

**UFRRJ**  
**INSTITUTO DE FLORESTAS**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS**  
**AMBIENTAIS E FLORESTAIS**

**DISSERTAÇÃO**

**Serviços ambientais hidrológicos das Áreas de Preservação  
Permanente em topo de morros**

**Gabriela Miranda Teixeira**

**2015**



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO  
INSTITUTO DE FLORESTAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E  
FLORESTAIS**

**SERVIÇOS AMBIENTAIS HIDROLÓGICOS DAS ÁREAS DE  
PRESERVAÇÃO PERMANENTE EM TOPO DE MORROS**

**GABRIELA MIRANDA TEIXEIRA**

*Sob a orientação do Professor*  
**Ricardo Valcarcel**

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciências**, no Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, Área de Concentração em Conservação da Natureza.

Seropédica, RJ  
Fevereiro de 2015

333.72

T266s

T

Teixeira, Gabriela Miranda, 1985-

Serviços ambientais hidrológicos das áreas de preservação permanente em topo de morros / Gabriela Miranda Teixeira. - 2015. 49 f.: il.

Orientador: Ricardo Valcarcel.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Curso de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, 2015.

Bibliografia: f. 39-49.

1. Áreas de conservação de recursos naturais - Teses. 2. Recursos hídricos - Desenvolvimento - Teses. 3. Florestas - Legislação - Brasil - Teses. I. Valcarcel, Ricardo, 1953- II. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Curso de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais. III. Título.

**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO  
INSTITUTO DE FLORESTAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E  
FLORESTAIS**

**GABRIELA MIRANDA TEIXEIRA**

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciências**, no Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Florestais, área de concentração em Conservação da Natureza.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 26/02/2015

---

Ricardo Valcarcel - Prof. Dr. UFRRJ  
(Orientador)

---

Silvio Frosini de Barros Ferraz – Prof. Ph.D. ESALQ/USP

---

Valdir de Cicco – Dr. Instituto Florestal do Estado de São Paulo

♥ À minha mãe (*in memoriam*),

Com todo amor ♥.

## AGRADECIMENTOS

Depois dessa longa jornada não poderia deixar de agradecer à Baleia... Lá, onde a vida é tão mais fácil... Mas, onde não podemos ficar até o fim dela... Rural, o mundo me espera! Muito obrigada por todo o aprendizado profissional e pessoal adquirido, por todos os momentos vividos, por me permitir conhecer as pessoas mais incríveis e agradáveis que já vi por aí. Amigos que agora seguem comigo especialmente guardados, em busca de outra baleia.

Ao F4-103 e todas as flores que o colorem! Pela alegria de conviver com cada uma de vocês, pela amizade, pelo amor, pelas tardes na salinha, pela diversão, pelo apoio nos momentos difíceis... Sorte a minha tê-las em minha vida!

Aos meus pais Mauricio e Lidiane, pela confiança que sempre depositaram em mim, por terem me permitido viver livremente minhas escolhas, por me apoiarem em todas elas e pelo amor incondicional dedicado. Amo vocês!

Aos meus irmãos Carolina, Rafael e Cristiane, pela família que formamos e pela sobrinhada que eu tanto amo.

Aos meus queridos avós Nelson, Maninha e Nilce, por representarem para mim um lindo referencial de companheirismo, dedicação, força, amor e sabedoria.

À molecada que faz transbordar amor na família: Maria, Nicollas, Huguinho, Laurinha e Marina.

Ao meu companheiro Pablo, por toda ajuda, pelos conselhos, por ser de fato um companheiro! Muito obrigada meu amor!

Ao meu professor e orientador Ricardo Valcarcel pela confiança, paciência e ensinamentos. Serei sempre grata a todo aprendizado adquirido no LMBH.

Ao professor Rafael Coll pela contribuição para o Capítulo I.

Ao professor Marcos Baccis pelo empréstimo do equipamento e por todas as dúvidas esclarecidas.

À CAPES pela concessão da bolsa de estudo e à FAPERJ pela bolsa de apoio.

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

Muito obrigada!

## RESUMO GERAL

TEIXEIRA, Gabriela Miranda. **Serviços ambientais hidrológicos das Áreas de Preservação Permanente em topo de morros**. 2015. 49 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais). Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2015.

Áreas de Preservação Permanente (APP) em topo de morros apresentam relevantes serviços ecossistêmicos, sendo um importante instrumento legal de planejamento. Os critérios para a delimitação dessas áreas foram modificados durante a alteração do Código Florestal em 2012, contudo as implicações, em termos de áreas para conservação, não foram dimensionadas e os potenciais efeitos dessa redução para o funcionamento hidrológico das microbacias ainda não foram relatados. Dessa forma, são objetivos deste trabalho: (1) Quantificar, através da utilização de geotecnologias a redução das APPs de topo de morros da bacia hidrográfica do rio Cacaria, Pirai – RJ; (2) Quantificar a condutividade hidráulica do solo saturado ( $K_{sat}$ ) em duas profundidades (12,5 cm e 20 cm), em topo de morros com diferentes coberturas (capoeira e pastagem) utilizando permeâmetro tipo Guelph; (3) Comparar os dados de  $K_{sat}$  com chuvas da região; e (4) Relacionar os resultados obtidos com o funcionamento hidrológico das bacias hidrográficas. O Código Florestal de 1965 conferia diploma legal de proteção a 22,54 km<sup>2</sup> em áreas de topo de morro (31% da bacia) sendo que aproximadamente 29% dessas áreas apresentariam usos conflitantes. O atual código contempla a proteção legal, via conceito de APP topo de morro, de 2,90 km<sup>2</sup> (4% da bacia), com aproximadamente 17% da área apresentando conflito de uso. Apesar da importância da vegetação em áreas situadas em topo de morros para o funcionamento hidrológico de microbacias, a alteração do Código Florestal Brasileiro promoveu uma redução de 87% na categoria de APP que protegia esses ambientes. As áreas de capoeira apresentaram valores médios maiores do que as de pastagem para  $K_{sat}$  a 12,5 cm de profundidade. Em 20 cm não se observou diferenças significativas. Sob os dois tipos de cobertura a  $K_{sat}$  diminuiu consideravelmente com o aumento da profundidade. Apesar de a capoeira apresentar  $K_{sat}$  superior em 12,5 cm de profundidade, os valores ainda são considerados baixos, provavelmente em consequência das perturbações sofridas no passado e do pouco tempo de restauração dessas áreas. 17,7% e 9,72% do volume total de chuvas registradas entre 2008 e 2012 excedem a  $K_{sat}$ , para pastagem e capoeira, respectivamente. Isso pode ser um fator influente nas elevadas taxas de erosão observadas na região. Apesar de melhorias nos serviços ambientais hidrológicos a partir da regeneração natural das áreas, estes ecossistemas ainda apresentam elevada fragilidade. Com a alteração do Código Florestal, atualmente essas áreas não são mais consideradas APP, logo, a condicionante legal para que a proteção das mesmas se efetive e que os serviços ecossistêmicos sejam plenamente recuperados, não mais existe. Como a alteração já foi consolidada, agora é necessário estabelecer outras estratégias para que as áreas em topo de morros sejam ao menos manejadas de modo a potencializar suas funções hidro-ecológicas e reduzir os riscos oriundos do uso inapropriado.

**Palavras-chave:** Legislação florestal, Propriedades hidráulicas do solo, Serviços ecossistêmicos.

## GENERAL ABSTRACT

TEIXEIRA, Gabriela Miranda. **Hydrological Environmental Services of Areas of Permanent Preservation on hilltops**. 2015. 49 p. Dissertation (Master in Forest and Environmental Sciences). Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2015.

Areas of Permanent Preservation (APP) on hilltops provide significant ecosystem services, being an important legal planning instrument. Although the criteria for defining these areas were modified during the change of the Forest Code in 2012 the implications for the conservation of these areas were not scaled and the potential effects of this reduction to the hydrological functioning of watersheds have not been reported. Thus, the objectives of this work are: (1) To characterize, through the use of geotechnology, the reduction of hilltops APP in the Cacaria river watershed, located in Pirai - RJ; (2) To quantify the saturated hydraulic conductivity ( $K_{sat}$ ) at two depths (12.5 cm and 20 cm) on hilltops with different cover (capoeira and pasture) using a Guelph permeameter; (3) A comparison between the rain intensity in the region and the  $K_{sat}$  data; and (4) To relate the obtained outcomes of this research to the hydrological functioning of the watershed. The 1965 Forest Code conferred protection to 22.54 km<sup>2</sup> in hilltop areas (31% of the watershed) and approximately 29% of these areas would be in conflicting uses. On the other hand, the current code provide legal protection only to 2.90 km<sup>2</sup> (4% of the watershed) and approximately 17% of the area showing conflicting uses. Despite the importance of forest cover on hilltops to the hydrological functioning of watersheds, changing the Brazilian Forest Code caused a reduction of 87% of the APP on hilltop. The capoeira has higher mean values of  $K_{sat}$  at 12.5 cm depth than the pasture area. At 20 cm depth the  $K_{sat}$  did not differ among treatments. In both capoeira and pasture  $K_{sat}$  decreased considerably with increasing depth. Although capoeira has higher hydraulic conductivity at 12.5 cm depth, the values are still considered low probably as a result of sustained disturbance and little time to restore these areas. 17.7% and 9.72% of the total rainfall recorded from 2008 to 2012 exceed the  $K_{sat}$  value of the pasture and of the capoeira, respectively. This can be an influential factor in the high erosion rates observed in the region. Despite the improvements to hydrological services caused by the forest natural regeneration, these ecosystems still have high fragility. According to the current Forest Code, these areas are no longer considered APP, so the legal condition for their effective protection no longer exists. Since the change has been consolidated, it is now necessary to establish strategies that at least would improve the hydro-ecological functions and reduce the risks arising from the improper use of the hilltop areas.

**Key words:** Forest legislation, Soil hydraulic properties, Ecosystem services.



## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Hidrógrafa de duas microbacias com coberturas de solo distintas: floresta (FC) e pastagem (PC). Fonte: Moraes et al. (2006).....	4
<b>Figura 2.</b> Zonas Hidrogenéticas. a) Vista em planta; b) Corte BB'. Fonte: Valcarcel (2004). .	6
<b>Figura 3.</b> Localização geográfica e Modelo Digital de Elevação da Bacia Hidrográfica do rio Cacaria, município de Piraí, RJ. ....	8
<b>Figura 4.</b> Critérios para definição de morros e montanhas de acordo com a Resolução CONAMA nº 303/2002. Onde: h = altura e d = declividade. ....	13
<b>Figura 5.</b> Critérios para definição de morros, montes, montanhas e serras de acordo com a Lei nº 12.651/12. Onde: h = altura e $d_{média}$ = declividade média.....	13
<b>Figura 6.</b> Fluxograma das etapas envolvidas no mapeamento das APPs de topo de morro na bacia hidrográfica do rio Cacaria de acordo com as Leis nº 4.771/65 e 12.651/12. Adaptado de Peluzio et al. (2010). ....	14
<b>Figura 7.</b> Mapa das Áreas de Preservação Permanente de topo de morro da bacia hidrográfica do rio Cacaria, município de Piraí – RJ, delimitadas de acordo com a Lei Federal nº 4.771/65 e Resolução CONAMA 303/02 (a) e com a Lei Federal nº 12.651/12 (b). ....	16
<b>Figura 8.</b> Classificação supervisionada do uso do solo utilizando o algoritmo da máxima verossimilhança para a Bacia Hidrográfica do rio Cacaria, município de Piraí-RJ. ....	17
<b>Figura 9.</b> Mapa de conflito de uso do solo nas áreas de preservação permanente em topo de morro, delimitadas de acordo com a Lei Federal nº 4.771/65 e Resolução CONAMA 303/02 para a bacia hidrográfica do rio Cacaria, Piraí-RJ. ....	19
<b>Figura 10.</b> Mapa de conflito de uso do solo nas áreas de preservação permanente em topo de morro, delimitadas de acordo com a Lei Federal nº 12.651/12 para a bacia hidrográfica do rio Cacaria, Piraí-RJ. ....	20
<b>Figura 11.</b> Topo de morro com pastagem (A) e capoeira (B), localizados na Bacia Hidrográfica do rio Cacaria, Piraí-RJ. ....	28
<b>Figura 12.</b> Capoeira onde foram realizadas medições com o Permeômetro tipo Guelph na Bacia Hidrográfica do rio Cacaria, Piraí-RJ.....	28
<b>Figura 13.</b> Distribuição geográfica dos solos da Bacia Hidrográfica do rio Cacaria, de acordo com Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS, 1999). Escala: 1:250.000 (CARVALHO FILHO et al., 2003). ....	29
<b>Figura 14.</b> Mapa de declividade da Bacia Hidrográfica do rio Cacaria, Piraí-RJ. ....	30
<b>Figura 15.</b> Critérios para escolha das áreas de amostragem considerando os limites das APPs de topo de morro de acordo com o Código Florestal de 1965, a classe de solo e a declividade, na Bacia Hidrográfica do rio Cacaria, Piraí-RJ. ....	30
<b>Figura 16.</b> Medição da condutividade hidráulica do solo com o auxílio de um permeômetro tipo Guelph, em topos de morro com cobertura de pastagem (A) e capoeira (B) na Bacia Hidrográfica do rio Cacaria, Piraí-RJ. ....	31
<b>Figura 17.</b> Bulbo de saturação formado em volta do orifício feito no solo para medição da condutividade hidráulica do solo saturado com permeômetro tipo Guelph. Fonte: Aguiar (2001). ....	32

**Figura 18.** Condutividade Hidráulica do solo saturado ( $K_{sat}$ ) em função do uso do solo e das profundidades estudadas. Letras diferentes indicam diferença estatística pelo teste de Tukey ( $\alpha = 0,05$ ) (para comparação entre coberturas a 12,5 cm) e pelo teste Mann-Whitney ( $\alpha = 0,05$ ) (para comparação entre profundidades e entre coberturas a 20,0 cm). ..... 34

## LISTA DE TABELAS

**Tabela 1.** Classes de uso do solo e suas correspondentes áreas na bacia hidrográfica do rio Cacaria, Pirai-RJ. .... 17

**Tabela 2.** Resultados do índice Kappa da imagem classificada pelo algoritmo da máxima verossimilhança para bacia hidrográfica do rio Cacaria, Pirai-RJ. .... 18

**Tabela 3.** Porcentagens de uso do solo dentro das Áreas de Preservação Permanente de topo de morros da bacia hidrográfica do rio Cacaria, município de Pirai – RJ de acordo com os Códigos Florestais de 1965 e de 2012. .... 18

**Tabela 4.** Parâmetros de ajuste A e B, para o cálculo do fator C. Fonte: Elrick et al. (1989). 33

**Tabela 5.** Estatística descritiva dos dados de Condutividade Hidráulica do solo saturado ( $K_{sat}$ ). .... 34

**Tabela 6.** Classes de valores de Condutividade hidráulica do solo saturado ( $K_{sat}$ ), conforme Costa (2014). .... 36

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO GERAL</b>	<b>1</b>
<b>2 REVISÃO DE LITERATURA</b>	<b>2</b>
2.1 Florestas e rendimento hídrico	2
2.1.1 Evapotranspiração	2
2.1.2 Interceptação	3
2.2 Efeitos das Florestas sobre o Regime de Vazão e Propriedades Hidráulicas do solo	3
2.3 Exceção à regra: Precipitação oculta	5
2.4 Funções da vegetação em diferentes setores das microbacias	5
<b>3 ÁREA DE ESTUDO</b>	<b>7</b>
<b>CAPÍTULO I – IMPLICAÇÕES DA ALTERAÇÃO DO CÓDIGO FLORESTAL BRASILEIRO NAS ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE EM TOPO DE MORROS</b>	<b>9</b>
RESUMO	10
ABSTRACT	11
<b>4 INTRODUÇÃO</b>	<b>12</b>
<b>5 MATERIAL E MÉTODOS</b>	<b>12</b>
5.1 Delimitação das APPs de topo de morro	12
5.2 Mapeamento do uso e cobertura do solo	14
5.3 Análise de conflito de uso da terra nas APPs	15
<b>6 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b>	<b>15</b>
<b>7 CONCLUSÕES</b>	<b>22</b>
<b>CAPÍTULO II – SERVIÇOS AMBIENTAIS HIDROLÓGICOS DAS ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE EM TOPO DE MORROS</b>	<b>23</b>
RESUMO	24
ABSTRACT	25
<b>8 INTRODUÇÃO</b>	<b>26</b>
<b>9 MATERIAL E MÉTODOS</b>	<b>28</b>
9.1 Área de estudo	28
9.2 Amostragem	31
9.3 Determinação da $K_{sat}$	32
9.4 Análise de intensidades de chuvas	33
9.5 Análise estatística	33
<b>10 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b>	<b>34</b>
<b>11 CONCLUSÕES</b>	<b>37</b>
<b>12 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES GERAIS</b>	<b>38</b>
<b>13 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b>	<b>39</b>

## 1 INTRODUÇÃO GERAL

O Código Florestal Brasileiro (Lei nº 12.651/12), aprovado em 2012, flexibilizou regras de uso do solo e reduziu áreas de proteção obrigatória, tendo sido alvo de intensas disputas no Congresso Nacional. O mesmo dispõe sobre a proteção da vegetação nativa em propriedades privadas, através da regularização do uso das diferentes formas de vegetação (BRASIL, 2012), conceituando e regulamentando as Áreas de Preservação Permanente (APP) e a Reserva Legal (RL).

Entende-se por APP, uma área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas (Art. 3º, Lei nº 12.651/12). Essas áreas são estratégicas e apresentam alta fragilidade ambiental, desempenhando, quando em bom estado de conservação, serviços ambientais fundamentais à qualidade de vida da sociedade e ao desenvolvimento econômico sustentável (DRUMMOND e BARROS-PLATIAU, 2006; IPEA, 2011; SILVA et al., 2011). Essa categoria de proteção engloba florestas e demais formas de vegetação natural, situadas no entorno dos corpos de água, nas encostas ou partes destas com declividade superior a 45°, em topo de morros, e em outras situações especificadas pela legislação (BRASIL, 2012).

Um dos pontos polêmicos no novo Código Florestal foi a redução das APPs. Uma das principais justificativas para essa redução foi a de que o cumprimento do código anterior supostamente inviabilizaria vários setores da agropecuária, contudo essa justificativa é fracamente sustentada em dados (BRANCALION e RODRIGUES, 2010; SOARES-FILHO et al., 2014). Pautadas no aumento da área destinada à produção agropecuária, as alterações não consideraram os serviços ambientais prestados por essas áreas quando em bom estado de conservação ou os desserviços quando mal manejadas. Segundo Galetti et al (2010), o não cumprimento do Código Florestal de 1965 ocasionou consequências severas para os serviços ambientais, com repercussões na qualidade de vida humana e saúde pública, acrescentado que a redução das APPs e RLs no novo Código Florestal consolidará e poderá agravar estas consequências.

Os serviços ambientais produzidos em áreas protegidas são objeto de pesquisa de diversos autores, sob diferentes óticas, como no caso da biodiversidade (IMPERATRIZ-FONSECA e NUNES-SILVA, 2010; TOLEDO, et al., 2010; DEVELEY e PONGILUPPI, 2010; FREITAS, 2010; CASATTI, 2010; GALETTI et al, 2010; MARQUES et al., 2010; RIBEIRO e FREITAS, 2010) e recursos hídricos (LIMA e ZAKIA, 2000; TUNDISI e TUNDISI, 2010; BAPTISTA et al., 2014). Tais autores destacam a importância das florestas para a manutenção do equilíbrio dos ecossistemas e criticam a alteração do Código Florestal.

Segundo Tundisi e Tundisi (2010), a vegetação tem um papel crucial na regulação dos ciclos biológicos e biogeoquímicos nas bacias hidrográficas. No entanto, o papel exercido pela vegetação para o funcionamento hidrológico de microbacias pode diferir de acordo com sua posição topográfica (VALCARCEL, 2004).

Com a alteração da legislação, as APPs situadas em topos de morros sofreram considerável redução, porém sua repercussão foi restrita na sociedade devido à dificuldade de percepção dos critérios para sua delimitação e do reconhecimento de suas funções ambientais. Atualmente, grande parte dos estudos de APPs se remete aos ambientes no entorno dos corpos d'água, sendo escassas abordagens referentes a outras categorias de APP, como em topo de morros ou em encostas com declividade superior a 45°. Dessa forma, torna-se difícil prever os potenciais efeitos da redução das APPs de topo de morros para o funcionamento hidrológico das microbacias.

Nesse contexto, o presente trabalho objetiva quantificar a redução das APPs de topo de morros decorrente da alteração do Código Florestal e determinar suas implicações em termos de serviços ambientais, considerando a bacia hidrográfica do rio Cacaria (Capítulo I); e avaliar o efeito da cobertura florestal nas APPs de topo de morro para as propriedades hidráulicas do solo (Capítulo II).

## 2 REVISÃO DE LITERATURA

### 2.1 Florestas e rendimento hídrico

O efeito da cobertura florestal sobre o funcionamento hidrológico de bacias hidrográficas representa uma situação com pontos de vista aparentemente excludentes, sendo expressos pelos diferentes grupos de interesse e por diferentes representantes da comunidade científica (ANDRÉASSIAN, 2004).

