioria das culturas comerciais exigentes em nutrientes.

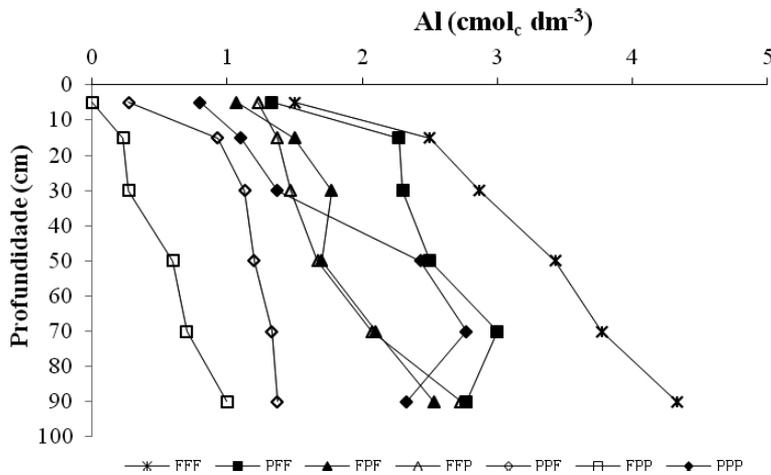


Figura 24. Teores de Al nas profundidades de 0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm, nos tratamentos FFF, PFF, FPF, FFP, PPF, FPP e PPP.

As bases trocáveis apresentaram comportamento semelhante ao do pH, de forma que seus maiores valores foram observados nas camadas superficiais, decrescendo na maioria dos casos em profundidade, fato que pode estar relacionado à MO que mantém as bases e consequentemente diminui a lixiviação. Segundo Falleiro et al. (2003) esse aspecto está relacionado às características de poder tampão da MO e/ou ao aumento da força iônica da solução do solo devido aos incrementos nos teores das bases na camada superficial.

Para o cálcio (Ca) e o magnésio (Mg) observa-se que houve diferença entre os tratamentos avaliados, assim como observado para o pH. O cálcio apresentou maior valor no tratamento FFP, seguidos dos tratamentos FPP e PPP, bem superiores aos valores observados no tratamento FFF (Figura 25).

O magnésio apresentou similaridade com valores mais expressivos na camada superficial nos tratamentos FPP e PPP (Figura 26). O calcário é fonte desses dois nutrientes, explicando os maiores valores encontrados nas áreas atualmente utilizadas por pastagens. Observa-se que os valores maiores foram encontrados na camada de 0-10 cm em todos os tratamentos. Souza & Alves (2003) atribuíram esses maiores valores em superfície para os solos utilizados com sistemas agrícolas de culturas anuais, em função da adição de calcário, a reciclagem de cálcio via decomposição de resíduos e ao aumento da CTC efetiva do solo, capaz de reter mais cátions nessa camada

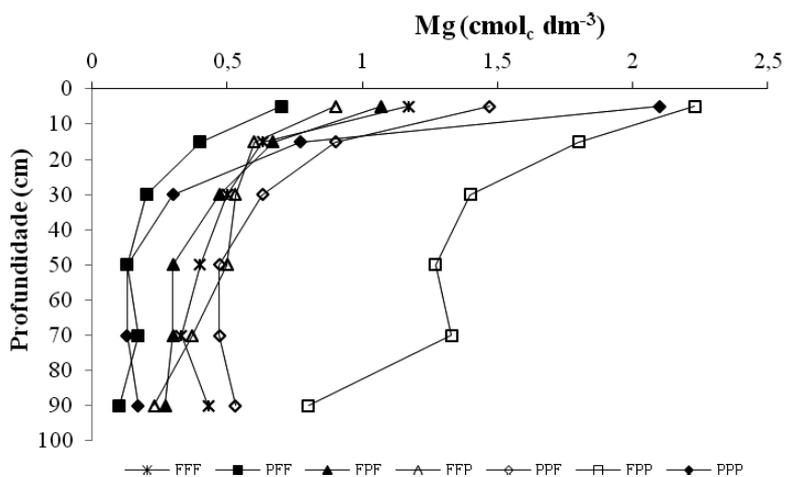


Figura 25. Teores de Ca nas profundidades de 0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm, nos tratamentos FFF, PFF, FPF, FFP, PPF, FPP e PPP.

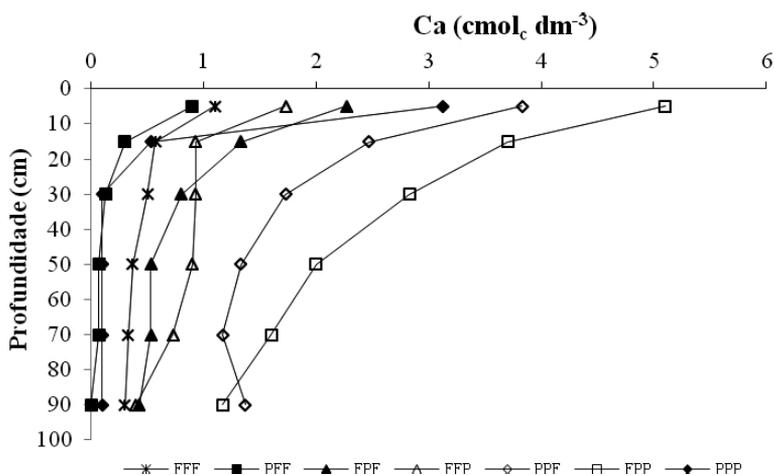


Figura 26. Teores de Mg nas profundidades de 0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm, nos tratamentos FFF, PFF, FPF, FFP, PPF, FPP e PPP.

Para o potássio foram observados maiores valores em todos os tratamentos, quando comparados com o tratamento FFF. Isso significa dizer que o potássio é um elemento mais persistente no meio, que sofre menores perdas, visto que no tratamento PFF, com mais de 50 anos com uso com floresta, ainda se observa valores bem mais elevados de K que o tratamento FFF, reflexo provavelmente de adubações remotas no período de uso com

pastagem, mas que ainda consegue manter esses maiores valores (Figura 27). O tratamento PPP apresentou os maiores valores entre os tratamentos.

Segundo Vitousek & Reiners (1975), a incorporação de nutrientes na biomassa aumenta rapidamente no início do processo sucessional até chegar a um máximo, decaindo lentamente até um estágio de equilíbrio entre entradas e saídas. Esses autores também salientaram que a relação entre a biomassa foliar e a biomassa lenhosa diminui durante a sucessão.

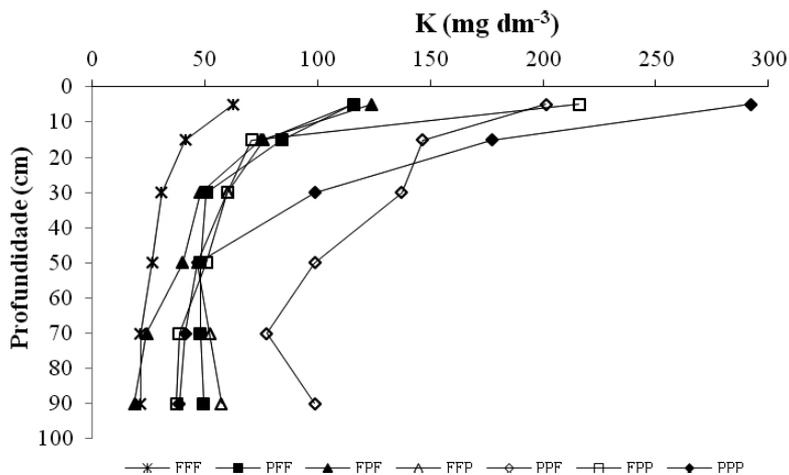


Figura 27. Teores de K nas profundidades de 0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm, nos tratamentos FFF, PFF, FPF, FFP, PPF, FPP e PPP.

Para os valores de fósforo, os maiores foram observados na camada superficial do tratamento PPP (Figura 28). Todos os tratamentos atualmente utilizados com pastagens foram os que apresentaram os maiores valores. Observa-se um menor valor na mata secundária (PFF, FPF, PPF) que possui o histórico de ter sido utilizada com pastagem em algum período, mas que possuem valores superiores aos do tratamento FFF. Mesmo após estes longos períodos de abandono e estabelecimento de uma nova vegetação natural (secundária), ainda não foi possível observar níveis similares aos da mata nativa que não possui histórico de intervenção antrópica (FFF).

Em áreas onde a vegetação original foi retirada a sucessão obedece ao ritmo de recuperação do solo degradado, processo este que sofre influência da própria vegetação via adição de matéria orgânica e regulação do regime hídrico e térmico no decorrer do processo (Wisniewski, 1997). Estudos desenvolvidos por Boeger (2000) em sucessão da

Floresta Atlântica, mostraram uma tendência de aumento dos valores de N, P e K na serapilheira na medida em que a sucessão ecológica avança. Segundo Delitti (1993) durante o estágio inicial a ciclagem de nutrientes da serapilheira não é muito desenvolvida, sendo que os nutrientes são retirados, em sua maior parte, do solo.

Para Cardoso et al. (2009) ambientes de floresta nativa, notadamente aqueles estabelecidos em solos de baixa fertilidade natural, têm sua manutenção fortemente associada ao equilíbrio entre a cobertura vegetal e os processos biogeoquímicos do solo. De acordo com Moreira & Malavolta (2004), a produtividade dos ecossistemas naturais e de agroecossistemas introduzidos e raramente fertilizados depende da reciclagem dos nutrientes minerais, contidos na serapilheira das plantas e da matéria orgânica do solo.

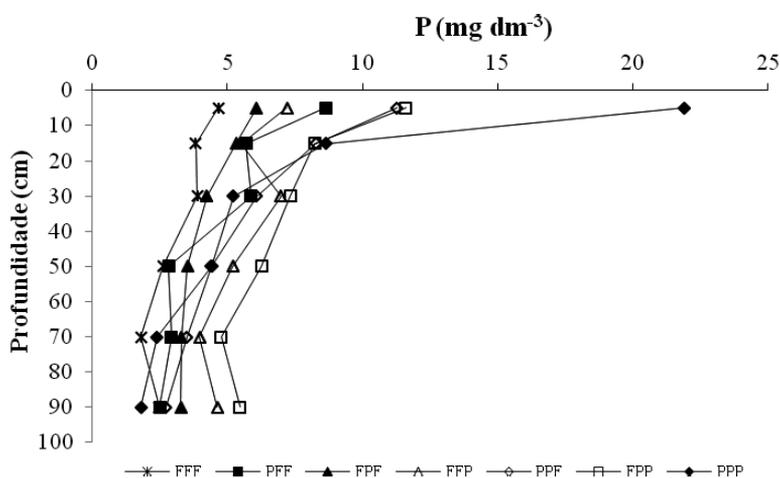


Figura 28. Teores de P nas profundidades de 0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm, nos tratamentos FFF, PFF, FPF, FFP, PPF, FPP e PPP.

Os menores valores de CTC na camada superficial foram observados nas áreas onde ocorreu regeneração da floresta secundária. A maior faixa de CTC ficou entre 5 a 10 cmol_c e o tratamento PPP apresentou os maiores valores em todas as camadas avaliadas (Figura 29).

A análise da CTC é um importante atributo químico na determinação da disponibilidade de nutrientes e no potencial produtivo dos solos, determinando a capacidade do solo de armazenar nutrientes catiônicos numa forma prontamente disponível aos vegetais, ao mesmo tempo em que os protege de lixiviação. Solos com alta CTC têm maior capacidade de repor a concentração de nutrientes na solução (Ernani, 2008).

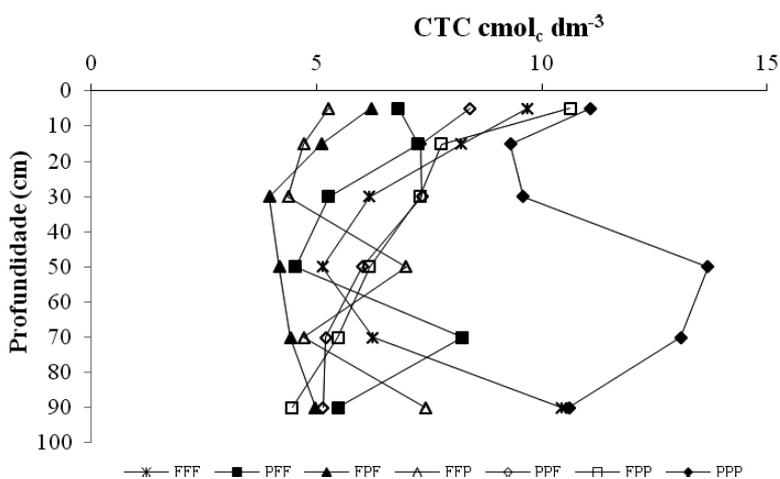


Figura 29. Valores de CTC nas profundidades de 0-10, 10-20, 20-40, 40-60, 60-80 e 80-100 cm, nos tratamentos FFF, PFF, FPF, FFP, PPF, FPP e PPP.

Tomando o tratamento FFF como referência, o sistema de pastagens foi o que apresentou a melhor condição de sustentabilidade nutricional, devido provavelmente ao aporte de nutrientes através da adubação em um solo de fertilidade natural muito baixa.

Entretanto, Fraga & Salcedo, 2004 e Santos et al. 2010, concluíram que a substituição das matas nativas pelo uso agropecuário levou a um empobrecimento generalizado dos solos, particularmente em relação aos teores Ca, Mg, K, Na e C. Segundo esses autores isso pode resultar na perda de biodiversidade e na diminuição da capacidade dos ecossistemas de recuperar-se após perturbações. O risco de perda da fertilidade do solo é ainda maior no terço superior da encosta, como as linhas amostradas, onde há acentuação dos processos erosivos (Sampaio & Salcedo, 1997; Santos et al., 2002), principalmente quando a vegetação nativa é substituída por culturas agrícolas ou pastagens.

As alterações nos atributos físicos e químicos do solo podem ser utilizadas como um indicador auxiliar para o diagnóstico da degradação de áreas que sofreram mudanças de uso do solo.

4.4.1 Carbono Orgânico Total

O teor de COT apresentou diferenças significativas tanto entre os tratamentos como em profundidade. Os maiores valores foram observados na camada superficial dos tratamentos PFF, FFF e PPF, que diferiram dos demais demonstrando um maior aporte de MOS nos sistemas utilizados por floresta, exceto o tratamento FPF, que apresentou menores valores (Figura 30).

Os valores observados nos tratamentos PFF e PPF, onde em algum momento as áreas de floresta foram convertidas em pastagem, mostram que períodos superiores há 25 anos podem favorecer recuperação do COT perdido quando do desmatamento.

Entretanto para o tratamento PPF, não foi observado esse padrão. Como essas áreas foram utilizadas durante 25 anos entre dois períodos com floresta, pode-se pressupor que estas poderiam apresentar uma menor fertilidade natural ou outro impedimento, que consequentemente, contribuiu para uma menor produção vegetal e consequentemente menores aportes de MOS, como também pode ter resultado no abandono das áreas e a posterior regeneração de floresta. Uma outra explicação é que o manejo pode ter contribuído para a baixa entrada de material orgânico associado a uma alta oxidação do mesmo.

Avaliando a dinâmica do C após desmatamento e uso com pastagem, na Amazônia, Cerri et al. (1996) observaram diminuição de 20 a 30 % no C total nos primeiros anos após o desmatamento e queima, havendo recuperação progressiva e, após 20 anos de uso com pastagem bem manejada, o COT ultrapassou os valores iniciais em 5 a 15 %. Martins Neto & Matsumoto (2010) relatam que os teores de carbono do solo de sistemas nativos refletem o equilíbrio das entradas e saídas em determinado regime edafoclimático, mas segundo Six et al. (2002), isso não representa necessariamente o limite superior no ECOT.

Outros estudos também relatam valores mais elevados de COT nos solos de floresta (Cardoso et al., 2010), em relação à pastagem, proporcionado pelo maior aporte global de matéria orgânica. Entretanto os trabalhos encontrados na literatura muitas vezes são contraditórios em relação às diferenças entre os teores de C encontrados em solos de floresta e pastagens, pois esses dependem do estoque inicial e manejo adotado nas pastagens.

Os dados desse estudo não são concordantes com os observados Guo & Gifford (2002) que trabalhando com dados da literatura mundial referente à ECOT e mudança de uso da terra evidenciaram que a mudança de floresta para pastagem elevou o estoque em 8 %. Alves et al. (2008) relatam que os teores de COT encontrados em pastagem podem ser próximos ou até superiores aos encontrados em áreas de floresta, principalmente nas camadas mais superficiais, sendo que em profundidade, há uma tendência de aumento dos estoques de C nas áreas de floresta. Oliveira et al. (2008) argumentam que os altos valores de COT presentes nas pastagens, não se relacionam a quantidade de material produzido e sim a MOS a ser degradada. Dessa forma, as pastagens que produzem materiais mais

resistentes à degradação como ligninas e polifenóis, podem garantir uma maior permanência do COT em um sistema em relação a outro.

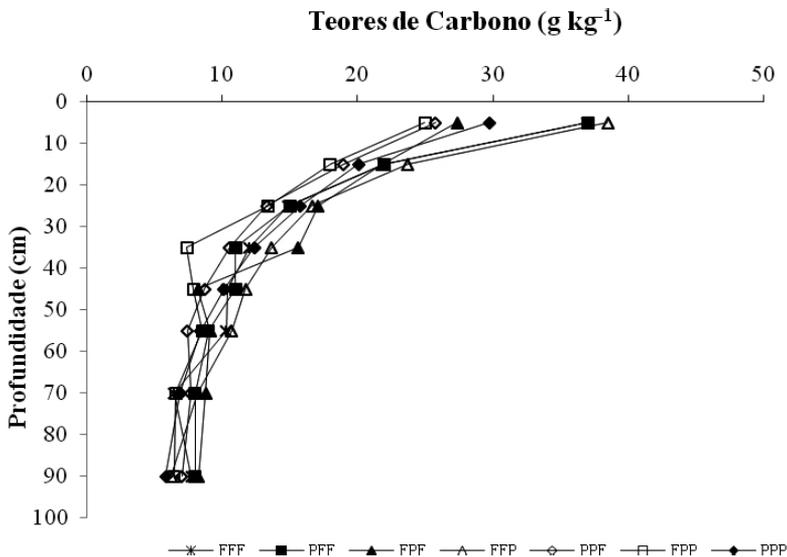


Figura 30. Carbono orgânico total do solo (g kg^{-1}) para os tratamentos FFF, PFF, FPF, FFP, PPF, FPP e PPP.

Os menores valores observados nesse estudo nas pastagens podem estar relacionados à falta de manejo e a ocorrência de pastagens degradadas, o que reflete em menor quantidade de material no sistema. Segundo Carvalho et al. (2011), no Brasil mais da metade das pastagens utilizadas para pecuária encontram-se em algum estágio de degradação, resultando em baixa produção de biomassa vegetal e resíduos orgânicos, refletindo em menores valores de teores e estoque de COT. Conant et al. (2001) em revisão que incluiu mais de uma centena de estudos em 17 países, relata a importância do manejo da pastagem para o efetivo acúmulo de carbono, tanto com a utilização de fertilização, como pelo uso de espécies produtivas e o manejo animal adequado que foram indutores para o aumento do sequestro de C do solo em até $0,3 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ de C. A alta intensidade de pastejo no sul do Brasil causou perdas de $1,0 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ C}$ e $52 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$ em três anos de integração lavoura pecuária, mesmo com a adição de fertilizantes (Souza et al., 2009).

De maneira geral, os teores de COT tenderam a diminuir em profundidade, padrão observado em vários trabalhos da literatura, o que é decorrente dos maiores aportes de MOS foram observados nas camadas superficiais. Em profundidade foram observados, na

maioria dos casos, diminuição nos teores de COT, sendo que no intervalo entre 50 e 100 cm, não foram verificadas diferenças entre os tratamentos, mostrando que os resíduos adicionados aos solos têm maior efeito nas camadas mais superficiais.

Os valores de Ds utilizados no cálculo dos estoques de COT no solo são apresentados no Figura 18. As diferenças observadas nos valores de Ds têm reflexo direto na massa de solo em cada amostra, que influenciaram na determinação dos ECOT.

Para esse atributo, a utilização da correção não trouxe diferenças significativas entre o COT e o ECOT, porém houve tendência dos teores de C encontrados nas pastagens se aproximarem daqueles observados na área de floresta (Figura 31), suprimindo os efeitos do aumento da Ds pelo pisoteio bovino.

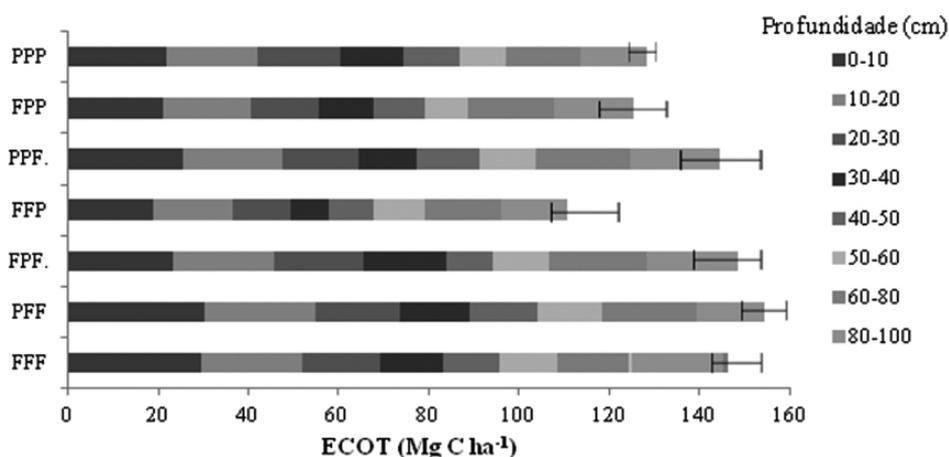


Figura 31. Estoque de carbono do solo (Mg C ha^{-1}) para os tratamentos FFF, PFF, FFP, FPP, PPF, FPP e PPP, em diferentes profundidades.

Os valores de ECOT variaram de 30,31 a 18,97 ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ C}$), na camada superficial (0-10 cm). Os tratamentos FFF, PFF e PPF apresentaram os maiores valores quando comparados com os demais. Os valores de ECOT na camada superficial do solo mostraram-se superiores em relação às camadas mais profundas, o que é concordante com o fato da maior deposição de resíduos na superfície do solo. Esse padrão é similar aos resultados obtidos por Cardoso et al. (2010) que avaliaram os estoques de carbono em solos sob florestas nativas e pastagens do bioma Pantanal. Outros autores verificaram valores iguais ou maiores sob áreas de pastagem (Pendell et al., 2006).

Através da análise da Figura 31, conclui-se que até a camada de 100 cm o maior estoque de carbono está nas áreas atualmente ocupadas por florestas, mesmo que no

passado tenham sido utilizadas por pastagens. Essas áreas tenderam a um novo equilíbrio, algumas vezes superiores as áreas que sempre foram utilizadas por florestas, resultado de fatores ambientais e antrópicos.

Em estudo realizado em Itabela, Bahia, avaliando o C estocado no solo em área de pastagem degradada e produtiva com diferentes idades de uso, comparativamente ao solo de floresta nativa, Costa et al. (2009) não observaram diferença significativa para os valores de ECOT, entre os ambientes de mata, pasto degradado e pasto produtivo, com diferentes idades de uso e nas diferentes camadas de solo avaliadas.

Na camada de 10 a 20 cm, observou-se uma diminuição nos valores de ECOT, chegando a 25 % de redução no tratamento FFF (Figura 31). Nessa camada foram verificadas diferenças entre o tratamento PFF (24,71 Mg ha⁻¹ C), em comparação aos tratamentos FFP (17,64 Mg ha⁻¹ C) e FPP (19,56 Mg ha⁻¹ C). Na camada de 50-60 cm não foram observadas diferenças entre os tratamentos. Na camada mais profunda os tratamentos FFF, FPF, e PPF, diferiram dos PFF, PPP e FFP.

Os aumentos verificados nas camadas de 60-80 e 80-100 cm em comparação à camada de 40-50 cm estão relacionados à maior espessura desta (Figura 31). Costa et al. (2009) também observaram aumento no ECOT, em profundidade, em áreas de mata nativa e de pastagem, devido à diferença na espessura das camadas de solo avaliadas. As camadas mais superficiais do solo são mais sensíveis às variações do ECOT, devido à ação dos microrganismos na MOS, que atuam não somente na formação e estabilização de agregados, mas também na ciclagem de nutrientes (Silveira et al., 2006).

Tabela 13. Diferença percentual do ECOT entre as camadas em cada tratamento e as diferenças dos tratamentos PFF, FPF, FFP, PPF, FPP e PPP em relação ao tratamento FFF.

Prof. (cm)	DIFERENÇA ENTRE AS CAMADAS (%)							DIFERENÇAS ENTRE OS TRATAMENTOS (%)					
	FFF	PFF	FPF	FFP	PPF	FPP	PPP	FFF-PFF	FFF-FPF	FFF-FFP	FFF-PPF	FFF-FPP	FFF-PPP
0-10								2,43	-20,68	-35,89	-13,79	-29,30	-26,23
10-20	-7,27	-5,60	-1,17	-1,33	-3,51	-1,36	-1,51	10,71	-0,09	-20,97	-1,43	-12,37	-8,96
20-30	-5,00	-6,06	-2,70	-4,82	-5,06	-4,49	-2,01	7,68	13,16	-25,98	-2,19	-12,99	5,72
30-40	-3,22	-3,25	-1,06	-4,48	-3,96	-2,99	-4,27	9,22	31,49	-40,85	-7,94	-14,33	-0,43
40-50	-1,88	-0,26	-8,29	1,51	1,00	-0,67	-1,83	23,90	-16,12	-19,39	14,40	-6,63	-0,08
50-60	0,56	-0,88	2,22	1,60	-1,51	-1,63	-1,95	11,58	-2,43	-10,41	-2,43	-23,47	-19,72

Nas camadas mais profundas o estoque de C contribui de forma mais estável para o acúmulo deste no solo, o que pode ser explicado pelo menor efeito dos fatores climáticos, por fatores inerentes do resíduo e pela menor perturbação do solo.

Quando se avaliou o ECOT até a profundidade de 1 metro, observam-se maiores valores no tratamento PFF com $154 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ C}$, superiores aos quantificados no tratamento FFF ($148 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ C}$) (Figura 31). Os menores valores foram observados no tratamento FFP com total e $112 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ C}$, até a profundidade de 1 m.

Na Tabela 13 são apresentadas as diferenças do ECOT entre as camadas no mesmo tratamento, assim como as diferenças do ECOT dos tratamentos em relação ao FFF.

Entre a camada superficial e a de 10-20 cm, o maior percentual de redução no ECOT ocorreu na área de FFF, seguido do tratamento PFF e PFF. Esse padrão pode ser resultado do maior aporte de serrapilheira na camada superficial devido a ação da floresta o que resulta em valores mais elevados na camada de 0-10 cm, refletindo dessa forma, em uma maior diminuição em profundidade. Já nos demais tratamentos observa-se menores diferenças entre essas camadas, que podem ser reflexo da maior perda ou menor acúmulo na camada superficial, provendo essas menores diferenças.

Essa constatação pode ser reforçada através da análise do Tabela 13. Verifica-se que a diferença das áreas para o tratamento FFF apresentam uma redução em 36, 29 e 26 % para os tratamentos FFP, FPP e PPP na camada superficial, o que comprova as perdas de COT com a substituição do uso do solo, que podem apresentar, por exemplo, um efeito em curto prazo nas emissões de CO_2 , podendo existir um efeito combinado de curto e longo prazo. Em sistemas de manejo recentemente estabelecidos predominam os efeitos de curta duração, já em sistemas de longa duração predominam os efeitos de alterações das propriedades do solo (Oliveiros, 2008).

4.4.2 Abundancia Natural ^{13}C

Quanto aos valores de $\delta^{13}\text{C}$ o tratamento FFF, representado pela floresta pouco alterada, cuja principal característica é de não ter sido convertida em outro uso, apresentou os menores valores de $\delta^{13}\text{C}$, sendo verificada variação de $-28,35 \text{ ‰}$ (0-10 cm) a $-26,20 \text{ ‰}$ (60-80 cm), demonstrando o predomínio de plantas C_3 (Figura 32). Esses valores estão próximos aos obtidos por Tarré et al. (2001), Balbinot (2009) e Pinheiro et al. (2010), em estudos também realizados na Mata Atlântica, assim como estudos realizados em outros

biomas brasileiros (Roscoe et al., 2000; Jantalia et al., 2007; Martinelli et al., 2009; Costa Junior et al., 2011; Araújo et al., 2011).

