

Efeitos do fogo na vegetação florestal e implicações na interceptação das chuvas: Maciço da Tijuca, Rio de Janeiro (RJ).

Fire effects on forest vegetation and implications for rain interception: Tijuca Massif, Rio de Janeiro (RJ).

Leonardo Esteves de Freitas^{1,2,3}, Ana Luiza Coelho Netto¹

RESUMO

A ocorrência de incêndios é responsável pela degradação florestal, modificando a estrutura da vegetação e a interceptação da água da chuva. Busca-se analisar os efeitos de incêndios recorrentes sobre áreas florestadas no Maciço da Tijuca, RJ. O fogo se tornou o principal fator na seleção de espécies. As alterações na parte aérea da vegetação influenciaram a interceptação da água das chuvas, que foi elevada em todos os ecossistemas, por conta do estudo ter sido realizado em período de pouca precipitação. As áreas colonizadas por alta densidade de capim tiveram a maior interceptação. Estes dados parecem refletir a incapacidade de medir a entrada de água no solo a partir das partes aéreas do capim. O corte no capim reduziu significativamente a interceptação, mostrando que a retirada da vegetação tende a aumentar a chegada de água no solo, favorecendo o escoamento superficial. O papel de espécies herbáceas em alta densidade aumentando a interceptação também foi observado em área queimada intensamente. Conclui-se que os incêndios estão levando à substituição das florestas por formações degradadas e afetando a entrada de água nos ecossistemas, o que tende a ampliar a suscetibilidade a movimentos de massa rasos.

Palavras-chave: Incêndio florestal; Interceptação da água da chuva; Estrutura da vegetação

ABSTRACT

In the Tijuca Massif, the fire occurrence led to the degradation of forests ecosystems, modifying the structure and plant species. As a result, there are changes in hydrological and erosive processes. There was a change in the structure of the vegetation in the burned areas. Changes in the aboveground part of the vegetation influenced the interception of rainwater, which was high in all ecosystems, as the study was carried out in a period of low rainfall. Areas colonized by high grass density had the highest intercept. These data seem to reflect the inability to measure the entry of water into the soil from the aerial parts of grass. Cutting grass significantly reduced the interception. Vegetation removal tends to increase the arrival of water in the soil, favoring surface runoff. The role of high-density herbaceous species increasing interception was also observed in the intensely burned area. It is concluded that fires are leading to the

¹ Universidade Federal do Rio de Janeiro

*E-mail: leonardofreitas73@gmail.com

² Fundação Oswaldo Cruz

³ Universidade Estadual Paulista

replacement of forests by degraded formations and affecting the entry of water into ecosystems, which tends to increase the susceptibility to shallow mass movements.

Keywords: Forest fire; Rainfall interception; Vegetation structure

INTRODUÇÃO

Ao atingir ecossistemas de florestas tropicais, a precipitação é, em parte, interceptada pelas copas arbóreas em proporções bastante variáveis (Leitão Filho et al., 1993; Oliveira, 1999; Sari, Paiva, Paiva, 2016). A grande variabilidade da arquitetura da vegetação, diretamente relacionadas à elevada biodiversidade desses ecossistemas, torna esta interceptação heterogênea e dependente da distribuição espacial das copas. A entrada da precipitação passa a ser função do fluxo de tronco, que em geral é pouco significativo (Miranda, 1992) e do fluxo de atravessamento, que se torna o principal mecanismo na redistribuição da precipitação no interior da floresta.

As copas arbóreas influenciam no tamanho e velocidade de impacto das gotas da chuva, duas características relacionadas ao destacamento das partículas de solo. Ao atravessar a cobertura vegetal, portanto, a chuva altera a sua energia, tendendo a diminuí-la.

Assim, processos que geram mudanças nas características da cobertura vegetal acarretam modificação na dinâmica hidrológica e erosiva. A retirada parcial ou total da vegetação e a substituição por formações características de ambientes degradados tendem a modificar a capacidade de interceptação, levando a maior entrada de energia no sistema, a diminuição da capacidade de infiltração dos solos devido ao aumento da velocidade da gota que o atinge e ao selamento do seu topo, facilitando a ocorrência de escoamento superficial hortoniano (Themple, 1972; Oliveira, Silva e Neto, 2020).

Assim, regiões que durante longo período sofreram com incêndio recorrentes, demonstram claros sinais de degradação, apresentando alta taxa erosiva e queda na produtividade dos ecossistemas. Como afirmam Ferreira et al (2010, pg 31):

Os incêndios florestais provocam alterações significativas em vários componentes do ciclo hidrológico, nomeadamente ao nível da interceptação pela copa das árvores, na evapo-transpiração para a atmosfera, na capacidade de infiltração dos solos, e nos processos pelos

quais a água chega aos cursos de água e aos aquíferos, influenciando assim o caudal de base e os picos de cheia das bacias hidrográficas.

As alterações nos ecossistemas são dependentes das características inerentes ao sistema, como temperatura e umidade do ar e do material combustível. As propriedades do incêndio influenciam as modificações: intensidade, duração, frequência e época de ocorrência, fatores que constituem o *regime de fogo* (Gill, 1975).

Em florestas tropicais úmidas sem estação seca marcada, o fogo é pouco frequente e, geralmente, de baixa intensidade (Hardesty et al. 2005). Durante a evolução dessas formações, os incêndios foram raros e as espécies não possuem adaptações para resistir ao fogo, que tende a causar grande mortalidade quando atinge (Myers, 2006).

Entretanto, em função das mudanças climáticas e dos impactos diretos sobre esses ecossistemas, além do aumento de fontes de ignição de incêndios, os mesmos vêm se tornando mais frequentes e intensos nessas formações. Os regimes de fogo estão se modificando, acarretando degradação significativa sobre os ecossistemas.

A intensidade do fogo é determinante nesta capacidade de degradação. Queimadas pouco intensas (entre 100 e 250°C), isoladamente, pouco alteram os ecossistemas. Os incêndios moderados (entre 300 e 400°C) expõem o solo pela queima da vegetação e serrapilheira, alterando características hidrológicas e erosivas. Os incêndios de alta intensidade (acima de 500°C) geram alterações profundas na estrutura da vegetação, nas características do topo do solo e na dinâmica hidrológica e erosiva (Wells et al., 1979).

A frequência na ocorrência dos incêndios também é determinante. Trabalhos salientam que as respostas dos ecossistemas a queimadas recorrentes dependem da característica dos incêndios e da comunidade vegetal (Gill, 1980; Whelan, 1995). Em florestas urbanas, onde as fontes de ignição do fogo são muitas o fogo pode, inclusive, se tornar um mecanismo fundamental de seleção de espécies (Barton, 1999; Massi, 2017).

Portanto, os incêndios florestais alteram significativamente a resposta hidrológica e geomorfológica das bacias hidrográficas. Inclusive, eventos de precipitação típicos de uma determinada região que nunca produziriam picos de cheia significativos, podem vir a desencadear episódios catastróficos em função da intensa modificação que o fogo gera sobre os ecossistemas (Hyde et al., 2007; Ferreira et al., 2008).

No presente artigo discutem-se efeitos dos incêndios florestais na estrutura da vegetação e na interceptação das chuvas, com base em registros de campo obtidos entre

novembro de 1998 e outubro de 2000, em encostas de elevada declividade da vertente norte do Maciço da Tijuca, no município do Rio de Janeiro (Freitas, 2001).