Segundo Brown et al. (2005), estudos em microbacias pareadas têm sido amplamente utilizados como um meio de determinação da magnitude das alterações no rendimento hídrico resultantes de modificações na vegetação. Este método consiste na utilização de duas bacias experimentais adjacentes ou muito próximas, com características similares em termos de declividade, exposição, área, tipo de solo, vegetação e clima, as quais são monitoradas durante um período de tempo para calibração. Após esse período, uma delas é sujeita a um tratamento (corte ou substituição da vegetação) e a outra permanece inalterada como controle, permitindo com que as mudanças no rendimento hídrico anual possam ser atribuídas às mudanças na vegetação (SALEMI et al., 2011).

Os resultados deste tipo de estudo revelam que o uso do solo em uma bacia hidrográfica pode levar a mudanças em seus componentes do balanço hídrico (BROWN et al., 2005), existindo consenso com relação ao aumento da vazão anual total após a retirada da vegetação florestal (ZHANG et al., 2001; BRUIJNZEEL, 2004; BROWN et al., 2013). Os argumentos utilizados para justificar este aumento no rendimento hídrico são a redução da evapotranspiração (ZHANG et al., 2001; VERTESSY et al., 2001; ROBERTS et al., 2001) e da interceptação (FUJIEDA et al., 1997; SCHELLEKENS et al., 1999).

Outro aspecto importante consiste na variação dos efeitos de produção de água, com relação à área da bacia que sofreu alteração. Scoot (1999) observou que a remoção da vegetação dentro de uma zona ribeirinha pode aumentar a vazão em até três vezes mais do que a remoção de área equivalente, sob cobertura vegetal semelhante, porém situada em local mais alto na bacia. Atribuindo o fato como consequência das maiores perdas por evapotranspiração da vegetação ripária devido ao acesso facilitado às águas subterrâneas.

#### 2.1.1 Evapotranspiração

Conforme Zhang et al. (2001), já está bem estabelecido que as bacias com cobertura florestal apresentam maiores taxas de evapotranspiração. Isso ocorre, pois geralmente as árvores apresentam sistema radicular mais profundo quando comparado ao de vegetação arbustiva ou herbácea, o que as torna capazes de extrair maior volume de água do solo, inclusive em períodos secos (HODNETT et al., 1995). Além disso, a vegetação arbórea apresenta maior índice de área foliar, onde ocorrem as perdas por evapotranspiração (FLEMING, 1993).

Segundo Vertessy et al. (2001) e Roberts et al. (2001), a evapotranspiração diminui conforme o amadurecimento da floresta, o que proporciona um aumento na produção de água. Em seus estudos observaram um aumento das vazões anuais após o desmatamento com uma

posterior diminuição progressiva conforme a regeneração da vegetação. No entanto, houve uma recuperação da vazão para condição pré-corte quando as plantas já estavam maduras. Os autores atribuíram tais variações à maior evapotranspiração na fase de crescimento e à posterior queda com o amadurecimento da vegetação.

De toda forma, bacias com cobertura florestal apresentam menores rendimentos hídricos quando comparadas a bacias com outros tipos de cobertura (ZHANG et al., 2001).

### **2.1.2 Interceptação**

A interceptação é um processo hidrológico que consiste na retenção de água da chuva pelo dossel da floresta, a qual evapora para atmosfera antes de atingir o solo (SCHELLEKENS et al., 1999; ARCOVA et al., 2003).

De uma maneira geral, pode-se dizer que em florestas tropicais de 4,5 a 24% da precipitação é interceptada pelas copas das árvores (BRUIJNZEEL, 1990). Segundo Fujieda et al. (1997), no Brasil, a interceptação de chuva pela copa varia de 7,2% a 22%, dependendo do tipo de floresta. Em estudo realizado em floresta secundária de Mata Atlântica, 18,6% da precipitação foi interceptada pela vegetação, retornando para atmosfera na forma de vapor (ARCOVA et al., 2003).

## **2.2 Efeitos das Florestas sobre o Regime de Vazão e Propriedades Hidráulicas do solo**

Apesar do consenso sobre o aumento da vazão anual total após a retirada da vegetação florestal, segundo Bruijnzeel (1989), é necessário fazer a distinção entre o efeito da retirada da floresta para a produção total de água e a distribuição sazonal dos fluxos. Muitos estudos analisam o impacto das mudanças de cobertura florestal na vazão de bacias durante um período de tempo anual (HORNBECK et al., 1993; SCOTT e SMITH, 1997; ZHANG et al., 2011), porém são escassos aqueles que buscam compreender os efeitos em escalas menores de tempo (BROWN et al., 2013), onde provavelmente estão situadas as maiores alterações decorrentes da retirada da vegetação (BRUIJNZEEL, 2004).

De acordo com Scott (1999), o aumento da vazão a partir da retirada da vegetação ciliar é ainda mais expressivo em períodos secos. No entanto essa tendência não parece ser uma regra. Segundo Bruijnzeel (2004), o fluxo na estação seca só é aumentado se as oportunidades de infiltração são suficientemente altas para permitir a recarga de água do solo durante a estação chuvosa. Diversos estudos mostram uma redução da vazão em estações secas após a retirada da vegetação, devido a modificações de propriedades hidráulicas do solo de modo a aumentar o escoamento superficial em detrimento do fluxo de base (VALDIYA e BARTARYA, 1989; ZIMMERMANN et al., 2006).

O rendimento hídrico de uma microbacia é composto por dois processos principais: o escoamento superficial, que é o volume de água que deixa a microbacia durante e imediatamente após a chuva, e o escoamento de base, que consiste na água que infiltra no solo, alimenta o lençol freático e posteriormente alcança o curso d'água (RANZINI et al., 2011). As variações na produção de água podem ser resultado de alterações no escoamento superficial, no escoamento de base ou ambos (BROWN et al., 2005). A predominância de um ou outro fluxo de escoamento é controlada predominantemente pelo regime de chuvas, topografia, vegetação e por propriedades hidráulicas do solo (DUNNE, 1978).

Segundo Ziegler et al. (2004) a remoção da floresta aumenta o escoamento superficial uma vez que promove alterações nas propriedades hidráulicas do solo, reduzindo sua capacidade de infiltração e a condutividade hidráulica.

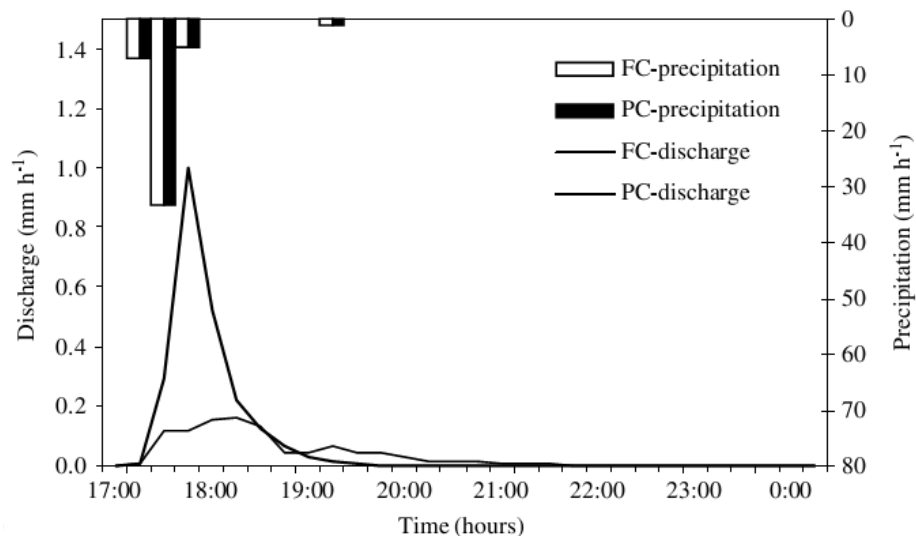
Blackie e Edwards (1979) observaram aumentos no fluxo de base em bacias hidrográficas cultivadas em comparação a bacias hidrográficas florestadas. No entanto, nessas

bacias hidrográficas não houve mudanças de longo prazo nas taxas de infiltrações, devido à utilização de estratégias conservacionistas no manejo do solo. Dessa forma, se as características de infiltração de superfície são mantidas e os efeitos da evapotranspiração são reduzidos após remoção da vegetação, ocorrerá um aumento no fluxo de base (BRUIJNZEEL, 1989).

Por outro lado, em experimento realizado na área da Konta, a leste de Java, o desmatamento da floresta para a agricultura e urbanização resultou em diminuição da infiltração, aumento do escoamento superficial e redução da recarga, reduzindo o fluxo de base durante a estação seca e aumentando os picos de cheias durante a estação chuvosa (BRUIJNZEEL, 1989). Com isso conclui-se que se após a remoção da floresta as oportunidades de infiltração diminuam, de modo que a quantidade de água que sai de uma área por escoamento superficial exceder o ganho por escoamento de base, o resultado será uma diminuição da vazão na estação seca (BRUIJNZEEL, 1989).

Salemi et al. (2013), em pesquisa realizada na Mata Atlântica, observaram que a conversão de Floresta Ombrófila Densa para pastagem promoveu a redução da condutividade hidráulica próxima à superfície do solo. Entretanto, como a região de estudo apresentava baixa intensidade de precipitações, essa redução na permeabilidade do solo não implicou em aumento substancial de escoamento superficial.

Em estudo realizado em duas microbacias sob diferentes usos do solo (cobertura florestal e pastagem), Moraes et al. (2006) concluíram que a substituição da floresta por pastagem causou redução de macroporos e da condutividade hidráulica do solo, aumentando o escoamento superficial e antecipando a resposta hídrica da microbacia na formação da vazão após eventos de chuva (Figura 1). Conforme hidrógrafa gerada, a microbacia com pastagem apresenta incremento na vazão quase instantaneamente ao início da chuva, apresentando pico de vazão 20 minutos após o pico do hietograma. Isso ocorre como reflexo do maior escoamento superficial nela existente, devido a menores taxas de infiltração no solo. A redução da vazão também ocorre de forma abrupta, evidenciando a baixa capacidade de retenção de água na microbacia. Por outro lado, a microbacia com floresta apresenta pico de vazão aproximadamente 60 minutos após o pico de chuva, mostrando que a mesma permite que a água seja absorvida e liberada pelo solo de maneira gradual e por períodos de tempo maiores, contribuindo para regularização hídrica (perenidade).



**Figura 1.** Hidrógrafa de duas microbacias com coberturas de solo distintas: floresta (FC) e pastagem (PC). Fonte: Moraes et al. (2006).

Em síntese, a partir da conversão da vegetação espera-se um maior rendimento hídrico em termos anuais, porém, o aumento do deflúvio ocorre em detrimento da altíssima biodiversidade e da alta proteção do solo quando coberto por florestas (SALEMI et al., 2013). Conforme Lima (2005), o maior consumo de água é o custo que as florestas cobram por todos os serviços prestados aos recursos hídricos e, portanto, para a sua manutenção e perenidade.

### **2.3 Exceção à regra: Precipitação oculta**

Em florestas tropicais de altitude elevada, devido a influência da passagem de ar e umidade na forma de nevoeiros (LAWTON et al., 2001), é possível que a influência da vegetação florestal no balanço hídrico de microbacias apresente uma exceção à regra, pois além da evapotranspiração neste tipo de ecossistema ser baixa (LIU et al., 2008), ocorrem entradas adicionais de água via interceptação de nevoeiros, fazendo com que produzam coeficientes de escoamento elevados (BRUIJNZEEL, 2004). Enquanto as florestas onde os nevoeiros são frequentes evapotranspiram anualmente entre 700 e 1000 mm, dependendo da altitude e do grau de incidência da nebulosidade, nas demais florestas os totais estão entre 1150 a 1350 mm (BRUIJNZEEL e HAMILTON, 2001).

Devido à exposição constante aos nevoeiros, estes biomas podem apresentar uma fonte adicional de água através da interceptação dos mesmos. As micropartículas de água dos nevoeiros ao entrarem em contato com o dossel da floresta se acumulam sobre as folhas, aglutinam-se por coalescência e, posteriormente, alcançam o piso da floresta na forma de gotas ou escoada pelo tronco das árvores (BRUIJNZEEL, 2001; BRUIJNZEEL e HAMILTON, 2001; FERREIRA et al., 2005; GABRIEL e JAUZE, 2008), ou ficam retidas nas partes aéreas da vegetação retornando a atmosfera pela evaporação (GARCIA-SANTOS et al., 2004). Essa entrada adicional de água é denominada precipitação oculta (FERREIRA et al., 2005; GABRIEL e JAUZE, 2008) e pode contribuir com valores correspondentes a 5-20% das chuvas comuns em florestas tropicais úmidas (BRUIJNZEEL, 2004), o que é especialmente importante durante a estação seca em climas mais sazonais (LIU et al., 2008).

Assim, para os locais onde os nevoeiros são constantes, a captação de água da atmosfera constitui um importante processo do ciclo hidrológico (BRUIJNZEEL e HAMILTON, 2001), sendo um dos principais componentes do balanço hídrico das bacias hidrográficas (GARCIA-SANTOS et al., 2004; MCJANNET et al., 2006).

Apesar da importância demonstrada destas florestas para o fornecimento contínuo de água para planícies adjacentes, elas são rapidamente convertidas para uso agrícola em muitos lugares, especialmente na América Latina (HAMILTON, 1987).

### **2.4 Funções da vegetação em diferentes setores das microbacias**

A vegetação florestal desempenha diversos serviços ambientais de caráter hidrológico, como a manutenção de elevada capacidade de infiltração e condutividade hidráulica, proteção do solo contra o impacto de gotas de chuva e redução da susceptibilidade do solo aos processos erosivos (BRUIJNZEEL, 2004). Contudo, é possível afirmar que os serviços ambientais prestados pela vegetação diferem, pelo menos em intensidade, entre diferentes setores de uma mesma microbacia. Áreas localizadas próximas à rede de drenagem, por exemplo, contribuem de forma mais expressiva para geração de escoamento direto durante e imediatamente após uma chuva através do escoamento superficial de áreas saturadas (LIMA e ZAKIA, 2006), enquanto nas porções mais altas da encosta a água da chuva tende principalmente a infiltrar-se e escoar até a rede de drenagem através de processo subsuperficial (LIMA, 1995).

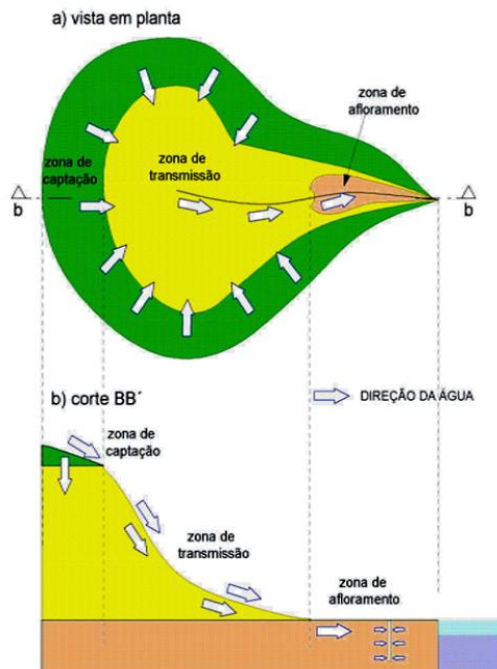


Neste sentido, Valcarcel (2004) estabelece uma divisão das microbacias em três zonas hidrogenéticas (Figura 2), definindo as mesmas como regiões onde os fluxos de água formados apresentam comportamento diferenciado, principalmente em função das suas características naturais, que dependem da conjugação de vários fatores geológicos, geomorfológicos e da ação dos componentes bióticos dos ecossistemas. São elas:

- Zona de captação: corresponde às áreas altas, onde prevalecem os processos de infiltração, permitindo que a água permaneça mais tempo dentro da microbacia, oferecendo meios para o desenvolvimento dos ecossistemas.

- Zona de transmissão: corresponde às áreas em declive, onde prevalecem os processos de escoamento superficial, conduzindo a água para regiões mais baixas.

- Zona de afloramento: é a porção da microbacia que contribui para a formação do deflúvio, corresponde aos terrenos que margeiam a rede de drenagem natural e funciona como reguladora de águas da microbacia, pois disponibiliza água (reserva do aquífero, poços, lagos, brejais), permitindo o seu uso e contribuindo para a sua conservação dentro da microbacia.



**Figura 2.** Zonas Hidrogenéticas. a) Vista em planta; b) Corte BB'. Fonte: Valcarcel (2004).

A zona de afloramento, conforme definição de Valcarcel (2004) é conhecida na literatura como Zona Ripária (BREN, 1993). A importância da vegetação nessa região para execução de funções hidrológicas (como interceptação de sedimentos, estabilização das margens e regularização hídrica) e ecológicas (como conservação da biodiversidade e interação com ecossistemas aquáticos) é amplamente reconhecida na literatura (LIMA e ZAKIA, 2006; BONNET et al., 2008; CHAVES e SANTOS, 2009).

As funções exercidas por cada zona hidrogenética são diretamente influenciadas pelo uso do solo, ou seja, um mesmo setor de uma microbacia pode apresentar funções significativamente diferentes conforme o tipo de cobertura vegetal nele presente (CORTINES, 2008).

Tendo em vista os múltiplos papéis desempenhados pela cobertura vegetal, evidenciam-se os graves comprometimentos resultantes de sua retirada sobre as dinâmicas naturais que atuam na bacia hidrográfica. Contudo, esses efeitos ocorrem de forma diferenciada em cada setor da microbacia. A retirada da vegetação localizada nas zonas

ripárias possui implicações como a desestabilização das bordas, provocando o assoreamento do leito, bem como a perda da capacidade de retenção de água (LIMA, 2005). Além disso, devido ao maior consumo de água pela vegetação situada neste setor (SMITH, 1992), ocasionada pela maior facilidade de acesso às águas subterrâneas, a retirada da vegetação na zona de afloramento irá gerar maiores deflúvios, comparada à remoção da vegetação de áreas mais afastadas (zona de captação) por essa ter menos acesso à água no solo e, conseqüentemente, transpirar a taxas menores (DYE e POULTER, 1995; SCOOT, 1999).

A impermeabilização do solo de uma bacia implica na diminuição da proporção da infiltração da água no solo. Isso repercute tanto na diminuição da recarga dos aquíferos - que, como visto, se dá predominantemente nas partes altas da bacia - quanto no aumento do escoamento direto, sobrecarregando as redes de drenagem (MORAES et al., 2006) e aumentando os riscos de processos erosivos.

Segundo Cortines (2008), o manejo de bacias hidrográficas deve respeitar as vocações e funções das zonas hidrogenéticas, para que os serviços ambientais oferecidos por estas sejam compatíveis com as funções hidrológicas de cada zona.

Por serem áreas fundamentais para a recarga de lençóis freáticos, as zonas de captação devem ser mantidas sob cobertura nativa, pois caso contrário à função de abastecimento pode ser prejudicada pela impermeabilização decorrente da compactação dos solos pela mecanização agrícola e pisoteio do gado. Essas regiões são constituídas, nas diferentes bacias hidrográficas, pelos topos de morros e chapadas (MELO, 2007).

### 3 ÁREA DE ESTUDO

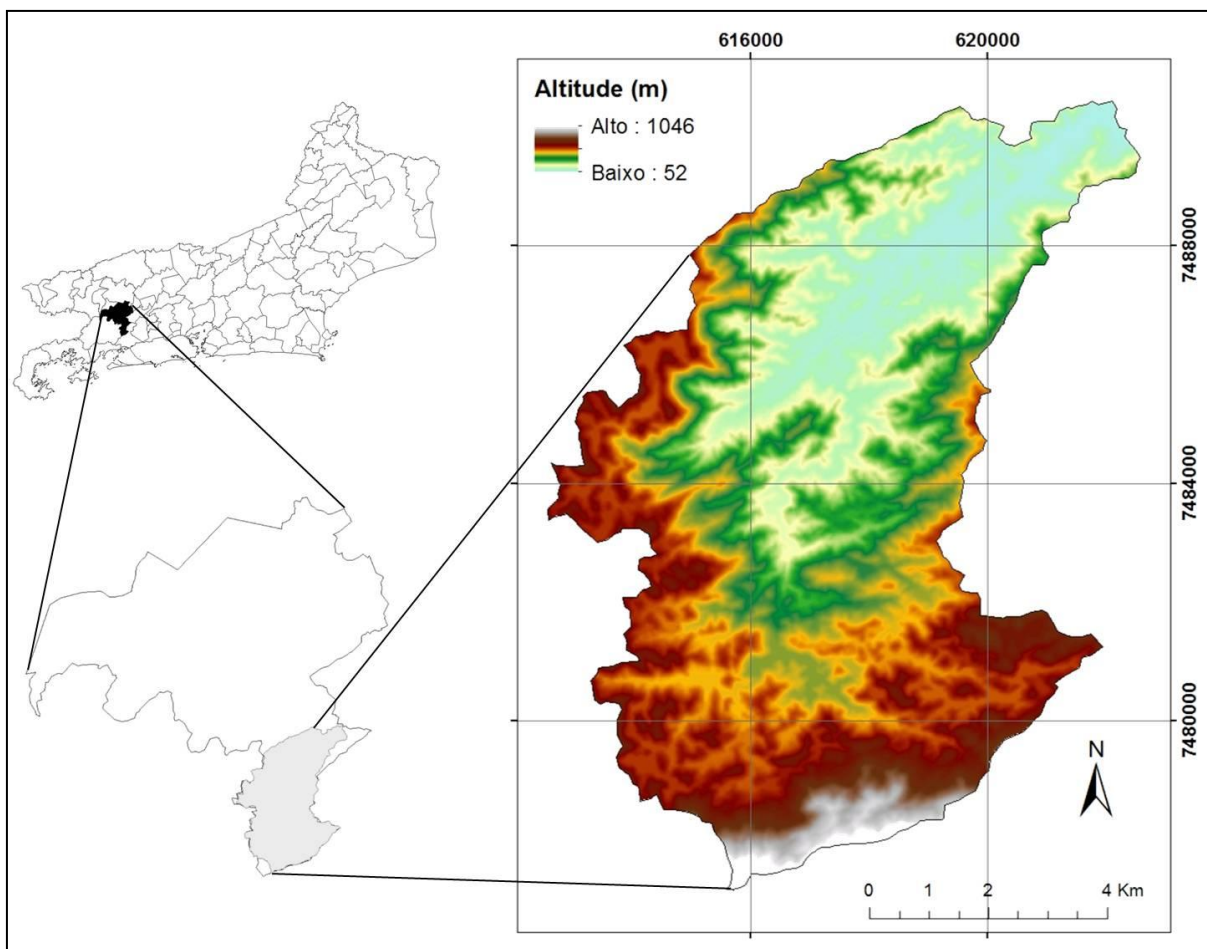
A bacia hidrográfica do rio Cacaria, situada no município de Piraí, localizado ao sul do estado do Rio de Janeiro (Figura 3) abrange cerca de 73 km<sup>2</sup> e encontra-se no sopé da macrounidade geomorfológica de domínio da Escarpa da Serra do Mar (subunidade Escarpas das Serras das Araras) (BRASIL, 1983; DANTAS, 2001a). Sua localização constitui um fator determinante para seu intenso uso no passado, por se tratar do principal eixo viário entre a metrópole carioca e o Vale do Paraíba (DANTAS, 2001a).

