



Procedimentos e Atualidades Florestais

Álvaro Boson de Castro Faria
Eleandro José Brun
Fernanda Ferrari
(Organizadores)

Editora
UTFPR



Procedimentos e Atualidades Florestais

Álvaro Boson de Castro Faria

Eleandro José Brun

Fernanda Ferrari

(Organizadores)





Reitor: Luiz Alberto Pilatti. **Vice-Reitora:** Vanessa Ishikawa Rasoto. **Diretora de Gestão da Comunicação:** Mariangela de Oliveira Gomes Setti. **Coordenadora da Editora:** Camila Lopes Ferreira.

Conselho Editorial da Editora UTFPR. Titulares: Bertoldo Schneider Junior, Isaura Alberton de Lima, Juliana Vitória Messias Bittencourt, Karen Hylgemager Gongora Bariccati, Luciana Furlaneto-Maia, Maclovio Corrêa da Silva, Mário Lopes Amorim e Sani de Carvalho Rutz da Silva. **Suplentes:** Anna Sílvia da Rocha, Christian Luiz da Silva, Lígia Patrícia Torino, Maria de Lourdes Bernartt e Ornella Maria Porcu.

Editora filiada a





Procedimentos e Atualidades Florestais

Álvaro Boson de Castro Faria

Eleandro José Brun

Fernanda Ferrari

(Organizadores)



Curitiba
UTFPR Editora
2016

© 2016 Editora da Universidade Tecnológica Federal do Paraná.



Esta obra está licenciada com uma Licença Creative Commons - Atribuição-NãoComercial-SemDerivações 4.0 Internacional.

Esta licença permite o download da obra e o compartilhamento desde que sejam atribuídos créditos ao(s) autor(es), mas sem a possibilidade de alterá-la de nenhuma forma ou utilizá-la para fins comerciais.

Disponível também em: <<http://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/>>.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação

P963 Procedimentos e atualidades florestais. / Álvaro Boson de Castro Faria, Eleandro José Brun, Fernanda Ferrari (org.). – Curitiba: Ed. UTFPR, 2016.
193 p. : il. color.

ISBN: 978-85-7014-183-5

1. Florestas – Administração. 2. Florestamento. 3. Reflorestamento. 4. Desenvolvimento sustentável. 5. Arborização das cidades. 6. Qualidade ambiental. 7. Biorremediação. I. Faria, Álvaro Boson de Castro, org. II. Brun, Eleandro José, org. III. Ferrari, Fernanda, org. IV. Título.

CDD (23. ed.) 634.92

Bibliotecária: Rosana da Silva CRB: 9/1745

Coordenação editorial

Camila Lopes Ferreira
Emanuelle Torino

Projeto gráfico, capa e editoração eletrônica

Vanessa Constance Ambrosio

Normalização

Camila Lopes Ferreira
Vitória Cristina Rodrigues Ricci

Revisão gramatical e ortográfica

Adão de Araújo

UTFPR Editora
Av. Sete de Setembro, 3165
80.230-901 - Curitiba – PR
www.utfpr.edu.br

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO	7
O PAPEL DAS FLORESTAS INTEGRADO AOS RECURSOS HÍDRICOS <i>Mirian Lago Valente e Francine Neves Calil</i>	9
EFEITOS DA ARBORIZAÇÃO NA QUALIDADE AMBIENTAL DE CENTROS URBANOS EM RELAÇÃO À POLUIÇÃO SONORA E ATMOSFÉRICA <i>Flávia Gizele König Brun, Léa Yamaguchi Dobbert e Demóstenes Ferreira da Silva Filho</i>	47
PRODUÇÃO DE MUDAS PARA ARBORIZAÇÃO URBANA: INFRAESTRUTURA E ASPECTOS TÉCNICOS DE PRODUÇÃO <i>Flávia Gizele König Brun, Demóstenes Ferreira da Silva Filho e Eleandro José Brun</i>	73
USO POTENCIAL DE MICORRIZAS NA BIORREMEDIAÇÃO E NA PRODUÇÃO FLORESTAL: ESTADO DA ARTE <i>Álvaro Boson de Castro Faria, Pedro Henrique Riboldi Monteiro, Celso Garcia Auer e Alessandro Camargo Angelo</i>	111
EL USO DEL FUEGO EN LOS AMBIENTES FORESTALES <i>Fabio Abel Moscovich e Carlos Roberto Kunst</i>	137
PERÍCIA AMBIENTAL PARA DANOS EM ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE: O INDICADOR DE EFEITO DO FOGO (IEF) <i>Álvaro Boson de Castro Faria e Paulo Costa de Oliveira Filho</i>	157
SOBRE OS ORGANIZADORES	189
SOBRE OS AUTORES (em ordem alfabética)	191



APRESENTAÇÃO

A Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Câmpus Dois Vizinhos (UTFPR-DV) oferta os cursos de Engenharia Florestal, Biologia, Agronomia, Zootecnia, Engenharia de Bioprocessos e Biotecnologia e Engenharia de Software. Além destes, são também disponibilizados os Programas de Pós-Graduação em nível de mestrado, em Agroecossistemas, em Zootecnia e em Biotecnologia.

A indissociabilidade entre Ensino, Pesquisa e Extensão vem consolidando a universidade como uma instituição vocacionada para o desenvolvimento de inovação tecnológica de produtos, processos e serviços.

Neste contexto, apresenta-se a obra intitulada Procedimentos e Atualidades Florestais, organizada por professores do curso de Engenharia Florestal e Ciências Biológicas, no âmbito dos projetos desenvolvidos internamente, e por diversas parcerias institucionais.

Todas essas contribuições são advindas de importantes pesquisadores de quatro universidades federais do Brasil (UTFPR, UFPR, UFSM, UFG), duas estaduais (ESALQ/USP, UNICENTRO), além da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) e também com contribuição internacional do Instituto Nacional de Tecnologia Agropecuária (INTA) da Argentina, contemplando as ciências florestais em vários aspectos como os relativos às áreas de Conservação de Bacias Hidrográficas, Arborização Urbana, Viveiros Florestais, Microbiologia e Patologia Florestal, Proteção Florestal e Política e Legislação Florestal.

Ao Conselho da Editora da UTFPR, nossos sinceros agradecimentos, por ter viabilizado para a sociedade mais uma alternativa para a disseminação do conhecimento gerado por esta augusta universidade. A divulgação de tais informações sob o formato de livro certamente contribuirá com os processos educativos voltados ao desenvolvimento sustentável nas áreas concernentes.

Os organizadores.





O PAPEL DAS FLORESTAS INTEGRADO AOS RECURSOS HÍDRICOS

Mirian Lago Valente
Francine Neves Calil







INTRODUÇÃO

Água e florestas assumem função vital no atual contexto geopolítico, sendo cada vez mais crescente o interesse da sociedade pelo desenvolvimento sustentável. O avanço de atividades antrópicas como o florestamento, a pecuária, a agricultura e a urbanização, sobre as áreas de proteção ambiental, fragiliza a dinâmica hidrológica dos mananciais. Nesse sentido, o conhecimento dos agentes e fatores atuantes nesse sistema contempla a base para os estudos da manutenção da integridade dos mananciais no que se refere à quantidade e qualidade da água, pois é um recurso essencial para a biota e as atividades executadas pelo homem.

O florestamento e/ou reflorestamento de áreas com espécies de rápido crescimento tem manifestado incertezas quanto aos possíveis efeitos sobre os recursos hídricos e solos. Dentre as preocupações salienta-se a possibilidade de aumento da evapotranspiração, a redução da disponibilidade e do armazenamento de água no solo, a redução da vazão média e a alteração na dinâmica dos processos erosivos.

Dentre as diversas espécies florestais cultivadas, a maioria dos programas de florestamento e reflorestamento realizados pelas empresas do setor florestal tem utilizado a espécie do gênero *Eucalyptus* spp. para suprir suas demandas de matéria-prima. Isso está atrelado ao rápido crescimento e à fácil adaptação que as espécies desse gênero apresentam. Nesse contexto, diversos estudos sobre a hidrologia florestal têm sido realizados em povoamentos comerciais com eucalipto, de modo a investigar e proporcionar informações silviculturais sobre o manejo sustentável desses plantios (LIMA, 1996; SCHUMACHER; HOPPE, 1998; RODRIGUES, 2011; BAUMHARDT, 2014). Conforme dados da Associação Brasileira de Produtores de Florestas Plantadas (2013), em 2012, o gênero *Eucalyptus* spp. correspondeu a 70,80% dos 7.185.943 ha de área total de plantio florestal.

Além da sua função econômica, os plantios florestais apresentam benefícios ecológicos importantes, uma vez que diminuem a pressão sobre as florestas naturais. No entanto, a busca pela sustentabilidade da atividade de silvicultura requer estudos sobre espécie cultivada, manejo, hidrologia,

ciclagem de nutrientes e outros fatores que influenciam no desenvolvimento das plantas. Para tanto, com o propósito de avaliar os possíveis impactos da silvicultura, diversas pesquisas têm adotado as áreas de bacias hidrográficas como unidades ideais para o desenvolvimento de estudos, visto que a área permite a realização do diagnóstico, planejamento, organização, ação e coleta de dados em função da sua exposição às alterações do uso do solo. Perry e Maghembe (1989) complementam que o funcionamento hidrológico de uma bacia hidrográfica é altamente complexo, podendo ser relativamente estável quando em boas condições de proteção vegetal, de modo a suportar as mudanças ocasionadas por fenômenos naturais, ou podendo ser um ambiente altamente sensível a perturbações, cujas alterações refletem o resultado integrado do conjunto de fatores atuantes nas áreas de drenagem, uma vez que os resultados se manifestam nas suas características físicas, químicas, biológicas, hidrológicas, bem como na qualidade da água dos rios do qual são contribuintes.

Cada vez mais, tem-se reconhecido a existência da relação de interdependência entre a floresta e o ecossistema aquático por parte da comunidade, ambientalistas, órgãos públicos e outros setores sociais não diretamente envolvidos com o tema, e que a degradação ou escassez de um perturba profundamente a existência e a qualidade do outro. No entanto, as bases científicas e a dimensão da importância desta relação não são amplamente conhecidas e avaliadas, sendo que a maneira mais fácil de entender a relação floresta-água é conhecendo o ciclo hidrológico na floresta (LINO; DIAS, 2003).

Portanto, considerando a hidrologia florestal ciência que trata das relações floresta-água, o presente capítulo tem por objetivo discorrer sobre o conhecimento científico no que diz respeito ao manejo de bacias hidrográficas com ênfase na relação água e florestas (naturais e/ou plantadas), as funções hidrológicas referentes às zonas ripárias, bem como sobre os respectivos processos da hidrologia florestal: ciclo hidrológico e balanço hídrico, interceptação, infiltração, escoamento pelo tronco e qualidade da água.

A BACIA HIDROGRÁFICA COMO UNIDADE DE MANEJO FLORESTAL

No Brasil, a Lei nº 9.433 (BRASIL, 1997), define a bacia hidrográfica como unidade territorial para fins de planejamento e gestão e institui a Política Nacional de Recursos Hídricos. Compreender o conceito e suas subdivisões constitui a base para o desenvolvimento das atividades empreendidas por gestores e pesquisadores que atuam na área dos recursos hídricos.

A literatura registra várias definições de bacia hidrográfica, formuladas ao longo do tempo. Com base nisso, pode-se conceituar bacia hidrográfica como um conjunto de redes de drenagem que convergem toda a água precipitada até o seu ponto mais baixo, conhecido como exutório. Por convenção, o rio principal de uma bacia é a maior linha de fluxo de água que liga uma nascente ao exutório, onde os drenos secundários que conduzem a água diretamente ao rio principal são denominados seus afluentes e, da mesma forma, os rios que confluem para os afluentes são subafluentes do rio principal (CRUZ; TAVARES, 2009). Calijuri e Bubel (2006) acrescentam na definição se trata de uma unidade geomorfológica que expressa os processos operantes no ambiente por meio de suas formas fisiográficas.

A partir desses conceitos, a unidade territorial da bacia hidrográfica tem sido amplamente utilizada para fins de pesquisa no que se refere ao planejamento do uso da terra, bem como para o monitoramento das variáveis de interesse, uma vez que esses ambientes são comparados a **laboratórios naturais**, onde toda e qualquer atividade realizada em suas áreas de drenagem se manifesta com o passar do tempo, demonstrando os impactos (positivos/negativos) oriundos das práticas desenvolvidas. No âmbito florestal, Andréassian (2004) faz uma abordagem interessante a respeito da perspectiva histórica da controvérsia sobre o impacto hidrológico das florestas e do manejo florestal em mananciais. Em sua revisão, relata que os primeiros estudos realizados com bacias experimentais tiveram início na França por volta de 1850, ano que constituiu marco histórico para a expansão de estudos semelhantes em outros países, sendo que no Estado do Colorado, EUA, em 1910, ocorreu o primeiro estudo com a metodologia das bacias pareadas. Essa metodologia permite uma condição excelente de análise dos impactos do uso e ocupação do solo sobre o regime hidrológico, pois consiste em comparar duas ou mais bacias de características similares em relação ao tamanho, geologia, declividade e vegetação e, preferencialmente, situadas próximas umas das outras (ANDREÁSSIAN, 2004; BROWN et al., 2005), sendo uma bacia alterada quanto ao uso do solo e a outra mantida com sua condição natural preservada (McCULLOCH; ROBINSON, 1993).

Em função disso, diversas bacias experimentais têm sido utilizadas para o estudo da relação entre vegetação e ciclo hidrológico, geralmente envolvendo o monitoramento de variáveis antes e após um determinado evento florestal programado, como corte, desbaste, reflorestamento (CÂMARA, 1999). Um aspecto fundamental para o correto planejamento de um programa de monitoramento em bacias hidrográficas diz respeito à busca pela identificação dos impactos sobre a qualidade da água decorrentes das atividades realizadas. Essa

compreensão é crucial para a seleção das variáveis indicadoras a serem monitoradas, da mesma forma que a sua periodicidade e sazonalidade (LIMA, 1996).

A remoção da cobertura vegetal original provoca a redução da precipitação local, da infiltração e do estoque de água subterrânea, causando a erosão dos solos e o assoreamento de corpos de água, além da alteração nos padrões de vazão e volume dos cursos d'água (PIRES; SANTOS, 1995). Além disso, a agricultura intensiva, o desrespeito às leis ambientais e de ordenamento territorial e a não observância da capacidade de uso do solo são alguns dos fatores que aceleram o processo de erosão, devido à forte correlação entre o uso agrícola do solo e a depreciação de seus atributos (MANFREDINI; GUANDIQUE; MORAIS; 2014). Tendo em vista as projeções de crescimento urbano e a expansão das atividades no setor agrário, pode-se considerar que haverá um comprometimento da sustentabilidade dos recursos hídricos, de mesma proporção, caso não se aplique um manejo adequado. Assim, é indispensável cada vez mais a adoção de práticas adequadas de uso e conservação do solo que visem perpetuar a sustentabilidade nesses ambientes, sendo importante a participação de institutos, universidades e empresas no ramo das pesquisas e de estudos na área da gestão dos recursos hídricos.

O uso de métodos adequados de preparo do solo com menor grau de mobilização implica na conservação das suas propriedades físico-químicas e biológicas. No setor florestal, muitas das ações de manejo foram aperfeiçoadas, incorporando definitivamente em seu plano a análise dos possíveis impactos hidrológicos de forma mais sistêmica (CALDER, 2007). Com isso é possível realizar uma estimativa confiável das alterações na disponibilidade de água em função da prática de manejo adotada.

Logo, considerando o uso das bacias hidrográficas como unidades de estudos florestais, é importante os profissionais da área de recursos hídricos conhecerem o condicionamento hidrológico em que se insere o manancial, para viabilizar um planejamento adequado do uso da terra, buscando uma orientação racional do uso e exploração dos recursos naturais.

ASPECTOS DA HIDROLOGIA FLORESTAL

Para Tucci (2007), a ciência hidrologia trata da água na Terra, sua ocorrência, circulação, distribuição, propriedades físicas, químicas e sua relação com o meio ambiente, incluindo as relações com a vida. O mesmo autor ainda menciona que esta ciência se consolidou apenas na segunda metade do século XX, com o desenvolvimento de programas de monitoramento e quantificação sistemática dos diferentes processos que se sucedem no ciclo hidrológico. Além disso, a hidrologia pode ser considerada uma ciência multidisciplinar,

visto integrar conceitos de várias ramificações do conhecimento humano (física, química, biologia, hidráulica, matemática, estatística, dentre outras). Dependendo do ambiente particular de estudo da água e de sua circulação, a hidrologia pode ser subdividida em: hidrometeorologia (água na atmosfera), potamologia (água dos rios), limnologia (água nos lagos), criologia (geleiras), oceanologia (oceanos), pedohidrologia (água do solo) e hidrogeologia (água subterrânea) (LIMA, 2007).

A partir de subdivisões e especificações oriundas da hidrologia, surgem subáreas mais especializadas, devido à necessidade cada vez maior do uso e da conservação das bacias hidrográficas. Nas ciências florestais, tem-se a hidrologia florestal como a ciência que estuda o movimento da água nesses ambientes (relações floresta-água). O conhecimento das relações hídricas nesse setor auxilia na definição de espaçamentos mais adequados entre os indivíduos num povoamento, visando aumentar a eficiência produtiva das plantas e a sustentabilidade do ambiente inserido.

A seguir, serão descritos alguns tópicos que compõem a hidrologia florestal, como: ciclo hidrológico e balanço hídrico, interceptação da pluviosidade pelo dossel florestal, infiltração da água em solos florestais, zonas ripárias e suas funções hidrológicas e qualidade de água em bacias hidrográficas.

CICLO HIDROLÓGICO E BALANÇO HÍDRICO

O ciclo hidrológico, contemplando a base da hidrologia, não tem começo nem fim e é responsável pela renovação da água no planeta e a sua manutenção se deve à energia proveniente do Sol, energia esta que aumenta as demandas por evaporação da água líquida ou de seu derretimento quando em estado sólido. O movimento permanente de água na Terra sob a ação da gravidade e da energia solar tem como principais componentes, os processos de: evapotranspiração, condensação, precipitação, infiltração e percolação (processos verticais), juntamente com os escoamentos superficial e subsuperficial (processos horizontais), os quais, juntos, se integram por todo o planeta. Contudo, tem-se observado cada vez mais a interferência das ações antrópicas nos processos que compõem o ciclo hidrológico (KOBAYAMA, 1999; BORGES; MENDIONDO, 2007; OLERIANO; DIAS, 2007).

A precipitação, na atmosfera, se encontra na forma de vapor. Collischonn e Tassi (2008) mencionam que o ar a 20° C pode conter uma quantidade máxima de vapor de água igual a 20 gramas por metro cúbico, sendo que, para ocorrer a condensação das gotículas, a quantidade de vapor deve ser superior a esse limite, denominado de concentração de saturação (ou pressão de saturação).

A Hidrologia entende a precipitação pluvial como toda a água proveniente do meio atmosférico que atinge a superfície terrestre. Assim, existem diferentes formas de precipitação, que ocorrem em função do estado em que a água se encontra, podendo ser: neblina, chuva, granizo, saraiva, orvalho, geada e neve (TUCCI, 2007). A quantificação da chuva pode ser realizada por meio de pluviômetros (manual) e pluviógrafos (automático), a qual fornece subsídios para a adoção de práticas relacionadas com o abastecimento de água, irrigação, controle de inundações, erosão do solo, dimensionamento de obras hidráulicas, análise do balanço hídrico, dentre outros. A grande vantagem do pluviógrafo em relação ao pluviômetro é que ele permite analisar de modo discretizado os eventos de chuva, registrando o acúmulo de pluviosidade para intervalos de tempo definidos e sua variação ao longo do dia.

Assim que precipitada, a água segue diferentes caminhos, podendo ser interceptada pela vegetação, escoar pela superfície ou se infiltrar no solo, de onde pode ser transpirada pelas plantas, contemplando dessa forma o ciclo hidrológico. Na Figura 1 observam-se os processos hidrológicos envolvidos no balanço hídrico de uma bacia hidrográfica.

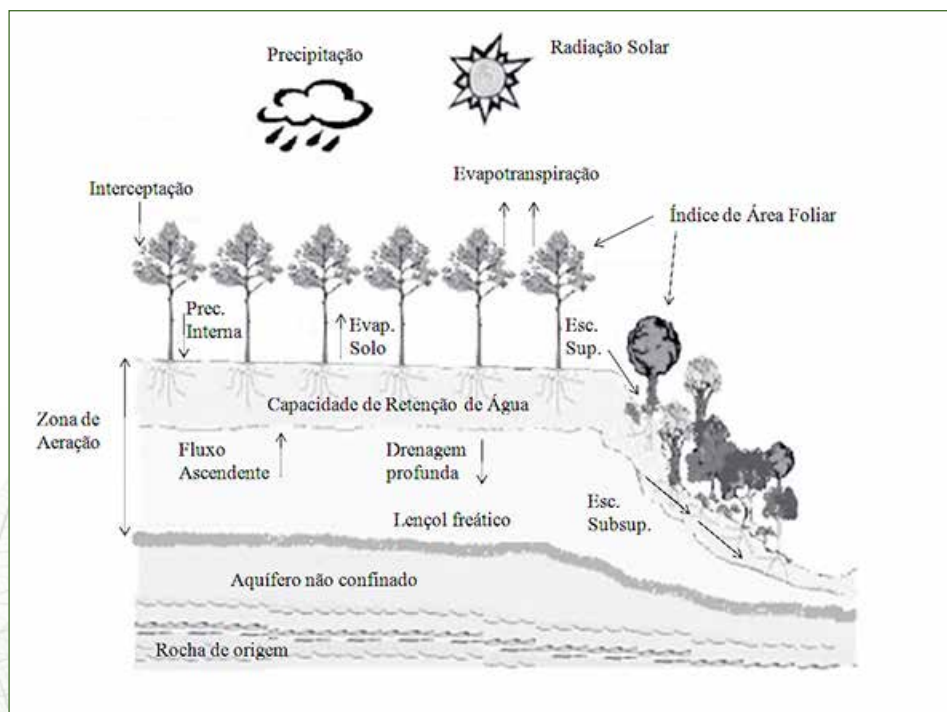


Figura 1 – Representação esquemática dos processos hidrológicos envolvidos no balanço hídrico de uma bacia hidrográfica

Fonte: Adaptado de Almeida e Soares (2003).

Conforme se observa na Figura 1, o balanço hídrico de uma bacia hidrográfica depende da precipitação, da interceptação de água pelo dossel, do escoamento lateral e em profundidade (drenagem profunda) e da evapotranspiração. Com exceção da precipitação, os demais processos são bastante influenciados pela densidade de plantas, pelo tipo de solo, pelo comportamento fisiológico da planta e pela estrutura e arquitetura do dossel (ALMEIDA; SOARES, 2003). A quantificação dos componentes que envolvem esse processo baseia-se no princípio de conservação de massa e objetiva a compreensão dos processos envolvidos por meio da análise das entradas e saídas de água no sistema (TUCCI, 2007), sendo imprescindível o conhecimento de programas e pesquisas que envolvam a gestão dos mananciais.

É possível compreender melhor o balanço hídrico completo quando se analisa a área pertencente a uma bacia hidrográfica. Pois, conforme já comentado, em qualquer ponto da superfície que pertence a uma bacia hidrográfica, desde os menores vales até a grande bacia amazônica, sempre existe uma discreta área de terra que capta a água da chuva, perde água por evaporação e produz o restante como deflúvio ou escoamento superficial (LIMA, 2008). Áreas ocupadas com remanescentes florestais ou com a atividade de silvicultura propiciam alguns benefícios ao ambiente onde estão inseridos. Dentre eles, pode-se mencionar: mitigação do clima (temperatura e umidade), diminuição do pico do hidrograma (redução de enchentes), diminuição da perda de solo (pelo controle da erosão), melhoramento da qualidade da água no solo e no rio (ação de filtro), atenuação da poluição atmosférica, aporte de oxigênio, absorção do gás carbônico, prevenção de danos causados pela força do vento, redução da poluição sonora, recreação e educação, produção de biomassa e energia (KOBAYAMA, 2000). Logo, verifica-se que a cobertura florestal desempenha importante função na dinâmica hidrológica de uma bacia hidrográfica, uma vez que atua na captação, na distribuição e no suprimento de água de chuva para a recarga dos aquíferos, assim como na regulação do escoamento de água das bacias.

A comparação dos efeitos hidrológicos oriundos da cobertura florestal em relação a outras coberturas do solo, no que se refere à resposta aos eventos de chuva, foi observada por Moraes et al. (2006), autores que avaliaram a geração de escoamento direto em bacias hidrográficas com diferentes coberturas vegetais (florestal x pastagem) (Figura 2).

Na Figura 2, verifica-se que uma mesma precipitação incidente provocou diferença significativa nos hidrogramas, em que o ramo ascendente do hidrograma referente à bacia com pastagem foi muito mais elevado que o da área com floresta. Por sua vez, o ramo descendente também foi bastante inclinado, demonstrando que a bacia com pastagem responde ao

evento de chuva de forma mais rápida. É importante ressaltar que o tempo de resposta entre o pico do hietograma e o pico de vazão é de 20 minutos aproximadamente, para a área de campo, comparando com a área florestada em que se observa um intervalo entre o pico de chuva e o pico de vazão de aproximadamente 60 minutos. Ainda com relação à bacia florestada, os ramos ascendente e descendente do hidrograma são menos inclinados, o que demonstra um condicionamento melhor da água no solo durante o evento de chuva (MORAES et al., 2006). O mesmo comportamento também foi observado por Mello, Lima e Silva (2007), Baumhardt (2014) e Peláez (2014) no que se refere ao controle do escoamento superficial e da redução da vazão de pico em mananciais com plantações florestais. Iovino, Borghetti e Veltri (2009) complementam que a interação do ciclo da água com a floresta está em função das condições climáticas e depende da escala espacial e temporal em que os fenômenos acontecem.

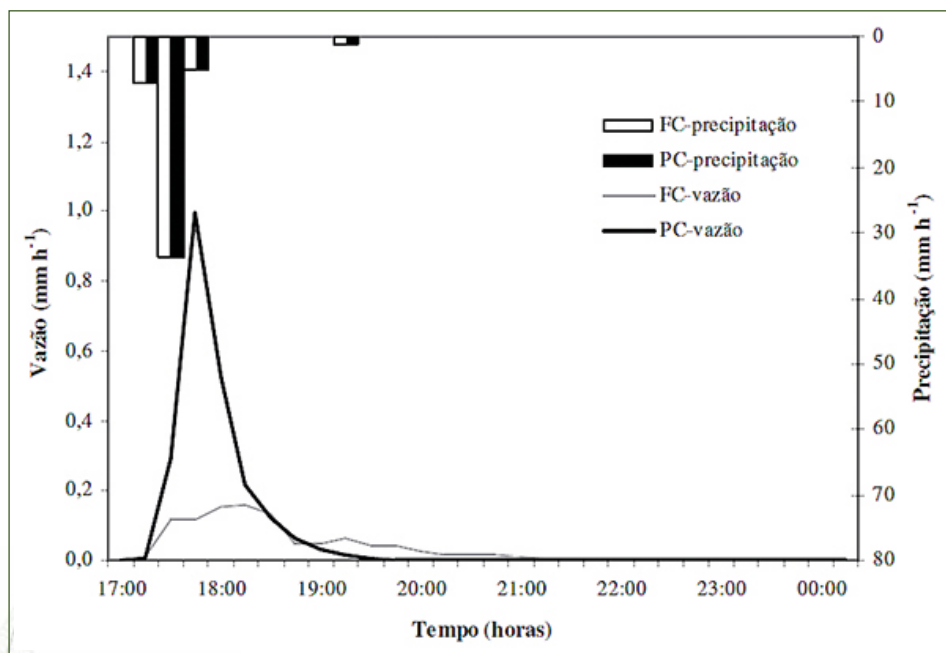


Figura 2 – Hidrograma para duas bacias com diferentes coberturas de solo: Floresta (FC) e Pastagem (PC)

Fonte: Adaptado de Moraes et al. (2006).

Com referência ao monitoramento do balanço hídrico, este comportamento pode ser satisfatoriamente verificado em escala regional e para determinado uso do solo, através do monitoramento de bacias hidrográficas. A equação do balanço hídrico exprime os efeitos entre vegetação e processos hídricos que determinam as variações de água no sistema, podendo ser representada por:

$$D = P - (I_t + E_{vt} + \Delta_s) \quad (1)$$

Onde:

D: representa o deflúvio;

P: indica a precipitação;

I_t : corresponde à quantidade de água interceptada;

E_{vt} : representa a evapotranspiração (que corresponde à evaporação do solo e da transpiração), e Δ_s representa a variação de água presente no solo.

Conforme a equação (1), o deflúvio corresponde ao saldo entre a entrada de água pelas chuvas e às perdas evaporativas. Assim, quantidades idênticas de precipitação em duas áreas de captação natural (bacias), por exemplo, devem produzir quantidades variadas de deflúvio, em função de suas diferentes características físicas. Para avaliar o efeito que teria qualquer perturbação nos mananciais seria necessário antes conhecer as características hidrológicas do ecossistema natural, para posteriormente comparar com aquelas em que houve intervenções antrópicas. Da mesma forma, deve-se analisar as características de clima, geomorfologia, solo, vegetação, deflúvio e evapotranspiração da área (BAUMHARDT, 2014). Collischonn e Tassi (2008) acrescentam que, em intervalos de tempo longos (maiores que um ano), a variação de armazenamento de água no solo desses ambientes pode ser desprezada na maioria das vezes e a equação pode ser reescrita.

Considerando a bacia hidrográfica como um sistema ideal, onde todos os fluxos de entrada e saída estão sob controle experimental e em que não haja vazamentos de nenhuma natureza, nem percolação profunda, pode-se expressar o modelo conforme a equação:

$$P - E_{vt} - D = 0 \quad (2)$$

Onde:

P: indica a precipitação;

E_{vt} : a evapotranspiração;

D: o deflúvio.

Segundo Vital (2007), o equilíbrio hídrico em ambientes florestados depende da precipitação global incidente e da evapotranspiração. Quando as chuvas superam a quantidade de água evapotranspirada pela floresta, verifica-se elevação da umidade do solo e variações na vazão dos rios. Nesse sentido, o conteúdo de água na planta transforma-se em função das variações de umidade do solo, do ar e das taxas de transpiração das plantas, conteúdo esse que diminui quando as taxas de transpiração excedem as de absorção de água (MARENCO; LOPES, 2005).

Em relação ao balanço hídrico, Jackson et al. (2005), após analisarem 504 bacias hidrográficas em diversas partes do mundo, concluíram que, em 52% dos casos, as plantações florestais diminuíram o fluxo em média 227mm ano⁻¹ e 13% dos cursos de água secaram completamente pelo menos um ano. Essa semelhança também observada por Lima et al. (2008), cujos resultados, obtidos nas bacias experimentais do Programa de Monitoramento Ambiental em Microbacias (PROMAB) em São Paulo, mostram que, para uma bacia com 7,50 hectares, ocorreu a diminuição gradativa do deflúvio anual, a ponto de secar o riacho por ocasião da idade de colheita da plantação, tendo a vazão retornado após o corte. Nas bacias com áreas maiores e localizadas em regiões com maior disponibilidade pluvial, os resultados também indicaram alguma redução no deflúvio em função do crescimento das plantações, sem secar o córrego.

Câmara e Lima (1999) verificaram os impactos do corte raso de uma plantação de *Eucalyptus saligna* de 50 anos de idade sobre o balanço hídrico de uma bacia, em São Paulo, e verificaram baixos incrementos no deflúvio após o corte raso, o que reflete uma condição de equilíbrio entre a antiga cobertura florestal e o regime climático local. Em relação à remoção da vegetação, esta ação implica numa série de alterações no meio físico, como a diminuição nas taxas fotossintéticas e de evapotranspiração, esta última podendo modificar, inclusive, as taxas de precipitação (LINHARES; SOARES; BATISTA, 2005). Hamilton (2008) afirma que o aumento da disponibilidade de água, após o corte florestal, parece desejável para o deflúvio, em curto prazo, na estação seca, mas pode ser um problema durante a estação úmida, quando o aumento do fluxo pode trazer risco de inundações. Isso, uma vez que a hidrologia florestal em uma bacia também pode ser vista sob outros aspectos, como, por exemplo, de regularização do sistema. Da mesma forma, Van Dijk e Keenan (2007) afirmam que as plantações podem aumentar a recarga do lençol freático por melhorar a infiltração.

Em relação à eficiência no uso da água em áreas florestadas, trabalhos publicados por Lima et al. (1990) e Lima (1996) mostram que em plantações de *Eucalyptus grandis*, *Pinus caribaea* var. *hondurensis* e vegetação do cerrado, o uso da água por essas espécies correspondeu a 2,90, 2,10 e 0,40g por quilo de água, respectivamente. Calder, Hall e Prasanna (1993) compararam a atuação hidrológica de plantios comerciais de *Eucalyptus grandis*, vegetação nativa e culturas agrícolas na Índia, onde verificaram que, em regiões secas, o uso de água por plantações jovens de *Eucalyptus grandis* até a profundidade de 3 metros não foi maior que o uso com floresta nativa decídua. Além disso, em todos os sítios amostrados, o uso de água por *Eucalyptus grandis* e pela floresta nativa foram iguais à precipitação (com uma incerteza de 10%). Os autores constataram ainda que, em todos os sítios, o uso de água pelas formações florestais, tanto nativa quanto exótica, foi maior que pela agricultura. Sabará (2004) afirma que as bacias cobertas por pastagens no médio Rio Doce em

MG apresentam escassez de água nos períodos críticos sem chuva, em função da baixa taxa de infiltração dos solos. Whitehead e Beadle (2004) concluíram, categoricamente, que espécies de rápido crescimento, como o gênero *Eucalyptus* spp., apresentam consumo de água normal quando comparado ao de outras espécies florestais, podendo apresentar, inclusive, maior eficiência no uso da água.

Baumhardt (2014), em sua revisão, afirma que, pelos vários estudos disponíveis na literatura nacional e mundial, conclui-se que os plantios florestais trazem, com o devido tempo, uma regularização do deflúvio nas bacias, acompanhado logicamente de uma redução na produção de água na ocasião de plantios realizados em áreas que nunca abrigaram algum tipo de floresta. No entanto, o que pode tornar esse fato um problema diz respeito a quanto e quando essa diminuição na produção de água afetará os usuários do recurso hídrico na bacia.

INTERCEPTAÇÃO DA PLUVIOSIDADE PELO DOSSEL FLORESTAL

A interceptação, na hidrologia florestal, representa a água da chuva que fica temporariamente retida pelas copas das árvores, sendo posteriormente redistribuída em água que: respinga ao solo, escoia pelo tronco e volta para a atmosfera por evaporação (LIMA, 1986). Dessa forma, a interceptação corresponde à diferença entre a precipitação quantificada acima do dossel (precipitação global) e a precipitação quantificada no interior da floresta (precipitação interna), precipitação essa que pode se manifestar nas seguintes formas: interceptação pela copa, escoamento pelo tronco, precipitação direta e interceptação pela serapilheira (*litter*).

Estes processos interferem na quantidade e distribuição da precipitação pluvial em direção ao solo (CHANG, 2006), assim conceituados:

- a) interceptação pela floresta (I_F): corresponde à soma da interceptação da copa (I_C) e à interceptação pelo *litter* (I_L);
- b) precipitação efetiva (P_E): a diferença entre a precipitação incidente no aberto (ou global) (P_G) e a interceptação total da floresta (I_F);
- c) precipitação líquida (P_L): a soma do gotejamento da copa (P_{TH}) e o escoamento pelo tronco (P_S);
- d) interceptação pela copa (I_C): pode ser estimada pela diferença entre a precipitação incidente (P_I) e a precipitação líquida (P_L).

Na Figura 3 são apresentadas as principais variáveis hidrológicas quantificadas em um ambiente florestal, tais como a precipitação global, interna, escoada pelo tronco, bem como as estruturas que servem para quantificar essas frações.

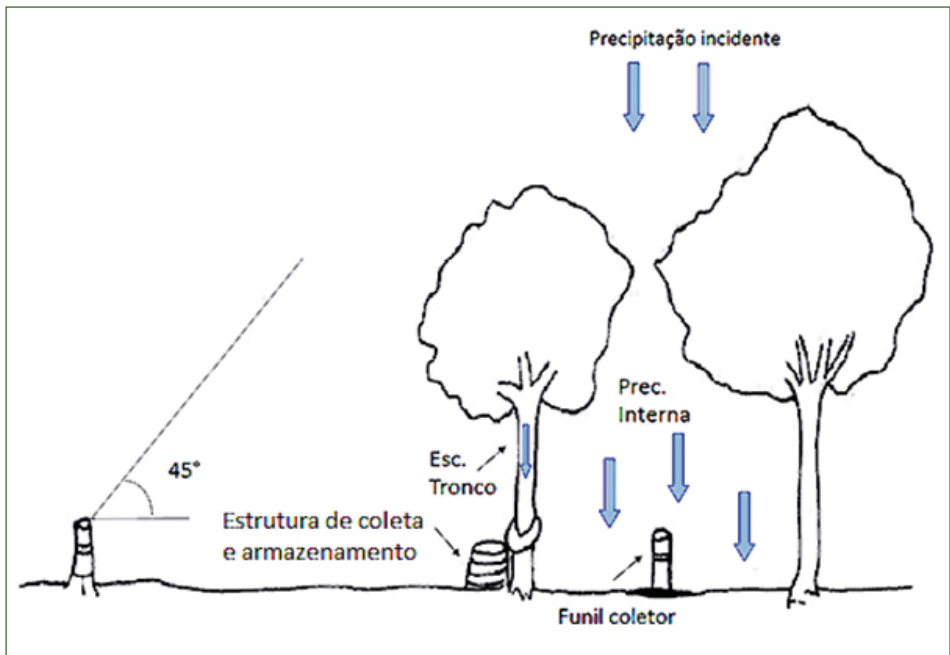


Figura 3 – Varáveis hidrológicas e esquema de coleta de água pelo tronco

Fonte: Adaptado de Lima (2008).

O dossel da vegetação também atua como um dos principais controladores climáticos para a determinação de microclima, já que estão esses controladores interligados ao uso do solo. A caracterização de uma cobertura vegetal em sua estrutura e distribuição espacial representa o ponto de partida para o estudo de fenômenos físicos e fisiológicos que ocorrem em seu interior (LIMA; GALVANI, 2010).

A capacidade de armazenar parte da precipitação global está diretamente relacionada às características da precipitação (intensidade, duração e volume), da cobertura vegetal (arquitetura de copa, tamanho e rugosidade das folhas, vegetação de folhas maiores possuem maior capacidade de interceptação), das condições climáticas (quando há muito, vento a capacidade de interceptação tende a ser reduzida), da época do ano (por exemplo, no outono, a capacidade de interceptação é praticamente nula em árvores caducifólias), entre outras.

É importante que, em estudos de balanço hídrico, não se despreze a interceptação da precipitação pela vegetação, pois, dentre os componentes do ciclo hidrológico, ela tem grande importância no balanço hídrico em um ecossistema, principalmente, em ambientes florestais (OLIVEIRA et al., 2008). Se for considerada uma bacia hidrográfica sob uma condição de precipitações com baixa intensidade, é importante quantificar o volume de água retida nas copas, pois, nesses casos, a evaporação da água retida pelas plantas pode vir a ocorrer durante o próprio evento chuvoso, tendo influência

no balanço hídrico. Ao contrário, em regiões com chuvas de maior intensidade, o papel da interceptação no balanço hídrico pode ser menor.

Iovino, Borghetti e Veltri (2009) ressaltam que a interceptação é inversamente proporcional à densidade populacional num plantio, verificação também ressaltada por Rutter (1963), Karschon e Heth (1967) e Teklehaimanot, Jarvis e Ledger (1991). Aussenac, Granier e Naud (1982) verificaram a redução de 13% da interceptação com a redução de 50% da área basal de um plantio de *Pseudotsuga menziesii* (de 39 a 20m²ha⁻¹).

A Tabela 1 apresenta valores de interceptação da água da chuva encontrados na literatura para diferentes espécies arbóreas/vegetações, com as respectivas idades e densidade de indivíduos por hectare.

Tabela 1 – Interceptação (%) para diferentes espécies arbóreas, idade e espaçamento (m x m) entre os indivíduos

Espécie / Bioma / Composição florestal	Idade (anos)	Interc. (%)	Referência	Espaçamento (m x m)/árv/ha
<i>Pinus sylvestris</i>	19,00	32,00	Rutter (1963)	2,00 x 1,00
<i>Eucalyptus camaldulensis</i>	10,00	14,60	Karschon e Heth (1967)	3,00 x 3,00
Cerradão	-	27,00	Lima e Nicolielo (1983)	-
<i>Picea sitchensis</i>	19,00	28,00	Teklehaimanot, Jarvis e Ledger (1991)	1,80 x 1,80 (3000 ár/ha)
		22,00		4,00 x 4,00 (625 ár/ha)
		13,00		6,00 x 6,00 (277 ár/ha)
		9,00		8,00 x 8,00 (156 ár/ha)
<i>Quercus rotundifolia</i>		27,10		
<i>Pinus pinaster</i>	-	26,60	David (2002)	-
<i>Eucalyptus globulus</i>		17,90		
Floresta Atlântica	-	18,30	Arcova, Cicco e Rocha (2003)	-
Floresta Intacta, AM	-	19,20	Ferreira, Luizão e Dallarosa (2005)	-
Floresta aberta Rancho Grande, RO	-	2,40	Germer, Elsenbeer e Moraes (2006)	-
Floresta Nacional Caxiuanã, PA	-	21,50	Oliveira et al. (2008)	-
<i>Eucalyptus dunnii</i>	1,40	7,00	Corrêa (2011)	
<i>Pinus taeda</i>	12,00	26,50	Caldato (2011)	1429 ár/ha

Fonte: Autoria própria (2016).

De acordo com a Tabela 1, observa-se que, conforme a variação dos tratamentos silviculturais em florestas plantadas, como o desbaste para este caso, variam também as taxas de interceptação e, conseqüentemente, presume-se que houve alteração na disponibilidade de armazenamento de água nesses ambientes. Logo, é importante a compreensão dessa dinâmica durante a execução de um manejo florestal, no que se refere à densidade de indivíduos por talhão e a sua influência na produção de água nesses mananciais.

A água que escoar pelo tronco também corresponde à fração da água da chuva que chega diretamente ao sítio florestal por meio dos galhos, ramos e tronco da árvore. Esta fração é muito variável, uma vez que depende da precipitação local, do tipo de vegetação, bem como do formato de copa e da rugosidade do tronco das árvores. Assim, a parcela de água escoada pelo tronco constitui uma pequena parcela da interceptação, muitas vezes sendo difícil de realizar a sua medição, como é o caso de florestas inequidistantes (naturais), onde a diversidade de espécies e arquiteturas arbóreas é elevada. Estudos demonstram que a variação da medição da água escoada tem grande relação com o tipo de casca, uma vez que já se observaram valores de interceptação pelo tronco variando entre 5 a 8% para espécies de tronco liso e cerca de 1 e 2% para espécies com casca rugosa (LIMA, 2008). Na Figura 4 verifica-se um modelo de estrutura coletora da água que escoar pelo tronco.



Figura 4 – Estrutura para medição da água escoada pelo tronco em plantio de *Eucalyptus spp.*

Fonte: Autoria própria (2011).

Sob uma visão sistêmica, pode-se considerar que o escoamento pelo tronco representa a água que atinge o solo com menor energia (menor impacto), pois retém lentamente o fluxo de água que remanesce sob o dossel. Além disso, cabe ressaltar que, em ecossistemas florestais, a precipitação, ao interagir com a copa das árvores, arrasta quantidades apreciáveis de nutrientes para o sítio florestal. Nesse sentido, as deposições atmosféricas sobre o dossel e a **lavagem** desses nutrientes via pluviosidade constituem um dos principais mecanismos da ciclagem biogeoquímica e redistribuição dos vários elementos químicos em ecossistemas florestais. Essa via de retorno de nutrientes tem sido pesquisada por diversos autores (LOPES, 2001; RODRIGUES; MELLO; SOUZA, 2007; SCHEER, 2009; CALDATO, 2011). A exemplo disso, Perez-Marin e Menezes (2008) verificaram um aporte médio de N, P e K para o solo de 5,10 e 24kg ha⁻¹ na precipitação global; 9, 2 e 62kg ha⁻¹ na água interceptada e 0,12, 0,02 e 1kg ha⁻¹ na água escoada pelo tronco em um sistema agroflorestal com agliricídia (*Gliricidia sepium*) localizado no município de Esperança, PB.

Souza e Marques (2010) ressaltam que, além do tipo de solo, a ciclagem de nutrientes tem grande importância para a sustentabilidade da floresta, visto que ocorre em diferentes compartimentos e envolve fluxos de entrada e saída de nutrientes, sendo significativa, para a nutrição florestal, a contribuição do aporte de nutrientes via precipitação que atinge a cobertura florestal. Em geral, parte dos nutrientes depositados sobre as copas das árvores (aerossóis ou deposição seca) é absorvida e outra lixiviada, sendo esta deslocada até o solo pela precipitação efetiva (interna + escoamento pelo tronco). Já os nutrientes não absorvidos pela vegetação e que atravessam o perfil do solo são exportados da bacia hidrográfica através das águas de drenagem (McDOWELL, 1998).

Com isso, avaliar as taxas de interceptação e compreender o ciclo dos nutrientes (velocidade de fluxo, entradas e perdas, interação solo-planta, distribuição nos componentes da parte aérea e do sistema radicular ao longo do tempo), torna-se fundamental para definir tecnologias de manejo florestal, particularmente no tocante a dose, método e época de aplicação de fertilizantes (GONÇALVES et al., 2000).

INFILTRAÇÃO DA ÁGUA EM SOLOS FLORESTAIS

Segundo Martins e Paiva (2001), a capacidade de infiltração de um solo é o parâmetro mais importante no processo de transformação de chuva em vazão, a qual interfere na recarga do lençol freático e na perda potencial do solo superficial pela erosão (ILSTEDT et al., 2007), dependendo seu valor do conteúdo de água no solo, da permeabilidade, temperatura, profundidade da camada impermeável, grau de compactação e cobertura vegetal.

A cobertura florestal, especialmente aquela com desenvolvimento de sub-bosque, em regiões com maior energia erosiva, tende a reduzir o transporte de sedimentos ou perda de solo, pela quebra da energia cinética das gotas de chuva, favorecendo a manutenção de taxas elevadas de infiltração (LIMA, 1986). De acordo com Ilstedt et al. (2007), a infiltração aumenta em média três vezes mais após o florestamento em campos agrícolas; e, para Zimmermann, Elsenbeer e Moraes (2006), nesses locais há maior infiltração em condições de uso florestal e menor em pastagem. Resultado similar foi verificado por Ávila (2011), em estudo realizado para diferentes usos de solo no bioma Pampa, onde se verificaram valores médios de infiltração igual a 86,25mm h⁻¹ para as áreas com eucalipto, 47,18mm h⁻¹ para as áreas com reserva legal e de 27,13mm h⁻¹ para as áreas com eucalipto, reserva legal e campo nativo, respectivamente. Isso se deve ao fato de que nesse local o solo apresenta melhor estrutura, uma vez que a influência das raízes como caminhos preferenciais de água contribui para o aumento da capacidade de infiltração. Essa hipótese é apoiada em outros autores, que mencionam que, tanto os poros como os canais deixados no solo após a senescência do sistema radicular das plantas de cobertura, favorecem o incremento de macroporosidade do solo, caminho preferencial para a infiltração de água (LANZANOVA et al., 2010).

Na relação floresta-água, a cobertura florestal influi positivamente sobre a hidrologia do solo, melhorando os processos de infiltração, percolação, armazenamento da água, e diminuindo o escoamento superficial (LIMA, 1986). A taxa de infiltração de água no solo é considerada bom indício da qualidade física do solo (BERTOL et al., 2000), sendo de extrema importância nas relações água-solo-planta-atmosfera, visto que, muitas vezes, permite determinar a precipitação efetiva infiltrada e o escoamento superficial do solo. Rodrigues et al. (2012) avaliaram o armazenamento de água em diferentes camadas do solo (0; 20; 40; 60; 100 e 300cm) no Estado de São Paulo, e evidenciaram menor quantidade de água armazenada no perfil do solo com plantio de eucalipto do que no solo sem vegetação. Os autores também constataram a redução do armazenamento de água em profundidade para o solo florestal, indicando que o teor de água observado para as áreas avaliadas é considerado baixo e está em função da classe textural arenosa do solo que, conseqüentemente, apresenta limitação quanto à capacidade de armazenamento de água para este caso. Já nas camadas superficiais (até 20cm) Rodrigues et al. (2012) verificaram maior dinâmica de água no solo, consoante o estudo de Rodrigues (1999), em plantios de seringueira.

Em referência à infiltração de água no solo, é importante ter em mente os respectivos conceitos:

- a) saturação: condição em que todos os poros estão ocupados por água;
- b) capacidade de campo: teor de umidade no solo sujeito à força da gravidade;

- c) ponto de murcha permanente: teor de umidade do solo insuficiente, de modo que as plantas, sem conseguirem retirar água, morrem.

O processo de infiltração da água no solo pode ser descrito por equações ou modelos, que permitem simular diferentes fases do processo: infiltração inicial, básica e a drenabilidade do solo. A equação de Horton (1940), descrita na forma exponencial é muito utilizada para verificar a infiltração de água no solo. Este modelo apresenta coeficientes que podem ser estimados por meio de regressão a partir de dados de ensaios de infiltração no campo.