Observa-se a ocorrência de enriquecimento de $\delta^{13}\text{C}$ em profundidade em todas as combinações avaliadas, padrão também verificado por outros trabalhos (Salimon, 2003; Telles et al., 2003). Segundo Liu et al. (2013), esse incremento em profundidade pode estar relacionado tanto com a migração e redeposição de partículas de argila que normalmente carregam um maior valor de $\delta^{13}\text{C}$, resultando nos aumentos nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ em profundidade, assim como diferenças que ocorrem nas taxas de decomposição de compostos orgânicos com diferentes assinaturas de $\delta^{13}\text{C}$, como, por exemplo, celulose e hemicelulose que são frequentemente 1-2 ‰ mais enriquecidos em $\delta^{13}\text{C}$, enquanto a lignina é 2-6 ‰ inferior em relação ao valor $\delta^{13}\text{C}$ do tecido total da planta. Outro fator que pode contribuir nesse incremento dos valores em profundidade pode ser atribuído ao fato do $\delta^{13}\text{C}$ de CO_2 diminuir entre 1-2 ‰ ao longo dos últimos 130 anos, como resultado da queima de combustíveis fósseis e mineralização.

Segundo Ballesdent et al. (1987), o enriquecimento de $\delta^{13}\text{C}$ em profundidade se deve aos seguintes fatores: a decomposição de substratos orgânicos poderia envolver um efeito isotópico normal, dessa forma, os produtos microbianos tornar-se-iam mais enriquecidos em $\delta^{13}\text{C}$ em comparação aos substratos; nas plantas e organismos ocorrendo pequenas variações inter e intramoleculares de $\delta^{13}\text{C}$; variações climáticas globais e locais, onde os valores $\delta^{13}\text{C}$ estão sendo modificados no tempo; MOS mais antiga é mais enriquecida com $\delta^{13}\text{C}$; na humificação os valores de $\delta^{13}\text{C}$ tendem a aumentar.

Nos demais tratamentos (PFF, PPF, PFP, FFP, FPP e PPP) a MOS é composta por dois tipos de resíduos de material vegetal. As plantas com rota metabólica C_3 que apresentam um valor de $\delta^{13}\text{C}$ entre -21 e -35 ‰, e as plantas C_4 que tem valores entre -9 e -17 ‰ (Martinelli et al., 1998).

Quando se comparam as áreas de floresta (FFF) e pastagem (PPP) observou-se a influência da mudança na cobertura vegetal predominante C_3 para gramínea C_4 , sendo os valores de $\delta^{13}\text{C}$ da área de pastagem maiores em comparação a área de floresta. O incremento foi mais pronunciado na camada superficial 8,36 ‰, mas também detectável nas camadas mais profundas, chegando a 2,19 ‰ na camada de 80-100 cm. Nardoto (2005), estudando solos sob Cerrado e Floresta Amazônica, também observou resultados de enriquecimento de $\delta^{13}\text{C}$ do solo em profundidade de camadas.

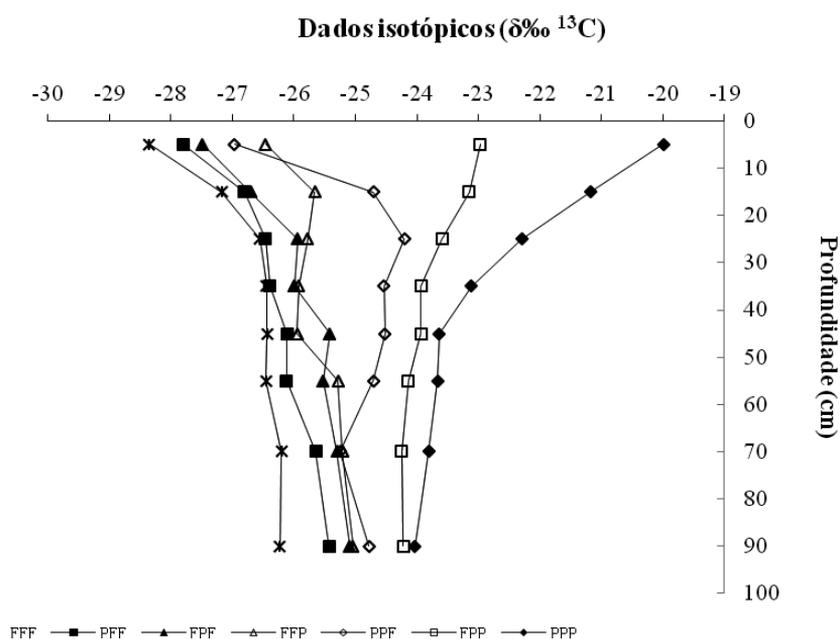


Figura 32. Composição isotópica de C no solo sob os diferentes tratamentos de uso de floresta e pastagem, nos tratamentos FFF, PFF, FPF, FFP, PPF, FPP e PPP, até 1m de profundidade.

No tratamento PPP, onde ocorreu a utilização contínua com pastagem em período superior a 50 anos, a composição do C proveniente da floresta é de 48 % na camada superficial, 60 % na camada de 10-20 cm, percentual que vai aumentando em profundidade, alcançando 84 % na camada mais profunda (Tabela 14). Diferindo desse padrão, Jantalia et al. (2007) avaliando a influência de diferentes sistemas de uso e manejo do solo, com 12 anos de implantação sob Latossolo Vermelho em Planaltina, Distrito Federal, não observaram diferenças estatísticas entre os tratamentos avaliados em comparação a área de Cerrado, para os valores de $\delta^{13}\text{C}$. Em estudo com um Latossolo Amarelo no Amazonas, Bonde et al. (1992) verificaram que o carbono da pastagem correspondeu a 11,4; 21,4 e 34,6 % do carbono total. Esses valores indicam que houve uma diminuição de 3,2; 22,6 e 20,0 % do teor de carbono remanescente da floresta após 4, 10 e 15 anos de implantação das pastagens e são inferiores aos encontrados por Cerri (1989) que constatou uma diminuição de 38 % e 42,5 % em pastagens com 2 e 8 anos.

Para os tratamentos PFF, FPF e FFP, onde foi observado apenas um período curto com uso com pastagem, não foram verificadas diferença significativa entre as combinações em todas as profundidades. Nas áreas PFF, compostas nos últimos 50 anos por florestas e por um período anterior com pastagem, não foi verificada diferença na assinatura $\delta^{13}\text{C}$, sendo que o mesmo padrão observado com a combinação FPF, composto por um período final de 25 anos com floresta, antecedido por um período de 25 anos de pastagem e anteriormente área de floresta.

Esses resultados indicam que períodos de 25 anos cultivados com pastagem, intercalados com áreas de floresta, não são suficientes para refletir diferenças significativas na assinatura do $\delta^{13}\text{C}$, principalmente devido à presença do C antigo da floresta. Essa maior permanência do C do solo proveniente da floresta pode ser devido a menor taxa de perda de carbono remanescente da floresta, relacionado às características físicas do solo como a textura e estrutura, como também devido a reduzida taxa de decomposição da MOS, provavelmente devido à atuação ineficiente dos microrganismos no processo de decomposição, que depende de condições adequadas.

Esses resultados demonstram que são necessários longos períodos de uso sob pastagem para se observar diferenças significativas, principalmente quando esse cultivo estiver intercalado entre longos períodos com cultivos de plantas de C_3 , pois nesses casos será observado $\delta^{13}\text{C}$ proveniente do C_3 antigo, um período com C_4 e novamente $\delta^{13}\text{C}$ proveniente de plantas C_3 novo, e dessa forma, esse período não será suficiente para determinar mudanças significativas para as condições de solo avaliadas.

Para o tratamento FFP, composto nos últimos 25 anos de pastagem e anteriormente ocupada por um longo período com florestas, pode-se inferir que houve incorporação de carbono novo da pastagem até a camada de 20 cm, alcançando 12 % e 10 % nas camadas de 0-10 e 10-20 cm respectivamente, de C proveniente de plantas C_4 , nas demais profundidades o enriquecimento foi insignificante.

Em estudo com um Argissolo Amarelo da região amazônica, em ambientes de pastagens com 3, 5, 20 e 81 anos de uso, cultivadas nos últimos anos com *B. brizantha*, Neill et al. (1996) encontraram contribuições relativas de C derivado de gramíneas de 13, 22, 44 e 63 %, respectivamente. Por outro lado, nas áreas de pastagens de *P. maximum* com 13 e 41 anos de uso, os valores encontrados foram 42 e 31 %, respectivamente, o que sugere que nem sempre com os anos de uso ocorrem aumentos na quantidade de C proveniente da pastagem.

Tarré et al (2001) observaram que os solos de áreas experimentais com pastos de *B. humidicola*, bem manejados com 1, 7 e 10 anos de uso, apresentaram incremento médio de C derivado da gramínea da ordem de 7, 27 e 30 %, respectivamente, até a profundidade de 30 cm. Entretanto, quando os mesmos experimentos foram conduzidos a partir de pastagens mal formadas e improdutivas da mesma gramínea, com 12 anos de uso anterior, os valores registrados após 1, 7 e 10 anos de experimento foram de 12, 30 e 34 %, respectivamente, concluindo-se que o maior incremento de C está relacionado tanto com o tempo de uso com gramíneas quanto com a diferença entre as espécies utilizadas.

Em estudos conduzidos em áreas com remanescentes de Mata Atlântica, pastos produtivos com 2, 9 e 18 anos de uso e pasto mal manejado com 18 anos, em um Argissolo Amarelo, Costa et al. (2009) observaram que após 28 anos de uso com pastagem bem e mal manejada, em média 62 % do C orgânico do solo ainda é derivado da floresta original, que foi relacionado tanto com a maior humificação da MOS remanescente da floresta quanto com a maior proteção da mesma em relação à MOS proveniente do pasto. Neste caso, o aporte constante de material orgânico de melhor qualidade e ciclagem mais rápida do pasto bem manejado fez com que este seja preferencialmente degradado pelos microrganismos.

Araújo et al. (2011) em estudo realizado em área de Floresta Densa e pastagem de *B. brizantha* de 20 anos em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico, verificaram que a porcentagem de C derivado de pastagem foi expressiva na camada superficial do sistema com 20 anos de uso, com proporções que chegaram a 70 % do C total. Avaliando a origem da matéria orgânica em solos de uma planície aluvial do Quaternário (Cambissolos e Gleissolos), Manfrinato et al. (2002), verificaram que, após 20 anos de uso com pastagens, 70 % do C orgânico do solo ainda foi derivado da floresta original, sendo esta ocorrência explicada pelo manejo utilizado na conversão da mata para a pastagem.

Estudando a abundância natural de $\delta^{13}\text{C}$ do solo em uma área cultivada há nove anos sob lavoura seguida de 20 anos sob pastagem comparando-a a uma vegetação nativa no bioma Cerrado, em Latossolo Vermelho distrófico em Rio Verde (GO), Costa Júnior et al. (2011), concluíram que as análises isotópicas mostraram uma substituição de 83 % do C original durante os 29 anos de cultivo. O constante aporte de resíduos vegetais, assim como a manutenção do C no interior dos macro e mesoagregados, são importantes fatores para que ocorra o acúmulo de C nesse tipo de solo. Manfrinato et al. (2002), avaliando a origem da MOS em Cambissolos e Gleissolos de uma planície aluvial do Quaternário,

verificaram que, após 20 anos de uso com pastagens, 70 % do C orgânico do solo ainda foi derivado da floresta original.

Já o tratamento PPF representado por áreas que nos últimos 25 anos foi composto por floresta, precedida por um longo período de pastagem, apresentou diferenças significativas em relação à FFF nas profundidades entre 10 e 60 cm, mostrando valores mais enriquecidos, o que demonstra remanescente de C proveniente da pastagem, mesmo essas áreas estar sendo ocupadas por florestas nos últimos anos. Na camada de 10-20 cm 17 % do C é proveniente de P (Tabela 14). Na camada de 0-10 cm, observa-se a introdução de C proveniente da floresta.

Tabela 14. Percentual de C proveniente de floresta (F) e pastagem (P) em diferentes profundidades, para os tratamentos FFF, PFF, FPF, FFP, PPF, FPP e PPP.

Prof. cm	FFF		PFF		FPF		FFP		PPF		FPP		PPP	
	F	P	F	P	F	P	F	P	F	P	F	P	F	P
	----- % -----													
0-10	100	0	97	3	95	5	88	12	91	9	66	34	48	52
10-20	100	0	98	2	97	3	90	10	83	17	73	27	60	40
20-30	100	0	99	1	96	4	95	5	84	16	79	21	70	30
30-40	100	0	100	0	97	3	96	4	86	14	82	18	76	24
40-50	100	0	98	2	93	7	97	3	86	14	82	18	80	20
50-60	100	0	98	2	93	7	92	8	88	12	84	16	80	20
60-80	100	0	96	4	94	6	93	7	93	7	86	14	83	17
80-100	100	0	94	6	92	8	92	8	90	10	86	14	84	16

Para o tratamento FPP, composto por área de pastagem nos últimos 50 anos, foram observadas diferenças significativas em relação aos tratamentos FFF, PFF, FPF, FFP em todas as profundidades, com 34 % do carbono relacionado com plantas C₄ na camada de 0-10 cm, chegando a 14 % na camada de 80-100 cm. Quando os períodos sob pastagem são contínuos e por períodos mais elevados, como 50 anos, as contribuições de C proveniente de pastagem são mais pronunciadas, inclusive nas camadas mais profundas.

A análise da abundância isotópica do ¹³C no solo tem se mostrado uma importante ferramenta para a detecção de diferentes isótopos de carbono provenientes de sistemas de floresta e de pastagens na mesma área (Tarré et al., 2001). Entretanto, apenas o tempo de uso das terras com pastagem não pode ser considerado como a única característica responsável pelo incremento de C derivado de gramínea aos solos. O tipo de manejo e de

gramínea utilizados, bem como as características ligadas ao ambiente, também deve ser considerado.

Através da análise de componentes principais (ACP) realizado nas oito profundidades, verifica-se que o modelo explica, mais de 75 % dos dados apresentados. Na camada superficial são observadas as maiores correlações entre as variáveis, principalmente entre COT e ECOT, como Ds e abundância natural de ^{13}C . Nas camadas inferiores a 10 cm a Ds não se relacionou com ECOT.

O resultado da ACP por meio da representação gráfica de seus escores, considerando as mudanças de uso em diferentes profundidades é apresentado na Figura 33.

Através dessa figura verifica-se que, a maior parte da variância da matriz de dados é explicada pelas componentes principais F1 e F2, cujo menor valor foi observado na camada de 50-60 cm, explicando 76,52 % de toda variação (Figura 33f), chegando a 93,16 % na camada de 10-20 cm (Figura 33b).

As variáveis COT e ECOT estão fortemente correlacionadas entre si em todas as camadas avaliadas, mas são independentes das variáveis Ds (exceto na camada 20-30 cm) e $\delta^{13}\text{C}$. Ds e $\delta^{13}\text{C}$ apresentam correlação nas camadas superficiais até a profundidade de 20 cm.

Através da análise da dispersão dos pontos no gráfico dos escores das componentes principais (CP), em função das combinações de uso da terra, verifica-se que, existem áreas, com maiores teores de COT, nas diferentes combinações assim como algumas áreas se correlacionam mais fortemente com a $\delta^{13}\text{C}$. Os pontos do tratamento PPP apresentam-se mais separados quando comparados aos demais tratamentos. Ao contrário dos relacionados à floresta, que se apresentam mais concentrados.

Na camada de 0-10 cm, observada na Figura 33a, a CP F1 modela 66 % da informação associada às variáveis, enquanto a F2 explica mais 26 % da informação. A correlação entre a CP F1 foi forte e positiva com a COT (0,892) e ECOT (0,867) e negativa para Ds (-0,792) e $\delta^{13}\text{C}$ (-0,693). Já a CP F2, apresentou maior correlação com $\delta^{13}\text{C}$ (0,633).

Esse padrão inversamente proporcional, entre COT e Ds demonstra que à medida que os teores de COT aumentam no sistema, os valores de Ds tendem a diminuir, possivelmente por influência dos constituintes orgânicos na estruturação e agregação do solo. Os valores mais elevados de Ds encontrados nas camadas mais profundas podem ser

explicados pela redução nos teores de MO em profundidade, sendo que tal aporte de MO pode diminuir os valores de Ds em função do tempo (Pires et al., 2011).

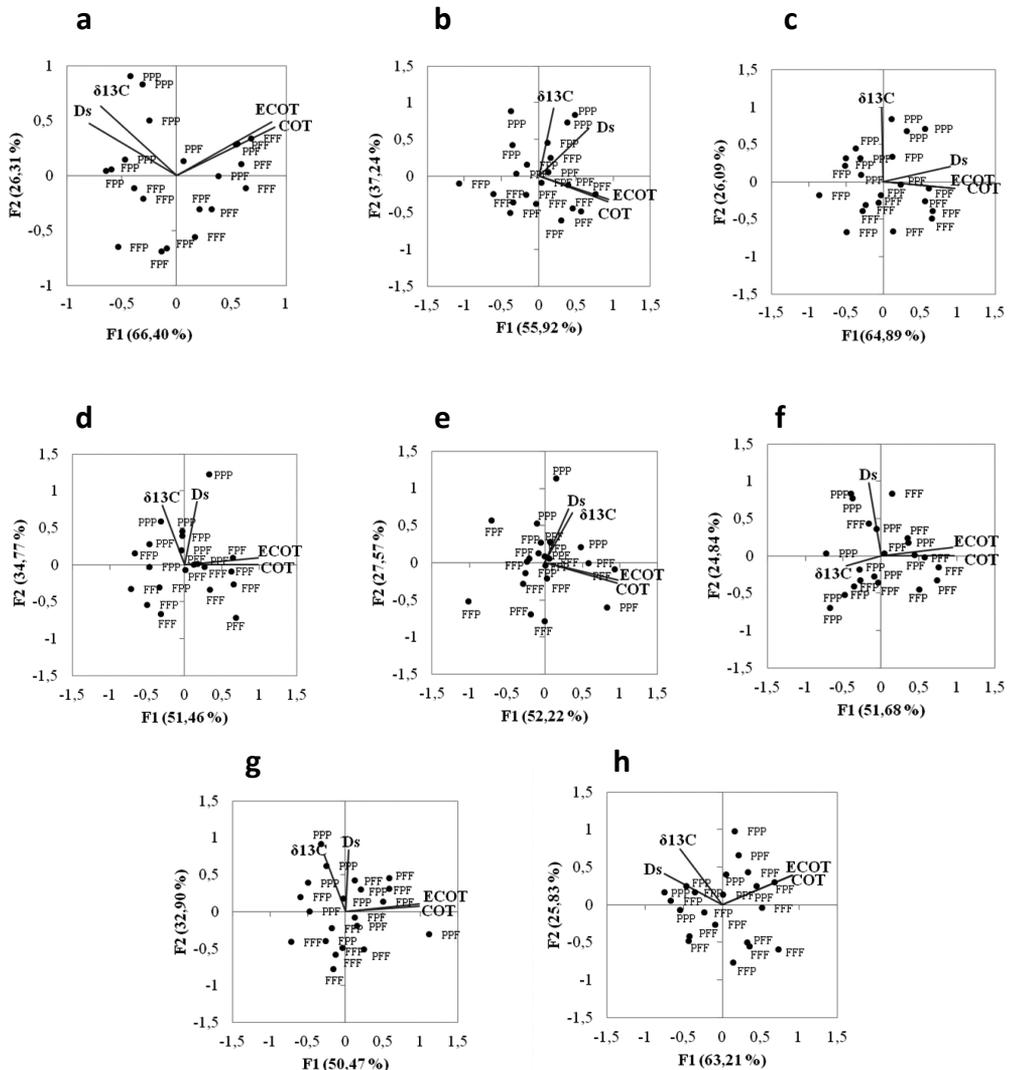


Figura 33. Biplot bidimensional da ACP para COT, ECOT, Ds e $\delta^{13}\text{C}$. F1 (componente principal 1) e F2 (componente principal 2). Nas camadas 0-10 cm (a), 10-20 cm (b), 20-30 cm (c), 30-40 cm (d), 40-50 cm (e), 50-60 cm (f), 60-80 cm (g) e 80-100 cm (h), para os tratamentos FFF, PFF, FPF, FFP, PPF, FPP e PPP.

Como a $\delta^{13}\text{C}$, é baseada na qualidade do C introduzido no sistema (C_3 e C_4) e não pela quantidade de COT, este teve pouca influencia na CP F1 e dessa forma, é melhor explicada pela CP F2, sendo um componente exclusivamente influenciado por esta

variável. Os autovetores apresentam orientação semelhante ao apresentado pela camada de 80 a 100 cm (Figura 33h), porém nessa camada a dispersão dos autovalores ocorre de forma distinta, não sendo observada diferença em relação ao tratamento PPP. O tratamento FFF é melhor explicado pela F1, compondo 22 % das contribuições observadas na F1, enquanto o tratamento PPP é melhor explicado no F2, correspondendo a 38 % das contribuições. Nessa camada foi observada a maior dispersão dos autovalores.

Na camada de 10-20 cm (Figura 33b) a distribuição dos autovalores se assemelha com os observados na camada de 40-50 cm (Figura 33e), significando que nessa camada as variações ocorridas entre os tratamentos são explicadas pela variável COT.

Na camada de 20-30 cm (Figura 33), observa-se forte correlação entre as variáveis COT, ECOT e Ds. A $\delta^{13}\text{C}$ apresenta correlação forte com F2 (0,972), contribuindo com 94 % das observações dessa CP.

Na profundidade 30-40 cm (Figura 33d) o componente principal PC F1 explica 51 % da variância dos dados e o PC F2 discrimina 35 % da variância presente. Os resultados indicam que as amostras de solos coletados no tratamento FPF posicionam-se ao longo de escores positivos do eixo PC F1, mostrando que nessa profundidade esse tratamento é fortemente influenciado pelo COT. Já o tratamento PPP é explicado na PC F2, mostrando que a Ds não é modificada pelo sistema de uso, como também observado na profundidade de 50-60 cm (Figura 33f) e 60-80 cm (Figura 33g).

Na Figura 34, observa-se a variância contida em cada componente principal gerado na camada de 0-100 cm que é expressa pelos autovalores da matriz padronizada, associadas ao eixo F1 e F2. As variáveis são representadas por setas, que indicam a direção do gradiente máximo, em que o comprimento da seta é proporcional à correlação da variável com os eixos e à sua importância na explicação da variância projetada em cada eixo (Theodoro et al., 2003). Neste sentido, destaca-se para correlação com o eixo F1, as variáveis relacionadas com a COT e ECOT apresentaram autovetores positivos. No eixo F2, as variáveis ^{13}C e Ds apresentaram autovetores positivos.

O posicionamento das áreas em relação à F1 e F2 reflete a contribuição individual de cada variável para a definição do valor de cada componente. Dessa forma, o COT e ECOT que ocupam posições no plano F1 são influenciadas entre si, visto que estas ocupam as mesmas posições no plano do círculo das correlações (Figura 34).

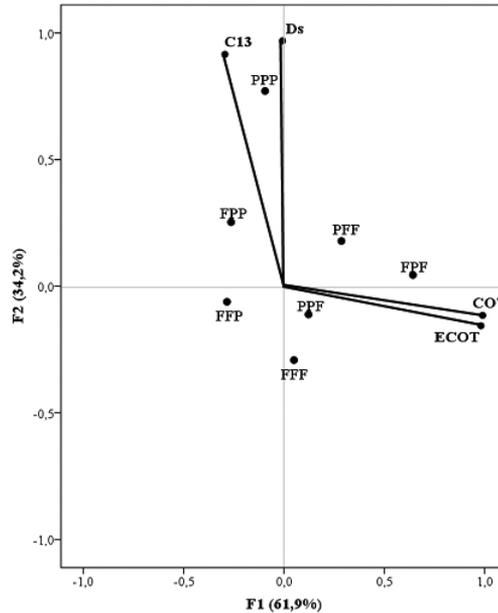


Figura 34. Gráfico biplot bidimensional da ACP para o valor médio na camada de 0-100 cm para COT, Ds e $\delta^{13}\text{C}$ e soma da camada 0-100 cm para o ECOT. F1 (componente principal 1) e F2 (componente principal 2), para os tratamentos FFF, PFF, FPF, FFP, PPF, FPP e PPP.

As maiores correlações observadas (Tabela 5) foram fortes e positivas entre ECOT e COT, e entre Ds e ^{13}C . As demais correlações foram fracas e negativas.

A regressão linear múltipla mostrou que as variáveis que explicam o ECOT são o COT e a Ds, pois apresentaram significância $\leq 0,05$. Sendo que a variável apresenta maior poder de explicação é o COT, considerando os maiores valores da estatística t (24,57) e beta padronizado 1,012.

Tabela 15. Correlação de Pearson entre as variáveis ^{13}C , Ds, COT e ECOT.

	^{13}C	Ds	COT	ECOT
^{13}C	1	0,821	-0,396	-0,410
Ds	0,821	1	-0,119	-0,177
COT	-0,396	-0,119	1	0,986

O valor do coeficiente de determinação (R^2) obtido foi de 0,976, significando que as variáveis independentes conseguem explicar em média 97,6 % da variação da variável

dependente (ECOT). O erro padrão residual mostra que os valores observados estão variando em média 1,67 % em torno dos valores previstos, sendo dessa forma considerado um modelo adequado para o estudo.

4.5 Perdas de Solo

A aplicação da USLE, antes restrita à pequenas glebas, muito avançou com o trabalho de Tavares (1986) que utilizou como área de estudo uma BH. Os fatores que controlam os processos erosivos podem ser resumidos como sendo resultado da interação entre o agente promotor da erosão, como a erosibilidade do solo, a inclinação do terreno e a natureza da cobertura vegetal (Morgan, 2005)

Segundo estudo desenvolvido por Silva (2004), a faixa de variação para a erosividade no Brasil é de 3.116 a 20.035 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹, desta forma o valor utilizado neste trabalho (5.694 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ ano⁻¹) pode ser considerado baixo em relação a maior parte dos estudos avaliados. As precipitações na área de estudo apresentaram maior poder erosivo entre os meses de outubro a março (Tabela 1). Assim pode-se esperar nesse período uma elevada erosão caso o solo estiver exposto a ação erosiva das chuvas.

No contexto do funcionamento das BH, dois elementos são especialmente importantes: a pluviosidade, como agente erosivo, e a cobertura vegetal. Em escala global, é um consenso que a erosão natural do solo vem sendo significativamente alterada pelo desmatamento e por mudanças no uso do solo (Brown, 1984, Walling, 1999, Meybeck, 2003, Foley et al., 2005, Syvitski et al., 2005, Gregory, 2006).

Com relação à pluviosidade como agente erosivo, Morgan (2005) sugere que o aumento da erosão pela pluviosidade está associado a dois tipos de eventos de chuva: tempestades intensas de curto tempo, quando a capacidade de infiltração do solo é excedida, ou, então, chuvas prolongadas de baixa intensidade, que saturam o solo, sendo que, em muitos casos, é difícil separar o efeito desses dois tipos de eventos. Esse mesmo autor sugere valores de pluviosidade que seriam responsáveis por induzir a erosão de forma significativa, sendo o valor de 25 mm h⁻¹ para a região tropical.

Dessa forma, conforme os dados de pluviosidade observados nas estações meteorológicas instaladas na BH, reforça-se o potencial erosivo das chuvas nessas áreas que em alguns momentos no ano, possuem valores superiores a 25 mm h⁻¹.

Em relação a erodibilidade, segundo estudos realizados pela Epagri (Laus Neto et al., 1999), no inventário das terras realizado na escala 1:25.000 na BH do Rio Camboriú predominam Argissolos Vermelho Amarelo Distrófico, Cambissolo Háplico Tb Distrófico típico, Neossolo Quartzarênico e Gleissolo Háplico Tb Distrófico.