Na região ocorrem Argissolos Vermelho-Amarelos, por vezes intermediários para Cambissolos Háplicos (LUMBRERAS et al., 2003). O relevo caracteriza-se por colinas isoladas e morrotes e morros baixos alinhados e bem dissecados, sendo pouco indicados para ocupação intensiva. (DANTAS, 2001b).

Segundo Dantas et al. (2001c), a região do estudo apresenta um alto potencial de vulnerabilidade a erosão e movimentos de massa, tanto pelo relevo escarpado submetido a um forte controle litoestrutural, quanto pelo desmatamento generalizado, facilitando a formação de áreas degradadas.

O clima caracteriza-se como Ws (tropical com estação seca de inverno), de acordo com a classificação climática de Köppen (1948), com temperatura média máxima de 29,1°C em fevereiro, e temperatura média mínima de 20,1°C em julho. A precipitação média anual varia de 1.100 a 1.400 mm (DANTAS, 2001a), ocorrendo abundantes chuvas em fevereiro e escassas em julho.

Na bacia ocorrem ecossistemas perturbados, com baixa oferta de atributos ambientais (BAYLÃO JÚNIOR et al., 2011), sendo a pecuária o principal uso do solo. A cobertura vegetal é representada por Floresta Ombrófila Densa Submontana (IBGE, 2012), cujos remanescentes se encontram em diferentes estágios sucessionais, com predomínio de espécies secundárias, formando pequenas ilhas de vegetação em áreas de difícil acesso.



**Figura 3.** Localização geográfica e Modelo Digital de Elevação da Bacia Hidrográfica do rio Cacaria, município de Pirai, RJ.

Conforme histórico levantado por Baylão Junior (2014), os processos de degradação com influência antrópica na bacia hidrográfica do rio Cacaria tiveram início no Período Colonial com a retirada das florestas e introdução da cultura cafeeira, a qual foi posteriormente substituída pelo cultivo de banana e produção pecuária. A falta de critérios conservacionistas na utilização da área levou à perda de potencial produtivo dos solos e esgotamento dos ecossistemas. Atualmente, observamos sinais que evidenciam a degradação causada pelo intenso uso do solo, como a presença de áreas sem horizontes superficiais, devido a intensos processos erosivos. Em função da ação do pisoteio do gado e de queimadas anuais como prática de renovação de pastagem, os solos da bacia estão cada vez mais esgotados, e as cicatrizes de processos erosivos cada vez mais presentes. No entanto, em algumas áreas ainda é possível observar o processo de regeneração natural, revelando alguma capacidade de resiliência dos ecossistemas locais.

O rio Cacaria é afluente do Ribeirão das Lages e do canal de transposição entre a bacia do rio Paraíba do Sul e Guandu, principal responsável pelo abastecimento da Região Metropolitana do Rio de Janeiro e tributário da Baía de Sepetiba. A contribuição hídrica do rio Cacaria é baixa, porém a elevada produção de sedimentos onera o tratamento de água (SEMADS, 2001).

**CAPÍTULO I – IMPLICAÇÕES DA ALTERAÇÃO DO CÓDIGO  
FLORESTAL BRASILEIRO NAS ÁREAS DE PRESERVAÇÃO  
PERMANENTE EM TOPO DE MORROS**

## RESUMO

Áreas de Preservação Permanente (APP) em topo de morros apresentam relevantes serviços ecossistêmicos, sendo um importante instrumento legal de planejamento. Os critérios para a delimitação dessas áreas foram modificados com a alteração do Código Florestal em 2012, contudo as implicações, em termos de áreas para conservação, não foram dimensionadas. O presente estudo quantificou, através da utilização de geotecnologias, a redução das APPs de topo de morros e determinou suas implicações, considerando a bacia hidrográfica do rio Cacaria. As áreas foram delimitadas utilizando Modelos Digitais de Elevação (MDE) disponibilizados pelo IBGE e o software ArcGIS 10.1. Com o software ERDAS IMAGINE 2010, foi gerado o mapa de uso e cobertura do solo a partir de uma imagem do sensor OLI\_TIRS/LANDSAT-8 (10/02/2014). Grande parte da bacia encontra-se coberta por vegetação florestal em diferentes estágios sucessionais, representada pelas classes floresta (42,53%) e capoeira (25,56%). As áreas de pastagem e solo expostos correspondem a 14,91% e 15,75%, respectivamente. O Código Florestal de 1965 conferia diploma legal de proteção a 22,54 km<sup>2</sup> em áreas de topo de morro (31% da bacia) sendo que aproximadamente 29% dessas áreas apresentariam usos conflitantes. O atual código contempla a proteção legal, via conceito de APP topo de morro, de 2,90 km<sup>2</sup> (4% da bacia), com aproximadamente 17% da área apresentando conflito de uso. A alteração do Código Florestal reduziu 87% da área protegida por essa condicionante, podendo ter severas implicações hidrológicas por permitir usos incompatíveis com a aptidão desses locais e ainda ocasionar redução dos serviços ambientais.

**Palavras-chave:** Legislação florestal, Serviços ecossistêmicos, Geotecnologias.

## ABSTRACT

Areas of Permanent Preservation (APPs) on hilltops present significant ecosystem services, being an important legal planning instrument. The criteria for defining these areas were modified with the change of the Forest Code in 2012, however the implications for conservation areas were not scaled. This study has quantified the reduction on APPs on hilltops, through the use of geotechnology and determined its implications, considering the Cacaria river watershed. The areas were defined using Digital Elevation Models (DEM) provided by IBGE and ArcGIS 10.1 software. With the ERDAS IMAGINE 2010 software, the use and land cover map was generated from the image sensor OLI\_TIRS/LANDSAT-8 (02/10/2014). The basin is mainly covered by forest vegetation in different successional stages, represented by forest classes (42.53%) and capoeira (25.56%). The grazing areas and exposed soil correspond to 14.91% and 15.75%, respectively. The 1965 Forest Code conferred protection to 22.54 km<sup>2</sup> in hilltop areas (31% of the basin) and approximately 29% of these areas would present conflicting use. The current code includes the legal protection of 2.90 km<sup>2</sup> (4% of the basin), with approximately 17% of the area showing use conflict. The change of the Forest Code contributed to reduce 87% of the APPs on hilltops and may have severe hydrological implications for allowing incompatible uses with the ability of these areas and also result on reducing the provision of environmental services.

**Key words:** Forest legislation, Ecosystem services, Geotechnology.

## 4 INTRODUÇÃO

O primeiro Código Florestal Brasileiro, criado em 1934 (Decreto 23.793/34) estabeleceu limites para ocupação do solo e uso dos recursos naturais. Nesta legislação já era notável o objetivo de conservação das funções básicas dos ecossistemas naturais e a preocupação sobre a importância da conservação de todos os tipos de vegetação nativa (RIBEIRO, 2011).

Em 1965, foi sancionado o segundo Código Florestal Brasileiro (Lei 4.771/65), que, apesar de modificado posteriormente por outros instrumentos legais, serviu de base para o setor até o ano de 2012. Dentre o conjunto de medidas protecionistas contidas nesta lei, destacam-se as Áreas de Preservação Permanente (APPs) e as de Reserva Legal (RL), as quais estabelecem normas para que as atividades de produção agropecuária possam ser conduzidas resguardando-se a conservação da biodiversidade e a geração de serviços ambientais. (BRANCALION e RODRIGUES, 2010).

O novo Código Florestal (Lei nº 12.651/12), sancionado em 2012, flexibilizou as regras para recomposição de reserva legal e APPs, especialmente para os pequenos produtores, reduzindo o grau de proteção ambiental estipulado pelo código anterior. Desde o Código de 1965 os topos de morros e montanhas já eram considerados como Áreas de Preservação Permanente, contudo, com a alteração da legislação, essa categoria de proteção sofreu considerável redução devido aos critérios utilizados para sua delimitação. Tais alterações foram pautadas no aumento da área destinada à produção agropecuária, não sendo considerados os serviços ambientais prestados por essas áreas quando em bom estado de conservação ou os desserviços quando mal manejadas.

Mesmo antes da alteração do Código Florestal já existia dificuldade para determinação dessa categoria de APP. Segundo Hott et al. (2004), a delimitação dessas áreas através de métodos analógicos, incluindo interpretação visual, pode conduzir a subjetividade e está condicionada à experiência do analista. Neste contexto, o uso de geotecnologias pode contribuir na determinação automática dessas áreas (PELUZIO et al., 2010; GASPARINI et al., 2013), além de permitir a padronização e a repetição da metodologia (VICTORIA et al., 2008). Diferentes autores têm demonstrado que, com o uso de um Sistema de Informação Geográfica (SIG) e uma base de dados altimétrica apropriada, é possível obter-se tal mapeamento (HOTT et al., 2004; PELUZIO et al., 2010).

Diante do exposto, este capítulo objetiva quantificar a redução das APPs de topo de morros decorrente da alteração do Código Florestal utilizando geotecnologias e determinar suas implicações em termos de serviços ambientais, considerando a bacia hidrográfica do rio Cacaria.

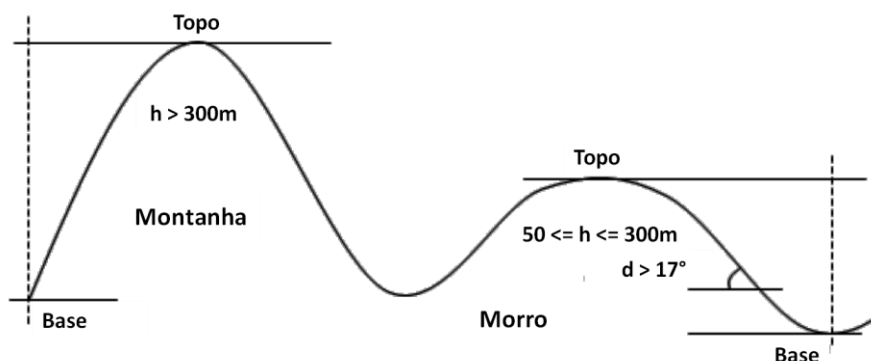
## 5 MATERIAL E MÉTODOS

### 5.1 Delimitação das APPs de topo de morro

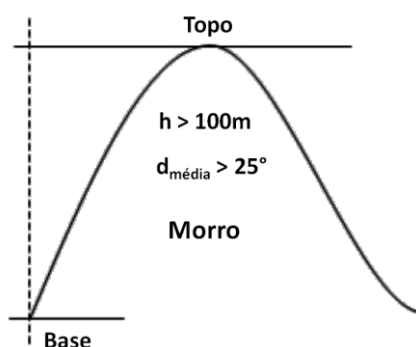
Segundo o Código Florestal de 1965 (BRASIL, 1965), os topos de morros, montes, montanhas e serras eram considerados APPs, com definições e critérios estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 303 de 2002 (BRASIL, 2002). Esta resolução define morro como sendo uma elevação do terreno com cota do topo em relação à base entre cinquenta e trezentos metros e encostas com declividade superior a trinta por cento (aproximadamente 17°) na linha de maior declividade. Sendo determinadas como APP as áreas situadas no terço superior de morros e montanhas (Figura 4). Estabelece ainda, que na ocorrência de dois ou mais morros ou montanhas cujos cumes estejam separados entre si por distâncias inferiores a

quinhetos metros, a APP abrangerá o conjunto dessas elevações, delimitada a partir da curva de nível correspondente a dois terços da altura do morro ou montanha de menor altura do conjunto.

De acordo com o Código Florestal de 2012, as APPs continuaram situadas no terço superior dessas elevações, porém o conceito de morro foi modificado, considerando somente aqueles com altura mínima de cem metros e inclinação média maior que 25° (Figura 5).



**Figura 4.** Critérios para definição de morros e montanhas de acordo com a Resolução CONAMA nº 303/2002. Onde: h = altura e d = declividade.



**Figura 5.** Critérios para definição de morros, montes, montanhas e serras de acordo com a Lei nº 12.651/12. Onde: h = altura e  $d_{m\acute{e}dia}$  = declividade média.

As APPs foram delimitadas de acordo com os critérios estabelecidos pela Resolução CONAMA 303/2002 e pela Lei Federal nº 12.651/12. Para isso foram utilizados Modelos Digitais de Elevação (MDE) produzidos e disponibilizados pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) com resolução espacial de 20 m, projeção cartográfica Universal Transversal Mercator (UTM) e Datum horizontal SIRGAS2000, zona 23 S.

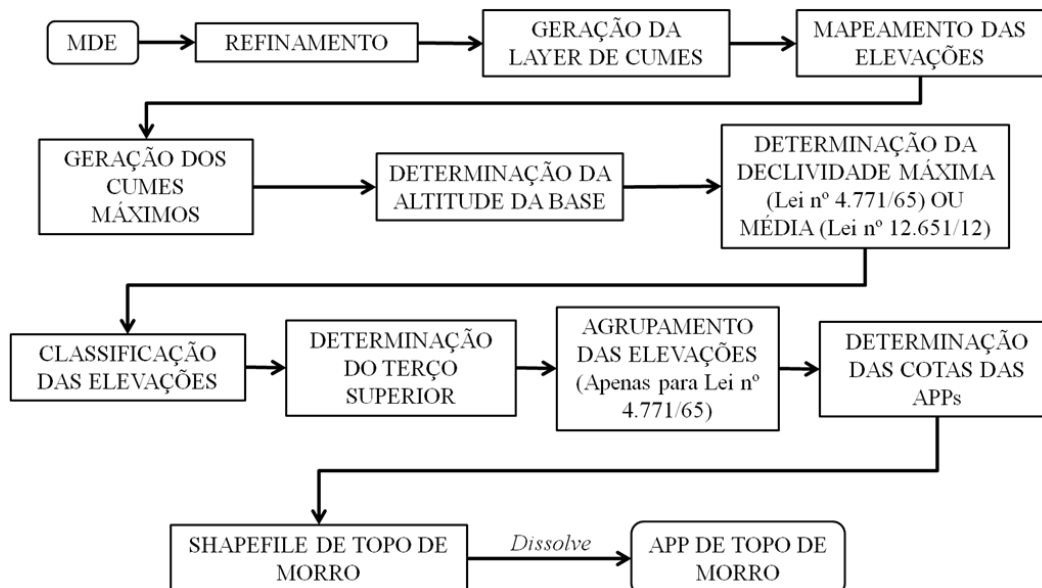
Tais MDEs foram obtidos através de processamento fotogramétrico analítico durante o projeto RJ-25, tendo como fonte de dados fotografias aéreas obtidas com escala aproximada de 1: 30.000 e resolução de 0,7m.

A área de abrangência da Bacia Hidrográfica foi composta por quatro arquivos: 2744-1-SO; 2744-1-SE; 2744-3-NO; 2744-3-NE, os quais foram tratados para retirada das cotas negativas e, posteriormente, unidos através da ferramenta *Mosaic to new raster*. A partir do mosaico dos MDEs foi realizada a reamostragem da resolução espacial para 5 m. A reamostragem foi feita através da ferramenta *Topo to Raster*, após transformação do MDE de 20 m para arquivo shapefile de pontos. Com o MDE de resolução espacial de 5 m foi realizada a delimitação da Bacia Hidrográfica do rio Cacaria a partir da criação de um shape de ponto no exutório da mesma (coordenadas conhecidas) e da ferramenta *Watershed*, em



*Hidrology*. Para o processamento dos dados do MDE descrito anteriormente, foi utilizado o software ArcGIS 10.1.

As APPs de topo de morro foram demarcadas conforme a metodologia proposta por Peluzio et al. (2010) (Figura 6). Foram necessárias adaptações para demarcação de acordo com o código atual, visto que o conceito de morro foi modificado.



**Figura 6.** Fluxograma das etapas envolvidas no mapeamento das APPs de topo de morro na bacia hidrográfica do rio Cacaria de acordo com as Leis nº 4.771/65 e 12.651/12. Adaptado de Peluzio et al. (2010).

## 5.2 Mapeamento do uso e cobertura do solo

Para o mapeamento do uso e cobertura do solo, utilizou-se uma imagem do satélite Landsat-8, obtida pelo sensor Operacional Terra Imager (OLI\_TIRS), através do site <<http://glovis.usgs.gov/>>. As imagens obtidas por este sensor consistem de nove bandas multiespectrais com resolução espacial de 30 metros (bandas de 1 a 7 e 9) e uma banda pancromática com resolução espacial de 15 metros (banda 8). O tamanho aproximado da cena é de 170 km ao norte-sul por 183 km a leste-oeste, sendo utilizada a cena correspondente à órbita 217 e ao ponto 76 para o dia 10/02/2014.

Utilizou-se o método de classificação supervisionada por máxima verossimilhança, o qual considera a ponderação das distâncias das médias e utiliza parâmetros estatísticos para efetuar a classificação (CRÓSTA, 1992). Para o processamento dos dados foi utilizado o software ERDAS IMAGINE 2010. Inicialmente foi realizada a fusão da banda pancromática com as bandas multiespectrais, com o objetivo de passar a resolução espacial das últimas para 15 metros (SOARES et al., 2005; GONÇALVES et al., 2009). Em seguida foi feita a reprojeção da imagem para Datum WGS 1984 UTM Zone 23S, visto que as imagens Landsat-8 são orientadas ao norte verdadeiro.

De acordo com a metodologia proposta por Quartaroli e Batistella (2006), foram adquiridas em campo (Fevereiro de 2014), com o auxílio de um GPS modelo Garmin MAP76 CSX, 10 pontos de controle para cada uma das classes de uso e ocupação do solo em questão: floresta, capoeira, pastagem, solo exposto e área urbana. Posteriormente esses pontos foram complementados a partir de imagens de alta resolução (Google Earth). Os pontos de controle foram então visualizados sobre a imagem Landsat-8 e iniciou-se o processo de coleta de

amostras de treinamento. Esse processo consiste na delimitação sobre a imagem de pequenas áreas representativas das classes de uso do solo. Os pontos de controle visualizados sobre a imagem servem como referência na delimitação das amostras, uma vez que os mesmos estão situados em áreas representativas de cada classe de uso existente na área. As amostras de treinamento foram transformadas em assinaturas espectrais e então foi realizada a fusão das assinaturas da mesma classe. Após a verificação da separabilidade das assinaturas procedeu-se a classificação da imagem.

Para avaliação da acurácia da classificação realizada foram distribuídos aleatoriamente 250 pontos no mapa (POUNCEY et al., 1999) os quais foram comparados com imagens de alta resolução disponibilizadas pelo Google Earth de forma a verificar quais pontos foram classificados corretamente. Conforme sugerido por Moreira (2001), para a validação da concordância entre a verdade de campo e o mapa temático gerado foi utilizado o índice Kappa (Equação 1). Para interpretação do índice obtido, considerou-se o que relatam Landis e Koch (1977): os valores de Kappa variam de 0 a 1, onde valores próximos a 1 sugerem um processo de classificação altamente eficiente.

$$K = \frac{N \sum_{i=1}^r X_{ii} - \sum_{i=1}^r (X_{i+} * X_{+i})}{N^2 - \sum_{i=1}^r (X_{i+} * X_{+i})} \quad (1)$$

Onde:

K = índice de exatidão Kappa;

r = número de linhas da matriz;

$X_{ii}$  = número de observações na linha i e coluna i;

$X_{i+}$  e  $X_{+i}$  = totais marginais da linha i e coluna i, respectivamente;

N = número total de observações.