ÁREA DE ESTUDO E SÍTIOS AMOSTRAIS

Os sítios amostrais estão localizados nas porções média e superior das encostas onde, à época, prevalecia um mosaico de florestas em estágio inicial de sucessão ecológica, formações secundárias tardias e gramíneas. Na porção inferior, predominavam áreas urbanas de ocupação formal e informal (favelas) – ver Figura 1. Por estarem voltadas para o quadrante norte e sob influência de uma área intensamente urbanizada, as encostas deste morro sofrem queimadas periódicas (Geoheco, 2000). A última ocorreu em 2017 (ICMBio, 2017).

O primeiro sítio amostral apresenta características estruturais e florísticas de um ecossistema típico de floresta em estágio secundário tardio local, segundo Zauí (1994) e o Geoheco-SMAC (2000); foi denominado **Floresta Secundária Tardia (FST)**.

O segundo sítio amostral foi selecionado por ser um fragmento florestal em estágio de formação pioneira resultante de três incêndios em oito anos (1989, 1992 e 1997), ou seja, incêndios com pequenos intervalos de recorrência, sendo o último de alta intensidade (as características dos diferentes incêndios quanto à intensidade, são explicadas abaixo) (Freitas et al. 1999). Esse sítio foi denominado **Queimada Intensa (QI)**.

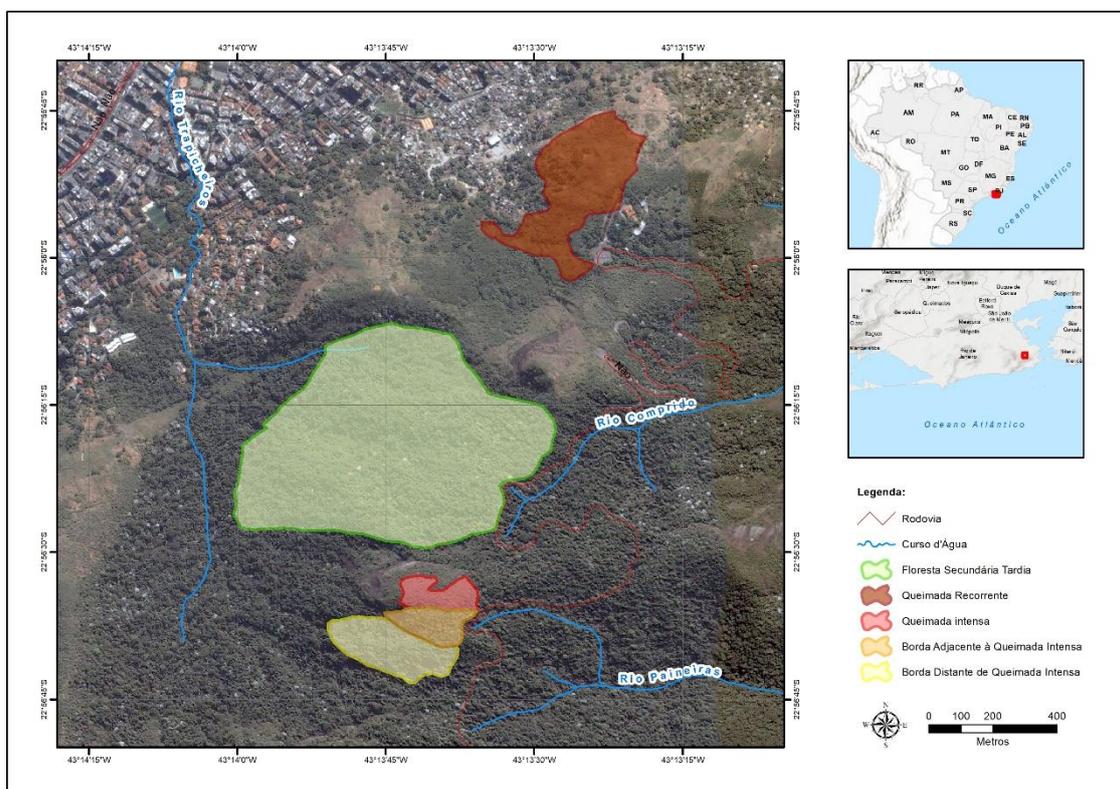
O terceiro sítio amostral está situado na borda de um fragmento de floresta secundária em estágio de sucessão tardia, localizado em um fundo de vale de maior umidade, o que reduziu a intensidade do fogo. O sítio selecionado está próximo de **QI** e possui sinais claros de queima; será denominado **Borda Adjacente à Queimada Intensa (BAQI)**.

Um quarto sítio amostral corresponde a área de borda desta mesma floresta tardia que está mais distante de **QI** e não apresenta marcas de fogo será denominada **Borda Distante de Queimada Intensa (BAQI)**.

O quinto sítio de estudo também representa locais submetidos a queimadas recorrentes, com intervalos curtos de 2 a 4 anos. Caracteriza-se pelo domínio do capim colônia (*Panicum maximum*) e cambará (*Gochnatia polymorpha*) e pela pouca ocorrência de indivíduos arbóreos. Em 1972, já apresentava vegetação semelhante (Geoheco, 2000). Esta área será denominada **Queimada Recorrente (QR)** onde foram

coletados dados de atravessamento da água da chuva em dois locais distintos no interior desta área, pois a cobertura vegetal numa parte da área sofreu manejo e outra não. A área não manejada é denominada **QR1** e a que sofreu manejo é aqui denominada como **QR2**.

Figura 1 – Carta imagem da área de estudo, com a delimitação dos sítios amostrais. Imagem de abril de 2002



Fonte: Imagens do Google Earth. Elaboração de Marlon Nunes

METODOLOGIA

Estrutura da vegetação

A análise da estrutura da vegetação ocorreu apenas em **QI**, **BAQI** e **BAQI**, tendo sido realizada dois anos e meio após a queimada de 1997. Para a área de **FST**, foram utilizados os dados apresentados por Zaú (1994). Para **QR**, foram realizadas apenas observações de campo, pois esta era composta por vegetação herbácea e capim.

No interior da área incendiada, em 1997 (ver Figura 1), foram demarcados dois *transects* transversais à encosta, que perpassaram **QI**, **BCQI** e **BAQI**, nos quais foram demarcadas parcelas de 50 m². Foram mensurados, para os indivíduos maiores que 2

metros de altura e com diâmetro do tronco à altura do peito (DAP) maior que 2,5 cm, os seguintes parâmetros: DAP, altura do fuste, altura total e diâmetro de copa.

Precipitação

A precipitação total (**PT**) foi coletada no divisor com a bacia do rio Trapicheiros onde predomina apenas uma vegetação rasteira de gramíneas. A técnica de monitoramento consistiu na instalação de seis pluviômetros e as mensurações foram feitas após cada evento de precipitação; os valores adotados correspondem ao valor médio da quantidade de chuva coletada pelos seis pluviômetros.