A equação empírica é mencionada a seguir (HORTON, 1940):

$$f = f_c + (f_o - f_c) * e^{-\beta t} \quad (3)$$

Onde:

f: é a capacidade de infiltração num instante qualquer (mm h^{-1});

f_c : é a capacidade de infiltração em condição de saturação (mm h^{-1});

f_o : é a capacidade de infiltração quando o solo está seco (mm h^{-1});

e: exponencial;

β : é um parâmetro que deve ser determinado a partir de medições no campo;

t: é o tempo (h).

É importante acentuar que f_o e f_c são parâmetros relacionados ao tipo de solo, conforme os grupos hidrológicos de solo:

- grupo A: solos arenosos profundos, com alta capacidade de infiltração, geram pequenos escoamentos;
- grupo B: solos franco arenosos pouco profundos, com menor capacidade de infiltração, geram maiores escoamentos do que o solo A;
- grupo C: solos franco argilosos, com capacidade de infiltração ainda menor, geram maiores escoamento do que A e B;
- grupo D: solos argilosos expansivos têm baixa capacidade de infiltração e geram grandes escoamentos.

O infiltrômetro de anéis concêntricos é constituído de dois anéis concêntricos de chapa metálica, com diâmetros variando entre 16 e 40cm, que são cravados verticalmente no solo de modo a restar uma pequena altura livre sobre este. Aplica-se água em ambos os cilindros, mantendo uma lâmina líquida de 1 a 5cm, sendo que no cilindro interno mede-se o volume aplicado a intervalos fixos de tempo, bem como o nível da água ao longo do tempo. A finalidade do cilindro externo é manter verticalmente o fluxo de água do cilindro interno, onde é feita a medição da capacidade de campo. Pinheiro,

Teixeira e Kaufmann (2009), Cunha et al. (2011) e Oliveira e Andrade (2011) apresentam alguns exemplos para avaliações da infiltração da água no solo por meio de anéis concêntricos.

O efeito do piso florestal (*manta/litter*) sobre a infiltração pode ser melhor apreciado a partir de resultados obtidos em alguns experimentos. Por exemplo, Arend (1942) comparou a infiltração em diferentes tratamentos quanto às condições do piso florestal, encontrando os resultados mostrados na Tabela 2:

Tabela 2 – Infiltração média em parcelas contendo diferentes condições de piso florestal

Tratamento	Infiltração (mm h⁻¹)
Piso florestal intacto	59,90
Piso removido mecanicamente	49,30
Piso queimado anualmente	40,10
Pastagem degradada	24,10

Fonte: Arend (1942).

ZONAS RIPÁRIAS E SUAS FUNÇÕES HIDROLÓGICAS

As zonas ripárias são áreas de intensa atividade hidrológica devido a sua proximidade com os cursos de água. Em geral, são áreas onde o relevo tende a ser plano, com presença de solos pouco profundos e que sofrem influência dos cursos d'água e do lençol freático, resultando em condições de armazenamento de água geralmente próximas da saturação e, por isso, apresentam capacidade de infiltração relativamente baixa no decorrer dos eventos chuvosos (GUIMARÃES, 1999). Essas áreas contemplam um mosaico complexo de interações entre as características geológicas, geomorfológicas, climáticas e hidrológicas, onde a complexidade varia no espaço e no tempo e define uma heterogeneidade de ambientes com condições ecológicas distintas (NAIMAN; DÉCAMPS, 1997).

De acordo com Zakia (1998), durante um evento de chuva, a área da bacia que contribui para a formação do deflúvio é composta por terrenos que margeiam a rede de drenagem, sendo que nas porções mais altas da encosta a água da chuva tende principalmente a infiltrar-se e escoar até o canal mais próximo através do escoamento subsuperficial. A mesma autora também afirma que, com a continuidade da chuva, essas áreas tendem a se expandir, não apenas em decorrência da expansão da rede de drenagem, como também pelo fato de que as áreas críticas da bacia, tais como áreas saturadas, normalmente compostas por áreas de solo mais raso, começam também a participar da geração do escoamento direto.

Os trabalhos pioneiros de Horton publicados a partir de 1933 (HORTON, 1940) mantinham a teoria de que o escoamento direto era basicamente produzido pelo escoamento superficial que ocorre toda vez que a intensidade da chuva excede a capacidade de infiltração do solo. A partir da década de 60, por estudos em que se buscou entender a complexidade dos processos de geração do escoamento direto em bacias, Hewlett e Hibbert (1967) concluíram que todo o escoamento direto é gerado pelo escoamento subsuperficial, sendo excepcionais os casos contrários, daí decorrendo o conceito de área variável de afluência (AVA), conforme apresentado na Figura 5.

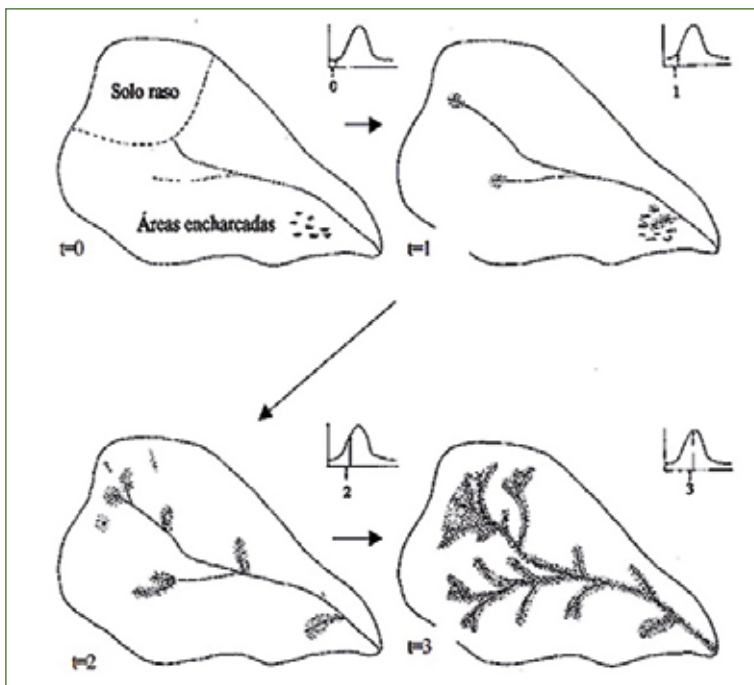


Figura 5 – Evolução da área variável de afluência no processo de geração do escoamento direto durante uma chuva sobre uma bacia

Fonte: Adaptado de Hewlett e Nutter (1969).

O desenvolvimento desse conceito, conforme Silva (2012), deve-se ao fato de que, nessas bacias revestidas em grande parte por cobertura florestal, o deflúvio não é produzido ao longo de toda a superfície da bacia. Ao contrário, o deflúvio nestas condições está sob a influência de uma área de origem dinâmica, uma vez que sofre expansões e contrações (área variável), a qual normalmente representa apenas uma pequena fração da área total da bacia e, geralmente, sob condições de saturação, proporcionando o chamado escoamento superficial de áreas saturadas.

A partir das bases teóricas (Figura 6), e com respaldo nos conceitos de hidrologia florestal que definem as AVAs e/ou também denominadas áreas hidrologicamente sensíveis (AHS), é possível avaliar o papel ecológico das zonas ripárias e promover ferramentas que norteiem o planejamento dos recursos naturais e de uso do solo.

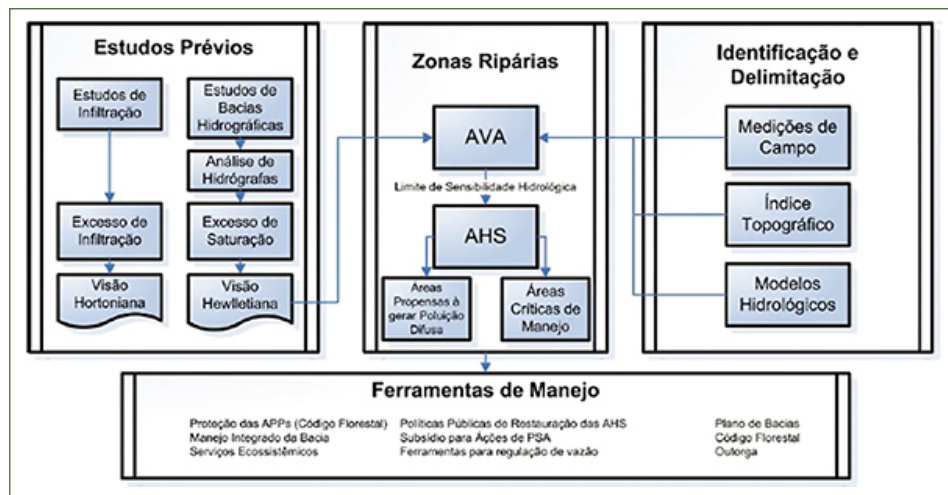


Figura 6 – Subsídios teóricos necessários para o uso dos conceitos de áreas variáveis de afluência (AVA) e áreas hidrologicamente sensíveis (AHS) na formulação de ferramentas de manejo em bacias hidrográficas

Fonte: Adaptado de Silva (2012).

Nas demais partes da bacia, a água da chuva tende a se infiltrar, contribuindo para o escoamento subsuperficial, que, por ser relativamente rápido, participa também do escoamento direto. O modelo da AVA só é válido para a escala de bacias, onde se define que, para qualquer ponto no hidrograma de escoamento direto, a vazão instantânea pode ser estimada pela seguinte equação (HIBBERT; TROENDLE, 1988):

$$Q = (A1 - K \times Pp) + (A2 \times Pp) + (A3 \times Pp) \quad (4)$$

Onde:

Q: representa a vazão no instante t (l s⁻¹);

A1: as áreas saturadas da bacia (área variável de afluência, zona ripária);

A2: o espelho d'água (largura do canal x comprimento do canal);

A3: as áreas impermeáveis (escoamento hortoniano);

Pp: chuva até o instante t;

K: a condutividade hidráulica saturada ao longo da área A1.

Em relação à cobertura vegetal do ambiente ripário, a mesma segue uma sucessão ecológica a partir do curso d'água, inicialmente ocupado por vegetação herbácea, passando por uma formação arbustiva, arbórea ripária e externamente arbórea (CIUTTI, 2003). Tal complexidade aumenta quando se considera a dinâmica sucessional das formações florestais que ocorrem nesses ambientes, devido às alterações promovidas pela elevação e extravasamento dos cursos d'água, selecionando espécies que suportam condições de elevada umidade até a saturação hídrica do solo (RODRIGUES, 2009). Assim, a vegetação ripária apresenta variações estruturais, de composição florística e de distribuição espacial, do mesmo modo que as características do solo apresentam variações quanto às diferentes deposições de sedimentos e condições de saturação (LIMA; ZAKIA, 2009). Gunderson (2000) acentua que a dinâmica sucessional, quando presente na margem ciliar, condiciona alguns processos ecológicos, como a ciclagem de nutrientes, promovendo a manutenção da resiliência das zonas ripárias.

Em relação às raízes e aos rizomas da vegetação que se integram ao solo, produzem um material composto, de forma que as raízes atuam como fibras resistentes à tensão de tração, de compressão ou de cisalhamento. Dessa forma, enquanto os componentes do sistema radicular contribuem para a resistência mecânica do solo, os componentes da parte aérea da vegetação (tronco, galhos e folhas) absorvem a energia dos agentes erosivos, reduzida ao atingir o solo (STYCZEN; MORGAN, 1995). Complementa Criado (2008) que a vegetação atua na manutenção da biodiversidade, no controle dos processos erosivos, na diminuição da carga de sedimentos carregada para o leito do rio, bem como contribui para o aumento da infiltração das águas pluviais e, conseqüentemente, para o reabastecimento dos lençóis freáticos e aquíferos.

Com isso, tanto a vegetação quanto o solo nas zonas de influência que margeiam os rios e lagos, são sistemas com reconhecida importância no condicionamento de fluxos, na regulação de nutrientes minerais, da qualidade da água, no abrigo da biodiversidade, sendo aspectos que condicionam os serviços ambientais para a manutenção dos mananciais. No que tange à preservação dessas áreas, já existe consenso científico de que essas faixas devem ser mantidas o mais próximo possível do seu estado natural (SOCIEDADE BRASILEIRA PARA O PROGRESSO DA CIÊNCIA, 2012).

Lima (1989) já abordava a necessidade de um enfoque nos estudos em bacias na busca da caracterização da zona ripária, de suas variações com as condições locais no que tange às interações com a geomorfologia, geologia, regime de chuvas e, principalmente, com a vegetação ripária. Sobre este enfoque, no nosso país, o campo de pesquisa se encontrava praticamente inexplorado. Decorridos mais de vinte anos, as pesquisas pouco avançaram nesse âmbito, podendo-se mencionar o trabalho de Zakia (1998), onde a autora identificou e caracterizou a zona ripária em uma bacia localizada

no município de Arapoti, PR. Atualmente, observa-se no Brasil a redução das matas ciliares e a fragmentação das florestas nativas existentes. A pressão exercida para a ocupação destas áreas está relacionada principalmente à expansão da agricultura e das pastagens e ao setor hidrelétrico, apesar de a preservação estar garantida por aparato legal.

Conforme o Inciso II do art. 3º. da Lei nº 12.651 (BRASIL, 2012), as Áreas de Preservação Permanente são definidas como “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”, sendo a metragem das larguras mínimas dessas faixas de proteção ciliar (*buffer*) também definida por esta lei. Silva (2003), após pesquisa bibliográfica, classificou as funções das faixas vegetativas no que se refere aos serviços ecossistêmicos e às larguras ideais para que estas funções sejam cumpridas, conforme está representado na Figura 7.

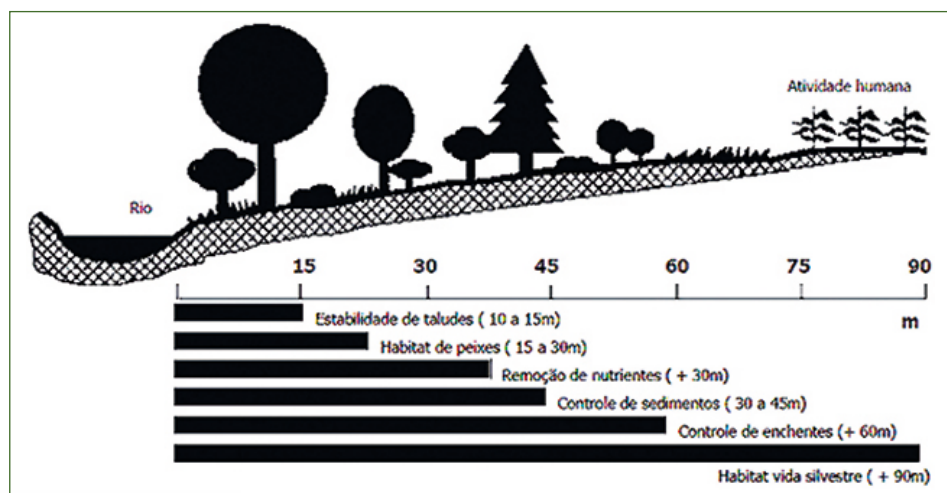


Figura 7 – Larguras ideais para as funções ambientais da zona ripária

Fonte: Silva (2003).

Lima e Zakia (2009) ressaltam que, nas nossas condições, são ínfimas as informações disponíveis sobre a caracterização da vegetação (zonas ripárias) integrada com os aspectos hidrológicos da bacia hidrográfica. Embora a literatura evidencie as múltiplas funções benéficas dessas áreas, os autores entendem que deveria haver maior prioridade na alocação de recursos para a investigação desses ambientes (ripários), visto que os estudos já iniciados têm dado ênfase principalmente a aspectos florísticos e fisionômicos de remanescentes de matas ciliares, assim como o estabelecimento de modelos de recomposição de matas ciliares.

A biodiversidade de ecossistemas e peculiaridades edáficas se estende por todo o território brasileiro. Num país com extensão territorial como a do Brasil, e com a riqueza de biomas e ecossistemas, seria necessário considerar as diferenças/peculiaridades de cada ecossistema ao entorno dos cursos d'água (GARCIA, 2012). Dessa forma, seria importante que cada região tivesse uma forma peculiar e específica de planejamento e ocupação do uso da terra.

QUALIDADE DA ÁGUA EM BACIAS HIDROGRÁFICAS

A degradação das águas nos mananciais, em termos de qualidade, normalmente está atrelada à ausência de um adequado planejamento das atividades desenvolvidas nestas áreas, ou seja, sem considerar as práticas de manejo, o potencial e as limitações de uso do solo. As bacias hidrográficas, quando bem manejadas, tendem a apresentar uma estável condição de equilíbrio do ecossistema em termos da ciclagem de nutrientes e aspectos hidrológicos, conforme já comentado. Reis (2004) ressalta que o manejo da cobertura florestal é primordial dentre tantos outros fatores necessários à preservação da qualidade das águas de um manancial, sendo relevante a localização dessas áreas numa bacia hidrográfica para que o meio se beneficie de suas funções com o objetivo de garantir a manutenção dos mananciais.

Áreas com vegetação preservada proporcionam aos mananciais água de boa qualidade. Já para as plantações florestais, o corte raso pode desencadear um desequilíbrio da ciclagem de nutrientes e, conseqüentemente, alterações na qualidade da água. Conforme Guimarães, Oliveira e Gonçalves (2010), dentre as principais conseqüências da silvicultura sobre a qualidade da água, destacam-se a exportação de nutrientes e sedimentos pela água do deflúvio. Analogamente, Poggiani (1996) afirma que o processo de perda de nutrientes em bacias hidrográficas ocorre principalmente por meio da colheita da madeira, e esse índice de perda aumentaria com a remoção da biomassa oriunda do corte (folhas, ramos e galhos). O mesmo autor também menciona outras fontes de perda de material orgânico, a exemplo da água que percorre no solo e arrasta os nutrientes em profundidade e o escoamento superficial que leva os nutrientes para os córregos durante as chuvas mais intensas.

Contudo, Lima (1996) assegura que, do ponto de vista do estabelecimento de plantações florestais com o propósito de melhorar as condições hidrológicas de bacias degradadas, o uso do eucalipto parece promover, com o devido tempo, um adequado controle dos processos de escoamento superficial, erosão e ciclagem de nutrientes, contribuindo dessa forma para a melhoria da qualidade da água produzida pela bacia.

Bormann e Likens (1970) realizaram um dos trabalhos pioneiros sobre os efeitos do corte da floresta na qualidade da água do deflúvio nas bacias experimentais de Hubbard Brook, nos Estados Unidos. O experimento

avaliou o corte raso total da floresta natural de uma bacia, onde todo o material foi deixado no campo e sendo controlada a revegetação durante dois anos pela aplicação de herbicidas. Com isso, pretendia-se avaliar o efeito da ruptura do processo de absorção de nutrientes pela vegetação, porém sem alterar o processo da ciclagem de nutrientes. Como resultado, verificou-se um aumento dos teores de cálcio, magnésio, potássio, alumínio e sódio no deflúvio, fato que indica que a capacidade do ecossistema de reter nutrientes depende da manutenção intacta do ciclo de nutrientes. Esta variação da perda de nutrientes também está relacionada com o aumento da taxa de decomposição da matéria orgânica, a qual deriva das alterações que ocorrem no terreno, como aumento da temperatura e umidade do solo. Conforme já comentado, fica atestada a importância da mata ciliar, no entorno dos rios, por seu papel fundamental na retenção de sedimentos, redução nos processos erosivos e manutenção de fauna. Isso, pois a vegetação que margeia os cursos de água atua como filtro biológico, absorvendo os nutrientes provenientes de excessos de adubação oriunda das culturas agrícolas, reduzindo desta forma o seu arrastamento para os cursos de água.

A avaliação de possíveis perturbações numa bacia hidrográfica fundamenta-se no conhecimento das procedências hidrológicas do ecossistema natural, com posterior comparação em função das intervenções antrópicas. Para tanto, recomenda-se analisar os parâmetros climáticos, geomorfológicos, geológicos, vegetação, deflúvio, evapotranspiração, dentre outros, para que se possa quantificar os processos hidrológicos da bacia e correlacioná-los com as diferentes variáveis relacionadas à qualidade da água (CARDOSO et al., 2006). A qualidade da água pode ser vista como consequência da inter-relação de diversos fatores: clima, fisiografia, geologia, solos, vegetação e tipologia da bacia hidrográfica. A bacia hidrográfica, como unidade natural da paisagem, vem demonstrando cada vez mais sua condição singular e muito conveniente de definição espacial de um ecossistema, dentro da qual é possível o estudo detalhado das interações entre o uso da terra e a qualidade da água (LIMA; ZAKIA, 1996).

Sobre o monitoramento da qualidade da água em bacias hidrográficas, Lima (2008) considera três observações importantes. A primeira, diz respeito à precisão do método que é adotado, verificando-se a interligação entre o uso florestal e a qualidade da água; a segunda, pelo fato de a bacia ser comparada a um laboratório natural para estudos de médio e longo prazo, e a terceira, porque permite a aquisição de resultados comparativos. Dessa forma, a seleção da bacia experimental deve atender aos respectivos critérios: ser representativa da região, tamanho adequado (vazão perene), adequadas condições de acesso e comportar o mínimo de instrumentação. As características físico-químicas e biológicas são determinadas pelas peculiaridades das condições

geomorfológicas, geoquímicas e climáticas pertencentes à área de drenagem da bacia. Mendonça, Teixeira e Gastaldini (2001) destacam que, dentre os parâmetros físico-químicos (sólidos totais dissolvidos, condutividade elétrica e potencial redox), é importante avaliar o total de sólidos dissolvidos (conteúdo mineral), pois refere-se à quantidade de material orgânico e inorgânico dissolvido na água, resultante do balanço entre dissolução e precipitação, visto que o material particulado influencia nos processos de adsorção-desorção.

Jolly et al. (1996) veem a qualidade da água superficial e subsuperficial como bons indicadores, respectivamente, de tendência e de condição (estado atual) de uma bacia, sendo importante destacar que a avaliação qualitativa apresenta variação temporal e espacial. No Quadro 1 verificam-se os parâmetros comumente utilizados como indicadores de qualidade de água nos cursos hídricos.

A escolha dos parâmetros de qualidade possibilita o equacionamento correto de um programa de monitoramento, tanto do ponto de vista dos parâmetros a serem analisados, quanto de sua periodicidade. A metodologia que abrange a medição de indicadores ambientais e o monitoramento de qualidade da água em bacias experimentais tem-se demonstrado eficiente na avaliação da saúde do manancial, bem como a eficácia ecológica do manejo adotado na escala da bacia, uma vez que evidencia a correlação de causa-efeito entre os diferentes usos do solo e seus possíveis impactos sobre a quantidade e qualidade da água.

Cabe ressaltar que a qualidade da água é expressa por classes de uso, de acordo com os padrões definidos pela Resolução nº 357 (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE, 2005). Esses padrões são valores limites para serem atendidos num corpo hídrico destinado a um uso específico. Tais limites são estabelecidos cientificamente, associando concentrações ou níveis de determinadas variáveis de qualidade a efeitos no meio ambiente. Por meio da resolução, os mananciais foram classificados em 5 classes de usos (classe Especial e as classes de 1 a 4), para cada tipo de água: doces (salinidade inferior a 0,05%), salobras (salinidade entre 0,05 e 3%) e salinas (salinidade superior a 3%). Em relação à classe Especial, considera-se ideal para o uso doméstico sem tratamento prévio, enquanto o uso doméstico da classe 4 é restrito, embora havendo tratamento, devido à presença de substâncias que oferecem risco à saúde humana.

Com isso, a dinâmica da ocupação do solo em bacias hidrográficas exige estudos para a compreensão dos diversos impactos provocados pelas atividades desenvolvidas pelo homem e estratégias adequadas para a conservação dos recursos naturais nessas áreas.

Categories	Fontes	Coloidais	Monitoramentos	Impactos
Organismos patógenos	Esgoto bruto ou parcialmente tratado, excremento de animais	Bactérias, protozoários, fungos e vírus	Coliformes totais e fecais	Transmissão de doenças (cólera, disenteria, esquistossomose e proibição de usos nobres)
Material orgânico	Resíduos vegetais, pecuária, efluentes domésticos e industriais	-	Demanda bioquímica de oxigênio (DBO), Demanda química de oxigênio (DQO), Oxigênio dissolvido (OD)	Redução do oxigênio dissolvido, mortandade de peixes
Nutrientes	Agricultura, pecuária, esgoto doméstico e industrial	-	Nitrogênio e fósforo	Proliferação excessiva de algas resultando em redução de OD; liberação de toxinas do sedimento; redução de diversidade da comunidade de invertebrados e vertebrados; mortandade de peixes; risco de redução da capacidade de transporte de oxigênio no sangue de recém-nascidos
Sedimentos em suspensão	Desmatamento, corte raso, erosão	Sólidos Totais em Suspensão	Turbidez	Impede a passagem da luz, em função do material em suspensão na água (argilas, detritos orgânicos)
Tóxicos	Descargas industriais, aterro sanitário, deposições atmosféricas	Metais pesados, agrotóxicos	Cádmio, chumbo, cobre, cromo, mercúrio, níquel, inseticidas, fungicidas e herbicidas	Redução do crescimento e desenvolvimento de alevinos; doenças nos peixes; aumento do risco de câncer em humanos
Diversos	Silvicultura, destruição da mata ciliar	Temperatura	Temperatura	-
	Exploração jazidas minerais	pH	pH	-

Quadro 1 – Principais categorias de poluição da água, suas fontes, coloidais, monitoramentos e os respectivos impactos

Fonte: Binkley e Brown (1993 apud LIMA; ZAKIA, 1996), Câmara (1999) e Santos et al. (2001).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os estudos demonstram que as florestas são ecossistemas essenciais para a conservação e a manutenção dos recursos hídricos de uma bacia hidrográfica, principalmente no que se refere aos aspectos quanti-qualitativos do manancial.

Desse modo, torna-se importante a realização de estudos sobre composição e largura de áreas de preservação permanente (APP), pois seus benefícios ecológicos só serão atendidos se sua estrutura e dimensionamento forem adequados.

Embora muitos experimentos já tenham sido realizados em diversos países, nota-se a complexidade do entendimento das inter-relações entre florestas e água, sendo fundamental o monitoramento contínuo desses ambientes, e no caso da silvicultura ao longo das rotações.

REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, A. C.; SOARES, J. V. Comparação entre uso de água em plantações de *Eucalyptus grandis* e Floresta Ombrófila Densa (Mata Atlântica) na costa leste do Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 27, n. 2, p. 159-170, 2003. Disponível em: <http://www.sifloresta.ufv.br/bitstream/handle/123456789/12396/Revista_Arvore_v27_n2_p159-170_2003.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 25 ago. 2016.
- ANDRÉASSIAN, V. Waters and forests: from historical controversy to scientific debate. **Journal of Hydrology**, v. 291, p. 1-27, 2004. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169403005171>>. Acesso em: 25 ago. 2016.
- 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**, Viçosa, v. 27, n. 2, p. 257-262, 2003. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rarv/v27n2/15943.pdf>>. Acesso em: 25 ago. 2016.
- AREND, J. L. Infiltration as affected by the forest floor. **Soil Science Society of America Proc.**, v. 6, p. 430-435, 1942.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE PRODUTORES DE FLORESTAS PLANTADAS. **Anuário estatístico da ABRAF 2013** – ano base 2012. Brasília: ABRAF, 2013. Disponível em: <<http://www.ipef.br/estatisticas/relatorios/anuario-ABRAF13-BR.pdf>>. Acesso em: 25 ago. 2016.
- AUSSENAC, G.; GRANIER, A.; NAUD, R. Influence d'une éclaircie sur la croissance et le bilan hydrique d'un jeune peuplement de Douglas (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco). **Canadian Journal of Forest Research**, v. 12, p. 222-231, 1982.
- ÁVILA, C. B. **Estudo da capacidade de infiltração em um solo da Unidade de Mapeamento Santa Maria, submetido a três diferentes usos e cobertura do solo**. 2011. 58 f. Monografia (Trabalho de Conclusão do Curso em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2011.
- BAUMHARDT, E. **Hidrologia de bacia de cabeceira com eucaliptocultura e campo nativo na região da campanha gaúcha**. 2014. 166 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2014. Disponível em: <http://cascavel.ufsm.br/tede/tde_busca/arquivo.php?codArquivo=6350>. Acesso em: 25 ago. 2016.

BERTOL, I. et al. Propriedades físicas do solo relacionadas a diferentes níveis de oferta de forragem capim-elefante-anão cv. Mott. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, p. 1047-1054, maio 2000. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/pab/v35n5/4728.pdf>>. Acesso em: 25 ago. 2016.

BORGES, A. C.; MENDIONDO, E. M. Comparação entre equações empíricas para estimativa de evapotranspiração de referência na Bacia do Rio Jacupiranga. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 11, n. 3, p. 293-300, 2007. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/%0D/rbeaa/v11n3/a08v11n3.pdf>>. Acesso em: 25 ago. 2016.

BORMANN, F. H.; LIKENS, G. E. The nutrient cycles of an ecosystem. **Scientific American**, v. 223, n. 4, p. 92-101, 1970.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 25 maio 2012. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm>. Acesso em: 01 jun. 2015.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 09 jan. 1997. Seção 1, p. 470-474. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9433.htm>. Acesso em: 02 mar. 2012.

BROWN, A. E. et al. A review of paired catchments studies for determining changes in water yield resulting from alterations in vegetation. **Journal of Hydrology**, v. 310, p. 28-61, 2005. Disponível em: <<http://www.lerf.esalq.usp.br/divulgacao/recomendados/artigos/brown2005.pdf>>. Acesso em: 25 ago. 2016.

CALDATO, S. L. **Ciclagem biogeoquímica dos nutrientes em uma plantação de *Pinus taeda* L. no nordeste argentino**. 2011. 106 f. Tese (Doutorado em Silvicultura) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2011. Disponível em: <http://coral.ufsm.br/ppgef/pdf/TESE/TESE_Silvana_Lucia_Caldato.pdf>. Acesso em: 25 ago. 2016.

CALDER, I. R. Forests and water: ensuring forest benefits outweigh water costs. **Forest Ecology and Management**, v. 251, p. 110-120, oct. 2007. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112707004719>>. Acesso em: 25 ago. 2016.

CALDER, I. R.; HALL, R. L.; PRASANNA, K. T. Hydrological impact of *Eucalyptus* plantation in India. **Journal of Hydrology**, v. 150, n. 2/4, p. 635-648, oct. 1993. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/002216949390129W>>. Acesso em: 25 ago. 2016.

CALIJURI, M. C.; BUBEL, A. P. M. Conceituação de microbacias. In: LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. (Org.). **As florestas plantadas e a água: implementando o conceito da microbacia hidrográfica como unidade de planejamento**. São Carlos: RiMa, 2006. p. 45-60.

CÂMARA, C. D. **Efeito do corte raso do eucalipto sobre o balanço hídrico e a ciclagem de nutrientes em uma microbacia experimental**. 1999. 87 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1999. Disponível em: <<http://www.ipef.br/servicos/teses/arquivos/camara,cd-m.pdf>>. Acesso em: 25 ago. 2016.

CÂMARA, C. D.; LIMA, W. P. Corte raso de uma plantação de *Eucalyptus saligna* de 50 anos: impactos sobre o balanço hídrico e a qualidade da água em uma microbacia experimental. **Scientia Forestalis**, n. 56, p. 41-58, dez. 1999. Disponível em: <<http://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr56/cap03.pdf>>. Acesso em: 25 ago. 2016.

- CARDOSO, C. A. et al. Caracterização hidroambiental da bacia hidrográfica do Rio Debossan, Nova Friburgo, RJ. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 30, n. 2, p. 249-256, 2006. Acesso em: <<http://www.scielo.br/pdf/rarv/v30n2/a12v30n2>>. Acesso em: 25 ago. 2016.
- CHANG, M. **Forest hydrology: an introduction to water and forests**. United States: Taylor e Francis, 2006.
- CIUTTI, F. Vegetazione riparia e funzionalità dell'ecosistema fluviale. **Atti Convegno Forestry**, Padova, p. 1-5, 2003.
- COLLISCHONN, W.; TASSI, R. **Introduzindo hidrologia**. Porto Alegre: UFRGS, IPH, 2008. Disponível em: <http://www.ctec.ufal.br/professor/crfj/Pos/Hidrologia/apostila_Completa_2008.pdf>. Acesso em: 25 ago. 2016.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18 mar. 2005. n. 53, p. 58-63. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 29 out. 2011.
- CORRÊA, R. S. **Ciclagem de nutrientes em *Eucalyptus dunnii* estabelecido no Bioma Pampa**. 2011. 99 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2011. Disponível em: <http://coral.ufsm.br/ppgef/pdf/TESE/TESE_Robson_Schaff_Correa.pdf>. Acesso em: 25 ago. 2016.
- CRIADO, R. C. Levantamento das áreas de preservação permanente no canal principal do alto curso do Rio Paranapanema – SP. **Geografia em Atos**, Presidente Prudente, v. 2, n. 8, 2008. Disponível em: <<http://revista.fct.unesp.br/index.php/geografiaematos/article/viewFile/258/criadon8v2>>. Acesso em: 25 ago. 2016.
- CRUZ, R. C.; TAVARES, I. S. Bacia hidrográfica: aspectos conceituais e práticos. In: RIGHES, A. A.; BURIOL, G. A.; BOER, N. (Org.) **Água e educação: princípios e estratégias de uso e conservação**. Santa Maria: Centro Universitário Franciscano, 2009. Cap. 3.
- CUNHA, J. L. X. L. et al. Velocidade de infiltração da água em um latossolo amarelo submetido ao sistema de cultivo mínimo. **Agropecuária Científica no Semi-Árido (ACSA)**, v. 7, n. 1, p. 30-35, 2011. Disponível em: <<http://revistas.ufcg.edu.br/acsa/index.php/ACSA/article/view/131/pdf>>. Acesso em: 25 ago. 2016.
- DAVID, T. S. Intercepção da precipitação em árvores isoladas de *Quercus rotundifolia*. **Silva Lusitana**, Lisboa, p. 1-15, 2002. Disponível em: <<http://www.scielo.mec.pt/pdf/slu/v10n1/10n1a01.pdf>>. Acesso em: 25 ago. 2016.
- FERREIRA, S. J. F.; LUIZÃO, F. J.; DALLAROSA, R. L. G. Precipitação interna e intercepção da chuva em floresta de terra firme submetida à extração seletiva de madeira na Amazônia Central. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 35, n. 1, p. 55-62, 2005. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/aa/v35n1/v35n1a08.pdf>>. Acesso em: 25 ago. 2016.
- GARCIA, Y. M. O Código Florestal Brasileiro e suas alterações no Congresso Nacional. **Geografia em Atos**, Presidente Prudente, v. 1, n. 12, p. 54-74, 2012. Disponível em: <<http://revista.fct.unesp.br/index.php/geografiaematos/article/viewFile/1754/iarama>>. Acesso em: 25 ago. 2016.
- GERMER, S.; ELSENBEER, H.; MORAES, J. M. Throughfall and temporal trends of rainfall redistribution in an open tropical rainforest, south-western Amazonia (Rondônia, Brazil). **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 10, p. 383-393, 2006. Disponível em: <<http://www.hydrol-earth-syst-sci.net/10/383/2006/hess-10-383-2006.pdf>>. Acesso em: 26 ago. 2016.

GONÇALVES, J. L. M. et al. Reflexos do cultivo mínimo e intensivo do solo em sua fertilidade e na nutrição das árvores. In: GONÇALVES, J. L. M.; BENEDETTI, V. (Ed.). **Nutrição e fertilização florestal**. Piracicaba: Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais, 2000. p. 1-57.

GUIMARÃES, J. L. B. Influência da mudança do uso do solo na quantidade de água em bacias hidrográficas. In: **Manejo de bacias hidrográficas sob a perspectiva florestal** (curso). Curitiba: UFPR, 1999.

GUIMARÃES, R. Z.; OLIVEIRA, F. A.; GONÇALVES, M. L. Avaliação dos impactos da atividade de silvicultura sobre a qualidade dos recursos hídricos superficiais. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 38, n. 87, p. 377-390, set. 2010. Disponível em: <<http://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr87/cap05.pdf>>. Acesso em: 26 ago. 2016.

GUNDERSON, L. H. Ecological resilience: in theory and application. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 31, p. 425-439, 2000. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/pdf/221739.pdf>>. Acesso em: 26 ago. 2016.

HAMILTON, L. S. Forests and water: thematic study prepared in the framework of the Global Forest Resources Assessment 2005. **FAO Forestry Paper**, Roma, v. 155, p. 78, 2008. Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/011/i0410e/i0410e00.pdf>>. Acesso em: 26 ago. 2016.

HEWLETT, J. D.; HIBBERT, A. R. Factors affecting the response of small watersheds to precipitation in humid areas. In: SOPER, W. E.; LULL, H. W. (Org.) **International Symposium on Forest Hydrology**. New York: Pergamon, 1967. p. 275-290. Disponível em: <<http://soilandwater.bee.cornell.edu/research/VSA/papers/HewlettHibbert67.pdf>>. Acesso em: 26 ago. 2016.

HEWLETT, J. D.; NUTTER, W. L. **An outline of forest hydrology**. Athens: University of Georgia Press, 1969.

HIBBERT, A. R.; TROENDLE, C. A. Streamflow generation by variable source area. In: SWANK, W. T.; CROSSLEY, D. A. (Ed.). **Forest hydrology and ecology at Coweeta**. New York: Springer Verlag, 1988. v. 66, p. 111-127. Disponível em: <<http://coweeta.uga.edu/publications/10627.pdf>>. Acesso em: 26 ago. 2016.

HORTON, R. E. An approach toward a physical interpretation of infiltration capacity. **Soil Science Society of America Proc**, v. 5, p. 399-417, 1940.

ILSTEDT, U. et al. The effect of afforestation on water infiltration in the tropics: a systematic review and meta-analysis. **Forest Ecology and Management**, v. 251, p. 45-51, 2007. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112707004665>>. Acesso em: 26 ago. 2016.

IOVINO, F.; BORGHETTI, M.; VELTRI, A. Foreste e ciclo dell'acqua. **Italian Society of Silviculture and Forest Ecology**, v. 6, p. 256-273, 2009. Disponível em: <<http://www.sisef.it/forest@/pdf/?id=efor0583-006>>. Acesso em: 26 ago. 2016.

JACKSON, R. B. et al. Trading water for carbon with biological carbon sequestration. **Science**, v. 310, p. 1944-1947, 2005. Disponível em: <<http://science.sciencemag.org/content/sci/310/5756/1944.full.pdf>>. Acesso em: 26 ago. 2016.

- JOLLY, I. et al. Physical and chemical indicators of water quality. In: WALKER, J.; REUTER, D. J. (Org.). **Indicators of catchment health: a technical perspective**. Melbourne: CSIRO, 1996. p. 131-141.
- KARSCHON, R.; HETH, D. The water balance of a plantation of *Eucalyptus camaldulensis* Dehn. **Contributions on Eucalyptus in Israel**, v. 3, p. 7-34, 1967.
- KOBIYAMA, M. Manejo de bacias hidrográficas: conceitos básicos. In: **Manejo de bacias hidrográficas sob a perspectiva florestal** (curso). Curitiba: UFPR, 1999. p. 29-31.
- KOBIYAMA, M. Ruralização na gestão de recursos hídricos em área urbana. **Revista OESP Construção**, São Paulo, ano 5, n. 32, p. 112-117, 2000.
- LANZANOVA, M. E. et al. Atributos físicos de um argissolo em sistema de culturas de longa duração sob semeadura direta. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, Viçosa, v. 34, p. 1333-1342, jul./ago. 2010. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v34n4/30.pdf>>. Acesso em: 26 ago. 2016.
- LIMA, N. G. B.; GALVANI, E. Influência da precipitação nos manguezais da Barra do Ribeira – Iguape/SP. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 7, n. 6, 2010. Disponível em: <<http://revistas.ufpr.br/revistaabclima/article/view/25641/17175>>. Acesso em: 26 ago. 2016.
- LIMA, W. P. et al. Comparative evapotranspiration of *Eucalyptus*, Pine and Cerrado vegetation measured by the soil water balance method. **IPEF International**, v. 1, p. 5-11, 1990. Disponível em: <<http://www.ipef.br/publicacoes/international/nr01/cap01.pdf>>. Acesso em: 26 ago. 2016.
- LIMA, W. P. et al. Promab: histórico, fundamentos e conquistas. **Documentos Técnicos IPEF**, v. 1, p. 23, mar. 2008. Disponível em: <<http://www.ipef.br/publicacoes/doctecnicos/dt001.pdf>>. Acesso em: 26 ago. 2016.
- LIMA, W. P. Florestas plantadas e a água: conflito ambiental ou ausência de políticas sadias de uso da terra?. **Conselho em Revista (CREA/RS)**, n. 37, 2007.
- LIMA, W. P. Função hidrológica da mata ciliar. In: SIMPÓSIO SOBRE MATA CILIAR, 1., 1989, Campinas. **Anais...** Campinas: Fundação Cargill, 1989. p. 25-42.
- LIMA, W. P. **Hidrologia florestal aplicada ao manejo de bacias hidrográficas**. 2. ed. Piracicaba: USP, 2008. Disponível em: <<http://www.ipef.br/hidrologia/hidrologia.pdf>>. Acesso em: 26 ago. 2016.
- LIMA, W. P. **Impacto ambiental do eucalipto**. 2. ed. São Paulo: EDUSP, 1996.
- LIMA, W. P. **Princípios de hidrologia florestal para o manejo de bacias hidrográficas**. Piracicaba: USP, 1986.
- LIMA, W. P.; NICOLIELO, N. Precipitação efetiva e interceptação em florestas de pinheiros tropicais e em reserva de cerrado. **IPEF**, São Paulo, n. 24, p. 43-46, 1983. Disponível em: <<http://ipef.br/publicacoes/scientia/nr24/cap04.pdf>>. Acesso em: 26 ago. 2016.
- LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. Hidrologia de matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Org.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2. ed. São Paulo: EDUSP, 2009. p. 33-44.

LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. Monitoramento de bacias hidrográficas em áreas florestadas. **Série Técnica IPEF**, Piracicaba, v. 10, n. 29, p. 11-21, 1996. Disponível em: <<http://www.ipef.br/publicacoes/stecnica/nr29/cap03.pdf>>. Acesso em: 26 ago. 2016.

LINHARES, C. A.; SOARES, J. V.; BATISTA, G. T. Influência do desmatamento na dinâmica da resposta hidrológica na bacia do Ji-Paraná. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., 2005, Goiânia. **Anais...** Goiânia: INPE, 2005. p. 3097-3105. Disponível em: <<http://mar.tecnico.inpe.br/col/ltid.inpe.br/sbsr/2004/11.23.11.38/doc/3097.pdf>>. Acesso em: 21 jan. 2012.

LINO, C. F.; DIAS, H. **Águas e florestas da mata atlântica**: por uma gestão integrada. São Paulo: Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, 2003. Disponível em: <http://www.rbma.org.br/rbma/pdf/caderno_27.pdf>. Acesso em: 25 ago. 2016.

LOPES, M. I. M. S. **Fluxo de água, balanço químico e alterações no solo da Floresta Atlântica atingida pela poluição aérea de Cubatão, SP, Brasil**. 2001. 188 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.

MANFREDINI, F. N.; GUANDIQUE, M. E. G.; MORAIS, L. C. Análise do programa produtor de águas: no contexto dos projetos de pagamentos por serviços ambientais (PSA) implementados no Brasil. **Revista Iberoamericana de Economía Ecológica**, Sorocaba, v. 23, p. 47-62, 2014. Disponível em: <https://ddd.uab.cat/pub/revibec/revibec_a2014m12v23/revibec_a2014m12v23p47.pdf>. Acesso em: 26 ago. 2016

MARENCO, R. A.; LOPES, N. F. **Fisiologia vegetal**: fotossíntese, respiração, relações hídricas, nutrição mineral. Viçosa: UFV, 2005.

MARTINS, E. S. P. R.; PAIVA, J. B. D. Quantificação dos recursos hídricos. In: PAIVA, E. M. C. D.; PAIVA, J. B. D. (Org.). **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. Porto Alegre: ABRH, 2001. p. 32-164.

McCULLOCH, J. S. G.; ROBINSON, M. History of forest hydrology. **Journal of Hydrology**, v. 150, p. 189-216. 1993. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/002216949390111L>>. Acesso em: 26 ago. 2016.

McDOWELL, W. H. Internal nutrient fluxes in a Puerto Rican rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 14, p. 521-536, 1998.

MELLO, C. R.; LIMA, J. M.; SILVA, A. M. Simulação do deflúvio e vazão de pico em microbacia hidrográfica com escoamento efêmero. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 11, n. 4, 2007. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbeaa/v11n4/v11n04a11.pdf>>. Acesso em: 26 ago. 2016.

MENDONÇA, A. S. F.; TEIXEIRA, E. C.; GASTALDINI, M. C. C. Introdução à qualidade da água. In: PAIVA, E. M. C. D.; PAIVA, J. B. D. (Org.). **Hidrologia aplicada à gestão de pequenas bacias hidrográficas**. Porto Alegre: ABRH, 2001. p. 427-490.

MORAES, J. M. et al. Water storage and runoff processes in plinthic soils under forest and pasture in eastern Amazonia. **Hydrological Processes**, v. 20, p. 2509-2526, 2006.

NAIMAN, R. J.; DÉCAMPS, H. The ecology of interfaces: riparian zones. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 28, p. 621-658, 1997.

OLERIANO, E. S.; DIAS, H. C. T. A dinâmica da água em microbacias hidrográficas reflorestadas com eucalipto. In: SEMINÁRIO DE RECURSOS HÍDRICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO PARÁÍBA DO SUL: O EUCALIPTO E O CICLO HIDROLÓGICO, 1., 2007, Taubaté. **Anais...** Taubaté: IPABHI, 2007. p. 215-222. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/27458468_A_dinamica_da_agua_em_microbacias_hidrograficas_reflorestadas_com_eucalipto>. Acesso em: 11 out. 2016.

OLIVEIRA, L. A.; ANDRADE, S. L. Estudo de condutividade hidráulica em solos de savana encontrados em áreas a margem direita do córrego da onça, município de Uberlândia/MG/BR. **Revista Geográfica de América Central**, Costa Rica, p. 1-14, 2011. Disponível em: <<http://www.revistas.una.ac.cr/index.php/geografica/article/viewFile/2581/2465>>. Acesso em: 26 ago. 2016.

OLIVEIRA, L. L. et al. Precipitação efetiva e interceptação em Caxiuana, na Amazônia Oriental. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 38, n. 4, p. 723-732, 2008. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/aa/v38n4/v38n4a16.pdf>>. Acesso em: 26 ago. 2016.

PELÁEZ, J. J. Z. **Hidrologia comparativa em bacias hidrográficas com eucalipto e campo**. 2014. 156 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2014.

PEREZ-MARIN, A. M.; MENEZES, R. S. C. Ciclagem de nutrientes via precipitação pluvial total, interna e escoamento pelo tronco em sistema agroflorestal com *Gliricidia sepium*. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 2573-2579, 2008. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v32n6/v32n6a34.pdf>>. Acesso em: 26 ago. 2016.

PERRY, D. A.; MAGHEMBE, J. Ecosystem concepts and current trends in forest management: time for reappraisal. **Forest Ecology and Management**, v. 26, p. 123-140, 1989. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0378112789900406>>. Acesso em: 26 ago. 2016.

PINHEIRO, A.; TEIXEIRA, L. P.; KAUFMANN, V. Capacidade de infiltração de água em solos sob diferentes usos e práticas de manejo agrícola. **Ambi-água**, Taubaté, v. 4, n. 2, p. 188-189, 2009. Disponível em: <<http://www.ambi-agua.net/seer/index.php/ambi-agua/article/viewFile/211/343>>. Acesso em: 26 ago. 2016.

PIRES, J. S. R.; SANTOS, J. E. Bacias hidrográficas: integração entre meio ambiente desenvolvimento. **Ciência Hoje**, São Carlos, v. 19, n. 10, p. 4-45, 1995.

POGGIANI, F. Monitoramento ambiental de plantações florestais e áreas naturais adjacentes. **Série Técnica IPEF**, Piracicaba, v. 10, n. 29, p. 22-35, 1996. Disponível em: <<http://www.ipef.br/publicacoes/stecnica/nr29/cap04.pdf>>. Acesso em: 26 ago. 2016.

REIS, L. V. S. **Cobertura florestal e custo do tratamento de águas em bacias hidrográficas de abastecimento público: caso do manancial do município de Piracicaba**. 2004. 239 f. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) – Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

RODRIGUES, M. F. **Monitoramento e modelagem dos processos hidrossedimentológicos em bacias hidrográficas florestais no Sul do Brasil**. 2011. 208 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2011. Disponível em: <http://www.sifloresta.ufv.br/bitstream/handle/123456789/5276/dissertacao_Miriam%20Fernanda%20Rodrigues.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 26 ago. 2016.

RODRIGUES, R. A. R.; MELLO, W. Z.; SOUZA, P. A. Aporte atmosférico de amônio, nitrato e sulfato em área de Floresta Ombrófila Densa Montana na Serra dos Órgãos, RJ. **Revista Química Nova**, v. 30, n. 8, p. 1842-1848, 2007. Disponível em: <http://quimicanova.sbq.org.br/imagebank/pdf/Vol30No8_1842_08-AR06376.pdf>. Acesso em: 26 ago. 2016.

RODRIGUES, R. R. Florestas ciliares? Uma discussão nomenclatural das formações ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Org.) **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2. ed. São Paulo: EDUSP, 2009. p. 91-99.