Mannigel et al. (2002) propõem uma divisão para a erodibilidade:

Muito baixa – abaixo de $0,009 \text{ t ha h ha}^{-1}\text{MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$

Baixa – entre $0,009$ e $0,015 \text{ t ha h ha}^{-1}\text{MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$

Média – entre $0,015$ e $0,03 \text{ t ha h ha}^{-1}\text{MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$

Alta – entre $0,03$ e $0,045 \text{ t ha h ha}^{-1}\text{MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$

Muito alta – entre $0,045$ e $0,06 \text{ t ha h ha}^{-1}\text{MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$

Extremamente alta – acima de $0,06 \text{ t ha h ha}^{-1}\text{MJ}^{-1} \text{ mm}^{-1}$

Na Tabela 16 é apresentado a erodibilidade (K) para as diferentes classes de solos encontradas na BH Rio Camboriú, de acordo com o Inventário das Terras (Laus Neto, 1999).

Tabela 16. Erodibilidade para as diferentes classes de solo em ha na BH do Rio Camboriú, SC.

Classe	K	Área (ha)	Classe
Área urbana	0	1.971,01	Nula
CXbd	0,0254	1.429,21	Média
RQo	0,0145	471,73	Baixa
PVAd	0,0331	13.618,52	Alta
GXbd	0,0266	2.617,65	Média
PVAd	0,0310	5.707,93	Alta

De acordo com essa metodologia a classe de solo predominante na área representa a classe alta (Figura 35). Esses valores altos estão relacionados as áreas com maior declividade, junto aos divisores de água e onde tem-se a predominância da classe dos Argissolos. A classe média está relacionada as áreas próximos aos cursos de água e a baixa onde estão localizadas as áreas urbanas de Camboriú e Balneário Camboriú, nas áreas próximas ao litoral.

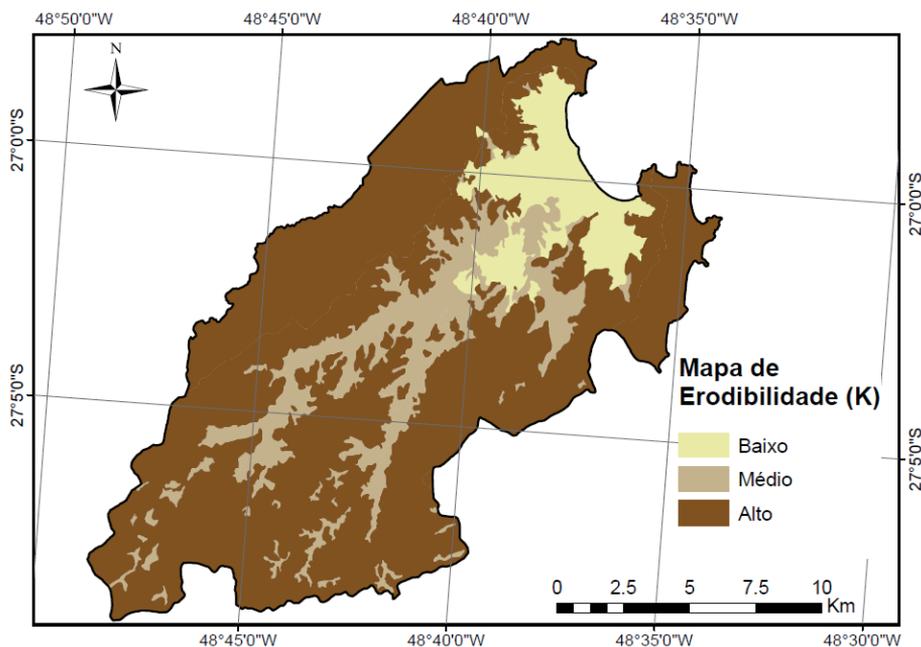


Figura 35. Mapa de erodibilidade (K) na BH do Rio Camboriú, localizada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú.

Os valores percentuais de declividade da área em estudo é apresentada na Tabela 17 e sua distribuição espacial pode ser verificada na Figura 36. Observa-se que mais da metade da área se encontra em relevo forte ondulado, com declividade variando entre 20 e 45 %, o que remete a cuidados com as perdas de erosão. As áreas com declividade inferior a 20 % perfazem um total de cerca de 35 % da área total.

Tabela 17. Áreas e classificação da declividade na BH do Rio Camboriú, localizada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú.

Declividade (%)	Área (ha)	%	Classe
0-3	2.067,64	7,97	Plano
3_8	2.787,71	10,75	Suave Ondulado
8_20	4.257,34	16,41	Ondulado
20-45	14.158,16	54,58	Forte Ondulado
45-75	2.513,02	9,69	Montanhoso
>75	158,63	0,61	Escarpado

O comprimento de rampa apresentado na Figura 37 mostra o predomínio de áreas com rampas inferiores a 100 m e se encontram distribuídas por toda a área de estudo.

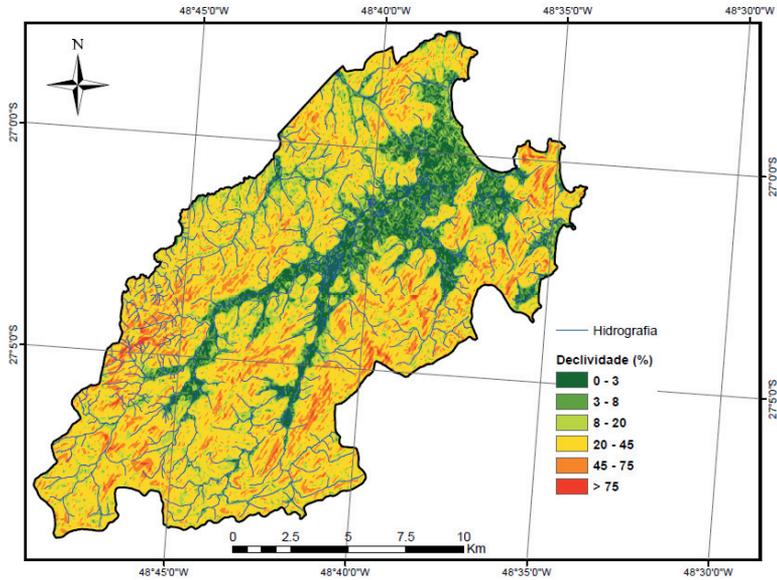


Figura 36. Mapa de declividade da BH do Rio Camboriú, localizada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú.

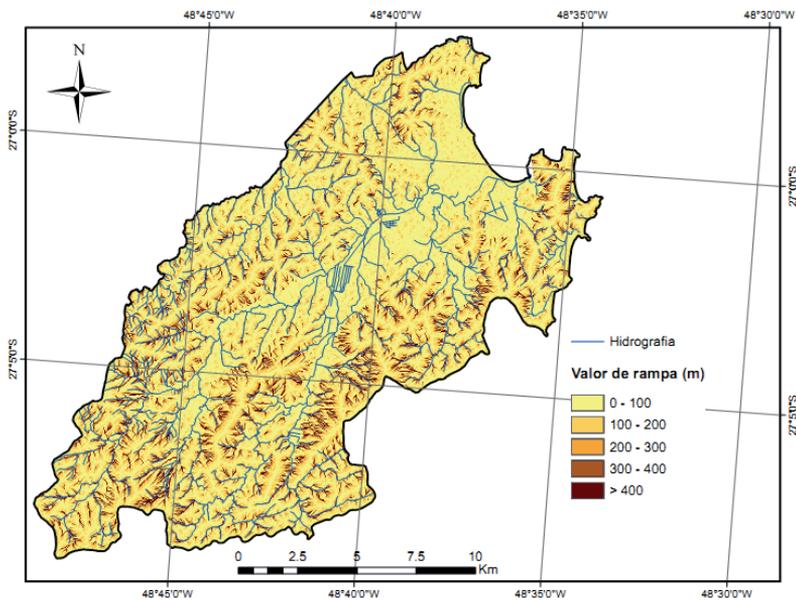


Figura 37. Mapa de comprimento de rampa da BH do Rio Camboriú, localizada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú.

O cruzamentos dos mapas de declividade e comprimento de rampa gerou o mapa do fator topográfico (Fator LS), que apresentou maior percentual de valores na faixa de 10 a 50 (Figura 38), definida por Bertoni & Lombardi Neto (2008) como muito alto.

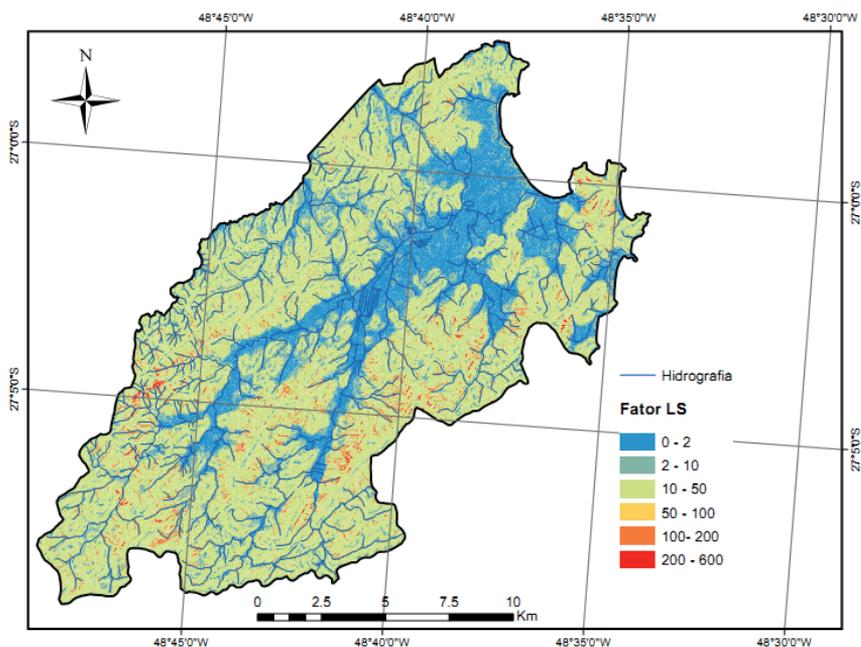


Figura 38. Mapa do fator LS da BH do Rio Camboriú, localizada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú.

O mapa do Fator LS indica que nas áreas onde predominam as vertentes mais extensas, ocorre pouca diversificação das classes (10-50), assim como indica nas áreas de baixada valores entre 0 e 2. O restante das áreas de maior potencialidade erosiva estão nas áreas das cabeceiras de drenagem, onde predominam as maiores declividades.

Weill & Sparovek (2008), em seu trabalho afirmam que o Fator LS foi o que explicou a maior parte da variação observada, confirmando assim a importância desse fator na USLE. Esses autores obtiveram os dados de comprimento de vertente através de geração automática, através do Idrisi. Seguindo esse procedimento, a vertente recebe um único valor de extensão, generalizando essa informação.

Souza (2010) calculou o fator L da USLE em ambiente SIG a partir da função mapa de distâncias contida no ícone MNT do Spring. Foi feita a digitalização dos divisores de água principais e secundários da bacia, que foram cotados como limites iniciais enquanto

que a rede de drenagem de cada sub bacia serviu como limite final; assim, foi utilizado um valor médio de vertente para cada sub bacia.

No Brasil vários autores, como Nóbrega (2008) e Souza (2010) utilizaram, através de geoprocessamento, o MNT para cálculo automático do Fator L do SIG Spring. Na literatura internacional, muitos autores como Van Remortel et al. (2001), Morschel & Fox (2004), fizeram uso do SIG ArcView. No Brasil muitos autores não utilizaram somente de outros SIGs como o ArcView, mas também de metodologias de representação espacial do fator LS. Assim, Galdino & Weill (2011) e Minella et al. (2010), aplicaram os algoritmos de cálculo do Fator LS de Van Remortel et al. (2001), Desmet & Govers (1996) e Moore & Burch (1986).

Deste modo, esses autores adaptaram os fatores da USLE buscando adequar às características da dinâmica erosiva no Brasil. Tánago (1991), na Espanha, afirma que é importante aplicar o modelo de acordo com a realidade regional de cada local, pois a aplicação do modelo em sua forma original pode resultar em erros quanto à quantificação das perda de solo.

Bueno & Stein (2004) consideraram como valor de comprimento da vertente toda distância entre a linha do divisor de água e a linha de drenagem. Os autores observaram o caminho preferencial das águas como orientação para a quantificação do comprimento desta.

A partir da análise do uso e cobertura da terra nas três datas avaliadas, foi possível identificar nove classes de uso e cobertura da terra ao longo de 51 anos de ocupação dos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú, conforme mostrado na Tabela 6.

A classe floresta sofreu pouca alteração durante o período, mantendo-se com mais de 60 % da área dos municípios em todos os anos avaliados, com pequena redução da área no ano de 1978 em relação ao ano de 1957, mas com incremento na análise de 2008 (Tabela 6), o que pode influenciar fortemente nos índices erosivos.

Apesar da redução pela metade da área de pastagem do ano de 1957 para o ano de 2008, essa classe continua sendo a atividade agropecuária de maior representatividade. Em contrapartida, as áreas de arroz irrigado tiveram incremento em cerca de três vezes em relação a área cultivada em 1957. As demais culturas anuais apresentaram números pouco representativos em todas as análises realizadas.

A classe que apresentou as maiores diferenças na observação foi a área urbana. Sua expansão foi de vinte vezes a área inicial, passando de 126 ha em 1957 para 2.558 ha,

representando, no ano de 2008, cerca de 10 % da área total dos dois municípios, enquanto que em 1957 ocupava apenas 0,49 % (Tabela 6).

A classe de reflorestamento não foi observada nas imagens de 1957 e 1978, aparecendo no ano de 2008 com uma área de 318 ha, mostrando-se como uma atividade agrícola em expansão.

Segundo relatos de moradores antigos, muitas áreas atualmente florestadas eram, no passado, utilizadas com outras culturas, especialmente o café que teve seu declínio na década de 1950, devido às adversidades climáticas da região. O surgimento da floresta secundária, principalmente nas áreas de encosta, pode estar relacionado tanto ao abandono das áreas pelos elevados índices de erosão e degradação dos solos, ocasionados pelo uso com culturas e pastagens nas áreas declivosas, quanto também pelo êxodo rural.

As mudanças mais expressivas na paisagem ocorreram por conta da redução de 14,06 % nas áreas de pastagem entre os anos de 1957 e 2008. Esse resultado retrata o abandono de grande parte dos produtores da atividade pecuária, dos quais 3.474 ha passaram de pastagem para floresta. A expansão urbana ocupou 1.291 ha de áreas anteriormente ocupadas com pastagem e 916 ha ocupados por floresta no ano de 1957.

Essas informações são de suma importância no entendimento relacionado as perdas de solo no decorrer do tempo. Nas Figuras 39, 40 e 41 são apresentados os mapas dos fatores CP, para os anos de 1957, 1978 e 2008 respectivamente.

Com relação à influência da cobertura vegetal sobre os processos erosivos, Morgan (2005) enfatiza que a importância da cobertura vegetal está na redução dos processos erosivos e que a menor taxa de erosão, está no solo das florestas, e este fato está relacionado com a manutenção da cobertura de serrapilheira, que proporcionaria um efeito combinado da proteção física do solo com melhores taxas de infiltração, devido aos solos mais agregados e macroporos propiciados pelo emaranhado de raízes.

Segundo Bruinjzeel (1990) para se tratar dos efeitos da mudança de uso do solo sobre a erosão, é necessário distinguir os tipos de erosão. Nesse sentido, a erosão de superfície (sulcos e laminares) é diferente da formação de voçorocas e outras formas de movimentos de massa, uma vez que a habilidade de a cobertura vegetal controlar as várias formas de erosão é diferenciada.

Ainda Bruinjzeel, 1990, através da análise de resultados de 80 estudos de erosão superficial em florestas subtropicais e sistemas de cultivos diversos, mostra que a erosão é menor naqueles sistemas onde a superfície do solo encontra-se protegida por uma camada

desenvolvida de serrapilheira e de gramíneas. As taxas de erosão podem aumentar levemente com a remoção do sub-bosque e drasticamente quando a camada de serrapilheira é destruída, removida e/ou sofre distúrbios repetidos, como queimas e capinas frequentes.

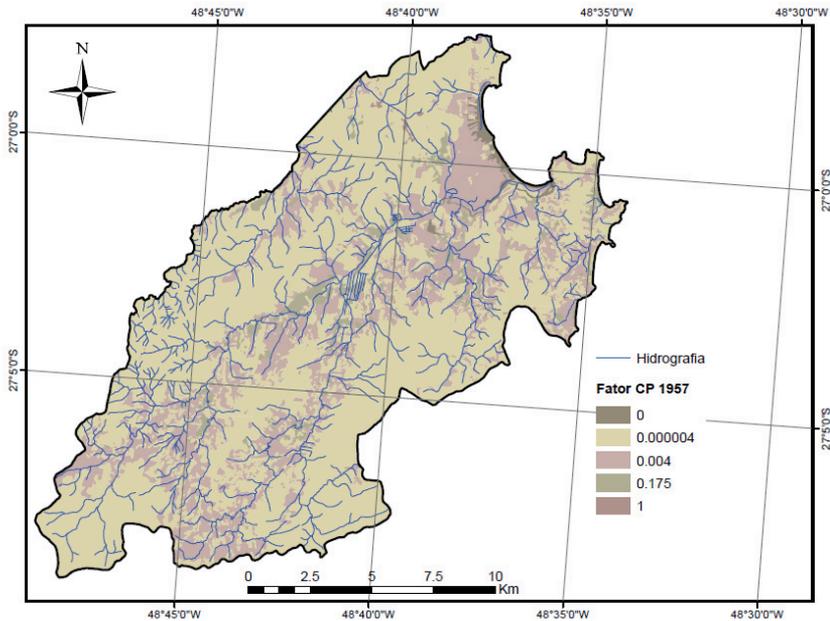


Figura 39. Mapa do fator CP do ano de 1957 da BH do Rio Camboriú, localizada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú.

Observa-se também que a proteção conferida pelas árvores em solos tropicais relaciona-se ao desenvolvimento e à manutenção da camada de serrapilheira e menos em função da proteção do dossel das árvores. A serrapilheira proporciona uma barreira física ao intemperismo, assim como contribui para a formação de matéria orgânica residual no solo, o que melhora as propriedades coesivas, a estabilidade e a capacidade de infiltração (Bruinjeel, 1990).

Na observação entre as três datas avaliadas verifica-se que em todas as épocas, predominam índices baixos de CP, condicionados pela vegetação florestal presente na área, assim como as áreas urbanizadas que possuem valor zero no método utilizado. Verifica-se valor elevado atribuído às áreas de arroz irrigado, pelo fato da grande movimentação do solo e este sendo prontamente despejado e perdido nos corpos d'água.

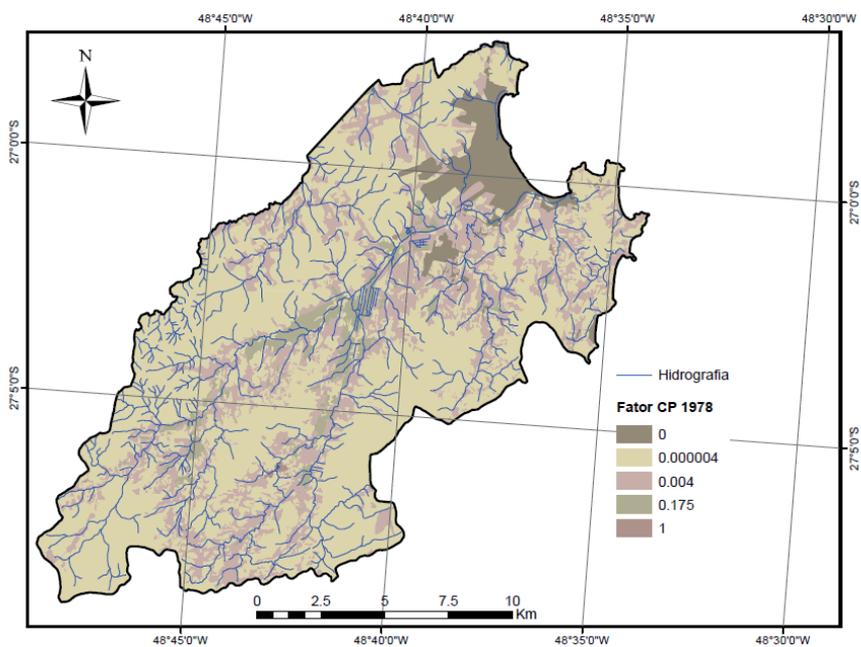


Figura 40. Mapa do fator CP do ano de 1978 da BH do Rio Camboriú, localizada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú.

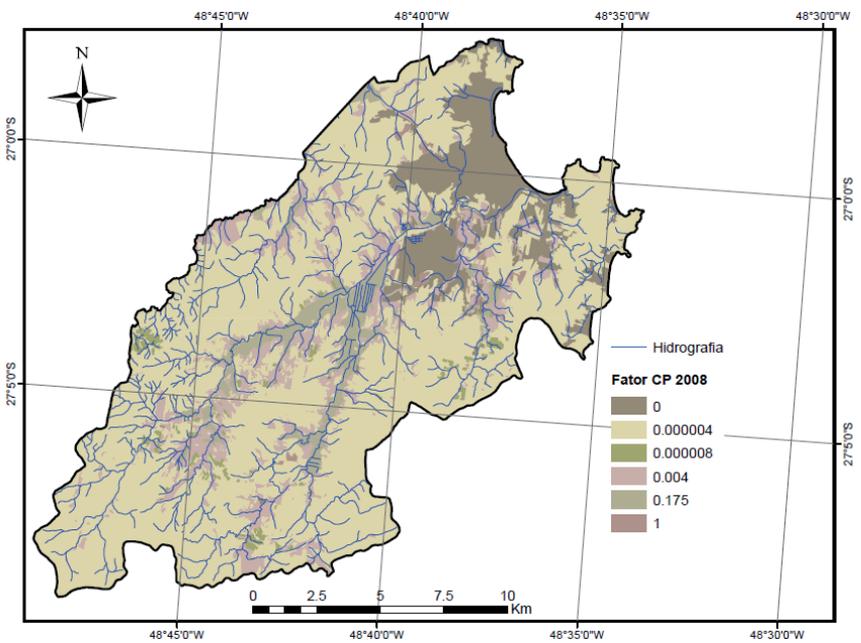


Figura 41. Mapa do fator CP do ano de 2008 da BH do Rio Camboriú, localizada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú.

O resultado da multiplicação de todos os fatores da USLE, compilada por Wischmeier & Smith (1978), é apresentado em mapas que permitem a representação espacial da estimativa das perdas de solo por erosão laminar. Trata-se de uma estimativa da perda de solo pela erosão laminar considerando as condições atuais da BH, o que inclui as interferências antrópicas na aplicação da equação.

Foram geradas três mapas de perdas de solo, um para cada ano de estudo (1957, 1978 e 2008). Observando as Figuras 42, 43 e 44, verifica-se que a maior perda de solo ocorreu no de 1978, chegando em algumas áreas perdas superiores as $20 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, este relacionado ao cultivo com atividades agropecuárias em áreas de maior declividade.

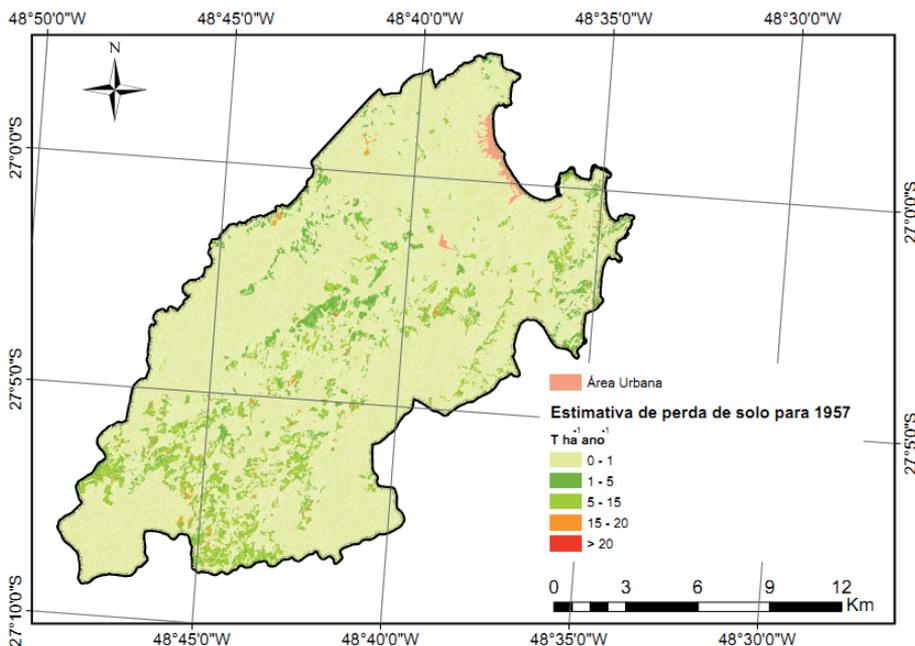


Figura 42. Mapa de estimativa de perdas de solo do ano de 1957 da BH do Rio Camboriú, localizada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú.

Na Tabela 18 são observadas as perdas de solo por classe nos anos de 1957, 1978 e 2008, confirmando as maiores perdas no ano de 1978, como observado nos mapas. Mesmo com essa diferença encontrada, a BH do Rio Camboriú apresenta baixa taxa de perda de solos, considerando outros trabalhos que também utilizaram a USLE. Isso se deve pelo grande percentual de florestas na área, principalmente nas de maior declive.

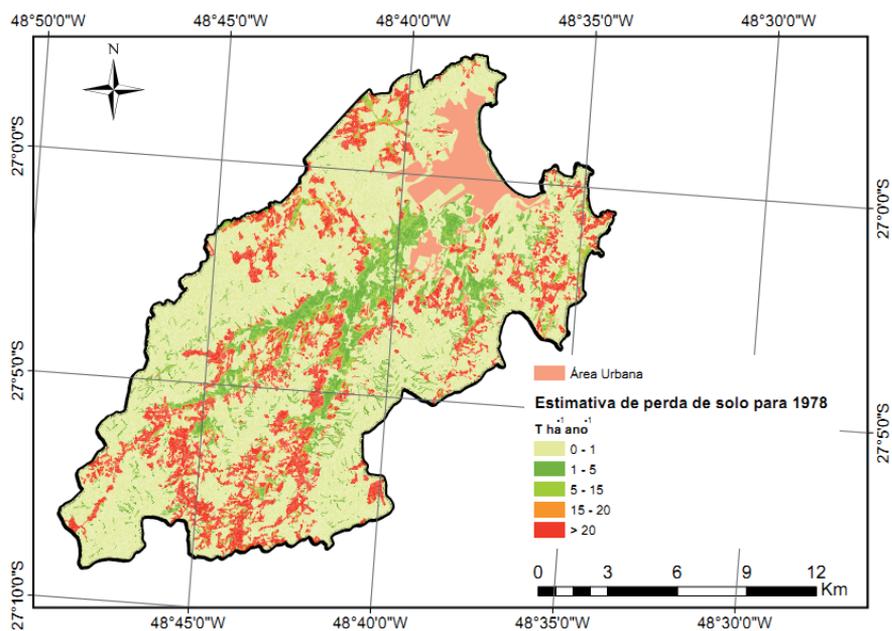


Figura 43. Mapa de estimativa de perdas de solo do ano de 1978 da BH do Rio Camboriú, localizada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú.

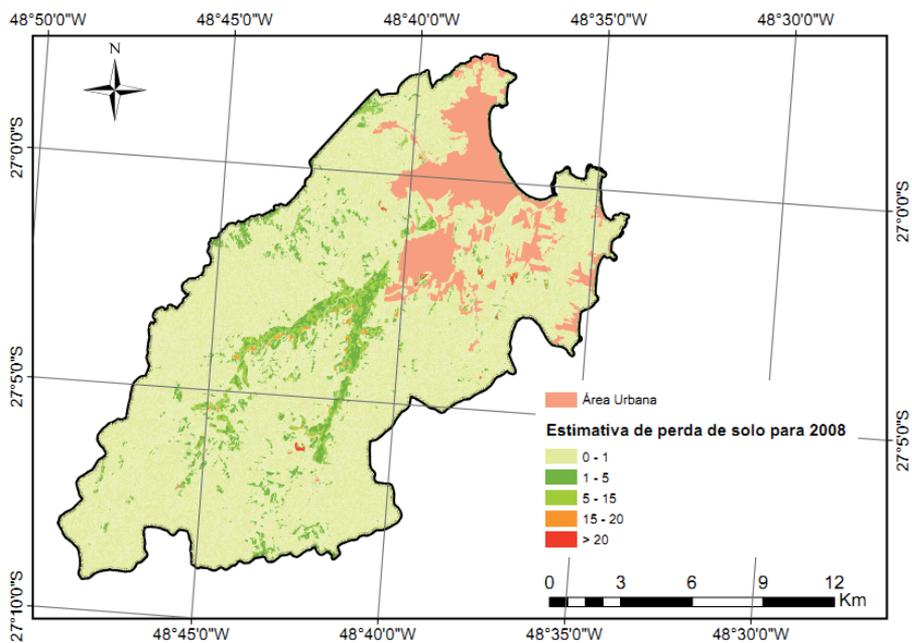


Figura 44. Mapa de estimativa de perdas de solo do ano de 2008 da BH do Rio Camboriú, localizada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú.