Interceptação

Para o cálculo da interceptação da água da chuva pela vegetação, foram instalados três pluviômetros abaixo do estrato herbáceo de cada área de estudo. A média de chuva coletada para os três pluviômetros foi considerada a precipitação terminal para cada área. A interceptação foi calculada a partir da diferença entre **PT** e a precipitação terminal em cada sítio amostral.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Floresta da Tijuca, atualmente, é um fragmento de mata cercado por áreas intensamente urbanizadas, uma vez que está situado no meio de uma das maiores metrópoles do mundo. Portanto, sofre diversos tipos de pressão e de impactos, dentre os quais incêndios. Do ponto de vista histórico, essa floresta sofre com corte e queima em larga escala desde, pelo menos, a segunda metade do século XVIII, quando a economia cafeeira passou a ser dominante no Brasil e as encostas do Maciço da Tijuca foram amplamente utilizadas para o plantio de café (*Coffea sp.*), com intenso uso de fogo. Desse modo, a maior parte da área considerada conservada no Maciço da Tijuca, nos dias de hoje, é dominada por formações secundárias tardias. Ainda assim, essas áreas são dominadas por formações bem desenvolvidas do ponto de vista estrutural e florístico (Geoheco, 2000), de forma que sua utilização como área de referência para fins de comparação com as áreas queimadas mais recentes é válida

Histórico de queimadas

O ecossistema que existia em **QI** sofreu alteração radical entre 1989 e 1997. As espécies desta área evoluíram em um regime de fogo (Gill, 1980) de baixa ocorrência de

incêndios, característico de florestas pluviais, uma vez que essa área era colonizada, em 1972, por floresta secundária tardia (Geoheco, 2000). Após 1989, houve a ocorrência de três incêndios em oito anos, sendo o último em alta intensidade (Freitas et al., 1999).

As áreas de borda (**BCQI** e **BAQI**), por estarem em um vale, possuíam uma distribuição espacial e temporal interna distinta dos elementos afetados pelos incêndios (vegetação, serrapilheira e topo do solo), além de grande variação da intensidade do fogo no momento do incêndio e um processo distinto de revegetação. As características das áreas de borda eram diferentes de **QI**, sendo mais úmidas, com maior espaçamento entre as árvores e com a presença de espécimes vivos nascidos antes dos incêndios, o que denota um regime de fogo diferente. Aparentemente, a **BAQI** não foi atingida pelo fogo, enquanto **BCQI** foi atingida, em baixa intensidade, no incêndio de 1997 (Freitas et al., 1999). Não há informação em relação às queimadas anteriores.

Análise da estrutura da vegetação

A comparação de indivíduos por classe de DAP, entre **QI**, **BCQI** e **BAQI**, demonstra grande concentração nas duas primeiras classes (tabela 1), com 94,7% indivíduos com DAP menor que 12,5 cm em **QI**, 81,5% em **BCQI** e 85,2% em **BAQI**.

Tabela 1 – Distribuição dos indivíduos por classe de DAP (cm) nas três áreas de estudo

| cm | % de indivíduos | | |
|----------------------|-----------------|-------------|-------------|
| | QI | BCQI | BAQI |
| Classe 1 - 2,5 a 5 | 66,2 | 42,0 | 57,4 |
| Classe 2 - 5 a 7,5 | 16,9 | 24,7 | 15,7 |
| Classe 3 - 7,5 a 10 | 8,0 | 11,1 | 6,1 |
| Classe 4 - 10 a 12,5 | 4,0 | 3,7 | 6,1 |
| Classe 5 - 12,5 a 15 | 1,8 | 6,2 | 3,5 |
| Classe 6 - 15 a 20 | 2,7 | 3,7 | 2,6 |
| Classe 7 - 20 a 25 | 0,4 | 8,6 | 3,5 |
| Classe 8 - > que 25 | 0,4 | 3,7 | 5,2 |

Esta concentração está de acordo com o encontrado por Zaú (1994) para indivíduos com DAP menores que 13 cm, a partir de suas coletas realizadas antes do incêndio de 1992, tanto para a área de **QI**, como para **FST**. Em **QI**, este percentual é maior, sendo que os indivíduos com DAPs entre 2,5 e 5 cm representam mais de 66% do total. Praticamente não há indivíduos nas classes 7 e 8 e o maior valor de DAP é 45,5 cm. Estas informações indicam que, em **QI**, já não existem indivíduos representativos da formação secundária tardia que colonizava a área, em 1972, o que é corroborado pelo fato dos indivíduos que constam nas classes maiores serem quase

todos mortos em pé (Freitas, 1999). A comunidade encontrada no presente estudo em **QI** é composta, basicamente, por indivíduos nascidos após a queimada de 1997.

Na área de **BCQI**, foi encontrada a menor concentração de indivíduos na primeira classe de DAP, provavelmente porque os menores morreram com o fogo. Devido ao sombreamento provocado pelas copas dos indivíduos das duas classes de maior DAP, que sobreviveram ao incêndio e compõem mais de 12% da comunidade, não houve uma colonização efetiva por parte das espécies pioneiras, de forma que ocorreu uma menor proporção de indivíduos com DAP na classe 1, em comparação com as outras áreas.

As classes 2 e 3 juntas representam quase 36% dos indivíduos da **BCQI**, em média superior a das outras duas áreas. Os indivíduos que compõem estas classes são aqueles que já deviam ter um DAP de tamanho razoável no momento do incêndio e, portanto, não morreram, já que o fogo foi de baixa intensidade. Como a espessura do tronco está relacionada à espessura da casca, ela controla a temperatura atingida pelos tecidos vasculares e a mortalidade da vegetação (Gill, 1980; Whelan, 1995). Deste modo, as arvoretas com DAPs um pouco maiores podem não ter morrido. Esta área também apresenta uma maior ocorrência relativa de indivíduos nas classes superiores, como reflexo da eliminação dos indivíduos de menor DAP.

BAQI apresentou, em relação às classes iniciais de DAP, um comportamento mais próximo da área de **QI** que da área de **BCQI**, com mais de 57% dos indivíduos na classe 1 e uma porcentagem de cerca de 16% na classe 2. Isto está relacionado à grande presença de indivíduos vegetais em fase juvenil em estágio de crescimento maior que o encontrado em áreas de floresta secundária tardia, provavelmente, em consequência de uma maior entrada de luz no sistema, que tende a estimular o crescimento das plântulas e indivíduos jovens. Há uma distribuição mais homogênea que na área de **QI** em relação às classes de diâmetros de tronco maiores. Nesta área, não foi observado nenhum indivíduo com DAP maior que 38,2 cm, indicando que essa área é secundária.

Os dados de distribuição de indivíduos por classe de altura (tabela 2) também mostram uma concentração nas primeiras classes, nas três áreas. Em **QI** houve maior concentração na classe 1 com 63% dos indivíduos, valor ligeiramente menor que os 70% encontrados por Zaú (1994) para esta área depois da queimada de 1989 (Tabela 6).

Tabela 2 – Distribuição dos indivíduos por classe de altura

| m | % de indivíduos | | |
|---------------------|-----------------|------|------|
| | QI | BCQI | BAQI |
| Classe 1 – 2 a 5 | 63,0 | 43,0 | 45,6 |
| Classe 2 - 5 a 10 | 32,6 | 37,4 | 37,9 |
| Classe 3 - 10 a 15 | 3,8 | 9,3 | 9,7 |
| Classe 4 – 15 a 20 | 0,5 | 6,5 | 3,9 |
| Classe 5 – > que 20 | 0,5 | 3,7 | 2,9 |

Em **BCQI**, este percentual é de 43% e em **BAQI** de 45,6%, valores próximos ao encontrado por Zaú (1994) para a área de **FST** (45%). A classe 2 também teve concentração relativamente alta, sendo que nas duas áreas de borda do incêndio foi próxima de 38%, enquanto em **QI** foi de 32,6%. Esta maior quantidade de indivíduos com tamanhos menores é semelhante ao encontrado para os DAPs, com uma diminuição desta concentração nas classes maiores. Entretanto, no que concerne ao DAP das 2 primeiras classes, a área de **BAQI** teve comportamento semelhante à área de **QI**. Já em relação à altura, as percentagens das 2 primeiras classes em **BAQI** ficaram bem mais próximas dos valores encontrados na **BCQI**. Isto indica um crescimento preferencial das pequenas árvores no sentido vertical em **BAQI** em detrimento a um crescimento do calibre dos troncos, de forma que muitos dos indivíduos já passavam dos cinco metros de altura, mas ainda tinham um DAP menor que cinco centímetros. Esta hipótese é reforçada pela alta densidade de indivíduos na área, possível devido ao calibre fino dos troncos, que permite espaçamento menor entre os indivíduos.