RODRIGUES, V. A. et al. Estimativa da água no solo em floresta de *Eucalyptus grandis*. **Irriga**, Botucatu, v. 17, n. 4, p. 523-533, out./dez. 2012. Disponível em: <<http://revistas.fca.unesp.br/index.php/irriga/article/view/568/322>>. Acesso em: 26 ago. 2016.

RODRIGUES, V. A. **Manejo da seringueira *Hevea brasiliensis* Muell. Arg. e seus efeitos na produção de látex e na conservação da microbacia do córrego da Barra Grande**. 1999. 113 f. Tese (Doutorado em Geociências e Meio Ambiente) – Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 1999.

RUTTER, A. J. Studies of water relations of *Pinus sylvestris* in plantation conditions. **Journal of Ecology**, v. 51, p. 191-203, 1963.

SABARÁ, M. G. Análise estatística da correlação entre uso do solo e nascentes no médio Rio Doce, MG. **Revista On-line Unileste**, Minas Gerais, v. 2, jul./dez. 2004. Disponível em: <http://www.unilestemg.br/revistaonline/volumes/02/downloads/artigo_07.pdf>. Acesso em: 26 ago. 2016.

SANTOS, I. et al. **Hidrometria aplicada**. Curitiba: Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento, 2001.

SCHEER, M. B. Fluxo de nutrientes pela precipitação pluviométrica em dois trechos de Floresta Ombrófila Densa em Guaraqueçaba, Paraná. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 39, n. 1, p. 117-130, jan./mar. 2009. Disponível em: <<http://revistas.ufpr.br/floresta/article/view/13732/9253>>. Acesso em: 26 ago. 2016.

SCHUMACHER, M. V.; HOPPE, J. M. **A floresta e a água**. Porto Alegre: Pallotti, 1998.

SILVA, M. M. **Dinâmica espaço-temporal das áreas variáveis de afluência da bacia do córrego do Cavalheiro**. 2012. 142 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012.


SILVA, R. V. Estimativa de largura de faixa vegetativa para zona ripária. In: SEMINÁRIO DE HIDROLOGIA FLORESTAL: ZONAS RIPÁRIAS, 1., 2003, Santa Catarina. **Anais...** Florianópolis: UFSC/PPGEA, 2003. p. 74-86. Disponível em: <http://produtordeagua.ana.gov.br/Portals/0/DocsDNN6/documentos/Largura_zonas_riparias2003.pdf>. Acesso em: 04 dez. 2016.

SOCIEDADE BRASILEIRA PARA O PROGRESSO DA CIÊNCIA (SBPC). **O código florestal e a ciência: contribuições para o diálogo**. 2. ed. São Paulo: SBPC, 2012. Disponível em: <http://www.sbpnet.org.br/site/publicacoes/outras-publicacoes/CodigoFlorestal__2aed.pdf>. Acesso em: 26 ago. 2016.

SOUZA, L. C.; MARQUES, R. Fluxo de nutrientes em floresta ombrófila densa das terras baixas no litoral do Paraná. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 40, n. 1, p. 125-136, 2010. Disponível em: <<http://revistas.ufpr.br/floresta/article/view/17104/11265>>. Acesso em: 26 ago. 2016.

- STYCZEN, M. E.; MORGAN, R. P. C. Engineering properties of vegetation. In: MORGAN, R. P. C.; RICKSON, R. J. (Ed.). **Slope stabilization and erosion control: a bioengineering approach**. London: E & FN Spon, 1995. p. 4-47.
- TEKLEHAIMANOT, Z.; JARVIS, P. G.; LEDGER, D. C. Rainfall interception and boundary layer conductance in relation to tree spacing. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 123, p. 261-278, 1991.
- TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicação**. 4. ed. Porto Alegre: UFRGS Editora/ABRH, 2007.
- VAN DIJK, A. I. J. M.; KEENAN, R. Planted forests and water in perspective. **Forest Ecology and Management**, v. 251, p. 1-9, 2007. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/journal/03781127/251/1-2>>. Acesso em: 26 ago. 2016.
- VITAL, M. H. F. Impacto ambiental de florestas de eucalipto. **Revista do BNDES**, Rio de Janeiro, v. 14, n. 28, p. 235-276, dez. 2007. Disponível em: <http://www.bndes.gov.br/SiteBNDES/export/sites/default/bndes_pt/Galerias/Arquivos/conhecimento/revista/rev2808.pdf>. Acesso em: 26 ago. 2016.
- WHITEHEAD, D.; BEADLE, C. L. Physiological regulation of productivity and water use in *Eucalyptus*: a review. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 193, p. 113-140, 2004. Disponível em: <ftp://ftp.aphis.usda.gov/foia/FOLDER_10/AR00038120%20Whitehead%20and%20Beadle%202004.pdf>. Acesso em: 26 ago. 2016.
- ZAKIA, M. J. B. **Identificação e caracterização da zona ripária em uma microbacia experimental**: implicações no manejo de bacias hidrográficas e na recomposição de florestas. 1998. 113 p. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Universidade de São Paulo, São Carlos, 1998. Disponível em: <<http://www.ipef.br/servicos/teses/arquivos/zakia,mjb.pdf>>. Acesso em: 26 ago. 2016.
- 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.





**EFEITOS DA ARBORIZAÇÃO NA
QUALIDADE AMBIENTAL DE
CENTROS URBANOS EM RELAÇÃO À
POLUIÇÃO SONORA E ATMOSFÉRICA**

Flávia Gizele König Brun

Léa Yamaguchi Dobbert

Demóstenes Ferreira da Silva Filho







INTRODUÇÃO

A opção da humanidade em habitar coletivamente notabilizou a cidade por possibilitar a seus habitantes todas as vantagens de acesso a habitação, emprego, abastecimento, energia, saneamento, transporte, saúde, educação e lazer. Entretanto, em vista de tantas facilidades, uma das consequências negativas desse habitat urbano se refere aos impactos ambientais decorrentes do intenso crescimento populacional das cidades em consórcio com os aspectos socioeconômicos. Os resultados desses impactos acarretam o colapso de seu meio, quer por episódios de transbordamento de rios, de redes de esgotos e de desmoronamento de morros, quer por situações de alto comprometimento da qualidade do ar (DANNI-OLIVEIRA, 1999).

No Brasil, a urbanização iniciou-se no período colonial, em pequena escala. Machado (2004) destaca a falta de planejamento na urbanização das vilas e cidades brasileiras dessa época, que cresciam de forma arbitrária e desordenada. A única regularidade era a posição central que ocupavam os edifícios mais importantes como a Igreja ou o Mercado. A urbanização desenfreada deu-se a partir do século XX, que, em razão do desenvolvimento industrial, atraiu a população em seu entorno formando, assim, os núcleos urbanos e regiões metropolitanas, ordenando a distribuição espacial das cidades (FRANÇA, 2005).

Nesse sentido, Rossato (1993) menciona ser a **macrocefalia** uma das características marcantes da urbanização brasileira, ou seja, o crescimento acelerado dos grandes centros em detrimento do esvaziamento de pequenas cidades e áreas rurais, e observa ainda que somente no período de 1940 a 1970 a população urbana multiplicou-se em 8,60 vezes, alcançando um índice de urbanização no país de 75,50%.

Gonçalves e Paiva (2002) destacam que, atualmente, mais de 50% da população vive em cidades. Se as cidades têm uma economia mais industrializada que agrícola, o índice chega por volta de 80%, o que influencia diretamente na qualidade de vida de seus habitantes.

Para Moura-Fujimoto (2000), a urbanização desordenada das cidades brasileiras, ocorrida principalmente após a década de 1970, exerceu pressão

significativa no meio-ambiente ao aumentar os impactos da população sobre os recursos naturais. Profundas mudanças no equilíbrio ambiental ocasionadas pelas cargas de dejetos residuais, concentração de poluentes no ar e água, degradação do solo pela intensa atividade industrial e outros fatores de degradação provocados por atividades humanas fizeram com que os elementos poluentes superassem a capacidade de autodepuração dos respectivos meios naturais.

A qualidade do ar nas cidades pode ser beneficiada por arborização urbana adequada, que pode captar ou reter materiais particulados, bem como absorver e reciclar gases através de mecanismos fotossintéticos. Conforme Santos e Teixeira (2001), ruas bem arborizadas podem reter até 70% da poeira em suspensão inclusive no inverno, e, mesmo estando desfolhadas, as árvores caducifólias retêm até 60% de poeira.

Além disso, as árvores apresentam capacidade inquestionável de reciclar gases como o dióxido de carbono (CO_2), um dos principais gases causadores do efeito estufa, responsável por inúmeras mudanças climáticas que estão se processando mundialmente. Essa função se realiza como resultado do mecanismo fotossintético, que, a partir de luz solar e CO_2 absorvido da atmosfera, realiza a síntese biológica de carboidratos, liberando oxigênio (O_2). Deve-se considerar, portanto, a função clorofítica como base da vida, já que constitui fonte para regeneração do principal elemento da respiração humana e, por isso, a enorme importância que constitui a manutenção e criação de espaços verdes (FEDERAÇÃO DAS ASSOCIAÇÕES DE MUNICÍPIOS DO RIO GRANDE DO SUL, 2001).

Portanto, o papel da arborização no meio urbano, nas últimas décadas, tem alcançado grande destaque dentro das administrações municipais, devido a sua primordial função de melhorar as condições de conforto ambiental da população, propiciando benefícios como melhoria e estabilidade microclimática, redução dos índices de poluição atmosférica e sonora, melhoria da paisagem e valorização econômica de propriedades (BRUN, 2008).

Com base nesses aspectos, a presente revisão tem como objetivo avaliar o potencial e a importância da arborização na atenuação dos efeitos da poluição sonora e do ar nos grandes centros urbanos, além de analisar as melhorias da qualidade ambiental provocadas pela arborização urbana dentro destes ambientes.

EFEITOS DA ARBORIZAÇÃO URBANA NA ATENUAÇÃO DA POLUIÇÃO SONORA

O crescente desenvolvimento urbano e o aumento do número de veículos motorizados se refletem, de forma considerável, nas reclamações da população em relação ao ruído gerado nas cidades, não só no Brasil como em todo o

mundo. Estudos realizados em várias cidades destacam que o ruído de tráfego é o fator que mais contribui para o aumento dos níveis sonoros medidos, sendo um dos grandes causadores do incômodo em áreas urbanas (GRIFFITHS; LANGDON, 1968; GERGES, 2004; PAZ; FERREIRA; ZANNIN, 2005).

Ambientes cronicamente estressantes, devido ao alto grau de ruído, afetam grande número de pessoas, interferindo em suas relações sociais e tarefas diárias (MACE; BELL; LOOMIS, 2004). Isso, por sua vez, demonstra produzir efeito negativo nos recursos cognitivos, como comprova resultado de estudo realizado em estudantes da universidade de Umea na Suécia, em que se constatou considerável aumento do nível de estresse quando expostos a alto grau de ruído (LJUNGBERG; NEELY, 2007).

Para Hansmann, Hug e Seeland (2007), o grande desafio dos planejadores de centros urbanos é descobrir maneiras de melhorar a saúde e o bem-estar dos cidadãos, por meio da criação de espaços públicos que facilitem a recuperação do estresse e motivem as pessoas a tornarem-se fisicamente mais ativas. Nesse sentido, o emprego da arborização urbana consagra-se como uma ferramenta de fundamental importância para a melhoria da qualidade ambiental das cidades.

Dentro deste contexto, os espaços verdes apresentam-se como elementos indispensáveis na infraestrutura urbana, por auxiliarem de forma considerável na atenuação dos efeitos negativos da expansão urbana, ao proporcionarem melhorias nas condições de habitabilidade (GIVONI, 1991). Os espaços verdes contribuem, inclusive, para atenuar os problemas referentes à poluição sonora, na medida em que aumentam a absorção do som.

Crestana et al. (2007) citam que, dependendo da composição e largura do conjunto de árvores e arbustos, a vegetação nas cidades pode reduzir ruídos de trânsito e de demais fontes de poluição sonora em até 10 decibéis (dB). Isso se deve ao fato de que as folhas, os galhos, os caules e as demais estruturas aéreas absorvem ondas sonoras, além de refratar e diluir sua propagação no ar. Desse modo, avenidas com canteiros centrais largos compostos por árvores e espécies arbustivas de densa galhada exercem importante função de atenuação do som, eliminando vários danos à saúde causados pela poluição sonora.

Em estudo realizado na cidade de Piracicaba, SP, compararam-se duas áreas verdes: o Parque da Escola de Ensino Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ), com densa vegetação arbórea formando bosques, e o Parque da Estação Paulista, uma área verde municipal deficitária em vegetação arbórea. Foram constatados elevados níveis de poluição sonora, ultrapassando 60dB nos dois parques, porém o Parque da ESALQ, por constituir barreira acústica em razão de boa arborização, apresentou uma redução de 13,40dB quando comparado ao parque da Paulista, desprovido de vegetação arbórea e implantado em um local de intenso tráfego nesse município. Verificou-se ainda, por meio de entrevistas aplicadas aos usuários dos parques, que o Parque

da Estação Paulista causa irritabilidade em alguns frequentadores devido ao ruído do tráfego, considerado pela maioria como principal fator de incômodo relacionado à falta de arborização adequada (SILVA et al., 2010).

Resultados semelhantes aos apresentados pelo presente estudo foram encontrados por Szeremeta (2007) ao avaliar o conforto acústico de quatro parques urbanos (Jardim Botânico, Passeio Público, São Lourenço e Barigui) em Curitiba. O autor verificou que, nos Parques mais arborizados, os níveis de poluição sonora eram menores, como no Parque São Lourenço e Barigui, com valores máximos e mínimos de intensidade sonora de 67,80dB e 44,70dB, para o primeiro parque, e de 72,30dB e 47,40dB para o segundo parque. Em Parques menos arborizados como o Passeio Público e o Jardim Botânico, os valores observados foram de 76,20dB e 55,20dB para o primeiro e de 73,20dB e 49,70dB para o segundo.

Entretanto, Harris, Clark e Matheny (2004) observaram que as árvores no ambiente urbano não são tão eficazes na redução da poluição sonora, devido ao fato de produzirem apenas uma reduzida sensibilidade na percepção do ruído. Os autores destacam ainda que, para uma redução efetiva de ruído, os plantios devem ser feitos próximos da fonte sonora, recomendando-se que as folhas possuam textura grossa formando copas exuberantes.

Por outro lado, Gonçalves e Paiva (2002) consideram que os efeitos da arborização independem da diferença de espessuras das barreiras de vegetação, mas a atenuação dos efeitos da poluição sonora se relaciona principalmente ao tamanho da faixa vegetada, aumentando o afastamento do local com ruído. Portanto, uma densa barreira de vegetação necessitaria de 50m de largura para proporcionar redução de 10dB. O efeito do afastamento proporcionado, admitindo-se a influência das árvores sobre o ruído é válido, mas deve também considerar a largura da barreira variando entre 50 a 100m provida de densa vegetação.

Bucur (2005) argumenta ainda que, para uma efetiva atenuação dos efeitos da poluição sonora, além dos fatores inerentes à estrutura da copa das árvores e largura das barreiras vegetadas, deve-se considerar também a temperatura do ar e a velocidade dos ventos, num gradiente vertical, pois elas geralmente reduzem a eficiência das árvores neste sentido, devido ao espalhamento do som na barreira vegetada.

IMPORTÂNCIA DA ARBORIZAÇÃO URBANA NA ATENUAÇÃO DE POLUENTES ATMOSFÉRICOS

A poluição do ar acompanha a humanidade desde tempos remotos, porém, passou a ser sentida de forma acentuada quando as pessoas passaram a viver em assentamentos de grande densidade demográfica. As inovações

tecnológicas ocorridas no século XX e a utilização do petróleo como combustível acentuaram ainda mais essa poluição, bem como os processos industriais que passaram a predominar no cotidiano como agentes poluidores de destaque (ASSUNÇÃO, 2004).

Kohler et al. (2000) observaram que, em grandes centros urbanos como São Paulo, SP, a presença de áreas verdes e da arborização viária apresentam redução significativa de partículas de poeira inaláveis no ar. Recomendam, portanto, a adoção de uma política de arborização urbana, por contribuir consideravelmente na atenuação dos índices de poluição anunciados frequentemente.

Nesse sentido, a arborização do meio urbano é fator extremamente importante para a qualidade do ar, pois uma cortina de árvores (arborização viária) é capaz de reter mais de 80% das partículas inaláveis emitidas pelos motores a diesel. Esses poluentes, bastante perigosos do ponto de vista da saúde pública, são também os mais pesados, e com a menor capacidade de transporte aéreo (RUSSO, 2004).

Uma das principais vantagens associadas às árvores e florestas urbanas é a melhoria da qualidade do ar, principalmente no que diz respeito à renovação e produção de O_2 . Ainda, verificou-se, pelo estudo de Nowak, Hoehn e Crane (2007), que a produção de O_2 pelas florestas urbanas nas cidades de Atlanta e Nova Jersey, nos Estados Unidos (EUA), seria de $86.000t/ano^{-1}$ e $2.000t/ano^{-1}$, respectivamente, correspondendo ao consumo de 88% da população de Atlanta e de 3% da população de Nova Jersey. Para a demanda de um adulto nessas cidades, com um consumo médio diário de $1,85Kg/dia^{-1}$ de O_2 , seria necessária a implantação de 26 árvores em Atlanta e 19 árvores na cidade de Nova Jersey, estando esta variação relacionada ao número de árvores sadias, taxa de crescimento e distribuição dos diâmetros dentro da composição.

Esses autores salientam, porém, que, no que se refere aos danos ambientais provocados por poluentes atmosféricos, o benefício gerado pela produção de O_2 proporcionado pelas árvores urbanas é praticamente nulo, devido ao fato de encontrar-se na atmosfera um percentual de 21% de O_2 extremamente estável e sem interferência humana em seu ciclo, enquanto o CO_2 apresenta apenas 0,03%, mas altamente vulnerável aos impactos provocados por atividades humanas.

No ambiente urbano, Lombardo (1990) afirma ser a concentração de poluentes, como o CO_2 , uma das principais causas de alterações no clima da cidade, servindo como principal indicador de degradação ambiental na área urbanizada, por interferir diretamente na qualidade de vida da população, principalmente sobre os efeitos físicos e psíquicos dos indivíduos.

Conforme Satterthwaite (2008), em nível global, as cidades são responsáveis por 75 a 80% das emissões de gases do efeito estufa (GEE).

Somente no ano de 2004, as áreas urbanas foram responsáveis por 57% das emissões de CO₂, contribuindo para o aumento do efeito estufa em 77%. Em relação ao zoneamento de áreas de uso dos centros urbanos, as maiores emissões ocorrem em áreas que concentram uma grande proliferação de consumo de produtos e serviços pelo elevado consumo energético e de combustíveis fósseis.

As emissões de CO₂ diferem enormemente entre os países, tanto na quantidade total liberada para a atmosfera, quanto na produção de cada indivíduo. Desse modo, é crucial conhecer a densidade demográfica e o padrão de vida da população na avaliação das emissões (GUREVITCH; SCHEINER; FOX, 2009).

Cerri et al. (2009) afirmam que as emissões de CO₂ causadas pela queima de combustíveis fósseis são a principal fonte emissora no meio urbano no Brasil, sendo que, durante o período de 1990 a 2005, passaram de 207,40Mg para 347Mg de CO₂, representando um aumento na ordem de 44,40% da concentração deste poluente na atmosfera.

Nesse sentido, Alvarez et al. (2003) colocam que os parâmetros prioritários para criar modelos de avaliação da qualidade ambiental nas cidades são: temperatura, hidrologia (permeabilidade), potencial de fixação de carbono e diversidade de espécies, uma vez que a análise do verde urbano, como subsídio para planejar cidades mais sustentáveis, no futuro, deve contemplar a minimização destes efeitos provocados pela urbanização.

Segundo a Agência de Registros de Ações de Controle Climático da Califórnia, EUA (CALIFORNIA CLIMATE ACTION REGISTRY, 2008), por meio do **Protocolo de Árvores Urbanas**, as árvores apresentam duas funções básicas no clima urbano e em relação às concentrações de CO₂ na atmosfera:

- a) as árvores no entorno das construções, podem reduzir o aquecimento e o uso de ar condicionado, reduzindo assim as emissões de GEE associadas ao consumo de eletricidade, gás natural e óleo combustível;
- b) quando as árvores morrem, o carbono armazenado é liberado para a atmosfera por meio da decomposição; no entanto, se a biomassa das árvores removidas é utilizada como matéria-prima para usinas elétricas, as emissões de GEE que teriam ocorrido com outras fontes de combustível são totalmente mitigadas.

Portanto, o conhecimento do potencial de fixação de carbono pela arborização presente no meio urbano é primordial como base do planejamento de projetos em novas ruas e praças, bem como de readequação da arborização já existente, priorizando espécies que cumpram sua função estética, funcional e ecológica, minimizando impactos negativos da poluição nas pessoas.

Nesse sentido, estudos como de Brack (2002), sobre o potencial de acúmulo de carbono em árvores urbanas nas vias públicas e parques urbanos de Canberra, na Austrália, são de vital importância para a melhoria da qualidade ambiental de centros urbanos e também na qualificação destas para o mercado de *comodities ambientais*. Com base no modelo matemático (DISMUT), o autor verificou, nas 400.000 árvores implantadas no perímetro urbano, um acúmulo de 13.000t de C estocadas na arborização viária e 17.200t de C armazenadas nas árvores implantadas em parques. Sendo cada tonelada estimada a um valor de US\$ 10,00 seriam obtidos valores na ordem de US\$130.000,00 provenientes do C da arborização viária e US\$ 170.000,00 referentes às árvores implantadas nos parques urbanos, resultando num montante de US\$ 300.000,00, sendo o equivalente por habitante da ordem de US\$ 66,00.

Nowak e Crane (2002) estimaram o sequestro de C de árvores no ambiente urbano de dez cidades dos EUA na ordem de 700 milhões de t de C sequestrados somente na arborização urbana, e um sequestro anual de 22,80 milhões de t. Os autores salientam a grande necessidade de estudos da dinâmica de crescimento, regeneração e mortalidade das árvores no ambiente urbano, visando dar maior embasamento ao entendimento do potencial e da dinâmica do processo de sequestro de carbono por essas árvores.

Nowak e Dwyer (2007), ao estudarem o carbono sequestrado pelas árvores urbanas em Illinois, EUA, verificaram valores na ordem de 140.600 Mg de C. Estes autores afirmam também que o incremento médio de carbono em árvores de médio a grande porte, implantadas no meio urbano no hemisfério norte seria de 93kg C ano⁻¹ indivíduo⁻¹. Dentro desse contexto, pode-se afirmar que, para condições tropicais como as do Brasil, onde as taxas de crescimento de espécies arbóreas são mais altas que as taxas de crescimento em clima temperado, estas apresentam um incremento em carbono bem mais expressivo.

Stoffberg et al. (2010) estudaram o estoque de carbono sequestrado por 12 espécies nativas da savana africana implantadas na arborização viária de Tshwane na África do Sul. Eles estimaram um montante de 200,40Mg de CO₂ e 54,60Mg de C convertidas em biomassa nos tecidos destas árvores, durante um período de 30 anos (2002-2032) correspondente desde seu plantio até a sua substituição, sendo que a renda gerada por este benefício ambiental resultaria em uma cifra de US\$ 3.000.000,00.

Encinas et al. (2009), ao avaliarem o potencial de sequestro de carbono por um bosque de *Pinus elliottii* implantado no Parque Dona Sarah Kubitschek, em Brasília, DF, verificaram uma quantidade de CO₂ fixado na biomassa lenhosa das árvores de 626,50t, que correspondem a um valor de US\$ 7.518,00, caso este potencial de sequestro fosse convertido em um

projeto de créditos de carbono ao valor de US\$ 12,00 a tonelada de CO₂. Os autores ressaltam ainda que o emprego do carbono sequestrado por árvores urbanas é uma importante forma de valoração ambiental e de conservação de parques e florestas urbanas.

McHale, McPherson e Burke (2007) argumentam que a inserção de árvores urbanas no mercado de créditos de carbono poderá trazer consideráveis aportes financeiros e incentivo à promoção da arborização dentro dos centros urbanos, uma vez que os recursos para este fim junto a órgãos públicos são extremamente escassos.

Porém, Johnson e Gerhold (2003) destacam a importância da elaboração de métodos precisos para a quantificação do carbono em florestas urbanas para a habilitação destas áreas no mercado de créditos de carbono, garantindo às administrações públicas um maior retorno financeiro para investimento na implantação e manutenção das áreas verdes.

Nicodemo e Primavesi (2009) destacam que a valoração dos benefícios ambientais propiciados pela arborização urbana, em especial o potencial de sequestro de carbono, seria uma importante ferramenta como subsídio para políticas públicas, uma vez que estaria baseada na relação de valor, considerando a maneira pela qual as mudanças nos processos ecológicos alteram a qualidade do ambiente urbano.

Além da avaliação do potencial de sequestro de carbono por árvores urbanas, é importante também que se realizem estudos sobre o potencial de acúmulo e atenuação e sobre espécies tolerantes a poluentes como o dióxido de enxofre (SO₂).

Dentre os estudos realizados, destaca-se o de Carreras, Cañas e Pignata (1996), que verificou alta rusticidade das espécies do gênero *Ligustrum* implantadas na arborização viária de Córdoba, Argentina, constatando um acúmulo de 1,50mg g⁻¹ de enxofre (S) nas folhas em locais de alto tráfego de automóveis, 1,20mg g⁻¹ de S em ambientes de atividades industriais para a espécie *Ligustrum luciduum* e 1,60mg g⁻¹ de S em locais de alto tráfego de automóveis e 1,30mg g⁻¹ de S em ambientes de atividades industriais para a *Ligustrum luciduum* f. *tricolor*, porém, quanto à tolerância ao elemento, foi observada como mais eficiente a segunda espécie, devido a não se verificarem alterações no comportamento fotossintético, que, para a seleção de plantas para ambientes poluídos, configura-se como a principal forma de avaliação em conjunto com as alterações de morfologia foliar nas plantas.

O monitoramento em longo prazo de captação e acúmulo de metais pesados na biomassa foliar do *Quercus ilex*, implantados na cidade de Roma, realizado por Gratani, Crescente e Varone (2008), demonstrou que os teores para Al, Fe, Cu, Zn e Pb detectados em 1979 aumentaram em 28, 22, 40, 77 e 37% em 1996, respectivamente. Já na avaliação de 2006, em relação à

primeira leitura, ocorreu um aumento de 92% nas concentrações de todos os elementos. As autoras citam que o principal fator dessa elevação se relaciona diretamente com o aumento da densidade de tráfego, e que o emprego de árvores urbanas e o monitoramento em longo prazo da concentração de metais pesados como Al, Fe, Cu, Zn e Pb na biomassa foliar destas, constitui ótima ferramenta de planejamento ambiental de cidades.

McPherson, Scott e Simpson (1998) pesquisaram a formação potencial de ozônio (O_3) no ambiente urbano provocado pelas árvores, através de modelos matemáticos, empregando dados de 100 árvores, implantadas há 30 anos, na Cidade de Sacramento, Califórnia, EUA. Foi constatado um potencial de emissão de 22,20Kg de O_3 ano⁻¹, sendo as emissões biogênicas de hidrocarbonetos na ordem de 0,60Kg isopreno ano⁻¹ e 0,20Kg de monoterpenos ano⁻¹, porém essas emissões são compensadas pelas grandes quantidades de material particulado (PM_{10}) captadas pela copa destas árvores na ordem de 13,50Kg PM_{10} ano⁻¹, 4,50Kg Óxido Nitroso (NO_2) ano⁻¹ e 0,80Kg SO_2 ano⁻¹.

O estudo de Benjamin e Winer (1998) registra que o potencial de emissão de O_3 varia conforme a espécie, pois, num grupo de 308 espécies de árvores e arbustos implantados na arborização de cidades do sul da Califórnia, EUA, os autores observaram as variações demonstradas na Tabela 1.

Tabela 1 – Emissões potenciais de ozônio (O_3) por algumas espécies empregadas na arborização urbana das cidades do sul da Califórnia – Estados Unidos

Espécies	Nome comum	O_3 produzido (g árv ⁻¹ dia ⁻¹)	Potencial de produção de O_3
<i>Cinamomum camphora</i>	Canforeira	0,00	Baixo
<i>Jacaranda mimosifolia</i>	Jacarandá	0,00	Baixo
<i>Persea americana</i>	Abacateiro	0,00	Baixo
<i>Lagerstroemia indica</i>	Extremosa	0,00	Baixo
<i>Ligustrum lucidum</i>	Ligustro	0,00	Baixo
<i>Nerium oleander</i>	Espirradeira	0,00	Baixo
<i>Rhododendron</i> sp.	Azaléia	0,00	Baixo
<i>Cupressus sempervirens</i>	Cipreste	0,00	Baixo
<i>Eriobotrya japonica</i>	Ameixeira	0,00	Baixo
<i>Carya</i> sp.	Nogueira	0,00	Baixo
<i>Laurus nobilis</i>	Louro	0,00	Baixo

Espécies	Nome comum	O ₃ produzido (g árv ⁻¹ dia ⁻¹)	Potencial de produção de O ₃
<i>Morus alba</i>	Amoreira branca	0,00	Baixo
<i>Citrus sinensis</i>	Laranjeira	1,00	Médio
<i>Acer sp.</i>	Ácer	1,00	Médio
<i>Ginkgo biloba</i>	Gingko	1,00	Médio
<i>Cycas revoluta</i>	Cicas	1,00	Médio
<i>Tabebuia chrysostricha</i>	Ipê-amarelo	2,00	Médio
<i>Citrus limon</i>	Limão	2,00	Médio
<i>Magnolia grandiflora</i>	Magnólia	2,00	Médio
<i>Mangifera indica</i>	Mangueira	2,00	Médio
<i>Bauhinia variegata</i>	Pata-de-vaca	3,00	Médio
<i>Tipuana tipu</i>	Tipuana	3,00	Médio
<i>Schinus terebinthifolius</i>	Aroeira-vermelha	3,00	Médio
<i>Acca sellowiana</i>	Goiabeira-da-serra	4,00	Médio
<i>Psidium guajava</i>	Goiabeira	4,00	Médio
<i>Liriodendron tulipifera</i>	Tulipeira	4,00	Médio
<i>Platanus x acerifolia</i>	Plátanus	10,00	Médio
<i>Callistemon viminalis</i>	Calistemon	19,00	Alto
<i>Populus deltoides</i>	Álamo	20,00	Alto
<i>Washingtonia robusta</i>	Palmeira-leque	23,00	Alto
<i>Ficus benjamina</i>	Figueira comum	32,00	Alto
<i>Ficus elastica</i>	Figueira	32,00	Alto
<i>Salix babilonica</i>	Salso-chorão	134,00	Alto
Total produzido (g árv ⁻¹ dia ⁻¹)	-	303,00	-
Total anual produzido (kg árv ⁻¹ ano ⁻¹)	-	36,40	-

Fonte: Adaptado de Benjamin e Winer (1998).

Sendo que:

- a) potencial baixo $1\text{g árv}^{-1}\text{ dia}^{-1}$;
- b) potencial médio 1 a $10\text{g árv}^{-1}\text{ dia}^{-1}$;
- c) potencial alto $> 10\text{g árv}^{-1}\text{ dia}^{-1}$.

A composição apresentada na Tabela 1, baseada no estudo de Benjamin e Winer (1998), apresentou um potencial de emissão de $36,40\text{Kg O}_3\text{ano}^{-1}$ em um dia de verão nas condições climáticas do momento de avaliação (30°C). Entretanto, vários autores salientam que esses valores são altamente variáveis, dependendo das condições microclimáticas e quantidade de biomassa alocadas nas árvores. Sendo assim, estes valores não devem ser extrapolados demasiadamente para espécie em qualquer local, mas sim estabelecidos para cada local específico de estudo (TAHA, 1996; BENJAMIN; WINER, 1998; MCPHERSON; SCOTT; SIMPSON, 1998).

Em relação à remoção de material particulado na atmosfera, Yang et al. (2005), ao estudarem o potencial de remoção de poluentes atmosféricos por árvores urbanas em Pequim, China, observaram uma captação de $1.261,40\text{t/ano}^{-1}$ de poluentes da atmosfera urbana, referente a uma taxa $27,50\text{g/m}^2$ de cobertura de copa, sendo 61% de materiais particulados. Os autores salientam que as variações sazonais influenciaram consideravelmente na captação de poluentes pela arborização urbana. Na primavera, a captação de poluentes foi maior (167,10 toneladas), e no inverno consideravelmente menor (43,80 toneladas) devido à deciduidade das espécies empregadas na composição da arborização urbana.

Com base nesse aspecto, Gratani e Varone (2005) afirmam que, para seleção de espécies na atenuação de poluentes atmosféricos e sequestro de carbono no ambiente urbano, é necessário, para maior eficiência nesse processo, observar aspectos como o hábito da planta e a longevidade das folhas.

Nesse sentido, Gonçalves e Paiva (2002) argumentam que, para o aumento da eficiência das árvores no processo de atenuação ou despoluição atmosférica, é importante observar algumas normas na implantação das mesmas:

- a) os plantios devem ser perpendiculares à direção do vento;
- b) deve-se optar por plantas de copas abertas e permeáveis combinadas com barreiras densas;
- c) os plantios devem ser concêntricos em torno da fonte poluidora.

A presença de elementos poluidores no ar poderá influenciar no estabelecimento e crescimento da vegetação, sendo de grande valia o estudo de espécies resistentes à poluição, pois servirão de filtros para a poluição

atmosférica desde que os exemplares implantados no ambiente urbano se desenvolvam no seu máximo vigor (GONÇALVES; PAIVA, 2004). A partir disso, torna-se necessário avaliar as respostas fisiológicas das diferentes espécies empregadas na arborização frente aos impactos da poluição atmosférica no meio urbano.

EFEITOS DA POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA NA FISIOLOGIA DE ÁRVORES URBANAS

Larcher (2000) argumenta que a sensibilidade específica das plantas em relação à presença e emissão de poluentes varia em relação à espécie, variedades e ecótipos, bem como em relação aos diferentes estádios de vida, alterando de maneira característica a sensibilidade da planta em relação ao poluente. O conhecimento da resistência específica em relação ao poluente e à capacidade de adaptação de uma planta tem importância prática para o plantio de espécies em áreas industriais ou que apresentem poluição concentrada, como é o caso das grandes cidades.

Isso se confirma pelo estudo de Inoue e Reissmann (1993), que, ao observarem os efeitos da poluição urbana na fotossíntese e morfologia foliar do Ligustro (*Ligustrum lucidum*) na arborização de Curitiba, verificaram alterações significativas na morfologia foliar entre os indivíduos expostos ou não à poluição. A proporção da área foliar nas áreas não poluídas era 34% maior em relação à de árvores em áreas poluídas, além de apresentarem comprimento e largura superiores aos espécimes afetados pela poluição em 13 a 14%. Além desse fator, os autores ressaltam uma acentuada redução na taxa fotossintética dos indivíduos expostos aos agentes poluentes, devido à elevada deposição de material sólido no limbo das folhas que interferiram no mecanismo estomático.

Resultados semelhantes foram constatados por Gratani e Varone (2007), que, ao avaliarem características de copa e potencial de sequestro de carbono em *Platanus hybrida* implantados na arborização viária e em parques urbanos de Roma, na Itália, verificaram uma redução de 11 a 25% no índice de área foliar nas plantas implantadas na arborização viária em relação às implantadas em parques urbanos. Além de modificações do comportamento fenológico de mudança foliar para as fenofases de brotação e queda foliar, a brotação ocorria mais tardiamente na arborização viária que em plantas existentes nos parques, porém, a senescência foliar (quedas de folhas) acontecia antes na arborização viária, fato atribuído pelas autoras à maior concentração de CO₂ nas vias públicas (21,00% mais alta que nos parques urbanos), provocando alterações consideráveis na atividade fotossintética das plantas da arborização viária.

Reissmann e Biondi (1995), avaliando o teor de ferro (Fe) em dedaleiro (*Lafoensia pacari*), diagnosticaram que, à medida que avança o processo de senescência foliar, ocorre elevação da concentração do elemento, oriundo da poluição pela deposição do material particulado (aproximadamente 2,60 vezes maior em relação às folhas jovens e brotações), em função da imobilidade característica do elemento nos tecidos.

Wielewski, Auer e Grigoletti Júnior (2002), estudando a incidência de doenças em Ipê-amarelo (*Tabebuia chrysotricha*) nas vias públicas de Curitiba, PR, verificaram elevada incidência de doenças em árvores implantadas em ruas de tráfego intenso devido, principalmente, ao estresse do ambiente, destacando-se a ocorrência de fumagina, que se caracteriza como um fungo com alto potencial na redução da capacidade fotossintética, acarretando um decréscimo no potencial reprodutivo da espécie, com irregularidade na quantidade e frequência do florescimento e redução de frutificação.

As elevadas concentrações de poluentes na atmosfera urbana, além de alterações de morfologia de estruturas externas, predisposições a ataque de patógenos, têm provocado profundas alterações no comportamento fotossintético das árvores urbanas. Estudo desenvolvido por Takagi e Gyokusen (2004) avaliou os efeitos da poluição atmosférica em indivíduos de *Ilex retunda* implantados na arborização viária de Fukuoka, no Japão. Verificou-se que a atividade fotossintética de árvores expostas a maiores concentrações de óxidos nitrosos apresentava-se mais elevada dadas alterações de condutância estomáticas produzidas pela maior disponibilidade de nitrogênio nestes locais, quando comparado às áreas onde a concentração de NO₂ apresentava-se mais baixa.

ASPECTOS DA ARBORIZAÇÃO NA MELHORIA DA QUALIDADE AMBIENTAL DOS CENTROS URBANOS EM RELAÇÃO À POLUIÇÃO SONORA E ATMOSFÉRICA, VISANDO AO BEM-ESTAR DA POPULAÇÃO

Pivetta e Silva Filho (2002) comentam que, a vegetação, pelos vários benefícios que pode proporcionar ao meio urbano, tem um papel muito importante no estabelecimento da relação entre o homem e o meio natural, garantindo uma melhor qualidade de vida.

Segundo Baird, Harder e Preis (1997), são escassas as teorias referentes à dimensão social do aborrecimento causado pelo ruído na comunidade. Um novo modelo físico-psíquico indica dados relativos aos residentes em locais expostos ao ruído máximo proporcionado por diferentes níveis de barulho e de eventos de ruído. Uma série de variáveis físico-psicológicas, como alteração no humor, aumento do estresse, redução da audição e muitas outras, reflete

as reações de aborrecimento ao ruído na comunidade. A regulamentação de decisões relativas ao ruído e aborrecimento da comunidade é válida, portanto, quando fundamentada em base teórica e dados empíricos.

A poluição do ar, por exemplo, é considerada uma das causas do estresse psicobiológico (LAZARUS; COHEN, 1977). A exposição a altos níveis de poluição do ar no ambiente constitui uma condição contínua de sobrecarga, sempre caracterizada por altos níveis de depressão, ansiedade, tensão, impotência e aborrecimento (KOELEGA, 1987).

Para Baird (2002), a qualidade de vida e saúde humana nos centros urbanos, frente às mudanças climáticas, será afetada consideravelmente, com a ocorrência de mais ondas de calor extremo durante os verões, em conjunto com o aumento no número de dias de calor intenso, principalmente nas zonas temperadas, afetando as pessoas mais sensíveis a esses fenômenos (crianças, idosos e pessoas com enfermidades respiratórias crônicas, doenças cardíacas e hipertensão), problema que se agrava para as pessoas de menor poder aquisitivo, com menor acesso às instalações com aparelhos de ar-condicionado.

Além disso, são indicados possíveis aumentos nos índices de violência doméstica e de perturbações da ordem pública, episódios que costumam acontecer com mais frequência durante as épocas de maior calor (BAIRD, 2002).

Grahn e Stigsdotter (2003) registram haver drástico aumento de estresse e doenças afins em adultos e crianças nas sociedades ocidentais, intensificados pelo modo de vida moderno e o mau planejamento das cidades que, muitas vezes, não proporcionam espaços verdes de fácil acesso. Os resultados dessa pesquisa, realizada na Suécia, indicam que o planejamento da paisagem urbana pode afetar a saúde dos seus habitantes, havendo uma relação significativa entre o uso de espaços verdes urbanos e experiências pessoais de estresse, independentemente de idade, sexo ou classe social. Concluiu-se que, quanto mais contato as pessoas têm com áreas verdes, menor a incidência de doenças acarretadas pelo estresse.

Ljungberg e Neely (2007) ressaltam ainda que, em muitos ambientes, trabalhadores são expostos diariamente a fatores como barulho, vibrações e estresse, podendo afetar sua performance de forma negativa devido a esses indesejáveis estímulos ambientais, podendo levar ainda a um alto risco de lesões ou acidentes.

Hansmann, Hug e Seeland (2007) pesquisaram, em Zurique, o efeito restaurador do verde. Em um estudo de campo, ao visitarem uma floresta urbana e um parque da cidade, entrevistados relataram uma taxa de recuperação para o estresse em 87% e redução de dor de cabeça em 52%, confirmando, assim, que espaços verdes promovem bem-estar, pela melhoria da qualidade do ar e redução do estresse, geralmente agravado pela poluição sonora e do ar. Um poluente ou a combinação de poluentes causam efeitos prejudiciais à

saúde humana como dores de cabeça, fadiga, insônia, sensação de queimação nos olhos, dor nas costas, bem como problemas gastrintestinais, entre outros (HART, 1970).

Um estudo realizado na cidade de Varanasi, na Índia, constatou que os níveis de ruído têm aumentado de forma alarmante: 500 pessoas, de diferentes zonas urbanas (residencial, comercial e industrial) foram entrevistadas; 85% das pessoas foram perturbadas pelo ruído de tráfego e cerca de 90% das pessoas confirmaram ser o ruído do tráfego a principal causa de dores de cabeça, pressão alta, problema de tontura e fadiga, com interferência direta nas atividades diárias, tais como descansar, ler, se comunicar, entre outros (PATHAK; TRIPATHI; MISHRA, 2008).

Na concepção de espaço livre urbano, o sentido visual é sempre considerado muito importante, enquanto impressões de outros sentidos, tais como audição, tato e odor, são muitas vezes negligenciadas. A audição é um dos comportamentos indispensáveis dos cinco sentidos dos seres humanos; além de ser importante para a aquisição de informações, é também um dos principais meios de captura dos sentimentos estéticos do ambiente. No entanto, as considerações do elemento som na concepção e investigação de espaço livre urbano são ainda insuficientes. Além disso, os principais aspectos do ambiente sonoro estão limitados à prevenção de ruído, pois, com a urbanização acelerada, o ruído tornou-se um dos principais problemas do ambiente urbano, especialmente nas grandes cidades. Seres humanos se deparam com problemas como o de perder equipamentos do ambiente sonoro natural, histórico, cultura e social, como o canto das aves, o fluxo de riachos e quedas d'água e até mesmo o som de eventos corriqueiros como vozes de crianças brincando.

Por conseguinte, o design confortável do ambiente deve, em primeiro lugar, prestar mais atenção aos elementos que vão além do sentido visual como o som. A abordagem de design deveria, não só concentrar-se na prevenção ou controle de elementos indesejáveis, mas também ser mais ativa na criação de elementos desejáveis (GE; HOKAO, 2004).

Planejadores urbanos recomendam, para melhorar a saúde e bem-estar dos cidadãos, a criação de espaços públicos que facilitem a recuperação de estresse e que motivem as pessoas a se tornar fisicamente ativas. Além disso, no ambiente natural, em um lugar de lazer e de utilização de experiências restauradoras, pode-se criar um tempo para autorreflexão (KAPLAN; KAPLAN, 1989; KAPLAN, 1995).

As pessoas tendem a preferir espaços verdes como reservas naturais, bosques e parques urbanos para recuperação de estresse (BELL et al., 2005), o que vem comprovar a teoria de redução de estresse (ULRICH, 1983; ULRICH et al., 1991) e a Teoria de Restauração de Atenção (ART) de Kaplan

(KAPLAN; KAPLAN, 1989; KAPLAN, 1995), que defende a ideia de que os espaços verdes são importantes ferramentas para auxiliar no restabelecimento de pacientes.

Segundo a ART, as qualidades restauradoras dos ambientes são determinadas pelos quatro componentes que facilitam a recuperação de fadiga mental: o estar distante do ruído e do ambiente convencional, a expansão da paisagem, a compatibilidade com a natureza e o fascínio. Este último é imprescindível, por ser um estímulo para atrair a atenção involuntária (sem exigir esforço mental). A natureza, pelo fascínio que exerce, atrai atenção involuntária do indivíduo, o que oferece a oportunidade de recuperar a fadiga mental, segundo Ulrich et al. (1991).

Estes mesmos autores citam que estudantes do Instituto Federal Suíço de Tecnologia de Zurique aplicaram entrevistas dentro de um parque urbano. Os entrevistados responderam aos questionários relatando o grau de dor de cabeça, seu nível de estresse e quão equilibrados se sentiram ao entrar no parque. A pesquisa comprovou que o contato com áreas verdes pode reduzir com eficácia o nível de estresse em diferentes intensidades.

No planejamento de espaços urbanos, é muito importante pesquisar a influência na saúde dos vários tipos de espaços verdes (FOSTER; HILLSDON, 2004), além de analisar os fatores que determinam os benefícios à saúde que diferentes locais verdes podem proporcionar.

Estudo realizado no Jardim Botânico de Curitiba revelou elevados níveis de poluição sonora. Entrevistas aplicadas, visando avaliar como os frequentadores percebiam a problemática em questão, revelaram que somente 24% dos entrevistados se diziam afetados por esse tipo de incômodo; no entanto, 52% afirmaram não se sentirem perturbados por nenhum fator ambiental ali presente (ZANNIN; SZEREMETTA, 2003). Pelos resultados, constatou-se haver certa subjetividade no tocante ao grau de percepção do ruído local pelos entrevistados.

Outra pesquisa, realizada com 300 alunos de uma escola de Helsink, na Finlândia, revelou alta frequência nos espaços livres urbanos, comprovando suas características positivas segundo avaliação dos adolescentes (CHAWLA, 2001), que afirmam serem a paisagem, os ambientes pacíficos e os locais de lazer os mais importantes. A pesquisa destaca a importância dos espaços verdes na vida diária da população, ao prover locais para recreação, relaxamento, contatos sociais e desafios.

Análises da relação entre o paisagismo e o tipo de espaço verde, de atividades de lazer e efeitos restauradores podem fornecer ideias importantes para o planejamento urbano, com vistas à construção de espaços livres mais atrativos, aumento do bem-estar e motivação dos visitantes, de modo a se

tornarem mais ativos (KAPLAN; KAPLAN; RYAN, 1998; FRUMKIN, 2003).

A redução do estresse em decorrência de visitas a parques e florestas pode ser atingida, a baixo custo, por grande número de usuários urbanos. Paisagistas e urbanistas, visando promover a saúde e o bem-estar da população, criam ambientes mais atraentes no intuito de incentivar pessoas a visitá-los com mais frequência.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com base nos aspectos abordados na literatura, considera-se que, quanto aos estudos de efeitos da arborização na atenuação da poluição sonora, são escassos e pontuais, além de muito generalistas em seus resultados, pois não estudam as espécies e sua real capacidade de atenuação de ruídos.

No Brasil, esses estudos são praticamente inexistentes, sendo utilizados apenas de forma empírica e especulativa os escassos dados obtidos nos países da América do Norte, desconsiderando por completo a enorme gama de diversidade de espécies empregadas, sua plasticidade e principalmente as variadas situações ambientais encontradas em nosso país, que, certamente, influenciam consideravelmente na capacidade de atenuação de ruídos por meio da arborização.

Em relação aos estudos do potencial sequestro de carbono por árvores urbanas, a grande incógnita se refere à elaboração de metodologias confiáveis para a quantificação do carbono no ambiente urbano.

No Brasil, este desafio apresenta-se ainda maior, em função da grande diversidade de espécies empregadas na arborização urbana e seu potencial de acúmulo de carbono, aliados à imensa quantidade de condicionantes ambientais presentes em nossas cidades, que influenciam no desempenho destas árvores para a captação e sequestro deste elemento.

No que diz respeito à captação e efeitos de poluentes como materiais particulados e metais pesados em árvores urbanas, diversos estudos foram encontrados, porém, detectou-se certa carência de estudos de seleção e adaptação de espécies para esta finalidade.

Para a questão de emissões de ozônio e compostos orgânicos voláteis emitidos por árvores urbanas, existem vários estudos realizados em diversos países, principalmente nos EUA. Entretanto, no Brasil, os poucos estudos referentes ao efeito do ozônio na saúde humana fazem vagas menções à atuação das árvores nesse processo.

Nesse sentido, é de suma importância a realização de pesquisas e a compilação de dados referentes aos potenciais de atenuação de ruídos, retenção

de material particulado e potencial de sequestro de carbono pela arborização urbana pormenorizadamente, em nível de espécie, possibilitando a construção de um protocolo técnico, com a finalidade de auxiliar na construção de planos de manejo da arborização, visando à melhoria da qualidade ambiental dos centros urbanos brasileiros.

Em relação aos dados obtidos nos estudos mencionados, a arborização urbana mostra-se muito importante em diversos aspectos: cultural, estético, paisagístico, revelando-se importante ferramenta a ser utilizada na redução da poluição sonora, poluição atmosférica e redução do estresse ao aumentar o bem-estar da população.

A arborização urbana cresce em importância nos planos de gerenciamento das cidades, embora ainda de forma pouco eficiente. Ficar restrito ao plantio de árvores não é suficiente, é necessário atingir também objetivos estéticos fundamentados em critérios técnico-científicos, para viabilizar funções relacionadas à saúde e ao bem-estar da população.