Cada tipo de solo possui um potencial tolerável para erosão e a perda é considerada como muito alta, quando está acima da perda tolerada para a respectiva classe de solo. Em função dessa informação, as perdas de solos foram classificadas, em cinco classes: 0 - 1 t ha⁻¹ (muito baixa), 1 - 5 t ha⁻¹ (baixa), 5 - 15 t ha⁻¹ (média), 15 - 20 t ha⁻¹ (alta) e > 20 t ha⁻¹ (muito alta).

O que chama a atenção para os dados apresentados, é que as menores perdas de solo se encontram nos dias atuais (ano 2008), reflexo da redução das áreas agricultáveis que deram espaço para as áreas de floresta. O êxodo rural (fator social) é um fator importante a ser considerado nessas áreas, que acarretou em aumento nas áreas urbanizadas, contribuindo para a diminuição das perdas de solo em relação aos anos de 1957 e 1978.

Esses dados reforçam a importância da vegetação no processo erosivo. Segundo Bruinjzeel (1990), a presença ou ausência da vegetação é forte determinante da quantidade de sedimento produzido. No entanto, em BH caracterizadas por produção elevada de sedimentos como resultado de terrenos muito inclinados, alta taxas de precipitação e fatores geológicos propícios, como é o caso da BH do Rio Camboriú, medidas de intervenção e controle podem ter pouca ou nenhuma influência e dessa forma, a manutenção das áreas de floresta continua sendo a melhor aptidão para a maior parte da área da BH do Rio Camboriú, sendo que as áreas de maior declividade devem ser de preservação permanente.

Tabela 18. Classes de estimativa de perdas de solo dos anos de 1957, 1978 e 2008 na BH do Rio Camboriú, localizada nos municípios de Camboriú e Balneário Camboriú.

Classes perda de solo*	1957		1978		2008	
	Área (ha)	Área (%)	Área (ha)	Área (%)	Área (ha)	Área (%)
0 a 1	22.374,91	86,90	21.409,76	83,64	23.548,19	91,41
1 a 5	1.643,39	6,38	1.858,28	7,26	1.739,69	6,75
5 a 15	1.585,83	6,16	1.997,31	7,80	385,65	1,50
15 a 20	140,35	0,55	192,29	0,75	53,90	0,21
>20	3,23	0,01	141,57	0,55	32,81	0,13

*t ha⁻¹ ano⁻¹

Estudo realizados por Pinheiro (2012) avaliando a dinâmica erosiva nas vertentes da BH do Córrego Ibitinga, município de Rio Claro revela, que a maior potencialidade erosiva na bacia está na classe de .1 a 2,5 t ha⁻¹ ano⁻¹, onde se concentram as maiores declividades. As classes que variam de 1 a 5 t ha⁻¹ ano⁻¹ representam mais de 3/5 da totalidade, o que indica a predominância de alto potencial erosivo.

Lopes et al. (2011), estimando a perda de solos por erosão em uma microbacia localizada no semiárido do Estado do Ceará, através da USLE, concluiu que em 74 % da microbacia estudada, apresentou valor menor que 11 t ha⁻¹ ano⁻¹ em áreas mais planas e vegetadas. Observou que mais de 90 % da área apresentou perda de solo abaixo de 37 t ha⁻¹ ano⁻¹.

Mendonça et al. (2006) concluíram, por meio da USLE, que o uso e ocupação de cerca de 60 % da microbacia estudada foram adequados. Farinasso et al. (2006) determinaram a perda de solo pela USLE, verificaram sua dependência espacial por geoestatística e observaram que as áreas críticas estavam associadas a maiores declividades, solos rasos e uso e manejo inadequados.

Silva & Álvares (2005), afirmam que: a USLE pode ser aplicada para as seguintes finalidades: previsão de perdas anuais médias de solo de uma área sujeita a determinadas práticas de utilização, orientação na seleção de áreas de cultivo, de manejo e conservação, previsão de alterações nas perda de solo ocasionadas por mudanças nas práticas de cultivo e conservação, determinação de modos de aplicação ou alteração das práticas agrícolas que permitam usos mais intensivos da terra, estimativas das perda de solo para usos distintos na agricultura, e estimativa das perda de solo visando à determinação de práticas conservacionistas.

O problema da aplicação da USLE está baseada no fato que numa BH existem áreas de transporte e áreas de deposição, sendo o volume do solo perdido da área menor que o estimado pelo modelo. A equação não identifica as áreas de deposição, as quais seriam responsáveis pela retenção de parte dos sedimentos.

Algumas variáveis não são contempladas na modelagem da USLE, como a saturação hídrica do solo, a densidade da vegetação e perturbações antrópicas, como as interrupções de fluxos de escoamento pelas estradas. Assim, há uma limitação dos dados, o que não compromete o uso de modelos visto que esses não se apresentam como um fim, mas, como parâmetro para a estimativa da perda de solo.

Dessa forma, a USLE apesar de suas limitações constitui-se num importante instrumento de investigação sobre o processo erosivo pois, a partir das características e propriedades dos fatores ambientais responsáveis pela perda de solos, permite a compartimentação da paisagem em níveis de instabilidade, possibilitando ações mais efetivas de planejamento ambiental e otimização dos recursos (Paranhos Filho et al., 2003). Pruski et al. (2006), comenta que ainda que apresente limitações, a USLE continua sendo muito usada em todo o mundo, por ser considerada um bom instrumento para previsão de perdas de solo por erosão

Assim, o modelo USLE é considerado viável de ser utilizado, não obstante, devem ser reconhecidas as limitações quanto aos valores absolutos que esta pode apresentar e a necessidade de uma avaliação qualitativa dos resultados, tendo em vista que a dinâmica geomorfológica não é agregada ao modelo. No entanto, adaptações e avanços devem ser buscados, na tentativa de desenvolver a aplicabilidade do modelo. Dessa forma, a associação entre os dados qualitativos e quantitativos sobre as características físicas da área pode auxiliar na análise da fragilidade erosiva da bacia estudada.

Renschler & Harbor (2002) afirmam que apesar de ser uma simples regressão aproximada, a USLE tem se mostrado um modelo prático e acessível que tem sido utilizado em várias escalas no mundo inteiro. Estes autores criticam as limitações da USLE, bem como a dificuldade de incluir novas tecnologias e técnicas introduzidas após o desenvolvimento deste modelo. No entanto, os autores sustentam que, apesar das limitações deste modelo, devem ser mantidas a aplicabilidade e a utilidade para o planejamento.

4.6 Análise da Água na BH

Para acompanhar a integridade ambiental dos rios e BHs, três categorias de informação são julgadas importantes para esse processo: categorias quantitativas, qualitativas e biológicas. Entretanto, no Brasil o levantamento dos indicadores mais utilizados revela que a prioridade de monitoramento é a avaliação dos aspectos quantitativos da água. Nesse estudo serão utilizados as categorias quantitativas e qualitativas.

Entre os indicadores de quantidade de água serão destacados nesse estudo a pluviosidade e o nível dos rios, avaliados em três estações do ano (inverno, primavera e verão). A precipitação durante estação do inverno se apresentou de forma homogênea com

chuvas regulares durante todo o período. A chuva diária mais intensa ocorreu no dia 16/08/2014, com valores variando entre 34 mm na estação pluviométrica localizada no Rio Louro e 42 mm no Rio Canoas (Figura 45).

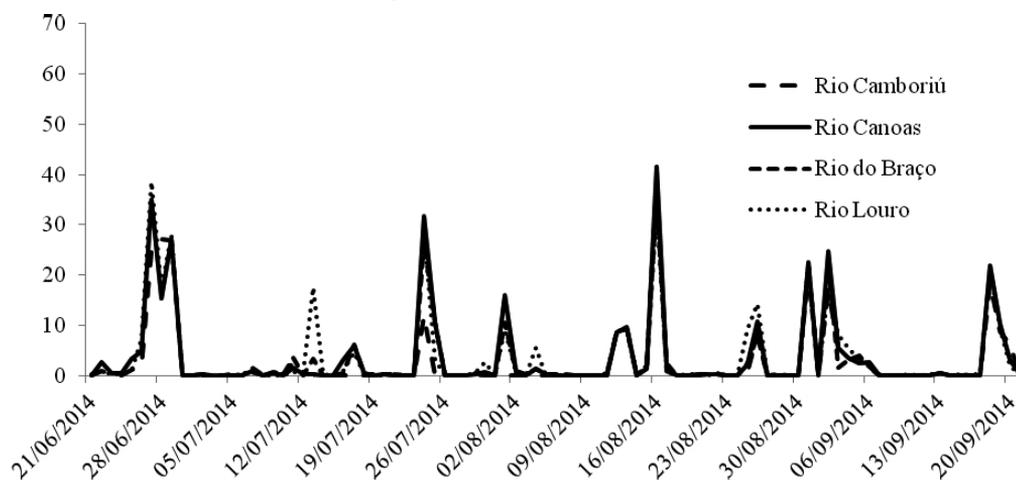


Figura 45. Precipitação durante o inverno em quatro estações meteorológicas instaladas na BH do Rio Camboriú.

A maior diferença nas precipitações diárias entre as estações pluviométricas ocorreu no dia 13/07/2014, onde a estação instalada no Rio Louro acumulou 18 mm de chuva, enquanto que nas estações do Rio Camboriú e Canoas, não foram verificados valores de chuvas para essa data. Na estação Rio do Braço foi observado apenas 3 mm. Na primavera o comportamento das chuvas sofreu modificações quando comparado com o inverno. Foram observados nesse período chuvas com maior intensidade, alcançando 68 mm nas estações Canoas e do Braço no dia 25/11/2014 (Figura 46). Nesse mesmo dia a estação localizada no Rio Camboriú registrou 60 mm de chuva e a localizada no Rio Louro 46mm.

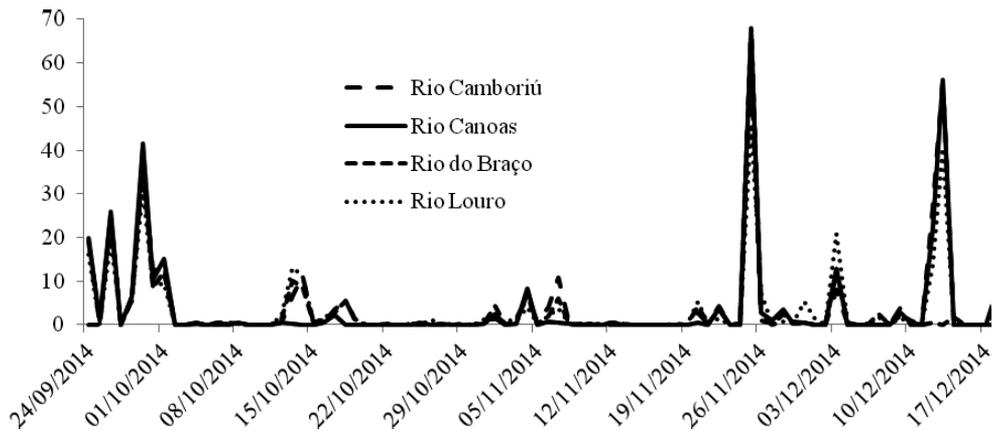


Figura 46. Precipitação durante a primavera em quatro estações meteorológicas instaladas na BH do Rio Camboriú.

Outra questão que chama atenção se refere ao longo período, que vai do início de outubro a meados de novembro, onde se observa a ocorrência de poucas chuvas e quando ocorrem são de baixa intensidade, alcançando neste período maior valor de 11 mm no dia 15 de outubro.

No verão (Figura 47) foram observadas as chuvas mais intensas entre as três estações do ano avaliadas. Os valores máximos observados foram de 94 e 78 mm nos dias 04/02/ e 08/01/15, respectivamente, na estação instalada do Rio Camboriú. Essa informação é importante pois indica que nessa estação ocorrer maior possibilidade de cheia pelo grande volume de água em pequeno período de tempo. Entre as zero hora e uma hora da manhã foi o maior volume observado, alcançando 58 mm h^{-1} .

No dia 04/02 além da chuva intensa, ocorreu nos dois dias anteriores precipitações de 12 mm e no dia posterior, mais 12 mm de volume de chuva, o que pode causar danos ainda mais agravantes. Neste mesmo dia foram observados na estações instaladas no Rio Canoas valor precipitados de 58 mm e de 68 mm na estação do Rio do Braço.

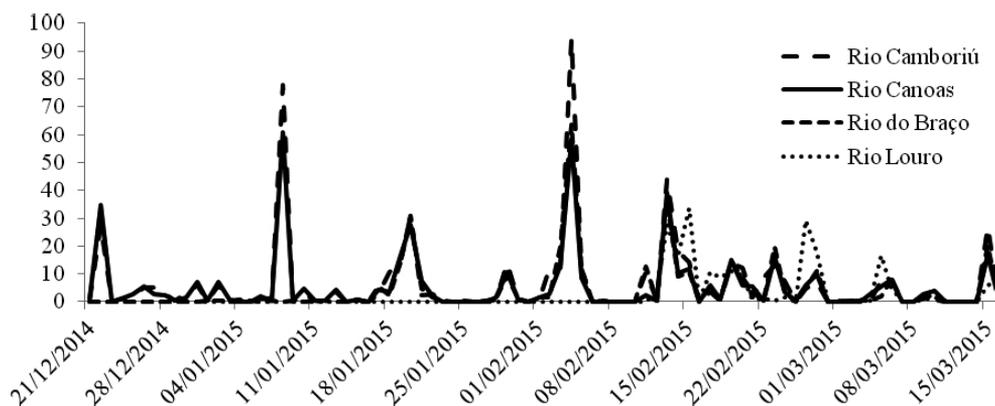


Figura 47. Precipitação durante o verão em quatro estações meteorológicas instaladas na BH do Rio Camboriú.

Além da grande quantidade de chuva precipitada, também se observa no verão maior número de dias onde ocorrem eventos de chuva, o que confirma os dados constantes na Tabela 1 (Emasa, 2006) que define os meses de janeiro e fevereiro como os de maiores valores de precipitação, ficando em média entre 190 e 200 mm nesses meses do ano.

De maneira geral as 4 estações pluviométricas avaliadas apresentaram valores muito próximos, o que permite concluir que a área poderia ser monitorada com número menor de estações. As correlações na estação do inverno foi superior a 0,89 (Tabela 19) e na primavera a estação Rio do Braço foi a que apresentou as menores correlações variando entre 0,74 e 0,78. Os demais apresentaram elevadas correlações entre si, superiores a 0,95.

Entretanto no verão a estação do Rio Louro provavelmente apresentou algum problema visto que a correlação com as demais estações foi muito baixa (Tabela 19). Isso é confirmado pelos dados analisados, sendo que no dia da maior precipitação avaliado na BH pelas outras 3 estações, nessa o valor foi de 0 mm.

Tabela 19. Correlação entre as estações pluviométricas do Rio Camboriú, Canoas, do Braço e Louro no inverno, primavera e verão.

Inverno				
	Rio Camboriú	Rio Canoas	Rio do Braço	Rio Louro
Rio Camboriú	1			
Rio Canoas	0,908669	1		
Rio do Braço	0,904865	0,99057	1	
Rio Louro	0,893546	0,944924	0,925856	1

Primavera				
	Rio Camboriú	Rio Canoas	Rio do Braço	Rio Louro
Rio Camboriú	1			
Rio Canoas	0,973032	1		
Rio do Braço	0,735513	0,768666	1	
Rio Louro	0,948655	0,947117	0,778369	1

Verão				
	Rio Camboriú	Rio Canoas	Rio do Braço	Rio Louro
Rio Camboriú	1			
Rio Canoas	0,960186	1		
Rio do Braço	0,755644	0,716391	1	
Rio Louro	0,191122	0,227808	0,292961	1

O fato da área possuir mais de uma estação meteorológica instalada é de grande importância, pela possibilidade de avaliação contínua dos dados e posterior medida de ajuste de forma rápida, caso seja a questão. As estações do Rio Camboriú e Canoas nesse período apresentam uma correlação de 0,96, por exemplo.

O conhecimento do nível dos rios é de suma importância, pois nos permite realizar previsões futuras e conhecer o comportamento dos rios, definindo os níveis críticos, evitando problemas com enchentes, por exemplo.

Na Figura 48, é observado o nível do rio durante a estação do inverno. Observa-se que os três rios avaliados, apresentam mesmo comportamento, influenciado pela precipitação. O Rio do Braço que possui o menor nível médio entre os três rios avaliados, apresentou um aumento relativo maior que os demais, que pode estar relacionado com a intensidade da chuva, assim como características físicas da bacia, como sua forma e a declividade.

O nível máximo alcançado pelo Rio Camboriú foi de 170 cm em 29/06/2014, o Rio Canoas seu maior nível no período foi alcançado no dia 16 de agosto de 2014 quando alcançou o valor de 110 cm. Já o Rio do Braço que possui um nível médio em torno de 30 cm, alcançou 86 cm também no dia 16 de agosto de 2014.

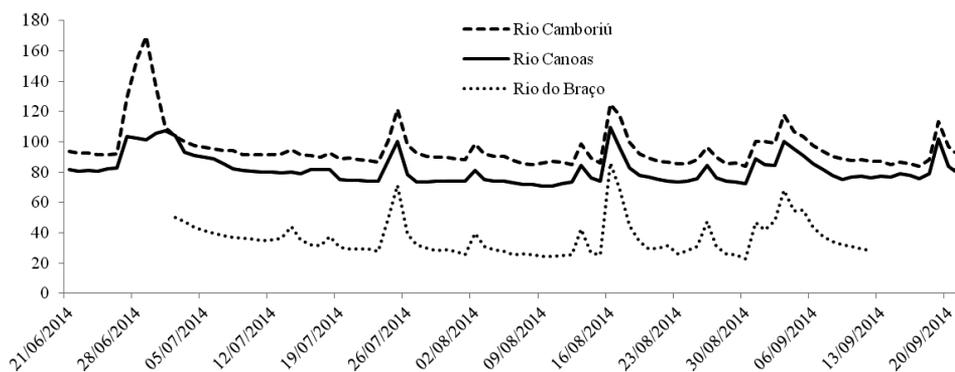


Figura 48. Nível dos rios Camboriú, Canoas e do Braço durante o inverno.

Durante a primavera o comportamento entres os três rios avaliados continuaram sendo semelhantes, principalmente entre os Rio Camboriú e Canoas inclusive com níveis mais próximos entre si (Figura 49). No dia 29 de setembro foram observados os maiores níveis para os três rios, entretanto o Rio Camboriú que possui o nível médio mais elevado, alcançou 156 cm, enquanto o Rio Canoas chegou a 177 cm e o Rio do Braço chegou a 167 cm.

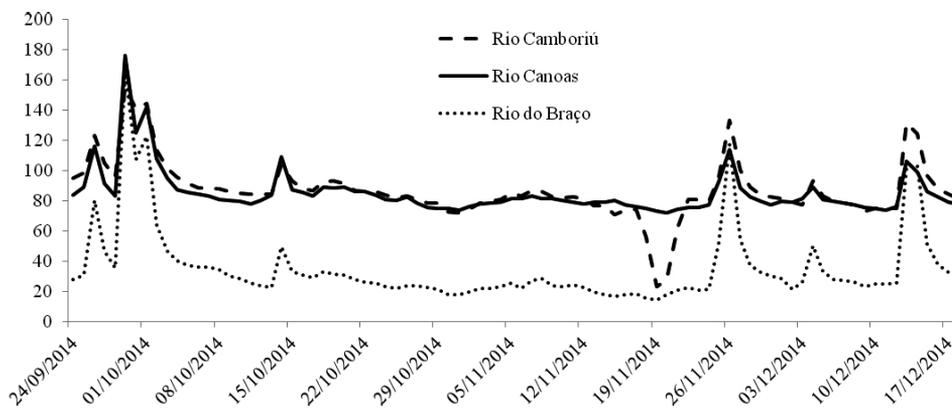


Figura 49. Nível dos rios Camboriú, Canoas e do Braço durante a primavera.

No verão (Figura 50) o esperado, devido aos eventos de chuvas intensos, de níveis dos rios mais elevados em relação ao inverno e primavera, mas esse fato não foi comprovado nas medições. O que chamou novamente a atenção são os elevados valores observados no Rio do Braço, indicando este ter maior potencial para enchentes, entre os rios avaliados.

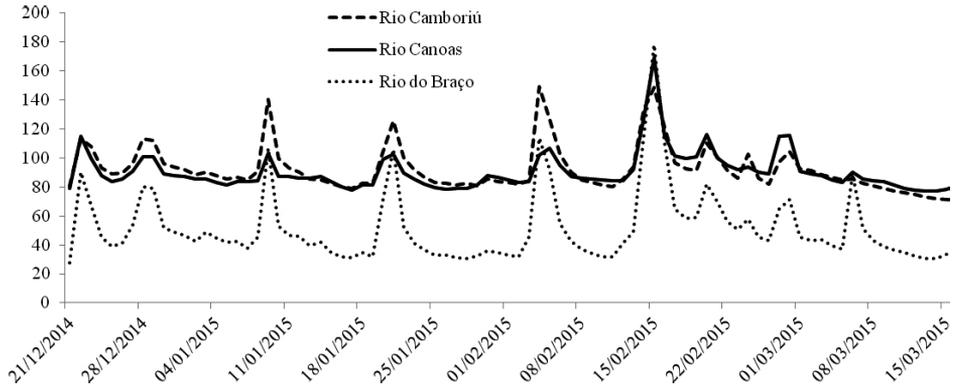


Figura 50. Nível dos rios Camboriú, Canoas e do Braço durante o verão.

Entre os dias 19 e 20 de novembro (Figura 51) observa-se a diminuição do nível do Rio Camboriú, chegando a 0 (zero) durante a madrugada e posterior elevação do nível as 8 horas da manhã, mostrando que ocorreu ação antrópica na rede de drenagem, provavelmente com a prática de dragagem, reforçando a necessidade de monitoramento dessas áreas.

A pluviosidade tem efeito direto na vazão dos rios. Essas diferenças de vazão tem efeito rápido e grandes aumentos nos níveis podem ocorrer em poucas horas, como observado na Figura 52, onde se observa a vazão nos Rios Camboriú, Canoas e do Braço.

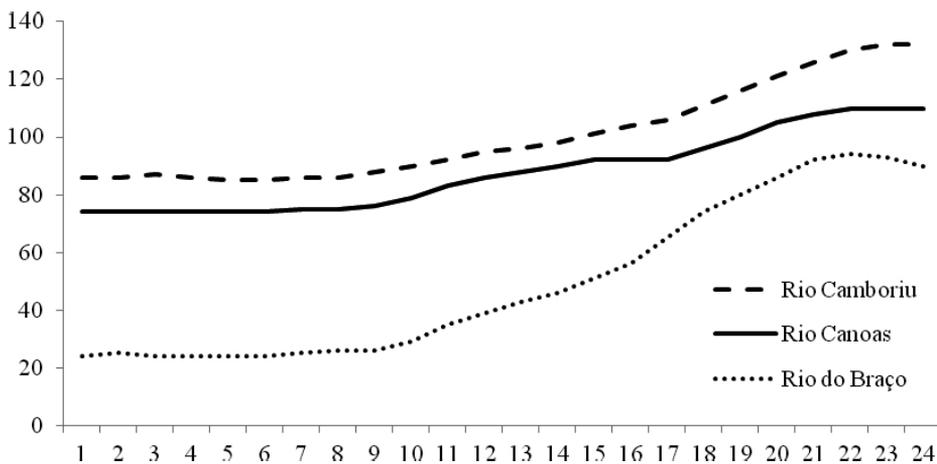


Figura 51. Nível dos Rios Camboriú, Canoas e do Braço durante período de 24 horas.

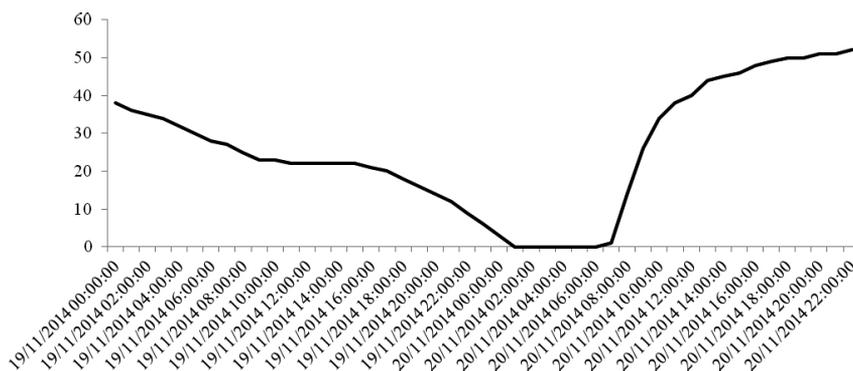


Figura 52. Nível horário do Rio Camboriú nos dia 19 e 20 de novembro de 2014.

A turbidez, conforme observado na Figura 53, possui relação direta com a precipitação, sendo causada por partículas sólidas em suspensão, como argila e matéria orgânica, que formam coloides e interferem na propagação da luz pela água. Entretanto, não se pode relacionar unicamente a turbidez à sujeira da água, pois são numerosos os fatores que interferem na absorção e na reflexão da luz, como o tamanho das partículas, sua forma geométrica dispersiva da luz e sua coloração. Pode-se apenas mencionar a turbidez total da água, em uma testagem quantitativa.

Na Figura 53 observa-se que no período de 48 horas para o Rio Camboriú, após precipitação, os níveis de turbidez aumentaram 3 horas depois da chuva e esses valores se mantiveram elevados cerca de 20 horas após o término na chuva de 8 mm. A erosão das margens dos rios em estações chuvosas é um exemplo de fenômeno que resulta em aumento da turbidez das águas. Os esgotos sanitários e diversos efluentes industriais também provocam elevações na turbidez das águas.

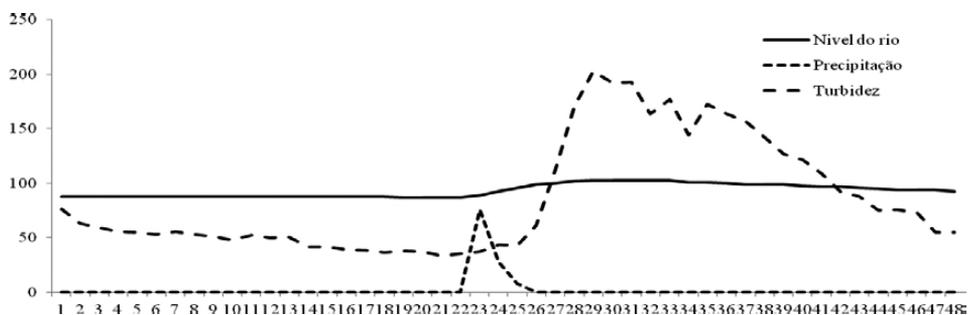


Figura 53. Nível do rio, precipitação e turbidez no período de 48 horas no Rio Camboriú.

Durante o inverno observa-se que a turbidez se relaciona com a precipitação (Figura 54), apresentando picos nos valores e posterior queda, pra níveis abaixo de 100 UNT, preconizados como ideias pela resolução n° 357 do CONAMA impõe limites de turbidez de 40 UNT para águas doces classe 1 e de 100 UNT para as classes 2 e 3. Entretanto valores observados nos Rios da Bacia do Camboriú após precipitações são bem superiores aos valores fixados na resolução.