Em **QI**, havia poucos indivíduos nas classes de maior altura, pois a comunidade é composta por espécimes nascidos após as queimadas. Nas áreas de borda existem mais indivíduos nas classes maiores que são aqueles que não morreram com o fogo de 1997.

Nas duas áreas de borda, o comportamento quanto às alturas foi, aparentemente, semelhante. Mas estes valores relativos escondem a diferença absoluta existente entre as duas áreas, já que a **BAQI** apresenta densidade de indivíduos de 5750/ha, enquanto a área de **BCQI** apresenta 3900 ind./ha. Além disto, a semelhança no comportamento das alturas entre as duas áreas desaparece quando se decompõe a primeira classe de altura em duas (tabela 3). Na área de **BCQI**, praticamente não existem indivíduos menores que 3,5m, em função da elevada mortalidade dos menores indivíduos no incêndio de 1997. Em **BAQI**, que é a área mais afastada do local que queimou intensamente, 25% dos indivíduos são menores que 3,5m, indicando que o

fogo realmente não atingiu esta área. Em **QI**, este percentual foi de quase 18%, enquanto cerca de 45% dos indivíduos estavam com alturas entre 3,5 e 5m, o que é fruto do crescimento de quase três anos das espécies de rápido crescimento que dominam a área.

Tabela 3 – Distribuição dos indivíduos por classe de altura – decomposição da classe 1

| m | % de indivíduos | | |
|---------------------|-----------------|------|------|
| | QI | BCQI | BAQI |
| Classe 1a – 2 a 3,5 | 17,9 | 6,5 | 25,2 |
| Classe 1b - 3,5 a 5 | 44,6 | 36,4 | 20,4 |

Estes resultados demonstram que as três áreas apresentam diferenciação na estrutura da vegetação, indicando distinções no processo de degradação pelo fogo. Mas também existem semelhanças. A média do DAP e de altura (tabela 4) mostram que todos estes ecossistemas estão em estágios iniciais ou médios de sucessão ecológica. Os valores encontrados para estes parâmetros foram menores que os encontrados para florestas secundárias tardias e florestas climáticas no Maciço da Tijuca e na Ilha Grande (tabela 5). Na área de **QI**, estes parâmetros apresentaram-se próximos aos encontrados por Oliveira (1999) para floresta tropical de encosta na Ilha Grande, submetida, cinco anos antes, a queima de baixa intensidade, com preservação de tocos e pouco impactante em termos de sucessão ecológica posterior, fruto do manejo por comunidades caiçaras (Oliveira & Fernandes, 2017).

Tabela 4 – Parâmetros da estrutura da vegetação em QI BCQI e BAQI.

| PARÂMETROS | Áreas de Estudo | | |
|--|----------------------|-----------|-----------|
| | QI | BCQI | BAQI |
| DAP médio (cm) | 5,3 | 7,9 | 7,4 |
| Desvio padrão - DAPs (cm) | 4,4 | 6,6 | 6,9 |
| Maior diâmetro (cm) | 45,5 | 33,4 | 38,2 |
| Altura média (m) | 4,17 | 6,4 | 5,7 |
| Altura máxima (m) | 22,0 | 25,0 | 22,0 |
| Desvio padrão - alturas (m) | 2,2 | 4, 4 | 4, 3 |
| Árvores mortas (%) | 43,8 | 35,9 | 8,0 |
| Densidade total (ind./ha) | 4511 | 3900 | 5750 |
| Densidade dos vivos (ind./ha) | 2535 | 2500 | 5290 |
| Densidade das espécies mais freqüentes: | | | |
| Crandiúva (<i>Trema micranta</i>) | 1333 ind./ha (29,6%) | Sem dados | Sem dados |
| Fruta de Lobo (<i>Solanum sp.</i>) | 467 ind./ha (10,3%) | Sem dados | Sem dados |

Tabela 5 – Parâmetros da estrutura da vegetação em diferentes áreas. Todos os estudos ocorreram em áreas originalmente colonizadas por floresta tropical atlântica de encosta.

| | Altura média (m) | DAP (cm) | Dens. (ind./ha) | Ind. de 2 a 5 m de altura (%) | IM (%) | Autor |
|------------------|------------------|-----------|-----------------|-------------------------------|-----------|---------------------------|
| QI (1992) | 5,3 | 6,9 | 4000 | 70,0 | sem dados | Zaú, 1994 |
| QI (1999) | 4,2 | 5,3 | 4511 | 62,2 | 43,8 | Este estudo |
| BCQI | 6,4 | 7,9 | 3900 | 43 | 35,9 | Este estudo |
| BAQI | 5,7 | 7,3 | 5750 | 45,6 | 8,0 | Este estudo |
| FST | 7,3 | 9,1 | 5000 | 45,0 | sem dados | Zaú, 1994 |
| IC5 | 3,7 | 4,7 | 1915 | Sem dados | 15,1 | Oliveira 1999 |
| IC25 | 7,0 | 7,5 | 2784 | Sem dados | 7,8 | Oliveira 1999 |
| IC50 | 8,8 | 9,6 | 2273 | Sem dados | 6,3 | Oliveira 1999 |
| MS30 | Sem dados | Sem dados | 2217 | Sem dados | 10,5 | Pessoa <i>et al.</i> 1997 |
| Flor. climax | 11 | 12,2 | 1996 | Sem dados | 1,5 | Oliveira 1999 |

IM – Indivíduos mortos; IC5 - Incêndio controlado 5 anos; IC25 - Incêndio controlado 25 anos; IC50 - Incêndio controlado 50 anos; MS30 - Mata secundária 30 anos

A análise da estrutura da vegetação em **QI**, quando comparada à análise realizada por Zaú (1994) para esta mesma área (ambas ocorreram 2,5 anos após um incêndio), demonstrou valores menores no estudo atual para DAP e altura média das árvores, provavelmente associados à menor disponibilidade de nutrientes, em função de maior eliminação destes pelo fogo do que a incorporação através da entrada de cinzas no solo, processo comum em ambientes intensamente queimados (Whelan, 1995) ou da lixiviação dos nutrientes depositados pelas cinzas (Hofstede, 1995).

A proporção de indivíduos mortos em pé em **QI** foi de 43,8%, valor muito alto. Oliveira encontrou, para a área queimada cinco anos antes, 15,1%. Esta diferença deve estar relacionada aos incêndios sucessivos ocorridos em **QI**, que matam árvores de grande porte (Gill, 1980) e ao incêndio de grande intensidade que queimou quase toda matéria orgânica acima do solo e levou a uma grande mortalidade dos indivíduos, demonstrando o processo de degradação por que passa esta área. Outra evidência é a elevada proporção das duas espécies dominantes, características de formações pioneiras.

Quanto ao DAP médio e altura média, a área de **BCQI** apresentou valores característicos de florestas secundárias. Os valores são próximos aos encontrados por Oliveira (1999) para uma área de floresta queimada 25 anos antes e ligeiramente inferior ao encontrado por este autor para uma área queimada 50 anos antes e próximo ao encontrado por Pessoa et al (1997) para uma área de 30 anos.