As pesquisas apresentadas revelaram ainda que a população percebe e valoriza os benefícios proporcionados pela vegetação, sendo, portanto, necessária a existência de profissionais empenhados em encontrar soluções paisagísticas adequadas à realidade dos grandes centros urbanos.

REFERÊNCIAS

- ALVAREZ, I. A. et al. Desempenho ecológico: uma proposta para a avaliação da vegetação urbana. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ARBORIZAÇÃO URBANA, 7., Belém, 2003. **Anais...** Belém: UFPA, 2003.
- ASSUNÇÃO, J. V. Controle ambiental do ar. In: PHILIPPI, A.; ROMÉRO, M. A.; BRUNA, G. C. (Ed.). **Curso de gestão ambiental**. Barueri: Manole, 2004. p. 143-194.
- BAIRD, C. **Química ambiental**. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2002.
- BAIRD, J. C.; HARDER, K.; PREIS, A. Annoyance and community noise: psychophysical model of dose-response relationships. **Journal of Environmental Psychology**, v. 17, n. 4, p. 333-343, 1997. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0272494497900669>>. Acesso em: 29 ago. 2016.
- BELL, S. et al. Self reported stress reduction by users of woodlands. In: GALLIS, C. T. (Ed.). **Forests, trees and human health and well-being: European COST E39 Conference Proceedings**. Thessaloniki: SIOKIS Medical & Scientific Publishers, 2005. p. 71-80.
- BENJAMIN, M. T.; WINER, A. M. Estimating the ozone-forming potential of urban trees and shrubs. **Atmospheric Environment**, v. 32, n. 1, p. 53-68, 1998. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1352231097001763>>. Acesso em: 29 ago. 2016.
- BRACK, C. L. Pollution mitigation and carbon sequestration by urban forest. **Environmental Pollution**, v. 116, n. 1, p. 195-200, 2002. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749101002512>>. Acesso em: 29 ago. 2016.

- BRUN, F. G. K. **Percepção da arborização urbana no bairro Camobi, Santa Maria, RS:** estudo de um caso. 2008. 74 f. Monografia (Especialização em Educação Ambiental) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2008. Disponível em: <<http://repositorio.ufsm.br:8080/xmlui/handle/1/1271>>. Acesso em: 29 ago. 2016.
- BUCUR, V. Urban forest acoustic. **Tecniacustica**, v. 43, n. 1, p. 17-24, 2005. Disponível em: <http://www.sea-acustica.es/fileadmin/publicaciones/Terrassa05_AAM001.pdf>. Acesso em: 29 ago. 2016.
- CALIFORNIA CLIMATE ACTION REGISTRY. **Urban forest project reporting protocol.** Califórnia, 2008. Disponível em: <<http://www.fs.usda.gov/ccrc/sites/default/files/Urban%20Forest%20Protocol%20081208.pdf>>. Acesso em: 29 ago. 2016.
- CARRERAS, H. A.; CAÑAS, M. S.; PIGNATA, M. L. Differences in responses to urban air pollutants by *Ligustrum luciduum* Ait. and *Ligustrum luciduum* Ait. f. *tricolor* (Rehd.) Rehd. **Environmental Pollution**, v. 93, n. 2, p. 211-218, 1996. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0269749196000140>>. Acesso em: 29 ago. 2016.
- CERRI, C. C. et al. Brazilian greenhouse gas emissions: the importance of agriculture and livestock. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 66, n. 6, p. 831-843, 2009. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/sa/v66n6/a17v66n6.pdf>>. Acesso em: 29 ago. 2016.
- CHAWLA, L. Putting old ideas into action: the relevance of growing up in cities to local Agenda 21. **Local Environment**, v. 6, n. 1, p. 13-25, 2001.
- CRESTANA, M. S. M. et al. **Árvores e cia.** Campinas: CATI, 2007.
- DANNI-OLIVEIRA, I. M. **A cidade de Curitiba e a poluição do ar:** implicações de seus atributos urbanos e geocológicos na dispersão de poluentes em período de inverno. 1999. 330 p. Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999.
- ENCINAS, J. I. et al. Levantamento da biomassa lenhosa em pé e o correspondente sequestro de carbono fixo dos *Pinus elliotti* do Parque da Cidade de Brasília, DF. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, Piracicaba, v. 4, n. 3, p. 21-31, 2009. Disponível em: <http://www.revsbau.esalq.usp.br/artigos_cientificos/artigo90.pdf>. Acesso em: 30 ago. 2016.
- FEDERAÇÃO DAS ASSOCIAÇÕES DE MUNICÍPIOS DO RIO GRANDE DO SUL. **Orientações básicas para manejo da arborização urbana:** planejamento e educação ambiental. Porto Alegre: Nova Prova, 2001.
- FOSTER, C.; HILLSDON, M. Changing the environmental to promote health-enhancing physical activity. **Journal Sports Science**, v. 22, n. 8, p. 755-769, 2004.
- FRANÇA, J. P. Gestão dos espaços públicos de lazer, turismo e paisagem urbana, Belém, PA. **Caderno Virtual de Turismo**, v. 5, n. 2, 2005. Disponível em: <<http://www.redalyc.org/pdf/1154/115416149004.pdf>>. Acesso em: 30 ago. 2016.
- FRUMKIN, H. Healthy places: exploring the evidence. **American Journal of Public Health**, v. 93, n. 9, p. 1451-1456, 2003. Disponível em: <<http://ajph.aphapublications.org/doi/pdf/10.2105/AJPH.93.9.1451>>. Acesso em: 30 ago. 2016.
- GE, J.; HOKAO, K. Research on the sound environment of urban open space from the viewpoint of soundscape: a case study of saga forest park, Japan. **Acta Acustica United**, v. 90, p. 555-563, 2004.

GERGES, S. N. Y. Noise in large cities in Brazil. **Journal of the Acoustical Society of America**, v. 115, n. 5, p. 2592, 2004.

GIVONI, B. Impact of planted areas on urban environmental quality: a review. **Atmospheric Environment**, v. 25b, n. 3, p. 289-299, 1991. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/095712729190001U>>. Acesso em: 30 ago. 2016.

GONÇALVES, W.; PAIVA, H. N. **Árvores para o ambiente urbano**. Viçosa: Aprenda Fácil, 2004. v. 3.

GONÇALVES, W.; PAIVA, H. N. **Florestas urbanas**: planejamento para melhoria da qualidade de vida. Viçosa: Aprenda Fácil, 2002.

GRAHN, P.; STIGSDOTTER, U. A. Landscape planning and stress. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 2, n. 1, p. 1-18, 2003. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1618866704700199>>. Acesso em: 30 ago. 2016.

GRATANI, L.; CRESCENTE, M. F.; VARONE, L. Long-term monitoring of metal pollution by urban trees. **Atmospheric Environment**, v. 42, n. 35, p. 8273-8277, 2008. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1352231008006791>>. Acesso em: 30 ago. 2016.

GRATANI, L.; VARONE, L. Daily and seasonal variation of CO₂ in the city of Rome in relationship with traffic volume. **Atmospheric Environment**, v. 39, n. 14, p. 2619-2624, 2005. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1352231005000609>>. Acesso em: 30 ago. 2016.

GRATANI, L.; VARONE, L. Plant crown traits and carbon sequestration capability by *Platanus hybrida* Brot. in Rome. **Landscape and Urban Planning**, v. 81, n. 4, p. 282-286, 2007. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169204607000242>>. Acesso em: 30 ago. 2016.

GRIFFITHS, I. D.; LANGDON, F. J. Subjective response to road traffic noise. **Journal of Sound and Vibration**, v. 8, n. 1, p. 16-32, 1968. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0022460X68901910>>. Acesso em: 30 ago. 2016.

GUREVITCH, J.; SCHEINER, S. M.; FOX, G. A. **Ecologia vegetal**. 2. ed. Porto Alegre: Artmed, 2009.

HANSMANN, R.; HUG, S. M.; SEELAND, K. Restoration and stress relief through physical activities in forest and parks. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 6, n. 4, p. 213-225, 2007. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1618866707000623>>. Acesso em: 30 ago. 2016.

HARRIS, R. W.; CLARK, J. R.; MATHENY, N. P. **Arboriculture**: integrated management of landscapes trees, shrubs and vines. New Jersey: Prentice Hall, 2004.

HART, M. The concept of APS: air pollution syndrome. **Journal of the South Carolina Medical Association**, v. 66, p. 71-73, 1970.

INOUE, M. T.; REISSMANN, C. B. Efeitos da poluição na fotossíntese, dimensões da folha, deposição de particulados e conteúdo de ferro e cobre em alfeneiro (*Ligustrum lucidum*) da arborização de Curitiba, PR. **Floresta**, Curitiba, v. 21, n. 1, p. 3-11, 1993.

- JOHNSON, A. D.; GERHOLD, H. D. Carbon storage by urban tree cultivars, in roots and above-ground. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 2, n. 2, p. 65-72, 2003. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1618866704700242>>. Acesso em: 30 ago. 2016.
- KAPLAN, R.; KAPLAN, S. **The experience of nature: a psychological perspective**. Cambridge: Cambridge University Press, 1989.
- KAPLAN, R.; KAPLAN, S.; RYAN, R. L. **With people in mind: design and management of everyday nature**. Washington: Island Press, 1998.
- KAPLAN, S. The restorative benefits of nature: toward and integrative framework. **Journal Environmental Psychology**, v. 15, n. 3, p. 169-182, 1995. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0272494495900012>>. Acesso em: 30 ago. 2016.
- KOELEGA, H. S. Environmental annoyance: characterization measurement and control. **Journal of Environmental Psychology**, v. 8, n. 3, p. 25-39, 1987.
- KOHLER, M. C. et al. Áreas verdes no município de São Paulo: análises, tendências e perspectivas. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27., 2000, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000. p. 21. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/impactos/vi-050.pdf>>. Acesso em: 30 ago. 2016.
- LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. São Carlos: RiMa, 2000.
- LAZARUS, R. S.; COHEN, L. Environmental Stress. In: ALTMAN, I.; WOHLWILL, J. F. (Ed.). **Human behavior and environment: advances in theory and research**. New York: Plenum Press, 1977. v. 2, p. 89-127.
- LJUNGBERG, J. K.; NEELY, G. Stress, subjective experience and cognitive performance during exposure to noise and vibration. **Journal of Environmental Psychology**, v. 27, p. 44-54, 2007. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0272494407000023>>. Acesso em: 30 ago. 2016.
- LOMBARDO, M. A. Vegetação e clima. In: ENCONTRO NACIONAL SOBRE ARBORIZAÇÃO URBANA, 3., 1990, Curitiba. **Anais...** Curitiba: FUPEF, 1990. p. 1-13.
- MACE, B. L.; BELL, P. A.; LOOMIS R. J. Visibility and natural quiet in national parks and wilderness areas psychological considerations. **Environment and Behavior**, v. 36, n. 1, p. 5-31, 2004. Disponível em: <<http://eab.sagepub.com/content/36/1/5.full.pdf>>. Acesso em: 31 ago. 2016.
- MACHADO, G. G. Embelezamento urbano no Brasil: uma breve retrospectiva até a década de 1960. In: ENCONTRO NACIONAL DE ENSINO DE PAISAGISMO EM ESCOLAS DE ARQUITETURA E URBANISMO, 7., 2004, São Paulo. **Anais...** São Paulo: USP, 2004. Disponível em: <<http://www.fau.usp.br/deprojeto/gdpa/paisagens/encarte1.html>>. Acesso em: 5 jun. 2004.
- McHALE, M. R.; McPHERSON, E. G.; BURKE, I. C. The potential of urban tree plantings to be cost effective in carbon credit markets. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 6, n. 1, p. 49-60, 2007. Disponível em: <<http://www.fs.fed.us/ecosystemservices/pdf/urban-tree-planting.pdf>>. Acesso em: 31 ago. 2016.

- McPHERSON, E. G.; SCOTT, K. I.; SIMPSON, J. R. Estimating cost effectiveness of residential yard trees for improving air quality in Sacramento, California, using existing models. **Atmospheric Environment**, v. 32, n. 1, p. 75-84, 1998. Disponível em: <http://sfrf.ifas.ufl.edu/urbanforestry/Resources/PDF%20downloads/mcpherson_1998.pdf>. Acesso em: 31 ago. 2016.
- MOURA-FUJIMOTO, N. S. V. Urbanização brasileira e a qualidade ambiental. In: SUERTEGARAY, D. M. A.; BASSO, L. A.; VERDUM, R. (Org.). **Ambiente e lugar no urbano**: a grande Porto Alegre. Porto Alegre: Ed. da UFRGS, 2000. p. 123-174.
- NICODEMO, M. L. F.; PRIMAVESI, O. **Por que manter árvores na área urbana?**. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 2009. 41 p. (Série Documentos, 89). Disponível em: <http://www.hympar.ufscar.br/arquivos/EMBRAPA_Documentos89.pdf>. Acesso em: 31 ago. 2016.
- NOWAK, D. J.; CRANE, D. E. Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. **Environmental Pollution**, v. 116, p. 381-389, 2002. Disponível em: <http://www.nrs.fs.fed.us/pubs/jrnl/2002/ne_2002_nowak_002.pdf>. Acesso em: 31 ago. 2016.
- NOWAK, D. J.; DWYER, J. F. Understanding the benefits and costs of urban forests ecosystems. In: KUSER, J. E. (Ed.). **Urban and community forestry in Northeast**. Dordrecht: Springer Netherlands, 2007. p. 25-46.
- NOWAK, D. J.; HOEHN, R.; CRANE, D. E. Oxygen production by urban trees in the United States. **Arboriculture & Urban Forestry**, v. 33, n. 3, p. 220-226, 2007. Disponível em: <http://www.nrs.fs.fed.us/pubs/jrnl/2007/nrs_2007_nowak_001.pdf>. Acesso em: 31 ago. 2016.
- PATHAK, V.; TRIPATHI, B. D.; MISHRA, V. K. Evaluation of traffic noise pollution and attitudes of exposed individuals in working place. **Atmospheric Environment**, v. 42, n. 16, p. 3892-3898, 2008.
- PAZ, E. C.; FERREIRA, A. M.; ZANNIN, P. H. T. Estudo comparativo da percepção do ruído urbano. **Revista de Saúde Pública**, v. 39, n. 3, p. 467-472, 2005. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rsp/v39n3/24802.pdf>>. Acesso em: 31 ago. 2016.
- PIVETTA, K. F. L.; SILVA FILHO, D. F. **Arborização urbana**: boletim acadêmico. Jaboticabal: Ed. UNESP/FCAV/FUNEP, 2002. 69 p. (Série Arborização Urbana). Disponível em: <http://www.uesb.br/flower/alunos/pdfs/arborizacao_urbana%20Khatia.pdf>. Acesso em: 31 ago. 2016.
- REISSMANN, C. B.; BIONDI, D. O teor de ferro em dedaleiro (*Lafoesia pacari* St. Hil.) como elemento indicador da poluição urbana por particulados. **Floresta**, Curitiba, v. 23, n. 1/2, p. 55-62, 1995.
- ROSSATO, R. Cidades brasileiras: a urbanização patológica. **Ciência & Ambiente**, Santa Maria, v. 4, n. 7, p. 43-54, 1993.
- RUSSO, P. R. **Poluição atmosférica**: refletindo sobre a qualidade ambiental em áreas urbanas. 2004. Disponível em: <<http://www.educacaopublica.rj.gov.br>>. Acesso em: 20 jul. 2008.
- SANTOS, N. R. Z.; TEIXEIRA, I. F. **Arborização de vias públicas**: ambiente x vegetação. Porto Alegre: Pallotti, 2001.
- SATTERTHWAITE, D. Cities' contribution to global warming: notes on the allocation of greenhouse gas emissions. **Environment & Urbanization**, v. 20, n. 2, p. 539-549, 2008. Disponível em: <<http://eau.sagepub.com/content/20/2/539.full.pdf+html>>. Acesso em: 31 ago. 2016.

SILVA, I. M. et al. Avaliação do conforto acústico de duas áreas verdes de Piracicaba, SP. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ARBORIZAÇÃO URBANA, 14., 2010, Bento Gonçalves. **Anais...** Bento Gonçalves: SBAU, 2010. P. 1-13. Disponível em: <http://media.wix.com/ugd/2b672d_994b882c52504e50b2349dd30866d294.pdf>. Acesso em: 04 dez. 2016.

STOFFBERG, G. H. et al. Carbon sequestration estimates of indigenous street trees in the City of Tshwane, South Africa. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 9, n. 1, p. 9-14, 2010. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1618866709000648>>. Acesso em: 31 ago. 2016.

SZEREMETA B. **Avaliação e percepção da paisagem sonora de parques públicos de Curitiba, Paraná**. 2007. 91 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007. Disponível em: <http://www.pgmecc.ufpr.br/dissertacoes/dissertacao_083_bani_szeremeta.pdf>. Acesso em: 31 ago. 2016.

TAHA, H. Modeling impacts of increased urban vegetation on ozone air quality in the South Coast Air Basin. **Atmospheric Environment**, v. 30, n. 20, p. 3423-3430, 1996. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1352231096000350>>. Acesso em: 31 ago. 2016.

TAKAGI, M.; GYOKUSEN, K. Light and atmospheric pollution affect photosynthesis of street trees in urban environments. **Urban Forest & Urban Greening**, v. 2, n. 3, p. 167-171, 2004.

ULRICH, R. S. Aesthetic and affective response to natural environment. In: ALTMAN, I.; WOHWILL, J. (Ed.). **Human behavior and environment: behavior and the natural environment**. New York: Plenum, 1983. p. 85-125.

ULRICH, R. S. et al. Stress recovery during exposure to natural and urban environments. **Journal of Environmental Psychology**, v. 21, n. 2, p. 201-230, 1991. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0272494405801847>>. Acesso em: 31 ago. 2016.

WIELEWSKI, P.; AUER, C. G.; GRIGOLETTI JÚNIOR, A. Levantamento de doenças em Ipê-amarelo (*Tabebuia chrysotricha*) em Curitiba, PR. **Floresta**, Curitiba, v. 32, n. 2, p. 287-281, 2002. Disponível em: <<http://revistas.ufpr.br/floresta/article/view/2292/1914>>. Acesso em: 20 set. 2016.

YANG, J. et al. The urban forest in Beijing and its role in air pollution reduction. **Urban Forest & Urban Greening**, v. 3, n. 2, p. 65-78, 2005. Disponível em: <<http://www.fs.usda.gov/ccrc/sites/default/files/urban%20forest%20Beijing.pdf>>. Acesso em: 31 ago. 2016.

ZANNIN, P. H. T.; SZEREMETTA, B. Avaliação da poluição sonora no parque Jardim Botânico de Curitiba, Paraná, Brasil. **Caderno de Saúde Pública**, v. 19, n. 2, p. 683-686, 2003. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/csp/v19n2/15436.pdf>>. Acesso em: 31 ago. 2016.





PRODUÇÃO DE MUDAS PARA ARBORIZAÇÃO URBANA: INFRAESTRUTURA E ASPECTOS TÉCNICOS DE PRODUÇÃO

*Flávia Gizele König Brun
Demóstenes Ferreira da Silva Filho
Eleandro José Brun*







INTRODUÇÃO

Conforme Puente, Sanchotene e Silva (2001), as árvores definem e estruturam o espaço urbano e, por isso, plantar árvores é uma tarefa de grande responsabilidade. Mudas corretamente produzidas e plantadas serão mais facilmente conduzidas, resultando em indivíduos vigorosos e com condições de prosperar no meio urbano. Qualificar a produção de mudas e o plantio significa investir em conforto ambiental, conseqüentemente em qualidade de vida da população.

A arborização urbana compreende tanto espécies nativas como exóticas, de modo que, para o plantio nas áreas urbanas, principalmente em ruas, preferem-se árvores com as seguintes características (YAMAZOE; VILAS BÔAS, 2003):

- a) crescimento moderado;
- b) menos passíveis ao vandalismo;
- c) copa densa para proporcionar amplo sombreamento;
- d) floradas vistosas e duradouras; frutos atrativos à fauna;
- e) de pequenas dimensões, para não causar acidente em sua queda;
- f) sistema radicular pouco superficial, para não romper as calçadas.

Para que se obtenham estas características em árvores urbanas adultas, é necessária a produção de mudas ideais para esse ambiente, com as seguintes características (PAIVA; GONÇALVES, 2001; GONÇALVES et al., 2004):

- a) sistema radicular bem desenvolvido e embalagem adequada ao estágio de desenvolvimento da planta;
- b) volume do torrão adequado e isento de plantas daninhas;
- c) rusticidade;
- d) bom aspecto fitossanitário e nutricional;
- e) tronco retilíneo;

- f) copa bem formada;
- g) diâmetro mínimo à altura do peito $\geq 3,20\text{cm}$;
- h) altura total $\geq 2,00\text{m}$, isento de ramos laterais;
- i) altura de bifurcação em torno de $1,80\text{m}$;
- j) inserção de copa de preferência formada por 3 ramificações, num ângulo de 120° uma das outras;
- k) caule perpendicular em relação ao nível do solo.

Esses aspectos estão apresentados na Figura 1.

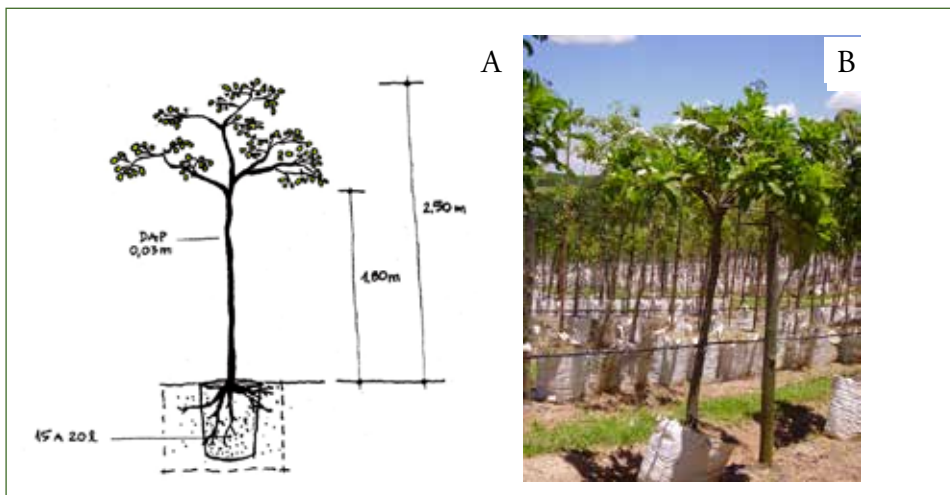


Figura 1 – A) Parâmetros técnicos para a produção de mudas de qualidade para arborização urbana; B) Muda de Jangada-do-campo (*Cordia superba*) para arborização urbana produzida dentro dos parâmetros técnicos em um viveiro comercial em Santo Antônio de Posse, SP

Fonte: Prefeitura Municipal de São Paulo (2005).

Para que se atinjam tais padrões técnicos, o tempo de viveiragem recomendado varia de três a cinco anos, dependendo da espécie. As mudas produzidas de tamanho pequeno ($<1,00\text{m}$) não são adequadas, pois pode ocorrer excessiva brotação lateral, obrigando a podas de condução, e dificilmente a copa irá se formar na altura conveniente. As mudas grandes (acima de $1,00\text{m}$) apresentam a vantagem de serem mais resistentes à depredação, com maior capacidade de brotação e copa formada na altura conveniente (SANTIAGO, 1980).

Conforme Gonçalves et al. (2004), o principal gargalo na produção de mudas de qualidade para o meio urbano é que os viveiristas desconhecem o

padrão técnico adequado para que sejam elas implantadas nas cidades, padrão esse que é muito confundido com os mesmos padrões para plantios em reflorestamentos, com mudas isentas de doenças e bem nutridas somente, sem levar em consideração a altura adequadas da muda (no mínimo de 2,00m), o que torna as plantas extremamente suscetíveis a vandalismos, devido a que os tecidos do caule apresentam-se frágeis a essas ações, o que implica uma perda muito alta dos plantios nestas condições.

Segundo Biondi, Leal e Cobalchini (2007), a formação de mudas inadequadas para as calçadas poderá levar a problemas futuros, não só com a estrutura urbana, mas com as próprias árvores. Os problemas mais comuns encontrados após o plantio nas ruas são: baixa percentagem de sobrevivência, devido ao tamanho pequeno e facilidade de depredação por vandalismo; e malformação das mudas pela falta de tratamentos culturais necessários no viveiro. O custo das mudas para arborização de ruas é alto, principalmente devido à sua permanência no viveiro por um longo período (acima de 2 anos). Porém, todo esse ônus pode ser compensado com o planejamento do local adequado e a produção de mudas com qualidade. Portanto, para que a arborização urbana tenha sucesso, é necessário um planejamento adequado: conscientizar a população sobre o valor das árvores presentes nas ruas, praças e jardins e, principalmente, plantar mudas de boa qualidade (PAIVA; GONÇALVES, 2001).

Devido à importância de se considerar critérios técnicos para a qualidade da infraestrutura e da instalação de viveiros de mudas para arborização urbana, este capítulo tem como objetivo apresentar tópicos relacionados a este tema, bem como, discutir informações quanto aos insumos necessários para a produção de mudas; à sequência de atividades nos viveiros de germinação e espera; e, ao controle de ervas daninhas, pragas e doenças nestes ambientes.

VIVEIROS DE PRODUÇÃO DE MUDAS E CRITÉRIOS PARA SUA IMPLANTAÇÃO

O viveiro de produção de mudas é uma área que se destina à produção, ao manejo e à proteção das mudas, até que elas tenham idade e tamanho suficientes para serem plantadas no local definitivo (praças, jardins, ruas, entre outros), resistindo às condições adversas do local de crescimento e apresentando um bom desenvolvimento (WENDLING et al., 2001).

Conforme Domingues (1987), as principais características dos viveiros destinados à produção de mudas para arborização urbana são: viveiros para a produção de plantas ornamentais nativas e exóticas, de autoecologia pouco estudadas; bibliografia escassa, fazendo com que o subsídio técnico seja

fornecido mais em função da experiência; apresentam uma maior variedade de espécies, com número menor de mudas por espécies; as mudas permanecem mais tempo no viveiro, havendo um período de crescimento, no qual ocorrem tratamentos culturais específicos; o viveiro é de caráter definitivo, exigindo instalações completas, possui a área de crescimento (talhões e caramanchões).

Em relação aos critérios para escolha do local de implantação do viveiro, deve-se levar em consideração (FRAGA, 2002):

- a) localização geográfica: o viveiro deve estar próximo de centros consumidores e com boas vias de acesso para facilitar o transporte e a comercialização;
- b) topografia ou declive do terreno: o terreno deve ter uma leve inclinação entre 2 a 5% para o escoamento da água, para que se evite a erosão. Terrenos muito inclinados devem ser terraceados em níveis para facilitar os trabalhos e evitar a erosão;
- c) solo: deve ser profundo, bem drenado, com boa fertilidade, rico em matéria orgânica, livre de plantas daninhas de difícil controle, de textura média;
- d) orientação: para uma maior insolação e proteção dos ventos é melhor o quadrante norte das elevações. As estufas devem ficar na direção dos ventos predominantes, principalmente onde há bastante luminosidade;
- e) água: o local deve permitir uma boa disponibilidade de água (com boa qualidade) que pode ser obtida através de pequenas represas (açudes), córregos, poços. Saliente-se que a água para irrigação deve ser analisada previamente, principalmente se provém de rios ou córregos em cujas imediações existam fábricas, indústrias, pois podem conter elevados teores de sódio ou metais pesados tóxicos para plantas (PAIVA; GOMES, 2000).

INFRAESTRUTURA PARA INSTALAÇÃO DO VIVEIRO DE MUDAS PARA ARBORIZAÇÃO URBANA

Os viveiros de mudas para arborização urbana são constituídos das seguintes áreas e infraestruturas básicas: área administrativa, área de germinação e rustificação inicial e área de espera (viveiro de espera), quebra-ventos e caminhos (primários e secundários).

ÁREA ADMINISTRATIVA

Corresponde a uma infraestrutura destinada a administração, cozinha, enfermaria de primeiros socorros, almoxarifado de uniformes e objetos pessoais dos funcionários e, em alguns casos, quando a permanência do funcionário seja necessária, deve ser locado junto a esta área um alojamento, como pode ser observado na Figura 2.



Figura 2 – Área administrativa (recepção) do viveiro Bioverde em Americana, SP
 Fonte: Brun (2009).

ÁREA DE GERMINAÇÃO E RUSTIFICAÇÃO INICIAL

Área destinada à germinação e desenvolvimento inicial das mudas até cerca de 12 meses, podendo ocorrer a troca de embalagens das mudas, passando de tubetes (desde 15 dias após a germinação) para embalagens plásticas de 1l, mantidas por um período na casa de sombra, após o período de rustificação inicial da muda, por cerca de 1 a 2 meses, dependendo da necessidade da planta. Quando a muda atinge 1m de altura, é transferida para as embalagens plásticas de 25l, quando é iniciado o tutoramento inicial da muda e também sua adaptação para transferência para o viveiro de espera, o que se dá quando a planta completa 1 ano de viveiragem. As infraestruturas básicas neste são: estufa de germinação, estufa de sombreamento e galpão de maquinário e produção de substrato (Figura 3).





Figura 3 – Infraestruturas básicas para área de germinação e rustificação inicial de mudas

Fonte: Brun (2009).

Nota: A) Estufa de germinação do viveiro Bioverde, Americana, SP; B) Estufas de sombreamento; C) Galpão de maquinário, produção de substrato e preparo de embalagens do viveiro do Setor de Arborização Urbana da Prefeitura Municipal de Maringá, PR; D) Área de rustificação inicial do viveiro Trees em Amparo, SP.

ÁREA DE ESPERA (VIVEIRO DE ESPERA)

Local destinado a completar o desenvolvimento da muda até seu plantio no meio urbano (por volta de 2 a 5 anos, dependendo da espécie). Nessa fase, a partir dos 18 meses, procede-se novamente a troca de embalagem de 25l para 100l, que pode ser de polietileno (*bags*), e também se fazem as primeiras podas para conformação da muda ao meio urbano e suas adversidades (Figura 4).



Figura 4 – Aspectos do viveiro de espera do viveiro Trees em Amparo, SP
Fonte: Brun (2009).

QUEBRA-VENTOS

Para a proteção do viveiro de ventos muito fortes, pode ser necessário um quebra-vento, que deve ser plantado em sentido perpendicular à direção do vento predominante. Deve-se optar pela escolha de espécies que alcancem grandes alturas, para maior eficiência, e que se obtenha uma barreira homogênea; no momento de plantio, deve-se evitar o plantio de forma muito espaçada ou muito apertada, mas deve ser uma barreira que permita a circulação do vento, e também não deve sombrear a área útil do viveiro (produção).

Para Paiva e Gonçalves (2001), na formação mais rápida do quebra-vento, podem ser adotadas operações como:

- a) selecionar espécies de rápido crescimento, por exemplo dos gêneros: *Eucalyptus*, *Pinus*, *Casuarina*, *Grevilea*, *Cupressus*, *Ficus*, entre outros;
- b) abertura de covas grandes para o plantio das mudas; adubação de arranque balanceada para bom crescimento;
- c) adubações de cobertura e irrigações frequentes.

Na Figura 5, apresenta-se um quebra-vento de *Ficus benjamina* em um viveiro de produção de mudas para arborização urbana.



Figura 5 – Quebra-vento de *Ficus benjamina* em viveiro de mudas de arborização urbana em Amparo, SP

Fonte: Brun (2009).

CAMINHOS

Possibilitam a mobilidade e realização das atividades internas, como transporte de mudas, controle de pragas e doenças, adubações, manutenção do sistema de irrigação e expedição de mudas, geralmente ocupam de 30 a 40% da área do viveiro e podem ser de dois tipos, conforme Fraga (2002):

- a) caminhos primários ou principais: com 5 a 6m de largura para a circulação de veículos grandes;
- b) caminhos secundários: com 3 a 4m para a circulação de áreas mais restritas do viveiro, como no viveiro de espera por exemplo, ou de 1,50 a 2,50m em áreas de rustificação de mudas após o período da estufa de sombreamento.

Na Figura 6, apresentam-se exemplos de diferentes tipos de caminhos secundários.



Figura 6 – Exemplos de caminhos secundários em viveiros para a produção de mudas para arborização urbana

Fonte: Brun (2009).

Nota: A) caminho secundário concretado em área de rustificação inicial em um viveiro comercial em Americana, SP; B) caminho secundário em uma área de espera em um viveiro comercial em Amparo, SP.

Na Figura 7 apresenta-se um croqui com as infraestruturas básicas para a implantação de um viveiro para a produção de mudas com finalidade de arborização urbana.

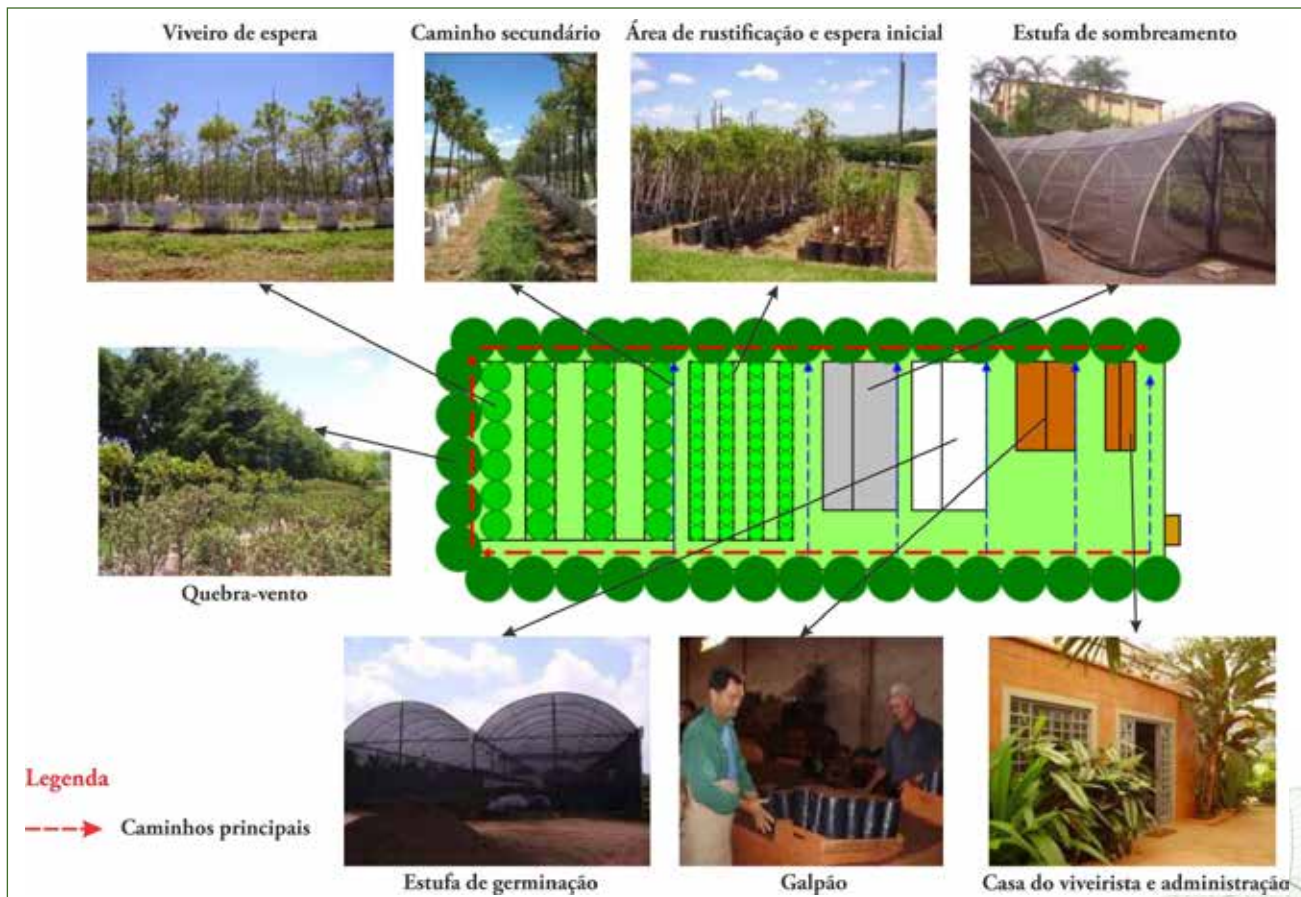


Figura 7 – Infraestruturas básicas de um viveiro para produção de mudas para arborização urbana

Fonte: Autoria própria (2016).

INSUMOS NECESSÁRIOS PARA A PRODUÇÃO DE MUDAS PARA ARBORIZAÇÃO URBANA

SEMENTES

O método mais importante de propagação e produção de mudas para arborização urbana é por via sexuada, ou seja, por sementes; em geral, a propagação por sementes pode ser feita em canteiros, sementeiras ou diretamente em recipientes individuais, variando em função da espécie a ser produzida (MACHADO, 2009).

As sementes, se for o caso, devem ser adquiridas de produtores idôneos, de modo a garantir a qualidade, a sanidade e o vigor necessários para um bom desempenho na fase de produção de mudas. Caso o proprietário do viveiro opte por coletar as sementes de que precisa, deve dar preferência às provenientes de árvores adultas, bem produtivas e com copa definida para espécie, com inserção regular de ramos (CRESTANA et al., 2007). Para Maixner (1985), a produção de mudas de árvores deve partir da escolha das plantas matrizes, pois as sementes transmitem aos descendentes características que desejamos em maior ou menor grau.

Seleção de Árvores Matrizes Urbanas

Senna e Gariglio (1998) colocam que árvores matrizes são aquelas que apresentam características genéticas superiores em relação às demais, sendo provável que estas também repassem aos seus descendentes, através das sementes, tais características. Segundo Schumacher, Hoppe e Farias (2002), as características básicas para uma árvore ser classificada com matriz são as seguintes:

- a) bom crescimento: devem apresentar um crescimento uniforme e boa produtividade (boa produção de frutos e sementes);
- b) forma do tronco: deve ser reto, cilíndrico e sem bifurcação. São desconsideradas as árvores com tronco tortuoso e bifurcado (normalmente as espécies frutíferas nativas apresentam formas variadas, devendo-se coletar sempre dos melhores exemplares);
- c) forma da copa: refere-se à copa bem formada, bem distribuída e proporcional à altura da árvore, com boa exposição ao sol para favorecer a produção de sementes;
- d) produção de sementes: referendada pelo tamanho da copa e sua exposição à luz, que causa grande florescimento que poderá tornar a árvore grande produtora de sementes;
- e) livre de doenças e pragas: as árvores matrizes devem estar com boa sanidade, livres de doenças como fungos, pragas e principalmente parasitas, como a erva-de-passarinho.

Para que se obtenham essas ou maioria dessas qualidades reunidas nos indivíduos componentes da arborização urbana, é necessária a constante seleção de exemplares no meio urbano, através de árvores matrizes nestas áreas, a fim de produzir mudas geneticamente aptas ao ambiente adverso, principalmente a resistência à poluição atmosférica ocasionada pelo trânsito de veículos automotores (BARBOSA et al., 2005).

Outro fator que deve ser observado na seleção de matrizes para a coleta de sementes, é uma distância não muito grande entre plantas da mesma espécie, e também evitar a seleção de matrizes distantes da região onde as mudas serão plantadas, pelo risco de perdas na fase de aclimação (adaptação) ao novo local de desenvolvimento (WENDLING; PAIVA; GONÇALVES, 2005).

Conforme Yamamoto et al. (2007), esses aspectos constituem o principal gargalo para a seleção de árvores matrizes urbanas, pois nesse meio a variabilidade genética é baixa, tornando as populações de árvores vulneráveis à infestação de pragas e doenças, uma vez que as informações sobre a procedência das árvores da arborização de cidades são praticamente inexistentes, e a prática da coleta de sementes por viveiristas em árvores isoladas ou pequenos grupos de árvores (praças ou parques) é muito comum, aumentando as chances de erosão genética destas árvores por cruzamentos aparentados ou de autofecundação.

O número mínimo para a seleção de árvores matrizes recomendado para conservação genética de árvores em florestas naturais apresenta-se em 20 árvores (VIEIRA et al., 2001), porém no meio urbano, pelas condições de isolamento e cruzamentos aparentados, têm-se estipulado números mais elevados, mas tendo como parâmetro fixo de coleta de 50 sementes por árvore selecionada, como pode ser observado na Tabela 1.

Tabela 1 – Número mínimo para a seleção de árvores-matrizes urbanas para conservação genética de algumas espécies implantadas na arborização viária

Espécie	Número mínimo de árvores matrizes	Referência
Sibipiruna (<i>Caesalpinia pluviosa</i>)	50 árvores por espécie	Piracicaba, SP Yamamoto et al. (2007)
Ipê-de-El Salvador (<i>Handroanthus penthaphylus</i>)		
Ipê-branco (<i>Handroanthus roseoalbus</i>)	24 árvores	Maringá, PR Pujals et al. (2009)

Fonte: Autoria própria (2016).

Para Nogueira (2002), a produção de sementes de alta qualidade é a base para qualquer programa de produção de mudas; portanto, é importante que se observe a época de colheita, que varia em função da espécie, do ano e de árvore para árvore. Disso decorre a necessidade de se observar a fenofase de frutos, primordialmente quanto a sua maturação, para se estabelecer o momento ideal da colheita dos frutos.

Biondi e Reismann (1997) relatam que fatores como ocorrência de eventos fenológicos como a frutificação, eventos climáticos (insolação e duração do dia) e efeitos externos, como a iluminação pública, influenciam no aumento do período de duração da fenofase de floração, por induzir o alongamento do fotoperíodo diário da planta, que, por sua vez, faz com que a mesma dirija suas reservas para a produção de frutos (fenofase de frutificação), reduzindo a sua produção de área foliar e, por consequência, seu vigor em detrimento da reprodução.

Nesse contexto, é relevante o estudo do comportamento fenológico e a influência dos fatores climáticos nas espécies arbóreas em áreas urbanas, para que se possa inferir sobre as espécies que melhor se adaptam e apresentam maior vigor, com possibilidade para a obtenção futura de mudas provenientes de árvores porta-sementes da própria composição paisagística da arborização, conseqüentemente resultando em um efeito eco-paisagístico mais apropriado e vigoroso dos espécimes e garantindo o conforto ambiental apropriado à população pelos inúmeros benefícios advindos dos indivíduos arbóreos no meio urbano.

Coleta ou Colheita de Sementes

A coleta ou colheita de sementes consiste na retirada dos frutos das árvores para posterior beneficiamento e propagação (KELLING, 2003). No meio urbano as principais formas para coletas de sementes são basicamente a coleta direta da árvore ou coleta de frutos no solo, que são técnicas que consistem em (FOWLER; MARTINS, 2001):

- a) coleta direta da árvore: empregada quando os frutos são muito pequenos e leves, portanto facilmente levados pelo vento, como tipuana, ácer ou paineira, e quando os frutos são deiscentes com sementes muito pequenas ou leves que se abrem quando ainda estão na árvore e se perderiam no chão ou seriam levadas pelo vento, como o cedro (*Cedrela fissilis*), casuarina (*Casuarina equisetifolia*), ciprestes (*Cupressus* sp.), jequitibá (*Cariniana strellensis*), peroba (*Aspidosperma polyneuron*), jacarandá-da-bahia (*Dalbergia nigra*), entre outros. A coleta direta da árvore é mais trabalhosa e exige funcionários especializados para escalada na árvore, onde o coletor deve alcançar os frutos produzidos em locais de maior abundância na copa, empregando cordas, cinturões de segurança e esporas apropriadas, o uso das **chumbadas** com cordéis também pode ser usado, mas somente em locais de pouco trânsito de pedestres para evitar acidentes;
- b) coleta de frutos no solo: aconselhada para espécies de frutos grandes que não são disseminados pelo vento e que caem no solo, devendo ser iniciada tão logo se note que a queda se tornou abundante, podendo apressá-la sacudindo-se o tronco. Para maior facilidade de coleta podem ser utilizadas lonas, peneiras

ou limpeza no entorno da árvore para facilitar a visualização dos frutos ou sementes. Podem ser colhidos por este método: jatobá (*Hymenaea coubaril*), chichá (*Sterculia chicha*), magnólia amarela (*Michaelia champaca*), magnólia branca (*Magnolia grandiflora*), pau-ferro (*Caesalpinia férrea*), sibipiruna (*Caesalpinia pluviosa*), pacová-de-macaco (*Swartzia langsdorffi*), aldrago (*Pterocarpus violaceus*), cerejeira-do-rio grande (*Eugenia involucrata*), pata-de-vaca (*Bauhinia* sp.), entre outros.

Beneficiamento e Armazenamento de Sementes

O beneficiamento de sementes é constituído basicamente por duas fases: secagem dos frutos e extração das sementes. A secagem dos frutos é empregada para a extração das sementes do interior dos mesmos e posteriormente, para a redução do conteúdo de umidade das sementes a teor adequado ao seu acondicionamento. Conforme Silva, Figliolia e Aguiar (1993) os principais métodos de secagem de frutos são:

- a) secagem natural: secagem através do calor do sol e com a ventilação da movimentação natural do ar, onde os frutos são espalhados em camadas pouco espessas sobre terreiros cimentados, lonas ou bandejas durante o dia e à noite são recolhidos ou cobertos com lonas ou transportados para um galpão ou área protegida, para evitar o orvalho ou chuvas, caso ocorram. O tempo em que os frutos e sementes permanecem expostos ao sol varia de acordo com as condições climáticas locais e com o teor de umidade inicial dos frutos e das sementes;
- b) secagem artificial: consiste na secagem de sementes com emprego de estufas, portanto não dependendo das condições climáticas, como no método de secagem natural. A temperatura de secagem depende da espécie e do teor de umidade inicial dos frutos, variando entre 30° a 40° C, sendo que o período de secagem dependerá do teor de umidade. Para a extração das sementes, a fase final de secagem dos frutos deiscentes pode ser considerada como sendo o momento em que os frutos se abrem, liberando naturalmente as mesmas. Para outros frutos, seria a partir do instante em que é possível a extração manual.

A extração de sementes consiste na retirada das sementes do interior dos frutos, o método a ser empregado depende basicamente do tipo de fruto, sendo que se deve optar pelo método que garanta sementes de alta qualidade, preservando-se sua integridade física, sanitária e fisiológica (NOGUEIRA; MEDEIROS, 2007).

Davide e Silva (2008) ressaltam que o beneficiamento de sementes de espécies florestais é essencialmente manual, devido ao grande número de espécies e à diversidade das mesmas, o que acarreta dificuldade em padronizar as técnicas adequadas de beneficiamento para cada espécie, assim os principais

métodos utilizados são a **secagem**, **abertura forçada**, **fermentação**, **maceração** e **lavagem**, que apresentam as seguintes características:

- a) beneficiamento de sementes de frutos carnosos: macera-se os frutos sobre peneiras em água corrente, separando-se os resíduos dos frutos das sementes, estas permanecem na peneira e os resíduos dos frutos são eliminados junto com a água corrente. A fermentação dos frutos carnosos em água pode contribuir para a separação da polpa das sementes;
- b) beneficiamento de sementes de frutos secos deiscentes: indicado para sementes que estão dentro dos frutos que se abrem naturalmente (deiscentes), consiste em duas etapas: **secagem** e **agitação/bateção**. A secagem como anteriormente ressaltada pode ser feita de forma natural ou artificial por estufas, e após esta fase é realizada a agitação, que permite a separação completa das sementes de partes do fruto;
- c) beneficiamento de sementes de frutos secos indeiscentes: é indicado para sementes que estão dentro dos frutos secos fibrosos que não se abrem naturalmente, onde há necessidade do uso de ferramentas como martelo, facão, tesoura de poda para a abertura do fruto e extração das sementes, portanto pelo método de abertura forçada, para a realização deste procedimento é importante realizar uma secagem dos frutos e na liberação das sementes.

Após a secagem e beneficiamento das sementes, deve-se proceder o armazenamento adequado destas sementes devido as seguintes razões (KELLING, 2003):

- a) normalmente há um período de tempo entre a colheita da semente e o plantio subsequente, durante o qual a semente precisa ser armazenada;
- b) necessidade de manter a qualidade fisiológica da semente através da minimização da velocidade de deterioração;
- c) suprir deficiência de sementes de um ano para outro, principalmente das espécies nativas que apresentam ciclicidade de produção, caracterizada por um ano de alta produção, seguido de um ou dois de baixa produção.

Em relação a este comportamento, Davide e Silva (2008) citam que existem três grupos de sementes:

- a) sementes ortodoxas: toleram a secagem (3 a 5% de umidade) e armazenamento a baixas temperaturas (-20°C) sem perder a viabilidade;
- b) sementes intermediárias: toleram a secagem até certo ponto (10 a 12% de umidade) e perdem a viabilidade quando armazenadas a baixas temperaturas. Estas sementes apresentam uma viabilidade média de 1 ano;
- c) sementes recalcitrantes: são sementes que **não** toleram a secagem e armazenamento em baixas temperaturas. Se nessas condições, perdem a viabilidade rapidamente.

Com base nas características destes grupos de sementes, são recomendadas as seguintes formas de armazenamento (FLORIANO, 2004a):

- a) armazenamento seco com baixa temperatura: este tipo de ambiente é adequado armazenar sementes ortodoxas. Obtém-se através de câmaras frias e desumidificadores. A temperatura de armazenamento é mantida entre 10 e 20°C para espécies ortodoxas tropicais, com a umidade relativa do ar em torno de 45%;
- b) armazenamento úmido com baixa temperatura: é utilizado para conservar sementes recalcitrantes que necessitam de ambiente úmido. Obtém-se através de câmaras frigoríficas ou refrigeradores, com temperatura entre 7 e 17°C para as recalcitrantes tropicais e umidade relativa de 98-99%, sendo que a maioria das recalcitrantes necessita de boa aeração;
- c) armazenamento em condição ambiente: usa-se para sementes de espécies de tegumento duro, como a acácia-imperial, o flamboyant e outras. É necessário o uso de embalagens adequadas, preferencialmente semipermeáveis ou impermeáveis, dependendo da sensibilidade da espécie à desidratação, é recomendado para um curto período de tempo.