Um problema apresentado é a falta de dados para algumas datas, como ocorreu no início do inverno para os dados de turbidez, sendo análise iniciada apenas dia 03/07 (Figura 54). Isso é um grande problema para as avaliações de monitoramento e é um fato recorrente observado. Muitas vezes ocorre a instalação sem uma previsão de gastos com a manutenção dessas estações.

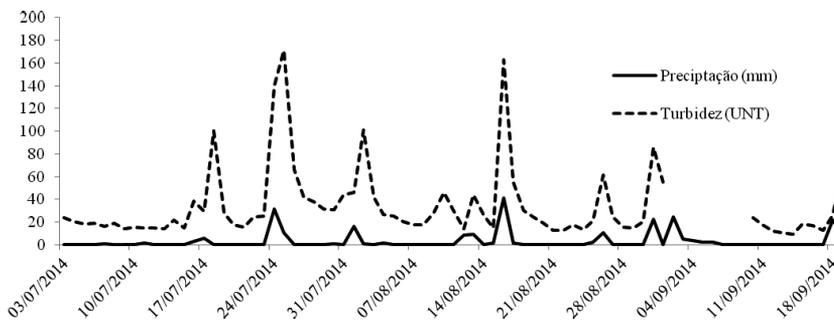


Figura 54. Turbidez (UNT) e precipitação (mm) durante o inverno no Rio Canoas.

Os rios da bacia estudada são utilizados para a irrigação do arroz, os quais, segundo a resolução CONAMA 357/2005, podem ser enquadrados como Classe 3 (irrigação de cereais).

No início da primavera, principalmente no Rio Camboriú (Figura 55) e Rio Canoas (Figura 56), observa-se que os elevados valores de turbidez se mantêm elevados por um longo período, não estando relacionado, dessa forma, com a precipitação. Esses elevados valores se relacionam com o período de implantação das lavouras de arroz (preparo do solo).

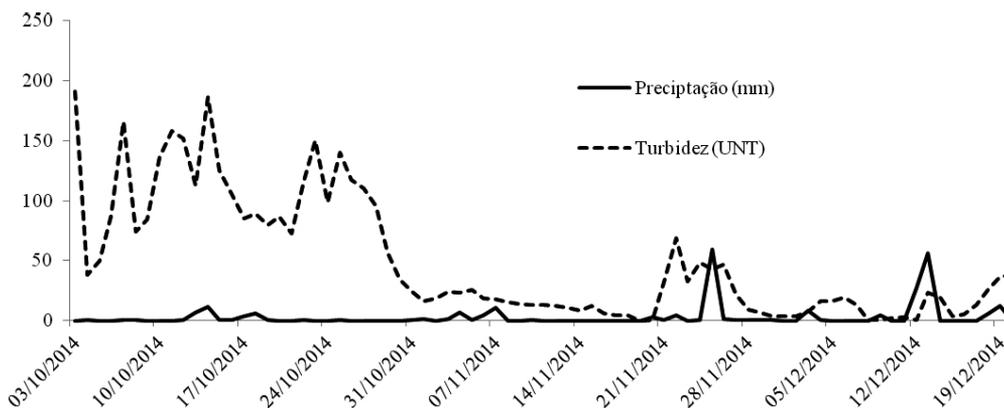


Figura 55. Turbidez (UNT) e precipitação (mm) durante a primavera no Rio Camboriú.

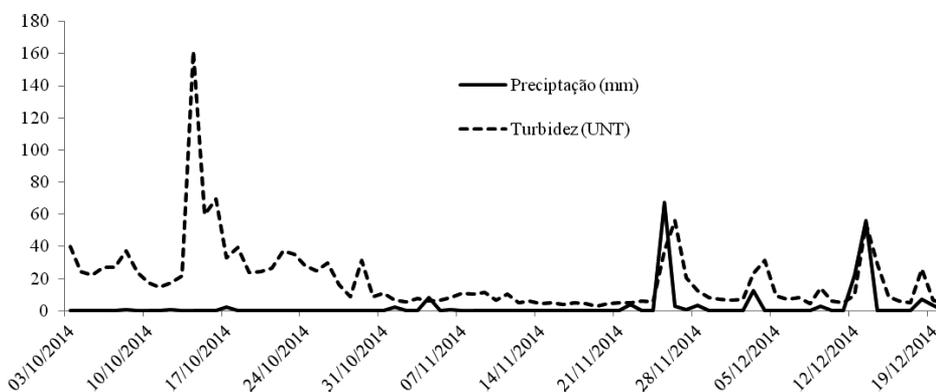


Figura 56. Turbidez (UNT) e precipitação (mm) durante a primavera no Rio Canoas.

Na rizicultura, a primeira etapa consiste no preparo do solo, que é geralmente realizado por meio de operação de maquinário e adubação (a base de fósforo e nitrogênio) para enriquecimento do mesmo (Embrapa, 2004; Epagri, 2013). Nesta etapa, o solo fica exposto e sujeito à erosão e com a precipitação, o escoamento superficial, agora mais significativo frente a ausência de vegetação, carrega os componentes químicos adicionados anteriormente, para dentro dos córregos, podendo acarretar na contaminação e assoreamento dos cursos d'água.

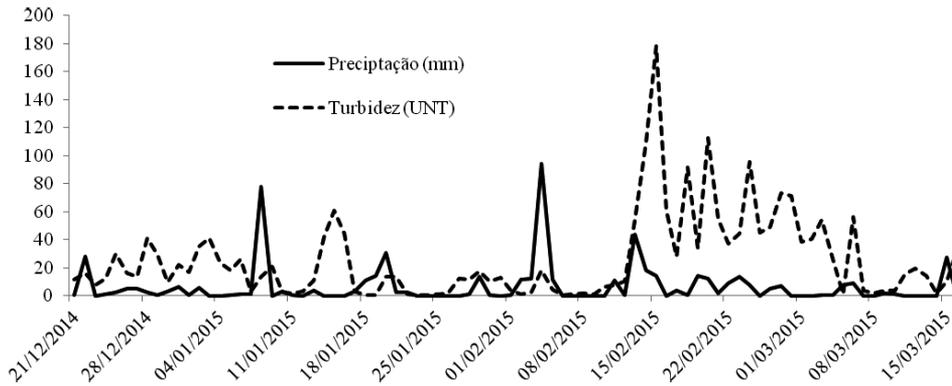


Figura 57. Turbidez (UNT) e precipitação (mm) durante o verão no Rio Camboriú.

Após a preparação do solo e plantio, a etapa seguinte é a inundação das lagoas de arroz, nesta fase, o principal problema é a quantidade de água utilizada, visto que grande parte dela é consumida por evapotranspiração. Quando chega a época de colheita, as lagoas são esvaziadas e se na etapa anterior foram adicionados produtos químicos, esses escoarão até os cursos d'água.

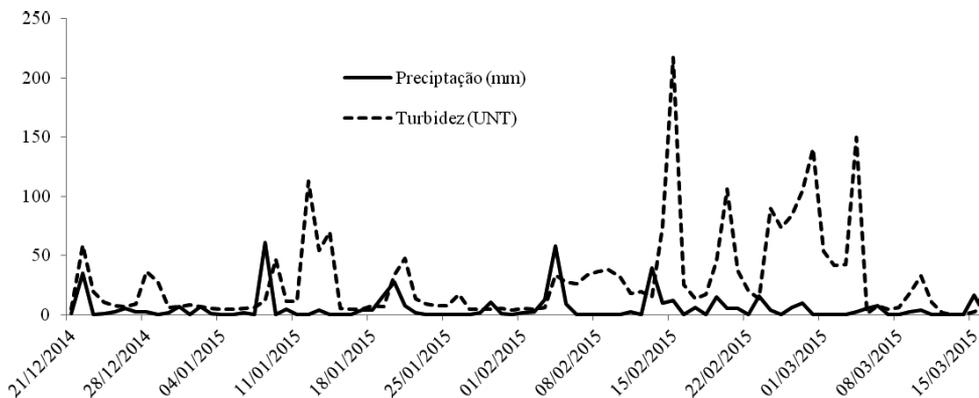


Figura 58. Turbidez (UNT) e precipitação (mm) durante o verão no Rio Camboriú.

Deschamps et al. (2001) e Macedo et al. (2001) relatam que o manejo inadequado da água de irrigação na fase de preparo do solo para o plantio de sementes pré-germinadas contribui para as perdas de solo e consequente aumento da turbidez. As perdas de sedimentos variam com a textura do solo e, com o tempo podem causar empobrecimento do solo e assoreamento dos recursos hídricos.

Granemann & Muñoz-Espinosa (2013), objetivando determinar o limite temporal de utilização dos recursos hídricos da bacia do Rio Camboriú, tendo como base o ano de 2010 para definir o cenário atual (Figura 59) apresenta a evolução anual das demandas de água na bacia. Pode-se observar que o aumento devido ao turismo nos meses de janeiro e fevereiro, acontece numa época de alto consumo na rizicultura.

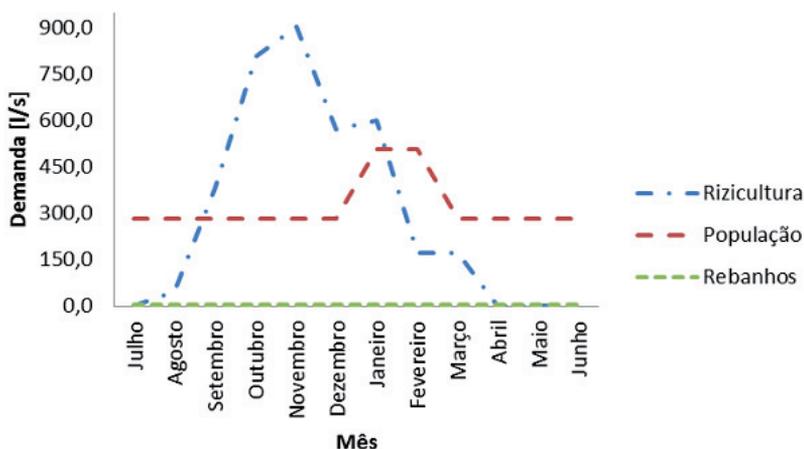


Figura 59. Demanda por uso consuntivo ao longo do ano de 2010 (Granemann & Muñoz-Espinosa, 2013).

Em termos quantitativos, nos meses em que o fluxo populacional do turismo e a rizicultura ocorrem simultaneamente já há um conflito no cenário atual, caso ocorra a vazão mínima, o que torna a situação preocupante. E quando se trata da questão qualitativa das águas desta bacia o cenário é ainda pior e não poderá apresentar melhoras caso não haja mudanças nos sistemas de tratamento de esgotos dos dois municípios da bacia, já que pode-se perceber que o grande agravante para a qualidade dos rios é o efluente de origem doméstica.

Indicadores de qualidade da água representam a principal informação sobre o impacto das atividades antrópicas nos recursos hídricos. Devido a natureza integrada entre as áreas de drenagem da BH e os rios, os resíduos das atividades antrópicas acabam por alcançar os corpos de água, afetando a sua qualidade. O monitoramento da qualidade da água representa uma informação fundamental do ponto de vista ambiental.

Segundo o Relatório Brundtland, há cerca de 20 anos atrás, estimava-se que existiam cerca de 100 mil agentes químicos circulando pelo ambiente, e que a cada ano

entre 1 a 2 mil novos produtos químicos eram lançados no mercado (CMMDA, 1987). O acompanhamento das possíveis substâncias químicas presentes no meio ambiente e que podem alcançar os corpos de água, é virtualmente impossível, assim os programas de monitoramento da qualidade da água baseiam-se em análises de algumas classes de substâncias mais comumente encontradas, e com riscos relativamente conhecidos à saúde humana e à biodiversidade.

Neste estudo serão analisados indicadores de contaminação orgânica por esgotos domésticos, efluentes orgânicos e fertilizantes (concentração de oxigênio na água, amônia e nitrato). Indicadores de mudança na composição físico-química da água (turbidez e pH).

O valor máximo de turbidez registrado foi 240 UNT no Rio Canoas no início do inverno (Figura 60) e de 191 UNT e 164 UNT pra os Rios Camboriú e Canoas no mês de outubro de 2014, entretanto após o início de novembro todos os valores ficaram abaixo dos 100 UNT (Figura 61), que se mantém com o valores abaixo da legislação, ate metade de fevereiro quando os valores chegam a 200 UNT (Figura 62).

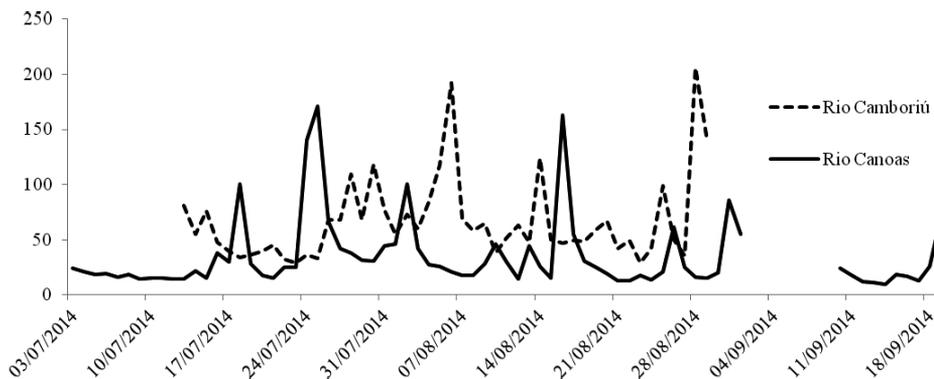


Figura 60. Valores de turbidez (UNT) para os Rios Camboriú e Canoas durante o inverno.

Arcova & Cicco (1999) encontraram valores de turbidez superiores nas microbacias com uso agrícola do que nas florestadas; Arcova et al. (1993) encontraram em BH recoberta por floresta de Mata Atlântica teores de turbidez entre 0,15 e 4,9 UNT, mostrando que a floresta protege o solo contra a erosão e, conseqüentemente, não carreando partículas para os cursos d'água (Pinto Coelho et al., 2004).

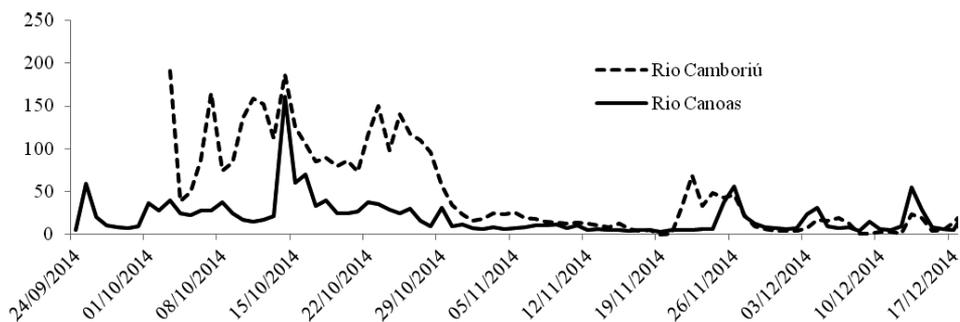


Figura 61. Valores de turbidez (UNT) para os Rios Camboriú e Canoas durante a primavera.

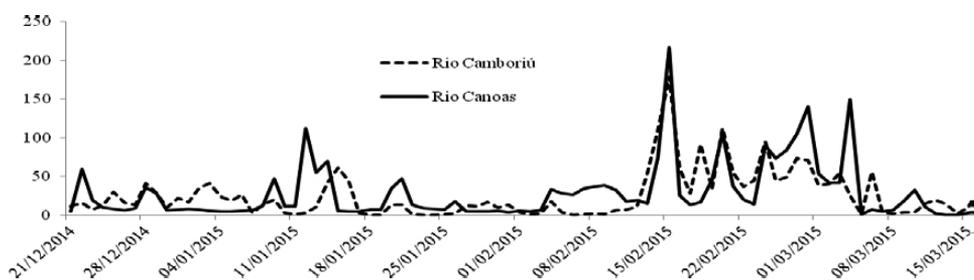


Figura 62. Valores de turbidez (UNT) para os Rios Camboriú e Canoas durante o verão.

Em relação à turbidez, Oliveira & Schwarzbald (1998) obtiveram variação de 2 UNT até 661 UNT no arroio Sampaio, valor esse muito alto, se comparado com os obtidos no Rio Camboriú e Canoas, o que pode ser explicado pela diferença na magnitude da atividade agrícola.

No estudo realizado por Pinheiro (2012), a concentração de turbidez, nos pontos estudados, variou de 10 a 180 UNT, no período amostrado, destacando-se o mês de dezembro cuja concentração de turbidez esteve acima dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 para corpos de água doce de Classe II (100 UNT).

Almeida & Schwarzbald (2003), concluíram que a presença de extensa área com cobertura de campo e pastagem contribui com o aumento da turbidez de forma mais acentuada do que seria verificado caso houvesse maior predomínio de florestas. Os valores mais significativos ($P < 0,05$) no período amostral, apontados pelo teste de aleatorização, foram verificados na coleta de primavera, a qual foi antecedida por maior pluviosidade, o que caracteriza a ação exercida pelo arraste superficial.

Ainda os autores concluem que a coleta de primavera, além da precipitação acentuada, apresentou altas temperaturas, o que, segundo Hill et al. (1992) pode provocar

aceleração dos processos biológicos e da entrada de material alóctone e aumento da produção primária, resultando em grande geração de material orgânico particulado e valores mais altos de turbidez. Geralmente o material orgânico particulado existe em maior quantidade no verão, devido às altas temperaturas.

Entretanto, nesse estudo, os picos de turbidez verificados nos Rios Camboriú e Canoas no inverno foi superior à da primavera. Apresentando clara tendência a aumento nos períodos de maior pluviosidade. Para Delong & Brusven (1993), mudanças na vegetação, principalmente na vegetação ripária, podem alterar a entrada de material orgânico terrestre nos rios, conseqüentemente afetando a quantidade e qualidade do material orgânico particulado.

Uma vez que as fontes de contaminação da água originadas na agricultura são difusas e muito difíceis de controlar (Bolea, 1989), apenas grandes áreas de produção, tanto agrícolas quanto de pecuária, e de características muito particulares podem ser facilmente identificáveis, devido ao grande aporte de contaminantes que as mesmas propiciam.

No período do inverno, o menor valor do pH foi 5,88 e o maior 7,18 (Figura 63). Na primavera as oscilações de pH foram ainda menores variando de 5,8 a 6,8 (Figura 64). No verão as variações no Rio Camboriú foram ainda menores, ficando entre 6,2 e 6,5 no e no Rio Canoas variou mais, ficando entre 5,7 e 6,8 (Figura 65). Mesmo assim os valores de pH apresentam uma pequena variação, observando a distribuição da média na estação de 6,50 e um desvio padrão de 0,22, que caracterizam as águas como neutras ou levemente ácidas, certamente em razão do tipo e composição pedológica do solo da bacia e da decomposição de matéria orgânica. De maneira geral, há uma ligeira tendência do pH da bacia diminuir em períodos secos.

As oscilações do pH estão dentro do intervalo permitido pela CONAMA 357/05, que recomenda para mananciais valores de pH em torno de 6,0 a 9,0.

O pH pode ser considerado como uma das variáveis ambientais mais importantes, ao mesmo tempo em que uma das mais difíceis de se interpretar. Esta complexidade na interpretação dos valores de pH se deve ao grande número de fatores que podem influenciá-lo. A maioria dos corpos d'água continentais tem uma variação de pH entre 6 e 8 (Esteves, 1988). A variação de pH depende das relações entre matéria orgânica, seres vivos, rocha, ar e água. A acidez da água pode estar associada também com a decomposição da matéria orgânica presente no curso d'água (O'Neill, 1995).

Almeida & Schwarzbald (2002), em seu estudo concluíram existir uma tendência ao aumento do valor do pH nas coletas de outono e inverno (significativa, $P < 0,05$, na relação outono/verão), segundo o teste de aleatorização, o que não se verifica no trabalho de Necchi Jr. et al. (1996), em condições ambientais diversas, trabalhando em riachos de São Paulo.

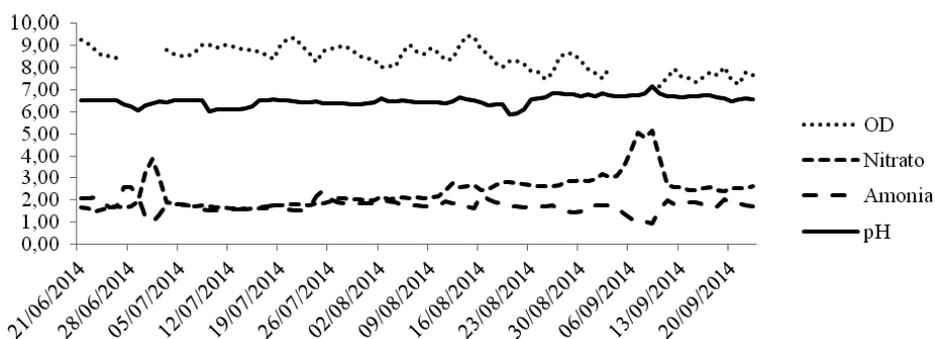


Figura 63. Valores de OD, nitrato, nitrogênio amoniacal e pH no Rio Canoas durante o inverno.

Araujo et al. (2012) avaliando a qualidade d'água em uma bacia produtora de arroz irrigados no município de Massaranduba SC, o maior valor de pH ocorreu no ponto de coleta denominado Experimento (7,3) e o menor na Foz do Ribeirão Gustavo (6,6). Ao avaliar os resultados não foi possível identificar a correlação do pH com a presença de nutrientes e matéria orgânica nos afluentes e no rio principal. Todos os valores deste estudo se apresentaram próximos à neutralidade.

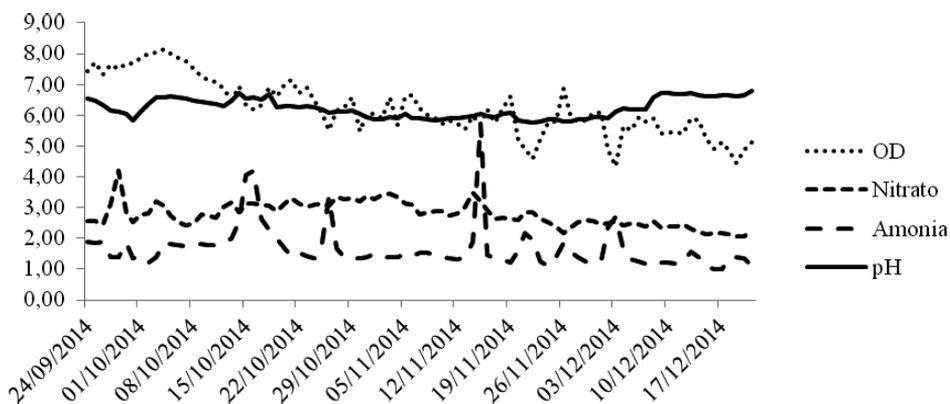


Figura 64. Valores de OD, nitrato, nitrogênio amoniacal e pH no Rio Canoas durante a primavera.

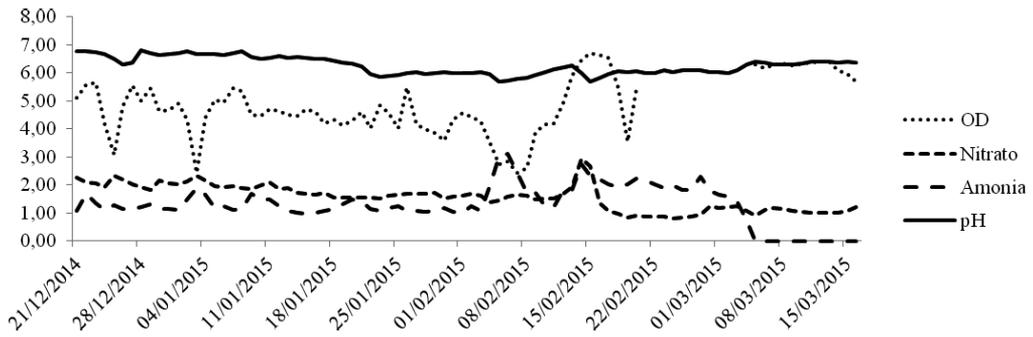


Figura 65. Valores de OD, nitrato, nitrogênio amoniacal e pH no Rio Canoas durante o verão.

O OD apresentou variações sazonais bem marcadas entre os períodos de inverno e primavera. Na inverno, as concentrações de OD são mais elevadas, com valores médios na superfície próximos de 10 mg L^{-1} (Figura 63). No período chuvoso, no final da primavera, o OD chegou a cair até valores abaixo de 5 mg L^{-1} , ocorrendo também relação com a temperatura da água que começa a se elevar nesse período (Figura 64). No verão os valores são ainda menores e com maiores oscilações nos valores (Figura 65).

De acordo com Martins & Sperling (1997), ocorre queda de oxigênio à medida que se vai da superfície para o fundo e isso se deve ao crescente consumo na mineralização de detritos da biomassa algal morta decantante. O oxigênio na água, pode provir de duas fontes: endógena e exógena. A primeira, diz respeito ao oxigênio produzido através da fotossíntese dos organismos aquáticos fotossintetizantes. A segunda refere-se ao oxigênio atmosférico, transferido para água através da difusão. O OD é o principal parâmetro de caracterização dos efeitos da poluição das águas por despejos orgânicos (Von Sperling, 1996).

A variação da concentração de OD ocorre sazonalmente, ou mesmo em períodos de 24 h, em razão da temperatura e atividade biológica.

Concentrações muito abaixo dos valores de saturação podem indicar atividade biológica intensa, principalmente em decorrência de carga orgânica elevada no corpo receptor (lançamento de esgotos domésticos sem tratamento).

Em ambientes com água corrente a baixa concentração de OD em um ponto não implica que a fonte de poluição esteja próxima, em geral ela ocorreu em um ponto à montante do local da coleta.

Almeida & Schwarzbald (2002), realizando um levantamento da situação da microbacia do Arroio da Cria, RS, em termos de qualidade da água, uso e ocupação do solo, verificaram que os valores de OD foram semelhantes nos pontos mais à montante, embora ao longo do arroio Costa da Serra, a quantidade de oxigênio tenha sofrido um declínio, provavelmente em virtude da carga orgânica que recebe das indústrias existentes neste trecho. Já para o outro braço do arroio, este efeito não se verifica, havendo um aumento na quantidade de OD ao longo do curso.

Conforme pode ser observado nas Figuras 63 a 65, os valores de concentração de OD para o Rio Canoas atende o estipulado pela Resolução do CONAMA 357/2005 para a classe 3 (maior que 4 mg L^{-1}), o que é um indicativo de boas condições de qualidade da água para a sobrevivência da biota aquática.

O nitrato é a principal forma de nitrogênio configurado encontrado nas águas e é produzido no sistema aquático pelo processo de nitrificação a partir da matéria orgânica nitrogenada.

O valor máximo do nitrato registrado foram menores que $5 \text{ mg L}^{-1} \text{ NO}_3$ no Rio Canoas, tanto no inverno como na primavera. Segundo a Resolução CONAMA 357/2005, o valor máximo para águas de mananciais é de 10 mg L^{-1} , estando dessa forma dentro do especificado.

Os elevados valores de turbidez observados no início da primavera, devido a implantação da lavoura de arroz irrigado, não refletiu em maiores valores de nitrato.

O nitrogênio, quando descarregado nas águas naturais, conjuntamente com o fósforo e outros nutrientes presentes nos despejos sanitários, provoca enriquecimento do meio, e a proliferação especialmente das algas.

Da mesma forma como o nitrato, o nitrogênio amoniacal também se apresentou dentro dos limites da legislação para cursos de água de classe 3, que prevê valores de $13,3 \text{ mg L}^{-1} \text{ N}$, para $\text{pH} \leq 7,5$.

Mota (1995) salienta que nitrogênio orgânico e amônia estão associados a efluentes e águas recém- poluídas. Com o passar do tempo, o nitrogênio orgânico é convertido em nitrogênio amoniacal e, posteriormente, se condições aeróbias estão presentes, a oxidação da amônia acontece transformando-se em nitrito e nitrato. Conforme ressalta Von Sperling (1996), em um corpo d'água, a determinação da parcela predominante de nitrogênio pode fornecer informações sobre o estágio da poluição.

Contudo, a amônia é a forma menos oxidada de nitrogênio nas águas, ou seja, é a forma de poluição mais recente, e em geral, é introduzida pelo homem nos ambientes aquáticos por fertilizantes, excremento de animais e/ou despejos domésticos e industriais, e pode contribuir para indicar a principal fonte de poluição da água para este parâmetro, se é decorrente do lançamento de efluentes domésticos ou pela atividade agropecuária.