Estes valores foram superiores aos encontrados para **BAQI**, que foram relativamente baixos para um ecossistema de floresta secundária tardia. Maiores que aqueles encontrados pelo presente estudo e por Zaú (1994) para a área de **QI** e que os valores encontrados por Oliveira (1999) para a roça caiçara com 5 anos de abandono, mas

menor do que o encontrado por Oliveira (1999) para as áreas de 25 e 50 anos e por Pessoa et al (1997) para uma mata de 30 anos. Quanto à densidade de indivíduos, esta área apresentou valor significativamente maior (5750 ind./ha) quando comparado à área de **BCQI** e a outros estudos. Este fato está relacionado à grande proporção de arvoretas e parece confirmar o processo de degradação sofrido por este fragmento.

Importante destacar a pouca estratificação existente na vegetação em **QI** e a pequena estatura das árvores. Há uma alta densidade de copas, relacionada à alta densidade de indivíduos, mas quase a totalidade das árvores apresenta copas esparsas e pequenas, possibilitando grande entrada de luz no ecossistema. Assim, o estrato vegetal herbáceo em **QI** é dominado pelo Capim Navalha (*Rhyconspora* sp.) entre outras gramíneas, situação semelhante àquela descrita por Zaú (1994). Esta entrada de luz favorece espécies pioneiras em detrimento das espécies características de ecossistemas florestais. A alta invasão de herbáceas gera uma dificuldade para o estabelecimento das plântulas de espécies secundárias, além de tornar a área mais suscetível às queimadas, pois estas plantas têm a tendência de serem mais inflamáveis (Hofstead, 1995).

Estes dados indicam que o fogo passou a ser o principal mecanismo de seleção das espécies em **QI**, de forma que a composição da comunidade passou a ser relacionada à história de incêndios (Barton, 1999). Os indivíduos mortos na área de **QI** podem, portanto, ser considerados representantes da comunidade existente antes da sequência de queimadas e que não estavam adaptados a este fator de seleção. Este fato indica a grande transformação por que está passando a área, onde o maior indivíduo morto em pé atingia 22,0 m, mesma altura do maior indivíduo vivo (um remanescente), enquanto a comunidade que nasceu após a queimada não apresentou nenhum indivíduo com mais de 8,0 m, com parâmetros de estrutura característicos de ecossistemas em estágio inicial de sucessão ecológica.

Na área de **BCQI**, os valores encontrados para os parâmetros de estrutura da vegetação podem ser considerados, a princípio, como característicos de florestas atlânticas em estágio sucessional secundário tardio. Ao se comparar com estudos de ecossistemas com idade entre 25 a 70 anos, percebe-se que os valores são próximos. Relacionando-as aos dados de distribuição das alturas e DAPs dos indivíduos por classes (tabelas 1, 2, 3, 4 e 5), nota-se que as médias encontradas são derivadas de uma vegetação com baixa diversidade estrutural. Há, comparativamente, menor

percentagem de indivíduos no estrato inferior da floresta, já que o incêndio de 1997 eliminou os indivíduos de menor porte que são mais suscetíveis às temperaturas altas. Deste modo, pode-se afirmar que os indivíduos adultos estão virtualmente extintos localmente, que não conseguem mais deixar descendentes, representando dinossauros (Oliveira *et al.*, 1995). Outro dado que indica a degradação da área de **BCQI** é a porcentagem de 35,9 % de indivíduos mortos, valor bastante superior aos encontrados por outros autores em seus estudos. Esta alta proporção indica o processo de degradação acentuada por que passa esta área de borda, tanto pelo efeito de borda a partir de **QI**, como em decorrência da queimada direta. Há a geração de um ciclo de degradação que vai avançando sobre a cobertura de floresta secundária.

Os parâmetros da vegetação na área de **BAQI**, como mencionado, apresentaram valores relativamente baixos para uma área de floresta secundária tardia. Isso decorre da presença de grande densidade de indivíduos com pequeno porte. Os indivíduos, porém, não são de espécies pioneiras, mas espécies secundárias que já se desenvolveram verticalmente o suficiente para fazerem parte da amostragem (Freitas, 2001). Esse conjunto de dados referentes à **BAQI** refletem o processo de degradação desta formação vegetal. A área de ocorrência desse ecossistema está mapeada neste estudo e no trabalho do Geoheco (2000) como floresta secundária tardia, pois assim aparecia nas fotos de 1996. Entretanto, os parâmetros de estrutura da vegetação (valores médios baixos), associados ao fato desta área ter sido considerada climácica no mapeamento de 1972 (Geoheco, 2000) indicam que esta floresta secundária não está em processo de sucessão ecológica, mas em processo de regressão. Isto é corroborado pelo mapeamento de cobertura vegetal e uso do solo elaborado em 2010 pela Prefeitura da Cidade do Rio de Janeiro (Rio de Janeiro, 2010) que classifica essa área como floresta em estágio médio.

Em **QR**, a vegetação se caracteriza por uma cobertura bastante densa de capim colônio (*Panicum maximum*) que ocupa toda a área, praticamente não havendo porções do solo descobertas. O Capim Colônio teve sua biomassa acima do solo queimada no incêndio de 1999, mas com dez dias passados, já estava rebrotando, a partir dos bulbos enterrados. Após três meses, dominava a área, atingindo altura superior a dois metros. Além do capim colônio, há uma grande população de cambarás (*Gochnatia polymorpha*). Estes vegetais perderam suas folhas após a queimada, porém não morreram. Três meses depois, iniciou-se um processo de rebrota da parte aérea a partir da base do

caule. Um ano após o incêndio, os indivíduos apresentavam a parte aérea viva ainda com pequena estatura.

As características da vegetação na área de **QR** demonstram a evolução dos ecossistemas degradados por queimadas frequentes. Nestes, a sucessão se torna desviada, tendo o fogo como o elemento principal na seleção de espécies (Barton, 1999) e a tendência é uma diminuição na biodiversidade, com a formação de ecossistemas dominados por gramíneas, em especial o capim colônio e algumas poucas espécies adaptadas ao fogo, como o cambará.

Interceptação

A quantidade de chuva terminal a atingir a área de **FST** (tabela 7) foi próxima à encontrada por diferentes estudos em áreas de floresta secundária tardia ou climática (tabela 8). Quando comparado ao estudo de Zaú (1994) para a mesma área, a precipitação terminal foi significativamente maior. Este autor encontrou uma interceptação média de 18,7% da precipitação total, enquanto no presente estudo foi encontrada uma interceptação de 44%. Em ambos os estudos, a interceptação apresentou grande variação, como é comum para florestas climáticas e secundárias tardias. Coelho Netto (1985) encontrou interceptação de 17% em uma área de floresta secundária tardia no Maciço da Tijuca, enquanto Miranda encontrou 24%. Oliveira (1999) encontrou interceptação de 57% na Ilha Grande.

Apesar da interceptação encontrada para **FST** ter sido alta, esta foi menor que a encontrada para **QR1**. A segunda apresenta uma interceptação média de 78,8%, sendo a maior observada neste trabalho, e bastante expressiva quando comparada à literatura. Vale ressaltar que este alto valor de interceptação talvez não espelhe a realidade. É possível que uma boa parte da chuva que não atingiu os pluviômetros tenha sido direcionada pelo capim diretamente para o solo.