Além destas formas tradicionais de armazenamento de sementes, Machado (2009) cita que o armazenamento de sementes de outras ou destinadas a regiões climáticas diferentes deve ser composto, além de alguma destas técnicas, empregar embalagens especiais como sacos plásticos contendo em seu interior esfagno ou musgo de floricultura umedecido para que se evite o ressecamento.

Portanto, o sucesso para se armazenar sementes objetivando manter a qualidade fisiológica depende da longevidade das sementes das espécies que estão sendo armazenadas, e principalmente do comportamento destas em relação aos limites tolerados de perda de água.

Quebra de Dormência de Sementes

Algumas espécies florestais apresentam dificuldades para a produção de mudas, pela produção de um número reduzido de sementes ou presença de dormência. A dormência em sementes é uma estratégia reprodutiva associada às plantas que se regeneram naturalmente a partir do banco de sementes do solo ou àquelas que precisam conservar a sua viabilidade até que condições propícias à germinação ocorram (SILVA; CARPANEZZI; LAVORANTI, 2006).

Conforme Floriano (2004b), a dormência em sementes florestais pode ser:

- a) dormência tegumentar ou exógena: é devida à impermeabilidade do tegumento à água ou gases;

- b) dormência embrionária ou endógena: é relacionada à imaturidade do embrião, ou à inibição fisiológica que o impede de se desenvolver;
- c) dupla dormência ou combinada: há espécies que desenvolvem mecanismos complexos, nos quais cada uma das partes do eixo embrionário da semente apresenta uma diferente intensidade de dormência; em alguns casos, a radícula se desenvolve e o epicótilo não, ao que se denomina de dormência epicotelia; noutras, a radícula apresenta alguma dormência, porém menos intensa que a do epicótilo.

Visando a superação dos diferentes tipos de dormência apresentadas por algumas espécies arbóreas e o aumento da germinação, no Quadro 1 são apresentados os principais métodos empregados para a superação da dormência de sementes.

Tipo de dormência	Método de superação a ser empregado
Dormência exógena ou tegumentar	Escarificação ácida Escarificação mecânica
	Imersão em água: a) imersão em água quente; b) imersão em água fria.
Dormência embrionária ou endógena	Estratificação a frio Estratificação a quente e frio

Quadro 1 – Métodos empregados na superação da dormência de espécies arbóreas, visando à produção de mudas

Fonte: Fowler e Bianchetti (2000).

No caso da dupla dormência recomenda-se submeter a semente inicialmente ao tratamento de superação da dormência tegumentar, e a seguir, para superar a dormência embrionária, sendo que em alguns casos somente a estratificação à frio é suficiente (FOWLER; BIANCHETTI, 2000), com o uso de sementeiras como pode ser observado na Figura 8. O Quadro 2, apresenta informações sobre algumas das principais espécies arbóreas empregadas na arborização urbana e informações a respeito da coleta, beneficiamento, armazenamento, dormência e germinação de suas sementes.



Figura 8 – Quebra da dormência embrionária de Jatobá (*Hymenea coubaril*) em sementeiras em um viveiro comercial de Americana, SP

Fonte: Brun (2009).



Nome popular	Nome científico	Período de coleta de sementes	Local de coleta	Beneficiamento	Quebra de dormência	Germinação	Comportamento quanto à dessecação e ao armazenamento	Referências
Acácia-imperial ou Chuva-de-ouro	<i>Cassia fistula</i>	Fev - Mar	Na árvore	Pré-secagem dos frutos, com abertura forçada com facão.	Escarificação mecânica no lado da semente	-	-	Fowler e Bianchetti (2000); Kelling (2003)
Alecrim-de-campinas	<i>Holocalyx balansae</i>	Dez - Fev	No chão	-	-	Alta	-	Lorenzi (1992)
Araçá	<i>Psidium sp.</i>	Fev - Mar	No chão ou na árvore	Macerar os frutos sob água corrente de modo a separar as sementes dos resíduos. Secar as sementes à sombra, em local ventilado	-	Baixa	Ortodoxo	Davide e Silva (2008)
Açóita-cavalo	<i>Luehea divaricata</i>	Mai - Jul	Na árvore	Deixar o fruto no sol para abertura, em seguida retirar as sementes.	Escarificação manual	-	-	Kelling (2003)
Cedro	<i>Cedrela fissilis</i>	Jul - Ago	Na árvore	Secar os frutos ao sol e retirar asas.	-	-	Ortodoxo	Davide e Silva (2008)
Chuva-de-ouro	<i>Senna macranthera</i>	Jul - Ago	Na árvore	Secar as vagens ao sol, bater ou quebrar com martelo de borracha e remover os resíduos em peneira, a seco.	Ferver água, desligar o fogo, colocar as sementes por 24h	Após o tratamento de quebra de dormência a germinação é alta	Ortodoxo	Davide e Silva (2008)
Eritrina-mulungú	<i>Erythrina verna</i>	Set - Out	Na árvore	Secagem dos frutos até a deiscência	-	Alta	Ortodoxo	Davide e Silva (2008)

Nome popular	Nome científico	Período de coleta de sementes	Local de coleta	Beneficiamento	Quebra de dormência	Germinação	Comportamento quanto à dessecação e ao armazenamento	Referências
Escumilha ou Resedá-graúdo	<i>Lagestroemia speciosa</i>	Ago - Out	Na árvore	Secar os frutos ao sol até a deiscência e remover as sementes	-	-	Ortodoxo	Davide e Silva (2008)
Cinamomo ou Santa Bárbara	<i>Melia azedarach</i>	Abr - Ago	Na árvore	Deixar os frutos imersos em água por 48h, em seguida macerá-los em peneira sob água corrente, de modo a separar as sementes dos resíduos. Secar as sementes à sombra, em local ventilado.	-	Alta	Ortodoxo	Davide e Silva (2008)
Ipês	<i>Handroanthus sp.</i>	Set - Dez	Na árvore	Secar os frutos ao sol até a deiscência e remover as sementes	-	Alta	Ortodoxo	Davide e Silva (2008)
Jacarandá-mimoso	<i>Jacaranda mimosaeifolia</i>	Jun - Out	Na árvore	Secar os frutos ao sol e abertura forçada dos mesmos	-	-	Ortodoxo	Davide e Silva (2008)
Ingá-vera ou Ingá-ferradura	<i>Inga vera</i>	Dez - Fev	Na árvore	Abertura manual de frutos e lavagem das sementes sem secagem	-	Alta	Recalcitrante	Davide e Silva (2008)
Magnólia-branca ou Baguaçú	<i>Magnolia grandiflora</i>	Jul - Ago	Na árvore	Secar os frutos na sombra até a abertura; remover as sementes e deixá-las por 24h imersas em água e lavar em peneira. Secar à sombra em local ventilado	Imersão das sementes por 48h.	Lenta	Recalcitrante	Davide e Silva (2008)
Mirindiba-rosa	<i>Lafoensia glyptocarpa</i>	Set - Nov	Na árvore	Secar os frutos ao sol até a deiscência e remover as sementes	-	Média	Ortodoxo	Davide e Silva (2008)

Nome popular	Nome científico	Período de coleta de sementes	Local de coleta	Beneficiamento	Quebra de dormência	Germinação	Comportamento quanto à dessecação e ao armazenamento	Referências
Monguba	<i>Pachira aquática</i>	Abr - Jun	Na árvore	Secar os frutos ao sol até a deiscência e remover as sementes	-	Média	Ortodoxo	Lorenzi (1992)
Pata-de-vaca	<i>Bauhinia forficata</i>	Jul - Ago	No chão ou na árvore	Expôr os frutos ao sol até a abertura e liberação das sementes	-	-	Ortodoxo	Davide e Silva (2008)
Pau-ferro ou Jucá	<i>Caesalpinia ferrea</i>	Jul - Set	Na árvore ou no chão	Secar os frutos ao sol até a deiscência e facilitar o quebramento das vantagens com martelo para a liberação das sementes	Escarificação mecânica por 3 segundos	-	Ortodoxo	Lorenzi (1992); Fowler e Bianchetti (2000)
Peroba-rosa	<i>Aspidosperma polyneuron</i>	Ago - Out	Na árvore	Deixar o fruto no sol para abertura, e retirar as sementes.	-	-	Ortodoxo	Davide e Silva (2008)
Pitanga	<i>Eugenia uniflora</i>	Ago - Set	Na árvore	Deixar os frutos imersos em água por 24h e em seguida macerá-los em peneira sob água corrente, para separar as sementes dos resíduos.	-	-	Recalcitrante	Davide e Silva (2008)
Quaresmeira	<i>Tibouchina granulosa</i>	Jul - Set	Na árvore	Secar os frutos ao sol até a deiscência e remover as sementes	-	Alta	Ortodoxo	Davide e Silva (2008)
Sibiruna	<i>Caesalpinia pluviosa</i>	Ago - Out	Na árvore ou no chão	Secar os frutos ao sol até a deiscência	-	Média	Ortodoxo	Lorenzi (1992)

Quadro 2 – Informações sobre algumas espécies empregadas na arborização urbana em relação à coleta, beneficiamento, armazenamento, dormência e germinação de sementes, com base em resultados de pesquisas realizadas

Fonte: Autoria própria (2016).

SUBSTRATOS

Substrato é o material em que as sementes são plantadas ou simplesmente as plantas crescem e se desenvolvem e que exerce função semelhante à do solo, ou seja, dar sustentação à planta, fornecer água, nutrientes e O₂.

Conforme Wendling e Gatto (2002), as principais características ou propriedades essenciais são:

- a) boa uniformidade em sua composição;
- b) baixa densidade;
- c) boa capacidade de absorver (mesmo quando muito seco) e reter água e de fornecer os nutrientes às plantas;
- d) boa porosidade, de modo a permitir a drenagem do excesso de água durante as irrigações e chuvas, mantendo adequada aeração;
- e) isenção de substâncias tóxicas, pragas, organismos patogênicos e sementes de plantas indesejáveis;
- f) facilidade de ser trabalhado no viveiro (peneirado, misturado, colocado nos recipientes) a qualquer tempo;
- g) abundância e viabilidade econômica;
- h) boa homogeneidade, com características, ou propriedades físicas e químicas pouco variáveis de lote para lote;
- i) formação de torrões que não se desintegram facilmente na hora de retirada da embalagem e do plantio (bem agregados).

As técnicas mais recentes de produção de mudas vegetais empregam diferentes tamanhos e tipos de recipientes, conforme a etapa produtiva. Por estar confinado a um volume limitado, as propriedades ideais do substrato podem variar conforme o tipo e dimensões do recipiente no qual se encontra. É o tamanho do recipiente, especialmente sua altura, que define as propriedades a serem buscadas no substrato. Portanto, como regra geral, pode-se afirmar que o tamanho da planta define as dimensões do recipiente, enquanto a altura deste determina o tipo de substrato necessário (KÄMPF, 2006).

Na Figura 9, apresentam-se os principais tipos de substratos empregados nas diferentes fases de produção de mudas para arborização urbana.

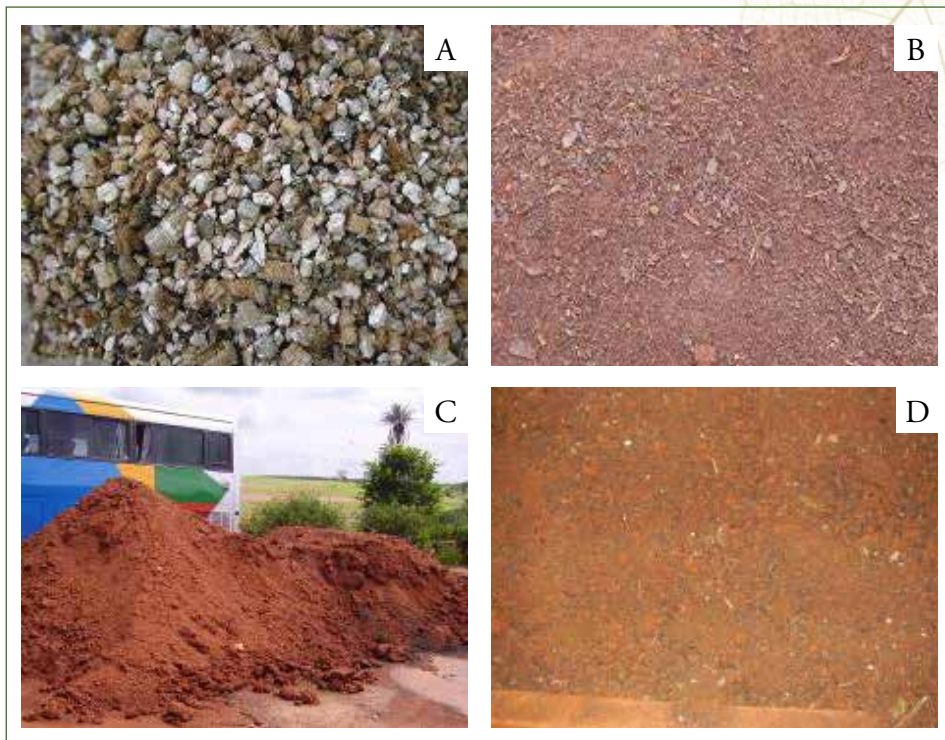


Figura 9 – Alguns substratos empregados na produção de mudas para arborização urbana

Fonte: Brun (2009).

Nota: A) Vermiculita; B) fibra de casca de coco com terra de subsolo empregado em viveiro comercial em Amparo, SP; C) terra de subsolo com casca de arroz carbonizada empregado em viveiro comercial em Amparo, SP; D) terra de subsolo com composto de resíduo de varrição no Viveiro Municipal de Maringá, PR.

Diante da diversidade de substratos e plantas, não há praticamente um substrato perfeito para todas as condições e espécies; é sempre preferível usar componentes de um substrato na forma de mistura, visto que os mesmos apresentam características desejáveis e indesejáveis à planta, quando usados isoladamente (WENDLING; GATTO, 2002). Para a produção de mudas para arborização urbana, os principais tipos de substratos empregados são:

- a) vermiculita: principal substrato usado durante o período inicial de produção, ou seja, de germinação, na fase de embalagem de tubete. A vermiculita é um mineral de estrutura variável, constituído de lâminas ou camadas justapostas de sílica, ferro e magnésio, sendo altamente expansiva, o que a torna um ótimo condicionador do solo, pois retém e disponibiliza água para planta em curtos períodos de estiagem. Porém este tipo de substrato é praticamente inerte, sendo necessário o emprego de adubações periódicas (PAIVA; GOMES, 2000);
- b) terra de subsolo: o principal substrato empregado após a fase de germinação, ou seja, a partir da transferência das mudas de tubetes para embalagens plásticas,

pois este tipo de substrato garante a adaptação da muda às condições reais de plantio e maior sustentação e desenvolvimento das raízes durante o período de viveiro de espera. Conforme Paiva e Gonçalves (2001), para o emprego da terra de subsolo como substrato, deve-se dar preferência aos solos de textura arenosa-argilosa, pois apresentam boa agregação, permitem boa drenagem da água, não apresentam problemas para o desenvolvimento das raízes, possuem boa capacidade de reter umidade e apresentam coesão necessária para a agregação do sistema radicular. Porém, no caso das mudas para arborização urbana, pelo seu longo período de permanência no viveiro, deve-se optar pela mistura deste substrato com esterco bovino ou composto orgânico, na proporção de duas partes de terra e uma parte de material orgânico;

- c) composto orgânico: na produção de mudas para arborização urbana, o mesmo apresenta-se como mistura juntamente com a terra de subsolo, como forma complementar de melhoria de características físico-químicas da terra de subsolo, sendo empregado na fase transferência da muda para embalagem plástica de viveiro de espera.

Material resultante da decomposição de resíduos vegetais ou animais, com alta capacidade de retenção de água e nutrientes e composição variada, sendo recomendável fazer uma análise laboratorial do composto antes de seu uso (FRAGA, 2002).

Outro fator importante a se observar em relação ao composto orgânico seria o teor de nitrogênio (N), uma vez que este elemento determina a velocidade de decomposição e liberação de nutrientes para a muda, de modo que um material com menos de 1% de N terá uma decomposição extremamente lenta, enquanto um material com teor maior que 2% de N terá uma decomposição rápida, com possibilidade de perda de N para a atmosfera. Portanto, a decomposição será rápida ou lenta conforme a relação C/N (carbono/nitrogênio) seja maior ou menor que 24 (PAIVA; GOMES, 2000).

Na Tabela 2, apresenta-se a composição de alguns materiais orgânicos empregados no preparo de composto orgânico para a produção de mudas.

Com base no emprego do composto orgânico na formulação de substratos para a produção de espécies com potencial para a arborização urbana, cabe citar Caldeira et al. (2008) que, avaliando substratos para as espécies *Inga sessilis* (Ingá) e *Tabebuia impetiginosa* (Ipê-roxo), usando a combinação de 25% de resíduos de algodão + 25% de casca de arroz carbonizada + 25% de argila + 25% de esterco bovino, garantiram um incremento de 0,40mm de diâmetro do colo para Ingá e 0,10mm de diâmetro do colo para o Ipê-roxo em relação ao substrato comercial, valores que representam um ganho principalmente econômico, pois os referidos materiais são de fácil acesso e custo zero ao produtor em relação ao substrato comercial, além de reduzirem o tempo de viveiragem.

Tabela 2 – Composição de alguns materiais orgânicos empregados no preparo de composto orgânico para a produção de mudas

Material	MO	C/N	N%	P ₂ O ₅	K ₂ O
Bagaço-de-cana	96,10	37/1	1,10	0,20	0,90
Casca de semente de algodão	95,90	78/1	0,60	0,00	1,20
Casca de arroz	54,40	39/1	0,70	0,50	0,40
Esterco de gado	62,10	18/1	1,90	1,00	1,60
Esterco de galinha	54,00	10/1	3,00	4,70	1,80
Serragem	93,40	865/1	0,00	0,00	0,00
Torta de usina de açúcar	78,70	20/1	2,10	2,30	1,20

Fonte: Paiva e Gomes (2000).

Nota: MO: Matéria orgânica.

Entre os materiais usados como substrato para a produção de mudas, que cabem ser destacados, encontram-se a casca de arroz carbonizada, obtida pela carbonização da casca de arroz em chapas, chão ou lata até formar carvão. Apresenta como características: material leve, arejado, bem drenado, porém deficiente em nutrientes e pouco estruturado; por isso deve ser usado sempre na forma de mistura com outros materiais (FRAGA, 2002).

Também o composto de resíduos sólidos urbanos é de grande destaque na produção de mudas florestais. No entanto, devido às variações em sua composição, a qualidade deste composto pode ser muito variável de local para local e de lote para lote, sendo necessárias análises laboratoriais para verificar a sua qualidade, como a presença de metais pesados e outros contaminantes (PAIVA; GOMES, 2000).

Faustino et al. (2005), estudando o emprego de lodo de esgoto higienizado para a produção de mudas de *Senna siamea* para fins de arborização urbana, verificaram que o emprego do biossólido de esgoto em percentuais de 50% e 25% lodo + 25% fibra de coco garantiram um ganho em altura da muda de 38,10% em relação ao substrato comercial, devido principalmente à grande quantidade de matéria orgânica contida nesse material, além da boa formação do sistema radicular e melhor balanço nutricional e, por fim, a redução do tempo de viveiragem.

RECIPIENTES

Os recipientes para a produção de mudas são embalagens que visam acondicionar o substrato e também servir como direcionador para o desenvolvimento do sistema radicular da muda.

Conforme Carneiro (1995), as principais funções dos recipientes para a produção de mudas são:

- a) biológica: propicia o suporte e nutrição das mudas, protege as raízes de danos mecânicos e da desidratação, molda-as em forma favorável para o desenvolvimento da planta, e maximiza a taxa de sobrevivência e crescimento inicial após o plantio;
- b) operacional: facilitando o manuseio no viveiro e no plantio.

O dimensionamento do recipiente para a produção de mudas depende exclusivamente do ritmo de crescimento de cada espécie produzida, do clima e do substrato empregado no processo (VIANA et al., 2008). Em especial para arborização urbana, o emprego de recipientes de grandes volumes se faz necessário para garantir a plena conformação do sistema radicular e também o longo tempo de viveiragem requerido.

Os principais tipos de recipientes empregados no processo de produção de mudas para arborização urbana são: os tubetes (fase de germinação) e os sacos e vasos plásticos (empregados nas demais fases do processo).

Na Figura 10, apresentam-se os diferentes recipientes empregados no processo de produção de mudas para arborização urbana.

Segundo Paiva e Gomes (2000), a grande preferência pelo emprego do saco plástico para a produção de mudas para arborização urbana se deve ao longo período de viveiragem, que requer recipientes de grandes dimensões, e este tipo de embalagem apresenta maior disponibilidade de tamanhos e baixo custo.

Porém, os autores ressaltam que esse tipo de recipiente apresenta algumas desvantagens, como enovelamento de raízes, utilização de grandes áreas no viveiro, alto custo no transporte das mudas para a área de plantio definitivo (por causa do volume e do peso) e baixo rendimento na operação de plantio (em razão da necessidade de retirar a embalagem).





Figura 10 – Diferentes tipos de embalagens empregadas durante o processo de produção de mudas para arborização urbana

Fonte: Brun (2010).

Nota: A) Tubetes de polietileno com capacidade de 250cm³; B) Embalagem plástica de polietileno com capacidade de 2l; C) Embalagem plástica de polietileno de 25l; D) Embalagem de polipropileno de 100l.

SEQUÊNCIA DE ATIVIDADES NOS VIVEIROS DE GERMINAÇÃO E ESPERA

IRRIGAÇÃO

A irrigação no viveiro é uma prática importante para o sucesso na produção de mudas de boa qualidade e em tempo reduzido. Assim, a escolha do sistema de irrigação deve ser feita em função da disponibilidade de água de boa qualidade, bem como a operacionalização de todas as atividades ligadas aos sistemas de irrigação, para que se consiga um bom controle do fornecimento de água às plantas (WENDLING; GATTO, 2002).

Em relação ao sistema de irrigação durante a produção de mudas para arborização urbana, o mesmo é formado por dois tipos de sistemas:

- a) sistema de aspersão: durante a fase de germinação na estufa (microaspersão) e de rustificação inicial no viveiro de espera;

b) gotejamento: na fase final de viveiro de espera. O emprego do gotejamento nessa fase final visa evitar a compactação excessiva do substrato na embalagem (*bag*).

Na Figura 11, apresentam-se os dois tipos de sistemas de irrigação empregados na fase de viveiragem de espera.



Figura 11 – Exemplos dos diferentes sistemas de irrigação usados na produção de mudas para arborização

Fonte: Brun (2010).

Nota: A) Irrigação por aspersão no viveiro de espera inicial; B) Detalhe da irrigação por gotejamento empregada na fase de produção final do viveiro de espera.

Em relação à intensidade de irrigações, Paiva e Gonçalves (2001) citam que, em condições normais, deve-se fazer duas irrigações diárias, de manhã e à tarde. No caso de mudas recém-germinadas, em dias muito quentes, deve-se observar o estado das mudinhas por volta do meio-dia e, caso apresentem tendência ao murchamento, proceder a uma leve irrigação, pois irrigações moderadas e frequentes são mais eficientes que fortes e irregulares. Quando as mudas entrarem na fase de adaptação para serem levadas a campo, deve-se reduzir a irrigação de forma que as mesmas possam tornar-se resistentes à seca (rustificação).

ADUBAÇÃO

A necessidade de se proceder à adubação na produção de mudas para arborização urbana vem na fase de viveiro de espera, quando ocorre a substituição do substrato comercial (fase de germinação) para a terra de subsolo. Sendo que o primeiro passo para a prática é realização de uma análise química prévia deste substrato, para que se supram todas as carências nutricionais apresentadas pelo mesmo.

Além desse aspecto, deve-se realizar um monitoramento constante do estado nutricional das mudas durante a fase de espera, através análises de diagnose visual, análise química de tecidos foliares das mudas ou do substrato para que se possa corrigir possíveis deficiências nutricionais da muda ao longo desta fase de desenvolvimento. Nessa fase de desenvolvimento, a adubação pode ser realizada por meio de incorporação do adubo no substrato ou por via foliar.

CONTROLE DE ERVAS DANINHAS, PRAGAS E DOENÇAS

O controle de ervas daninhas na produção de mudas deve ser realizado sempre que se detecte sua presença nos recipientes em todas as fases de produção (germinação e espera). Pode ser feita de forma mecânica (catação), química (herbicidas) ou cultural, através do uso de água de qualidade na irrigação (livre de propágulos) e a solarização do substrato, sendo esta aplicada à terra de subsolo na fase de espera.

Em relação às pragas mais comuns – lagartas, grilos (comum na fase de germinação), pulgões, cochonilhas, ácaros, lesmas e caracóis –, a principal forma de controle é por meio de produtos químicos (agrotóxicos), que devem ser prescritos por um responsável técnico, e a aplicação pode ser feita com o uso do regador ou pulverizador costal.

As doenças mais comuns em viveiros são o *damping off* e manchas foliares, e seu controle pode ser feito por meio cultural ou químico (fungicidas).

Por meio cultural, Machado (2009) cita práticas como:

- a) substrato e água de irrigação livre de inóculo;
- b) substrato com boa drenagem; adubação das mudas sem excesso de nitrogênio e raleio (desbaste) das mudas após a germinação.

TUTORAMENTO

Conforme Machado (2009), a principal função do tutoramento no viveiro de espera é a sustentação da parte aérea da muda, que auxilia na formação de troncos mais retos e reduz a perda de mudas por quebras, acelerando o desenvolvimento.

Os materiais empregados para o tutoramento são estacas de bambus ou de madeira, e os amarrios podem ser feitos de borrachas e jutas. Na Figura 12, apresentam-se exemplos de tutoramentos de mudas para a arborização urbana.



Figura 12 – Tutoramento de mudas em embalagens de 25 e 100 litros, para o crescimento ereto das mudas, de forma adequada para arborização urbana em Amparo, SP

Fonte: Brun (2010).

PODAS

A realização das podas durante a produção de mudas para arborização consiste na adequação da muda para o meio urbano, sendo que a poda nessas circunstâncias visa apenas à retirada de ramos laterais até que se atinja uma altura de bifurcação adequada (1,80m), conformação da copa para a produção de sombreamento abundante e, caso necessário, a retirada de ramos doentes, injuriados ou mal conformados. Os dois principais tipos de poda usados são:

- a) poda de condução: operação fundamental nos viveiros de mudas para arborização, permite fazer a moldagem da muda por meio da retirada das brotações laterais, e deve ser feita até que esta atinja a altura mínima desejada para o início da formação da copa. Os instrumentos utilizados são a tesoura de poda manual e os serrotes de poda, devendo-se evitar fazer esta poda com os dedos ou as unhas, pois poderá lascar o tronco das mudas (PAIVA; GONÇALVES, 2001);
- b) poda de formação: também se realiza na fase de viveiro, se faz na parte terminal do fuste, quando a muda atinge a altura de 2,10 a 2,20m, devendo-se cortar de 10 a 20cm, logo acima de uma gema (um nó), sem lascar usando sempre tesoura manual de poda e serrote de poda. Posteriormente, deverão surgir diversos brotos oriundos de gemas laterais, dos quais são escolhidos e deixados intactos apenas 3 ou 4 dos mais fortes e simétricos, com o melhor ângulo de

inserção, e em diferentes alturas, eliminando-se toda brotação restante (PAIVA; GONÇALVES, 2001).

Segundo Gonçalves e Paiva (2004), deverão ser removidos durante esta operação:

- a) galhos baixos, que dificultarão a passagem de pedestres e veículos, devem ser eliminados precocemente;
- b) galhos que cruzarão a copa ou com inserção defeituosa devem ser eliminados antes que os cortes se tornem muito difíceis;
- c) galhos cujo atrito provoque lesões, enfraquecendo seu lenho.

EXPEDIÇÃO DE MUDAS

Trata-se da preparação destas para o transporte, do viveiro de espera, para o local de plantio definitivo; as atividades compreendidas nesta fase são: retirada da muda do viveiro de espera, **embalamento** da copa, irrigação do substrato e cobertura da superfície do recipiente com resíduo orgânico (*mulching*).

O **embalamento** da copa da muda (Figura 13) visa à proteção contra choques e danos mecânicos durante o transporte, os quais podem danificá-la e prejudicar seu pleno desenvolvimento no local definitivo de plantio.

Em relação ao transporte no processo de expedição, é importante que as mudas sejam acondicionadas em veículos adequados, de modo a não permitir estresses, como o vento e sol forte, que ocasionam o dessecamento da copa, razão pela qual o mais recomendado são os caminhões com carroceria tipo **baú** que são totalmente fechados.

Além disso, deve-se proceder a uma irrigação final da muda antes do embarque e, para manter a umidade do substrato por mais tempo, recomenda-se a cobertura da parte superior da embalagem com resíduos orgânicos como palha ou grama. Caso o percurso de transporte seja longo, deve-se realizar uma irrigação durante a viagem para a manutenção da umidade do substrato.

Sanchotene (2009) ressalta que a qualidade da muda é determinante na condição fitossanitária e no desenvolvimento pleno da árvore no meio urbano. Pois as mudas de alta qualidade exigem menos tratos culturais ao longo de sua existência, gerando, assim, economia em recursos para sua manutenção. Em outras palavras, já nos primeiros anos após o plantio, o Município recuperaria seus investimentos com a produção da muda de alta qualidade, principalmente pela menor quantidade de podas necessárias à condução da árvore e pela menor suscetibilidade a pragas e doenças.



Figura 13 – Procedimento de embalagem de mudas para expedição em um viveiro para produção de mudas destinadas à arborização urbana em Amparo, SP

Fonte: Brun (2010).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os programas de vegetação e revegetação do meio urbano podem apresentar orçamentos consideráveis, uma vez que incluem vários centros de custo, tais como: mão de obra, ferramentas e máquinas, assistência técnica, articulação institucional, educação ambiental com moradores, adubação orgânica e mineral, irrigação, mudas de qualidade, entre outros. Dessa forma, principalmente para as prefeituras e demais entidades que atuam na área, o custo das mudas é maior quando compradas em viveiros particulares, mas pode ser reduzido quando o município produz as suas próprias mudas.

Ademais, isso traz vantagens adicionais, pois a muda produzida no próprio município apresenta melhores condições de desenvolvimento, pela sua maior adaptação ao clima local. Desse modo, não serão obtidos efeitos tão satisfatórios com sementes provenientes de outras regiões, pois ainda poderão gerar problemas de aclimação, mesmo se a muda for produzida no município.

Assim sendo, a situação ótima é quando as mudas de espécies arbóreas e arbustivas para arborização são produzidas no próprio município e com sementes também coletadas em árvores matrizes locais. Isso traz vantagens em termos econômicos, com redução de custo da muda e também para o ambiente, com a muda, futura árvore, apresentando maiores percentuais de adaptação ao local e condição de plantio.

Todos esses aspectos se somam no sentido de propiciar, com menores custos e maior qualidade, um ambiente urbano que realmente cumpra a sua função, pondo as pessoas em contato com as árvores plantadas nas ruas, sendo estas de qualidade superior, uma vez que serão provenientes de matrizes igualmente superiores e de mudas bem produzidas.

REFERÊNCIAS

BARBOSA, D. C. et al. Matrizes arbóreas de Porto Alegre. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ARBORIZAÇÃO URBANA, 9., 2005, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: SBAU; CEMIG; Prefeitura de Belo Horizonte, 2005. 11 p. Disponível em: <http://lproweb.procempa.com.br/pmpa/prefpoa/smam/usu_doc/matrizes_arboreas_de_porto_alegre.pdf>. Acesso em: 02 dez. 2016.

BIONDI, D.; LEAL, L.; COBALCHINI, J. L. Tratamentos silviculturais em mudas de *Allophylus edulis* (A. St.-Hil., Cambess. e A. Juss.) Radlk. para arborização de ruas. **Floresta**, Curitiba, v. 37, n. 3, p. 437-444, 2007.

BIONDI, D.; REISMANN, C. B. Avaliação do vigor das árvores urbanas através de parâmetros quantitativos. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 52, p. 17-28, 1997. Disponível em: <<http://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr52/cap2.pdf>>. Acesso em: 01 set. 2016.

CALDEIRA, M. V. W. et al. Uso do resíduo de algodão no substrato para produção de mudas florestais. **Revista Acadêmica Agrária e Ambiental**, Curitiba, v. 6, n. 2, p. 191-202, 2008.

CARNEIRO, J. G. A. **Produção e controle de qualidade de mudas florestais**. Curitiba: FUPEF, 1995.

CRESTANA, M. S. M. et al. **Árvores e cia**. Campinas: CATI, 2007.

DAVIDE, A. C.; SILVA, E. A. A. **Produção de sementes e mudas de espécies florestais**. Lavras: Ed. da UFLA, 2008.

DOMINGUES, Z. H. Produção de mudas para arborização de ruas. In: ENCONTRO NACIONAL SOBRE ARBORIZAÇÃO URBANA, 2., 1987, Maringá. **Anais...** Maringá: Prefeitura Municipal de Maringá, 1987. p. 9-19.

FAUSTINO, R. et al. Lodo de esgoto como substrato para a produção de mudas de *Senna Siamea* Lam. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 9 (Suplemento), p. 278-282, 2005. Disponível em: <http://www.agriambi.com.br/revista/suplemento/index_arquivos/PDF/278.pdf?..>. Acesso em: 01 set. 2016.

FLORIANO, E. P. **Armazenamento de sementes florestais**. Santa Rosa: ANORGS, 2004a.

FLORIANO, E. P. **Germinação e dormência de sementes florestais**. Santa Rosa: ANORGS, 2004b.

FOWLER, J. A. P.; BIANCHETTI, A. **Dormência em sementes florestais**. Colombo: Embrapa Florestas, 2000. Disponível em: <<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/290718/1/doc40.pdf>>. Acesso em: 01 set. 2016.

FOWLER, J. A. P.; MARTINS, E. G. **Manejo de sementes de espécies florestais**. Colombo: Embrapa Florestas, 2001. Disponível em: <<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/289390/1/doc58.pdf>>. Acesso em: 01 set. 2016.

FRAGA, S. S. V. **Floricultura, jardinagem e plantas ornamentais**. 2. ed. Porto Alegre: Imprensa Livre, 2002.

GONÇALVES, E. O. et al. Avaliação qualitativa de mudas destinadas à arborização urbana no estado de Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 28, n. 4, p. 479-486, 2004. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/%0D/rarv/v28n4/22597.pdf>>. Acesso em: 01 set. 2016.

GONÇALVES, W.; PAIVA, H. N. **Árvores para o ambiente urbano**. Viçosa: Aprenda Fácil, 2004.

KÄMPF, A. N. O emprego de substrato na produção de mudas para arborização urbana. In: CONGRESSO BRASILEIRO SOBRE ARBORIZAÇÃO URBANA, 10., 2006, Maringá. **Anais...** Maringá: FUNVERDE, 2006. p. 8. Disponível em: <<https://chasqueweb.ufrgs.br/~atelene.kampf/CBAUpal.pdf>>. Acesso em: 01 set. 2016.

KELLING, M. B. **Silvicultura**. Santa Maria: UFSM/Colégio Agrícola de Santa Maria, 2003. (Caderno didático).

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. Nova Odessa: Plantarum, 1992.

MACHADO, R. P. Muda padrão para arborização urbana, técnicas de produção e espécies mais comercializadas. In: WORKSHOP SOBRE ARBORIZAÇÃO URBANA NO VALE DO RIBEIRA, 1., 2009, Registro. **Anais...** Registro: UNESP, 2009. p. 60-68.

MAIXNER, A. E. Produção de mudas para a arborização urbana. In: ENCONTRO NACIONAL SOBRE ARBORIZAÇÃO URBANA, 1., 1985, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: PMPA/SMMA, 1985. p. 241-245.

NOGUEIRA, A. C. Coleta, manejo, armazenamento e dormência de sementes. In: GALVÃO, A. P. M.; MEDEIROS, A. C. S. (Ed.). **Restauração da Mata Atlântica em áreas de sua primitiva ocorrência natural**. Colombo: Embrapa Florestas, 2002. p. 45-52.

NOGUEIRA, A. C.; MEDEIROS, A. C. S. **Extração e beneficiamento de sementes florestais nativas**. Colombo: Embrapa Florestas, 2007. (Circular Técnica, n. 131). Disponível em: <<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/313858/1/Circular131.pdf>>. Acesso em: 01 set. 2016.

PAIVA, H. N.; GOMES, J. M. **Viveiros florestais**. 2. ed. Viçosa: Ed. UFV, 2000. (Caderno didático, n. 72).

PAIVA, H. N.; GONÇALVES, W. **Produção de mudas**. Viçosa: Ed. Fácil, 2001. (Coleção Jardinagem e Paisagismo; Série Arborização Urbana, v. 1).

PREFEITURA MUNICIPAL DE SÃO PAULO. **Manual técnico de arborização urbana**. 2. ed. São Paulo: SVMA, 2005. Disponível em: <<http://www.ambiente.sp.gov.br/municipioverdeazul/files/2011/11/ManualArborizacaoUrbanaPrefeituraSP.pdf>>. Acesso em: 01 set. 2016.

PUENTE, A. D.; SANCHOTENE, M. C. C.; SILVA, R. R. Metodologia de atendimento a solicitações de plantio da comunidade. In: ENCONTRO NACIONAL DE ARBORIZAÇÃO URBANA, 9., 2001, Brasília. **Anais...** Brasília: SBAU, 2001. v. 2, p. 381-386.

PUJALS, A. et al. Seleção de matrizes de *Tabebuia roseoalba* (RIDL) Sandwith com uso de método de pontuação de variáveis na arborização urbana de Maringá, PR. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, Piracicaba, v. 4, n. 1, p. 107-132, 2009. Disponível em: <http://www.revsbau.esalq.usp.br/artigos_cientificos/artigo64-versao_publicacao.pdf>. Acesso em: 01 set. 2016.

SANCHOTENE, M. C. C. Mercado de mudas para arborização urbana: padrão de qualidade e comércio no Rio Grande do Sul. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ARBORIZAÇÃO URBANA, 12., 2008, Manaus. **Anais...** Rio Branco: SBAU, 2009. p. 10.

SANTIAGO, A. C. **Arborização das cidades**. Campinas: CATI, 1980. (Boletim técnico, n. 90).

SCHUMACHER, M. V.; HOPPE, J. M.; FARIAS, J. A. **Manual de instruções para a coleta, beneficiamento, armazenamento e análise de sementes florestais**. Santa Maria: UFSM/AFUBRA, 2002.

SENNA, C. M.; GARIGLIO, M. A. **Sementes florestais**: colheita, beneficiamento e armazenamento. Brasília: IBAMA, 1998.

SILVA, A. J. C.; CARPANEZZI, A. A.; LAVORANTI, O. J. Quebra de dormência de sementes de *Erythrina crista-galli*. **Boletim de Pesquisa Florestal**, n. 53, p. 65-78, 2006. Disponível em: <<http://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/313493/1/BPF53p6578.pdf>>. Acesso em: 01 set. 2016.

SILVA, A.; FIGLIOLIA, M. B.; AGUIAR, I. B. Secagem, extração e beneficiamento de sementes. In: AGUIAR, I. B.; PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; FIGLIOLIA, M. B. (Coord.). **Sementes florestais tropicais**. Brasília: ABRATES, 1993. p. 303-335.

VIANA, J. S. et al. Crescimento de mudas de *Bauhinia forficata* Link em diferentes tamanhos de recipientes. **Floresta**, Curitiba, v. 38, n. 4, p. 663-671, 2008.

VIEIRA, A. H. et al. **Técnicas de produção de sementes florestais**. Porto Velho: Embrapa-CPAF Rondônia, 2001. (Comunicado técnico, n. 205). Disponível em: <<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/863141/1/Cot205.pdf>>. Acesso em: 01 set. 2016.

WENDLING, I. et al. **Planejamento e instalação de viveiros**. Viçosa: Aprenda Fácil, 2001.

WENDLING, I.; GATTO, A. **Substratos, adubação e irrigação na produção de mudas**. Viçosa: Aprenda Fácil, 2002.

WENDLING, I.; PAIVA, H. N.; GONÇALVES, W. **Técnicas de produção de mudas de plantas ornamentais**. Viçosa: Aprenda Fácil, 2005.

YAMAMOTO, M. A. et al. Árvores matrizes de *Tabebuia pentaphylla* (L.) Hemsl. (Ipê-de-El Salvador) e *Caesalpinia pluviosa* DC. (Sibipiruna) em área urbana, selecionadas por meio de índice de importância. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 2, n. 3, p. 13-31, 2007. Disponível em: <http://www.revsbau.esalq.usp.br/artigos_cientificos/artigo24.pdf>. Acesso em: 01 set. 2016.

YAMAZOE, G.; VILAS BÔAS, O. **Manual de pequenos viveiros florestais**. São Paulo: Páginas & Letras, 2003.





USO POTENCIAL DE MICORRIZAS NA BIORREMEDIAÇÃO E NA PRODUÇÃO FLORESTAL: ESTADO DA ARTE

Álvaro Boson de Castro Faria
Pedro Henrique Riboldi Monteiro
Celso Garcia Auer
Alessandro Camargo Angelo







INTRODUÇÃO

Micorriza é uma simbiose entre as raízes de plantas com fungos que intercambiam mutualisticamente tanto água quanto nutrientes do solo, beneficiando ambas as partes. Trata-se de um fenômeno frequente em todos os ecossistemas naturais, sendo exceções as espécies que não estabelecem este tipo de associação na natureza (JOHNSON et al., 1997 apud PEREZ-MORENO; READ, 2004). Para Trajano et al. (2001), as associações micorrízicas ocorrem em quase todas as espécies de plantas superiores, formando uma perfeita interação do ponto de vista morfológico e fisiológico.

O botânico Frank é tido como o pioneiro na pesquisa sobre a simbiose micorrízica, no final do século XIX e é considerado o pai da micorrizologia (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

No início do século XX, muitas tentativas de introdução de espécies florestais exóticas, que tinham como objetivo atender setores de produção, só foram bem-sucedidas após a inoculação de micorrizas (YOKOMIZO; MASUHARA, 1996; YOKOMIZO; RODRIGUES, 1998). Krügnner e Tomazello Filho (1981) afirmaram que a presença dessas micorrizas no Brasil deveu-se à introdução de mudas envasadas e por meio de esporos aderidos às sementes importadas. Na década de 1980, o conhecimento e tecnologia sobre especificidade do hospedeiro, tratos culturais, tipos de solo e clima não eram suficientes para garantir o sucesso de programas de micorrização controlada. Por outro lado, Bega (1989) considerou a existência de espécies endêmicas.

Para Yokomizo e Krügnner (1985a), a maioria das frutificações de fungos, comumente encontradas na superfície de solos de matas e florestas, mantém com as árvores alguma forma de associação. Segundo HacsKaylo (1972 apud YOKOMIZO; KRÜGNER, 1985a), estas frutificações, em maioria, resultam de associações na forma de micorrizas e se originam de um extensivo sistema de hifas que se ramificam no solo e são ligados às raízes das árvores.

Ainda na década de 1980, praticamente não havia competição de micorrizas no campo, o que facilitou a disseminação destes fungos com a prática de inoculação de mudas em viveiro (KRÜGNER; TOMAZELLO

FILHO, 1980). Gross, Casagrande e Caetano (2004) consideraram comum a prática de inoculação de micorrizas em viveiros de mudas de *Pinus caribaea* var. *hondurensis*, com o objetivo de favorecer o desenvolvimento das mudas no pós-plantio.

A formação de micorrizas geralmente é importante para a sobrevivência, o crescimento e a absorção de nutrientes e água das espécies florestais. Muitas vezes, a inoculação do fungo micorrízico é necessária para melhor estabelecimento das plantas em condições naturais (MIKOLA, 1973 apud MUCHOVEJ et al., 1992). Esta inoculação tem sido feita com o objetivo de aumentar a densidade do inóculo do fungo nativo no solo ou de introduzir simbiontes mais eficientes e competitivos para que maiores benefícios sejam obtidos da associação (MOSSE et al., 1981 apud MUCHOVEJ et al., 1992).

Este capítulo apresenta uma revisão sobre as micorrizas e aspectos relacionados com seu uso em espécies florestais e na biorremediação. As informações obtidas na literatura já comprovaram que os fungos ectomicorrízicos podem ser muito importantes no estímulo ao crescimento de mudas e árvores. Mas também, estes fungos são promissores na capacidade de degradar poluentes em solos contaminados. Nesse sentido, são apresentados os benefícios e usos destes micro-organismos e as características das ectomicorrizas (ECM), que são promissoras para uso nestes processos. Apresentam-se informações sobre o uso potencial de ECM para a remediação de poluentes orgânicos persistentes e de metais pesados, bem como alguns resultados já pesquisados. Demonstra-se que internacionalmente, o enfoque das pesquisas sobre micorrizas tem se dado com novas perspectivas, além do uso convencional para o favorecimento do crescimento das plantas.

PRINCIPAIS TIPOS E GÊNEROS DE MICORRIZAS EM ESPÉCIES FLORESTAIS

Segundo Smith, Read e Harley (1997), existem alguns tipos de simbiose micorrízica: arbuscular, ectomicorriza (ECM), ectendomicorriza, arbutoide, monotrofoide, ericoide e de orquídeas. Para Peyronel et al. (1969 apud TOMAZELLO FILHO; KRÜGNER, 1980), o critério de classificação de micorrizas foi feito apenas pelo arranjo das hifas no tecido da raiz, classificando as principais como ECM, endomicorrizas e ectoendomicorrizas.

Pérez-Moreno e Read (2004) mencionam que ECM foi um termo proposto por Peyronel et al. (1969). Nesta simbiose, as hifas cobrem as radículas, formando uma espécie de manto fora dos espaços intercelulares, mas que se vincula nas células corticais da raiz. Pérez-Moreno e Read (2004)

afirmam que este complexo sistema é denominado **Rede de Hartig**. As estruturas diagnosticadas são:

- a) manto fúngico;
- b) micélio externo vegetativo que emerge das raízes.

O micélio externo ectomicorrizico apresenta as seguintes partes e componentes estruturais:

- a) as raízes modificadas, que contêm tecidos vegetais e fúngicos;
- b) as estruturas fúngicas reprodutivas;
- c) o micélio externo, que inclui hifas absorventes, cordões miceliais e rizomorfas (BRUNETT et al., 1996 apud PEREZ-MORENO; READ, 2004; SÖDERSTRÖM, 1992 apud PEREZ-MORENO; READ, 2004).

Quanto aos fungos ectomicorrízicos, Silva et al. (2007b) comentaram que estes podem pertencer a distintas famílias dos filos *Basidiomycota* e *Ascomycota*. Predominam geralmente em espécies arbóreas, como as das famílias *Fagaceae*, *Pinaceae* e *Myrtaceae*, e variam em compatibilidade e eficiência, dependendo das espécies simbioses e das condições ambientais.

Dentre as famílias de Basidiomicetos que formam ECM destacam-se: *Amanitaceae*; *Russulaceae*; *Paxillaceae*; *Boletaceae*; e *Strobilomycetaceae* (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Segundo estes autores, alguns exemplos ectomicorrizicos incluem várias espécies de *Suillus*, *Laccaria*, *Scleroderma*, *Hebeloma* e *Pisolithus*.

O filo Basidiomycota apresenta duas fases distintas no ciclo de vida. A primeira inicia-se com a germinação do basidiósporo, formando o micélio monocariótico, o qual possui apenas um núcleo por célula (COSTA et al., 2002). A segunda fase é caracterizada pelos eventos morfogênicos, que originam o micélio dicariótico, que possui dois núcleos por célula (SALES, 2001).

MICORRIZAS RELATADAS NO BRASIL

Para Meyer (1973 apud KRÜGNER; TOMAZELLO FILHO, 1981), entre as gimnospermas todos os representantes da família Pinaceae, ou seja, os gêneros *Pinus*, *Picea*, *Abies*, *Larix*, *Tsuga* e *Pseudotsuga* são ectomicorrízicos. Dentre as angiospermas, podem-se citar os gêneros *Salix*, *Populus*, *Carya*, *Eucalyptus*, *Fagus* e *Quercus*. Para Thomazini (1974 apud COSTA et al., 2002), ectomicorrizas podem ser, também, observadas em outras espécies do cerrado, como a *Bauhinia holophila* e a *Campomanesia coerulea*.

Baseia e Milanez (2002) realizaram um estudo sobre basidiomicetos ectomicorrizicos do gênero *Rhizopogon* em plantações de *Pinus radiata* e *Pinus*

taeda no Estado de São Paulo, identificando três espécies, *R. rubescens*, *R. luteolus* e *R. roseolus*, sendo as duas últimas, seu primeiro registro no país.