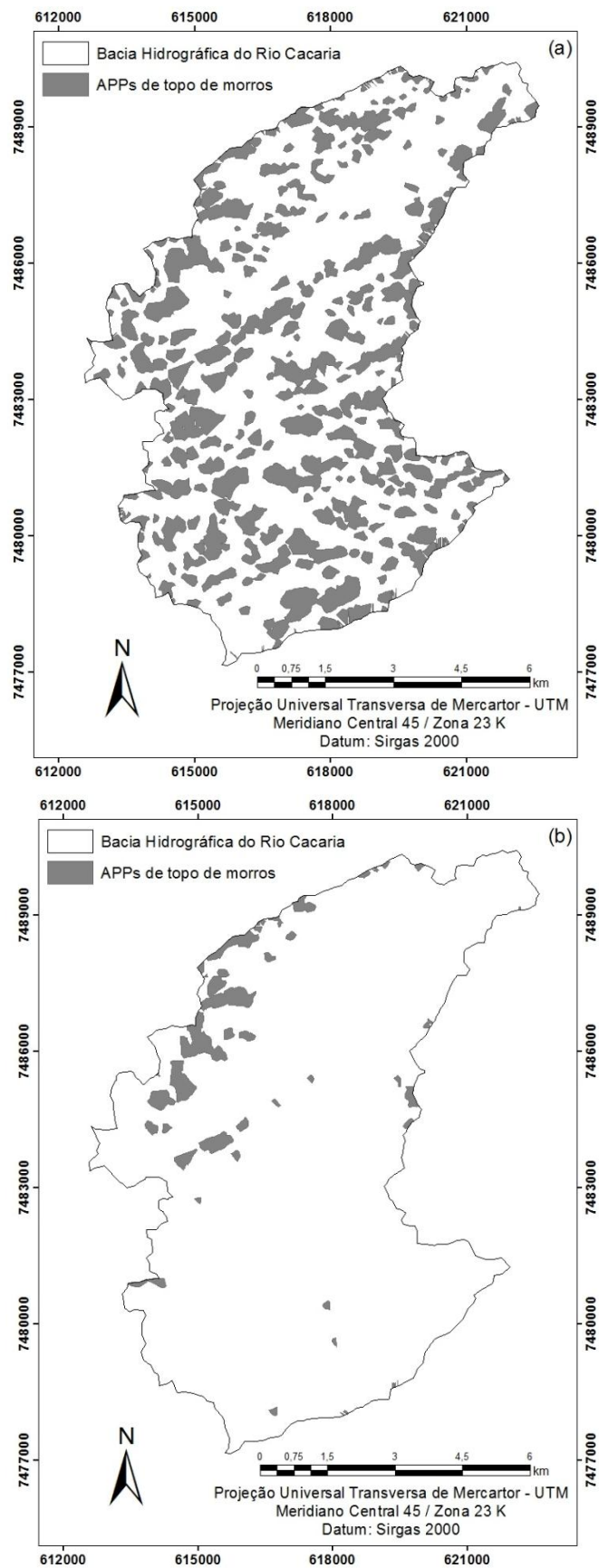
### 5.3 Análise de conflito de uso da terra nas APPs

Posteriormente, os mapas das APPs foram confrontados com o mapa de uso atual do solo identificando-se as áreas que apresentam uso conflitante (vegetação natural substituída por uso antrópico). Para isso utilizou-se a sobreposição de mapas, procedimento executado no módulo *Spatial Analyst* do ArcGIS 10.1, conforme sugerido por Gonçalves et al. (2012).

## 6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Após o mapeamento das APPs de topo de morro gerado de acordo com a Lei Federal nº 4.771/65 e Resolução CONAMA 303/02 constatou-se que estas ocupavam uma área de 22,54 km<sup>2</sup>, o que representa aproximadamente 31% da área total da bacia (Figura 7a). Já para o mapeamento de acordo com o Código Florestal vigente (Lei nº 12.651/12), as APPs de topo de morro cobrem apenas 2,90 km<sup>2</sup>, aproximadamente 4% da área total da bacia (Figura 7b). A alteração do Código Florestal Brasileiro configurou dessa forma, para a área de estudo, uma perda de 19,65 km<sup>2</sup> em áreas de preservação permanente de topo de morros, ou seja, uma redução de aproximadamente 87% das áreas que deveriam ser protegidas dentro dessa categoria.

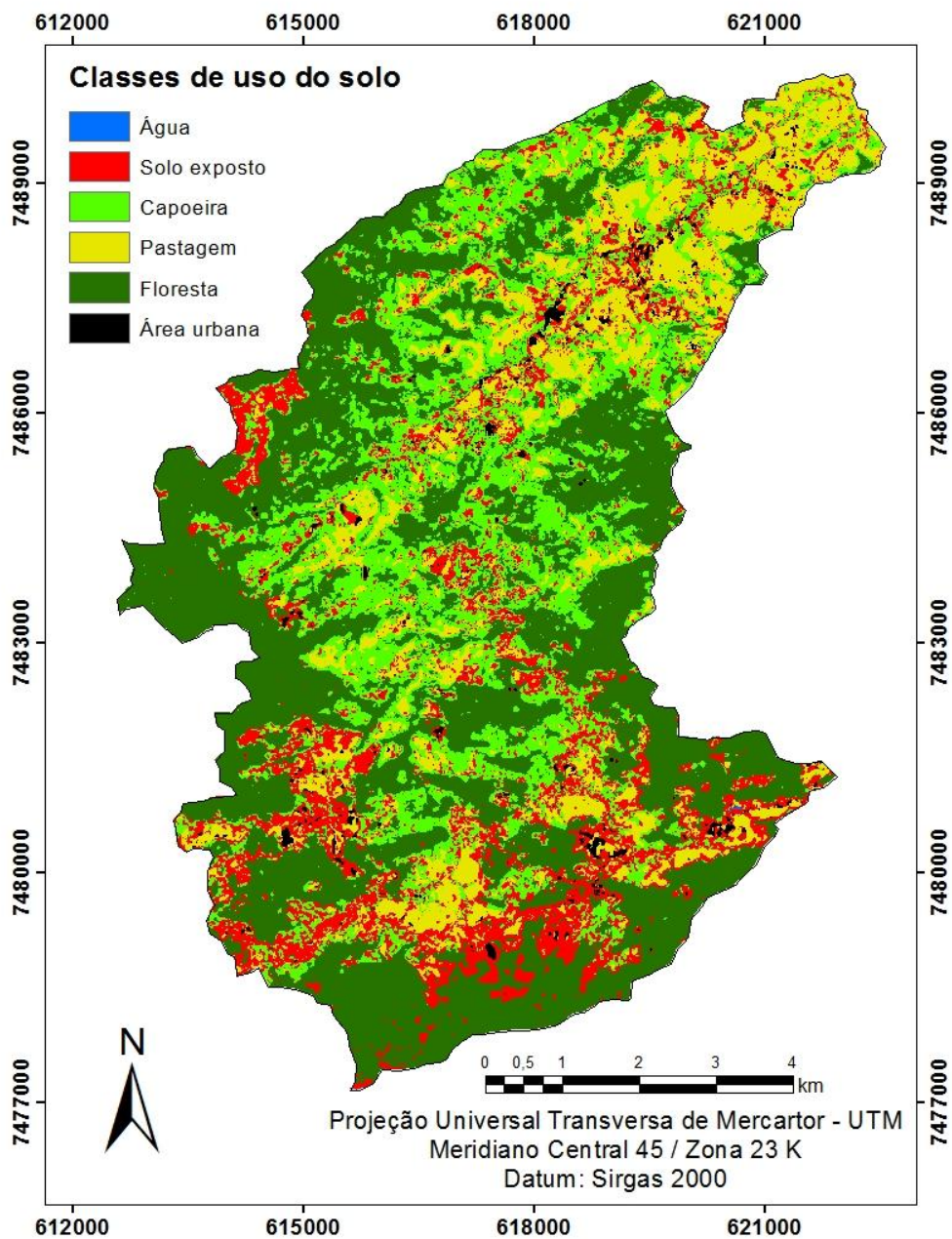
No mapeamento do uso e cobertura do solo foi encontrado um elevado percentual de áreas classificadas como solo exposto (15,75%), contudo a maior parte da bacia encontra-se coberta por vegetação florestal em diferentes estágios sucessionais, representada pelas classes Floresta e Capoeira (Tabela 1 e Figura 8).



**Figura 7.** Mapa das Áreas de Preservação Permanente de topo de morro da bacia hidrográfica do rio Cacaria, município de Piraí – RJ, delimitadas de acordo com a Lei Federal nº 4.771/65 e Resolução CONAMA 303/02 (a) e com a Lei Federal nº 12.651/12 (b).

**Tabela 1.** Classes de uso do solo e suas correspondentes áreas na bacia hidrográfica do rio Cacara, Piraí-RJ.

Uso	Área (km <sup>2</sup> )	Área (%)
Floresta	31,09	42,53
Capoeira	18,68	25,56
Pastagem	10,9	14,91
Solo exposto	11,51	15,75
Área urbana	0,91	1,25
Água	0,006	0,008
TOTAL	73,1	100



**Figura 8.** Classificação supervisionada do uso do solo utilizando o algoritmo da máxima verossimilhança para a Bacia Hidrográfica do rio Cacara, município de Piraí-RJ.

O índice Kappa obtido para imagem classificada pelo método da máxima verossimilhança foi 0,65 (Tabela 2). Segundo Landis e Koch (1977), este valor indica uma qualidade muito boa para o mapa temático gerado, evidenciando a eficiência das técnicas utilizadas. Este estimador de acerto considera a proporção de amostras corretamente classificadas, indicando a acurácia dos mapas gerados a partir de uma matriz de erros.

**Tabela 2.** Resultados do índice Kappa da imagem classificada pelo algoritmo da máxima verossimilhança para bacia hidrográfica do rio Cacaria, Pirai-RJ.

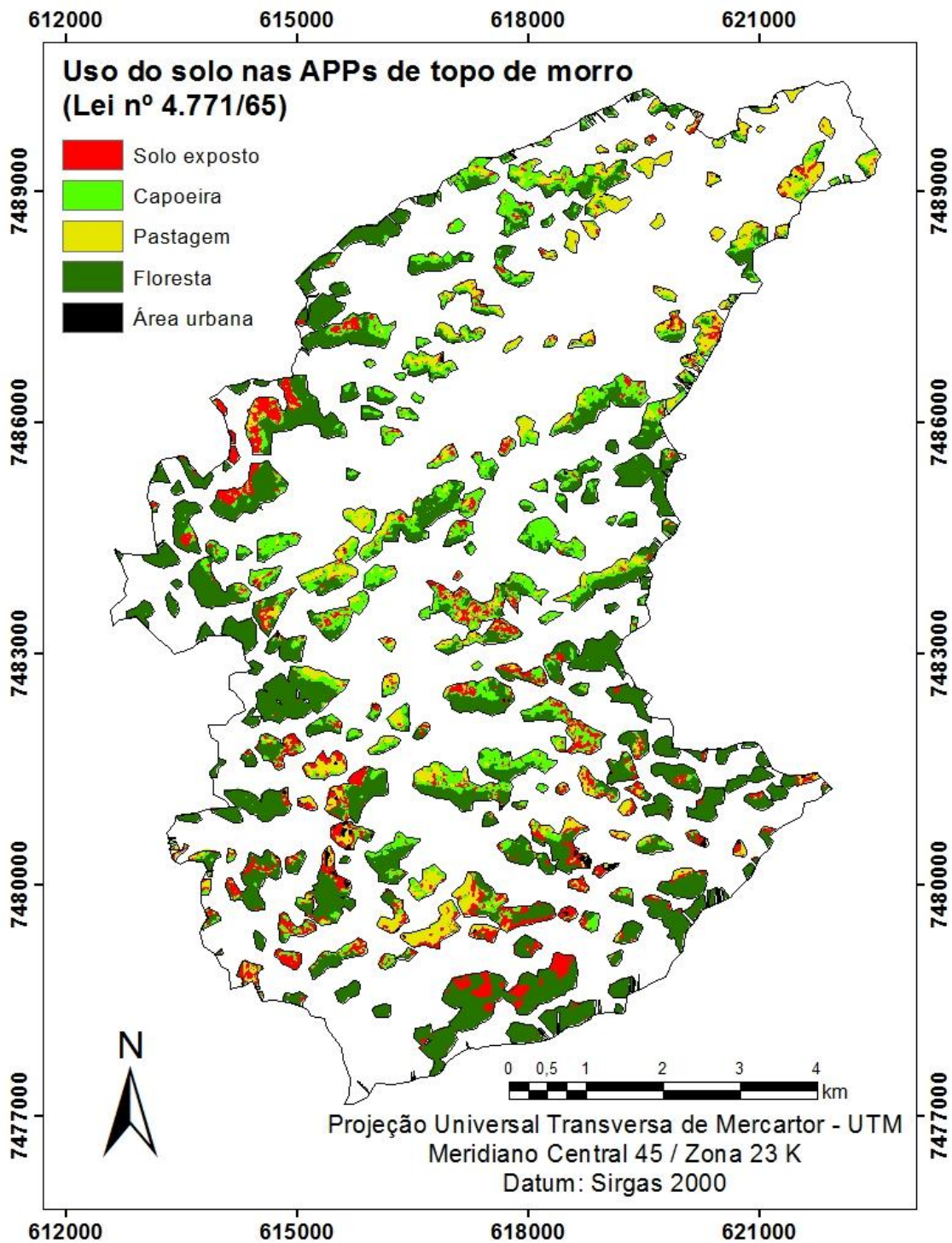
<b>Classes</b>	<b>Kappa condicional (%)</b>
Floresta	89,32
Capoeira	58,33
Área urbana	14,97
Pastagem	100
Solo exposto	39,61
Água	100
<b>Índice Kappa Global</b>	<b>65,38</b>

De acordo com o Código Florestal de 1965, 28,33% das APPs de topo de morro estão ocupadas por alguma atividade antrópica (uso conflitante), destacando-se a pastagem e solo exposto com 13,81% e 13,75, respectivamente (Tabela 3 e Figura 9). As áreas com cobertura florestal em diferentes estágios sucessionais (floresta e capoeira) ocuparam 71,67% do total das APPs.

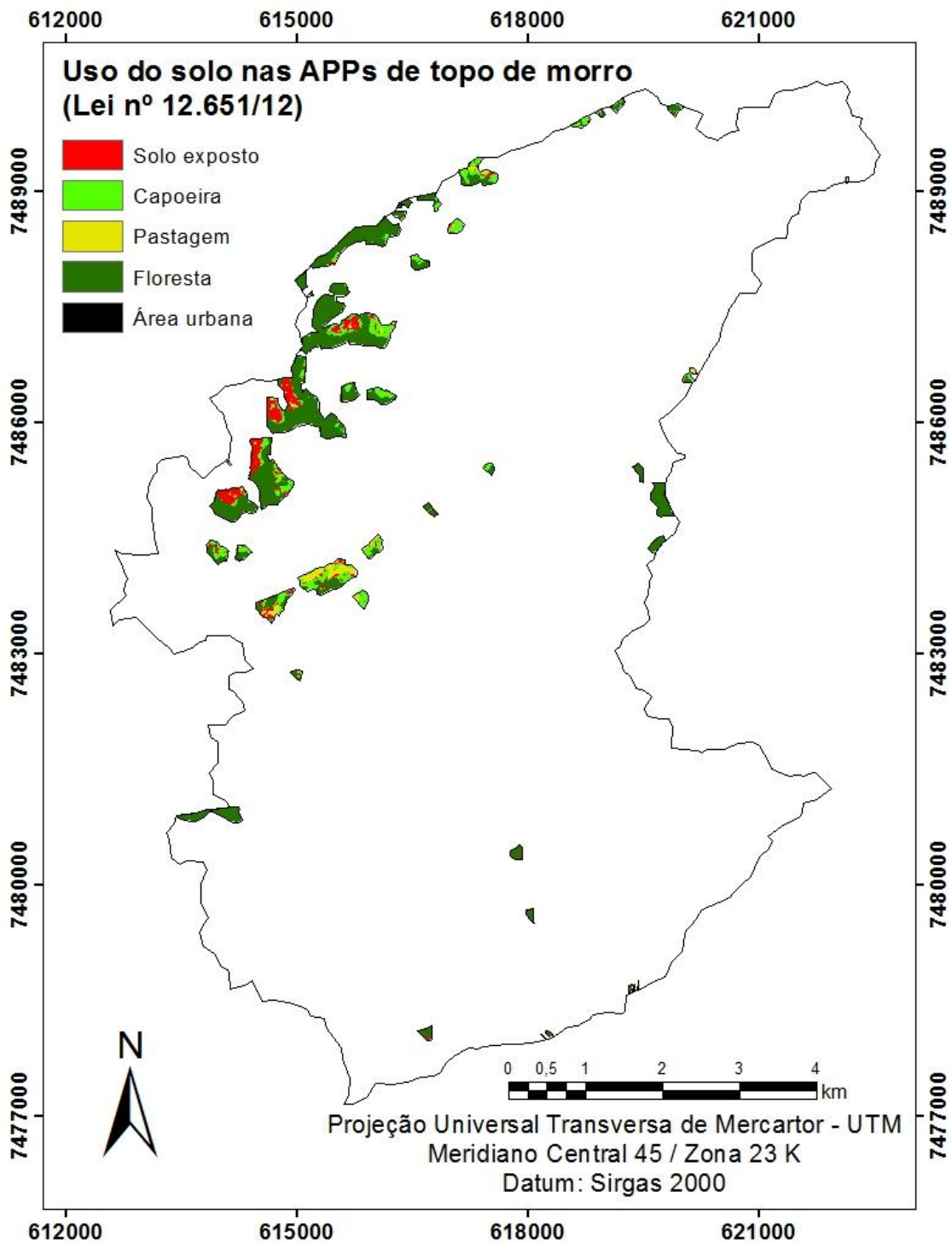
No mapeamento de acordo com o Código Florestal de 2012, as áreas em conflito de uso correspondem a 16,94% do total das APPs de topo de morro, sendo predominante o solo exposto (Tabela 3 e Figura 10). As áreas de floresta secundária ocuparam cerca de 83,06% do total das APPs delimitadas.

**Tabela 3.** Porcentagens de uso do solo dentro das Áreas de Preservação Permanente de topo de morros da bacia hidrográfica do rio Cacaria, município de Pirai – RJ de acordo com os Códigos Florestais de 1965 e de 2012.

Uso	<b>Lei nº 4.771/65</b>		<b>Lei nº 12.651/12</b>	
	Área (km <sup>2</sup> )	Área (%)	Área (km <sup>2</sup> )	Área (%)
Floresta	11,32	50,21	1,87	64,53
Capoeira	4,84	21,46	0,54	18,53
Pastagem	3,11	13,81	0,15	5,32
Solo exposto	3,1	13,75	0,34	11,6
Área urbana	0,17	0,77	0,0004	0,02
<b>TOTAL</b>	<b>22,54</b>	<b>100</b>	<b>2,90</b>	<b>100</b>



**Figura 9.** Mapa de conflito de uso do solo nas áreas de preservação permanente em topo de morro, delimitadas de acordo com a Lei Federal nº 4.771/65 e Resolução CONAMA 303/02 para a bacia hidrográfica do rio Cacaria, Piraí-RJ.



**Figura 10.** Mapa de conflito de uso do solo nas áreas de preservação permanente em topo de morro, delimitadas de acordo com a Lei Federal nº 12.651/12 para a bacia hidrográfica do rio Cacaria, Piraí-RJ.

Apesar da redução, a situação das APPs de topo de morro foi pouco discutida durante o processo de modificação do Código Florestal. Este fato decorre da dificuldade de delimitação dessas áreas sem o auxílio de técnicas de Sensoriamento Remoto e de geoprocessamento (HOTT et al., 2004). O descumprimento da legislação florestal era

atribuído, em parte, à dificuldade de delimitação dessas áreas (GONÇALVES et al., 2012). Neste contexto, se insere a importância de geotecnologias em diferentes escalas espaço-temporal, para delimitação automática das APPs, pois segundo Ribeiro et al. (2005), elimina a subjetividade do processo, viabilizando o cumprimento do Código Florestal brasileiro e favorecendo a fiscalização ambiental.

Segundo Soares-Filho et al. (2014), as alterações nos critérios para delimitação das APPs de topo de morros promoveram uma redução de 87% de sua área total em todo o país. Essa redução foi semelhante à encontrada no presente estudo, dessa forma a bacia do rio Cacaria é representativa da situação do país para essa questão.

Victoria et al. (2008), encontraram que as APPs em topo de morro, delimitadas de acordo com o Código Florestal de 1965 e Resolução Conama 303/02, correspondiam a 4,53% do território brasileiro. Considerando a redução encontrada neste estudo e por Soares-Filho et al. (2014), atualmente essa categoria de proteção cobre cerca de 0,59% do território nacional. Em locais com relevo menos acidentado é difícil encontrar áreas que contemplem os critérios de morro estabelecidos pela legislação vigente. Este fato provavelmente extinguiu essa categoria de proteção em diversas regiões do país.

Um dos argumentos utilizados para alteração da legislação florestal é que o seu cumprimento inviabilizaria vários setores da agropecuária. Contudo, Brancalion e Rodrigues (2010), em trabalho sobre o setor canavieiro no Estado de São Paulo, apontam que o Código Florestal de 1965 poderia ter sido cumprido sem inviabilizar a produção agrícola.