Tabela 7 – Proporção de interceptação nas diversas áreas de estudo. A precipitação total a atingir esta área nestes eventos foi de 552,24 mm.

| Sítos | Precipitação Terminal (mm) | Precipitação Terminal média (mm) | Interceptação (%) |
|-------------|----------------------------|----------------------------------|-------------------|
| FST | 309,54 | 23,8 ± 24,8 | 44,0 |
| QR 1 | 118,33 | 9,0 ± 7,9 | 78,8 |
| QR 2 | 420,72 | 32,4 ± 32,6 | 23,7 |
| QI | 403,26 | 31,0 ± 27,8 | 27,0 |
| BCQI | 324,29 | 24,9 ± 26,4 | 41,4 |
| BAQI | 405,36 | 31,2 ± 29,6 | 26,6 |

Tabela 8 – Precipitação terminal (Pt) e interceptação (Int) para diferentes áreas de floresta.

| Tipo de vegetação | Pt (mm) | Int (%) | Autor |
|--|-------------|-------------|-----------------------------|
| FST | 23,8 | 44,0 | Este estudo |
| QR1 | 9,0 | 78,8 | Este estudo |
| QR 2 | 32,4 | 23,7 | Este estudo |
| QI | 31,0 | 27,0 | Este estudo |
| BCQI | 24,9 | 41,4 | Este estudo |
| BAQI | 31,2 | 26,6 | Este estudo |
| QI | 44,0 | 7,6 | Zaú (1994) |
| Maciço da Tijuca, floresta secundária tardia | 38,7 | 18,7 | Zaú (1994) |
| Maciço da Tijuca, floresta secundária tardia | | 24,5 | Miranda, 1992 |
| Maciço da Tijuca, floresta secundária tardia | | 17,0 | Coelho Netto, (1985) |
| Cubatão, SP - área perturbada | | 27,8 | Leitão Filho (1993) * |
| Cubatão, SP - área preservada | | 34,5 | Leitão Filho (1993) * |
| Ilha grande – queimada a 5 anos | | 27,7 | Oliveira, (1999) |
| Ilha grande – queimada a 25 anos | | 28,9 | Oliveira, (1999) |
| Ilha grande – floresta climática | | 58,6 | Oliveira, (1999) |
| Pluvial Secundária - Porto Rico | | 57,0 | Clegg, (1963) * |

* Extraído de Oliveira (1999)

** Extraído de Zaú, (1994)

Na outra área da queimada recorrente (**QR2**) a interceptação foi menor, atingindo apenas 23% da chuva. Este resultado foi influenciado pelo manejo desta área, já que houve corte do capim após o quarto evento de precipitação mensurado, eliminando completamente a interceptação causada por esta vegetação durante três eventos, e diminuindo esta interceptação nos demais. O valor de 23% de interceptação, apesar de bastante menor que o encontrado na outra parcela de queimada recorrente, não pode ser considerado baixo. Comparado a outros dados de literatura se percebe que este valor é próximo ao encontrado para florestas climáticas e secundárias tardias. Novamente, deve-se ressaltar que estes dados estão superestimados devido a água que percorre as folhas do capim colônio (*Panicum maximum*) diretamente para o solo.

Em **QI** ocorreu uma média de interceptação de 27,0%, valor alto quando comparado aos 7,6% encontrados por Zaú (1994) para a mesma área antes dos incêndios de 1992 e 1997, o que demonstra uma grande alteração da interceptação após estes dois incêndios. Esta alteração deve estar relacionada, sobretudo, ao aumento da densidade do estrato herbáceo, composto por gramíneas, com dominância do capim navalha (*Rynchospora sp*), que nesta área apresentou uma grande densidade e deve estar levando a um aumento na interceptação, além de gerar direcionamento da água diretamente para o solo, como explicado acima para o capim colônio.

Em **BCQI**, a média de interceptação ficou próxima à encontrada para **FST**, com um valor de 41,2%. Esta interceptação está relacionada as copas das grandes árvores, já

que essa área não apresenta uma grande concentração de indivíduos menores e não é colonizada por herbáceas em alta densidade.

Na área de **BAQI** a interceptação mais uma vez foi bastante expressiva, sendo responsável pela retenção de 26,6% da chuva que atingiu a vegetação. Estes dados são bastante próximos aos encontrados por outros autores para áreas de floresta degradada, como Oliveira (1999) para áreas queimada a 5 e 25 anos e por Leitão Filho (1993) para áreas degradadas em Cubatão. Além das árvores maiores, as arvoretas que colonizam densamente esta área são importantes para esta interceptação, pois apresentam copas relativamente densas.

Os dados de interceptação demonstraram uma porcentagem alta para todos os ecossistemas. Este fato deve estar associado a um ano bastante seco, com ausência de chuvas de grande porte. Geralmente, durante estas chuvas, a capacidade de interceptação é ultrapassada e a precipitação terminal se aproxima da total (Coelho Netto, 1979 e 1985; Miranda, 1992).

Estes dados também indicam que a degradação dos ecossistemas pelo fogo não leva, necessariamente, a uma redução na interceptação, em contraste com o encontrado por Zaú (1994). Ao contrário, os dados revelaram um aumento da interceptação na área mais degradada (**QR**), em comparação a área mais conservada, e uma diminuição nas demais áreas, mas mantendo valores altos, sendo que em todos os casos estes valores foram maiores do que o encontrado por diversos outros autores para áreas de floresta climática ou secundária tardia. O aumento na área de **QR** parece estar relacionado à grande cobertura de herbáceas, pois a densidade de ocupação do capim colônio é bastante alta. O mesmo ocorre nas outras áreas, tanto em **QI** como em **QR2**.

Entretanto, é importante analisar esta interceptação tendo em vista o conhecimento destas áreas. Ao entrar em **QI** em **QR**, percebe-se uma baixa umidade destes ecossistemas quando comparados à área de **FST**. Isto indica que a chuva que atinge este ecossistema, se não está chegando ao solo, também não permanece neste sistema por muito tempo. Portanto, deve estar havendo uma rápida evaporação da água relacionada ao baixo sombreamento destes ecossistemas, que permite alta incidência de luz. Desta forma, o tempo de residência da água no sistema não deve ser grande. Outro fator a ser considerado é que em nenhuma área a medição se iniciou na primeira chuva após o incêndio, quando a vegetação ainda não recobriu a área e, geralmente, são encontrados os menores valores de interceptação, associados à uma elevada produção de escoamento

superficial e de produção de sedimentos pela erosão do solo (Cerda et al. 1995). Uma situação parecida com o ocorrido logo após um incêndio foi observada quando houve a retirada do capim na área **QR2**, com aumento na precipitação terminal, que passou de uma média de 22% da precipitação total para mais de 73%.

A relação entre a precipitação total e a terminal nas áreas demonstrou correlações menores que o esperado, quando se inclui todos os eventos de precipitação, indicando que o montante total de chuvas, sem a medição da intensidade destas chuvas, não seria um bom indicador para a quantidade da precipitação terminal. Todavia, ao eliminarmos o evento do dia 19/05/2000, que teve um comportamento diferente dos demais, com intensidade muito baixa e longa duração (mais de 3 dias), vemos que a precipitação terminal e a interceptação têm relação direta com a precipitação total em todos os ecossistemas analisados (Freitas, 2001), como demonstraram Coelho Netto (1985) e Miranda (1992) para áreas do Maciço da Tijuca, onde o principal regulador da precipitação terminal é o total de precipitação sobre o ecossistema. Esta discrepância entre os dados, quando se considera ou não o evento do dia 19/05, deve ser interpretado como um indício que em determinadas situações ou eventos, a interceptação é bastante controlada pela intensidade da chuva, o que corrobora com a afirmação feita por Oliveira (1999) que indica a necessidade da caracterização da intensidade da chuva para uma adequada análise do processo de interceptação da precipitação. Vale ressaltar que o evento de precipitação do dia 19/05/2000 foi o maior em termos de precipitação total, mas a precipitação terminal em todas as áreas foi reduzida. Este fato está associado, provavelmente, à baixa intensidade deste evento e grande duração, com possíveis interrupções, não perceptíveis para quem se encontrava na parte baixa da cidade do Rio de Janeiro.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A porção superior das bacias dos rios Trapicheiros e Comprido ainda apresentava formações vegetais em avançado estágio sucessional em 2010 (Rio de Janeiro, 2010). Todavia, a transformação da paisagem nestas bacias está levando a uma degradação da floresta, que está sendo substituída por ecossistemas em estágio inicial de sucessão ecológica.