A temperatura interfere fortemente sobre a configuração dos ambientes aquáticos, sendo que normalmente este parâmetro é incluído nas legislações referentes ao controle da poluição das águas. Na Resolução 357 do CONAMA, é imposto como padrão de emissão de efluentes, a temperatura máxima de 40°C, lançados tanto na rede pública coletora de esgotos como diretamente nas águas naturais.

Alves et al. (2008), avaliando a qualidade da água do rio Pirapó, município de Maringá, PR, por meio de medições de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos, observaram que, nos meses de maio e junho as concentrações de nitrato foram superiores ao limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005 para corpos de água doce de Classe II (10,0 mg L⁻¹ de N) em praticamente todos os pontos de amostragem. Alta concentração de nitrato pode ser devida ao lançamento de esgoto doméstico clandestino no curso d'água.

s valores dos parâmetros pH, condutividade elétrica, DBO e OD são influenciados pela temperatura, sendo necessária a medição simultânea destes parâmetros com a temperatura da água.

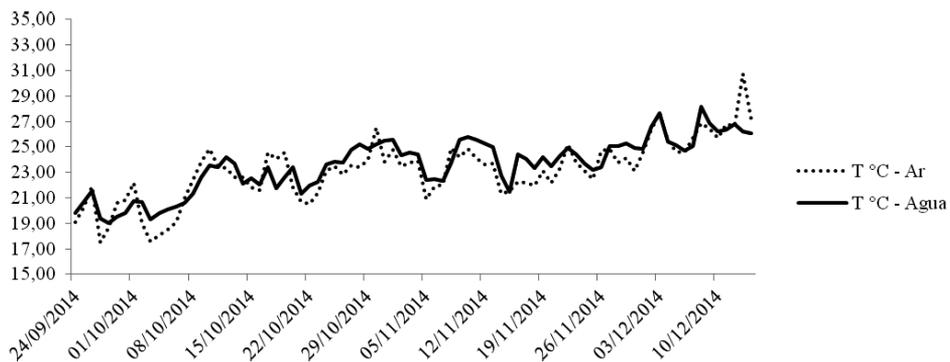


Figura 66. Temperatura da água e do ar na BH do Rio Camboriú durante a primavera.

Na BH do Rio Camboriú, conforme apresentado na Figura 66, a temperatura da água varia de acordo com estação do ano, sendo observado menores valores no final do inverno e

maiores valores no início do verão. As médias diárias das temperaturas do ar e da água se mantêm muito próximas, sendo que a medida que as temperaturas se elevam, ocorre uma tendência da temperatura da água ser superior a do ar. A temperatura da água é normalmente superior à temperatura do ar, uma vez que o calor específico da água é bem maior do que do ar.

Segundo Branco (1986) as variações de temperatura dos cursos d'água são sazonais e acompanham as flutuações do clima durante o ano. No âmbito da faixa de temperatura usual em nossas águas superficiais (4 a 30° C), um aumento da temperatura da água, em geral, têm como efeito: Diminuição da densidade e da viscosidade da água, para temperaturas acima de 4° C, facilitando a sedimentação de materiais em suspensão; Redução da solubilidade dos gases na água, entre eles o oxigênio, o CO₂ e a amônia; Evasão de substâncias orgânicas voláteis podendo causar maus odores; Aumento da velocidade das reações bioquímicas, aeróbias e anaeróbias, de degradação da matéria orgânica; Aumento da taxa de crescimento dos organismos aquáticos, entre outros.

Arcova et al. (1998) encontraram valores de temperatura da água de rios no Município de Cunha, Estado de São Paulo, abaixo de 20° C em microbacias situadas no Domínio de Mata Atlântica, pois a vegetação que acompanha da zona ripária dessas microbacias proporcionava efetiva proteção contra o aquecimento excessivo da água. No entanto, neste estudo as temperaturas médias estiveram sempre acima de 21° C, fenômeno típico da capacidade de retenção de calor de massas d'água represadas.

Cabe destacar a oscilação diária da temperatura. No inverno quando comparado valores observados no dia 21 de junho (Figura 67) e 15 de agosto (Figura 68), foram evidentes as diferenças diárias, porém pouco foram as variações durante o dia entre as datas.

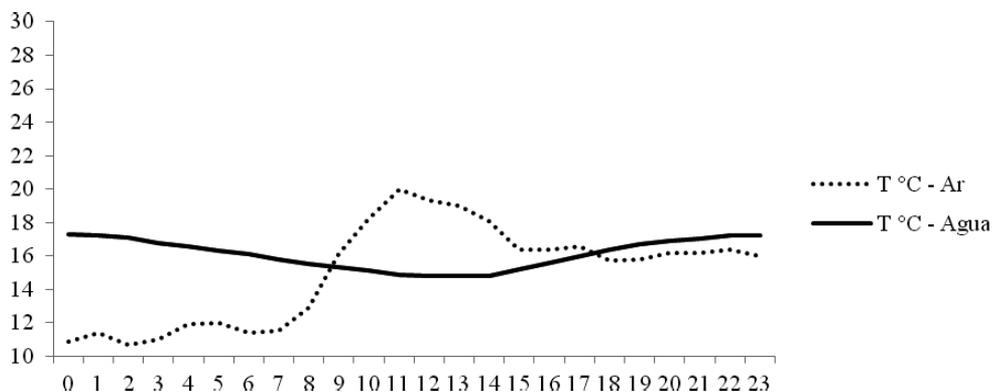


Figura 67. Temperatura da água e do ar no dia 21 de junho de 2014 no Rio Camboriú.

Quando esses valores são comparados aos observados no final da primavera (10/12/2014), ocorre uma grande diferenciação das temperatura da água e do ar, sendo mais elevada apenas entre as 10 e 15 horas e a temperatura da água apresenta nesse período valores maiores que 26° C (Figura 69).

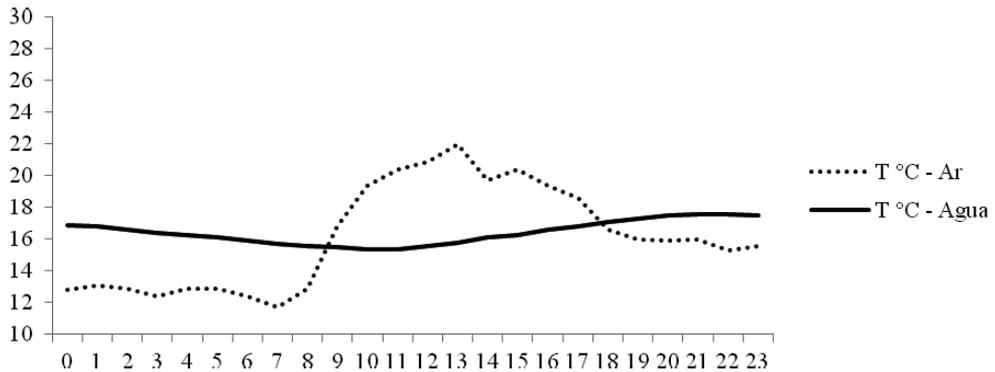


Figura 68. Temperatura da água e do ar no dia 15 de agosto de 2014 no Rio Camboriú.

Alves et al. (2008), observaram variação da temperatura da água do rio Pirapó durante o período amostrado, verificando que a temperatura variou de 16,6 a 28,8° C, referentes aos meses de julho e janeiro, respectivamente. Estas oscilações referem-se a variações sazonais, uma vez que estes meses correspondem aos meses mais frio e quente do ano.

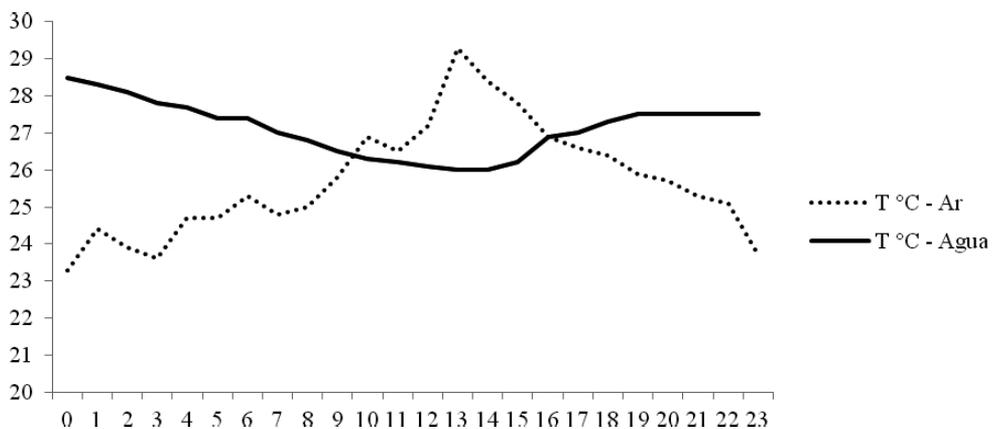


Figura 69. Temperatura da água e do ar no dia 10 de dezembro de 2014 no Rio Camboriú.

As Figuras 70 (Rio Camboriú) e 71 (Rio Canoas), reforçam a relação entre o OD e a temperatura e demonstra também a grande diferença que pode ser observada em um mesmo período de avaliação em rios muito próximos, reforçando a necessidade de se ter um grande numero de pontos amostrais que possam reproduzir a realidade dos cursos d'água de uma BH.

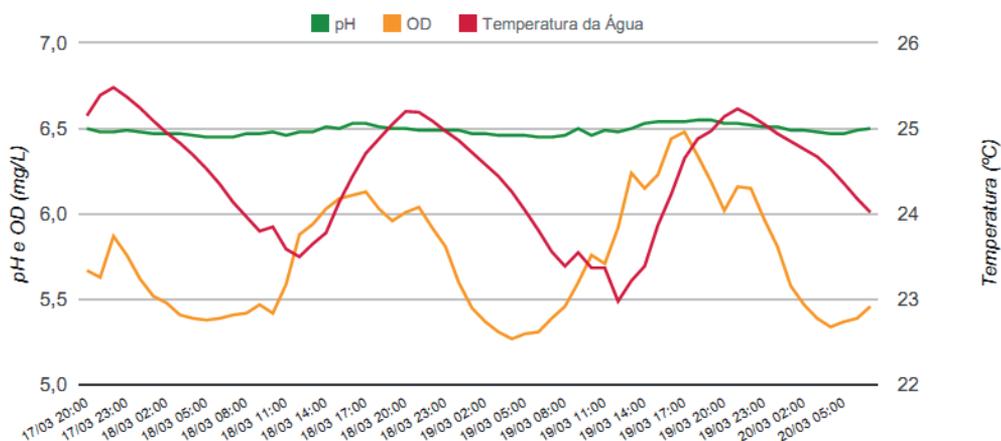


Figura 70. Valores de pH, OD e temperatura d'água no Rio Camboriú de 17 a 20/03/2015 (Epagri, 2015).

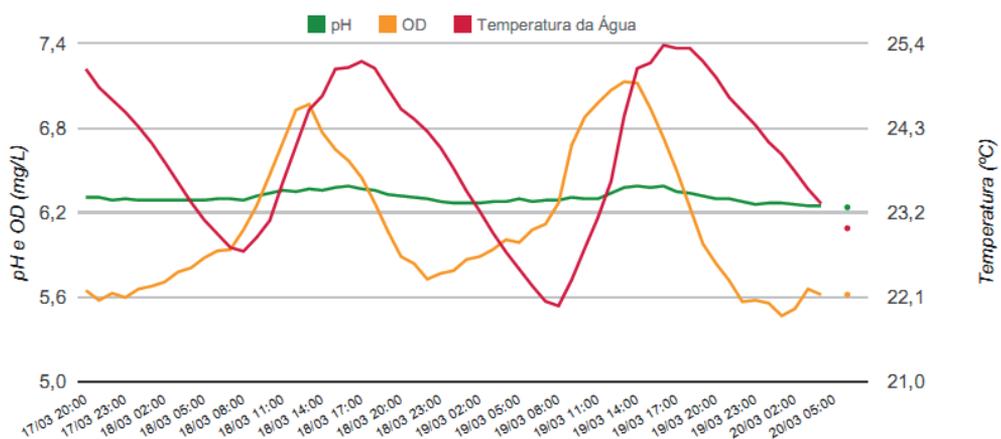


Figura 71. Valores de pH, OD e temperatura d'água no Rio Canoas de 17 a 20/03/2015 (Epagri, 2015).

5. CONCLUSÕES

- √ A avaliação da dinâmica da paisagem permitiu identificar as alterações ocorridas na BH com a passar dos anos. A utilização de fotos aéreas e imagens de satélite com auxílio de SIG, permitiram avaliar as mudanças, cujas informações foram reforçadas através da utilização da técnica de traçadores isotópicos na análise de ^{13}C .
- √ No processo de mudança da paisagem, a floresta foi a classe de maior estabilidade no uso e cobertura das terras, estando concentrada principalmente nas áreas de maior declividade, indicando percentual florestal bom.
- √ No período compreendido entre os anos de 1957 e 2008, observou-se: declínio das áreas de pastagem e culturas anuais não irrigadas; acréscimo da área de arroz irrigado e solo exposto e surgimento de nova atividade, o reflorestamento. Constatou-se expansão urbana associada ao turismo e pelo acesso a BR-101.
- √ Ambientes de floresta e pastagem, com diferentes idades de uso e nas diferentes profundidades de solo avaliadas, mostraram respostas na $\delta^{13}\text{C}$. Pastagens com 50 anos de uso, em média 66 % do COT do solo ainda é derivado da floresta original na camada superficial.
- √ As mudanças de uso refletiram em perdas de qualidade física e melhoria nos atributos químicos, quando as áreas utilizadas com pastagem foram comparadas com áreas de floresta.
- √ As alterações nos atributos físicos e químicos do solo podem ser utilizadas como um indicador auxiliar para o diagnóstico da degradação de áreas que sofreram mudanças de uso do solo.
- √ A ACP indicou que, dentre os atributos de solo a COT foi a que melhor discrimina as alterações em função do uso da terra. As mudanças no uso e cobertura das terras refletiram em alterações do ECOT.
- √ A estimativa de perdas de solo indicam valores baixos para os 3 anos avaliados, destacando os menores valores de perdas de solos no ano mais recentemente avaliado, reflexo pelo abandono das áreas antes agricultáveis, reforçando a importância da cobertura do solo.
- √ A USLE apesar de suas limitações constitui-se num importante instrumento de investigação sobre o processo erosivo pois, a partir das características e propriedades dos fatores ambientais responsáveis pela perda de solos, possibilitando ações mais efetivas de planejamento ambiental e otimização dos recursos.

- √ Essa metodologia trouxe limitações na área de estudo pelo fato desta não considerar o acúmulo de solo nas áreas coluviais e fundos de vale, como também não considerar os impactos do preparo do solo nas lavouras de arroz irrigado, que provocam grandes perdas de solo.
- √ O monitoramento da qualidade da água se mostrou eficiente na avaliação das ações antrópicas na BH, principalmente através da avaliação da turbidez e dos demais indicadores de qualidade e quantidade de água.
- √ A abordagem integrada, analisando a paisagem como uma agregação de fatores geobiofísicos e sócio-econômicos, considerando-se a interligação espaço-temporal das dinâmicas da área estudada, é uma importante ferramenta para planejamento ambiental da BH.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Segundo a Agenda 21 (UNCED, 1992), "*A crescente pressão sobre os recursos naturais vem criando competição e conflitos e resultando no uso sub-otimizado tanto da terra quanto de seus recursos. Planejamento físico integrado, planejamento de uso integrado e gerenciamento ambiental são os caminhos práticos para se chegar a solução para tais conflitos e para se mover em direção a um uso mais eficiente e efetivo da terra e de seus recursos naturais. Está reconhecido que esta integração deve se dar em dois níveis, considerando-se de um lado todos os fatores sociais e econômicos e de outro todos os componentes e fontes ambientais, tais como: ar, água, biota, geologia, recursos da terra etc.*"

Dessa forma este trabalho buscou através do uso da abordagem integrada baseada nos conceitos da Ecologia da Paisagem, representar o ambiente de maneira mais realista, tentando-se analisar a paisagem como uma agregação de fatores geobiofísicos e sócio-econômicos, considerando-se a interligação espaço-temporal das dinâmicas da área estudada.

Diante disso, foi adotada uma análise ambiental integrada e um enfoque temporal dos aspectos relacionados ao uso da terra. Os mapeamentos executados em diferentes períodos permitiram melhor compreensão das transformações espaciais ocorridas e do estado atual em que se encontra a paisagem na área estudada.

Essa análise integrada do ambiente, realizada no presente estudo forneceu importantes contribuições, sobretudo do seu relacionamento socioeconômico com a dinâmica física do ambiente em que a sociedade se insere. O uso e cobertura da terra relaciona-se a fatores econômicos e provoca transformações nos fatores naturais, que se transformam e provocam consequências nas características naturais. As paisagem, possuem suas características e seu dinamismo próprios. Entretanto, a influência humana afeta este dinamismo enormemente, tanto em tempo quanto em espaço. Dessa forma, a configuração atual da paisagem é resultado de processos históricos, cujos padrões espaciais contêm, simultaneamente, conexões com o passado.

Na análise ambiental integrada, foi dado ênfase aos componentes ambientais abióticos (geologia/geomorfologia, clima e hidrologia) e bióticos (solos e vegetação), considerando ainda os seus aspectos econômicos e sociais, o que possibilitou a percepção do ambiente em que o homem vive. Por meio dessa análise pode-se identificar a diversidade estrutural e litológica presente em determinada área, sendo estas responsáveis

por ocasionarem implicações diretas no relevo, no solo, nos recursos hídricos, no aspecto fito-ecológico e nas potencialidades dos recursos naturais.

A Geologia possui um papel fundamental sobre a formação do relevo e dos solos ocorrentes. O MDT, ofereceu melhor visualização da compartimentação topográfica e das formas de relevo contidas na área de estudo. O clima é outro fator ambiental que se destaca na delimitação e caracterização de uma unidade de paisagem, seja condicionando a cobertura vegetal, seja atuando como um dos principais fatores do processo de pedogênese.

A vegetação aparece como o principal elemento integrador e sintetizador da paisagem. A vegetação atua como um manto protetor da superfície terrestre refletindo de forma direta as possíveis descontinuidades da paisagem. Ao mesmo tempo, oferece condições para que se mantenha um equilíbrio harmonioso entre os demais fatores ambientais. O solo atua como principal suporte da cobertura vegetal, primária ou secundária, disponibilizando nutrientes orgânicos e minerais necessários para manutenção dos vegetais.

Esses fatores de forma integrada irão refletir sobre as perdas do solo e sobre a qualidade da água da BH, uma vez que são resultantes da combinação e do inter-relacionamento de processos físicos, biológicos e antrópicos. Uma abordagem integrada, em vez de setorial, pode ser uma forma de se evitar e de se resolver conflitos relativos ao uso da terra e dos recursos hídricos, considerando-se que esta abordagem otimiza o processo de planejamento.

A elaboração de mapeamentos temáticos de síntese que expressem o nível de conhecimento científico disponível para compreender e integrar as variáveis físicas e sócio-econômicas e projetar o comportamento do ambiente, segundo suas reais potencialidades e vulnerabilidades, representa um campo de estudo de indiscutível relevância no âmbito da pesquisa ambiental.

Os impactos ambientais relacionados à erosão acelerada ocorrem a longa data. Apesar de ser um problema conhecido da comunidade acadêmica, as perdas de solo são negligenciadas por boa parte da sociedade, principalmente pelo poder público. A análise dos processos erosivos se faz importante para a implantação das atividades humanas. Assim, é importante, para a sociedade, o entendimento sistêmico, compreendendo que os fatores envolvidos, os fluxos de matéria e energia, podem ser desequilibrados pela atuação humana. Nesse entendimento, o manejo incorreto do solo na alta bacia, acarretará em desequilíbrio na baixa bacia, devido à maior erosão dos solos.

O gerenciamento integrado de bacias hidrográficas surge da aproximação de estudos da dinâmica da mudança do uso do solo com estudos de gestão de recursos hídricos. O recurso hídrico não pode ser tratado isoladamente, mas em função das características do solo, do uso do solo e do planejamento deste. Deve relacionar os usos dos recursos hídricos com os usos atuais e previstos do solo e possibilitar integrar o desenvolvimento social e econômico com a proteção dos ecossistemas naturais.

Foi possível levantar hipóteses dos principais condicionantes na formação e desenvolvimento dos processos erosivos identificados, apontar setores onde os solos demonstram sinais de desgaste, indicar os impactos sobre os recursos hídricos e a diminuição da capacidade de uso das unidades físicas, pondo em risco a continuidade das diversas atividades antrópicas efetuadas na área estudada.

Também seria muito interessante aprofundar a análise com relação ao conhecimento de sua variação temporal, relacionando às mudanças temporais na cobertura vegetal. É possível que tais análises possam ser desenvolvidas em escalas mais detalhadas, representando assim perspectivas futuras para este trabalho.

Sugere-se que é primordial aumentar a rede de monitoramento da qualidade da água, a regularidade de parâmetros e a frequência das coletas de forma a ampliar e dar segurança analítica às informações registradas. Isto permite superar também os paradigmas dominantes da gestão que ainda são voltados para avaliação da qualidade da água para abastecimento e em menor número para controle da poluição. Cabe lembrar que a geração de informações sobre a qualidade da água em bacias intermediárias e pequenas tem um papel fundamental para atuação dos atores da sociedade civil, como os comitês de bacia, a medida que é nestas bacias que se desenvolvem atividades econômicas, vivem e produzem a maior parte dos atores que influenciam e são influenciados pela qualidade ambiental no seu entorno.

A aplicação das técnicas de sensoriamento remoto e geoprocessamento foram fundamentais no cumprimento dos objetivos propostos neste estudo, mostrando uma importante aplicabilidade nas pesquisas geográficas. Tais ferramentas tornaram-se imprescindíveis para estudos ambientais que buscam compreender os padrões espaciais e a dinâmica de interação de fatores que atuam sobre o ambiente, e também no apoio aos processos decisórios políticos que tenham impactos sobre o território.

Os resultados apresentados neste estudo comprovam que a cobertura florestal da área investigada obteve significativos prejuízos no período que antecedeu o final da década

de 1970. Constatou-se, ainda, que as questões que tiveram reflexos diretos sobre as condições socioeconômicas atuais da região em estudo encontram-se principalmente relacionadas a processos de origens variadas, destacando-se: urbanização, êxodo rural ações governamentais (Provarzeas) e uso do solo agrícola.

Uma constante renovação dos materiais de sensoriamento remoto, como fotografias aéreas e imagens de satélite, é de fundamental importância para o monitoramento dessas áreas.

6. REFERÊNCIAS

- ALBUQUERQUE, J.A.; SANGOI, L. & ENDER, M. Efeitos da integração lavoura-pecuária nas propriedades físicas do solo e características da cultura do milho. R. Bras. Ci. Solo, 25:717-723, 2001.
- ALENCAR, A.A.C.; VIEIRA, I.C.G.; NEPSTAD, D.C. & LEFEBVRE, P. Análise multi-temporal do uso do solo e mudança da cobertura vegetal em antiga área agrícola da Amazônia oriental, (Compact disc). In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 8., Salvador, 1996. Anais.
- ALMEIDA, M.A.B. & SCHWARZBOLD, A. Avaliação sazonal da qualidade das águas do Arroio da Cria Montenegro, RS com aplicação de um índice de qualidade de água (IQA). Revista Brasileira de Recursos Hídricos, 8:81-97, 2003.
- ALVARENGA, M.I.N. & DAVIDE, A.C. Características físicas e químicas de um Latossolo Vermelho-Escuro e a sustentabilidade de agroecossistemas. R. Bras. Ci. Solo, 23:933-942, 1999.
- ALVES, B.J.R.; URQUIAGA, S.; JANTALIA, C.P. & BODDEY, R.M. Dinâmica do carbono em solos sob pastagem. In. SANTOS, G.A.; SILVA, L.S.; CANELLAS, L.P. & CAMARGO. FAO, eds. Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas tropicais e subtropicais. 2.ed. Porto Alegre, Metrópole, 2008. p.561-569.
- ALVES, E.C., SILVA, C.F., COSSICH, E.S.; TAVARES, C.R.G.; SOUZA FILHO, E.E. & CARNIEL, A. Avaliação da qualidade da água da bacia do rio Pirapó – Maringá, Maringá, Estado do Paraná, por meio de parâmetros físicos, químicos e microbiológicos. Acta Sci. Technol. Maringá, 30:39-48, 2008.
- ANDRADE, N.S.O.; ARAÚJO, L.S. & NUMATA, I. Estudo da dinâmica da cobertura vegetal e uso da terra na região de Ji-Paraná/RO, (Compact disc). In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 9., Santos, 1998. Anais.
- ANDREOLA, F.; COSTA, L. M. & OLSZEWSKI, N. Influência da cobertura vegetal de inverno e da adubação orgânica e, ou, mineral sobre as propriedades físicas de uma Terra Roxa Estruturada. R. Bras. Ci. Solo, 24:857-865, 2000.
- ANGELIS, C.F.; MCGREGOR, G.R. & KIDD, C. A 3 year climatology of rainfall characteristics over tropical and subtropical South America based on Tropical

- Rainfall Measuring Mission Precipitation Radar data. *International Journal of Climatology*, 24:385-399, 2004.
- ANTONELI, V. & THOMAZ, E.L. Caracterização do meio físico da bacia do Arroio Boa Vista, Guamiranga-PR. *Rev. Caminhos da Geografia, Uberlândia*, v8:46-58, 2007.
- ARAÚJO, I.S.; DORTZBACH, D.; BLAINSKI, E. & BACIC, I.L.Z. Avaliação físico-química e microbiológica da água em uma microbacia produtora de arroz (Massaranduba, SC) In: XIX SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS. Maceió, AL, 2011. Anais.
- ARAÚJO, M.A.; TORMENA, C.A. & SILVA, A.P. Propriedades físicas de um Latossolo Vermelho distrófico cultivado e sob mata nativa. *R. Bras.. Ci. Solo*, 28:337-345, 2004.
- ARAÚJO, E.; KER, J.C.; MENDONÇA, E.S.; SILVA, I.R. & OLIVEIRA, E.K. Impacto da conversão floresta - pastagem nos estoques e na dinâmica do carbono e substâncias húmicas do solo no bioma Amazônico. *Acta Amaz.*, 41:103-114, 2011.
- ASSISTAT Versão 7.6 beta (2011) - Disponível em: <<http://www.assistat.com/indexp.html>>. Acesso em 06 jun. 2014.
- ARCOVA, F.C.S.; CICCIO, V. Qualidade da água de microbacias com diferentes usos do solo na região de Cunha, estado de São Paulo. *Scientia Florestalis*, 56:125-134, 1999.
- ARCOVA, F.C.S.; CESAR, S.F. & CICCIO, V. Qualidade da água e dinâmica de nutrientes em bacia hidrográfica recoberta por floresta de mata atlântica. *R. Instituto Florestal, São Paulo*, 5:1-20, 1993.
- BACA, J.F.M. Dinâmica da Paisagem: Métodos analíticos e modelos de classificação e simulação prognóstica, sob a ótica geocológica. Rio de Janeiro, Universidade Federal de Rio de Janeiro, 2002. 184p. (Tese de Doutorado)
- BALBINOT, R. Carbono, nitrogênio e razões isotópicas $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ no solo e vegetação de estágios sucessionais de Floresta Ombrófila Densa Submontana. Curitiba, Universidade Federal do Paraná, 2009. 103p. (Tese de Doutorado)
- BALLESDENT, J.; MARIOTTI, A. & GUILLET, B. Natural abundance as a tracer for studies of Soil organic-matter dynamics. *Soil Biol. Biochem.*, 19:25-30, 1987.
- BARBOSA JUNIOR, A.R. Bacia hidrográfica. In: *HIDROLOGIA aplicada*. 2004. 943p.