Nem todas as micorrizas em coníferas são classificadas em ECM. Por exemplo, Muchovej et al. (1992) citam que existem poucos estudos sobre micorrizas em *Araucaria* spp., lembrando o estudo de Santos (1951), que identificaram as micorrizas endófitas do tipo vesicular-arbuscular (VA) para esta conífera. Thapar e Khan (1985 apud MUCHOVEJ et al., 1992) obtiveram aumentos no crescimento de plantas de *A. cunninghamii* após a inoculação com fungos micorrízicos VA. Todavia, os autores não indicaram a identidade das espécies fúngicas testadas (MUCHOVEJ et al., 1992). Ainda, Moreira et al. (2006) levantaram dados sobre a densidade de esporos e a colonização radicular de fungos micorrízicos arbusculares (FMAs) em ecossistemas florestais de *Araucaria angustifolia*, sugerindo que o número de esporos em floresta nativa é sempre inferior aos reflorestamentos desta espécie vegetal.

Andreazza et al. (2008) testaram a compatibilidade de ECM e FMA com diversas espécies florestais (pinheiro-do-paraná, *Araucaria angustifolia*; timbaúva, *Enterolobium contortisiliquum* Vell. Morong; canafístula, *Peltophorum dubium*; ipê-amarelo, *Tabebuia chrysotricha*; ipê-roxo, *Tabebuia heptaphylla*; e grápia, *Apuleia leiocarpa*). Nestes testes, foi constatada apenas a associação com micorrizas arbusculares em todas as espécies de essências florestais nativas estudadas.

Santos et al. (2001) estudaram a sucessão ecológica de micorrizas ECM e FMA em mudas de *Eucalyptus*, constatando uma tendência de prevalência das ECM.

Pisolithus tinctorius é espécie que forma ECM com diversas famílias vegetais (PEREZ-MORENO; READ, 2004). Para Marx (1977 apud AUER; BETTIOL, 1986), *Pisolithus* spp. é um fungo ectomicorrízico cosmopolita, que vive em simbiose com várias espécies de árvores, principalmente com as do gênero *Eucalyptus* e *Pinus*. Yokomizo e Krügner (1985b) lembram diversos autores que defendem a viabilidade no uso de *P. tinctorius* como agente micorrízico em espécies florestais.

Nas condições brasileiras, a ocorrência natural de *P. tinctorius* é verificada unicamente em plantios de *Eucalyptus*, mesmo nas proximidades de espécies de pinus (KRÜGNER; TOMAZELLO FILHO, 1982). Yokomizo e Krügner (1985b) também mencionam que *Pisolithus* prefere eucalipto em relação a pinus. Ainda no Brasil, Imana e Prado Jr (1978 apud YOKOMIZO; KRÜGNER, 1985a) avaliaram os efeitos produzidos por esporos, micélio e água de lavagem fúngica de *P. tinctorius* no desenvolvimento de mudas de *E. grandis*, sugerindo a possibilidade de formação de micorrizas endotróficas.

Auer e Bettiol (1986) coletaram basidiocarpos de *Pisolithus* nos talhões de eucalipto, observando que a maioria dos corpos de frutificação estava

localizada em pontos externos destes povoamentos, por vezes, nas estradas entre os talhões. No interior dos talhões, foi verificado que sua ocorrência era muito baixa (AUER; BETTIOL, 1986).

Outro gênero, *Suillus*, apresenta fungos ECM exclusivos de Pinaceae (MOLINA et al., 1992 apud PEREZ-MORENO; READ, 2004). Yokomizo e Rodrigues (1998) citaram que *S. luteus* não apresenta sazonalidade e possui hábito solitário, ocorrendo junto às acículas derramadas no talhão de *P. elliottii* var. *elliottii* tanto em plena luz como em locais sombreados. Os rizóides da frutificação eram pouco desenvolvidos e apresentavam pouca resistência ao ato de colheita, no qual seus prolongamentos foram constituídos de rizomorfás, de coloração amarelada, formando uma trama de hifas que se disseminavam pelo solo, conectando-se às raízes do hospedeiro.

CARACTERÍSTICAS DAS ECTOMICORRIZAS

Registros fósseis indicam que as associações ectomicorrízicas surgiram há pelo menos 50 milhões de anos (LEPAGE et al., 1997 apud COSTA et al., 2002). No Brasil, os levantamentos de espécies vegetais e fúngicas, nativas e ectomicorrízicas, são incipientes, sugerindo a urgência em identificar os recursos genéticos disponíveis e o papel da simbiose ectomicorrízica nos ecossistemas do cerrado, nas florestas nativas e nos plantios com espécies exóticas (COSTA et al., 2002).

Reid e Hacksdaylo (1982 apud YOKOMIZO; MASUHARA, 1996), lembram que, para viabilizar a inoculação de micorrizas em ecossistemas naturais, o conhecimento sobre os fatores ambientais que interferem no desenvolvimento destes microrganismos é fundamental. Considerando a disponibilidade de fósforo no solo, Trajano et al. (2001) citam que a sua disponibilidade afeta a formação e o desenvolvimento das micorrizas, bem como contribuem para o crescimento das plantas.

As micorrizas aumentam o volume de solo explorado pelo sistema radicular das plantas, resultando em maior eficiência de absorção de elementos com estreita zona de difusão em torno das raízes, particularmente o Zn e Cu (ABBOTT; ROBSON, 1984 apud TRINDADE et al., 2001). Outros nutrientes também podem ter seus teores aumentados na planta, em função da presença da micorriza (TRINDADE et al., 2001). Houve decréscimo nas concentrações de Cu e Zn na planta, induzida pelo P, por meio de dois mecanismos: a supressão da absorção destes elementos pela micorriza e o efeito de diluição no qual as plantas bem supridas em P, de maior crescimento, acumulam menos nutrientes do que as deficientes (LAMBERT et al., 1979 apud TRINDADE et al., 2001).

As micorrizas podem melhorar a eficiência na absorção de alguns nutrientes (SILVA; ANTONIOLLI; ANDREAZZA, 2003). As ECMs contribuem efetivamente para absorção de Ca, K, Mg e micronutrientes pela planta hospedeira em razão do menor diâmetro das hifas, as quais podem explorar pequenos poros inacessíveis às raízes (SILVA, 2007b).

Trindade et al. (2001), testando o efeito do elemento enxofre (S) na colonização ectomicorrizica de *E. grandis*, comprovaram que a porcentagem de colonização decresceu com o aumento das doses. No entanto, a principal conclusão deste trabalho foi que as mudas de *E. grandis* inoculadas com o fungo *P. tinctorius* requerem menor teor de enxofre no solo, para seu crescimento.

Os resultados de Yokomizo e Masuhara (1996) sugerem que a temperatura do solo pode interferir no desenvolvimento de ECM. Em seus resultados, valores em torno de 100°C foram testados para controlar propágulos, eliminando a micota pré-existente no substrato de produção de mudas de *Pinus luchuensis*.

Para Pereira et al. (2007), o pH do meio de cultivo tem efeitos significativos sobre o crescimento *in vitro* do micélio vegetativo de *R. luteolus*, *S. bellinii* e *S. luteus*. Das três espécies de fungos ectomicorrízicos, *R. luteolus* apresentou os maiores crescimentos, independentemente dos tratamentos, indicando o alto potencial que esta espécie apresenta para ser usada em programas de inoculação em diferentes condições de pH nos solos. O crescimento de *R. luteolus*, *S. bellinii* e *S. luteus* diminuiu o pH do meio de cultura, sendo este efeito mais evidente nos cultivos onde o pH inicial foi de 7,80.

Considerando os fatores ambientais que influenciam o desenvolvimento de micorrizas, Allison (1973 apud AUER; BETTIOL, 1986) destaca a importância da matéria orgânica no solo, tendo em vista que Bettiol (1984 apud AUER; BETTIOL, 1986) verificaram que o aumento do seu teor no substrato de mudas de *Pinus caribaea* var. *hondurensis* estimulou o desenvolvimento destas, porém com inibição na formação de micorrizas por *P. tinctorius* e *Thelephora terrestris*.

Schwan-Estrada et al. (2003) estudaram a compatibilidade das ECMs com diferentes hospedeiros. Os autores mencionaram que, no processo de inoculação em viveiro, pode existir uma diferença fisiológica entre os isolados, relacionada à utilização de diferentes açúcares, principalmente aqueles presentes na constituição da parede celular vegetal como a celulose, hemicelulose e pectina. Esta diferença estaria influenciando a compatibilidade entre a planta hospedeira e o fungo simbiote.

Para Sales (2001), os conhecimentos, pesquisas e métodos de identificação sobre ecologia e genética de fungos micorrízicos florestais ainda são incipientes. Segundo este autor, torna-se necessário conhecer a diversidade genética e

estrutura da população de *Pisolithus*, dentro de uma área ou região específica do país, para se ter conhecimento dos aspectos ecológicos deste microrganismo e saber como é o comportamento do fungo em sítios colonizados naturalmente, ou inoculados artificialmente, em sítios que sofreram interferências, como é a sua persistência no campo e como é a sua distribuição espacial e temporal.

BENEFÍCIOS E USOS NO SETOR FLORESTAL

A simbiose micorrízica é de grande importância para as árvores hospedeiras, principalmente quando plantadas em sítios de baixa fertilidade, pois o fungo melhora a absorção e o transporte de água e nutrientes do solo, aumentando a tolerância à acidez, à toxidez de metais pesados, às temperaturas elevadas do solo, bem como aumentando a resistência às doenças do sistema radicular (TRAJANO et al., 2001; YOKOMIZO; RODRIGUES, 1998; SOUZA et al., 2001).

Com base nos benefícios proporcionados, tem sido incentivada a inoculação de fungos micorrízicos nos substratos de crescimento de mudas de *Pinus* e *Eucalyptus* (ZAMBOLIM, 1990 apud TRAJANO et al., 2001) e na implantação de áreas florestais do cerrado (KRÜGNER; TOMAZELLO FILHO, 1980). Entretanto, Tomazello Filho e Krüchner (1980), consideraram a presença de inóculo natural na área, a distância entre o local de produção e o local de aplicação do inóculo e as condições de fertilidade do solo, como sendo os principais fatores econômicos que influenciam na utilização de inoculações de micorrizas na produção de mudas florestais.

Para Souza et al. (2003), tanto o melhoramento genético de plantas como o melhoramento genético de simbiontes capazes de sobreviver, crescer e produzir em sítios desfavoráveis são de grande importância no restabelecimento e restauração de áreas degradadas. A melhoria da eficiência simbiótica desses fungos poderá, de forma complementar à seleção e ao melhoramento das espécies arbóreas, maximizar a utilização desses sítios (SALES, 2001). Caldeira et al. (1999) mencionaram que, em leguminosas arbóreas, a presença de micorrizas pode contribuir para expandir a área de captação de nutrientes de baixa mobilidade no solo, principalmente P e Zn, que chegam até as raízes pelo processo de difusão, permitindo o crescimento em solos extremamente pobres e deficientes em nitrogênio.

Para Silva et al. (2007a), os microrganismos do solo possuem papel primordial na decomposição e ciclagem de nutrientes contidos nos resíduos florestais. A simbiose micorrízica oferece ainda outros benefícios, como o aumento da agregação do solo através do micélio extramatricial e o aumento da diversidade das plantas, que potencializam seu uso em programas de

recuperação de áreas degradadas e controle de erosão (HARLEY, 1991 apud YOKOMIZO; RODRIGUES, 1998; DODD; THOMSON, 1994 apud YOKOMIZO; RODRIGUES, 1998).

Bettiol et al. (1986) estudaram a influência de lodo de esgoto e de acículas de pinus na formação de ECM em mudas de *Pinus caribaea* var. *hondurensis* pelos fungos *P. tinctorius* e *T. terrestris*. Entre os principais resultados, lodo de esgoto e acículas nas doses testadas não afetaram a formação de ECMs, nem o desenvolvimento das mudas. No mesmo trabalho, verificou-se que o reaproveitamento do substrato, artificialmente infestado com *P. tinctorius* e *T. terrestris* para produção de novas mudas, ficou comprometido pela baixa formação de micorrizas apresentada.

Caldeira et al. (1997) defenderam que a inoculação de micorrizas em espécies florestais leguminosas melhora a fertilidade do solo. Mosse (1976 apud CALDEIRA et al., 1999) mencionou que existe resposta positiva à inoculação com rizóbio juntamente com micorrizas. Também, Diem et al. (1981 apud CALDEIRA et al., 1999) mencionam que algumas espécies da família *Casuarinaceae* formam simbiose com actinomicetos, fixando N₂ atmosférico em nódulos com formação de tufo de raízes contribuindo para aumentar a área de captação dos demais nutrientes.

Assim, o estabelecimento de essências florestais micorrizadas pode ser uma alternativa viável para o aproveitamento de áreas degradadas, ou áreas que estão sujeitas a processos erosivos (SILVA; ANTONIOLLI; ANDREAZZA, 2003). Entretanto, existe um enorme caminho a ser percorrido no sentido de desenvolver biotecnologias ligadas ao emprego de micorrizas na produção agroflorestal e na recuperação de áreas degradadas (SOUZA; SILVA; BERBARA, 2008; STURMER; SIQUEIRA, 2008). Segundo Sales (2001), para que a inoculação em viveiros de mudas seja efetiva, é necessária a seleção de estirpes fúngicas que realmente potencializem os benefícios da simbiose.

BIORREMEDIÇÃO

As empresas do setor florestal utilizam defensivos na implantação e manutenção dos povoamentos, no intuito de realizar o manejo integrado de agentes bióticos como as formigas cortadeiras (*Atta* e *Acromyrmex*) ou, também, das plantas daninhas que competem com o cultivo por água, luz e nutrientes. O controle químico muitas vezes apresenta os melhores rendimentos considerando os custos associados. Independentemente do princípio ativo ou formulação comercial utilizado, salienta-se que a persistência residual e a degradação de um xenobiótico no ambiente (neste caso, os pesticidas) podem

ocorrer pela ação de microrganismos heterotróficos presentes no solo, ou seja, que se alimentam das estruturas orgânicas destas moléculas.

A biorremediação é uma área de expansão da biotecnologia ambiental e pode ser definida como a aplicação de processos biológicos para o tratamento da poluição (GADD, 2001). A biorremediação pode também ser definida como estratégia ou processo que emprega microrganismos ou suas enzimas para detoxificar contaminantes no solo ou outros ambientes (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Estes autores mencionam a Agência de Proteção Ambiental dos EUA (EPA), que classifica os contaminantes em: cloroalifáticos, pesticidas, hidrocarbonetos aromáticos, cloroaromáticos, aromáticos simples e outros. Dentre estes, situam-se vários princípios ativos de agrotóxicos ainda utilizados.

Para Meharg (2001), os organismos remediadores devem, no mínimo, preencher três requisitos importantes:

- a) o poluente deve estar biodisponível para o organismo remediador;
- b) este deve ser tolerante ao poluente presente nas concentrações encontradas no sítio a ser corrigido;
- c) os organismos devem possuir a capacidade enzimática para degradar os poluentes de interesse.

A tendência é que sejam encontrados microrganismos na natureza que auxiliem a biorremediação. Segundo Azevedo (1998), uma etapa importante é o processo de triagem para uma rápida seleção entre os muitos microrganismos existentes no ambiente.

De acordo com Skipper (1998 apud MOREIRA; SIQUEIRA, 2006) as técnicas de biorremediação são divididas¹ da seguinte forma: passiva, bioestimulação, bioventilação, bioaumentação, *landfarming* e a compostagem. Destas formas, destacam-se a bioaumentação a qual consiste na inoculação do local contaminado com microrganismos selecionados para a degradação de herbicidas, hidrocarbonetos clorados e carbamatos (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

Os fungos ECM, por vezes presentes nas raízes de *Pinus spp.* e *Eucalyptus spp.*, em muitos casos, contribuem com a produção em biomassa vegetal. Algumas pesquisas indicam que enzimas produzidas por ECM, como lacases, tyrosinases, oxidases e peroxidases são pouco seletivas sobre os Poluentes Orgânicos Persistentes (POPs), indicando que ECMs poderiam degradar estes poluentes (MEHARG, 2001). A vantagem dos fungos é que seu crescimento

¹ Biorremediação vs Fitorremediação: conceitos parecidos mas diferentes: uma atenção considerável tem sido dada no uso de plantas para remediar solos contaminados com metais e POPs (MEHARG; CAIRNEY, 2000). Técnicas como fitoestimulação, fitoextração, fitotransformação e fitoestabilização estão entre as classes de fitorremediação (PILON-SMITS, 2005).

micelial pode maximizar tanto fisicamente quanto mecanicamente a ação enzimática em contato com o ambiente (MALONEY, 2001).

Segundo Perez-Moreno e Read (2004), até épocas recentes a capacidade dos fungos ECM para mobilizar e reciclar nutrientes da matéria orgânica do solo havia recebido pouca atenção. De fato, as ECM podem produzir uma ampla variedade de enzimas capazes de degradar substratos que constituem parte dos materiais orgânicos do solo (PEREZ-MORENO; READ, 2004).

A inoculação de microrganismos no solo poderia favorecer a remediação de agrotóxicos registrados para uso florestal, e simultaneamente, o desenvolvimento das mudas em campo, reduzindo custos com a mortalidade destas. Para Finlay (2008), os fungos micorrízicos possuem uma vantagem para a biorremediação quando comparados com os fungos degradadores de solo por conta da simbiose que fornece uma fonte direta de carbono da planta para o fungo para suportar o crescimento em ambientes contaminados.

Vários estudos se concentraram na capacidade de fungos ectomicorrízicos degradarem ou mesmo tolerarem a presença de substâncias tóxicas *in vitro* e *in vivo*. Laatikainen e Heinonen-Tanski (2002) estudando o efeito da aplicação de vários agrotóxicos utilizados em viveiros e campo no crescimento de 64 fungos ectomicorrízicos detectaram diferentes reações. No geral, os fungicidas foram os produtos mais tóxicos que herbicidas e inseticidas, sendo que chlorothalonil e propiconazole os mais inibitórios ao crescimento dos fungos. Por outro lado, os autores também encontraram que o fungicida maneb, os herbicidas glifosato e terbuthylazine estimularam o crescimento fúngico. Como alguns dos fungos testados foram os menos tolerantes, existe a necessidade de se mensurar as concentrações dos produtos presentes no solo e seu efeito em diferentes grupos de fungos ectomicorrízicos.

A resposta de diferentes ECM quanto à presença de metais pesados também tem sido estudada. Estudo de Blaudez et al. (2000) avaliou a inibição do crescimento de 39 fungos ectomicorrízicos cultivados em meio com metais pesados como Cd, Cu, Ni e Zn, sendo 29 isolados de sítios poluídos e o restante não. Os resultados mostraram que houve uma forte variação interespecífica, alta heterogeneidade intraespecífica na tolerância aos metais pesados e que não houve diferença entre originados de áreas poluídas ou não contaminadas.

Esta habilidade ocorre devido ao fato dos fungos micorrízicos possuírem diversos mecanismos que impedem a translocação dos metais para a planta (BERTOLAZI et al., 2010), pela ligação dos metais a componentes da parede celular como quitina, celulose, derivados de celulose e melanina, a certas proteínas como a metalotioneína, glutatona e fitoquelatinas e a grânulos de polifosfato. Estes autores também comentaram que a capacidade de retenção do micélio e a sua densidade podem funcionar como uma

barreira física contra os metais pesados, e a absorção intracelular e posterior detoxificação nos vacúolos fúngicos podem reduzir a absorção de metais pela planta hospedeira. Outro processo envolvido na tolerância das ECMs a metais pesados é o transporte de íons e outros metabólitos mediados por proteínas de membrana. Entre elas destacam-se as H⁺-ATPases de membrana plasmática, responsáveis por gerar um gradiente eletroquímico de H⁺ responsável por regular o transporte secundário de substâncias, como os metais pesados (BERTOLAZI et al., 2010).

A triagem da capacidade de tolerar elementos e moléculas tóxicas pode ser feita inicialmente *in vitro*, contudo a seleção deve ser posteriormente *in vivo* com a planta simbiote. Meharg, Cairney e Maguire (1997) estudaram *Paxillus involutus* e *Suillus variegatus* frente a 2,40 – diclorofenol em meio de cultura líquido e em simbiose com *Pinus sylvestris*. Esses autores verificaram que os fungos degradaram facilmente esta molécula em cultivo líquido e que a simbiose estimulou uma maior mineralização do composto tóxico.

Apesar de estudos de laboratório terem mostrado a viabilidade, testes de campos sobre remediação são praticamente inexistentes (MEHARG, 2001). Ainda se conhece pouco sobre a diversidade funcional das enzimas das ECMs (CABELLO, 2001; FINLAY, 2005), e os mecanismos de degradação de poluentes por ECM ainda são pouco conhecidos (MEHARG; CAIRNEY, 2000).

As interações de micorrizas com organismos do solo são inevitáveis, mas foram muito pouco estudadas (MEHARG; CAIRNEY, 2000; PEREZ-MORENO; READ, 2004; FINLAY, 2005). Em condições naturais, ainda não é claro qual a prevalência da fonte nutricional das ECMs, se são as plantas hospedeiras ou a matéria orgânica do solo (TRESSEDER; TORN; MASIELLO, 2006). Dentre as novas tendências ao se pesquisar micorrizas, destacam-se os estudos sobre a interação do micélio extra-radicular com substratos orgânicos e inorgânicos do solo (FINLAY, 2005). Considerando que existem mais de seis mil espécies de fungos ECM, é provável que existam em todo o mundo uma considerável variação fisiológica entre os diferentes isolados de uma única espécie (MEHARG; CAIRNEY, 2000). No Brasil, os levantamentos de espécies vegetais e fúngicas, nativas e ectomicorrízicas são incipientes, sugerindo a urgência em se identificar os recursos genéticos disponíveis e o papel da simbiose ectomicorrízica nos ecossistemas do cerrado, nas florestas nativas e nos plantios com espécies exóticas (COSTA et al., 2002).

ESTUDO DE CASO: AVALIAÇÃO DA TOLERÂNCIA DE ECM EM EXPOSIÇÃO AO GLIFOSATO

Foi realizado um estudo preliminar nos laboratórios de Proteção Florestal e de Solos, departamento de engenharia florestal da Universidade Estadual do Centro Oeste do Paraná em Irati, Paraná. A coleta de inóculos micorrízicos (terra micorrizada) foi efetuada com base no método descritos em Inoue (1972). Foi coletado do solo de uma árvore de *Pinus taeda* L. situada nas imediações do Campus. Foi constatada existência de micorrizas neste solo pelo simples exame das raízes. O material foi armazenado no congelador do refrigerador do laboratório de Proteção Florestal, até o momento de sua utilização experimental.

O processo de isolamento da ECM teve início com a inoculação do material em placas de Petri com meio agar batata dextrosado, na câmara de fluxo laminar. O material foi cortado em pedaços, sempre trabalhando com a pinça esterilizada na chama. Cuidados para evitar contaminação, como utilização de equipamentos de proteção individual (EPIs) (luvas de látex), álcool, utilização de luz ultravioleta germicida e outros procedimentos de rotina foram tomados com base em recomendações de Alfenas e Mafia (2007).

Posteriormente, as placas foram acondicionadas na câmara de termo e fotoperíodo. A temperatura foi ajustada para 28°C, com intervalos de 12 horas de iluminação. Durante três meses, as placas com isolados foram deixadas para desenvolvimento do micélio, para posterior inoculação no teste experimental.

Foi utilizado um delineamento experimental com um tratamento e quatro repetições. Cada repetição foi uma placa de Petri com meio de cultura.

Após a inoculação, utilizou-se uma seringa para aplicar um mililitro de glifosato (Glifosato Nortox[®]) concentrado sobre a placa, sendo então fechada hermeticamente. Como testemunha (T0), a inoculação foi realizada em uma placa de Petri, sem a aplicação do herbicida. Novamente, as placas foram colocadas em câmara com temperatura ajustada para 28°C, e intervalos de 12 horas de iluminação.

As avaliações foram realizadas aos 14 e 28 dias após a aplicação do glifosato. Foram tiradas fotografias com o uso da máquina modelo Nikon L100. Trabalhos de edição de imagens foram executados no *software Picture Manager* e no *PhotoPhiltre 6.4.0*, a partir da função de correção automática de cor e brilho da imagem. Utilizou-se a função *polygon* para destacar em cada foto a área colonizada pelo fungo. Foi possível estimar a área colonizada nas placas pela sobreposição de uma grade com pontos de um centímetro quadrado sobre as imagens, sabendo-se que cada placa de petri possuía nove centímetros

de diâmetro. Foram estimadas as taxas de evolução do desenvolvimento da ECM, pelo ajuste de equações lineares no *software* Excel, que evidenciaram a velocidade da colonização em cada repetição do experimento.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As fotos permitiram evidenciar o processo de colonização dos microrganismos nas placas. Os micélios ocuparam a maior parte de sua superfície, em ritmo semelhante ao observado antes do experimento, no processo de produção do inoculante.

Nas placas onde foi aplicado o herbicida, notou-se que as hifas tiveram um pouco mais de dificuldade de iniciar seu desenvolvimento em meio de cultura, mas, que o xenobionte não impediu a colonização (Figura 1).



Figura 1 – Colonização de ECM na testemunha após seis semanas

Fonte: Faria et al. (2012).

Constatou-se que o xenobionte atrasou o desenvolvimento da ECM, e a colonização não ocupou toda a superfície das placas, como observado na testemunha. No entanto, a dose não foi suficiente para impedir posteriormente este desenvolvimento. Existem, portanto, indícios de que aquele inóculo foi tolerante ao glifosato, na dose utilizada.

O número de repetições do grupo controle não foi igual ao do tratamento com herbicida, porque não se dispunha de inoculante suficiente para o processo de repicagem. Evidentemente, os testes precisam ser repetidos em maior número e em diferentes dosagens, esclarecendo quais os níveis de exposição

ao glifosato que promovem uma toxicidade aguda para este inoculante. Em novos testes, sugere-se utilizar o meio de cultura Melin-Norkrans modificado (MMN), mais seletivo para a produção de ECM. Caso a aplicação resulte em taxas de desenvolvimento micelial superiores ao da testemunha, poder-se-á afirmar sobre o potencial da ECM em utilizar o glifosato como fonte nutricional, denotando um potencial de uso em biorremediação.

Na repetição 04, por exemplo, a taxa de colonização foi mais rápida que nas outras repetições, inclusive mais rápida que na testemunha, sugerindo que aquela cepa tenha utilizado o glifosato como fonte nutricional. Este resultado vai de encontro ao que afirmou Meharg e Cairney (2000), no qual possa existir variação fisiológica entre diferentes isolados de uma única espécie (Figura 2).

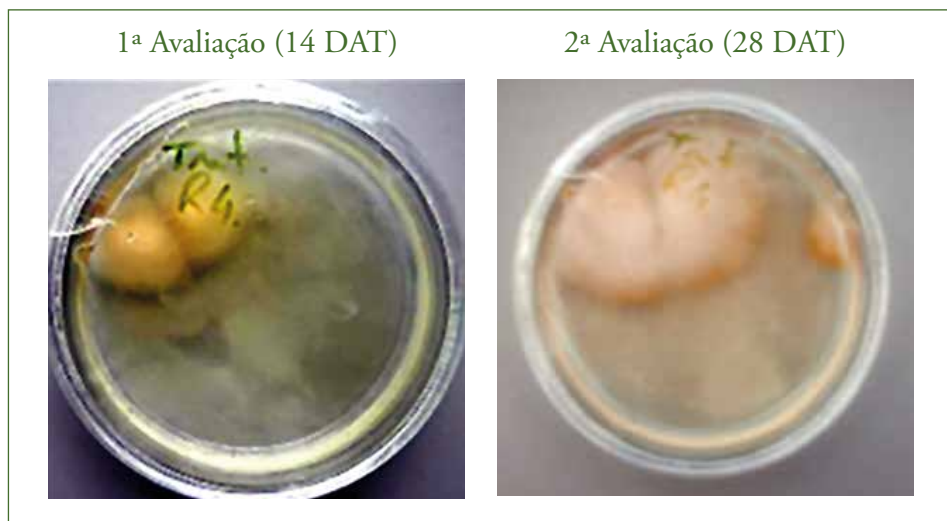


Figura 2 – Colonização de ECM em meio contaminado com glifosato

Fonte: Faria et al. (2012).

Nota: DAT: dias após o tratamento.

OUTROS RESULTADOS DE BIORREMEDIAÇÃO POR MICORRIZAS

A eficiência de degradação de um pesticida vai depender de uma série de fatores, incluindo as taxas de crescimento de fungos, as condições de cultura, tempo de incubação e de nutrientes (MEHARG; CAIRNEY, 2000). Em experimentos de campo, a concentração de propágulos no solo será um fator determinante na eficiência da remediação (CABELLO, 2001). Meharg (2001) sugere que a rizosfera ideal deve ser resistente a vários poluentes.

As enzimas de ECM são excretadas extracelularmente (MEHARG, 2001). Para Cabello (2001), os estudos sobre biorremediação devem focar quais exsudatos são produzidos pelas raízes das plantas. Meharg e Cairney (2000) mencionam que a degradação do herbicida 2,40D por micorrizas foi maior quando estavam em simbiose com plantas, em relação às ECMs de vida livre.

O estudo de Treseder, Torn e Masiello (2006) sugere que a maior parte do carbono das ECM são adquiridos das árvores hospedeiras, não da matéria orgânica do solo. Para se comprovar a viabilidade na remediação do glifosato por ECM em campo, há que se levar em conta o argumento de Cabello (2001), para quem os fungos resistentes devem ser isolados de sítios contaminados.

Os estudos propostos são importantes para a elaboração de teorias na sustentabilidade agrícola e florestal (FINLAY, 2005). Para Meharg (2001), as áreas remediadas não deixarão de fornecer posteriormente recursos madeireiros ao produtor florestal. Nesta linha de raciocínio, Meharg e Cairney (2000) lembram que as técnicas silviculturais devem ser consideradas para otimizar a remediação, mas ainda existem poucos exemplos de aplicação prática. O uso de tecnologias de biorremediação está ainda na infância, mas a ideia é válida para situações em que o sítio permita a recuperação do solo no longo prazo (MEHARG, 2001). Para Meharg e Cairney (2000), a biorremediação possui como vantagem potencial o baixo custo e o baixo distúrbio no solo que se quer descontaminar.

Existem resultados interessantes sobre a biorremediação com fungos ectomicorrízicos. A simbiose é favorecida pela presença de bactérias que formam um biofilme sobre a micorriza e também participam da biodegradação dos agrotóxicos, necessitando somente de exsudatos radiculares e da micorriza como fonte de carbono (SARAND et al., 2000 apud FINLAY, 2008). Contrariamente aos resultados de Meharg, Cairney e Maguire (1997), um estudo de Genney et al. (2004 apud FINLAY, 2008) mostrou que a degradação de fluorene (hidrocarboneto aromático policíclico) foi retardada na micorrizosfera de *Pinus sylvestris*. Joner et al. (2006 apud FINLAY, 2008) também demonstraram que a fitorremediação foi impedida pelo micélio ectomicorrízico de *Suillus bovinus*, em decorrência do consumo dos nutrientes pelo fungo.

Sobre os fungos endomicorrízicos, percebe-se que foram menos estudados que os ectomicorrízicos. Finlay (2008) relatou que os experimentos de Joner et al. (2001) indicaram que a dissipação de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos pode ser aumentada pela presença de micorrizas arbusculares. Um estudo com mudas de *Trema micrantha* inoculada com *Glomus etunicatum*, sob doses crescentes de Zn na solução nutritiva, mostrou que houve redução acentuada no crescimento das mudas e da colonização micorrízica das raízes

(SOARES et al., 2006). Mais estudos precisam ser feitos com este tipo de micorriza, por ser mais frequente que as ECMs em condições tropicais, como é o caso do Brasil.

A biorremediação microbiana vem evoluindo para se tornar uma tecnologia de larga escala e representa a principal tecnologia para a recuperação de solos contaminados, segundo Moreira e Siqueira (2006). Esses autores assinalam que é uma tecnologia de baixo custo, uma solução permanente de descontaminação, fundamentada em processos naturais, com aplicabilidade a vários contaminantes e tipos de solo e de aceitação pública.

RESULTADOS SOBRE INCREMENTO EM FITOMASSA COM ECTOMICORRIZAS

No Brasil, um dos primeiros estudos sobre inoculação de ECMs em mudas de *P. taeda* foi o de Inoue (1972). Utilizou-se de inóculo constituído de terra retirada em um plantio de cinco anos de *P. elliottii* Engelm. Muito embora não tenha sido efetuada a identificação da espécie fúngica, o inóculo proporcionou maior crescimento nas mudas. A capacidade infectiva dos fungos provenientes do solo micorrizado foi capaz de formar micorrizas em menos de 90 dias.

Tomazello Filho e Krügner (1980) e Krügner e Tomazello Filho (1980) obtiveram o aumento no crescimento em altura do caule, diâmetro de colo e peso seco de plantas de *P. caribaea* var. *hondurensis* e *P. caribaea* var. *bahamensis* com tratamentos de inoculação micorrízica e de fertilização mineral em mudas plantadas até os dois primeiros anos no campo. Nestes testes, verificou-se a superioridade de crescimento de plantas inoculadas com *P. tinctorius* em relação a *T. terrestris*, apesar de ambos terem estimulado o crescimento em relação à T0.

Pode-se dizer que os resultados de eficiência de inoculação de micorrizas em mudas são variados e contraditórios. Trajano et al. (2001) citam que a produção de matéria seca de raiz das plantas de *Eucalyptus* inoculadas com micélio de *Pisolithus* foi inversamente proporcional à porcentagem de colonização micorrízica. Estes autores entendem que o excesso de fósforo na planta pode levar as micorrizas a exercer atividade parasitária nestas, no sentido de se apropriarem do excesso deste nutriente absorvido.

De igual modo, Smith e Pope (1934 apud YOKOMIZO; KRÜGNER, 1985b) mencionam que o baixo vigor vegetativo do fungo cultivado pode ser um fator primordial para o sucesso das inoculações. No ensaio de Yokomizo e Krügner (1985b) com *Pisolithus* inoculados em mudas tanto de pinus como de eucalipto, não houve diferenças de crescimento (biomassa) nas plantas.

Marx (1981 apud SILVA; ANTONIOLLI; ANDREAZZA, 2003), observou grande variação entre isolados de *P. tinctorius* quanto à capacidade de formação de ECMs em mudas de *P. taeda*. Do mesmo modo, isolados de *P. tinctorius*, utilizados por Molina (1979 apud SILVA; ANTONIOLLI; ANDREAZZA, 2003), variaram na efetividade como inóculo ectomicorrízico e na capacidade de colonização de raízes de *Pinus contorta*.

Para Marx et al. (1978 apud SILVA; ANTONIOLLI; ANDREAZZA, 2003), a habilidade do fungo ectomicorrízico em colonizar e atuar eficientemente na simbiose com as mudas de pinus varia entre diferentes espécies de fungos ectomicorrízicos e entre isolados de uma mesma espécie. Pereira et al. (2005) testaram 29 isolados de *Pisolithus* no intuito de verificar sua compatibilidade com *Eucalyptus* e constataram alta variabilidade na taxa de colonização das raízes (0,80 a 89,40%). Destarte, entende-se a importância de se conhecer a compatibilidade destes em sua escolha.

A técnica de marcadores moleculares é eficiente para selecionar a melhor progênie fúngica (SOUZA et al., 2003). Sales (2001) estudou a genética das micorrizas com este objetivo, concluindo que havia compatibilidade genética entre os isolados coletados em campo.

Os resultados de Carvalho et al. (1997), ao estudarem a compatibilidade sexual entre as duas populações de *P. tinctorius*, dão conta de que é possível a obtenção de híbridos interespecíficos para serem testados em programas de melhoramento genético de fungos ectomicorrízicos.

Na busca de novas tecnologias de utilização de *Pisolithus* sp. na produção de mudas de *Eucalyptus dunnii*, Alves et al. (2001) obtiveram resultados que indicaram influência positiva da colonização (isolado UFSC-Pt24) sobre os parâmetros de crescimento a partir de 3% do inoculante na composição do substrato. Entretanto, estes autores recomendam novos testes de eficiência do inoculante na promoção do crescimento de plantas nos sistemas comerciais de produção de mudas do setor florestal, em viveiro e no campo.

Oliveira et al. (2006) testaram um isolado de *Rhizopogon nigrescens*, utilizando uma técnica promissora na produção e imobilização do inoculante em alginato de cálcio, que manteve a viabilidade do micélio durante o armazenamento. Concluíram que inoculante apresentava potencial para produção comercial e aplicação nos viveiros florestais.

Silva, Antonioli e Andrezza (2003) destacaram que alguns países vêm desenvolvendo, com êxito, programas de micorrização controlada, propiciando aumentos significativos na produção de biomassa florestal, em cultivos de eucalipto por exemplo, além de contribuir para que as plantas se desenvolvam em locais onde, isoladamente, não teriam produção viável do ponto de vista econômico. Embora a tecnologia para a produção de

inoculantes já exista, a produção em grande escala é limitada devido à reduzida demanda do mercado brasileiro e à inexistência de trabalhos no país que comprovem contundentemente ganhos significativos na produtividade de plantios comerciais iniciados com mudas micorrizadas (COSTA et al., 2002).

RESULTADOS SOBRE INCREMENTO EM FITOMASSA COM ENDOMICORRIZAS

Thapar e Khan (1985 apud MUCHOVEJ et al., 1992), obtiveram aumentos no crescimento de plantas de *A. cunninghamii* após a inoculação com fungos micorrízicos VA, porém não indicaram a identidade das espécies fúngicas testadas.

Os resultados encontrados por Silva et al. (2007b) em mudas de *E. grandis* inoculadas com os isolados monocarióticos e dicarióticos de *Pisolithus* sp. apresentaram, ao final de 105 dias de cultivo em casa de vegetação, massa seca da parte aérea superior à das plantas não-inoculadas. Em alguns isolados monocarióticos, a menor capacidade de formar ECMs refletiu igualmente no baixo crescimento das plantas. Comprovou-se também que a associação ectomicorrízica melhora a absorção dos principais elementos encontrados na solução do solo, Ca, Mg e K, além de nutrientes com baixa mobilidade, como o P.

De acordo com os resultados obtidos por Trajano et al. (2001), a micorrização foi afetada diretamente pelo fósforo presente na planta, pois, quando se aumentou a disponibilidade deste nutriente no solo, ocorreu seu maior fluxo para a planta, passando a atuar no processo de micorrização em todo o sistema radicular.

Ensaio de Caldeira et al. (1997) concluíram que mudas de *Copaifera martii* e *Dimorphandra macrostachya* inoculadas com *G. clarum* não apresentam incrementos nos parâmetros avaliados (altura, diâmetro, fitomassa aérea e fitomassa subterrânea de raízes finas e grossas). Na mesma linha de raciocínio, Silva, Antonioli e Andrezza (2003) concluem que houve diferença significativa de crescimento nas plantas, creditando, porém, o fato à adubação efetuada, também fator de variação do experimento. Por outro lado, Souza et al. (2009) acreditam que o favorecimento de mudas com a inserção de nutrientes pode simplesmente tornar irrisório o efeito da micorrização para o crescimento em fitomassa.

É provável, portanto, que novos testes com inoculação de micorrizas em mudas resultem em benefícios de crescimento de biomassa seca, principalmente ao sistema radicular das mudas. Testes com inoculação de FMAs em espécies leguminosas de interesse florestal, feitos por Caldeira et al. (1999), constataram que a inoculação com *G. margarita* favorece a acumulação de matéria seca de

raízes finas de *P. vanosa*. Para os demais parâmetros (altura, peso seco da parte aérea e peso seco de raízes grossas) não houve diferenças entre os tratamentos.

Ao avaliarem a formação conjunta de endo e ECMs em *Araucaria angustifolia*, e sua contribuição na produção em biomassa, Muchovej et al. (1992) mencionam que as plantas inoculadas com fungos micorrízicos produziram massas secas de partes aéreas equivalentes às plantas do tratamento controle. Dentre outros resultados deste trabalho, importa mencionar que não se verificou ECM na espécie *A. angustifolia*, mesmo com inoculações induzidas, e também que não houve efeito positivo na absorção de nutrientes.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

As micorrizas já foram bastante estudadas na área de microbiologia do solo, do ponto de vista de seus efeitos sobre as plantas hospedeiras. Os fungos formadores de micorrizas podem ser importantes por poderem aumentar a absorção de nutrientes (principalmente o fósforo) e de água do solo para a planta, de modo a que esta possa estar integrada ao sistema solo-planta. Estas associações criam condições para que a planta apresente o máximo potencial de crescimento e, também, suporte a falta de água e redução da disponibilidade dos nutrientes em períodos de escassez hídrica.

Por outro lado, as possibilidades de uso de micorrizas na biorremediação são eminentes. Podem ser destacadas a recuperação de áreas contaminadas através do reflorestamento com plantas que desenvolvam associação micorrízica tendo o foco na biorremediação. São possibilidades cada vez mais vislumbradas por grupos de pesquisa, e que evidenciam um potencial de desenvolvimento em tecnologia e inovação para fins ambientais e florestais.

REFERÊNCIAS

ALFENAS, A. C.; MAFIA, R. G. **Métodos em fitopatologia**. Viçosa: Ed. UFV, 2007.

ALVES, J. R. et al. Efeito de inoculante ectomicorrízico produzido por fermentação semi-sólida sobre o crescimento de *Eucalyptus dunnii* maiden. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 36, n. 2, p. 307-313, fev. 2001. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/pab/v36n2/a14v36n2.pdf>>. Acesso em: 06 set. 2016.

ANDREAZZA, R. et al. Ocorrência de associação micorrízica em seis essências florestais nativas do estado do Rio Grande do Sul. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 18, n. 3, p. 339-346, 2008. Disponível em: <<http://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/445/336>>. Acesso em: 06 set. 2016.

AUER, C. G.; BETTIOL, W. Efeito da serapilheira de *Eucalyptus grandis* no crescimento micelial de *Pisolithus tinctorius* em meio de cultura. **IPEF**, Piracicaba, n. 32, p. 49-52, abr. 1986. Disponível em: <<http://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr32/cap06.pdf>>. Acesso em: 06 set. 2016.

- AZEVEDO, J. L. Biodiversidade microbiana e potencial biotecnológico. In: MELO, I. S.; AZEVEDO, J. L. (Coord.). **Ecologia microbiana**. Jaguariúna: EMBRAPA/CNPMA, 1998. p. 445-461.
- BASEIA, I. G.; MILANEZ, A. I. *Rhizopogon (Rhizopogonaceae)*: hypogeous fungi in exotic plantations from the state of São Paulo, Brazil. **Acta Botanica Brasílica**, Brasília, v. 16, n. 1, p. 55-59, 2002. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/abb/v16n1/9461.pdf>>. Acesso em: 06 set. 2016.
- BEGA, O. A. **Inoculação de mudas de *Pinus taeda* por *Scleroderma***. 1989. 48 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1989. Disponível em: <<http://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/25139>>. Acesso em: 06 set. 2016.
- BERTOLAZI, A. A. et al. O papel das ectomicorrizas na biorremediação de metais pesados no solo. **Natureza on line**, Santa Teresa, v. 8, n. 1, p. 24-31, 2010. Disponível em: <http://www.naturezaonline.com.br/natureza/conteudo/pdf/04_BertolaziAA_etal_2431.pdf>. Acesso em: 06 set. 2016.
- BETTIOL, W. et al. Influência de lodo de esgoto e de acículas de pinus na formação de ectomicorrizas em mudas de *Pinus caribaea* var. *hondurensis* pelos fungos *Pisolithus tinctorius* e *Thelephora terrestris*. **IPEF**, Piracicaba, n. 34, p. 41-46, dez. 1986. Disponível em: <<http://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr34/cap06.pdf>>. Acesso em: 06 set. 2016.
- BLAUDEZ, D. et al. Differential responses to ectomycorrhizal fungi to heavy metals *in vitro*. **Mycological Research**, Cambridge, v. 104, n. 11, p. 1366-1371, 2000.
- CABELLO, M. N. Mycorrhizas and hydrocarbons. In: GADD, G. M. (Org.). **Fungi in bioremediation**. Cambridge: Ed. Cambridge University Press, 2001. p. 456-471.
- CALDEIRA, M. V. W. et al. Crescimento de leguminosas arbóreas em respostas a inoculação com fungos micorrízicos arbusculares. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 7, n. 1, p. 1-10, 1997. Disponível em: <<http://coral.ufsm.br/cienciaflorestal/artigos/v7n1/art1v7n1.pdf>>. Acesso em: 06 set. 2016.
- CALDEIRA, M. V. W. et al. Efeito de fungos micorrízicos arbusculares no desenvolvimento de duas leguminosas arbóreas. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 9, n. 1, p. 63-70, 1999. Disponível em: <<http://coral.ufsm.br/cienciaflorestal/artigos/v9n1/art7v9n1.pdf>>. Acesso em: 06 set. 2016.
- CARVALHO, D. et al. Produção de culturas monocarióticas e compatibilidade sexual intra e interpopulacional para o fungo ectomicorrízico *Pisolithus tinctorius*. **Cerne**, Lavras, v. 3, p. 143-160, 1997.
- COSTA, M. D. et al. Ectomicorrizas: a face oculta da floresta. **Biociência e Desenvolvimento**, Brasília, n. 29, p. 38-46, 2002. Disponível em: <<http://www.biociencia.com.br/revista/bio29/ecto.pdf>>. Acesso em: 06 set. 2016.
- FARIA, A. B. C. et al. Estudo sobre a viabilidade de remediação de pesticidas por ECM e avaliação da sua tolerância em exposição ao glifosato. In: FERTBIO, 2012, Maceió. **Anais...** Maceió: SBCS, 2012. 1 CD-ROM.
- FINLAY, R. D. Ecological aspects of mycorrhizal symbiosis: with special emphasis on the functional diversity of interactions involving the extraradical mycelium. **Journal of Experimental Botany**, London, v. 59, n. 5, p. 1115-1126, 2008. Disponível em: <<http://jxb.oxfordjournals.org/content/59/5/1115.full.pdf+html>>. Acesso em: 06 set. 2016.

FINLAY, R. D. Mycorrhizal symbiosis: myths, misconceptions, new perspectives and future research priorities. **Mycologist**, v. 19, n. 3, 2005. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269915X05003010>>. Acesso em: 06 set. 2016.

GADD, G. M. Prefácio. In: GADD, G. M. (Org.). **Fungi in bioremediation**. Cambridge: Ed. Cambridge University Press, 2001. p. 445-455.

GROSS, E.; CASAGRANDE, L. I. T.; CAETANO, F. H. Ultrastructural study of ectomycorrhizas on *Pinus caribaea* Morelet. var. *hondurensis* Barr. & Golf. seedlings. **Acta Botanica Brasílica**, Brasília, v. 18, n. 1, p. 1-7, 2004. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/abb/v18n1/v18n1a01.pdf>>. Acesso em: 06 set. 2016.

INOUE, M. T. Ensaio comparativo para dimensionar as influências causadas pela inoculação de fungos micorrizicos em mudas de *Pinus taeda* L. em relação à quantidade de inóculo presente no solo. **Floresta**, Curitiba, v. 4, n. 1, p. 63-68, 1972.

KRÜGNER, T. L.; TOMAZELLO FILHO, M. Aspectos da associação micorrízica em *Pinus* spp. **Série Técnica IPEF**, Piracicaba, v. 3, n. 9, p. 1-32, mar. 1982. Disponível em: <<http://www.ipef.br/publicacoes/stechnica/nr09/cap01.pdf>>. Acesso em: 06 set. 2016.

KRÜGNER, T. L.; TOMAZELLO FILHO, M. Efeitos dos fungos ectomicorrízicos *Pisolithus tinctorius* e *Thelephora terrestris* e de fertilização mineral no crescimento e sobrevivência de *Pinus caribaea* var. *bahamensis* em condições de campo, no litoral sul da Bahia. **IPEF**, Piracicaba, n. 21, p. 41-51, dez. 1980. Disponível em: <<http://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr21/cap03.pdf>>. Acesso em: 06 set. 2016.

KRÜGNER, T. L.; TOMAZELLO FILHO, M. Ocorrência de micorrizas espécies de *Pinus* e identificação dos fungos associados. **Circular Técnica IPEF**, Piracicaba, n. 139, nov. 1981. Disponível em: <<http://www.ipef.br/publicacoes/ctecnica/nr139.pdf>>. Acesso em: 06 set. 2016.

LAATIKAINEN, T.; HEINONEN-TANSKI, H. Mycorrhizal growth in pure cultures in the presence of pesticides. **Microbiological Research**, Jena, v. 157, p. 127-137, 2002. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0944501304700683>>. Acesso em: 06 set. 2016.

MALONEY, S. E. Pesticide degradation. In: GADD, G. M. (Org.). **Fungi in bioremediation**. Cambridge: Cambridge University Press, 2001. p. 188-223.

MEHARG, A. A. The potential for utilizing mycorrhizal associations in soil bioremediation. In: GADD, G. M. (Org.). **Fungi in bioremediation**. Cambridge: Ed. Cambridge University Press, 2001. p. 445-455.

MEHARG, A. A.; CAIRNEY, J. W. G. Ectomycorrhizas: extending the capabilities of rhizosphere remediation?. **Soil Biology e Biochemistry**, v. 32, p. 1475-1484, 2000. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0038071700000766>>. Acesso em: 06 set. 2016.

MEHARG, A. A.; CAIRNEY, J. W. G.; MAGUIRE, N. Mineralization of 2,4-dichlorophenol by ectomycorrhizal fungi in axenic culture and in symbiosis with pine. **Chemosphere**, Oxford, v. 34, n. 12, p. 2495-2504, jun. 1997. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653597000052>>. Acesso em: 06 set. 2016.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2. ed. Lavras: UFLA, 2006.

MOREIRA, M. et al. Spore density and root colonization by arbuscular mycorrhizal fungi in preserved or disturbed *Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. ecosystems. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 63, n. 4, p. 380-385, jul./ago. 2006. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/sa/v63n4/a09v63n4.pdf>>. Acesso em: 06 set. 2016.