O mecanismo de degradação das áreas florestais nessas bacias, desde, pelo menos, 1972, está relacionado diretamente aos incêndios. As cicatrizes na vegetação, geradas devido a movimentos de massa iniciados a partir da base das antenas de transmissão

instaladas no cume do Morro do Sumaré, parecem ter sido as principais responsáveis pelo início desta degradação (Freitas, 2001). A alteração nos ecossistemas levou a uma modificação das condições geobiofísicas das áreas. Tais alterações propagaram a degradação para as áreas vizinhas, por efeito de borda. Esse processo, por tornar as áreas menos úmidas e mais quentes, gerou trechos mais suscetíveis à ocorrência de incêndios. Como a bacia do Trapicheiros se localiza em área densamente urbanizada e sujeita a diferentes fontes de ignição de fogo (balões, práticas religiosas, incêndios criminosos, etc.), o aumento da susceptibilidade levou à ocorrência efetiva de incêndios. A própria ocorrência de incêndio torna as áreas mais degradadas, aumentando a susceptibilidade a uma próxima queimada, de forma que estes fragmentos de vegetação passaram a sofrer com incêndios recorrentemente, gerando um ciclo de degradação. Estudos com enfoque na evolução recente desta paisagem, com mapeamentos históricos e análise do solo para se datar as queimadas em diferentes áreas dessa bacia são necessários para confirmar essa hipótese. Devido ao processo descrito, as florestas da porção superior do morro do Sumaré tendem ao desaparecimento, caso não se tome providências.

A degradação das áreas florestais é controlada pela topografia, que regula a distribuição da água no sistema. Como a água controla a erosão e a distribuição dos organismos e, conseqüentemente, a revegetação, a topografia, ao controlar a distribuição da água, indiretamente tem influência significativa nos processos de degradação em qualquer ecossistema. No caso dos ecossistemas da porção superior da bacia do Rio Trapicheiros e da porção superior oeste da bacia do Rio Comprido, a degradação tem como agente principal o fogo, de forma que o controle topográfico sobre o processo de degradação foi potencializado, pois a própria ocorrência, intensidade e duração dos incêndios foram bastante influenciadas pela distribuição dos fluxos d'água. Este controle topográfico está gerando um processo de degradação específico, onde as áreas de vale tendem a ser preservadas por mais tempo.

Contudo, os dados de estrutura da vegetação indicam que a recorrência do fogo sobre as áreas menos úmidas passou a ser tão grande que a vegetação que ocorre nos vales já sofre um intenso efeito de borda a partir do contato com os trechos degradados. Desta maneira, a vegetação mais úmida acaba sofrendo queimadas, mesmo que em menor intensidade, o que tende a espalhar efeito de borda para o interior dos fragmentos conservados, mesmo em áreas de vale.

O processo de alteração dos ecossistemas pela recorrência do fogo leva à formação de um ambiente característico, tanto do ponto de vista das espécies que colonizam, como do ponto de vista da estrutura da vegetação. Essa recorrência torna o fogo o principal selecionador de espécies no ecossistema, levando à dominância daquelas espécies adaptadas às queimadas.

A estrutura da vegetação nestes ecossistemas incendiados é controlada, em parte, pela intensidade e recorrência dos incêndios. Ao atingir pela primeira vez uma área, o fogo tende a ter baixa intensidade, matando apenas indivíduos vegetais menores, diminuindo a estratificação do ambiente. A recorrência do fogo pode levar à morte dos adultos, gerando maior entrada de luz no sistema, o que estimula a colonização por espécies pioneiras mais inflamáveis, além de um acúmulo de biomassa, fatores que potencializam a intensidade dos incêndios.

A ocorrência de um incêndio intenso em uma área anteriormente queimada causa a morte de quase todas as árvores existentes. O ambiente passa a ser colonizado por espécies características de áreas pioneiras, em alta densidade, e adquire características de umidade e temperatura propícias para a ocorrência frequente de incêndios. Isto altera os processos ecológicos de produção e decomposição e os processos hidro-erosivos, dificultando a recuperação.

A alteração na estrutura da vegetação é acompanhada por uma alteração nos processos de interceptação. A quantificação desta mudança não foi possível averiguar, devido a algumas restrições metodológicas: incapacidade de mensurar a descarga que desce pelas folhas de gramíneas e impossibilidade de instalação dos pluviômetros antes de ocorrer as primeiras chuvas. Apesar de não ter sido possível uma análise quantitativa dos resultados, foi realizada uma análise qualitativa que gerou importantes conclusões.

Devido à redução na complexidade dos ecossistemas, causada pelo fogo, há uma alteração na dinâmica do processo de interceptação e armazenamento da água da chuva. Nas áreas conservadas, a água interceptada pela vegetação, assim como aquela que atravessa as copas, permanece um tempo maior no sistema, devido à sua complexidade e as propriedades de seus elementos, como a serapilheira. Nas áreas recorrentemente queimadas, a chuva é dirigida imediatamente para o interior do solo, devido ao fluxo nas folhas do capim que ocorre em altíssima densidade, e a porção efetivamente interceptada é evaporada mais rapidamente, já que quase todas as folhas de capim estão expostas à luz. O armazenamento e a redistribuição da água, portanto, são totalmente distintos nestes

sistemas. Este processo parece estar ocorrendo também em áreas que há poucas décadas eram florestas em estágios sucessionais avançados, como a área de **QI**, que 20 anos antes da coleta de dados para este estudo era floresta climáxica, e onze anos antes ainda era uma floresta secundária tardia. Já nas áreas de borda de queimadas, a destruição, seja do estrato inferior da mata, seja do estrato superior, pela rarefação das copas, também altera o processo de interceptação e armazenamento.

Esta alteração na vegetação e nos processos de interceptação têm consequências diretas sobre o escoamento superficial e a infiltração das águas das chuvas no solo e sobre a estabilidade dos pacotes de solo. Tende a haver aumento no risco da erosão por movimentos de massa rasos. Afinal, o processo de infiltração gerado nas áreas recorrentemente queimadas é dependente do capim, que, por gerar uma descontinuidade hidráulica na base das raízes, potencializa a ruptura do solo, sobretudo em encostas íngremes, o que gera movimentos de massa. A ausência das árvores de grande porte nas áreas queimadas tende a potencializar esse fenômeno, pois as raízes das grandes árvores ancoram o solo, aumentando a estabilidade dos mesmos. Há, ainda, um aumento da erosão superficial, associado, sobretudo, aos eventos que ocorrem antes da recolonização da área queimada.

Os principais eventos erosivos derivados do fogo são, portanto, temporalmente dispersos, e potencialmente catastróficos, pois dependem de eventos de precipitação mais intensos, no caso da erosão subsuperficial, e da combinação de fogo e chuvas subsequentes, que podem causar mais erosão do que muitos anos seguidos de chuvas em áreas cobertas por vegetação.