Das áreas que deixaram de ser consideradas APPs de topo de morro após alteração da legislação, 52% apresentam alta vulnerabilidade à erosão para o critério declividade, conforme classificação proposta por Crepani et al. (2001). Considerando que a vulnerabilidade à erosão é resultado de uma combinação de diferentes fatores físicos e ambientais (GUERRA et al., 2005), como o solo, o embasamento geológico, o clima, a topografia e a cobertura do solo (SILVA et al., 2003), é esperado que a retirada da vegetação nativa nas áreas que antes eram definidas como APP configure um aumento de sua vulnerabilidade à erosão.

Na região do estudo, as áreas de solo exposto ocorrem como consequência de processos erosivos em pastagens mal manejadas e estabelecidas em locais inapropriados. Com a alteração do código florestal, áreas que ainda resguardam algum serviço ambiental e que não possuem aptidão para atividades agropecuárias poderão ser destinadas para este uso, podendo aumentar os processos erosivos na bacia (CREPANI et al., 2001). O aumento da produção de sedimentos poderá trazer prejuízos ambientais, sociais e econômicos, dada a sua implicação no abastecimento de recursos hídricos para a região metropolitana do Rio de Janeiro.

As APPs de topo de morro, de acordo com o Código florestal de 1965, apresentaram considerável cobertura florestal, embora houvesse necessidade de restaurar 6,38 km<sup>2</sup> da bacia para adequá-la à legislação segundo este critério. Com o atual Código se faz necessário restaurar apenas 0,49 km<sup>2</sup>.

As áreas de capoeira não foram consideradas como uso conflitante e nem contabilizadas para necessidade de restauração, visto que se as mesmas forem protegidas de fatores de perturbação, aliado a existência de fontes de propágulos na região, a sucessão continuará ocorrendo, constituindo florestas e retomando os serviços ambientais em poucos anos (HALL et al, 2011).

Do ponto de vista do proprietário rural a redução das áreas a serem restauradas e o aumento de área destinada à produção inicialmente podem parecer positivas, porém essa lógica precisa ser revertida. A compreensão da importância da manutenção de áreas naturais na propriedade rural é fundamental, visto que existe uma falsa concepção de que a vegetação nativa representa área não produtiva, com custo adicional e sem retorno econômico para o produtor (SILVA et al, 2011). No entanto, essas áreas desempenham importantes funções



ecossistêmicas que interferem, inclusive, na produtividade agrícola (IMPERATRIZ-FONSECA e NUNES-SILVA, 2010), além da possibilidade de trazer renda adicional aos produtores.

Dentre as atividades que possibilitam retorno econômico podem ser citados o uso múltiplo da floresta (LAURANCE, 1999), a manutenção do estoque de carbono (LEWIS et al., 2009) e a conservação da produção de água (BRUIJNZEEL, 2004). Com relação aos serviços ecossistêmicos que interferem na produtividade agrícola destacam-se a manutenção da fauna encarregada da polinização de culturas (KLEIN et al., 2007; IMPERATRIZ-FONSECA e NUNES-SILVA, 2010) e do controle natural de pragas agrícolas (SILVA et al., 2011). A vegetação nativa ainda promove o controle de processos erosivos, a diminuição do assoreamento dos cursos d'água e a regulação do fluxo hídrico, devido ao predomínio de processos de infiltração e escoamento subsuperficial em detrimento do escoamento superficial (PRADO et al., 2006).

Em contrapartida, a ausência de vegetação nativa em ambientes com alta fragilidade ambiental, pode trazer consequências desastrosas, além de degradar mananciais e aumentar os custos de tratamento de água para abastecimento (TUNDISI e TUNDISI, 2010).

Por fim, considerando que a vegetação exerce diferentes funções conforme sua localização em uma bacia hidrográfica evidencia-se a necessidade de maiores investigações para quantificação dos reais impactos advindos dessa redução, ou seja, é preciso conhecer melhor o papel ambiental da vegetação florestal em áreas de topo de morro.

## **7 CONCLUSÕES**

A alteração do Código Florestal reduziu as áreas de preservação permanente em topo de morros, promovendo a regularização de áreas com uso ambientalmente inapropriado. Além disso, muitas áreas florestais que anteriormente estavam protegidas agora são passíveis de utilização, considerando a lei 12.651/12. Essa é uma situação preocupante por se tratar de ambientes com alta fragilidade e elevada importância na manutenção de processos ecológicos.

As alterações referentes às APPs em topo de morros configuram, dessa forma, uma redução da superfície com cobertura florestal, independentemente da condição ambiental da bacia, podendo ser esta legislação florestal um retrocesso ao desenvolvimento sustentável dos ecossistemas ambientalmente frágeis, visto que permitem usos incompatíveis com a aptidão dessas áreas.

## **CAPÍTULO II – SERVIÇOS AMBIENTAIS HIDROLÓGICOS DAS ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE EM TOPO DE MORROS**

## RESUMO

A recente alteração do Código Florestal Brasileiro reduziu as áreas de preservação permanente (APPs) em topo de morros. Os potenciais efeitos dessa redução para o funcionamento hidrológico das microbacias ainda não foram dimensionados. Os objetivos desse trabalho foram: (1) Quantificar a condutividade hidráulica do solo saturado ( $K_{sat}$ ) em duas profundidades (12,5 cm e 20 cm), em topo de morros com cobertura de capoeira e pastagem; (2) Comparar a  $K_{sat}$  com intensidade de chuvas da região; e (3) Relacionar os resultados obtidos com o funcionamento hidrológico de bacias hidrográficas. O estudo foi conduzido na bacia hidrográfica do rio Cacaria, Piraí – RJ. Utilizou-se para medição um permeâmetro tipo Guelph. As áreas de amostragem foram selecionadas considerando a padronização de fatores como tipo de solo e declividade. Cada uso foi representado por 60 amostras, sendo 30 em cada profundidade avaliada. As áreas de capoeira apresentaram valores médios maiores do que as de pastagem para  $K_{sat}$  a 12,5 cm, provavelmente decorrente da maior deposição de matéria orgânica sobre o solo nesses ambientes. Em 20 cm a  $K_{sat}$  não diferiu entre os tratamentos. Sob os dois tipos de cobertura a  $K_{sat}$  diminuiu consideravelmente com o aumento da profundidade. A variabilidade dos dados de  $K_{sat}$ , avaliada pelo coeficiente de variação, foi alta. Apesar disso foi possível detectar diferenças estatísticas entre os usos de solo analisados. Apesar de a capoeira apresentar  $K_{sat}$  superior em 12,5 cm de profundidade, os valores ainda são considerados baixos, provavelmente em consequência da perturbação sofrida e do pouco tempo de restauração dessas áreas. Além disso, as áreas de capoeira continuam sofrendo com frequentes queimadas para renovação de pastagens, que avançam sobre as bordas das matas e impedem sua evolução para estágios sucessionais mais avançados. A precipitação média anual para o período avaliado (2008 a 2012) foi 1.386 mm. Deste valor, 4,78% dos registros de chuva apresentaram intensidade superior a  $K_{sat}$  superficial nas áreas de pastagem, o que corresponde 36,8% da precipitação total, com um excedente de 17,7% do volume total de chuva. Para as áreas de capoeira 2,21% dos registros de chuva são superiores a  $K_{sat}$  superficial, o que corresponde a 23,59% do volume total de chuva, com excedente de 9,72%. Isso pode ser um fator influente nas elevadas taxas de erosão observadas na região. Apesar de melhorias nos serviços ambientais hidrológicos a partir da regeneração natural das áreas em topo de morros, estes ecossistemas ainda apresentam elevada fragilidade. Com a alteração do Código Florestal, atualmente essas áreas não são mais consideradas APP, logo, a condicionante legal para que a proteção das mesmas se efetive e que os serviços ecossistêmicos sejam plenamente recuperados, não mais existe.

**Palavras-chave:** Propriedades hidráulicas do solo, Permeâmetro tipo Guelph, Serviços ambientais hidrológicos.

## ABSTRACT

The current Brazilian Forest Code reduced the Areas of Permanent Preservation (APPs) on hilltops. The potential effects of this reduction to the hydrological functioning of watersheds have not been dimensioned. The objectives of this study were: (1) To quantify the saturated hydraulic conductivity ( $K_{sat}$ ) at two depths (12.5 cm and 20 cm), on hilltops with cover of capoeira and pasture; (2) To compare  $K_{sat}$  with intensity of rain in the region; and (4) To relate the obtained outcomes of this research to the hydrological functioning of the watershed. The study was conducted in the Cacaria river watershed, Pirai – RJ. There were used a Guelph permeameter to measure the  $K_{sat}$ . The sampling areas were chosen considering the standardization of factors such as soil type and slope. Each land-use was represented by 60 samples, 30 at each depth evaluated. The capoeira has higher mean values of  $K_{sat}$  at 12.5 cm depth than the pasture area, probably due to higher deposition of organic matter on the soil. At 20 cm depth the  $K_{sat}$  did not differ among treatments. In both capoeira and pasture  $K_{sat}$  decreased considerably with increasing depth. The variability of  $K_{sat}$  data, measured by the coefficient of variation was high. Nevertheless, it was possible to detect statistical differences between the land-uses. Although capoeira present higher  $K_{sat}$  at 12.5 cm depth, the values are still considered low, probably as a result of sustained disturbance and little time to restore these areas. In addition, capoeiras continue to suffer from the frequent fires to renew pastures that impair its progression to more advanced successional stages. The annual rainfall average for the study period (2008-2012) was 1,386 mm. From this total, 4.78% of the rainfall recorded showed intensity higher than the  $K_{sat}$  of the pasture, representing 36.8% of the total precipitation and surplus of 17,7 % of the total rainfall volume. For the capoeira 2.21% of the rainfall recorded showed intensity higher than the  $K_{sat}$ , corresponding to 23.59% of the total rainfall volume and 9.72% of surplus. This can be an influential factor in the high erosion rates observed in the region. Despite the improvements to hydrological services caused by the forest natural regeneration, these ecosystems still have high fragility. According to the current Forest Code, these areas are no longer considered APP, so the legal condition for their effective protection no longer exists.

**Key words:** Soil hydraulic properties, Guelph permeameter, Hydrological environmental services.

## 8 INTRODUÇÃO

Considerada um dos hotspots mundiais de biodiversidade (MYERS et al., 2000), a Mata Atlântica é um dos biomas brasileiros que mais sofreu com as atividades antrópicas. Desde as primeiras etapas da colonização do Brasil, este bioma tem passado por períodos exploratórios que resultaram na devastação de áreas florestais (RODRIGUES et al., 2009). Atualmente a Floresta Atlântica está reduzida a aproximadamente 10% de sua cobertura original (SOS MATA ATLÂNTICA e INPE, 2011), constituídos por fragmentos predominantemente pequenos em diferentes estágios de sucessão (RIBEIRO et al., 2009), sendo os mais conservados encontrados nas partes de maiores altitudes e de difícil acesso. As demais paisagens são constituídas por um mosaico de terras agrícolas de baixa produtividade, pastagens extensivas, áreas urbanas e áreas abandonadas em vários estágios de regeneração.

O Código Florestal Brasileiro (Lei nº 12.651/12) é um instrumento legal que regulariza o uso e manejo de terra em propriedades privadas. Considerando que aproximadamente 53% da vegetação nativa do Brasil ocorrem nessas propriedades e que as mesmas são responsáveis pela manutenção de uma gama de serviços ecossistêmicos (SOARES-FILHO et al., 2014), o Código Florestal tem enorme importância para conservação de remanescentes florestais no país e conseqüentemente para qualidade de vida da população. No entanto, a recente alteração do mesmo reduziu as áreas legalmente protegidas, principalmente no que diz respeito às áreas de preservação permanente (APPs) em topo de morros. Segundo Soares-Filho et al. (2014), as mudanças na definição dessa categoria de proteção reduziram sua área total em 87%.

De forma geral, a redução de áreas protegidas pode ter um grande impacto na conservação da biodiversidade e em programas de restauração florestal (SOARES-FILHO et al., 2014). No entanto, os potenciais efeitos da redução das APPs de topo de morro para o funcionamento hidrológico das microbacias ainda não foram relatados.

As microbacias apresentam setores com habilidades e funções específicas que determinam o seu funcionamento hidrológico (BAPTISTA et al., 2014). Enquanto a função hidrológica das florestas em APPs no entorno de cursos d'água são conhecidas em algum grau (SALEMI et al., 2012), o papel de florestas localizadas nas APPs em topo de morros no ciclo hidrológico ainda carece de informações. Atualmente, os estudos de hidrologia florestal estão geralmente vinculados a matas ciliares, buscando compreender a importância dessa região para o provimento de água em qualidade e quantidade e a influência da vegetação florestal no exercício dessa função. Porém, não é comum encontrar trabalhos que retratem a importância de vegetação nativa nas regiões de topo de morros. A partir desta compreensão será possível avaliar com maior embasamento os potenciais impactos hidrológicos da alteração do código florestal concernente a esta categoria de proteção.

De uma maneira geral, a redução de áreas florestais traz prejuízos à sociedade, visto que os serviços ambientais desempenhados pelas florestas são fundamentais na manutenção do equilíbrio dos ecossistemas, promovendo melhorias na qualidade de vida das populações humanas (FEARNSIDE, 2006). Dentre os benefícios gerados pelas florestas destacam-se: a ciclagem de nutrientes, a proteção da biodiversidade, o armazenamento e a captura de CO<sub>2</sub> e a conservação do solo e da água (LIMA e ZAKIA, 2006).

O solo está diretamente ligado à dinâmica da água em uma microbacia hidrográfica, constituindo-se em um fator determinante na manutenção do equilíbrio hidrológico do sistema (ZIMMERMANN et al., 2006). Existem diversos fatores que condicionam o movimento da água no solo, como a cobertura vegetal (ROTH et al. 1988), porosidade (EVERTS e KANWAR, 1992), densidade (SALES et al., 1999), estrutura (RESENDE et al., 1997), textura (DAKER, 1970), grau de agregação (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2008), selamento superficial (CHAVES et al., 1993) e umidade inicial do solo (ARAÚJO FILHO e RIBEIRO, 1996).

Durante uma chuva, parte da água pode infiltrar e/ou escoar sobre a superfície do solo (LIBARDI, 2005), dependendo das relações de intensidade de chuva e de infiltração. Quanto maior o escoamento superficial, maior o potencial de erosão sobre o solo (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2008). Em ecossistemas florestais os solos apresentam significativa porosidade, o que favorece a infiltração da água precipitada em detrimento do escoamento superficial (CHENG et al., 2002).

A água da chuva também exerce ação erosiva sobre o solo mediante o impacto da gota de chuva (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2008). No entanto, em ecossistemas florestais, a matéria orgânica produzida e acumulada sobre o solo protege o mesmo ajudando a manter sua estrutura e dificultando a ocorrência de processos erosivos (ROTH et al., 1985; ZIEGLER et al., 2004). Somando-se a isso, o sistema radicular das árvores ajuda a manter o solo coeso, reduzindo o transporte de sedimentos por escoamento superficial mesmo em áreas de grande declividade (MENDONÇA et al., 2009).

Mudanças no uso e na cobertura do solo podem promover alterações em sua estrutura e conseqüentemente em suas propriedades hidráulicas, como a capacidade de infiltração e a condutividade hidráulica do solo saturado ( $K_{sat}$ ), podendo interferir nos modos de geração de escoamento (DIAS JUNIOR e ESTANISLAU, 1999; SOUZA e ALVES, 2003).

Segundo Souza e Alves (2003), a capacidade de infiltração e a  $K_{sat}$  são particularmente sensíveis à perturbação do solo, refletindo as condições físicas do mesmo, como estrutura, porosidade e ocorrência de camadas compactadas. Portanto, essas variáveis podem servir como indicadores para a influência do uso e cobertura sobre o funcionamento hidrológico do solo (ZIMMERMANN et al., 2006).

A capacidade de infiltração é uma propriedade que representa a intensidade máxima que o solo, em dada condição e tempo, pode absorver a água a uma determinada taxa (SALES et al., 1999). Esse processo, contudo, não é constante ao longo do tempo. A taxa de entrada de água no solo decresce com o tempo em função do umedecimento do perfil assumindo um valor mínimo constante denominado de velocidade de infiltração básica (VIB), que é equivalente à  $K_{sat}$  (OTTONI, 2005). A  $K_{sat}$  expressa a facilidade com que a água se movimenta no solo, descrevendo a funcionalidade de seu sistema poroso, englobando propriedades relacionadas com a sua porosidade, como quantidade, tamanho, morfologia, continuidade e orientação dos poros (GONÇALVES e LIBARDI, 2013).

O conhecimento das propriedades hidráulicas do solo é importante para o estabelecimento de estratégias de manejo e reconhecimento do atual estágio de conservação dos ambientes (ZIMMERMANN et al., 2006). De acordo com Roth et al. (1985), a determinação da  $K_{sat}$  é de fundamental importância, pois existe uma relação direta entre essa propriedade e a erosão. Segundo Arzeno (1990), a  $K_{sat}$  é um atributo eficaz para avaliação de manejos de solo por representar a propriedade que melhor reflete suas condições físicas, sua qualidade e estabilidade estrutural. Ziegler et al. (2004) afirmam que a  $K_{sat}$  é uma propriedade chave na determinação dos caminhos de fluxos em uma bacia hidrográfica.

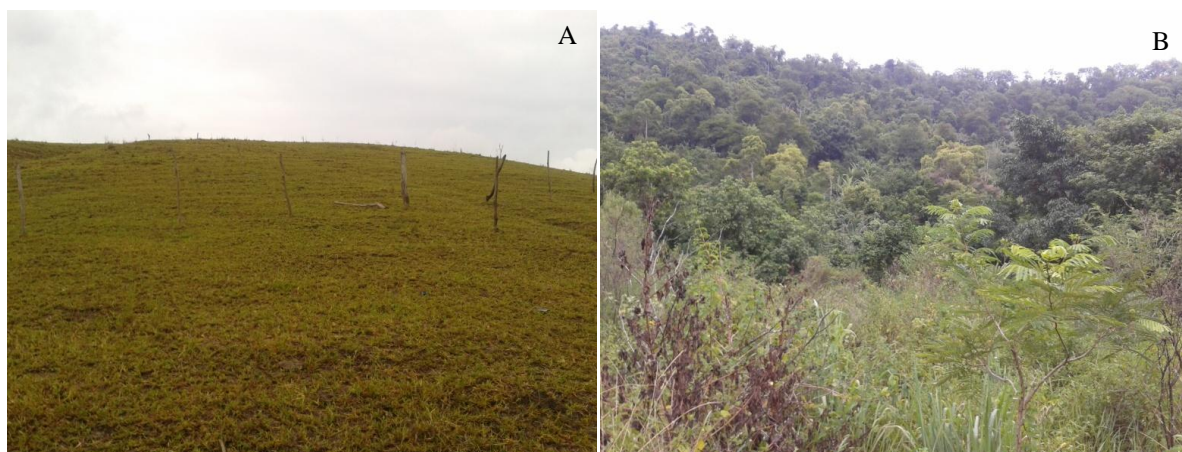
Dessa forma, são objetivos deste capítulo:

- Investigar os efeitos de diferentes coberturas (capoeira e pastagem) em áreas de topo de morro sobre a permeabilidade do solo em duas profundidades (12,5 cm e 20 cm);
- Comparar a permeabilidade do solo com intensidade de chuvas na região;
- Relacionar as propriedades hidráulicas do solo em áreas de topo de morro com o funcionamento hidrológico das bacias hidrográficas e com os serviços ambientais desempenhados.

## 9 MATERIAL E MÉTODOS

### 9.1 Área de estudo

Após mapeamento do uso e cobertura do solo, foram selecionados seis topos de morros com diferentes tipos de cobertura, sendo três com capoeira e três com pastagem (Figura 11). As áreas de capoeira consistem em fragmentos florestais em estágios iniciais de sucessão (Figura 12), as quais sofreram intervenções desde o período colonial, com a retirada das florestas e introdução da cultura cafeeira, e continuam sofrendo com frequentes queimadas anuais para renovação de pastagem que avançam sobre as bordas das matas.