MUCHOVEJ, R. M. C. et al. Influência da inoculação com fungos ectomicorrizicos e MVA sobre o comportamento de mudas de *Araucaria angustifolia* (Bert) O. Ktze. **Hoehnea**, São Paulo, v. 19, n. 1/2, p. 9-18, 1992.

OLIVEIRA, L. P. et al. Viability and infectivity of na ectomycorrhizal inoculum produced in na airlift bioreactor and immobilized in calcium alginate. **Brazilian Journal of Microbiology**, São Paulo, v. 37, n. 3, p. 251-255, 2006. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/bjm/v37n3/v37n3a11.pdf>>. Acesso em: 06 set. 2016.

PEREIRA, G. C. et al. Efecto del pH sobre el crecimiento in vitro de hongos ectomicorrizicos recolectados de plantaciones de *Pinus radiata*. **Bosque**, Valdivia, v. 28, n. 3, p. 215-219, 2007. Disponível em: <<http://www.scielo.cl/pdf/bosque/v28n3/art05.pdf>>. Acesso em: 06 set. 2016.

PEREIRA, O. L. et al. Compatibility and ectomycorrhiza formation among *Pisolithus* isolates and *Eucalyptus* spp. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, n. 3, p. 337-344, 2005. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v29n3/25733.pdf>>. Acesso em: 06 set. 2016.

PEREZ-MORENO, J.; READ, D. J. Los hongos ectomicorrizicos, lazos vivientes que conectan y nutren a los árboles en la naturaleza. **INCI**, Caracas, v. 29, n. 5, p. 239-247, maio 2004.

PEYRONEL, B. et al. Terminology of michorrhiza. **Mycologia**, Oregon, v. 61, n. 1, p. 410-411, 1969.

PILON-SMITS, E. Phytoremediation. **Annual Review of Plant Biology**, Palo Alto, v. 56, p. 15-39, 2005.

SALES, N. L. P. **Modelo para estudo da diversidade genética em populações naturais de *Pisolithus* spp.** 2001. 95 p. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2001.

SANTOS, V. L. et al. Vesicular-arbuscular-/ecto-mycorrhiza succession in seedlings of *Eucalyptus* spp. **Brazilian Journal of Microbiology**, São Paulo, v. 32, n. 2, p. 81-86, 2001. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/bjm/v32n2/a02v32n2.pdf>>. Acesso em: 06 set. 2016.

SCHWAN-ESTRADA, K. R. F. et al. Utilização de fontes de carbono e caracterização esterásica de fungos ectomicorrizicos. **Acta Scientiarum: Agronomy**, Maringá, v. 25, n. 1, p. 237-241, 2003.

SILVA, L. X. et al. Fungos micorrizicos arbusculares em áreas de plantio de leucena e sábia no estado de Pernambuco. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 31, n. 3, p. 427-435, 2007a. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rarv/v31n3/08.pdf>>. Acesso em: 06 set. 2016.

SILVA, M. A. et al. Formação de ectomicorrizas por monócários e dicários de *Pisolithus* sp. e interações nutricionais em *Eucalyptus grandis*. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 31, n. 5, p. 917-929, 2007b. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v31n5/a09v31n5.pdf>>. Acesso em: 06 set. 2016.

SILVA, R. F.; ANTONIOLLI, Z. I.; ANDREAZZA, R. Efeito da inoculação com fungos ectomicorrízicos na produção de mudas de *Eucalyptus grandis* W. Hill ex Maidem em solo arenoso. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 13, n. 1, p. 33-42, 2003. Disponível em: <<http://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/1721/990>>. Acesso em: 06 set. 2016.

SMITH, S. E.; READ, D. J.; HARLEY, J. L. **Mycorrhizal symbiosis**. 2. ed. San Diego: Academic Press, 1997.

SOARES, C. R. F. S. et al. Micorriza arbuscular e nutrição fosfática na toxidez de zinco para a trema [*Trema micrantha* (L.) Blum.]. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 30, n. 4, p. 917-929, 2006. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbcs/v30n4/07.pdf>>. Acesso em: 06 set. 2016.

SOUZA, A. M. et al. Caracterização morfológica e isoenzimática de isolados de *Pisolithus* spp. **Cerne**, Lavras, v. 7, n. 2, p. 22-34, 2001. Disponível em: <<http://www.dcf.ufla.br/conservacao/artigos/art01.pdf>>. Acesso em: 06 set. 2016.

SOUZA, A. M. et al. Seleção de genitores monocarióticos do fungo simbiótico *Pisolithus microcarpus* para estudos genéticos. **Cerne**, Lavras, v. 9, n. 2, p. 1-8, 2003.

SOUZA, F. A.; SILVA, I. C. L.; BERBARA, R. L. L. Fungos micorrízicos arbusculares: muito mais diversos do que se imaginava. In: MOREIRA, F. M. S. et al. (Ed.). **Biodiversidade do solo em ecossistemas brasileiros**. Lavras: UFLA, 2008. p. 483-536.

SOUZA, R. C. et al. Produção de mudas micorrizadas de *Schinus terebinthifolius* Raddi. em diferentes substratos. **Floresta**, Curitiba, v. 39, n. 1, p. 197-206, 2009.

STURMER, S. L.; SIQUEIRA, J. O. Diversidade de fungos micorrízicos arbusculares em ecossistemas brasileiros. In: MOREIRA, F. M. S. et al. (Ed.). **Biodiversidade do solo em ecossistemas brasileiros**. Lavras: UFLA, 2008. p. 537-584.

TOMAZELLO FILHO, M.; KRÜGNER, T. L. Formação de ectomicorrizas e crescimento de mudas de *Pinus caribaea* var. *bahamensis* em solo de viveiro infestado artificialmente com *Thelephora terrestris* e *Pisolithus tinctorius* no litoral sul da Bahia. **IPEF**, Piracicaba, n. 21, p. 21-37, dez.1980. Disponível em: <<http://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr21/cap02.pdf>>. Acesso em: 06 set. 2016.

TRAJANO, M. A. B. et al. Suprimento de fósforo e formação de micorrizas em mudas de eucalipto em sistema de raízes subdivididas. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 25, n. 2, p. 193-201, 2001.

TRESEDER, K. K.; TORN, M. S.; MASIELLO, C. A. An ecosystem-scale radiocarbon tracer to test use of litter carbon by ectomycorrhizal fungi. **Soil Biology e Biochemistry**, v. 38, p. 1077-1082, 2006. Disponível em: <https://webfiles.uci.edu/treseder/public/Publications/Treseder_etal_2006.pdf>. Acesso em: 06 set. 2016.

TRINDADE, A. V. et al. Efeito de fungos ectomicorrízicos na resposta de mudas de *Eucalyptus grandis* a enxofre no solo. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 25, n. 2, p. 175-181, 2001.

YOKOMIZO, N. K. S.; KRÜGNER, T. L. Avaliação comparativa e efeitos de isolados de *Pisolithus tinctorius* em mudas de espécies de *Pinus* e *Eucalyptus*. **Silvicultura em São Paulo**, São Paulo, v. 17/19, p. 17-23, 1985b.

YOKOMIZO, N. K. S.; KRÜGNER, T. L. *Pisolithus tinctorius* e ectomicorrizas em espécies de *Eucalyptus*. **Silvicultura em São Paulo**, São Paulo, v. 17/19, p. 1-8, 1985a.

YOKOMIZO, N. K. S.; MASUHARA, G. Termosensibilidade de propágulos de fungos ectomicorrízicos em *Pinus luchuensis* Mayr. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 8, n. 2, p. 123-130, 1996.

YOKOMIZO, N. K. S.; RODRIGUES, E. Associação ectomicorrízica entre *Suillus luteus* e *Pinus elliottii* var *elliottii*. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 10, n. 1, p. 73-79, 1998.





EL USO DEL FUEGO EN LOS AMBIENTES FORESTALES

*Fabio Abel Moscovich
Carlos Roberto Kunst*







INTRODUÇÃO

Se calcula que el ser humano es capaz de producir fuego desde hace 20.000 años, y de **mantener** y/o controlar incendios naturales desde hace más de 500.000 años. El fuego, aprovechado inicialmente para calentarse, protegerse y cocinar, pronto fue indispensable en el desmonte de tierras boscosas para dedicarlas a la agricultura y al pastoreo. Por esto, la historia de casi todas las culturas registra el uso de fuego como medio de ordenación.

El uso del fuego por parte de las sociedades es reconocido desde hace mucho tiempo como una de las principales causas de modificación de los regímenes naturales del fuego en el mundo.

Si queremos desarrollar estrategias para la conservación de algunos ambientes naturales de forma eficaz, debemos comprender las relaciones existentes entre el fuego, la gente y el medio ambiente. Solo el 25% del mundo terrestre conocido presenta todavía regímenes de fuego sin intervención humana. Las regiones con regímenes de fuego alterado a muy alterado ocupan el 53% de la superficie terrestre y el 8% del planeta, respectivamente.

La paradoja del uso del fuego, consiste en que puede ser evaluado como dañino o como beneficioso, y que su uso puede tener diferentes aplicaciones que van desde la práctica de quemas de manera tradicional hasta técnicas mas especializadas.

La adopción de medidas tendientes a la reducción de daños provocados por el fuego sin control humano y, al mismo tiempo, potenciar sus beneficios, se puede lograr a través de la gestión y el uso en forma prescripta, con objetivos claros y con la intervención de personal calificado y entrenado.

Las quemas controladas o prescriptas consisten en aplicar concientemente fuego a la materia combustible selvática existente en cierta superficie, en condiciones atmosféricas determinadas, con finalidades muy precisas como ser: eliminar material combustible peligroso; eliminar restos del aprovechamiento forestal; preparar el terreno para la siembra o plantación; mejorar el hábitat de la fauna; controlar vegetación indeseable; mejorar la estética y el paisaje; perpetuar especies que se benefician con la quema; entre otros.

La información que se coloca a continuación, sobre el uso del fuego de manera controlada y/o prescripta, proviene fundamentalmente de experiencias llevadas a cabo en varios países donde el manejo del fuego se realiza desde hace varios años.

Estas experiencias, analizadas por observaciones propias, permiten pensar en la posibilidad de adaptar estos conocimientos a los diferentes ecosistemas presentes en América del Sur.

Nuevas investigaciones, realizadas por investigadores del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) de la Argentina, dejan vislumbrar la posibilidad del uso y aplicación de fuegos controlados y/o prescriptos en los ambientes forestales, cumpliendo distintos objetivos y aplicados en diferentes épocas del año. La presentación de estos resultados son los objetivos de este capítulo.

CONCEPTO DE FUEGO PRESCRIPTO Y PROTOCOLO DE PRESCRICIÓN

El fuego prescripto puede ser definido como fuego aplicado, a cualquier tipo de combustible en un área específica, bajo condiciones climáticas seleccionadas, con el fin de lograr objetivos de manejo predeterminados, quedando el fuego confinado a un área determinada (GREEN, 1981; McRAE, 1995; WADE; LUNSFORD, 1989; WEBER; TAYLOR, 1992).

La práctica de fuego prescripto es una *ciencia* y un *arte*. Es una ciencia, porque emplea conocimientos de climatología, física, química, entre otros, que proveen los cimientos necesarios para el uso apropiado del fuego y permiten la aplicación de sus principios de forma amplia a través de diferentes condiciones y situaciones. Es un arte, porque existen variaciones de vegetación, clima y comportamiento del fuego que desafían cualquier cuantificación precisa y que hacen que la experiencia personal tenga un papel preponderante en el manejo de ésta herramienta (RYAN, 1990; KUNST; BRAVO; PANIGATTI, 2003; MOSCOVICH; IVANDIC; BESOLD, 2010; MOSCOVICH; IVANDIC; BESOLD, 2011).

La persona que emplea el fuego prescripto, de forma correcta, tiene el conocimiento necesario para manejar los cambios que origina el fuego, variando la oportunidad, la frecuencia y la intensidad del mismo (WADE; LUNSFORD, 1989; TROLLOPE, 1991a).

El protocolo de prescripción indica la magnitud de los factores que influyen sobre el comportamiento del fuego, y deben ser tenidos en cuenta cuando se aplica un fuego prescripto para alcanzar algún objetivo predeterminado. Se entiende por **comportamiento** la liberación de energía

durante la combustión, es decir, durante el proceso de fuego (TROLLOPE, 1991^a; TROLLOPE, 1991b).

El calor liberado por la reacción es lo que causa cambios, y se cuantifica en unidades de tasa de transmisión de energía u otras como **temperatura de la llama**, **largo de llama**, **temperatura del suelo**, entre otros. (WRIGHT; BAILEY, 1982; TROLLOPE, 1991b).

La energía liberada en forma de calor se propaga en un incendios forestal o de vegetación por cuatro medios: conducción, radiación, convección y materiales volantes y/o rodantes; siendo las tres últimas las más importantes por su influencia en el comportamiento de un fuego (MOSCOVICH; IVANDIC; BESOLD, 2010; MOSCOVICH; IVANDIC; BESOLD, 2011).

Por otro lado, los factores que influyen sobre el comportamiento del fuego son: temperatura del aire, humedad relativa ambiente, velocidad del viento, topografía, cantidad, tipo y **densidad** de los combustibles. El diseño de ignición también afecta directamente el comportamiento del fuego (MOSCOVICH; IVANDIC; BESOLD, 2010; MOSCOVICH; IVANDIC; BESOLD, 2011).

Los elementos necesarios para la aplicación de fuegos prescritos son obtenidos a través de la investigación clásica y de la experiencia. Los valores de los tres factores más importantes (temperatura del aire, humedad relativa y velocidad del viento) van a producir, para un determinado tipo de combustible, un nivel de intensidad de fuego determinado.

Estos tres elementos (temperatura del aire, humedad relativa y velocidad del viento) que influyen en el comportamiento del fuego son también elementos del clima: **el éxito de un fuego prescripto esta ligado directamente al conocimiento profundo del clima y a su dinámica**. Existe un **clima de fuego**, que se define como el estado de la atmósfera definido por los elementos del tiempo atmosférico que rodea el local donde será aplicada una quema prescripta y/o controlada, hasta una distancia que afecte el comportamiento del fuego (GREEN, 1981). A fin de conocer el estado del clima en detalle, se debe contar con un pronóstico general, uno local y se deben tomar datos en el área de trabajo antes, durante y después de la quema (WADE; LUNSDORF, 1989). También, en algunos casos es aceptable que alguno de los elementos del clima esté fuera de la prescripción, siempre que estén balanceados por los otros elementos.

USOS DEL FUEGO PRESCRIPTO

El fuego es uno de los elementos que más fuertemente inciden en la distribución local de la vegetación a través del tiempo. Algunas comunidades

vegetales que vivieron por siglos en equilibrio con el ambiente, son substituídas o cambiadas por la acción del fuego. Otras comunidades necesitan del fuego para su subsidencia como, por ejemplo, el *Pinus palustris* (Pino de los pantanos), o bien en ecosistemas formados por la asociación entre pinos y pasturas, requieren de la acción del fuego periódicamente para su mantenimiento a través del tiempo (MUTCH, 1994; TOMBACK et al., 1995; BUNTING; KILGORE; BUSHEY, 1987).

Dejando de lado diversos puntos de vista, los cambios son necesarios para el mantenimiento de cualquier ecosistema saludable.

Una premisa básica para el entendimiento de la **ecología del fuego** es que un incendio natural no se puede definir como destructivo o constructivo, sino que simplemente es un agente que produce cambios. Se estos cambios son deseables o no, dependen de su compatibilidad con algún objetivo de manejo y/o conservación.

El recurso de manejar el fuego con conocimientos para producir cambios en la vegetación y/o en comunidades animales, en respuesta a un objetivo predeterminado, teniendo en cuenta los procesos naturales y sus funciones, es lo que se denomina **fuegos prescriptos o controlados**.

Esto significa que es necesario conocer las variaciones del fenómeno fuego a través del tiempo, la frecuencia de ocurrencia y la intensidad del mismo.

La quema prescripta es una herramienta útil, que requiere de considerable habilidad técnica para garantizar que exista, en el bosque, una cantidad suficiente de materiales combustibles, de tal manera que permita el desplazamiento del fuego a través de la vegetación inferior de forma continua, pero no con tanta intensidad como para que el fuego alcance a dañar los árboles productivos deseados (MUTCH, 1994).

Como ocurre con los demás tratamientos silviculturales de las masas forestales nativas e implantadas, se puede considerar que la quema prescripta puede tener un efecto negativo o positivo, esto depende del objetivo particular sobre el que se fije la atención.

OBJETIVOS PARA EL USO DEL FUEGO EN LOS BOSQUES

REDUCCIÓN DE MATERIAL COMBUSTIBLE

El combustible, conformado por ramas, hojas caídas de los árboles, más los desechos del aprovechamiento forestal, se acumulan rápidamente en los bosques nativos y/o en las plantaciones forestales, formando un manto compacto sobre el suelo, que se presenta como un peligro real para la ocurrencia de incendios de vegetación indeseables.

La necesidad de reducir la acumulación de estos combustibles en los bosques se encuentra en aumento. Una reducción inicial de combustibles por el uso del fuego controlado requiere condiciones precisas de viento, humedad y temperatura.

La quema prescrita es una práctica común para disminuir la cantidad de estos combustibles bajo el dosel¹ del bosque. El fuego que podría ocurrir de forma natural en estas áreas tratadas previamente con fuegos controlados, causan pequeños daños a los árboles y son más fáciles de apagar y controlar.

Una adecuada intervención con aplicación de fuego, para reducir la cantidad de material combustible, depende de varios factores; entre ellos: la cantidad de material combustible, la frecuencia en la ocurrencia de los fuegos, una evaluación de los riesgos, y una cuantificación sobre el peligro de aplicación y uso de fuego.

De forma general se comprobó, en los Estados Unidos (EEUU), que con altas velocidades de viento y bajas temperaturas, en el momento de aplicación de fuegos controlados, se minimizaban los daños a los árboles que conformaban la masa forestal.

En rodales de pinos del Sur de EEUU, con alturas de los árboles de 25 a 30cm, se pueden aplicar quemas controladas sin causar mayores daños a la masa. En otros casos, en pinares jóvenes manejados con fines industriales son frecuentemente quemados, de forma controlada, cuando los ejemplares alcanzan 40 a 50cm de altura usando sistemas de ignición aéreas, a través de helicópteros acondicionados para tal fin (*helitorch*) (WADE; LUNSFORD, 1989). En estos casos, se usa una periodicidad en el uso de los fuegos prescritos de 3 o 4 años; siempre que haya existido una reducción previa de los (WADE; LUNSFORD, 1989).

Estudios realizados en los Montes Apalaches, en Carolina del Norte, EEUU, mostraron la posibilidad de aplicar fuegos prescritos a gran escala para eliminar el material leñoso fino, producido como desecho del aprovechamiento forestal, alcanzando disminuciones en la cantidad de hasta el 90%, logrando así, una barrera eficiente ante la posibilidad de ocurrencia de fuegos accidentales y/o fortuitos (VAN LEAR; WALDROP, 1989).

El aprovechamiento de los bosques de *Eucalyptus marginata* (Jarrah), en Australia, produce marcados cambios en la ecología de los fuegos y en la estructura del bosque. El aprovechamiento forma claros dentro del bosque permitiendo la instalación de un abundante sotobosque que favorece la ocurrencia de importantes incendios naturales que causan daño y muerte a los árboles dominantes (BELL, 1994).

¹ Dosel: el conjunto de copas de los árboles que forman la estructura del bosque.

Programas de quemas controladas para reducir la acumulación de estos combustibles, fueron utilizados a partir de la década del 70. los resultados obtenidos permitieron desarrollar una guía con especificaciones que permiten aplicar fuegos prescritos de forma segura y eficiente en bosques de *E. marginata* y *E. diversicolor* (Karri) usando de sistemas de ignición aérea (BELL, 1994).

Estas técnicas, una vez comprobadas por más de 5 años de aplicación, se transfirieron a rodales comerciales de *Pinus pinaster* (Pino marítimo), en Australia, para reducir la acumulación de combustibles finos evitando, así, los daños producidos por fuegos no deseados (GILL; GROVERS; NOBLE, 1993).

Los beneficios que produce la reducción de combustibles durante el desarrollo de fuegos ocasionales durante los períodos de máxima peligrosidad incendios, son más que obvios. Por ejemplo, en el verano de 1961, en el Oeste de Australia, por el uso de fuegos prescritos en la región, el área forestada fue afectada mínimamente por los incendios accidentales, debido a que éstos no alcanzaron grandes dimensiones (GILL; GROVERS; NOBLE, 1993).

El ejemplo más destacado sobre los beneficios que produce la eliminación y/o disminución de combustibles con el uso de fuego prescrito, ocurrió durante un incendio forestal natural en el año 1978 en Australia, seguido por el impacto del Ciclón Alby. El ciclón causo 92 focos de fuego fuera de control, o en áreas con poco acceso. La velocidad del viento superó los 130Km/h, causando una avance rápido del fuego con abundante emisión de pavesas². El viento fuerte derribó árboles sobre los caminos y rutas imposibilitando todo tipo de acción directa por varios días.

No obstante, por la aplicación previa de fuegos controlados a que era sujeta esta región (aproximadamente 54.000ha), solamente se perdieron 7.000ha de bosques nativos y 284ha de plantaciones forestales (GILL; GROVERS; NOBLE, 1993).

Otra observación del hecho presentado anteriormente es que, la reducción de las cantidades de combustibles, mediante el uso de fuegos prescritos, no es necesario que se realicen sobre toda la superficie a considerar. El objetivo primordial es evitar la **continuidad** de los combustibles.

Según Gill, Grovers e Noble (1993), con una reducción del 75 al 80% del combustible acumulado en un área determinada es suficiente para lograr una discontinuidad que evite la propagación de los fuegos de vegetación no deseados. Otra ventaja de estos **parches** quemados es la formación de **islas** que dan abrigo y refugio a la fauna silvestre.

Un ejemplo de aplicación de fuego prescrito, con este objetivo en Argentina, fue el llevado a cabo en la región de los Bosques Andino Patagónicos en plantaciones de *Pinus contorta* (Lodgepole pine) con el objetivo de eliminar residuos de las podas y raleos de *Pseudotsuga menziesii* (Pino Oregon) (RODRIGUEZ; CWIELONG, 1993).

2 Pavesas: porciones ígneas de masa vegetal que se desplazan convectivamente por el aire.

En este caso, la quema se realizó durante el mes de Octubre y ocasionó varios daños a la masa forestal, sobre todo a aquellas plantas con diámetro a la altura del pecho (DAP) menor a 26cm y con altura totales inferiores a los 22cm. El largo de llamas alcanzó (RODRIGUEZ; CWIELONG, 1993) 5m, siendo demasiado potente para este tipo de quema. Posiblemente, la época elegida para la aplicación del tratamiento no fue la mas indicada debido a que la temperatura del aire estable en aumento y la humedad relativa estaba en valores muy bajos.

Estos primeros resultados indican la necesidad de aumentar las investigaciones sobre el tema, procurando mejores condiciones ambientales para conducir las quemas.

Otro ejemplo, también en Argentina, es el uso del fuego controlado realizado en el mes de febrero del año 1996 en la Reserva Ecológica Costanera Sur (RECS), en la ciudad de Buenos Aires, llevada a cabo por técnicos del INTA.

El objetivo de esta quema fue la eliminación del combustible fino existente, formado principalmente por *Cortaderia selloana* (Paja cortadera). Esta Paja se quemaba anualmente de forma accidental causando numerosos daños y muerte de árboles de *Tessaria integrifolia* (Aliso del rio) y de *Salix humboldtiana* (Sauce criollo) que eran el objetivo de conservación de la RECS.

La cantidad de material vegetal estimada antes de la quema fue de 12.000 a 15.000kg ha⁻¹ de materia seca. El área, de aproximadamente 70ha, fue dividida en dos sectores. Se uso la técnica de ignición de fuego en retroceso para quemar ambas partes. Durante la primera prte de la quema no se presentaron mayores problemas para el manejo del fuego. No obstante, durante la aplicación de fuego en la segunda parte, el fuego alcanzó mayor intensidad y provocó pequeños daños a algunos ejemplares de *T. integrifolia*.

No obstante, y considerando la gran cantidad de combustible existente en el área de trabajo, se puede decir que los daños ocasionados fueron mínimos comparados con los que podrían haber resultado de una quema accidental bajo las condiciones imperantes.

Como resultado preliminar de estas experiencias, se puede decir que es posible el uso del fuego para la eliminación y/o reducción de combustibles en masas boscosas. También, queda claro, la necesidad de una mayor investigación en busca de las prescripciones adecuadas para este objetivo.

PREPARACIÓN DEL SITIO PARA GERMINACIÓN O PLANTACIÓN

El fuego prescripto generalmente es usado para favorecer la regeneración natural, la plantación o la siembra directa de especies forestales deseables.

Las quemas de regeneración están limitadas por un pequeño rango de condiciones atmosféricas por lo que se hace necesaria una muy buena planificación y preparación del sitio donde será manejado el fuego.

En bosques nativos o reforestaciones, en lugares abiertos, producto del aprovechamiento forestal, el fuego prescripto coloca a disposición de las semillas y plantines cantidades adecuadas de minerales en el suelo; necesarios para su normal desarrollo, y controla la vegetación indeseable hasta el establecimiento de las plántulas (STOCKS; TROLLOPE, 1993).

La aplicación de fuego controlado también facilita la visibilidad, permitiendo y favoreciendo las operaciones mecanizadas en lugares donde existen tocones, ramas y troncos producidos por los trabajos de aprovechamiento forestal.

En zonas áridas o semiáridas donde es necesario el aporte de materia vegetal (mantillo) en el sitio antes de la plantación, la aplicación de fuegos controlados consume parte de este material, compactándolo y favoreciendo la sobrevivencia de los embriones vegetales.

En muchos casos se usa una combinación de fuego con herbicidas para ayudar con la eliminación de la competencia, a modo de control adicional. Esta forma de trabajo permite una mayor eficiencia de la vegetación indeseable (MILLER, 1992).

En el manejo de la regeneración del Roble (*Quercus* sp.) con uso de fuego controlado, se procura como objetivo alcanzar la máxima reducción de combustibles a un mínimo costo (CROWN; JOHNSON; ADKISSON, 1994).

El fuego en la regeneración, en este caso, debe ser de alta intensidad; por lo tanto, se trabaja con fuegos muy peligrosos (MILLER, 1992).

Según Miller (1992), el fuego siempre es usado posteriormente al aprovechamiento forestal de los rodales de Roble para reducir el material leñoso residual. La aplicación de fuego controlado inmediatamente después del aprovechamiento se justifica porque, en ese momento, existe una discontinuidad en la distribución superficial de los combustibles, haciendo dificultosa la ignición e ineficiente la eliminación del combustible residual; no obstante, el control y manejo del fuego es mucho más seguro.

En otros casos, según Van Lear e Waldrop (1989), el fuego prescripto es aplicado para favorecer la regeneración natural de los bosques nativos de pino en los Montes Apalaches, EEUU. Estas quemas son realizadas en primavera o verano, buscando baja intensidad de fuego para proteger los árboles maduros de eventuales daños.

Al Oeste de EEUU, en bosques de pinos, se usó un método combinado de tratamientos de suelo con aplicación de fuegos controlados.

La transformación de áreas de arbustales se hace, primero, por aplastamiento mecánico de la vegetación, seguido con aplicación de fuego prescripto para disminuir la cantidad de materia vegetal y, finalmente, una o dos aplicaciones de herbicidas para el control de la vegetación herbácea residual.

En la costa Noroeste del Pacífico, en EEUU, se utiliza un método muy efectivo de **seca y quema**. Es una combinación de aplicación de herbicidas y fuego, con el objetivo de eliminar arbustales dominados por *Alnus* sp (Aliso) y provocando un mínimo de impacto ecológico (DANIEL; HELMS; BACKER, 1982).

En el este de Australia, se utilizan quemadas de regeneración en bosques de eucaliptos. Estas quemadas son realizadas en otoño, cuando el movimiento de las masas de aire son relativamente estables y las condiciones ambientales pueden ser predecidas con mucha efectividad varios días antes de la aplicación del fuego (GILL; GROVERS; NOBLE, 1993). Los peligros de escapes de fuego, bajo estas condiciones, son excepcionales. No obstante, de ocurrir escapes en áreas que no fueron aprovechadas forestalmente, éstos son fáciles de controlar y suprimir, particularmente si existió una preparación previa del sitio (GILL; GROVERS; NOBLE, 1993).

En Australia son usadas diferencias en el contenido de humedad de los combustibles finos, que se encuentran debajo del dosel, como indicativo para la regulación del tiempo en las operaciones de quemadas controladas.

Con este sistema, simplemente se debe determinar la humedad del combustible fino, que se mide en forma directa, para poder establecer las probabilidades de ignición de un fuego aplicado con el objetivo de favorecer la regeneración natural, y predecir la intensidad del fuego (Tabla 1) (JONES, 1977).

Otro ejemplo del uso del fuego controlado para favorecer la regeneración en los bosques, es la usada en la preparación del sitio en bosques de *Picea mariana* (Black spruce), en Ontario, Canadá. (McRAE, 1995; ALEXANDER; STOCKS; LAWSON, 1991; TAYLOR; ADAMS, 1995).

Tabla 1 - Probabilidad de ignición y comportamiento del fuego, en función del porcentaje de humedad del combustible fino (Australia)

Porcentaje de humedad del combustible fino	Probabilidad de ignición	Comportamiento del fuego
23 – 26	Ignición dudosa	No se puede sostener la quema
19 – 22	Pobre	Baja intensidad de fuego, el fuego necesita mucha acumulación de combustibles o alta velocidad del viento para sostenerse
10 – 18	Buena	Intensidad de fuego moderada, ideal para aplicación de quemadas bajo dosel
7 – 9	Muy buena	Fuego muy caliente, dificultades en el control y manejo
> 7	Excelente	Fuegos peligrosos, comportamiento errático, muy difícil su manejo y control

Fonte: Autoria própria (ano).

Según estos autores, hay un número importante de resultados benéficos que favorecen el uso de fuego controlado en bosques de Black spruce, como sigue:

- a) creando un sustrato apropiado para las semillas que caen al suelo de forma natural, o por plantación directa, los gajos de los árboles son removidos mejorando el acceso de los operarios y aumentando la probabilidad de sobrevivencia de las plántulas;
- b) el régimen de nutrientes del suelo puede ser mejorado (solamente de forma temporaria) produciendo un incremento en los niveles catiónicos y acelerando la tasa de mineralización;
- c) eliminación de los residuos sin interés comercial de las especies forestales, después del aprovechamiento y que dificultan los trabajos de plantación o siembra;
- d) evita la compactación del suelo y la construcción de largos caminos, como ocurre cuando la preparación del sitio se hace por medios mecánicos.

Como conclusión, dice McRae (1995), la quema prescrita es una herramienta muy utilizada para favorecer la regeneración del Black spruce. La planificación de la quema efectuada durante el inicio de la cosecha de semillas, produce beneficios económicos en los resultados de la preparación del sitio. Todos los costos ocasionados para favorecer la regeneración, se ven reducidos cuando aplicamos fuegos controlados en conjunción con el semillado natural de los árboles.

De forma general, un aspecto negativo del uso de fuegos controlados, cualquiera sea su objetivo, es el problema del humo. Este problema es casi completamente estético, de modo que la polución visual dio como resultado ciertas regulaciones en cuanto a las épocas en las que se puede quemar (en EEUU); estas restricciones están encaminadas no solamente a la reducción del riesgo de escape de fuego, sino también a garantizar que las condiciones atmosféricas apartarán el humo de las zonas urbanas (DANIEL; HELMS; BACKER, 1982).

Como se dijo en el inicio, no necesariamente un incendio puede ser perjudicial, esto depende de cómo pueda cumplir con algún objetivo determinado. Un ejemplo de esto (GOBBI, 1993), es un estudio realizado 70 años después de un incendio en un bosque de *Austrocedrus chilensis* (Ciprés de la cordillera) ocurrido en la región de los Bosques Andino-Patagónicos de Argentina.

Los resultados obtenidos demuestran que, todavía existiendo importantes daños en la estructura del bosque, la regeneración natural de esta especie fue tres veces superior a los valores encontrados en bosques que no fueron afectados por el fuego (Figura 1).

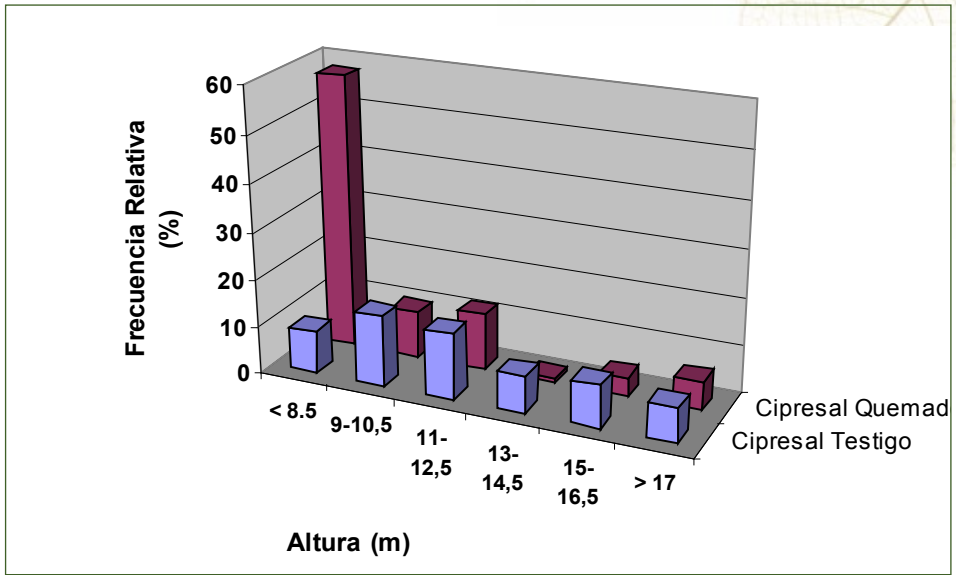


Figura 1 - Frecuencia relativa en función de clases de altura de *Austrocedrus chilensis* con DAP > 10 cm

Fonte: Adaptado de Gobbi (1993).

En función de estos resultados, se observa que la regeneración de Ciprés de la cordillera se encuentra favorecida por la acción del fuego, por lo tanto, sería importante investigar la aplicación de fuegos controlados, en diversas situaciones, con el objetivo de aumentar el potencial de regeneración cuidando de no causar daños a los árboles dominantes; evitando, además, el **estancamiento** de la masa boscosa.

Como concluye Gobbi (1993), esta especie (Ciprés de la cordillera) mostró condiciones de recuperación tras el efecto de un incendio, pero el hombre no ha podido mostrar su capacidad para esperar el tiempo suficiente como para que este fenómeno natural ocurra.

Otros estudios realizados por Cwielong, Rodríguez e Meier (1993), en la zona del Lago Epuyen, Argentina, también sobre la regeneración post-incendios de Ciprés de la cordillera, concluyen que la mayoría de los incendios que se producen en la región no queman la totalidad de la superficie, debido a características propias del terreno, el viento dominante y la acumulación de combustibles, quedando árboles, o grupos de árboles, sin ser dañados, a modo de **islas**, a partir de las cuales se desarrollarán las nuevas generaciones.

En la Mesopotamia Argentina, hay referencias sobre el uso del fuego como herramienta para tener en cuenta en la preparación de sitios sujetos a plantación con eucalipto (CARPINETTI et al., 1995).

En este caso, se enumeran las siguientes ventajas que trae aparejado la quema de vegetación previa a las tareas de plantación:

- a) se reduce el tiempo necesario para el barbecho de estas áreas;
- b) se logra un buen control de las malezas durante varias semanas;
- c) se incorporan nutrientes, mejorando la fertilidad del suelo en el corto plazo (actúa como una fertilización de arranque).

Como desventajas, en este tipo de tratamiento, los mismos autores señalan que:

- a) el humo que se produce es un problema en cercanías de lugares poblados y caminos;
- b) esta práctica es muy riesgosa por los daños que puede causar en forestaciones maduras;
- c) puede provocar pérdidas de nutrientes en épocas críticas;
- d) puede causar erosión de suelo por la acción del viento o de lluvias fuertes si ocurren poco tiempo después de la aplicación de fuegos prescritos.

ELIMINACIÓN DE MATORRALES Y ARBUSTALES

Las quemadas prescritas son una práctica común en muchas partes del mundo, tanto en bosques nativos como en plantaciones forestales comerciales, y se usan cada vez más con el objetivo de eliminar y controlar la vegetación del sotobosque.

El objetivo que se persigue con estos fuegos es el de favorecer el crecimiento y desarrollo de las especies deseables y disminuir y/o evitar la ocurrencia de fuegos accidentales no deseados.

En muchos rodales³, con un estrato superior compuesto de especies deseables no tolerantes a la sombra, existe una marcada tendencia para el establecimiento, bajo la copa de los árboles, de un abundante sotobosque con especies de menor valor o no deseables, más tolerantes a la sombra.

Esto se puede ver en muchos bosques donde el uso del fuego está prohibido desde hace muchos años; en ellos se puede observar una dramática mudanza en su composición botánica y en su estructura.

En varias regiones del oeste de EEUU, los rodales estuvieron casi siempre conformados por ejemplares de *Pinus* sp (Pino) y *Pseudotsuga taxifolia* (Abeto de Douglas), con un sotobosque muy pequeños. En la actualidad, estos bosques, se encuentran densamente poblados con una especie más tolerante a la sombra, o *Abies concolor* (Abeto blanco o silvestre) que posee muy poco valor comercial (RYAN; FRANDSEN, 1991; McRAE; LYNHAM; FRECH, 1994).

Además de esto, el sotobosque formado por los arbustos, las hojas y los gajos, forman una escalera para el fuego permitiendo que alcance las copas de los árboles (fuego en vertical) de interés comercial produciendo severos daños o muerte de individuos destinados a la producción.

³ Rodal: parte de un bosque suficientemente homogéneo, que se diferencia con claridad de los otros rodales; de tal forma que la sumatoria de ellos conforma lo que se denomina el bosque.

En muchas situaciones, la total eliminación del sotobosque es una práctica no deseada, debido a que este estrato origina condiciones favorables necesarias que favorecen la regeneración de especies deseables.

El uso del fuego prescrito posibilita el manejo del sotobosque permitiendo limita la competencia a favor de las especies deseadas; además, de suministrar durante un determinado tiempo material verde para pastoreo de la fauna silvestre (WADE; LUNSFORD, 1989).

Estos autores agregan que, en bosques de pinos, la quema es mas efectiva para el control de de arbustos cuando éstos tienen menos de 8cm de diámetro en la base.

Según Miller (1992), los fuegos prescritos en los bosques de *Quercus* sp. (Roble) pueden, con una adecuada cantidad de combustible y la habilidad en la selección del momento oportuno para lograr el mayor efecto, causar daños en la parte superior de los arbustos que tienen 5 o 7cm de diámetro en la base, pero producen un incremento importante en la vegetación herbácea anual o bianual. Así, los grupos de arbustos son parcialmente consumidos por el fuego, produciendo abundantes brotes tiernos más susceptibles a la aplicación posterior de herbicidas.

Una experiencia en Argentina fue la aplicación de fuegos controlados para la eliminación y control de un área del Parque Nacional El Palmar (Entre Ríos) que esta siendo invadida por *Melia azerarach* (Paraíso).

Se realizaron tres quemas durante un año. Procurando alcanzar diferentes estados vegetativos del Paraíso. Como resultado de esta experiencia preliminar, se pudo observar que:

- a) los Paraísos de diámetros pequeños son susceptibles al fuego;
- b) los fuegos deben ser aplicados durante primavera y verano;
- c) las quemas de cortafuegos de deben realizar en invierno para garantizar mas seguridad cuando se apliquen los fuegos controlados;
- d) el Paraíso rebrota fuertemente desde la base luego de la aplicación de fuego;
- e) el banco de semillas del suelo (muy abundante en este caso) es eliminado casi por completo cuando se aplica fuego.

Si bien estos resultados son aún preliminares, no dejan de ser prometedores y auspiciosos. Por ejemplo, a través de la eliminación del banco de semillas se podría cortar el ciclo biológico de esta especie afectando su potencial de regeneración.

También, al eliminar los brotes de la base lo hace más susceptible a la aplicación de una nueva quema con lo que se podría eliminar los individuos en forma total, mediante la aplicación de varios fuegos controlados.

Otra ventaja de la aplicación de fuego controlado para eliminar sotobosque, es incrementar, o disminuir, el número de algunas especies animales en particular, como ser algunos insectos o patógenos.

Por otro lado, la vegetación de los matorrales producen bajo valor y calidad de madera en todo el rodal, las especies tolerantes a la sombra se establecen y ocupan espacio bajo el dosel afectando el crecimiento e desarrollo de las especies forestales deseables.

No obstante, para favorecer el desarrollo y crecimiento de los árboles deseables, la competencia de la vegetación herbácea y/o arbustiva indeseable, se reduce y controla con aplicación de fuegos controlados, seguidos de tratamientos mecánico y/o químicos.

En suelos con cubierta forestal, con alto contenido de arcillas y en áreas con ausencia de precipitaciones durante parte del crecimiento de las especies con valor maderable, la vegetación del sotobosque produce una fuerte competencia por el agua, los nutrientes del suelo y el espacio, ocasionando sensibles disminuciones en el crecimiento de las especies de interés económico (WADE; LUNSDORF, 1989; WADE, 1993).

Por ejemplo, los matorrales son los mayores adversarios que afectan el crecimiento de las plantas jóvenes de Pinabete, ocasionando su supresión y muerte con el consiguiente efecto en los costos forestales.

Las quemas para eliminar la vegetación indeseable, son factibles de aplicar durante la primavera (en el Hemisferio Norte) evitando el aumento de la vegetación herbácea concurrente (McRAE, 1995) (Figura 2).

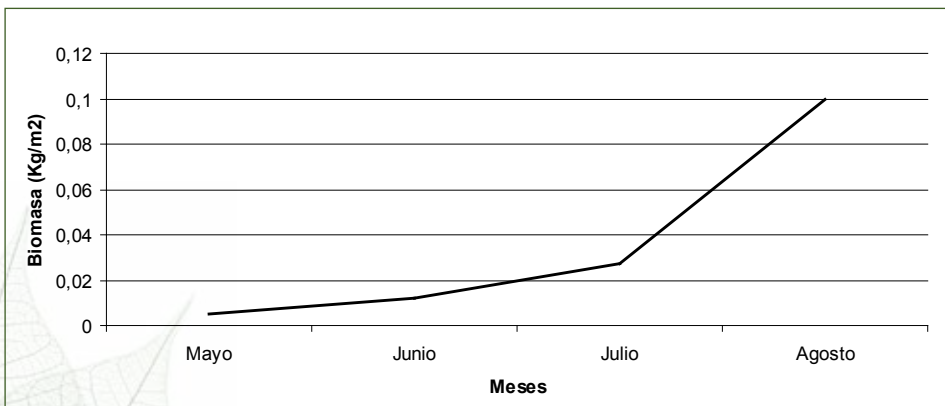


Figura 2 - Incremento de la biomasa de arbustos y vegetación herbácea en un sitio de la región de Clay Belt (Ontario, Canadá) a la salida del invierno

Fonte: Adaptado de McRae (1995).

CONSIDERACIONES FINALES

De acuerdo con lo expuesto, se puede decir que el fuego prescrito es una herramienta que se usa comúnmente en muchas partes del mundo, en general, en América Latina el punto de vista de muchas técnicas está cambiando a través del desarrollo de investigaciones que conducirán, con el tiempo, al uso adecuado y racional del fuego en distintos ambientes y con diferentes objetivos.

Como premisa básica debe quedar claro que, antes de usar fuego, se deben establecer los objetivos en forma clara y precisa; y que ante un fuego accidental y/o fortuito se debe evaluar los posibles daños y beneficios antes de iniciar acciones conducentes a su combate y control.

También, es necesario contar con informaciones meteorológicas precisas para poder conducir con éxito una quema prescrita.

La quema debe ser realizada por personal con experiencia en el tema y; por último, las quemas prescritas en bosques y forestaciones de América Latina, podrían tener los siguientes objetivos generales (Cuadro 1):

- a) favorecer la regeneración de especies nativas y/o exóticas;
- b) eliminar los residuos del aprovechamiento forestal;
- c) disminuir la cantidad de material vegetal seco dentro de los bosques;
- d) mejorar las condiciones de hábitat para la fauna silvestre;
- e) reducir las probabilidades de incendios forestales y mejorar las posibilidades de extinción y control.

Objetivo	Época da quema	Clasificación del fuego	Tipos de ignición	Frecuencia de ignición	Observaciones
Reducción de combustibles	Invierno	Intensidad suficiente como para disminuir la continuidad del combustible	Fuego no crítico. No usar técnica de anillo	2 – 4 años	Usar líneas de apoyo, fuego por puntos bajo condiciones de mucha humedad
Controle de Malezas	Difícil de manjar en el invierno. En otra época del año no es tan crítico	Fuego no crítico	No usar técnica de anillo	2 – 8 años	Las quemas en verano producen mortandad de tallos subterráneos y afecta árboles de grandes
Mejora de la accesibilidad		Variable para cada situación en particular	Depende de la cantidad de combustible presente	De acuerdo con la necesidad	Se debe coordinar con otros objetivos. En función de esto se establece el tiempo y la frecuencia de los fuegos
Preparación del sitio para plantación	En la estación de crecimiento para mejor control de leñosas	La superficie a quemar debe tener el tamaño suficiente para prevenir la concentración de pájaros y roedores	Fuego no crítico. Usar fuego central		En el caso de existir residuos del aprovechamiento, el manejo del humo es obligatorio
Preparación del sitio para siembra	a) Siembra natural	La superficie a quemar debe tener el tamaño suficiente para prevenir la concentración de pájaros y roedores (generalmente 4 ha)	Fuego no crítico. No usar fuego en anillo		Tener cuidado para no matar o dañar las semillas. En el caso de tener residuos del aprovechamiento, manejar el tema del humo
	b) Siembra directa	La superficie a quemar debe tener el tamaño suficiente para prevenir la concentración de pájaros y roedores (generalmente 4 ha)	Fuego no crítico. Usar fuego central		En el caso de existir residuos del aprovechamiento, el manejo del humo es obligatorio

Cuadro 1 - Coordinación de la quema (esta guía es general y orientativa, no se contemplan todas la situaciones)

Fonte: Extractado de Wade e Lunsford (1989).

BIBLIOGRAFÍA

- ALEXANDER, M.; STOCKS, B. J.; LAWSON, B. F. Fire behavior in black spruce-lichen woodland: the Porter Lake project. **Information Report NOR-X-310**, Canada, 1991. Disponible em: <http://cfs.nrcan.gc.ca/bookstore_pdfs/11563.pdf> Acceso em: 02 set. 2016.
- BELL, D. Interaction of fire, temperature and light in the germination response of 16 species from the *Eucalyptus marginata* Forest of South-western Australia. **Australian Journal Botany**, n. 42, p. 501-509, 1994.
- BUNTING, S.; KILGORE, B.; BUSHEY, C. **Guidelines for prescribed burning Sagerbush-Grass in the Northern Great Basin**: general technical report INT-231. Ogden: USDA; Forest Service; Intermountain Research Station, 1987. Disponible em: <http://www.fs.fed.us/rm/pubs_int/int_gtr231.pdf>. Acceso em: 02 set. 2016.
- CARPINETI, L. et al. **Manual para productores de eucaliptos en la Mesopotamia Argentina**. Buenos Aires: Artesanía Gráfica, 1995.
- CROWN, T. R.; JOHNSON, C.; ADKISSON, C. S. Fire and recruitment of *Quercus* in e postagricultural field. **American Midland Naturalist**, n. 131, p. 84-97, 1994.
- CWIELONG, P.; RODRIGUEZ, N.; MEIER, G. Incendios forestales en la Región Andino Patagónica. In: KUNST, C. R. et al. (Org.). **Seminario Taller: ecología y manejo del fuego en ecosistemas naturales y modificados**. Santiago del Estero: INTA, 1993. p. 127-130.
- DANIEL, T.; HELMS, J.; BACKER, F. **Principios de silvicultura**. 2. ed. Cidade do Mexico: McGraw-Hill, 1982.
- GILL, M.; GROVERS, R.; NOBLE, I. R. **Fire and the Australian biota**. Canberra: Australian Academy of Science, 1993.
- GOBBI, M. E. Estado actual de un Bosque de Ciprés de la Cordillera (*Austrocedrus chilensis*) a los 70 años de su incendios. In: KUNST, C. R. et al. (Org.). **Seminario Taller: ecología y manejo del fuego en ecosistemas naturales y modificados**. Santiago del Estero: INTA, 1993. p. 58-63.
- GREEN, L. **Burning by prescription in chaparral**. Albany: USDA Forest Service, 1981.
- JONES, R. M. Regeneration burning. In: MEETING OF AUSTRALIAN FORESTRY COUNCIL RESEARCH, 5., 1977, Melbourne. **Anais...** Melbourne: Australian Forestry Council, 1977.
- KUNST, C.; BRAVO, S.; PANIGATTI, J. **Fuego en los ecosistemas argentinos**. Santiago del Estero: INTA, 2003.
- McRAE, D. Prescribed burning on Black Spruce sites can assist regeneration efforts. **Forestry Research Applications**, Canadian, 1995. (Technical Note, n. 37).
- McRAE, D.; LYNHAM, T. J.; FRECH, R. J. Implementing a successful understory red pine and white pine prescribed burn. **The Forest Chronicles**, Ontario, v. 70, n. 4, 1994.
- MILLER, J. Oak plantation establishment using mechanical, burning and herbicide treatment. In: LOFTIS, D.; McGEE, C. E. (Ed.). **Oak regeneration: serious problems, practical recommendations**. Asheville: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southeastern Forest Experiment Station, 1992. p. 264-289. Disponible em: <http://www.srs.fs.usda.gov/pubs/gtr/gtr_se084-miller01.pdf>. Acceso em: 12 set. 2016.
- MOSCOVICH, F.; IVANDIC, F.; BESOLD, L. **Manual de combate de incendios forestales y manejo de fuego (nivel inicial)**. Buenos Aires: INTA, 2010.