REFERÊNCIAS

- BARTON, M. A. – Pines versus oaks: effects of fire on the composition of Madrean forests in Arizona. **Forest Ecology and Management**, 120, p. 143-156, 1999.
- CERDA; A. C. IMENSON; A. CALVO – Fire and aspect induced differences on the erodibility and hydrology of soils at La Costera, Valencia, Southeast Spain. **Catena**, v. 24, pp. 289-304, 1995.
- COELHO NETTO, A. L – **O processo erosivo nas encostas do Maciço da Tijuca – RJ**. Dissertação de Mestrado, IGEO/UFRJ, Rio de Janeiro, 112p, 1979.
- COELHO NETTO, A. L – **Surface hydrology and soil erosion in a tropical rainforest drainage basin, Rio de Janeiro**. PhD. Thesis University of Leuven, Belgium, 181 p., 1985.
- FERREIRA, A. J. D., COELHO, C. O. A., SHAKESBY, R. A., BOULET, A. K., ALEGRE, S. P., STOOFF, C., KEIZER, J. J., 2008B — Connectivity and thresholds in

- water and sediment transport in burned areas, Portugal. **Final Cost 634 Conference**, Aveiro 30th June – 4th July 2008, p. 66.
- FERREIRA, A. J. D., COELHO, C. O. A., SHAKESBY, R. A., BOULET, A. K., ALEGRE, S. P., STOOFF, C., KEIZER, J. J., 2008B — Connectivity and thresholds in water and sediment transport in burned areas, Portugal. **Final Cost 634 Conference**, Aveiro 30th June – 4th July 2008, p. 66.
- FREITAS, L. E. (2001). **Alterações geológicas, hidrológicas e erosivas em ecossistemas florestais de encostas: o papel da recorrência de incêndios**, 2001. Dissertação Mestrado. Programa de Pós Graduação em Geografia, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. 201 p.
- FREITAS, L.E.; TÁVORA, G.L.; PREZA, D. M; COELHO NETTO, A.L - The effects of recurrent fires over vegetation structure. **IGU – GERTEC Geomorphic responses to environmental changes**, Rio de Janeiro, Brasil, 1999.
- GEOHECO – **Diagnóstico/ Prognóstico sobre a Qualidade Ambiental do Geossistema do Maciço da Tijuca** – subsídios à regulamentação da APARU do Alto da Boa Vista. Rio de Janeiro, 2000
- GILL, A.M., Fire and the Australian flora: a review. **Australian Forestry**. 38, 4 –25, 1975.
- GILL, A.M. - Restoration of bark thickness after fire and mechanical injury in a smooth-barked eucalypti. **Australian Forest Research**. 10, 311-319, 1980.
- HARDESTY, J., R. L. MYERS & W. FULKS. 2005. Fire, ecosystems, and people: a preliminary assessment of fire as a global conservation issue. **The George Wright Forum** 22:78-87
- HOFSTEDDE, R.G.M. - **Effects of burning and grazing on a Colombian páramo ecosystem**. 1995.
- HYDE, K., WOODS, S. W., DONAHUE, J., 2007 — Predicting gully rejuvenation after wildfire using remotely sensed burn severity data, **Geomorphology** 86, 496-511.
- ICMBIO. Parque Nacional da Tijuca, Relatório Anual. 20017. 77p.
- LEITAO FILHO et al. - **Ecologia da Mata Atlântica em Cubatão**. Campinas, Ed. UNESP. 184 p. 1993.
- MASSI, K. G.; EUGENIO, C. U. O. and FRANCO, A. C.. Reprodução pós-fogo de 544 espécies do estrato herbáceo em área de transição Cerrado-Mata de Galeria no 545 Distrito Federal, Brasil. **Braz. J. Biol.** [online]. 2017, vol. 77, n. 4, p. 876- 546 886. Epub May 04, 2017.
- MIRANDA, J. C. - **Interceptação das chuvas pela vegetação florestal e serra pilheira nas encostas do Maciço da Tijuca**: Parque Nacional da Tijuca, RJ. Dissertação de Mestrado, IGEO/UFRJ, Rio de Janeiro, 100 p, 1992.
- MYERS, R. L **Convivendo com o Fogo** — Manutenção dos Ecossistemas & Subsistência com o Manejo Integrado do Fogo Iniciativa Global para o Manejo do Fogo Junho 2006. The Nature Conservancy. Disponível em https://www.conservationgateway.org/Documents/convivendo_com_o_fogo.pdf. Acessado em 26 de maio de 2021

OLIVEIRA, A. H.; SILVA, M. L. N.; E NETO, G. K. (2020). Escoamento superficial e perdas de solo em sub-bacia florestal, município de Eldorado do Sul, RS. **Braz. J. of Develop.**, Curitiba, v. 6, n. 8, p. 58111-58132 aug. 2020. ISSN 2525-8761

OLIVEIRA, R.R; ZAÚ, A.S; LIMA; D. F.; VIANNA, M. C.; SODRÉ, D. O. e SAMPAIO, P. D. – Significado ecológico da orientação de encostas no Maciço da Tijuca, Rio de Janeiro. **Oecologia Brasiliensis**, vol 1, pp 523-541, 1995.

OLIVEIRA, R.R. - **O rastro do homem na floresta**: sustentabilidade e funcionalidade da Mata Atlântica sob o manejo caíçara. Dissertação de Doutorado. IGEO/UFRJ. Rio de Janeiro. 150 p. 1999.

OLIVEIRA, R.R.; FERNANDEZ, A.C.F. 2017. Entre roças e florestas: passado e presente na Mata Atlântica do estado do Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Pós-Graduação**, 13(32)

PESSOA, S.V.A.; GUEDES-RUNI, R.R. & KURTZ, B. C. – Composição florística e estrutura do componente arbóreo-arbustivo de um trecho secundário de floresta montana na Reserva Ecológica de Macaé de Cima. In: LIMA, H.C. & GUEDES-RUNI, R.R. (eds.) **Serra de Macaé de Cima**: diversidade florística e conservação em mata atlântica, Rio de Janeiro, Jardim Botânico do Rio de Janeiro. P, 148-167, 1997

RIO DE JANEIRO. **Cobertura Vegetal e Uso da Terra**, Mapa. 2010 (disponível em <https://www.data.rio/datasets/cobertura-vegetal-e-uso-da-terra-2010/explore?location=-22.948697%2C-43.234513%2C14.73>),

SARI, V., PAIVA, E. M. C. D. D., PAIVA, J. B. D. D. (2016). Interceptação da chuva em diferentes formações florestais na região sul do Brasil. **RBRH**, 21(1), 65-79.

THEMPLE, P. H. Measurements of runoff and soil erosion at na erosion plot scale with particular reference to Tanzania. **Geogr. Annaler**, 54a: 203-220, 1972.

WELLS, C. G.; CAMPBELL, R. E.; DEBANO, L. F.; LEWIS, R. L.; FREDRIKSEN, E.C.; FRANKLIN, R. C.; FROELICH, R. C.; DUNN, P. H. – Effects of Fire on Soil. U. S. For. Serv. Gen. Tech. Rep. WO-7. **U. S. For. Serv.**, Washington, D.C., 1979

WHELAN, R. J. – **The Ecology of fire**. Ed. Cambridge University Press. 346 p., 1995.

ZAÚ, A.S. – **Variação da cobertura vegetal e efeitos na hidrologia superficial**: Maciço da Tijuca, RJ. Dissertação de Mestrado, IGEO/UFRJ, Rio de Janeiro, 101 p., 1994

Recebido em: 15/04/2022

Aprovado em: 20/05/2022

Publicado em: 24/05/2022