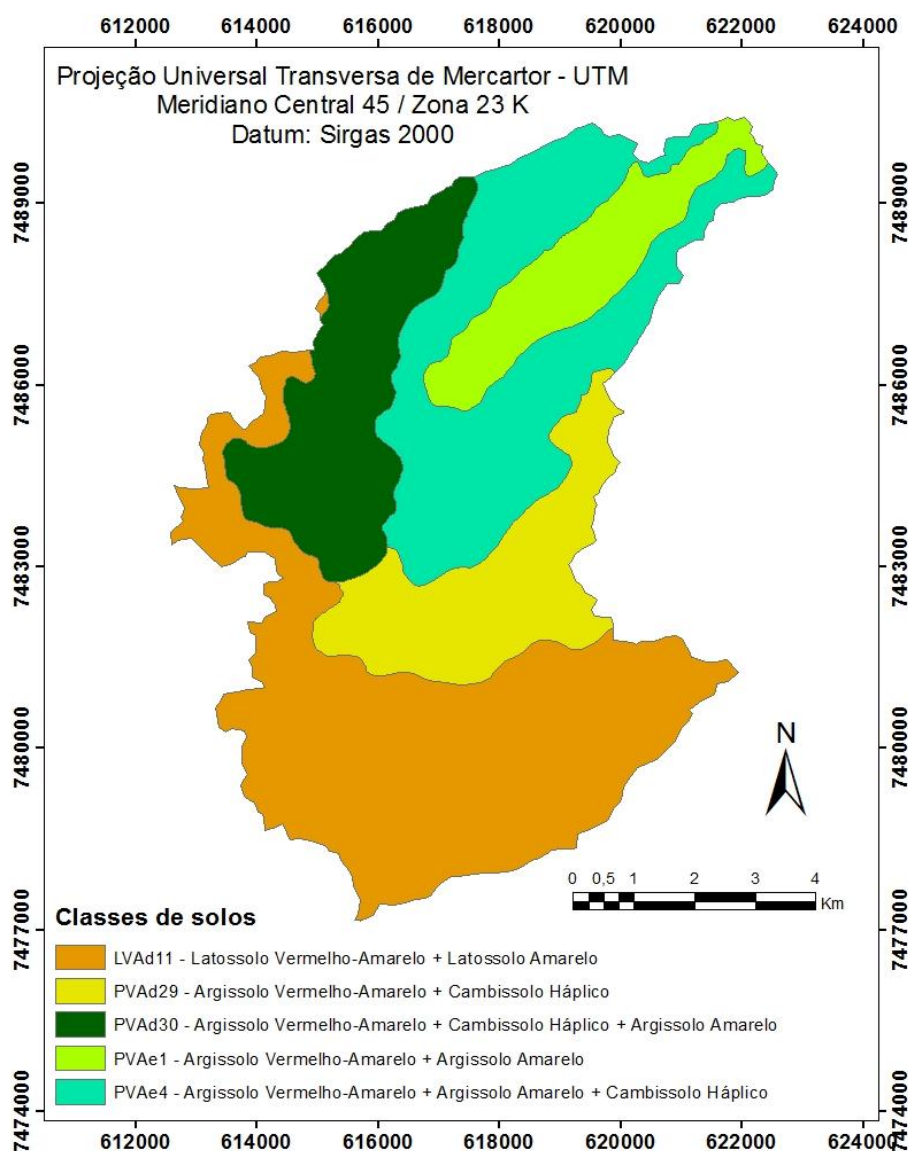
**Figura 11.** Topo de morro com pastagem (A) e capoeira (B), localizados na Bacia Hidrográfica do rio Cacaria, Piraí-RJ.



**Figura 12.** Capoeira onde foram realizadas medições com o Permeâmetro tipo Guelph na Bacia Hidrográfica do rio Cacaria, Piraí-RJ.

A seleção das áreas foi condicionada à padronização do tipo de solo e da declividade média, com o intuito de reduzir o efeito destas variáveis físicas sobre o objeto de estudo, permitindo uma melhor avaliação da influência do uso e cobertura da terra nas propriedades hidráulicas do solo.

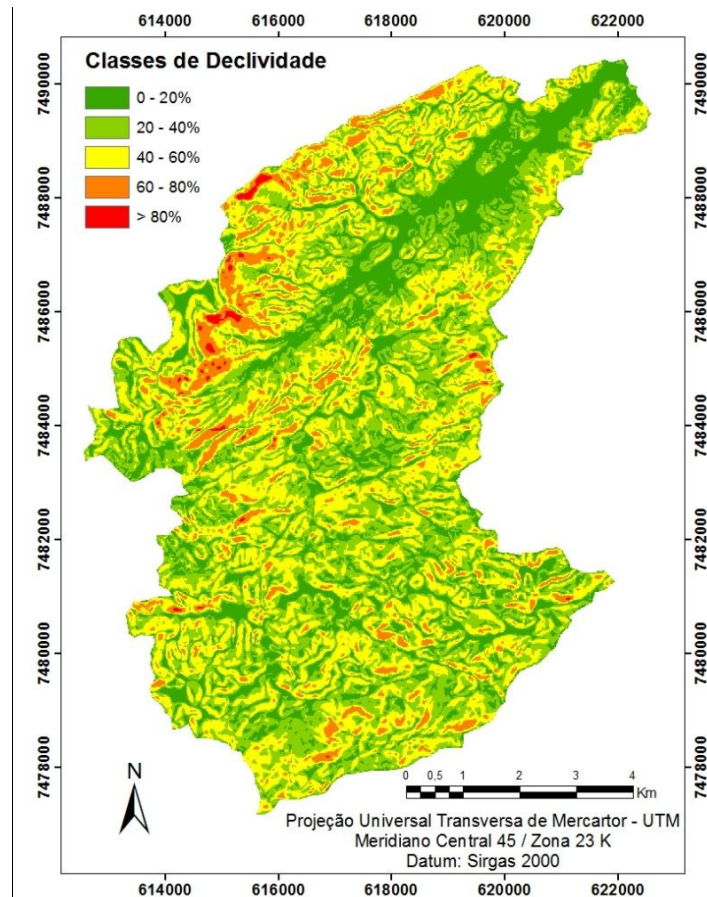
Para padronização do tipo de solo foi utilizado o mapa de distribuição geográfica dos solos de acordo com Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS), disponibilizado pela EMBRAPA Solos, na escala 1:250.000 (CARVALHO FILHO et al., 2003). Foram selecionados apenas os solos pertencentes à classe PV Ae4 (Figura 13).



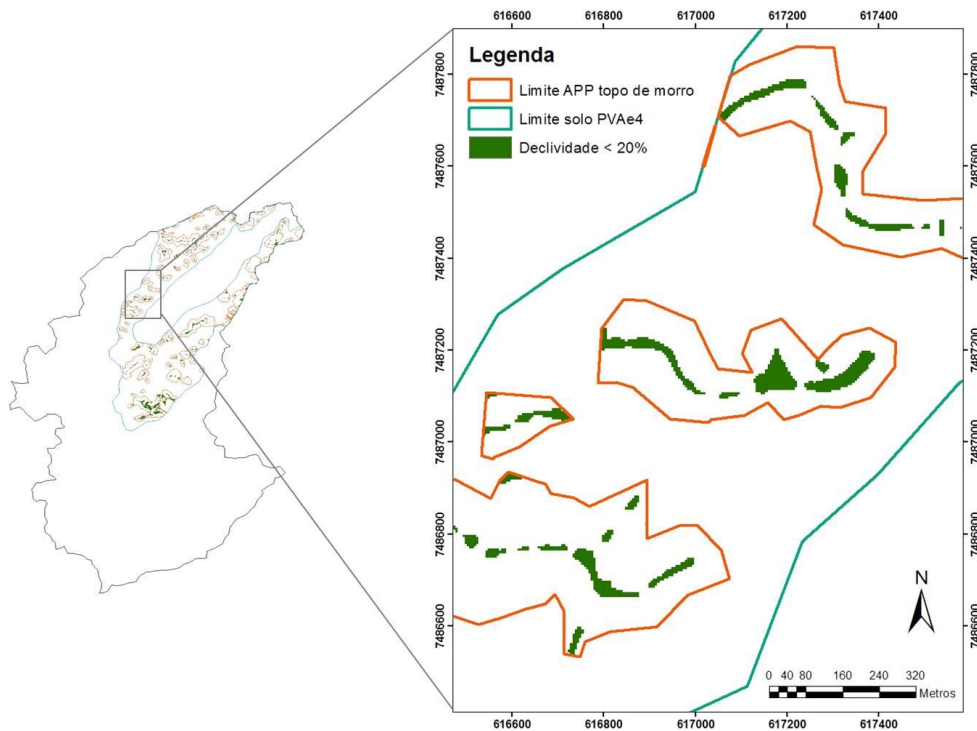
**Figura 13.** Distribuição geográfica dos solos da Bacia Hidrográfica do rio Cacaraia, de acordo com Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS, 1999). Escala: 1:250.000 (CARVALHO FILHO et al., 2003).

Para padronização da declividade média das áreas amostradas foi construído um mapa de declividade no ArcGIS 10.1 (Figura 14). A partir deste mapa foram selecionadas apenas as áreas com declividade menor que 20%. Posteriormente as informações dos mapas de solo, de declividade e das APPs de topo de morro foram cruzadas, delimitando, dessa forma, as áreas disponíveis para realização das análises (Figura 15). Considerou-se o mapa de APPs construído de acordo com o Código Florestal de 1965 (Figura 7a), devido à escassez de áreas caso considerássemos o mapa atual.





**Figura 14.** Mapa de declividade da Bacia Hidrográfica do rio Cacaria, Pirai-RJ.

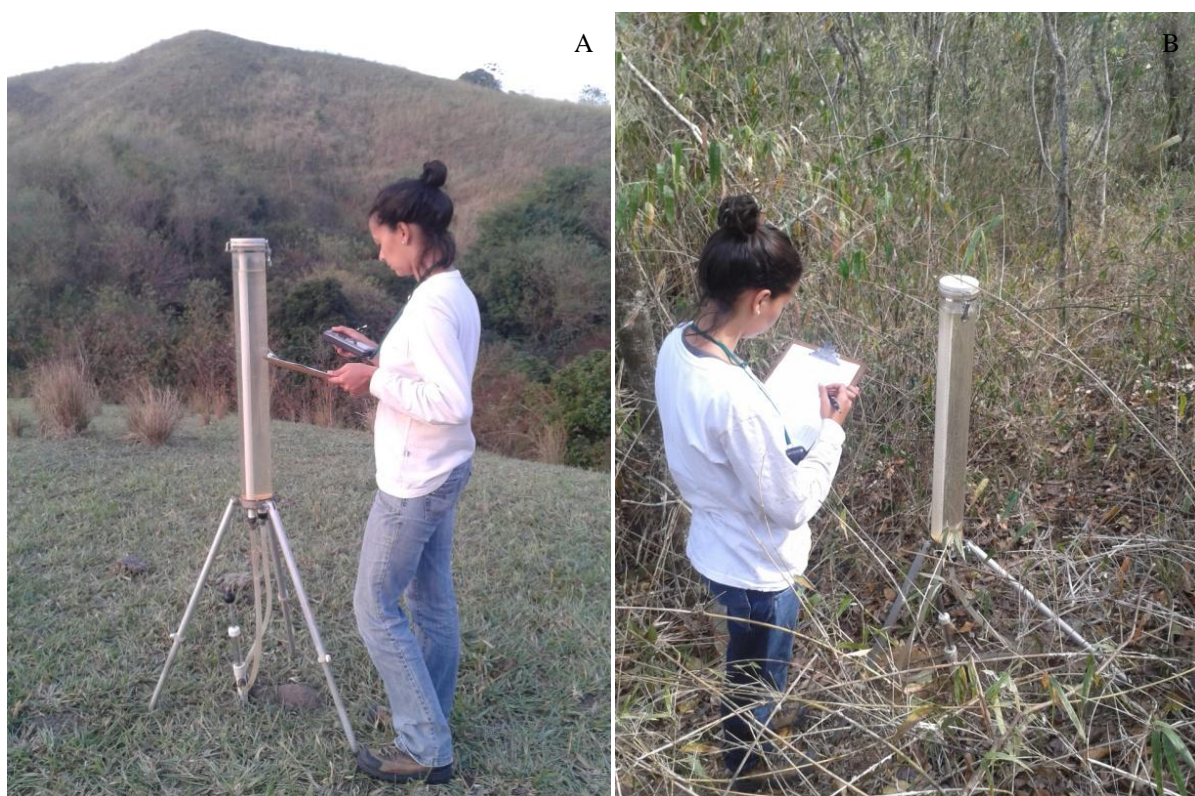


**Figura 15.** Critérios para escolha das áreas de amostragem considerando os limites das APPs de topo de morro de acordo com o Código Florestal de 1965, a classe de solo e a declividade, na Bacia Hidrográfica do rio Cacaria, Pirai-RJ.

## 9.2 Amostragem

Foi instalada uma parcela de acordo com os limites e critérios estabelecidos para escolha das áreas em cada topo de morro selecionado (três com capoeira e três com pastagem). Cada parcela consistiu em uma área de 400 m<sup>2</sup> (20 m x 20 m) e foi alocada de forma a evitar a variabilidade espacial devido à microtopografia. Sobre cada parcela foi sobreposto um sistema de grade de 2,5 m x 2,5 m, totalizando 64 subparcelas. Foram selecionadas aleatoriamente 20 subparcelas, das quais 10 foram utilizadas para medição a 12,5 cm e 10 a 20 cm. A análise foi realizada no centro das mesmas. Dessa forma, cada uso foi representado por 60 amostras, sendo 30 em cada profundidade avaliada.

Para medição da condutividade hidráulica saturada ( $k_{sat}$ ) no campo foi utilizado um permeâmetro tipo Guelph (modelo IAC). Este instrumento segue o princípio do frasco de Mariotte, que controla a carga hidráulica constante a ser aplicada em orifício feito no solo. Ele é composto de um tubo de acrílico com uma régua graduada e um tripé que permite adaptar o aparelho a terrenos irregulares (Figura 16).

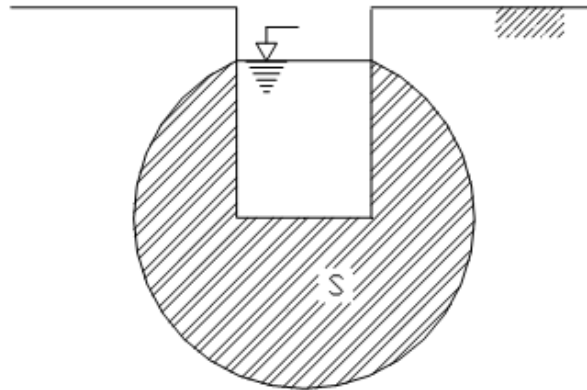


**Figura 16.** Medição da condutividade hidráulica do solo com o auxílio de um permeâmetro tipo Guelph, em topos de morro com cobertura de pastagem (A) e capoeira (B) na Bacia Hidrográfica do rio Cacaria, Piraí-RJ.

Para realizar a medição com o permeâmetro inicialmente é feito um furo no solo, com auxílio de um trado manual, de acordo com a profundidade desejada. O permeâmetro é então colocado sobre o furo ajustando as pernas do tripé para que o aparelho fique nivelado. Depois o tubo de acrílico é preenchido por água e começa-se a fazer as leituras (por meio da régua graduada do tubo de acrílico) em intervalos constantes de tempo. Após um período, que dependerá dentre outros fatores, da umidade antecedente do solo e de sua textura, uma pequena área em torno do furo estará saturada (Figura 17) e, então, verifica-se o estabelecimento de um fluxo constante de água no solo (AGUIAR, 2001). A partir da

determinação deste fluxo e do conhecimento de alguns parâmetros ligados ao equipamento, determina-se a  $K_{sat}$  em condições de campo.

No presente estudo as leituras foram efetuadas a cada 2 minutos e se estenderam até o momento em que a diferença de pelo menos quatro leituras consecutivas se tornaram constantes. Posteriormente calculou-se o fluxo constante em mm/min. Utilizou-se carga hidráulica constante de 5 cm.



**Figura 17.** Bulbo de saturação formado em volta do orifício feito no solo para medição da condutividade hidráulica do solo saturado com permeâmetro tipo Guelph. Fonte: Aguiar (2001).

### 9.3 Determinação da $K_{sat}$

A  $K_{sat}$  foi calculada usando a equação básica para a condição de fluxo sob carga constante, da seguinte forma:

$$k_{sat} = \frac{Q - \left(\frac{2\pi H}{C}\right) \phi_m}{\left(\frac{2\pi H^2}{C} + \pi a^2\right)} \quad (2)$$

Onde:

$K_{sat}$  = condutividade hidráulica do solo saturado;

$H$  = carga hidráulica;

$\phi_m$  = potencial matricial, obtido conforme Elrick et al. (1989);

$a$  = raio do orifício;

$Q$  = fluxo constante;

$C$  = fator que considera a geometria das medições, determinado graficamente, de acordo com a textura do solo.

O valor de  $C$  pode ser calculado usando equações ajustadas aos gráficos originais, na forma:

$$C = A \left(\frac{H}{a}\right)^B \quad (3)$$

Onde:

$A$  e  $B$  = parâmetros de ajuste segundo a tabela 4.

**Tabela 4.** Parâmetros de ajuste A e B, para o cálculo do fator C. Fonte: Elrick et al. (1989).

<b>Textura do Solo</b>	<b>A</b>	<b>B</b>
1- Arenoso	0.59822327899	0.647467571
2- Argiloso ou franco estruturado	0.5939456566	0.6365011232
3- Sem estrutura	0.5697527087	0.6237229652

#### **9.4 Análise de intensidades de chuvas**

Os dados pluviométricos foram obtidos na estação meteorológica “Ecologia Agrícola” (83741) localizada na Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, município de Seropédica. Essa estação encontra-se a 21 km da área de estudo.

Foi considerada uma série histórica de 5 anos (2008 a 2012), onde registrou-se todo o volume de chuva (mm) a cada 1 hora. As intensidades registradas (mm/h) foram comparadas com os dados de  $K_{sat}$  mensurados a 12,5 cm de profundidade de forma a estimar o volume de chuva que excede a capacidade do solo de absorvê-lo.

#### **9.5 Análise estatística**

A normalidade dos dados foi testada através do teste de Shapiro-Wilk e a homocedasticidade pelo teste de Levene.

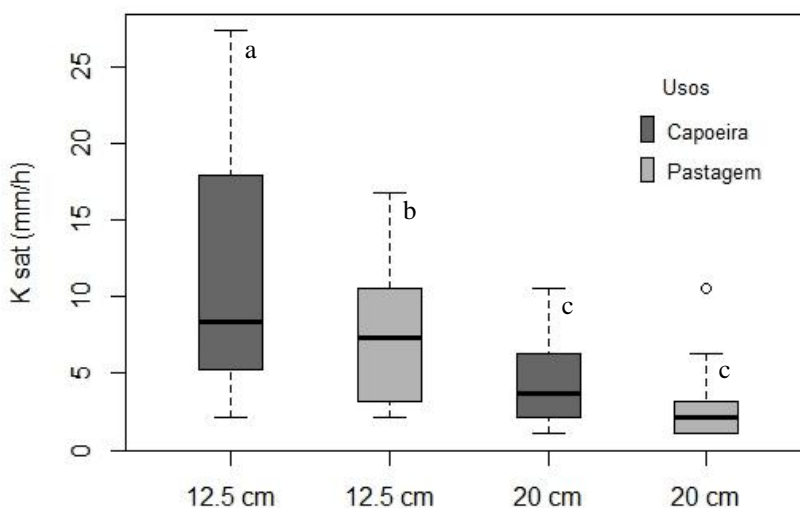
Os dados de condutividade hidráulica, medidos a 12,5 cm de profundidade, foram reexpressos pela transformação raiz quadrada de forma a obter comportamento normal e posteriormente comparados pelo teste Tukey ao nível de significância de 5%.

Os dados de condutividade hidráulica, medidos a 20 cm de profundidade, foram comparados pelo teste não paramétrico de médias Mann-Whitney. Este teste foi utilizado, pois não foi possível transformar os dados de forma a alcançar os pressupostos de normalidade e homocedasticidade necessários à estatística paramétrica.

Para comparação de médias entre profundidades de uma mesma cobertura também foi utilizado o teste de Mann-Whitney pelos mesmos motivos expressos acima. Os testes supracitados foram conduzidos ao nível de significância de 5%.

## 10 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foi observado um declínio da  $K_{sat}$  de capoeira para pastagem e de solos superficiais para mais profundos (Figura 18 e Tabela 5). No entanto, entre os tipos de cobertura só foi observado diferença significativa para a profundidade de 12,5 cm, sendo a  $K_{sat}$  superior nas áreas de capoeira (Teste Tukey;  $\alpha = 0,05$ ). Comparando as profundidades, para ambos os tratamentos (capoeira e pastagem), a  $K_{sat}$  foi superior em 12,5 cm (Teste Mann-Whitney;  $\alpha = 0,05$ ).



**Figura 18.** Condutividade Hidráulica do solo saturado ( $K_{sat}$ ) em função do uso do solo e das profundidades estudadas. Letras diferentes indicam diferença estatística pelo teste de Tukey ( $\alpha = 0,05$ ) (para comparação entre coberturas a 12,5 cm) e pelo teste Mann-Whitney ( $\alpha = 0,05$ ) (para comparação entre profundidades e entre coberturas a 20,0 cm).

**Tabela 5.** Estatística descritiva dos dados de Condutividade Hidráulica do solo saturado ( $K_{sat}$ ).

	Média	Erro padrão	Mínimo	Mediana	Máximo	CV (%)
<b><math>K_{sat}</math> em 12,5 cm de profundidade (mm/h)</b>						
Capoeira	11,2287	1,3594	2,1063	8,4208	27,3750	66,31%
Pastagem	7,3688	0,7753	2,1063	7,3688	16,8438	57,63%
<b><math>K_{sat}</math> em 20,0 cm de profundidade (mm/h)</b>						
Capoeira	4,2460	0,5400	1,0527	3,6844	10,5271	69,66%
Pastagem	2,9829	0,4517	1,0527	2,1063	10,5271	82,93%

A precipitação média anual para o período avaliado (2008 a 2012) foi 1.386 mm. Deste valor, apenas 4,78% dos registros de chuva com duração de uma hora apresentaram intensidade superior a  $K_{sat}$  superficial nas áreas de pastagem (7,3 mm/h). No entanto, apesar do baixo percentual de frequência, os eventos com essa intensidade correspondem a 36,8% da precipitação total para o período avaliado, com um excedente (precipitação além da  $K_{sat}$ ) de 17,7% do volume total de chuva. Para as áreas de capoeira 2,21% dos registros de chuva são superiores a  $K_{sat}$  superficial (11,2 mm/h), o que corresponde a 23,59% do volume total de chuva, com excedente de 9,72%. Apesar da existência de outras variáveis para uma estimativa segura dos índices e da ocorrência de escoamento superficial, essa análise é suficiente para

demonstrar que a redução da permeabilidade do solo, associada ao regime de chuvas da região pode implicar em aumento desta via hidrológica e que a probabilidade da mesma ocorrer é maior em áreas de pastagem.