- BASNYAT, P.; TEETER, L.; LOCKABY, B.G. & FLYNN, K.M. Relationship between landscape characteristics and nonpoint source pollution inputs to coastal estuaries. *Environmental Management*, 23:539-549, 1999.
- BARRETTO, A.G.O.P. História e Geografia da Pesquisa Brasileira em Erosão do Solo. Piracicaba, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2007. 120p. Dissertação (Mestrado em Agronomia)
- BAVER, L.D. Soil physics. New York: John Wiley, 1956. 489p.
- BERGAMIN, E.M.; FENDT, F.O.; SILVA, A.P. de; CIDIN, A.C.M.; TOMIYOSH JÚNIOR, E.M.; ABREU, S.L. de; SAMPAIO, F.A.R. & SILVA, R.J.S. da. Alterações causadas pela pastagem e sistema agroflorestal na densidade do solo e porosidade total em Argissolo Vermelho distrófico na Amazônia. In: REUNIÃO BRASILEIRA DE MANEJO E CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA, 14., Cuiabá, 2002. Anais.
- BERNOUX, M.; FEIGL, B.J.; CERRI, C.C.; GERALDES, A.P.A. & FERNANDES, S.A.P. Soil carbon and nitrogen of a pasture-forest cronossequence in Paragominas, Pará, Brazil. *Scientia Agrícola*, 56:1-11, 1999.
- BERTOL, I. Índices de erosividade (EI_{30}) para Lages (SC) - 1º aproximação. *Pesq. Agrop. Bras.*, 28:515-521, 1993.
- BERTOL, I. Avaliação da erosividade da chuva na localidade de Campos Novos (SC) no período de 1981-1990. *Pesq. Agrop. Bras.* 29:1453-1458, 1994.
- BERTOL, I.; BEUTLER, J.F.; LEITE, D. & BATISTELA, O. Propriedades físicas de um Cambissolo húmico afetadas pelo tipo de manejo do solo. *Science Agriculture*, 58:555-560, 2001.
- BERTONI, J. & LOMBARDI NETO, F. Conservação do solo. 6.ed. São Paulo, Ícone. 2008. 355p.
- BIGGS, T.W.; DUNNE, T. & DOMINGUES, T.F. A stream chemistry of deforestation and urbanization in the southwestern Brazilian Amazon. *Water Resources Research*, 38:1-16, 2002.
- BONDE, T.A.; CHRISTENSEN, B.T. & CERRI, C.C. Dynamics of soil organic matter as reflected by natural ^{13}C abundance in particle size fractions of forested and cultivated Oxisols. *Soil Biol. Biochem.*, 24:275-277, 1992.

- BOERGER, M.R.T. Morfologia foliar e aspectos nutricionais de espécies arbóreas em três estádios sucessionais de Floresta Ombrófila Densa de Terras Baixas, Paranaguá, PR. Curitiba, Universidade Federal do Paraná, 2000. 150p. (Tese Doutorado)
- BOLEA, M.T.E. Evaluacion del impacto ambiental. Madri, Espanha: Editorial Mapfre. 2º ed. 1989, 600p.
- BORUVKA, L. & KOZAK, J. Geostatistical investigation of a reclaimed dumpsite soil with emphasis on aluminum. *Soil Till. Res.*, 59:115-126, 2001.
- BRADY, N.C. Natureza e Propriedades dos Solos. 6. ed. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 1983. 647p.
- BRADY, N.C. & WEIL, R.R. The nature and properties of soils. 13.ed. New Jersey, Upper Saddle River, Prentice Hall, 2002. 960p.
- BRIASSOULIS, H. Analysis of land use change: theoretical and modeling approaches. Lesvos, Grécia, University of Aegean, 2000. (Tese de Doutorado). Disponível em: <<http://www.rri.wvu.edu/Webbook/Briassoulis/contents.htm>> acesso em 22 mar 2015.
- BUENO, C.R.P. Zoneamento da susceptibilidade à erosão dos solos da alta e média bacia do Rio Jacaré-Pepira, SP, com vistas ao planejamento ambiental. Rio Claro, Universidade Estadual Paulista, 1994. 137p. (Tese de Doutorado)
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução nº 29, de 07 de dezembro de 1994. Define vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica. <<http://www.idaf.es.gov.br/Download/Legislacao/DRNRE>> acesso em 20 dez 2011.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>> Acesso em: 29 set. 2014.
- BRASIL. Decreto nº 86.146, de 23 de junho de 1981. Criação do Programa Nacional de Aproveitamento de Várzeas Irrigáveis – PROVÁRZEAS NACIONAL.

- BRASIL. Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. Código Florestal Brasileiro. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L4771.htm>. Acessado em: 08fev2013.
- BROW, S., LUGO, A.E. Tropical secondary forests. *Journal of Tropical Ecology*, 6:1-32, 1990.
- BROWN, L.R. "The global loss of topsoil", *Journal of Soil and Water Conservation*, 39:162-165, 1984.
- BRUINJZEEL, L.A. Hydrology of moist tropical forests and effects of conversion: a state of knowledge review. UNESCO. 1990, 230p. (Technical report)
- BUENO, C.R.P. & STEIN, D.P. Potencial natural e antrópico de erosão na região de Brotas, Estado de São Paulo. *Acta Scientiarum. Agronomy*, 26:1-5, 2004.
- BUTLER, R.W. The Concept a Tourist Area Cycle of Evolution: Implications for Management of Resources. University of Western Ontario. *Canadian Geographer*, XXIV, 1:5-12, 1980.
- CAMARGO, O.A. & ALLEONI, L.R.F. Compactação do solo e o desenvolvimento de plantas. Piracicaba: ESALQ, 1997. 132p.
- CANTARUTTI, R.B.; NASCIMENTO Jr., D. & COSTA, O.V. Impacto animal sobre o solo: compactação e reciclagem de nutrientes. In: MATTOS, W.R.S., ed. A produção animal na visão dos brasileiros. Piracicaba, FEALQ, 2001. p.826-837.
- CARDOSO, E.L.; SILVA, M.L.N.; SILVA, C.A.; CURI, N. & FREITAS, D.A.F. Estoques de carbono em solos sob florestas nativas e pastagens do bioma Pantanal. *Pesq. Agropec. Bras.*, 9:1028-1035, 2010.
- CARDOSO, E.L.; SILVA, M.L.N.; MOREIRA, F.M.S. & CURI, N. Atributos biológicos indicadores da qualidade do solo em pastagem cultivada e nativa no Pantanal. *Pesq. Agropec. Bras.*, 44:631-637, 2009.
- CARDOSO, C.A.; DIAS, H.C.T.; SOARES, C.P.B. & MARTINS, S.V. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do rio Debossan, Nova Friburgo-RJ. *Árvore*, Viçosa, 30:241-248, 2006.
- CARVALHO, P.R.S.; GUIMARÃES, R.F. & CARVALHO JÚNIOR, O.A. Análise comparativa de métodos para delimitação automática das sub-bacias do alto curso do Rio Preto. *Espaço e Geografia*, 13:227-307, 2010.
- CARVALHO, J.E.B.; DIAS, R.C.S.; MELO FILHO, J.F.; NASCIMENTO, P.S. & DIAS, C.B. Efeito de sistemas de manejo nos indicadores químicos de qualidade do solo.

2007. Artigo em Hypertexto. Disponível em: <http://www.infobibos.com/Artigos/2007_2/IndQuimicos/Index.htm>. Acesso em: 23 MAR 2015.
- CARVALHO, A.R.; SCHLITTLER, F.H.M. & TORNISIELO, V.L. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físicos químicos da água. *Química Nova*, 23(5): 618-622, 2000.
- CARVALHO, A.J.; CARNEIRO, J.E.S.; FERREIRA, L.R.; CECON, P.R. & SANTOS, M.V. Efeito da época de semeadura de *Brachiaria decumbens* e de dessecantes em pré-colheita sobre o rendimento de grãos do feijoeiro e a biomassa forrageira em cultivo consorciado. *Ci. Agrotec.*, 35:893-899, 2011.
- CENTURION, J.F.; CARDOSO, J.P. & NATALE, W. Efeito de formas de manejo em algumas propriedades físicas e químicas de um Latossolo Vermelho em diferentes agroecossistemas. *R. Bras. Engenharia Agrícola e Ambiental*, 5(2):254-258, 2001.
- CERRI, C.C.; BERNOUX, M.; VOLKOFF, B. & MORAES, J.L. Dinâmica do carbono nos solos da Amazônia. In: ALVAREZ V., V.H.; FONTES, L.E.F. & FONTES, M.P.F., eds. *Os solos nos grandes domínios morfoclimáticos do Brasil e o desenvolvimento sustentável*. Viçosa, MG, Soc. Bras. Ci. Solo, 1996. p.61-69.
- CERRI, C.C. Dinâmica da matéria orgânica em solos de pastagens. In: *SIMPÓSIO SOBRE ECOSSISTEMAS DE PASTAGENS*, Jaboticabal, 1989. Anais. p.135-147.
- CHEN, L.; WANG, J.; FU, B. & QIU, Y. Land-use change in a small catchment of northern Loess Plateau, China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 86:163-172, 2001.
- CHRISTOFOLETTI, A. *Geomorfologia Fluvial*. v.1. São Paulo: Edgard Blücher, 1981. 313p.
- CMMDA. *Nosso Futuro Comum*. Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, 1ª ed. São Paulo. Editora da Fundação Getúlio Vargas. 1987.
- CONANT, R.T.; PAUSTIAN, K. & ELLIOTT, E.T. Grassland management and conversion into grassland: effects on soil carbon. *Ecol. Appl.*, 11:343-355, 2001.
- COSTA, J.B. *Caracterização e constituição do solo*. 29.ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkion, 1979. 527p.
- COSTA, O.V.; CANTARUTTI, R.B.; FONTES, L.E.F.; COSTA, L.M.; NACIF, P.G.S. & FARIAS, J.C. Estoque de carbono do solo sob pastagem em área de Tabuleiro Costeiro no sul da Bahia. *R. Bras. Ci. Solo*, 33:1137-1145, 2009.

- COSTA JUNIOR, C.; PICCOLO, M.C.; SIQUEIRA NETO, M.; CAMARGO, P.B.; CERRI, C.C. & BERNOUX, M. Carbono total e ^{13}C em agregados do solo sob vegetação nativa e pastagem no bioma cerrado. R. Bras. Ci. Solo, 35:1241-1252, 2011.
- CRUZ, A.C.R.; PAULETTO, E.A.; FLORES, C.A.; & SILVA, J.B. Atributos físicos e carbono orgânico de um Argissolo Vermelho sob sistemas de manejo. R. Bras.Ci. Solo, 27:1105-1112, 2003.
- CRAIG H. Isotopic standards for carbon and oxygen and correction factors for mass spectrometric analysis of carbon dioxide. Geochim. Cosmochim Acta 12:133-149, 1957.
- CUNHA, C.M.L.A. Quantificação e Mapeamento das Perda de solo por Erosão com Base na Malha Fundiária. Rio Claro, Universidade Estadual Paulista, 1997. 152p. (Dissertação de Mestrado).
- DELITTI, W.B.C. Estudos de ciclagem de nutrientes para a análise funcional de ecossistemas terrestres. In: SIMPÓSIO SOBRE ESTRUTURA, FUNCIONAMENTO E MANEJO DE ECOSSISTEMAS. Rio de Janeiro, 1993, Anais.
- DELONG, M.D. & BRUSVEN, M.A. Storage and decomposition of particulate organic matter along the longitudinal gradient of an agriculturally impacted stream. Hydrobiologia, 263:77-88, 1993.
- DENARDIN, J.E. (1990) Erodibilidade de solo estimada por meio de parâmetros físicos e químicos. Piracicaba, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz. 1990, 81p. (Tese de Doutorado) -,
- DESCHAMPS, F.C.; TOLEDO, L.G. de.; NOLDIN, J.A. Índice de qualidade de água (IQA) na avaliação do impacto da cultura do arroz irrigado sobre a qualidade das águas superficiais. In: II Congresso Brasileiro de Arroz Irrigado e XXIV Reunião da Cultura do Arroz Irrigado, Porto Alegre, RS, 2001, p.763- 767. Anais.
- DESMET, P.J.J.; GOVERS, G.A. GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. Journal of Soil and Water Conservation, 51:427-433, 1996.
- ELLERT, B.H. & BETTANY, J.R. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. Can. J. Soil Sci., 75:529-538, 1995.

- ELLISON, W.D. Soil erosion studies - part II: Soil detachment hazard by raindrop splash. *Agric. Eng.*, 28:197-201, 1947.
- EMASA. Empresa Municipal de Água e Saneamento de Balneário Camboriú; MPB Engenharia. Estudo do Manancial. Balneário Camboriú, 2006.
- EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária -. Manual de métodos de análise do solo. 2.ed. Rio de Janeiro, 1997. 212p.
- EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Sistema brasileiro de classificação de solos. 3.ed. Brasília, 2013. 353p.
- EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Análise Morfométrica de BH - Subsídio à Gestão Territorial Estudo de caso no Alto e Médio Maranguape. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento 2. Embrapa Gestão Territorial Campinas, SP, 2012. 33p.
- EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Sistemas de produção: Sistema de Cultivo de Arroz Irrigado no Brasil. Pelotas, 2004. 270p.
- EPAGRI. Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina. Arroz: Sistema de Produção em Arroz Irrigado. Disponível em: <http://www.epagri.sc.gov.br/?page_id=1343>. Acesso em: 09 mai. 2013.
- EPAGRI. Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina. Ciram - Sistema de Monitoramento Hidrometeorológico da Bacia do Rio Camboriú Disponível em: <http://ciram.epagri.sc.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=1296&Itemid=663>. Acesso em: 09 mai. 2013.
- ERNANI, P.R. Química do solo e disponibilidade de nutrientes. Lages, 2008. 230p.
- ESCADA, M.I.S.; ALVES, D.S. Dinâmica da cobertura florestal como indicador para caracterização de padrões de ocupação em Rondônia. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 11., Belo Horizonte, 2003, Disponível em <http://iris.sid.inpe.br:1908/col/ltid.inpe.br/sbsr/2002/11.17.23.19/doc/06_350p> acesso em 12 abr 2014.
- ESTEVES, F.A. Fundamentos de limnoquímica. Rio de Janeiro: Interciência, 1988. 575p.
- FALLEIRO, R.M.; SOUZA, C.M.; SILVA, C.S.W.; SEDIYAMA, C.S.; SILVA, A.A. & FAGUNDES, J.L. Influência dos sistemas de preparo nas propriedades químicas e físicas do solo. *R. Bras. Ci. Solo*, 27:1097-1104, 2003.

- FARIA, M.M.; ZACCHI, R.C.; FERREIRA, E.S. Caracterização morfométrica e biológica da Bacia Hidrográfica do Córrego Serafim, Sub-Bacia do Rio Paraíba, Juiz de Fora MG. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA FÍSICA APLICADA, 13, Viçosa, MG, 2009, Anais.
- FARINASSO, M.; CARVALHO JUNIOR, O.A. de; GUIMARÃES, R.F.; GOMES, R.A.T.; RAMOS, V.M. Avaliação qualitativa do potencial de erosão laminar em grandes áreas por meio da EUPS - equação universal da perda de solos utilizando novas metodologias em SIG para os cálculos dos seus fatores na região do Alto Parnaíba-PI-MA. R. Bras. Geomorfologia, 2:73-85, 2006.
- FATMA - Fundação do Meio Ambiente. Atlas da cobertura vegetal de Santa Catarina. Disponível em <<http://www.fatma.sc.gov.br/conteudo/atlas-da-cobertura-vegetal-de-santa-catarina>>. Acesso em 06 mar. 2014.
- FERNANDES, L.C. Estudo Multi-Temporal do Uso, Ocupação e Perda de Solos em Projetos de Assentamentos em Rondônia. Rio Claro, Universidade Estadual Paulista, 2008. 133p. (Tese de Doutorado)
- FIGUEROA, S.N. & NOBRE, C.A. Precipitation distribution over Central and Western tropical South America. Climanalise, 5: 36-45, 1989.
- FIORO, P.R.; DEMATTÊ, J.A. & SPAROVEK, G. Cronologia e impacto ambiental do uso da terra na microBH do Cerveiro, em Piracicaba, SP. Pesq. Agrop. Bras. 35(4):671-679, 2000.
- FOLEY, J.A.; DEFRIES, R.; ASNER, G.P.; BARFORD C., BONAN G., CARPENTER, S.R., CHAPIN, F.S., 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, 309(5734):570-574, 2005.
- FRAGA, V.S. & SALCEDO, I.H. Declines of organic nutrient pools in tropical semi-arid soils under subsystems farming. Soil Science Society of America Journal, 68(1):215-224, 2004.
- FRAZÃO, L.A.; PICCOLO, M.C.; FIEGL, B.J.; CERRI, C.C. & CERRI, C.E.P. Propriedades químicas de um Neossolo Quartzarênico sob diferentes sistemas de manejo no Cerrado mato-grossense. Pesq. Agropec. Bras., 43:641-648, 2008.

- FREGONEZI, G.A.F. BROSSARD, M.; GUIMARÃES, M.F. & MEDIN, C.C. Modificações morfológicas e físicas de um Latossolo argiloso sob pastagens. R. Bras.Ci. Solo, 25:1017-1027, 2001
- FREITAS, I.C.; SANTOS, F.C.V.; CUSTODIO FILHO, R.O.; SILVA, N.R. & CORRECHEL, V. Resistência à penetração em Neossolo Quartzarênico submetido a diferentes formas de manejo. R. Bras. Eng. Agric. Amb., 16:1275-1281, 2012.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA & INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE. Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica: período 2011-2012. Disponível em: <http://www.sosma.org.br/link/atlas201112/ATLAS_apresentacao_2011_2012_COLETIVA.pdf>. Acesso em 21 jul. 2014.
- GALDINO, S. & WEILL, M.A.M. Estimativa do fator topográfico (LS) da RUSLE para a bacia do alto Taquari – MS/MT, utilizando algoritmo do ângulo de inclinação limite para erosão / deposição. In: XV SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, Curitiba, 2011, Curitiba. Anais. Disponível em: <<http://www.dsr.inpe.br/sbsr2013/capa.html>>. Acesso em: 03 Jul. 2014.
- GATIBONI, L.C.; SAGGIN, A.; BRUNETTO, G.; HORN, D.; FLORES, J.P.C.; KAMINSKI, J. & RHEINHEIMER, D.S. Alterações nos atributos químicos de solo arenoso pela calagem superficial no sistema plantio direto consolidado. Cienc. Rural, 33(2):283-290, 2003.
- GERGEL, S.E; TURNER, M.G.; MILLER, J.R; MELACK, J.M. & STANLEY, E.H. Landscape indicators of human impacts to riverine systems. Aquatic Sciences, 64:118-128, 2002.
- GRANEMANN, A.R.B.. Determinação do limite temporal e populacional do uso dos recursos hídricos na bacia hidrográfica do Rio Camboriú – SC, Brasil. Itajaí, Universidade da Vale do Itajaí, Itajaí, 2011, 63p.
- GREGORY, K. J. “The human role in changing river channels”, Geomorphology, v 9:172-191, 2006.
- GRIBBIN, J.E. Introdução à hidráulica, hidrologia e gestão de águas pluviais. São Paulo: Cengage Learning, 2009.
- GROHMAN, F. Porosidade. In: MONIZ, A.C. Elementos de pedologia. São Paulo, Polígono, p.77- 84, 1972.

- GRANEMANN, A.R.B. & MUÑOZ-ESPINOSA, H.R. Horizonte temporal do uso dos recursos hídricos na bacia hidrográfica do rio Camboriú – SC, Brasil. In: XX SIMPOSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, Bento Gonçalves, RS, 2013. Anais.
- GUO, L.B. & GIFFORD, R.M. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis, *Global Change Biol.*, 8:345-360, 2002.
- HILL, B.H.; GARDNER, T. J. & EKISOLA, O.F. Predictability of stream flow and particulate organic matter concentration as indicators of stability in prairie streams. *Hydrobiologia*, 242:7-18, 1992.
- HILLEL, D. Flow of water in unsaturated soil. In: HILLEL, D. *Environmental soil physics*. New York: Academic Press, 1998. p.203-241.
- HILLEL, D. & ROSENZWEIG, C. The role of soils in climate change. In HILLEL, D. & ROSENZWEIG, C., eds. *Handbook of Climate Change and Agroecosystems: Impacts, Adaptation and Mitigation*. ICP Series on Climate Change Impacts, Adaptation, and Mitigation. Imperial College Press, 1:9-20, 2010.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Séries. Disponível em: <<http://seriesestatisticas.ibge.gov.br/series.aspx?vcodigo=CD77>>. Acessado em: 08fev2013.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Lavoura temporária2008. Disponível em <[http://www.ibge.gov.br/cidadesat/xtras/perfil.php?codmun=420320&search=Sant a%20Catarina-SC|Cambori%C3%BA](http://www.ibge.gov.br/cidadesat/xtras/perfil.php?codmun=420320&search=Sant%20Catarina-SC|Cambori%C3%BA)> Acessado em: 08fev2013.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Cidades. Disponível em <<http://cidades.ibge.gov.br/xtras/home.php>> Acessado em 16/12/2013.
- INGARAMO, O.E. Indicadores físicos de la degradación del suelo. La Coruña, Universidade da Coruña, 2003. 298p. (Tese de Doutorado)
- JANTALIA, C.P.; RESCK, D.V.S.; ALVES, B.J.R.; ZOTARELLI, L.; URQUIAGA, S. & BODDEY, R.M. Tillage effect on C stocks of a clayey oxisol under a soybean-based crop rotation in the Brazilian Cerrado. *Soil Till. Res.*, 95:97-109. 2007.
- JONES, K.B; HEGGEM, D.T.; WADE, T.G.; NEALE, A.C.; EBERT, D.W.; NASH, M.S.; MEHAFFEY, M.H.; HERMANN, K.A.; SELLE,A.R; AUGUSTINE,S.; GOODMAN, I.A.; PEDERSEN, J.; BOLGRIEN, D.; VIGER,J.M.; CHIANG, D.; LIN,C.J.; ZHONG,Y.; BAKER,J.; VAN REMORTEL, RD. Assessing landscape

- condition relative to water resources in the western United States: a strategic approach. *Environmental Monitoring and Assessment*, 64:227-245, 2000.
- JONG VAN LIER, Q. Física do solo. Viçosa: MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. 2010, 298p.
- JONHSON, G.D.; MYERS, W.L. & PATIL, G.P. Predictability of surface water pollution loading in Pennsylvania using watershed-based landscape measurements. *Journal of the American Water Resources Association*, 37:821-835, 2001.
- KATO, E.; RAMOS, M.L.G.; VIEIRA, D.F.A.; MEIRA, A.D. & MOURÃO, V.C. Propriedades físicas e teor de carbono orgânico de um Latossolo Vermelho Amarelo do cerrado, sob diferentes coberturas vegetais. *Bioscience Journal*, Uberlândia, 26 (5):732-738, 2010..
- KIEHL, E.J. Manual de edafologia: Relações solo planta. São Paulo, Agronômica Ceres, 1979, 262p.
- KLEIN, V. A. & LIBARDI P.L. Densidade e distribuição do diâmetro dos poros de um Latossolo Vermelho, sob diferentes sistemas de uso e manejo. *R. Bras. Ci. Solo*, 26:857-867.
- LANA, C.E.; ALVES, J.M.P. & CASTRO, P.T.A. Análise morfométrica da bacia do Rio do Tanque, MG - Brasil. *Rev. Esc. Minas*.54:121-126. 2001.
- LAJTHA, K.; MARSHALL, J.D. Sources of variation in the stable isotopic composition of plants. In: Lajtha, K.; Michener, R. H. (Ed.). *Stable isotopes in ecology and environmental science*. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1994. cap. I, 21p.
- LAUS NETO, J.A.; MACIEL, C.A.T.; TASSINARI, G.; BACIC, I.L.Z.; BENEZ, M.C.; CHANIN, Y.M.A.; SOUZA, C.V.; BUCHMANN, E.; FIGUEIRÓ, N.; ZAMPARETI, A.F.; ROSSO, R.V.; CARRIÃO, S.L.; VIEIRA, V.F.; POLA, A.C.; MOLINARI, A.J. & SIMON, A.A. Inventário das terras em bacias hidrográficas - 1: Bacia Hidrográfica do Rio Camboriú (municípios de Camboriú e Balneário Camboriú). 1999, 102p.
- LINDNER, E. A.; GOMIG, K. & KOBIYAMA, M. Sensoriamento remoto aplicado à caracterização morfométrica e classificação do uso do solo na bacia rio do Peixe/SC. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13., Florianópolis, 2007. Anais.

- LIRA, E.M.; NASCIMENTO, F.I.C. & ALMEIDA, G.O. de. Análise morfométrica da bacia hidrográfica do Igarapé Amaro, Acre-Brasil. *Geonorte, Manaus*, 3(4):606-612, 2012.
- LIU, N.; GALLINO, R.; BISTERZO, S., DAVIS, A.M.; SAVINA, M.R. & PELLIN, M.J. The ^{13}C -pocket structure in AGB models: Constraints from zirconium isotope abundances in single mainstream sic grains. *Astrophys. J.*, 788:163, 2013.
- LLANILLO, R.F.; RICHART, A.; TAVARES FILHO, J.; GUIMARÃES, M.F.; FERREIRA, R.R.M. Evolução de propriedades físicas do solo em função dos sistemas de manejo em culturas anuais. *Semina: Ciências Agrárias, Londrina*, 2(27):205-220, 2006..
- LOMBARDI NETO, F. & MOLDENHAUER, W.C. Erosividade da chuva: sua distribuição e relação com perda de solo em Campinas, SP. *Bragantia, Campinas*, 51(2):189-196, 1992.
- LONGO, R.M.; ESPÍNDOLA, C.R. & RIBEIRO, A.I. Modificações na estabilidade de agregados no solo decorrentes da introdução de pastagens em áreas de cerrado e floresta amazônica. *R. Bras. Engenharia Agrícola e Ambiental*, 3(3):276-280, 1999.
- LUCAS, O.W.R. *The design of forest landscapes*. New York: Oxford University Press, 1991. 391p.
- LUCAS, M. & MEDLEY, K.E. Landscape structure and nutrient budgets in an agricultural watershed, Southwest Ohio. *Ohio Journal of Science*, 102(2):15-23, 2002.
- LUCHIARI, A. Procedimentos de tratamento da informação geográfica: aplicação de técnicas de geoprocessamento como subsídio à análise de processos denudacionais. Sao Paulo, USP, 1993. 204p. (Tese de Doutorado)
- MACEDO, V. R. M.; MARCOLIN, E.; BOHNEN, H.; JAEGER, R. L. & MORAIS, A. P. Perdas de solo e nutrientes na água de drenagem durante o preparo do solo para o sistema de cultivo de arroz pré- germinado. In: II CONGRESSO BRASILEIRO DE ARROZ IRRIGADO E XXIV REUNIÃO DA CULTURA DO ARROZ IRRIGADO, Porto Alegre, RS, p.247-249, 2001. Anais..
- MACHADO, S.L.O.; MARCHEZAN, E.; RIGHES, A.A.; CARLESSO, R.; VILLA, S.C.C.; CAMARGO, E.R. "Consumo de água e perdas de nutrientes e de sedimentos na água de drenagem inicial do arroz irrigado". *Ciência Rural*, 36 (1):65-71, 2006.