Considerando que a  $K_{sat}$  expressa a facilidade com que a água é transportada nesse solo e que depende, portanto, de suas propriedades (LIBARDI, 2005), os maiores valores encontrados nas áreas de capoeira a 12,5 cm podem ser explicados por características advindas da maior deposição de matéria orgânica sobre o solo nesses locais. A matéria orgânica é um constituinte cimentante que mantém os solos agregados, preservando sua porosidade (CALOURO, 2005). A presença de árvores aumenta o aporte de matéria orgânica dos solos, conservando a umidade, aumentando a capacidade de absorção e infiltração de água, reduzindo o risco de erosão e estimulando a atividade biológica (BARBERA-CASTILLO, 2001).

Como a  $K_{sat}$  reflete as condições físicas do solo, como estrutura, porosidade e ausência de camadas compactadas (SOUZA e ALVES, 2003), deduz-se que nos solos estudados as diferenças encontradas provem de alteração na sua estrutura em função dos usos avaliados.

Segundo Ziegler et al. (2004), o retorno da  $K_{sat}$  subsuperficial para valores semelhantes à condição anterior a perturbação é mais lento do que o retorno da  $K_{sat}$  superficial. Isso explica a não ocorrência de diferenças estatísticas entre os tipos de cobertura avaliados para a profundidade de 20 cm. A regeneração da vegetação em áreas de capoeira já iniciou a recuperação de propriedades hidráulicas superficiais, no entanto o tempo de restauração ainda não possibilitou mudanças nos padrões subsuperficiais. Assim, o impacto da atividade humana sobre a geração de escoamento superficial pode permanecer na paisagem por muito tempo, mesmo depois da evolução da vegetação da superfície para uma floresta madura (ZIEGLER et al., 2004).

Sob os dois tipos de cobertura avaliados a  $K_{sat}$  diminuiu consideravelmente com o aumento da profundidade (Tabela 5 e Figura 18). Esta tendência de redução da  $K_{sat}$  com a profundidade foi descrita em vários estudos nos trópicos úmidos (BONELL et al., 1983; ELSENBEER et al., 1992; MALMER, 1996; GODSEY et al., 2004; ZIEGLER et al., 2004). Marques et al. (2008), observaram que o teor de matéria orgânica decresce com a profundidade, sendo o seu maior conteúdo encontrado na superfície devido à incorporação de resíduos vegetais no solo, o que interfere na densidade, aumentando o teor de macroporos. Essa tendência explica os maiores valores de  $K_{sat}$  observados na superfície, uma vez que sensíveis variações na macroporosidade promovem mudanças nessa propriedade hidráulica do solo (NAKANO e MIYAZAKI, 2005).

A variabilidade dos dados de  $K_{sat}$ , avaliada pelo coeficiente de variação, foi alta (Tabela 5). Esses resultados corroboram com Warrick e Nielsen (1992); Elrick e Reynolds (1992); Sarvasi (1994); Souza e Alves (2003) e Azevedo (2004). Sarvasi (1994) atribuiu os altos valores de coeficientes de variação de  $K_{sat}$  ao efeito local, em consequência da alta variabilidade espacial das propriedades pedológicas.

Devido a  $K_{sat}$  depender em grande parte da forma e continuidade do sistema poroso, elas podem variar fortemente de um local a outro, apresentando valores extremos em determinados locais e podendo diferir também nas distintas orientações do solo (GONÇALVES e LIBARDI, 2013). Segundo Lal (1999), a grande variabilidade amostral dos dados de  $K_{sat}$  muitas vezes impossibilita a diferenciação estatística entre tratamentos. No entanto, no presente estudo, apesar do elevado coeficiente de variação, foi possível detectar diferenças estatísticas entre os usos de solo analisados.

De acordo com a classificação encontrada em Costa (2014) (Tabela 6), na profundidade de 12,5 cm, capoeira e pastagem apresentam  $K_{sat}$  moderadamente lenta (5 a 20 mm/h) e na profundidade de 20 cm ambas são consideradas lentas (1,25 a 5 mm/h).

**Tabela 6.** Classes de valores de Condutividade hidráulica do solo saturado ( $K_{sat}$ ), conforme Costa (2014).

<b>Classes de <math>K_{sat}</math></b>	<b>Valores (mm/h)</b>
Muito lenta	< 1,25
Lenta	1,25 a 5,0
Moderadamente lenta	5,0 a 20,0
Moderada	20,0 a 62,5
Moderadamente rápida	62,5 a 125,0
Rápida	125,0 a 250,0
Muito rápida	> 250,0

Os valores obtidos também são baixos em relação a outros estudos realizados em diferentes coberturas dentro do domínio da Floresta Atlântica Ombrófila Densa. Salemi et al. (2013) encontraram  $K_{sat}$  próximo à superfície (15 cm de profundidade) de 22 mm/h e 66 mm/h para pastagem e floresta, respectivamente. Groppo (2010) encontrou valores próximos para áreas florestais (60 mm/h) à mesma profundidade. Estudos realizados na Amazônia também mostram valores de  $K_{sat}$  superficial superiores para área de pastagem, como: 13 mm/h (ELSENBEER et al., 1999), 21 mm/h (GODSEY e ELSNBEER, 2002) e 22 mm/h (ZIMMERMANN et al., 2006).

A partir destas informações podemos notar que apesar de a capoeira apresentar  $K_{sat}$  estatisticamente superior em 12,5 cm de profundidade, os valores ainda são considerados baixos, provavelmente em consequência da perturbação sofrida e do pouco tempo de restauração dessas áreas. Além disso, as áreas de capoeira continuam sofrendo com frequentes queimadas para renovação de pastagens que avançam sobre as bordas das matas e impedem sua evolução para estágios sucessionais mais avançados. Dessa forma, apesar de melhorias nos serviços ambientais hidrológicos a partir da regeneração natural das áreas, estes ecossistemas ainda apresentam elevada fragilidade, sendo necessário algum mecanismo de proteção para que o processo de restauração não seja interrompido e os serviços ecossistêmicos sejam plenamente recuperados. No entanto, com a alteração do Código Florestal, atualmente essas áreas não são mais consideradas APP, logo, a condicionante legal para que a proteção das mesmas se efetive, não mais existe.

Segundo Dantas *et al.* (2001c), a região do estudo apresenta um alto potencial de vulnerabilidade a erosão e movimentos de massa devido ao relevo escarpado submetido a um forte controle litoestrutural. Dessa forma, o uso inadequado desses ambientes potencializa a formação de áreas degradadas, que são comumente observadas na bacia hidrográfica do rio Cacaria. A baixa  $K_{sat}$  encontrada nas áreas localizadas em topos de morros pode ser um dos motivos das muitas cicatrizes de processos erosivos presentes nas áreas de encosta da bacia, uma vez que promove o aumento do escoamento superficial durante chuvas.

Além do surgimento de áreas degradadas e dos consequentes passivos ambientais, a compactação e o endurecimento da superfície do solo promove a diminuição do nível piezométrico por reduzir a recarga de águas subterrâneas (GOUDIE, 1993). Segundo Mendonça et al. (2009), a baixa capacidade de infiltração, associada ao aumento do escoamento superficial e diminuição do tempo de permanência da água no solo em áreas desmatadas, é capaz de reduzir sensivelmente a recarga de aquíferos.

A diminuição da recarga pode ser ainda mais grave quando a redução da capacidade de infiltração ocorre nas áreas mais elevadas do relevo. Conforme Lima (1995), nas porções mais altas do terreno a água da chuva tende principalmente a infiltrar-se e escoar até o canal mais próximo através de processo subsuperficial. Ao contrário do que ocorre nas regiões que margeiam a rede de drenagem, onde devido à frequente saturação, constituem a principal área

contribuinte para geração de escoamento direto durante uma chuva, via escoamento superficial de áreas saturadas (LIMA e ZAKIA, 2000).

Isso ocorre, pois além da própria saturação, a umidade do solo afeta a velocidade de infiltração, uma vez que o material coloidal tende a se dilatar quando molhado, reduzindo com isso, o tamanho e o espaço poroso e, conseqüentemente a capacidade de infiltração (BERTONI e LOMBARDI NETO, 2008). Por apresentar maior distância do lençol freático, a umidade do solo em áreas mais elevadas do terreno é normalmente menor do que aquela em terrenos próximos a rede de drenagem. Segundo Lima e Zakia (2000), à medida que se aproxima do canal a saturação do solo aumenta.

A água que chega a rede de drenagem via escoamento direto deixa rapidamente a bacia, enquanto a água que infiltra no solo irá permanecer por mais tempo no sistema, podendo ser liberada durante períodos sem chuva, o que contribui para perenização dos rios (BRUIJNZEEL, 1989; MORAES et al., 2006). Esse raciocínio conduz ao reconhecimento das áreas mais elevadas do terreno como Zonas de Captação, conforme sugerido por Valcarcel (2004), visto que nas mesmas ocorre predominantemente o processo de infiltração, permitindo a recarga do lençol freático. No entanto, conforme os resultados encontrados neste estudo, o uso e a cobertura dessas áreas interferem em suas propriedades hidráulicas, podendo reduzir a capacidade de infiltração e sua importância como Zona de Captação.

## 11 CONCLUSÕES

As alterações no uso e na cobertura do solo afetam as propriedades hidráulicas do solo, ocasionando uma redução da  $K_{sat}$  conforme aumento do uso. Tal fato provavelmente interfere nos modos de geração de escoamento, uma vez que reduzida a capacidade de infiltração, aumenta a possibilidade de escoamento superficial em eventos de chuva de alta intensidade, favorecendo a ocorrência de processos erosivos.

Independente do uso avaliado, os valores de  $K_{sat}$  são baixos, provavelmente devido ao histórico de perturbação das áreas e ao baixo tempo de recuperação das capoeiras. Isso pode ser um fator influente nas elevadas taxas de erosão observadas na região. Com a alteração do Código Florestal, áreas importantes para manutenção do equilíbrio ambiental deixam de estar protegidas podendo agravar o estado de degradação da Bacia do rio Cacaria e trazer ainda mais passivos ambientais à sociedade.

A diminuição da capacidade de infiltração pode contribuir para redução da quantidade de água armazenada no solo e recarga do aquífero e assim reduzir o nível do lençol freático. Dessa forma, a antropização da vegetação em áreas de topo de morro sugere mudança gradual no balanço hídrico local provocado pela compactação dos solos.



## 12 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES GERAIS

A importância da vegetação florestal em áreas de topo de morros consiste no favorecimento dos processos de infiltração e recarga dos freáticos, condições que garantem maior abastecimento e tempo de permanência da água, promovendo a regulação hídrica das microbacias. Dessa forma, essas áreas devem ter tratamento conservacionista ou serem manejadas de modo a potencializar suas funções hidrológicas, ou seja, criando condições favoráveis à infiltração e à recarga hídrica das bacias hidrográficas e seus aquíferos.

Apesar da importância da conservação dessas áreas sob a perspectiva de abastecimento hídrico das microbacias, a alteração do Código Florestal Brasileiro reduziu 87% da categoria de APP que protegia esses ambientes.

Devido aos remanescentes de Floresta Atlântica serem prioritariamente encontrados em áreas de difícil acesso, que em muitas vezes coincidem com os topos de morros, a mudança na legislação deixou ainda mais fragilizada a conservação de um bioma já tão ameaçado.

Muitas áreas florestais que anteriormente estavam legalmente protegidas, agora são passíveis de utilização considerando a lei 12.651/12. A conversão dessas áreas para outros usos irá afetar as propriedades hidráulicas do solo, reduzindo a capacidade de infiltração e a condutividade hidráulica. Essa redução poderá interferir no balanço hídrico de microbacias, tornando marcantes os extremos de cheias e estiagens, reduzindo a capacidade de armazenamento de água e aumentando o potencial erosivo, a produção de sedimentos e os riscos de desastres ambientais.

Deixar áreas produtoras de importantes serviços hidrológicos condicionadas aos imperativos econômicos é uma opção de alto risco e elevado custo para a sociedade. Recomenda-se evitar esforços para o ajuste da legislação e estabelecimento de estratégias que potencializem as funções hidrológicas e reduzam os riscos oriundos do uso inadequado dessas áreas.

### 13 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGUIAR, A. B. **O emprego do permeâmetro de Guelph na determinação da permeabilidade do solo, de camada de lixo e sua cobertura.** 2001. 90 f. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2001.
- ANDRÉASSIAN, V. Waters and forests: from historical controversy to scientific debate. **Journal of Hydrology**, v. 291, p. 1-27, 2004.
- ARAÚJO FILHO, J. C.; RIBEIRO, M. R. Infiltração de água em Cambissolos do Baixio do Irecê (BA). **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 20, p. 263-370, 1996.
- ARCOVA, F. C. S.; CICCIO, V.; ROCHA, P. A. B. Precipitação efetiva e Interceptação das chuvas por floresta de Mata Atlântica em uma microbacia experimental em Cunha - São Paulo. **Revista Árvore**, v. 27, n. 2, p. 257-262, 2003.
- ARZENO, J. L. **Avaliação física de diferentes manejos de solos em Latossolo roxo distrófico.** 1990. 259 f. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - ESALQ/USP, Piracicaba, 1990.
- AZEVEDO, E. C. **Uso da geoestatística e de recursos de geoprocessamento no diagnóstico da degradação de um solo argiloso sob pastagem no Estado de Mato Grosso.** 2004. 158 f. Tese (Doutorado em Geografia) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2004.
- BAPTISTA, M. N.; VALCARCEL, R.; MAYA, V.; CANTO, F. Selection of Preferred Floodplains for the Renaturalization of Hydrologic Functions: A Case Study of the Paraíba do Sul River Basin, Brazil. **Water Resources Management**, v. 28, n. 13, p. 4781-4793, 2014.
- BARBERA-CASTILLO, N. M. **Diversidad de especies de hormigas en sistemas agroforestales contrastantes de café, em Turrialba, Costa Rica.** 2001. 99 f. Dissertação (Mestrado) - Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, Turrialba, Costa Rica, 2001.
- BAYLÃO JUNIOR, H. F. **Análise da restauração florestal espontânea a partir dos efeitos de nucleação da *Guarea guidonia*(L.) Sleumer na vertente atlântica da Serra do Mar, Piraí, RJ – Brasil.** 2014. 116 f. Tese (Doutorado em Ciências Ambientais e Florestais) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2014.
- BAYLÃO JUNIOR, H. F.; VALCARCEL, R.; ROPPA, C.; NETTESHEIM, F. C. Levantamento de Espécies Rústicas em Área de Pastagem e em Remanescente Florestal na Mata Atlântica, Piraí-RJ. **Floresta e Ambiente**, v. 18, n. 1, p. 50-59, 2011.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do Solo.** 6.ed. São Paulo: Ícone, 2008. 355 p.
- BLACKIE, J. R.; EDWARDS, K. A. General conclusions from the land use experiments in east Africa. **East African Agricultural and Forestry Journal**, v. 43, p. 273–277, 1979.

BONELL, M.; GILMOUR, D. A.; CASSELS, D. S. A preliminary survey of hydraulic properties of rainforest soils in tropical north-east Queensland and their implications for the runoff process. **Catena**, v. 4, p. 57-78, 1983.

BONNET, B. R. P.; FERREIRA, L. G.; LOBO, F. C. Relação entre a qualidade da água e uso do solo em Goiás: Uma análise à escala da bacia hidrográfica. **Revista Árvore**, v. 32, p. 311-322, 2008.

BRANCALION, P. H. S.; RODRIGUES, R. R. Implicações do cumprimento do Código Florestal vigente na redução de áreas agrícolas: um estudo de caso da produção canavieira no Estado de São Paulo. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 63-66, 2010.

BRASIL. **Decreto no 23.793, 23 de Janeiro de 1934**. Brasília, DF: 1934.

BRASIL. **Lei Federal nº 12.651, de 25 de maio de 2012**. Brasília, DF: 2012.

BRASIL. **Lei Federal nº. 4.771, de 15 de setembro de 1965**. Brasília, DF: 1965.

BRASIL. Projeto RADAMBRASIL. **Rio de Janeiro/Vitória: levantamento de recursos naturais**. Folhas SF.23/24, v. 32. Rio de Janeiro: MME, 1983. 780p.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 303, de 20 de março de 2002**. Brasília, DF: 2002.

BREN, L. J. Riparian Zone, Stream, and Foodplain Issues: A Review. **Journal of Hydrology**, v. 150, p. 277-299, 1993.

BROWN, A. E.; WESTERN, A. W.; MCMAHON, T. A.; ZHANG, L. Impact of forest cover changes on annual streamflow and flow duration curves. **Journal of Hydrology**, v. 483, p. 39-50, 2013.

BROWN, A. E.; ZHANG, L.; MCMAHON, T. A.; WESTERN, A. W.; VERTESSY, R. A. A review of paired catchment studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. **Journal of Hydrology**, v. 310, p. 28-61, 2005.

BRUIJNZEEL, L. A. (De)forestation and dry season flow in the tropics: a closer look. **J. Trop. For. Sci.** v.1, p. 229–243, 1989.

BRUIJNZEEL, L. A. Hydrological functions of tropical forests: not seeing the soil for the trees? **Agriculture, Ecosystems e Environment**, v. 104, p. 185-228, 2004.

BRUIJNZEEL, L. A. Hydrology of tropical montane cloud forests: a reassessment. **Land Use and Water Research**, v. 1, p. 1.1-1.18, 2001.

BRUIJNZEEL, L. A. The hydrological cycle in moist tropical forest. In: BRUIJNZEEL, L. A. **Hydrology of moist tropical forests and effects of conversion: a state of knowledge review**. Amsterdam: IAHS, 1990. p. 5-38.

BRUIJNZEEL, L. A.; HAMILTON, L. S. **Tiempo decisivo para las selvas de neblina**. Paris: UNESCO: International Hydrological Programme, 2001. 41 p.

CALOURO, F. **Atividades agrícolas e ambiente**. 1 ed. Porto. SPI (Sociedade Portuguesa de Inovação), 2005.

CARVALHO FILHO, A.; LUMBRERAS, J. F.; WITTERN, K. P.; LEMOS, A. L.; SANTOS, R. D.; CALDERANO FILHO, B.; CALDERANO, S. B.; OLIVEIRA, R. P.; AGLIO, M. L. D.; SOUZA, J. S.; CHAFFIN, C. E. **Mapa de reconhecimento de baixa intensidade dos solos do estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2003. 1 mapa, color. Escala 1:250.000. Disponível em: <<http://mapoteca.cnps.embrapa.br>>.

CASATTI, L. Alterações no Código Florestal Brasileiro: impactos potenciais sobre a ictiofauna. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 31-34, 2010.

CHAVES, H. M. L.; ORLOWISK, E.; ROLOFF, G. Previsão da infiltração sob condições dinâmicas de selamento superficial. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 17, p. 141-147, 1993.

CHAVES, H. M. L.; SANTOS, L. B. Ocupação do solo, fragmentação da paisagem e qualidade da água em uma pequena bacia hidrográfica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, p. 922-930, 2009.

CHENG, J. D.; LIN, L. L.; LU, H. S. Influences of forests on water flows from headwater watersheds in Taiwan. **Forest Ecology and Management**, v. 165, p. 11-28, 2002.

CORTINES E. **Funcionamento Hidrológico de Nascentes em Microbacias Instáveis, Barra de Guaratiba**. 2008. 93 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2008.

COSTA, R. N. T. **Condutividade Hidráulica do solo saturado**. Disponível em: <<http://www.gpeas.ufc.br/disc/dren/aula02.pdf>> Acesso em: 12 de agosto de 2014.

CREPANI, E.; MEDEIROS, J. S.; HERNANDEZ FILHO, P.; FLORENZANO, T. G.; DUARTE, V.; BARBOSA, C. C. F. **Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento Aplicados ao Zoneamento Ecológico-Econômico e ao Ordenamento Territorial**. São José dos Campos: INPE, 103p. 2001.

CRÓSTA, A. P. **Processamento Digital de Imagens de Sensoriamento Remoto**. Campinas, SP: Instituto de Geociências/UNICAMP, 1992.

DAKER, A. **A água na agricultura: irrigação e drenagem**. 3.ed. Rio de Janeiro: Freitas Bastos, 1970. 453 p.

DANTAS, M. E. **Estudo geoambiental do Estado do Rio de Janeiro**. Brasília: CPRM, 2001b. 63 p. CD-ROM.

DANTAS, M. E. **Mapa geomorfológico do Estado do Rio de Janeiro**. Brasília: CPRM, 2001a. 63 p. CD-ROM.

DANTAS, M. E.; SHINZATO, E.; MEDINA, A. I. M.; SILVA, C. R.; PIMENTEL, J.; LUMBRERAS, J. F.; CALDERANO, S. B. **Diagnóstico Geoambiental do Estado do Rio de Janeiro**. Brasília: CPRM, 2001c. 35 p.

DEVELEY, P. F.; PONGILUPPI, T. Impactos potenciais na avifauna decorrentes das alterações propostas para o Código Florestal Brasileiro. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 43-46, 2010.

DIAS JUNIOR, M. S.; ESTANISLAU, W. T. Grau de compactação e retenção de água de Latossolos submetidos a diferentes sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n. 23, p. 45-51, 1999.

DRUMMOND, J.; BARROS-PLATIAU, A. F. Brazilian environmental laws and policies, 1934-2002: A critical overview. **Law e Policy**, v.28, p.83-108, 2006.

DUNNE, T. Field studies of hillslope flow processes. In: KIRKBY, M.J. (Ed.), **Hillslope Hydrology**. Wiley: New York, 1978. p. 227-293.

DYE, P. J., POULTER, A. G. A field demonstration of the effect on streamflow of clearing invasive pine and wattle trees from a riparian zone. **S. Afr. Forestry J.**, v. 173, p. 27-30, 1995.

ELRICK, D. E.; REYNOLDS, W. D. Methods for analyzing constant head well permeameter data. **Soil Science Society of America Journal**, v. 56, n. 1, p. 320-323, 1992.

ELRICK, D. E.; REYNOLDS, W. D.; TAN, K. A. Hydraulic conductivity measurements in the unsaturated zone using improved well analyses. **Ground Water Monitoring Review**, v. 9, p. 184-193, 1989.

ELSENBEER, H.; CASSEL, D. K.; CASTRO, J. Spatial analysis of soil hydraulic conductivity in a tropical rain forest catchment. **Water Resources Research**, v. 28, n. 12, p. 3201-3214, 1992.

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

EVERTS, C. J.; KANWAR, R. S. Interpreting tension-infiltrimeter data for quantifying soil macropores: Some practical considerations. **Transactions of the American Society of Agricultural Engineers**, v. 36, p. 423-428, 1992.

FEARNSIDE, F. M. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. **Acta amazônica**, v. 36, n. 3, p. 395-400, 2006.

FERREIRA, S. J. F.; LUIZÃO, F. J.; DALLAROSA, R. L. G. Precipitação interna e interceptação da chuva em floresta de terra firme submetida à extração de madeira na Amazônia Central. **Acta Amazonica**, v. 35, n. 1, p. 55-62, 2005.

FLEMING, P. M. The impact of land use change on water resources in the tropics: an Australian view of the scientific issues. In: BONELL, M.; HUFSCHEMIDT, M. M.; GLADWELL, J. S. (Ed.). **Hydrology and water management in the humid tropics**. Queensland: Cambridge University Press, 1993. p. 405-413.

FREITAS, A. V. L. Impactos potenciais das mudanças propostas no Código Florestal Brasileiro sobre as borboletas. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 53-58, 2010.

FUJIEDA, M.; KUDOH, T.; CICCIO, V.; CALVARCHO, J. L. Hydrological processes at two subtropical forest catchments: the Serra do Mar, São Paulo, Brazil. **Journal of Hydrology**, v. 196, p. 26-46, 1997.

GABRIEL, G.; JAUZE, L. Fog water interception by *Sophora denudata* trees in a Reunion upper-montane forest, Indian Ocean. **Atmospheric Research**, v. 87, p. 338-351, 2008.

GALETTI, M.; PARDINI, R.; DUARTE, J. M. B.; SILVA, V. M. F.; ROSSI, A.; PERES, C. A. Mudanças no Código Florestal e seu impacto na ecologia e diversidade dos mamíferos no Brasil. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 47-52, 2010.

GARCIA-SANTOS, G.; MARZOL, M. V.; ASCHAN, G. Water dynamic in laurel montane cloud forests in the Garajonay National Park (Canary Island, Spain) **Hydrology and Earth System Science**, v. 8, n. 6, p. 1065-1075, 2004.

GASPARINI, K. A. C.; LYRA, G. B.; FRANCELINO, M. R.; DELGADO, R. C.; OLIVEIRA JUNIOR, J. F.; FACCO, A. G. Técnicas de Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto Aplicadas na Identificação de Conflitos do Uso da Terra em Seropédica-RJ. **Floresta e Ambiente**, v. 20, n. 3, p. 296-306, 2013.

GODSEY, S.; ELSENBEER, H. The soil hydrologic response to forest regrowth: a case study from southwestern Amazonia. **Hydrological Processes**, v. 16, n. 7, p. 1519-1522, 2002.

GODSEY, S.; ELSENBEER, H.; STALLARD, R.; Overland flow generation in two lithologically distinct rainforest catchments. **Journal of Hydrology**, v. 295, p. 276-290, 2004.

GONÇALVES, A. B.; MARCATTI, G. U.; RIBEIRO, C. A. A. S.; SOARES, V. P.; MEIRA NETO, J. A. A.; LEITE, H. G.; GLERIANI, J. M.; LANA, V. M. Mapeamento das Áreas de Preservação Permanente e identificação dos conflitos de uso da terra na sub-bacia hidrográfica do rio Camapuã/Brumado. **Revista Árvore**, v. 36, n. 4, p. 759-766, 2012.

GONÇALVES, A. D. M. A.; LIBARDI, P. L. Análise da determinação da condutividade hidráulica do solo pelo método do Perfil Instantâneo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n. 37, p. 1174-1184, 2013.

GONÇALVES, F. D.; SOUZA FILHO, P. W. M.; PARADELLA, W. R.; MIRANDA, F. P. Fusão de dados Multisensor para a identificação e o mapeamento de ambientes Flúvio-estuarinos da Amazônia. **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 27, n. 1, p. 57-67, 2009.

GOUDIE, A. **The human impact on the natural environment**. 4. ed. Oxford: Blackwell Publishers, 1993.

GROPPO, J. D. **Caracterização hidrológica e dinâmica do nitrogênio em uma microbacia com cobertura florestal (Mata Atlântica), no Parque Estadual da Serra do Mar, núcleo Santa Virgínia**. 2010. 80 f. Tese (Doutorado em Ciências) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

GUERRA, A. J. T.; SILVA, A. S., BOTELHO, R. G. M. **Erosão e conservação dos solos: conceitos, temas e aplicações**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2005.

HALL, J. S.; ASHTON, M. S.; GAREN, E. J.; JOSE, S. The ecology and ecosystem services of native trees: Implications for reforestation and land restoration in Mesoamerica. **Forest Ecology and Management**, v. 261, p. 1553–1557, 2011.

HAMILTON, L. S. Tropical watershed forestry—aiming for greater accuracy. **Ambio**, v. 16, p. 372–373, 1987.

HODNETT, M. G. L.; SILVA, L. P.; ROCHAC, H. R.; SENNA, R. C. Seasonal soil water storage changes beneath central Amazonian Rainforest and pasture. **Journal of Hydrology**, v.170, p. 233-254, 1995.

HORNBECK, J. W. ADAMS, M. B.; CORBETT, E. S.; VERRY, E. S.; LYNCH, J. A. Long-term impacts of forest treatments on water yield: a summary for northeastern USA. **Journal of Hydrology**, v.150, n.2/4, p. 323–344, 1993.

HOTT, M. C.; GUIMARÃES, M.; MIRANDA, E. E. **Método para determinação automática de Áreas de Preservação Permanente em Topos de Morros, para o Estado de São Paulo com base em geoprocessamento**. Campinas: Embrapa monitoramento por Satélites. São Paulo, 2004.

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e estatística, Departamento de recursos Naturais e Estudos Ambientais, 2012. 271 p.

IMPERATRIZ-FONSECA, V. L.; NUNES-SILVA, P. As abelhas, os serviços ecossistêmicos e o Código Florestal Brasileiro. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 59-62, 2010.

IPEA - Instituto de Pesquisas Econômica Aplicada: Código florestal: Implicações do Projeto de Lei 1876/99 nas áreas de reserva legal. Comunicados do IPEA, n. 96, 2011.

KLEIN, A. M.; VAISSIERE, B. E.; CANE, J. H.; STEFFAN-DEWENTER, I.; CUNNINGHAM, S. A.; KREMEN, C.; TSCHARNTKE, T. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 274, n. 1608, p. 303-313, 2007.

KÖPPEN W. **Climatologia: con uno estudio de los climas de la Tierra**. México: Fondo de Cultura Económica; 1948. 488 p.

LAL, R. Soil compaction and tillage effects on soil physical properties of a Mollic Ochraqualf in northwest Ohio. **Journal Sustainable Agriculture**, v. 14, n. 4, p. 53-65, 1999.

LANDIS, J. R.; KOCH, G. G. The measurement of observer agreement for categorical data. **Biometrics**, v.33, n.1, p. 159-174, 1977.

LAURANCE, W. F. Reflections on the tropical deforestation crisis. **Biological Conservation**, v. 91, p. 109-117, 1999.

LAWTON, R. O.; NAIR, U. S.; PIELKE, R. A.; WELCH, R. M. Climatic impact of tropical lowland deforestation on Nearby Montane Cloud Forests. **Science**, v. 294, n. 5542, p. 584-597, 2001.

LEWIS, S. L.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; SONKÉ, B.; AFFUM-BAFFOE, K.; BAKER, T. R.; OJO, L. O.; PHILLIPS, O. L.; REITSMA, J. M.; WHITE, L.; COMISKEY, J. A.; DJUIKOUO, M. N.; EWANGO, C. E. N.; FELDPAUSCH, T. R.; HAMILTON, A. C.; GLOOR, M.; HART, T.; HLADIK, A.; LLOYD, J.; LOVETT, J. C.; MAKANA, J. R.;

MALHI, Y.; MBAGO, F. M.; NDANGALASI, H. J.; PEACOCK, J.; PEH, K. S. H.; SHEIL, D.; SUNDERLAND, T.; SWAINE, M. D.; TAPLIN, J.; TAYLOR, D.; THOMAS, S. C.; VOTERE, R.; WÖLL, H. Increasing carbon storage in intact African tropical forests. **Nature**, v. 457, p. 1003-1006, 2009.

LIBARDI, P. L. **Dinâmica da água no solo**. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2005. 344 p.

LIMA, W. P. A floresta natural protege e estabiliza recursos hídricos. **Visão Agrícola**, v. 4, p. 30-33, 2005.

LIMA, W. P. Estudo de Funções de Matas Ciliares em Microbacias. **XLV Congresso Nacional de Botânica**. Ribeirão Preto, São Paulo, 1995. 14 p.

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

LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. O papel do ecossistema ripário. In: LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. (Org.). **As florestas plantadas e água: implementando o conceito da microbacia hidrográfica como unidade de planejamento**. São Carlos: RiMa, 2006. p. 77-87.

LIU, W.; WANG, P.; LI, J.; LI, P. The importance of radiation fog in the tropical seasonal rain Forest of Xishuangbanna, South-West China. **Hydrology Research**, London, v. 39, n. 1, p. 79-87, 2008.

LUMBRERAS J. F. et al. **Zoneamento agroecológico do Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos; 2003. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 33).

MALMER, A. Hydrological effects and nutrient losses of forest plantation establishment on tropical rainforest land in Sabah, Malaysia. **Journal of Hydrology**, v. 174, p. 129-148, 1996.

MARQUES, J. D. O.; TEIXEIRA, W. G.; REIS, A. M.; CRUZ JUNIOR, O. F.; MARTINS, G. C. Avaliação da condutividade hidráulica do solo saturada utilizando dois métodos de laboratório numa topossequência com diferentes coberturas vegetais no Baixo Amazonas. **Acta Amazonica**, v. 38, n. 2, p. 193-206, 2008.

MARQUES, O. A. V.; NOGUEIRA, C.; MARTINS, M.; SAWAYA, R. J. Impactos potenciais das mudanças propostas no Código Florestal Brasileiro sobre os répteis brasileiros. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 39-42, 2010.

MCJANNET, D.; WALLACE, J.; FITCH, P.; DISHER, M.; REDDELL, P. **Water balance measurements in Australia's wet tropics: sites, methods and results**. Black Mountain: CSIRO, 2006. 30 p.

MELO, A. L. **Serviços Ambientais Hidrológicos desempenhados por Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPN) da Mata Atlântica: marco teórico para pagamentos por serviços ambientais na bacia hidrográfica do rio São João, RJ**. 2007. 125 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2007.



MENDONÇA, L. A. R.; VÁSQUEZ, M. A. N.; FEITOSA, J. V.; OLIVEIRA, J. F.; FRANCA, R. M.; VÁSQUEZ, E. M. F.; FRISCHKORN, H. Avaliação da capacidade de infiltração de solos submetidos a diferentes tipos de manejo. **Eng. Sanit. Ambient.**, v. 14, n. 1, p. 89-98, 2009.

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

MOREIRA, M. A. **Fundamentos do sensoriamento remoto e metodologias de aplicações**. São Jose dos Campos: INPE; 2001.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-845, 2000.

NAKANO, K.; MIYAZAKI, T. Predicting the saturated hydraulic conductivity of compacted subsoils using the non-similar media concept. **Soil e Tillage Research**, v. 84, p. 145-153, 2005.

OTTONI, M. V. **Classificação físico-hídrica de solos e determinação da capacidade de campo *in situ* a partir de testes de infiltração**. 2005. 141 f. Dissertação (Mestrado em Ciências em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

PELUZIO, T. M. O.; SANTOS, A. R.; FIEDLER, N. C. **Mapeamento de Áreas de Preservação Permanente no ArcGis 9.3**. Alegre: Caufes, 2010. 56 p.

PRADO, T. B. G.; MORAES, J. F. L.; ADAMI, S. F. Evolução do uso das terras e produção de sedimentos na bacia hidrográfica do Rio Jundiaí-Mirim. **Acta Scientiarum** (UEM), v. 1, p. 1-10, 2006.

QUARTAROLI, C. F.; BATISTELLA, M. **Classificação Digital de Imagens de Sensoriamento Remoto: Tutorial Básico**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélites, 2006. 50p.

RANZINI, M.; DONATO, C. F.; CICCIO, V.; ARCOVA, F. C. S. Geração do deflúvio de uma microbacia com mata atlântica, Cunha, SP. **Rev. Inst. Flor.**, v.23, n.2, p. 179-190, 2011.

RESENDE, M.; CURI, N.; REZENDE, S. B.; CORRÊA, G. F. **Pedologia: base para distinção de ambientes**. 2.ed. Viçosa: NEPUT, 1997. 367 p.

RIBEIRO, C. A. A. S.; SOARES, V. P.; OLIVEIRA, A. M. S; GLERIANI, J. M. O desafio da delimitação de Áreas de Preservação Permanente. **Revista Árvore**, v. 29, n. 2, p. 203-212, 2005.

RIBEIRO, G. V. B. A origem histórica do conceito de Área de Preservação Permanente no Brasil. **Revista Thema**, v. 8, n. 1, p. 1-13, 2011.

RIBEIRO, K. T.; FREITAS, L. Impactos potenciais das alterações no Código Florestal sobre a vegetação de campos rupestres e campos de altitude. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 239-246, 2010.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, n. 142, p. 1141-1153, 2009.

ROBERTS, S.; VERTESSY, R. A.; GRAYSON, R. Transpiration from *Eucalyptus sieberi* (L. Johnson) forests of different age. **Forest Ecology and Management**, v. 143, n. 1, p. 153-161, 2001.

RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. **Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto BioAtlântica, 2009. 256 p.

ROTH, C. H.; MEYER, B.; FREDE, H. G. A portable rainfall simulator for studying factors affecting runoff, infiltration and soil loss. **Catena**, v. 12, p. 79-85, 1985.

ROTH, C. H.; MEYER, B.; FREDE, H. G.; DERPSCH, R. Effect of mulch rates and tillage systems on infiltrability and other soil physical properties of on Oxisol in Paraná, Brazil. **Soil Tillage Research**, v. 11, p. 81-91, 1988.

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

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

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

SALES, L. E. O.; FERREIRA, M. M.; OLIVEIRA, M. S.; CURI, N. Estimativa da Velocidade de Infiltração Básica do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 34, n. 11, p. 2091-2095, 1999.

SARVASI, F. O. C. **Dinâmica da água, erosão hídrica e produtividade das culturas em função do preparo do solo**. 1994. 161 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - ESALQ/USP, Piracicaba, 1994.

SHELLEKENS, J.; SCATENA, F. N.; BRUIJNZEEL, L. A.; WICKEL, A. J. Modelling rainfall interception by a lowland tropical rain forest in northeastern Puerto Rico. **Journal of Hydrology**, v. 225, p. 168-184, 1999.

SCOTT, D. F. Managing riparian zone vegetation to sustain streamflow: results of paired catchment experiments in South Africa. **Can. J. Forestry Res.**, v. 29, p. 1149– 1157, 1999.

SCOTT, D. F.; SMITH, R. E. Preliminary empirical models to predict reductions in total and low flows resulting from afforestation. **Water SA**, v. 23, n. 2, p. 135–140, 1997.

SEMADS, Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável. **Bacias Hidrográficas e Recursos Hídricos da Macrorregião 2 Bacia da baía de Sepetiba**: Projeto PLANÁGUA SEMADS / GTZ, 2001. 79 p.

SILVA, A. M.; SCHULZ, H. E.; CAMARGO, P. B. **Erosão e Hidrossedimentologia em Bacias Hidrográficas**. São Carlos: RIMA, 2003. 138p.

SILVA, J. A. A.; NOBRE, A. D.; MANZATTO, C. V.; JOLY, C. A.; RODRIGUES, R. R.; SKORUPA, L. A.; NOBRE, C. A.; AHRENS, S.; MAY, P. H.; SÁ, T. D. A.; CUNHA, M. C.; RECH-FILHO, E. L. **O Código Florestal e a ciência**: Contribuições para o diálogo. São Paulo: Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência, SBPC; Academia Brasileira de Ciências, ABC, 2011. 124p.

SMITH, C. M. Riparian afforestation effects on water yields and water quality in pasture catchments. **J. Environ. Qual.**, v. 21, p. 237–245, 1992.

SOARES, V. P.; GUIMARÃES, W. D.; RIBEIRO, C. A. A. S.; SILVA, A. S. Uso de imagens Landsat-7 ETM+ para o mapeamento de plantações de *Eucalyptus* na região norte de Minas Gerais. **Floresta**, v. 35, n. 1, p. 137-149, 2005.

SOARES-FILHO, B.; RAJÃO, R.; MACEDO, M.; CARNEIRO, A.; COSTA, W.; COE, M.; RODRIGUES, H.; ALENCAR, A. Cracking Brazil's Forest Code. **Science**, v. 344, p. 363-364, 2014.

SOS Mata Atlântica e INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica: período 2008 a 2010**. São Paulo, 2011. 122 p.

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. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 7, n. 1, p. 18-23, 2003.

TOLEDO, L. F.; CARVALHO-E-SILVA, S. P.; SÁNCHEZ, C.; ALMEIDA, M. A.; HADDAD, C. F. B. A revisão do Código Florestal Brasileiro: impactos negativos para a conservação dos anfíbios. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 35-38, 2010.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 67-76, 2010.

VALCARCEL R. Microbacias Hidrográficas. In: **Plano diretor de desenvolvimento sustentável de Armação dos Búzios**. Búzios – Documento técnico, parte 1. Prefeitura Municipal de Armação dos Búzios – FGV Projetos. Armação dos Búzios, 2004.

VALDIYA, K. S.; BARTARYA, S. K. Diminishing discharges of mountain springs in a part of the Kumaun Himalaya. **Current science**, v.58, n. 8, p. 417-426, 1989.

VERTESSY, R. A.; WATSON, F. G. R.; O'SULLIVAN, S. K. Factors determining relations between stand age and catchment water balance in mountain ash forests. **Forest Ecology and Management**, v. 143, n. 1, p. 13-26, 2001.

VICTORIA, D. C.; HOTT, M. C.; MIRANDA, E. E.; OSHIRO O. T. Delimitação de áreas de preservação permanente em topos de morros para o território Brasileiro. **Rev. Geogr. Acadêmica**, v. 2, n. 2, p. 66-72, 2008.

WARRICK, A. W.; NIELSEN, D. R. Spatial variability of soil physical properties in the field. In: HILLEL, D. **Applications of soil physics**. New York: Academic Press. Cap. 13, 1992, p. 319-344.

ZHANG, L.; DAWES, W. R.; WALKER, G. R. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. **Water Resources Research**, v. 37, n. 3, p. 701-708, 2001.

ZHANG, L.; ZHAO, F.; CHEN, Y.; DIXON, R. N. M. Estimating effects of plantation expansion and climate variability on streamflow for catchments in Australia. **Water Resources Research**, v. 47, n.13. 2011.

ZIEGLER, A. D.; GIAMBELLUCA, T. W.; TRAN, L. T.; VANA, T. T.; NULLET, M. A.; FOX, J.; VIEN, T. D.; PINTHONG, J.; MAXWELL, J. F.; EVETT, S. Hydrological consequences of landscape fragmentation in mountainous northern Vietnam: evidence of accelerated overland flow generation. **Journal of Hydrology**, v. 287, p. 124-146, 2004.

ZIMMERMANN, B.; ELSENBEER, H.; MORAES, J. M. The influence of land-use changes on soil hydraulic properties: Implications for runoff generation. **Forest Ecology and Management**, v. 222, p. 29-38, 2006.