- MAIER, M.H. Ecologia da bacia do rio Jacaré Pepira (47°55" - 48°55"W; 22°30" - 21°55"S - Brasil): qualidade da água do rio principal. *Ciência e Cultura*, 39(2): 164-185, 1987.
- MANFRINATO, W.; PICCOLO, M.C.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M. & CERRI, C.E.P. Monitoring carbon stocks in soil of a forest-pasture chronosequence and determining its origin with isotope technology in Guaraqueçaba (PR). In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON FOREST CARBON SEQUESTRATION AND MONITORING, Taiwan, 2002. Proceedings... Taiwan, Taiwan Forest Research Institute, 2002. p.1-10.
- MANNIGEL et al. Fator erodibilidade e tolerância de perda de solos do estado de São Paulo. *Acta Scientiarum*. 24(5)1335-1340, 2002.
- MANSIKKANIEMI, H. The sinuosity of rivers in northern Finland: *Publicationes Instituti Geographici Universitatis Turkuensis*, 52:16-32, 1970..
- MARCHÃO, R.L.; BALBINO, L.C.; SILVA, E.M.; SANTOS JR, J.D.G.; SÁ, M.A.C.; VILELA, L. & BECQUER, T. Qualidade física de um Latossolo Vermelho sob sistemas de integração lavoura-pecuária no Cerrado. *Pesq. Agropec. Bras.*, 42:873-882, 2007.
- MARTINELLI, L. A.; OMETTO, J. P. H. B.; FERRAZ, E. S. B.; VICTORIA, R. L.; CAMARGO, P. B. & MOREIRA, M. Z. Desvendando questões ambientais com isótopos estáveis. 1ª Ed. São Paulo, Oficina de Textos. 2009. 143p.
- MARTINELLI, L.A., ALMEIDA, S., BROWN, I.F., MOREIRA, M.Z., VICTORIA, R.L., STERNBERG, L.S.L., FERREIRA, C.A.C. & THOMAS, W.W. Stable carbon isotope ratio of tree leaves, boles and fine litter in a Tropical Forest in Rondônia, Brazil. *Oecologia* 114:170-179, 1998.
- MARTINS, M.L.N. & VON SPERLING, E.; Dinâmica do ferro e do manganês no hipólímnio do Reservatório Serra Azul em Minas Gerais. In XIX CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Foz do Iguaçu, 1997. Anais.
- MARTINS-NETO, F.L. & MATSUMOTO, S.N. Qualidade do solo e nutrição de plantas em sistemas de produção de café (*Coffea arabica* L.). *Coffee Sci.*, 5:206-213, 2010.
- MENDES, I. A. A Dinâmica Erosiva do Escoamento Pluvial na Bacia do Córrego Lafon – Araçatuba-SP. São Paulo, Universidade de São Paulo, 1993. 171p. (Tese de Doutorado)

- MENDONÇA, I.F.C.; LOMBADRI NETO, F. & VIÉGAS, R.A. Classificação da capacidade de uso das terras da Microbacia do Riacho Uma, Sapé, PB. R. Bras. Engenharia Agrícola e Ambiental, 10:888-895, 2006.
- MEYBECK, M. "Global analysis of river systems : from Earth system controls to Anthropocene syndromes", Phil. Trans. R. Soc. Lond. B. 358:1935-1955 , 2003.
- MINELLA, J.P.G.; MERTEN, G.H. & RUHOFF, A.L. Utilização de Métodos De Representação Espacial Para Cálculo Do Fator Topográfico Na Equação Universal De Perda De Solo Revisada Em Bacias Hidrográficas. R. Bras. Ci. Solo. 34:1455-1462, 2010.
- MOORE, I.D. & BURCH, G.J. Physical basis of the length-slope factor in the Universal Soil Loss Equation. Soil Science Society of America Journal, 50:1294-1298, 1986.
- MORGAN, R.P.C. Soil erosion and conservation. 3.ed. Malden: Blackwell, 2005. 304p.
- MOREIRA, A. & MALAVOLTA, E. Dinâmica da matéria orgânica e da biomassa microbiana em solo submetido a diferentes sistemas de manejo na Amazônia Ocidental. Pesq. Agrop. Bras., 39:1103-1110, 2004.
- MOREIRA, C.V.R. & PIRES NETO, A.G. Clima e Relevo. Associação Brasileira de Geologia de Engenharia:Geologia de Engenharia, p.69-85, 1998.
- MORSCHER, J.; FOX, D. Une méthode de cartographie du risque érosif: application aux collines du Terrefort lauragais. Mappemonde. French National Center for Scientific Research (CNRS), 76, 2004. p.1-11. Disponível em: <<http://mappemonde.mgm.fr/num4/articles/art04404.html>>. Acesso em: 02 nov. 2013.
- MOTA, S. Preservação de Recursos Hídricos. ABES, 1995.
- NARDOTO, G.B. Abundância natural de ¹⁵N na Amazônia e Cerrado - implicações para a ciclagem de nitrogênio. Piracicaba, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2005. 99p. (Tese de Doutorado)
- NEILL, C.; FRY, B.; MELILLO, J.; STEUDLER, P.; MORAES, F.L. & CERRI, C.C. Forest-and pasture-derived carbon contributions to carbon stocks and microbial respiration of tropical pasture soils. Oecologia, 107:113-119, 1996.
- NÓBREGA, C. & COSTA, A. C. Estudo da Vulnerabilidade à Erosão na Alta Bacia do Rio Jacaré Pepira Utilizando Modelo Baseado na Equação Universal de Perda de Solo. HOLOS Environment. 8(1):1-17, 2008.
- NOLDIN, J.A. & EBERHARDT, D.S. A realidade ambiental e a lavoura orizícola brasileira. In: IV CONGRESSO BRASILEIRO DE ARROZ IRRIGADO E XXVI

- REUNIÃO DA CULTURA DO ARROZ IRRIGADO. Santa Maria, RS, 2005. Anais.
- O'NEILL, P. Environmental chemistry . London: Chapman and Hall, 1995, 268p.
- OLIVEIRA, J.T.; MOREAU, A.M.S.S.; PAIVA, A.Q.; MENEZES, A.A. & COSTA, O.V. Características físicas e carbono orgânico de solos sob diferentes tipos de uso da terra. R. Bras. Ci. Solo, 32:2821-2829, 2008.
- OLIVEIRA, A. M. M. de Análise da dinâmica do uso da terra: o estudo da bacia hidrográfica do Ribeirão São João, SP. Rio Claro, Universidade Estadual Paulista, 2000. 127p. (Dissertação de Mestrado)
- OLIVEIRA, M.A. & SCHWARZBOLD, A. Influência de fatores abióticos sobre a estrutura da comunidade periférica de limnotopos da bacia do arroio Sampaio, Mato Leitão, Rio Grande do Sul, Brasil. Iheringia, Sér. Botânica 51(1):39-63, 1998.
- OLIVEIROS, L.F.C. Emissões de CO₂ do solo sob preparo convencional e plantio direto em Latossolo Vermelho do Rio Grande do Sul. Santa Maria, Universidade Federal de Santa Maria, 2008, 80p. (Dissertação de Mestrado)
- OMETO, J.P.H.B; MARTINELLI, L.A; BALLESTER, M.; GESSNER, A; KRUSCHE, A.V.; VICTORIA, R.L. & WILLIAMS, M. Effects of land use on water chemistry and macroinvertebrates in two streams of the Piracicaba river basin, south-east Brazil. Freshwater Biology, 4:327-337, 2000.
- PARANHOS FILHO, A.C.; FIORI, A.P.; DISPERATI, L.; LUCHESI, C.; CIALI, A. & LASTORIA, G. Avaliação multitemporal das perdas de solos na bacia do rio Taquarizinho-MS. Boletim Paranaense de Geociências, Curitiba, 52:49-59, 2003.
- PENDELL, D.L.; WILLIAMS, J.R.; RICE, C.W.; NELSON, R.G. & BOYLES S.B. Economic feasibility of no-tillage and manure for soil carbon sequestration in corn production. J. Environ. Qual., 35:1364-1373, 2006.
- PEREIRA, F. S. et al. Qualidade física de um Latossolo Vermelho submetido a sistemas de manejo avaliado pelo índice S. R. Bras. Ci. Solo, 35:87- 95, 2011.
- PINHEIRO, E.F.M.; LIMA, E.; CEDDIA, M.B.; URQUIAGA, S.; ALVES, B.J.R. & BODDEY, R. M. Impact of pre-harvest burning versus trash conservation on soil carbon and nitrogen stocks on a sugarcane plantation in the Brazilian Atlantic forest region. Plant Soil, 333:71-80, 2010.

- PINHEIRO, L.S. A Dinâmica Erosiva na Bacia do Córrego Ibitinga – Rio Claro (SP): uma Abordagem Empírico-Dedutiva. Rio Claro, Universidade Estadual Paulista, 2012, 139p. (Tese de Doutorado)
- PINTO, S.A.F. Sensoriamento remoto e integração de dados aplicados no estudo da erosão do solo: contribuição metodológica. São Paulo, Universidade de São Paulo, 1991. (Tese de Doutorado)
- PINTO-COELHO, R.M. et al. Origens e efeitos do aporte externo de nutrientes em um reservatório tropical de grande porte: Reservatório de São Simão (MG/GO). In: SIMPÓSIO ECOLOGIA DE RESERVATÓRIOS: IMPACTOS, AÇÕES DE MANEJO E SISTEMAS EM CASCATA, Avaré, 2004. Anais.
- PIRES, J.S.R; SANTOS, J.E & DEL PRETTE, M.E. A utilização do conceito de Bacia Hidrográfica para a conservação dos recursos naturais. In: Conceitos de Bacias Hidrográficas. Teorias e Aplicações. Ilhéus: Editus, 2005. 393p.
- PIRES, L.F.; ROSA, J.A. E TIMM, L.C. Comparação de métodos de média da densidade do solo. *Acta Scientiarum Agronomy*, 33(1):161-170, 2011.
- PMC. Prefeitura Municipal de Camboriú; MPB Engenharia. Plano Municipal de Saneamento Básico. Camboriú, SC, 2011.
- POLETTE, M. Gerenciamento Costeiro Integrado: Proposta Metodológica para a Paisagem da Microbacia de Mariscal - Bombinhas (SC). São Carlos, Universidade Federal de São Carlos, 1997, 499p. (Tese de Doutorado)
- POLETTE, M.; BACILA, C.; SCHIMITT, J. & MACEDO, C.X. An Integrated Coastal Management Strategy Plan for Camboriú Watershed basin - Santa Catarina State - Brazil. San Diego, USA, 1999, p.727-729.
- PRADO, R.M. & NATALE W. Alterações na granulometria, grau de floclulação e propriedades químicas de um Latossolo Vermelho distrófico, sob plantio direto e reflorestamento. *Acta Scientiarum: Agronomy*, 25(1)45-52, 2003.
- PRESA, J.B. “O arroz no espigão e o milho no banhado”: Programa Provárzeas – o desenvolvimnto de uma política pública e o cultivo de arroz em municípios da Bacia do Rio Araranguá. Florianópolis, Universidade Federal de Santa Catarina, 2011. 195p. (Dissertação de Mestrado)
- PRUSKI, F.F.; SILVA, D.D.; TEIXEIRA, A.F.; CECÍLIO, R.A.; SILVA, J.M.A. & GRIEBELER, N.P. Hidros. Dimensionamento de sistemas hidroagrícolas. Editora UFV. Viçosa. 2006. 259p.

- RANIERI, S. B. L. Estimativa da erosão do solo em uma BH no município de Piracicaba (SP) utilizando os modelos USLE e WEPP. Piracicaba, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, 2000. 95p. (Tese de Doutorado)
- REICHERT, J.M.; REINERT, D.J.; BRAIDA, J.A. Qualidade dos solos e sustentabilidade de sistemas agrícolas. *Revista Ciência & Ambiente*, 27:29-48, 2003.
- REIS, E.G., ASMUS, M.L.; CASTELLO, J.P. & CALLIARI, L.J. Gerenciamento Costeiro Integrado: Trocas e inter-relações entre os sistemas das bacias de drenagem, lagoas costeiras e oceanos adjacentes. Rio Grande: FURG, CIRM, ONU. 2ª Ed. 1997, 376p.
- RENSCHLER, C.S. & HARBOR, J. Soil erosion assessment tools from point to regional scales-the role of geomorphologists in land management research and implementation. *Geomorphology*, 47:189-209, 2002.
- RESERVA DA BIOSFERA DA MATA ATLANTICA - RBMT. Disponível em: <http://www.rbma.org.br/rbma/rbma_fase_vi_06_estados_sc.asp>. Acesso em 05 nov. 2014.
- RESCK, D.V.S.; VASCONCELOS, C.A.; VILELA, L. & MACEDO, M.C.M. Impact of conversion of Brazilian cerrados to cropland and pasture land on soil carbon pool and dynamics. In: LAL, R.; KIMBLE, J.M. & STEWART, B.A., eds. *Global Climate Change and Tropical Ecosystems*. Adv. Soil. Sci., 2000. p.169-196.
- RESENDE, M.; CURI, N.; REZENDE, S. B. & CORRÊA, G. F. *Pedologia: base para distinção de ambientes*. Viçosa, NEPUT, 1999. 304p.
- REYNOLDS, W.D.; BOWMAN, B.T.; DRURY, C.F.; TAN, C.S. & LU, X. Indicators of good soil physical quality: density and storage parameters. *Geoderma*, Amsterdam, 110:131-146, 2002.
- RICHARDS, L.A. Physical conditions of water in soil. In: Black, C.A., ed. *Methods of soil analysis*. Part 1. American Society for Testing and Materials, Madison, 1965, (9):770p.
- ROSCOE, R.; BUURMAN, P.; VELTHORST, E.J. & PEREIRA, J.A.A. Effects of fire on soil organic matter in a “cerrado sensu-stricto” from Southeast Brazil as revealed by changes in $\delta^{13}\text{C}$. *Geoderma*, 95:141-160, 2000.

- SALIMON, C.I. Respiração do solo sob florestas e pastagens na Amazônia Sul-Occidental, Acre. Piracicaba, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2003. 97p. (Tese de Doutorado)
- SALTON, J.C.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; BOENI, M.; CONCEIÇÃO, P.C.; FABRICIO, A.C.; MACEDO, M.C.M. & BROCH, D.L. Agregação e estabilidade de agregados 70 do solo em sistemas agropecuários em Mato Grosso do Sul. R. Bras. Ci. Solo, 32:11-21, 2008.
- SAMPAIO, E.V.S.B.; SALCEDO, I.H. Diretrizes para o manejo sustentável dos solos brasileiros: região semi- árida. In: XXVI CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, Rio de Janeiro, 1997. Anais.
- SANTA CATARINA. Secretaria de Estado de Coordenação Geral e Planejamento. Atlas Escolar de Santa Catarina. Rio de Janeiro, Aerofoto Cruzeiro, 1986. 173p.
- SANTOS, L.N.S.; PASSOS, R.R.; SILVA, L.V.M.; OLIVEIRA, P.P.; GARCIA, G.O. & CECÍLIO, R.A. Avaliação de alguns atributos físicos de um Latossolo Vermelho-amarelo sob diferentes coberturas vegetais. Bioscience Journal, 26:940-947, 2010.
- SANTOS, A.C.; SALCEDO, I.H. & CANDEIAS, A.L.B. Relação entre o relevo e as classes texturais do solo na microbacia hidrográfica de Vaca Brava, PB. Revista Brasileira de Cartografia, 54: 86-94, 2002.
- SANTUR. Santa Catarina Turismo. Balneário Camboriú. Disponível em: <<http://turismo.sc.gov.br>>. Acesso em: 10 jun 2014.
- SCHAFFER, W.B. Mata Atlântica: patrimônio nacional dos brasileiros. Brasília: MMA/SBF, 2010. 408p.
- SCHAFFER, W.B. & PROCHNOW, M. ((Org.)) . A Mata Atlântica e você: como preservar, recuperar e se beneficiar da mais ameaçada floresta brasileira. Brasília: Brasília: APREMAVI, p.103-109. 2002.
- SCHRÖDER, P.; HUBER, B.; OLAZABAL, B.U.; KAMMERER, A. & MUNCH, J.C. Land use and sustainability: fam research network on agroecosystems. Geoderma, Amsterdam, 105:155-166, 2002.
- SILVA, A.M. & ALVARES, C.A. Levantamento de informações e estruturação de um banco dados sobre a erodibilidade de classes de solos no estado de São Paulo. Geociências, Piracicaba, 24(1)33-41, 2005.

- SILVA, E.C.; MURAOKA, T.; BUZZETTI, S.; VELOSO, M.E.C. & TRIVELIN, P.C.O. Aproveitamento do nitrogênio (¹⁵N) da crotalária e do milho pelo milho sob plantio direto em Latossolo Vermelho de Cerrado. *Ci. Rural*, 36:739-746, 2006.
- SILVA, A.M. Rainfall erosivity map for Brazil. *Catena*, 57:251-259, 2004.
- SILVA, F. M.; SOUZA, Z. M. de; FIGUEIREDO, C. A. P. de; MARQUES JÚNIOR, J. & MACHADO, R. V. Variabilidade espacial de atributos químicos e de produtividade na cultura do café. *Ciência Rural*, 37(2):401-407, 2007.
- SILVA, A.M.; SILVA, M.L.N.; CURTI, N.; LIMA, J.M.; AVANZI, J.C. & FERREIRA, M.M.. Perdas de solo, água, nutrientes e carbono orgânico em Cambissolo e Latossolo sob chuva natural. *Pesq. Agrop. Bras.*, 40:1223-1230, 2005.
- SILVEIRA, R.B.; MRLLONI, R. & MELLONI, E.G.P. Atributos microbiológicos e bioquímicos como indicadores da recuperação de áreas degradadas, em Itajubá/MG. *Cerne*, 12:48-55, 2006.
- SIQUEIRA JUNIOR, L.A. Alterações de características do solo na implantação de um sistema de integração agricultura-pecuária leiteira. Curitiba, PR, Universidade Federal do Paraná, 2005. 107p. (Dissertação de Mestrado)
- SISTI, C.P.J.; SANTOS, H.P.; KOHHANN, R.; ALVES, B.J.R.; URQUIAGA, S. & BODDEY, R.M. Change in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional or zero tillage in southern Brazil. *Soil Till. Res.*, 76:39-58, 2004.
- SIX, J.; CONANT, R.T.; PAUL, E.A. & PAUSTIAN, K. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant Soil*, 241:155-176, 2002.
- SMITH, B.N. & EPSTEIN, S. Two categories of ¹³C/ ¹²C ratios for higher plants. *Plant Physiology*, Rockville, 47:380-384, 1971.
- SOUZA, Z.M.; LEITE, J.A. & BEUTLER, A.N. Comportamento de atributos físicos de um latossolo amarelo sob agroecossistemas do amazonas. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, 24(3):654-662, 2004.
- SOUZA, Z.M. de; MARQUES JUNIOR, J.; PEREIRA, G.T.; MOREIRA, L.F. Variabilidade espacial do pH, Ca, Mg e V% do solo em diferentes formas do relevo sob cultivo de cana-de-açúcar. *Ciência Rural*, 34(6):1763-1771, 2004.
- SOUZA, J.L.; RESENDE, P. Manual de horticultura orgânica. Aprenda Fácil, Viçosa, 2003, 564p.

- SOUZA, W.J.O.; MELO, W.J. Matéria orgânica em um Latossolo submetido a diferentes sistemas de produção de milho. R. Bras. Ci. Solo, 27(6):1113-1122, 2003.
- SOUZA, V. Estimativa de perdas de solo por erosão laminar na bacia do córrego Pinhalzinho Segundo com suporte de Geoprocessamento. Maringá, Universidade Estadual de Maringá, 2010. 63p. (Dissertação de Mestrado)
- SOUZA JR, S. Aplicação do Modelo de Desenvolvimento de Balneários no Município de Balneário Camboriú - SC. Trabalho de graduação CTTMar. Itajaí, 1998.
- SOUZA, Z.M. & ALVES, M.C. Movimento de água e resistência à penetração em um Latossolo Vermelho distrófico de cerrado, sob diferentes usos e manejos. R. Bras. Engenharia Agrícola e Ambiental, 7(1):18-23, 2003.
- SOUZA, E.D.; COSTA, S.E.V.G.A.; ANGHINONI, I.; CARVALHO, P.C.F.; ANDRIGUETI, M. & CAO, E. Estoques de carbono orgânico e de nitrogênio no solo em sistema de integração lavoura-pecuária em plantio direto, submetido a intensidades de pastejo. R. Bras. Ci. Solo, 33:1829-1836, 2009.
- STRAHLER, A. N. Quantitative Analysis of Watershed Geomorphology. Transactions, American Geophysical Union, Washington, 38(6):913-920, 1957.
- STRECK, E.V. et al. Solos do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: EMATER/RS; UFRGS, 2002. 127p.
- SYVITSKI, J.P.M., VÖRÖSMARTY, C.J., KETTNER, A.J. & GREEN, P. "Impact of Humans on the Flux of Terrestrial Sediment to the Global Coastal Ocean", Science, 308(5720):376-80, 2005.
- TÁNAGO, M.G. La Ecuación Universal de pérdidas de suelo: Pasado, presente y futuro. Ecología. Madri - Espanha. 5:13-50, 1991.
- TARRÉ, R.; MACEDO, R.; CANTARUTTI, R.B.; REZENDE, C.P.; PEREIRA, J.M.; FERREIRA, E.; ALVES, B.J.R.; URQUIAGA, S. & BODDEY, R.M. The effect of the presence of a forage legume on nitrogen and carbon levels in soils under Brachiaria pastures in the Atlantic forest region of the South of Bahia, Brazil. Plant Soil, 234:15-26, 2001.
- TAVARES, A.R. Monitoramento da qualidade das águas do rio Paraíba do Sul e diagnóstico de conservação. São José dos Campos, Instituto Tecnológico de Aeronáutica-ITA, 2005. 176p. (Dissertação de Mestrado)

- TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C.A.; BOHNEN, H. & VOLKWEISS, S.J. Análise de solo, plantas e outros materiais. 2.ed. Porto Alegre, Departamento de Solos da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 1995. 174p.
- TEIXEIRA, L.A.J.; NATALE, W. & RUGGIERO, C. Alterações em alguns atributos químicos do solo decorrentes da irrigação e adubação nitrogenada e potássica em bananeira após dois ciclos de cultivo. *Revista Brasileira de Fruticultura*, 23(3):684-689, 2001.
- TELLES, E.D.C.; DE CAMARGO, P.B.; MARTINELLI, L.A.; TRUMBORE, S.E.; COSTA, E.S.; SANTOS, J.; HIGUCHI, N. & OLIVEIRA JR, R.C. Influence of soil texture on carbon dynamics and storage potential in tropical forest soils of Amazonia. *Global Biogeochem. Cycles*, 17:1040, 2003.
- TEODORO, V.L.I.; TEIXEIRA, D.; COSTA, D.J.L. & FULLER, B.B. O conceito de BH e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local. *Revista Uniara*, n.20, 2007.
- TONELLO, K.C.; DIAS, H.C.T.; SOUZA, A.L.; RIBEIRO, C.A.A.S. & LEITE, F.P. Morfometria da bacia hidrográfica da Cachoeira das Pombas, Guanhões - MG. *Revista Árvore*, 30(5):859-857, 2006.
- TUCCI, C.E.M. Hidrologia: ciência e aplicação. 2. ed. Porto Alegre: ABRH, 1993. 943p.
- TUCCI C. & MENDES, A.C. Avaliação ambiental integrada de bacia hidrográfica. MMA; PNUD, 2006, 311p.
- TURNER, M.G. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 20:171-197, 1989.
- TURNER, M.G. & GARDNER, R.H. Quantitative methods in landscape ecology: an introduction. In: TURNER, M.G. & GARDNER, R.H.(Ed.), *Quantitative methods in landscape ecology*, New York : Springer Verlag, p.3-14, 1990.
- UNCED (The United Nations Conference on Environment and Development, Earth Summit), Agenda 21. Rio de Janeiro, 1992. Disponível em <<http://www.un.org/esa/sustdev/agenda21>>. Acesso em 23 jun 2012.
- URBAN, Sandro Rogério. Uso do solo na bacia hidrográfica do Rio Camboriú (SC) e sua influência sobre a qualidade da água. Itajaí, Universidade da Vale do Itajaí, 2008, 100p. (Dissertação de Mestrado)

- USDA, United States Department of Agriculture. Soil Conservation service. Soil Survey Laboratory Methods and procedures for collecting soil samples: soil survey investigations. Washington, (Report 1), 1972.
- VAN OOST, K.; GOVERS, G. & DESMET, P. Evaluating the effects of changes in landscape structure on soil erosion by water and tillage. *Landscape Ecology*, 15:577-589, 2000.
- VAN REMORTEL, R.; HAMILTON, M.; HICKEY, R. Estimating the LS factor for RUSLE through iterative slope length processing of DEM elevation data. *Cartography*. 30(1):27-35, 2001.
- VAZ, L.M.S.; GONÇALVES, J.L.M. Uso de bio-sólidos em povoamento de eucalipto: efeito em atributos químicos do solo, no crescimento e na absorção de nutrientes. *R. Bras. Ci. Solo*, 26:747-758, 2002.
- VEIGA, M., MASSIGNAM, A.M. & WILDNER, L.P. Potencial erosivo das chuvas no Estado de Santa Catarina. *Agrop. Catarinense*. 5:17-19, 1992.
- VENEZIANI JUNIOR, J.C.T. Avaliação de índices de vegetação para estimativa da proteção do solo em bacias hidrográficas. Rio Claro, Universidade Estadual Paulista, 2004. (Dissertação de Mestrado)
- VIBRANS, A.C.; SEVEGNANI, L.; UHLMANN, A.; SCHORN, L.A.; SOBRAL, M.; GASPER, A.L. de; LINGNER, D.V.; BROGNI, E.; KLEMZ, G.; GODOY, M.B. & VERDI, M. Structure of mixed ombrophylous forests with *Araucaria angustifolia* (Araucariaceae) under external stress in Southern Brazil. *R. Biol. Trop.*, 59:1371-1387, 2011.
- VIEIRA, V.F. Estimativa de perdas de solo por erosão hídrica em uma sub-bacia hidrográfica. *Geografia*. 17(1), 2008.
- VILLELA, S.M. & MATTOS, A. *Hidrologia Aplicada*. São Paulo, McGraw-Hill, 1975. 245p.
- VITOUSEK, P.M. & REINERS, W.A. Ecosystem succession and nutrient retention: A hypothesis. *Bioscience*. 25: 376-381, 1975.
- VON SPERLING, M; *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*; 3ª Ed., Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG, Belo Horizonte, 2005. 243p.
- WALLING, D.E. "Linking land use, erosion and sediment yields in river basins", *Hydrobiologia*, 410:223–240, 1999.

- WARD, A.D. & ELLIOT, W.J.. Environmental Hydrology. Boca Raton, FL: CRC Press, 1995. 462p.
- WIENS, J.A. Ecological heterogeneity: an ontogeny of concepts and approaches. In: HUTCHINGS, M.J.; JOHN, E.A.; STEWART, A.J.A (Ed.). The ecological consequences of environmental heterogeneity. Oxford: Blackwell Science, 2000. p.9-31.
- WIENS, J.A. Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. *Freshwater Biology*, 47:501-515, 2002.
- WEILL, M. de A.M. & SPAROVEK, G. Estudo da erosão na Microbacia do Ceveiro (Piracicaba, SP). I – Estimativa das taxas de perda de solo e estudo de sensibilidade dos fatores do modelo EUPS. *R. Bras.Ci. Solo*, 32:801-814, 2008.
- WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D.D. Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning. Washington, USDA, 1978. 57p.
- WISNIEWSKI, C. Caracterização do ecossistema e estudo das relações solo-cobertura vegetal em planície pleistocênica do litoral paraense. Projeto Integrado - CNPq, Curitiba, 1997. 55p.
- ZALAMENA, J. Impacto do uso da terra nos atributos químicos e físicos de solos do rebordo do Planalto - RS. Santa Maria, UFSM. 2008, 79p. (Dissertação de Mestrado)

ANEXO



Figura 72. Ponto de coleta de solo combinação PPP (repetição 1).



Figura 73. Ponto de coleta de solo combinação PPP (repetição 2).



Figura 74. Ponto de coleta de solo combinação PPP (repetição 3).



Figura 75. Ponto de coleta de solo combinação FPP (repetição 1).



Figura 76. Ponto de coleta de solo combinação FPP (repetição 2).



Figura 77. Ponto de coleta de solo combinação FPP (repetição 3).



Figura 78. Ponto de coleta de solo combinação FFP (repetição 1)



Figura 79. Ponto de coleta de solo combinação FFP (repetição 2).



Figura 80. Ponto de coleta de solo combinação FFP (repetição 3).



Figura 81. Ponto de coleta de solo combinação PPF (repetição 1).



Figura 82. Ponto de coleta de solo combinação PPF (repetição 2).



Figura 83. Ponto de coleta de solo combinação PPF (repetição 3).



Figura 84. Ponto de coleta de solo combinação FPF (repetição 1).



Figura 85. Ponto de coleta de solo combinação FPF (repetição 2).



Figura 86. Ponto de coleta de solo combinação FPF (repetição 3).



Figura 87. Ponto de coleta de solo combinação PFF (repetição 1).



Figura 88. Ponto de coleta de solo combinação PFF (repetição 2).



Figura 89. Ponto de coleta de solo combinação PFF (repetição 3).



Figura 90. Ponto de coleta de solo combinação FFF (repetição 1).



Figura 91. Ponto de coleta de solo combinação FFF (repetição 2).



Figura 92. Ponto de coleta de solo combinação FFF (repetição 3).