- MOSCOVICH, F.; IVANDIC, F.; BESOLD, L. **Manual de manejo de fuego y control de incendios forestales**. Buenos Aires: Ministerio de Agricultura Ganadería y Pesca de la Nación, 2011.
- MUTCH, R. Fighting fire with prescribed fire a return to ecosystem health. **Journal of Forestry**, v. 92, n. 11, 1994.
- RODRIGUEZ, N.; CWIELONG, P. Uso del fuego: quemas controladas. In: KUNST, C. R. et al. (Org.). **Seminario Taller: ecología y manejo del fuego en ecosistemas naturales y modificados**. Santiago del Estero: INTA, 1993. p. 110-115.
- RYAN, K. Predicting prescribed effects on trees in the interior west. In: ALEXANDER, M. E.; BISGROVE, G. F. (Coord.). **The art and science of fire management**. Canada: Forestry Canada, 1990. p. 148-162. Disponível em: <http://cfs.nrcan.gc.ca/bookstore_pdfs/11562.pdf>. Acesso em: 23 set. 2016.
- RYAN, K.; FRANSEN, W. **Basal injury from smoldering fires in mature *Pinus ponderosa* Laws**. Missoula: USDA Forest Service, 1991. Disponível em: <http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_gtr292/1991_ryan.pdf>. Acesso em: 12 set. 2016.
- STOCKS, B. J.; TROLLOPE, W. S. W. Fire management: principles and options in the forest and savanna regions of the world. In: CRUTZEN, P. J.; GOLDAMMER, J. G. (Ed.). **Fire and the environment: the ecological, atmospheric and climatic importance of vegetation fires**. New York: Wiley & Sons, 1993. p. 315-326.
- TAYLOR, S. J.; ADAMS, P. W. Post-fire vegetation dynamics in upland black spruce stands in Ontario's Clay Belt. **Frontline Forestry Research Applications**, Ontario, n. 60, 1995. Disponível em: <<http://cfs.nrcan.gc.ca/pubwarehouse/pdfs/9253.pdf>>. Acesso em: 12 set. 2016.
- TOMBACK, D. et al. The effects of blister rust on post fire regeneration of Whitebark Pine: the sundance burn of Northern Idaho (USA). **Conservation Biology**, v. 9, n. 3, p. 654-664, 1995.
- TROLLOPE, W. S. W. Controlling bush encroachment with fire in the savanna areas of South Africa. In: GRASSLAND SOCIETY OF SOUTHERN AFRICA (Ed.). **Proceedings of the Annual Congresses of the Grassland Society of Southern Africa**. Waterberg Plateau National Park: Grassland Society of Southern Africa, 1991a.
- TROLLOPE, W. S. W. Fire behavior and its significance in burning as veld management practice. In: GRASSLAND SOCIETY OF SOUTHERN AFRICA (Ed.). **Proceedings of the Annual Congresses of the Grassland Society of Southern Africa**. Waterberg Plateau National Park: Grassland Society of Southern Africa, 1991b.
- VAN LEAR, D.; WALDROP, T. **History, uses and effects of fire in the Appalachians United States**: general technical report n. 54. Estados Unidos: Department of Agriculture – Forest Service, 1989.
- WADE, D. Thinning young Loblolly Pine stands with fire. **International Journal of Wildland Fire**, v. 3, n. 3, p. 169-178, 1993.
- WADE, D.; LUNSFORD, J. D. **A guide for prescribed fire in Southern forest**: technical publication R8-TP n. 11. Estados Unidos: Department of Agriculture – Forest Service, 1989. Disponível em: <http://www.srs.fs.usda.gov/pubs/gtr/gtr_se054.pdf>. Acesso em: 12 set. 2016.
- WEBER, M.; TAYLOR, S. The use of prescribed fire in the management of Canada's forest lands. **Forestry Chronicles**, n. 68, p. 324-334, 1992.
- WRIGHT, H.; BAILEY, A. **Fire ecology**. New York: J. Wiley & Sons, 1982.



**PERÍCIA AMBIENTAL PARA DANOS
EM ÁREAS DE PRESERVAÇÃO
PERMANENTE: O INDICADOR DE
EFEITO DO FOGO (IEF)**

*Álvaro Boson de Castro Faria
Paulo Costa de Oliveira Filho*







INTRODUÇÃO

Com o Código Florestal, art. 40 (BRASIL, 2012), houve o reconhecimento da necessidade do Governo Federal em estabelecer uma Política Nacional de Manejo e Controle de Queimadas e de Prevenção e Combate aos Incêndios Florestais, para promover a articulação institucional com vistas à substituição do uso do fogo no meio rural, no controle de queimadas, na prevenção e no combate aos incêndios florestais e no manejo do fogo em áreas naturais protegidas. A citada política deverá prever instrumentos para a análise dos impactos das queimadas sobre mudanças climáticas e mudanças no uso da terra, sobre a conservação dos ecossistemas, a saúde pública e a fauna, e também para subsidiar planos estratégicos de prevenção de incêndios florestais.

Como se percebe, os impactos ambientais causados pela ocorrência de incêndios no campo colocaram esta questão entre as de maior relevância para a promoção do desenvolvimento sustentável no país. Conceitualmente, incêndio florestal é toda combustão que se propaga descontroladamente sobre vegetações vivas ou mortas, em florestas naturais, campos, cultivos florestais presentes no meio rural ou urbano, ocasionados por causas naturais ou pela ação do ser humano (WRIGHT; BAILEY, 1982; BATISTA; SOARES, 2003; BONFIM et al., 2003).

Os estudos dos efeitos causados pelos incêndios permitem dimensionar a magnitude e a importância dos impactos ambientais do fogo. Nesse sentido, a Resolução Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) nº 001 (BRASIL, 1986) define:

[...] impacto ambiental qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam: I – a saúde, a segurança e o bem-estar da população; II – as atividades sociais e econômicas; III – a biota; IV – as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente; V – a qualidade dos recursos ambientais.

O conceito de incêndio florestal é bastante associado ao efeito negativo do fogo sobre a vegetação e os animais da vida selvagem. Contudo, seus impactos ambientais sobre o meio ambiente podem ser positivos e/ou negativos, e a discussão precisa valorizar as ações técnicas que contribuam para estabilizar a ação humana sobre o meio em que está inserida. Nesse sentido, destacam-se a Avaliação de Impactos Ambientais (AIA) e o estabelecimento de padrões de qualidade ambiental como instrumentos da Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA) (BRASIL, 1981).

A PNMA foi uma das conquistas da sociedade brasileira. Na época, havia a necessidade de estabelecer padrões de poluição aceitáveis, limites que, se desrespeitados pelas empresas, os responsáveis fossem responsabilizados. Esse princípio, conhecido como Poluidor-Pagador, foi introduzido no art. 4º., Inciso VII da PNMA: “A Política Nacional do Meio Ambiente visará: [...] VII – à imposição, ao poluidor e ao predador, da obrigação de recuperar e/ou indenizar os danos causados e, ao usuário, da contribuição pela utilização de recursos ambientais com fins econômicos” (BRASIL, 1981).

Existem diversos métodos para a AIA (JUCHEM et al., 1999; CUNHA; GUERRA, 2004; SÁNCHEZ, 2006). Vale ressaltar a matriz de interações desenvolvida por Leopold et al. (1971), que facilitou a interpretação dos dados e a avaliação dos impactos de um empreendimento, tendo utilizado os conceitos de magnitude e importância. O primeiro, relacionado propriamente ao tamanho da alteração, e o segundo, à sua relevância, em relação aos meios físicos, químicos e bióticos.

Todo efeito negativo precisa ser conhecido, com o intuito de permitir o cálculo de uma multa ambiental. Ou seja, é importante desenvolver um método de AIA específico para incêndios florestais e que sirva de base para a aplicação da legislação. Assim, poderão ser aplicadas novas formas de avaliação, que permitirão uma melhor elaboração de laudos técnicos desta natureza.

Com base em métodos econométricos, Gordillo (2002), Lima-e-Silva, Guerra e Dutra (2004) e Araújo (2004) apresentam diversos modelos de valoração econômica de danos ambientais. Nestes, existem os que buscam evidenciar o quanto as pessoas estariam dispostas a pagar para não deixar de usufruir de um recurso natural; outros que relacionam o custo de conservação de um sítio; e também os que valoram os atributos ecológicos em função do preço da terra ou do trabalho ali desenvolvido.

Segundo Motta (1998), o método de Valoração Contingente estima valores de disposição a pagar e aceitar, relativas a alterações da disponibilidade de um recurso ambiental, que mantém o nível de utilidade inicial do consumidor. O autor destaca como vantagem a aplicabilidade em um espectro

amplo de bens ambientais, mas o critica quanto à limitação em captar valores que as pessoas interessadas possam desconhecer ou não compreender.

Os métodos citados partem de teorias econômicas, e foram desenvolvidos principalmente para a valoração de danos causados em acidentes e desastres ambientais, com o objetivo de auxiliar o cálculo de multas ambientais. Sua aplicabilidade sempre foi controversa, haja vista a elevada disparidade de resultados calculados nos processos judiciais ambientais. A partir do ano de 2008, com a regulamentação da Lei de Crimes Ambientais (Lei nº 9.605) (BRASIL, 1998), a valoração das multas passou a se dar de forma mais objetiva para cada tipo penal de infração, e tais metodologias ficaram restritas para uso onde existe a previsão de estimação de valores mínimos e máximos, e onde se torna necessária a gradação da multa.

Os modelos apresentam dificuldades de valoração do dano monetário ambiental, quando ocorrem acidentes que, a princípio, não causaram prejuízos econômicos diretos. É o caso de ocorrências de incêndios em estepes (campos), Unidades de Conservação ou áreas que, não possuindo atividade produtiva, apresentam, porém, particularidades ambientais em relação ao ecossistema. É nesse sentido que se defende que, para o caso da gradação de multa para incêndios florestais, a metodologia deveria basear-se na AIA, e não em métodos de Valoração Econômica de Danos Ambientais.

Em 1985 a União promulgou a Lei nº 7.347 (BRASIL, 1985), disciplinando a Ação Civil Pública (ACP) e introduzindo o conceito de direito coletivo (ou difuso) no Brasil, que tutela os bens que não pertencem a ninguém especificamente: os bens ambientais como o ar, a água, a fauna e a flora, considerados difusos, de interesse da sociedade. A lei que disciplina a ACP passou a fornecer ao poder jurídico e ao terceiro setor a ferramenta para pedir a reparação do dano causado ao meio ambiente, estendendo a competência para ajuizar a ação principal à União, aos Estados e Municípios, bem como às Autarquias, Empresas Públicas, Fundações, Sociedades de Economia Mista e as Associações, desde que instituídas há pelo menos um ano.

A multa paga por um crime ambiental deve ser direcionada para os cofres públicos, pois, como visto, o dano ambiental possui interesse coletivo ou difuso. É diferente, portanto, das perícias em incêndios florestais que causam danos patrimoniais para as empresas, comprometendo suas benfeitorias ou seus ativos. Nestes, a perícia deve se valer de normas da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) como a NBR 14.653-6 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2008), que dispõe sobre laudos de avaliação de recursos naturais (tangíveis), ou a NBR 14.653-3 (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2004), que dispõe sobre a Avaliação de Imóveis Rurais, para quantificação dos

danos econômicos, onde uma parte estará se defendendo e outra parte estará exigindo na justiça o ressarcimento de seus prejuízos.

A ACP é, sem dúvida, um excelente instrumento processual na busca da efetivação da proteção ao direito difuso, no qual se enquadra o meio ambiente. No entanto, os tribunais ainda têm dificuldade quando se trata de assegurar a proteção de ecossistemas por seu próprio valor ecológico (HARTMANN, 2009).

O presente trabalho apresenta um procedimento para a AIA dos incêndios florestais em áreas de preservação permanente, possibilitando, com isso, a valoração da multa ambiental, a partir de critérios de ponderação sobre o meio biótico (vegetação e fauna), que dizem respeito ao efeito de um incêndio sobre a biodiversidade e os bens ambientais. É apresentada uma abordagem para quantificar e qualificar o efeito produzido pelo fogo, tornando possível transformar o dano intangível ambiental em tangível e direto.

Primeiramente, foram avaliados parâmetros sobre a vegetação e a fauna, segundo uma classificação e uma tipologia, que remetem à magnitude dos impactos. Adotando o sistema de ponderação em função da importância ecológica de cada grupo analisado, o somatório parcial permitiu gerar um valor absoluto, que, ao ser transformado em valor relativo, foi comparado com o máximo valor possível deste sistema de pontuação. Denominou-se este valor relativo **Indicador de Efeito do Fogo (IEF%)**. Como resultado do cálculo de multa, o IEF% foi associado com os valores máximos monetários definidos pela legislação vigente, bem como à extensão de área queimada.

Os **princípios** que nortearam esta proposta metodológica foram os seguintes:

- a) técnico: o valor ecológico das plantas e animais pode ser quantificado e qualificado segundo uma tipologia ambiental. Assim, têm-se áreas verdes que possuem valor ecológico distinto em relação a outras, tendo em vista critérios pré-estabelecidos;
- b) AIA: os efeitos dos incêndios podem ser negativos e/ou positivos, dependendo do parâmetro analisado. Conceitos como magnitude, importância dos impactos, bem como a resiliência, que é a capacidade de recuperação natural das áreas no decorrer do tempo, devem ser considerados. Estes efeitos precisam ser considerados em campo para cada ocorrência, sobre o meio físico, químico e biológico (atendendo à PNMA);
- c) extensão de área queimada: o efeito de um incêndio sobre a vegetação e os animais está diretamente relacionado à área atingida, tornando sua quantificação uma atividade obrigatória;
- d) pesos iguais: a vegetação e os animais são bens ambientais que devem ser avaliados distintamente. Mas o sistema de pontuação deve considerá-los igualmente.

FATORES DE PONDERAÇÃO

FUNDAMENTAÇÃO LEGAL

A Constituição Federal (BRASIL, 1988), a pedra fundamental do sistema jurídico nacional, no Capítulo VI (do Meio Ambiente) art. 225, assevera: “todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações”. Ressalta-se, pois, que a Constituição considera o meio ambiente como um **bem** de interesse coletivo (ou difuso) – para ser utilizado em benefício do ser humano (PRADO, 2005). Nesse contexto, deve ser discutido na esfera Civil (através de ACPs), porém subsidiado pelo Código Penal. Também na Constituição Federal (BRASIL, 1988), é preciso ressaltar o art. 23, que preceitua que “é competência comum da União, dos Estados, do Distrito Federal e dos Municípios: [...] VI – proteger o meio ambiente e combater a poluição em qualquer de suas formas”, e ainda no Inciso VII – “preservar as florestas, a fauna e a flora”.

A Lei Federal nº. 9.605 (BRASIL, 1998), chamada de Lei de Crimes Ambientais, dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente. Apresenta, no Capítulo V, os crimes contra o meio ambiente, sendo que as seções I e II elencam diversas tipologias de crimes contra a fauna e a flora. Para o cálculo da multa ambiental desses crimes, é necessário analisar em conjunto os dispositivos do Decreto nº 6.514 (BRASIL, 2008a) e do Decreto nº 6.686 (BRASIL, 2008b), que regulamentaram a Lei de Crimes Ambientais, e em relação à fauna e à flora, dispostos na subseção I e II, da seção III (Infrações cometidas contra o meio ambiente), presentes no Capítulo I. O Quadro 1 resume a regulamentação dos crimes ambientais.

Lei de Crimes Ambientais (BRASIL, 1998)	Regulamentação (BRASIL, 2008a, 2008b)
Dos crimes contra a fauna Artigos 29 a 37	Artigos 24 a 42
Dos crimes contra a flora Artigos 38 a 53	Artigos 43 a 60-A
Dos crimes de poluição Artigos 54 a 61	Artigos 61 a 71-A
Dos crimes contra o ordenamento urbano, ao patrimônio cultural e contra a administração pública Artigos 62 a 69-A	Artigos 72 a 83

Quadro 1 – Identificação para graduação da multa, dos tipos penais da Lei de Crimes Ambientais, regulamentados em 2008

Fonte: Autoria própria (2016).

A Lei de Crimes Ambientais (BRASIL, 1998) abre a possibilidade para que as provas produzidas no inquérito civil sejam aproveitadas no processo penal. O art. 19 deixa claro que “a perícia de constatação do dano ambiental, sempre que possível, fixará o montante do prejuízo causado para efeitos de prestação de fiança e cálculo de multa” e, no parágrafo único, que “poderá ser aproveitada no processo penal, instaurando-se o contraditório”.

O Decreto Federal nº 6.514 (BRASIL, 2008a), complementado pelo Decreto Federal nº 6.686 (BRASIL, 2008b), unificou as normas legais sobre procedimentos administrativos para apuração de infrações penais, que até então se encontravam esparsas.

Esses decretos dispõem de forma pouco flexível sobre as infrações e sanções administrativas (multas) ao meio ambiente e também tratam de incêndios. No entanto, apenas o art. 43 permite a valoração por esta proposta metodológica, no caso de incêndios em áreas de preservação permanente. Outros, como os Artigos 24, 49, 50, 58 e 60, foram considerados complementares, para ocorrências em APPs. A interpretação destes decretos é apresentada no Quadro 2.

CAPÍTULO I – DAS INFRAÇÕES E SANÇÕES ADMINISTRATIVAS AO MEIO AMBIENTE	
Seção Subseção	Seção I – Das Disposições Gerais Subseção III: Das Demais Sanções Administrativas
Artigo	art. 16. No caso de áreas irregularmente desmatadas ou queimadas , o agente autuante embargará quaisquer obras ou atividades nelas localizadas ou desenvolvidas, excetuando as atividades de subsistência (redação dada pelo Decreto nº 6.686).
Disposição e multa	Comentário
	Parágrafo que reitera a importância de avaliar a magnitude do impacto ambiental de uma queimada não licenciada e a extensão da área impactada.
Disposição e multa	§ 2º Não se aplicará a penalidade de embargo de obra ou atividade, ou de área, nos casos em que a infração de que trata o caput se der fora da área de preservação permanente ou reserva legal, salvo quando se tratar de desmatamento não autorizado de mata nativa (incluído pelo Decreto nº 6.686).
Disposição e multa	As queimadas irregulares utilizadas em desmatamentos ilegais caracterizam o dever do agente público em embargar a obra ou atividade que causou o crime ambiental.
Seção Subseção	Seção III: Das Infrações Administrativas Cometidas Contra o Meio Ambiente Subseção I – Das Infrações Contra a FAUNA
Artigo	art. 24. Matar, perseguir, caçar, apanhar, coletar, utilizar espécimes da fauna silvestre, nativos ou em rota migratória, sem a devida permissão, licença ou autorização da autoridade competente, ou em desacordo com a obtida:

Disposição e multa	I – R\$ 500,00 (quinhentos reais) por indivíduo de espécie não constante de listas oficiais de risco ou ameaça de extinção;	Comentário Animais queimados localizados nestas áreas, no momento da vistoria, podem ser enquadrados neste artigo. Pode complementar o art. 43, em ocorrências dentro de APP.
	II – R\$ 5.000,00 (cinco mil reais), por indivíduo de espécie constante de listas oficiais de fauna brasileira ameaçada de extinção, inclusive da Convenção de Comércio Internacional das Espécies da Flora e Fauna Selvagens em Perigo de Extinção – CITES (redação dada pelo Decreto nº 6.686).	Animais queimados localizados nestas áreas, no momento da vistoria, podem ser enquadrados neste artigo. Pode complementar o art. 43, em ocorrências dentro de APP.
Seção Subseção	Seção III: Das Infrações Administrativas Cometidas Contra o Meio Ambiente Subseção II – Das Infrações Contra a FLORA	
Artigo	art. 43. Destruir ou danificar florestas ou demais formas de vegetação natural ou utilizá-las com infringência das normas de proteção em área considerada de preservação permanente , sem autorização do órgão competente, quando exigível, ou em desacordo com a obtida (redação dada pelo Decreto nº 6.686).	
Disposição e multa	Multa de R\$ 5.000,00 (cinco mil reais) a R\$ 50.000,00 (cinquenta mil reais), por hectare ou fração.	Comentário
		Artigo no qual pode ser utilizada a AIA na valoração da multa pelo procedimento proposto. É o caso de ocorrências em APP.
Artigo	art. 46. Transformar madeira oriunda de floresta ou demais formas de vegetação nativa em carvão, para fins industriais, energéticos ou para qualquer outra exploração, econômica ou não, sem licença ou em desacordo com as determinações legais:	
Disposição e multa	Multa de R\$ 500,00 (quinhentos reais), por metro cúbico de carvão-mdc.	Comentário
		Dispõe sobre carvoarias. Não cabe gradação do dano.
Artigo	art. 48. Impedir ou dificultar a regeneração natural de florestas ou demais formas de vegetação nativa em unidades de conservação ou outras áreas especialmente protegidas , quando couber, área de preservação permanente, reserva legal ou demais locais cuja regeneração tenha sido indicada pela autoridade ambiental competente:	
Disposição e multa	Multa de R\$ 5.000,00 (cinco mil reais), por hectare ou fração.	Comentário
		O ato de impedir ou danificar a regeneração natural em Remanescente de Mata Atlântica pode ser tipificado e enquadrado na soma do total da multa.
Artigo	art. 49. Destruir ou danificar florestas ou qualquer tipo de vegetação nativa, objeto de especial preservação , não passíveis de autorização para exploração ou supressão (redação dada pelo Decreto nº 6.686).	

Disposição e multa	Multa de R\$ 6.000,00 (seis mil reais) por hectare ou fração.	Comentário Incêndio em Vegetação Nativa. Pode complementar o art. 43, em ocorrências em florestas remanescentes do Bioma Mata atlântica.
	Parágrafo único. A multa será acrescida de R\$ 1.000,00 (mil reais) por hectare ou fração quando a situação prevista no caput se der em detrimento de vegetação primária ou secundária no estágio avançado ou médio de regeneração do bioma Mata Atlântica.	Incêndio em Vegetação Secundária e Clímax remanescente do bioma Mata Atlântica. Pode complementar o art. 43.
Artigo	art. 50. Destruir ou danificar florestas ou qualquer tipo de vegetação nativa ou de espécies nativas plantadas, objeto de especial preservação , sem autorização ou licença da autoridade ambiental competente:	
Disposição e multa	Multa de R\$ 5.000,00 (cinco mil reais) por hectare ou fração.	Comentário Incêndio em plantações florestais nativas. Pode complementar o art. 43.
	§ 1º A multa será acrescida de R\$ 500,00 (quinhentos reais) por hectare ou fração quando a situação prevista no caput se der em detrimento de vegetação secundária no estágio inicial de regeneração do bioma Mata Atlântica.	Incêndio em Vegetação Secundária estágio inicial na Mata Atlântica. Pode complementar o art. 43.
	§ 2º Para os fins dispostos no art. 49 e no caput deste artigo, são consideradas de especial preservação as florestas e demais formas de vegetação nativa que tenham regime jurídico próprio e especial de conservação ou preservação definido pela legislação.	Parágrafo que define o que é vegetação objeto de especial preservação. Pelo exposto, os remanescentes de Mata Atlântica podem ser considerados nesta classificação.
Artigo	art. 58. Fazer uso de fogo em áreas agropastoris sem autorização do órgão competente ou em desacordo com a obtida:	
Disposição e multa	Multa de R\$ 1.000,00 (mil reais), por hectare ou fração.	Comentário
		Queima sem licenciamento ambiental em áreas privadas. Não cabe valoração.
Artigo	art. 59. Fabricar, vender, transportar ou soltar balões que possam provocar incêndios nas florestas e demais formas de vegetação, em áreas urbanas ou qualquer tipo de assentamento humano:	
Disposição e multa	Multa de R\$ 1.000,00 (mil reais) a R\$ 10.000,00 (dez mil reais), por unidade.	Comentário
		Dispõe sobre a autuação para quem solta balões. Não cabe valoração.
Artigo	art. 60. As sanções administrativas previstas nesta Subseção serão aumentadas pela metade quando:	

Disposição e multa	I – ressalvados os casos previstos nos Artigos 46 e 58, a infração for consumada mediante uso de fogo_ou provocação de incêndio ; e	Comentário Multas calculadas pelo Método IEF deverão obrigatoriamente ser aumentadas em 50%. Utilizar a multiplicação por 1,50.
	II – a vegetação destruída, danificada, utilizada ou explorada contiver espécies ameaçadas de extinção , constantes de lista oficial.	Espécies da flora ameaçadas constam na Portaria MMA nº 443 (BRASIL, 2014).
Seção Subseção	Seção III: Das Infrações Administrativas Cometidas Contra o Meio Ambiente Subseção III – Das Infrações Relativas à Poluição e outras Infrações Ambientais	
Artigo	art. 61. Causar poluição de qualquer natureza em níveis tais que resultem ou possam resultar em danos à saúde humana, ou que provoquem a mortandade de animais ou a destruição significativa da biodiversidade:	
Disposição e multa	Multa de R\$ 5.000,00 (cinco mil reais) a R\$ 50.000.000,00 (cinquenta milhões de reais).	Comentário Ocorrências de incêndios que causem poluição atmosférica significativa em cidades, comprometendo a saúde pública, poderiam ser enquadrados neste artigo.
	Parágrafo único. As multas e demais penalidades de que trata o caput serão aplicadas após laudo técnico elaborado pelo órgão ambiental competente, identificando a dimensão do dano decorrente da infração e em conformidade com a gradação do impacto.	A atribuição da elaboração de laudo de incêndio é do agente do órgão ambiental, devidamente habilitado tecnicamente.

Quadro 2 – Artigos do Decreto nº 6.514 (BRASIL, 2008a) e do Decreto nº 6.686 (BRASIL, 2008b) que dispõem sobre multas no caso de incêndios florestais

Fonte: Autoria própria (2016).

É importante lembrar que as perícias realizadas pelos órgãos de fiscalização ambiental (ou seja, na esfera administrativa), onde são lavrados os autos de infração, pressupõem que os autuados sejam de fato responsáveis pelo dano ambiental. Por isso, a discussão desses trabalhos é feita no sentido de concluir pelos elementos de **autoria** e **materialidade**, que, juntos, demonstram o **nexo causal** do delito. Da mesma forma, para que seja considerada infração, há que existir a sua **tipicidade**, no caso ambiental disposta na Lei nº 9.605 (BRASIL, 1998) e seus regulamentos. Em todos os processos, existe a garantia constitucional para que os réus possam se defender (direito à **ampla defesa** e ao **contraditório**).

Outro ponto importante é considerar que, para a garantia da preservação da biodiversidade, é preciso respeitar a importância do fogo nos ecossistemas dependentes. Obviamente, as ocorrências por causas naturais (descargas elétricas ou raios) não podem ser caracterizadas como crime ambiental. Para ser avaliado o dano econômico, o incêndio precisa ter sido comprovadamente causado pela ação humana.

MEIO BIOLÓGICO – VEGETAÇÃO

Considerando o processo de sucessão ecológica que ocorre nas comunidades vegetais, no sentido de buscar sua estabilidade estrutural e florística, a vegetação foi subdividida em três categorias para interpretação do efeito decorrente do fogo (Quadro 3).

Tipologia florestal	Características
Vegetação herbácea (pioneira)	O fogo pode promover a quebra de dormência, germinação e rebrota de plantas herbáceas (MARTINS et al., 2002; MELO; DURIGAN; GORENSTEIN, 2007), favorecendo a regeneração dos ecossistemas e a renovação de campos (incêndios de superfície). Entretanto, o fogo pode favorecer processos erosivos, caso tenha ocorrido a destruição das raízes (incêndios subterrâneos).
Vegetação arbustiva (secundária)	Também pode ser favorecida pela quebra de dormência das sementes presentes no solo (RHEINHEIMER et al., 2003). É representada, por exemplo, pela família <i>Asteraceae</i> (formando comunidades como as do Gênero <i>Bacharis spp.</i>) e espécies da família <i>Solanaceae</i> . Geralmente são ambientes com poucas espécies, mas com alta densidade (150 a 200 árvores.100m ²).
Vegetação arbórea (primária)	Apresentando espécies vegetais exigentes à luz (ciófitas), como as espécies da família <i>Lauraceae</i> (canelas). Última etapa da sucessão ecológica, as poucas mudanças na comunidade são diagnosticadas pela baixa produção em biomassa. Apresenta grande diversidade de espécies e diversos estratos arbóreos. Pode ser altamente impactada pelos incêndios de copa.

Quadro 3 – Efeito do fogo sobre a vegetação

Fonte: Autoria própria (2016).

A sucessão florística ocorre naturalmente em áreas florestais (SOARES, 1979). O sistema de pontuação proposto considera a hipótese em que o fogo tenha danificado as raízes das árvores (fogo subterrâneo), podendo comprometer a fitossanidade da planta e favorecer ataques de agentes bióticos.

De forma geral, a classificação do estágio de regeneração de uma floresta nativa foi estabelecida por diversas resoluções do CONAMA¹, com base nas diversas fito fisionomias presentes em cada Estado da Federação. É importante que, em uma vistoria de campo, o diagnóstico se dê complementarmente com o uso destas resoluções, especialmente por poderem os fragmentos ser classificadas como vegetação primária ou secundária no estágio avançado ou médio de regeneração, ou como secundária no estágio inicial, ou ainda, no caso de vegetação remanescente do bioma mata atlântica, considerada de especial preservação.

1 No Paraná, a Resolução CONAMA no 2 (BRASIL, 1994), definiu os critérios para a classificação das formações vegetais em primárias e estágios sucessionais de vegetação secundária.

É provável que as maiores perdas em biodiversidade ocasionadas pela ação dos incêndios venham a ocorrer quando o fogo alcança as copas das árvores (ODUM; BARRETT, 2007), porque os galhos não estarão protegidos por suas cascas, analogamente ao que ocorre no horizonte de superfície destas plantas. Assim, o efeito sobre a diversidade de espécies será maior, justificando sua maior pontuação. Vale lembrar que a tipificação de incêndios subterrâneos, de superfície e de copa é amplamente usada por pesquisadores da área (SMITH et al., 1997; BATISTA; SOARES, 2003).

MEIO BIOLÓGICO – FAUNA

A ciência que estuda os efeitos do fogo sobre os ecossistemas denomina-se Ecologia do Fogo (SOARES; BATISTA, 2007). Com base nos trabalhos de Wright e Bailey (1982), Whelan (1995) e Smith (2000), a vida silvestre foi subdividida em função de seus hábitos alimentares e em função de seu porte, na pontuação do efeito do fogo sobre os animais (Quadro 4).

Tipo de fauna	Características
Animais insetívoros	Destacam-se os anfíbios (sapos, rãs, pererecas) e répteis (cobras e lagartos).
Animais herbívoros e onívoros	Alimentam-se da vegetação, folhas, frutos, sementes e, ainda, de animais de pequeno porte, dentre os quais se destacam alguns roedores, os esquilos, preás; tapetis (Ordem Logomorfa, Rodentia e Marsupialia). Dentre os herbívoros de médio e grande porte, mencionem-se a anta (<i>Tapirus terrestris</i> , ameaçada de extinção segundo Bernils e Mikich (2004)), capivaras, cervos (<i>Blastocerus spp.</i>), os porcos selvagens, catetos (<i>Pecari tajacu</i>), queixadas e mamíferos (macacos).
Animais carnívoros	Essencialmente predadores e pouco específicos. Estão no topo da cadeia alimentar e muitos são ameaçados de extinção. Entre os de pequeno e médio porte estão o cachorros-do-mato (<i>Speothos spp.</i>), gatos-do-mato e jaguatiricas (<i>Leopardus spp.</i>). Entre os de grande porte, mencionem-se o lobo-guará (<i>Chrysocyon brachyurus</i>) e grandes felinos (onça-pintada, puma, <i>Panthera spp.</i>).

Quadro 4 – Efeito do fogo sobre a fauna

Fonte: Autoria própria (2016).

Animais da micro e mesofauna não foram considerados na pontuação, dada a dificuldade em encontrar seus vestígios pela ação do fogo. Estão na base das cadeias ecológicas, e a dinâmica dessas populações relaciona-se com os fatores climáticos – temperatura e umidade – e à disponibilidade de fontes de alimentos. São importantes decompositores de matéria orgânica do solo, que é carbonizada pela ação do incêndio. Insetos e microrganismos são indicadores da estabilidade ambiental. Quanto maior a biodiversidade de uma área, maior o controle biológico natural das pragas e doenças que se desenvolvem no setor agropecuário

e florestal. A incidência desses agentes bióticos também é bastante relacionada ao desequilíbrio fisiológico e nutricional de animais e das plantas cultivadas.

Ao relacionar o efeito do fogo sobre a fauna e sua interação com a vegetação, é preciso ressaltar que, indiretamente, a quebra de dormência e germinação de plantas herbáceas e arbustivas (MARTINS et al., 2002; MELO; DURIGAN; GORENSTEIN, 2007) pode favorecer a regeneração dos ecossistemas, o chamamento dos herbívoros como os cervídeos (HERINGER; JACQUES, 2001; ODUM; BARRETT, 2007) e de seus predadores (ABREU et al., 2004). Os laudos técnicos devem levar em conta o risco de um incêndio influenciar a extinção de uma espécie, na sua capacidade de sobrevivência e de comprometimento do fluxo gênico destes animais (por corredores de biodiversidade).

A pontuação do efeito sobre a fauna foi realizada cada vez que uma unidade amostral apresentava animais queimados, mortos pela ação do fogo. No sistema proposto (Tabela 1) não foram relacionados efeitos sobre aves, pois a princípio poderiam voar e fugir. Discussões sobre o efeito em ninhos ou outros fatores ecológicos neste grupo de animais não foram consideradas.

Tabela 1 – Pontuação do efeito ambiental do fogo em função dos fatores analisados (magnitude do impacto)

Fator	Classe	Tipo	Peso
Vegetação*	Herbácea	Parte aérea	1
		Parte radicial	1
	Arbustiva	Parte aérea	3
		Parte radicial	3
	Arbórea	Parte aérea	5
		Parte radicial	5
Fauna*	Insetívoros	Pequeno porte	3
	Herbívoros e onívoros	Pequeno porte	3
		Médio e grande porte	3
	Carnívoros	Pequeno e médio porte	4
		Grande porte	5

Fonte: Autoria própria (2016).

Nota: *Tanto a vegetação quanto a fauna somam 18 pontos, atendendo ao pressuposto de igualdade entre estes.

MEIOS FÍSICOS E QUÍMICOS

Os bens ambientais como a água e o solo, considerados como meios físicos e químicos, foram inseridos na discussão em função da possibilidade de um incêndio propagar-se em Áreas de Preservação Permanente (APPs, dispostas pelo Código Florestal), que, além de possuírem a função ambiental de preservação de biodiversidade, também devem garantir a qualidade dos

recursos hídricos e da estabilidade geológica do solo. As áreas de mata ciliar têm a importante função de estabilizar a vazão dos corpos hídricos, garantindo a conservação da biodiversidade e minimizando a erosão e assoreamento dos rios, como previsto na Lei Federal nº 12.651 (BRASIL, 2012).

REDE DE AMOSTRAGEM E GEOTECNOLOGIAS

Os levantamentos dos recursos naturais precisam, antes de tudo, definir as principais variáveis de campo, que permitam a realização de inferências sobre a dinâmica do meio ambiente. Na área florestal, são realizados inventários que, pela avaliação do diâmetro e da altura das árvores, possibilitam estimar o volume de madeira da floresta. Neste caso, trata-se de variáveis quantitativas e contínuas, mediante as quais, a partir de uma coleta de dados preliminar, define-se o número de amostras para determinar um erro desejado, e em função de um nível de probabilidade conhecido.

Para conferir se o número de amostras foi suficiente para diagnosticar a diversidade de animais, Cain (1938) propôs a **curva do coletor**. Segundo esta, a suficiência amostral seria atingida quando um incremento de 10% no tamanho da amostra correspondesse a um incremento de 10% ou menor no número de espécies levantadas. Nestes casos, utilizam-se armadilhas específicas e com diferentes dispositivos de atração para quantificar os animais vivos de uma determinada área e, com isso, realizar estimativas sobre aquela biodiversidade. No caso de incêndios, porém, a aplicabilidade desta proposta torna-se inviável, pois os animais teriam sido queimados ou afugentados.

Para levantamentos e amostragens estatísticos, Netto e Brena (1997) e Martins (2002) explicam que uma população é considerada infinita sempre que a intensidade de amostragem (f) for inferior a 2% do total possível de amostras ($f \leq 0,02$). Por outro lado, são populações finitas aquelas que apresentarem f superior a 2% ($f > 0,02$).

ESTUDOS DE CASO

A valoração econômica das multas para os incêndios precisa considerar critérios técnicos e legais. Lemos (2004) recomenda que o roteiro de um laudo deva apresentar as seguintes etapas:

- a) exame detalhado do local;
- b) diagnóstico ambiental da área;
- c) avaliação dos impactos ambientais ocasionados pelo incêndio;
- d) estudo das causas e origens do incêndio.

A análise das ocorrências de incêndio dos estudos de caso atendeu aos seguintes passos:

- a) avaliação da área queimada;
- b) descrição da rede de amostragem;
- c) diagnóstico da vegetação e fauna queimadas;
- d) diagnóstico das matas ciliares afetadas;
- e) apresentação de mapas descritivos;
- f) análise da legislação;
- g) valoração econômica da multa com base em critérios técnicos e legais.

ÁREA DE ESTUDO E AMOSTRAGEM

A coleta de dados foi realizada em setembro de 2008, na área interna do Câmpus da Universidade Estadual do Centro-Oeste (UNICENTRO), Irati, Paraná. Ambas as ocorrências analisadas localizavam-se entre as coordenadas do sistema UTM 7.175.067m e 7.175.940m e 534.064m e 534.817m, fuso 22S. A região está localizada no segundo planalto paranaense, com clima tipo Cfb segundo a classificação de Köppen, com geadas frequentes no inverno (Figura 1).

Cumprе mencionar que o Câmpus possui um plano de prevenção e combate a incêndios (FARIA et al., 2009; DISPERATI; ALMEIDA; FARIA, 2009), e que o controle das ocorrências foi realizado pela equipe interna de manutenção e pelo corpo de bombeiros, em uma ação de aproximadamente quatro horas. Existe a possibilidade de ter sido ocasionado por motoristas fumantes, pela ação de incendiários ou de transeuntes da PR 153 que contorna a área avaliada.

Ressalte-se que discutir a autoria e onexo causal destas duas ocorrências não foi o objetivo deste estudo. Uma perícia poderia ter sido realizada pelo órgão ambiental, uma vez que na data destas ocorrências, em setembro de 2008, os decretos que regulamentaram a Lei de Crimes Ambientais já haviam sido publicados em Diário Oficial e, portanto, estavam vigentes.

Para a avaliação do efeito sobre a vegetação e fauna queimadas, foram realizadas amostragens em duas áreas de ocorrência de incêndio, nos estudos de caso apresentados.

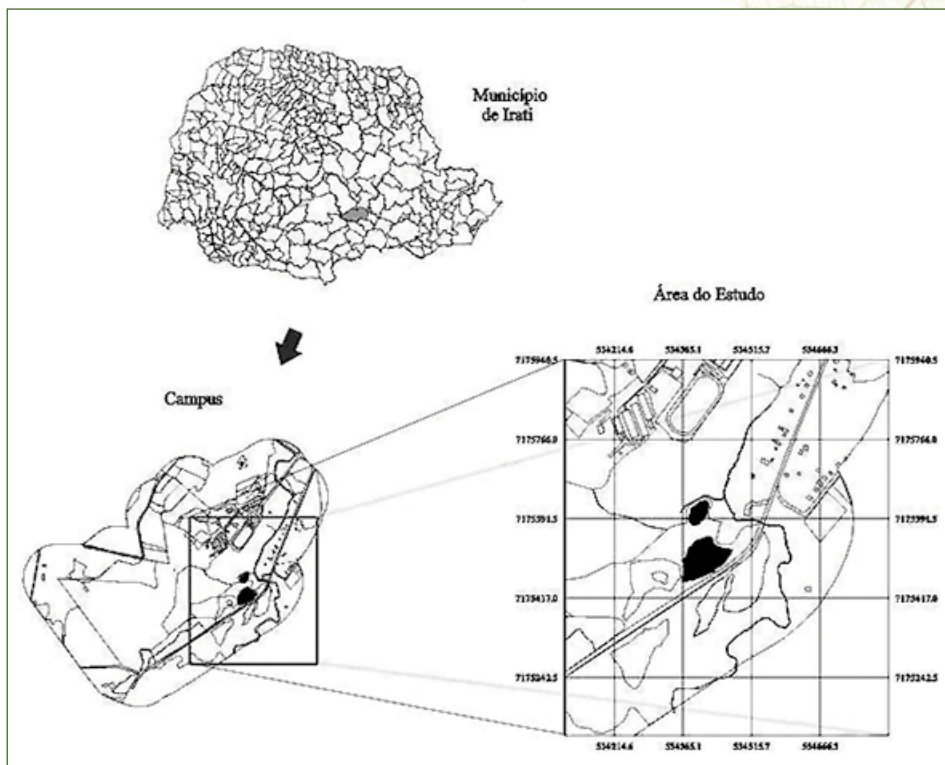


Figura 1 – Localização da área de estudo evidenciando as áreas escuras, de ocorrência de incêndios florestais

Fonte: Autoria própria (2016).

Em cada área, foram alocadas sete unidades amostrais fixas de um metro quadrado cada, distribuídas sistematicamente no terreno e em uma única ocasião, de modo que representassem toda a área queimada, abordando assim os tipos de cobertura do solo atingidos por ocasião do fogo. A intensidade de amostragem (f) – razão entre o número de unidades da amostra e o número total possível de unidades da população – foi de 0,45% para a primeira e de 0,11% para a segunda área analisada, ou seja, a população amostral foi classificada como sendo infinita ($\leq 2\%$).

Foi elaborado um mapa temático (Figura 2) no aplicativo *Spring* versão 5.1.2 para representar as duas áreas afetadas pelo incêndio e o seu entorno, identificando os cursos d'água, as estradas e edificações. Cada uma das superfícies queimadas (1 e 2) foi medida utilizando-se a função **operações métricas**, sobre as poligonais representativas de ambas as áreas. Dessa forma, a área 1 apresentou 0,1557 hectares, e a área 2, 0,6433 hectares.

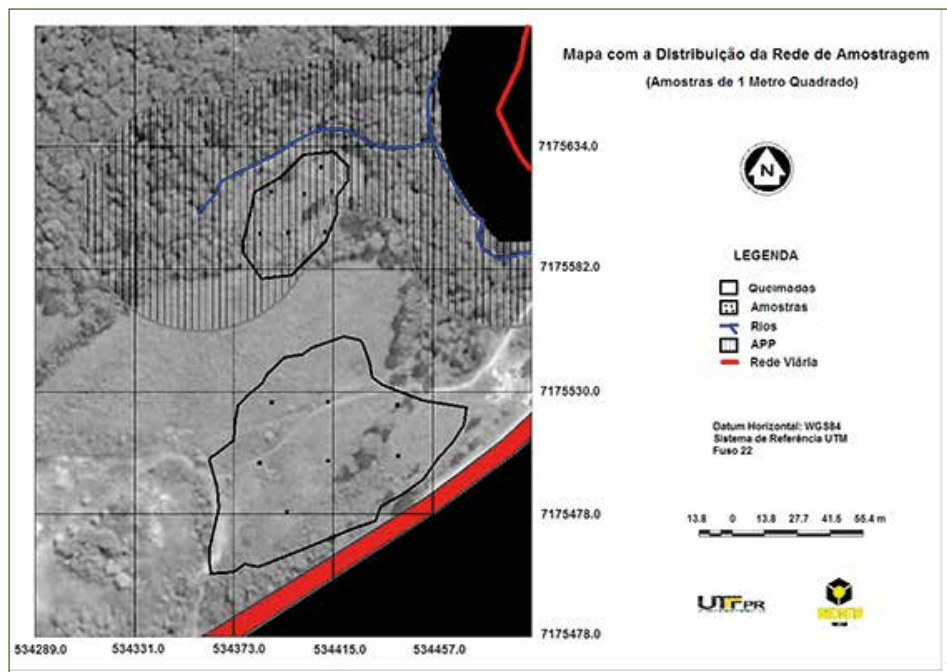


Figura 2 – Carta imagem do satélite *Quickbird* da área queimada com alocação de parcelas amostrais

Fonte: Autoria própria (2016).

Nota: Cada ponto dentro da área equivale a uma parcela amostral de 1m².

RESULTADOS DA ÁREA 1

A amostragem constatou que os fatores vegetação e fauna foram pouco afetados pela ação do fogo (Tabela 2). Não foram encontrados vestígios de animais queimados. Em todas as parcelas, constatou-se que a parte aérea da vegetação rasteira foi queimada, mas em apenas duas verificações as raízes estavam comprometidas. Esta análise foi feita arrancando-se manualmente as raízes e constatando-se a umidade destas no solo.

Em linhas gerais, houve pouco tempo de exposição/residência da vegetação ao fogo, que não atingiu grande intensidade e duração. A vegetação encontrava-se em estágio secundário de sucessão ecológica, com espécies vegetais típicas das capoeiras. Pela proximidade de uma nascente, concluiu-se que a umidade presente dificultou a propagação do fogo. Fatores do solo como porosidade e umidade não foram alterados, a mais de cinco centímetros abaixo da superfície (obs. pessoal). Das sete unidades amostrais, em apenas três foram encontrados indícios de espécies arbóreas queimadas na parte aérea, mas sem comprometimento das copas.

Tabela 2 – Resultados da Área 1

Fator	Classe	Tipo	Número de amostras	Efeito negativo	Peso	Subtotal	Máximo
			n	ENE	p	(p*ENE)	(p*n)
Vegetação	Herbácea	Parte aérea	7	7	1	7	7
		Parte radicial	7	2	1	2	7
	Arbustiva	Parte aérea	7	7	3	21	21
		Parte radicial	7	2	3	6	21
	Arbórea	Parte aérea	7	3	5	15	35
		Parte radicial	7	0	5	0	35
					Subtotal	51	126
Fauna	Insetívoros		7	0	3	0	21
	Herbívoros e onívoros	Pequeno porte	7	0	3	0	21
		Médio e grande porte	7	0	3	0	21
	Carnívoros	Pequeno e médio porte	7	0	4	0	28
		Grande porte	7	0	5	0	35
					Subtotal	0	126
					Total	51	252

Fonte: Autoria própria (2016).

A análise de proximidade da área queimada sobre APPs mostrou o aspecto de maior gravidade da ocorrência, uma vez que praticamente toda a extensão queimada foi caracterizada como mata ciliar e exercia efeito direto na conservação da nascente de um afluente do rio Riozinho.²

Vale lembrar que o Código Florestal (BRASIL, 2012) inovou com um capítulo específico sobre a proibição do uso de fogo e sobre o controle dos incêndios, e que, nesse sentido, o § 4º do art. 38 estabeleceu a necessidade de a perícia comprovar o nexo causal entre autoria e materialidade da infração, na verificação das responsabilidades pelo uso irregular do fogo em terras públicas ou particulares. Evidentemente, nos casos em que os infratores não fossem autuados em flagrante, existiria a dificuldade em localizar indícios de materialidade que comprovassem o dolo/culpa, como guimbas de cigarro lançadas na beira de estradas, restos de balões, entre outros.

Primeira Análise (art. 43)

Tendo em vista o sistema de pontuação proposto, a primeira área analisada alcançou o valor total de 51 pontos, que equivalem a 20,24% do máximo (252 pontos). Considerando o disposto no Decreto nº 6.514 (BRASIL, 2008a) e no Decreto nº 6.686 (BRASIL, 2008b) e conforme estipula o art. 43 para APPs, o montante da multa deve ser entre cinco mil e 50 mil reais por hectare **ou fração**. A princípio, poder-se-ia entender que seria o caso de realizar uma multiplicação entre o valor máximo previsto na lei, entre o IEF e a área queimada ($R\$ 50.000 \times 20,24\% = 10.120,00 \times 0,1557\text{ha}$), o que resultaria no valor de R\$ 1.575,54 de dano econômico na área.

Mas não é este o caso, uma vez que a multa deve ser calculada por **hectare ou fração**. Assim, para o cálculo correto deve ser considerado que a fração de hectare mensurada equivale a todo o hectare! Portanto, o cálculo deve se dar com a multiplicação entre de R\$ 50 mil $\times 20,24\% \times 1$ hectare, resultando na multa de **R\$ 10.200,00**.

Na área 1, não foram localizados vestígios de animais mortos, de modo que o efeito sobre fauna não foi pontuado, nem foi considerado complementarmente o art. 24 dos decretos de 2008.

Segunda Análise (art. 49 – Parágrafo Único)

Adicionalmente, se fez necessário classificar o estágio de sucessão da vegetação remanescente. A princípio, podia ser classificada como vegetação em estágio secundário inicial de regeneração, caracterizada por vegetação essencialmente arbustiva, com asteráceas (*Baccharis* spp.) e outras (Figura 3).

² No ano de 2008 a Área de Preservação Permanente para nascentes era de 50 m, segundo o Código Florestal (BRASIL, 1965).

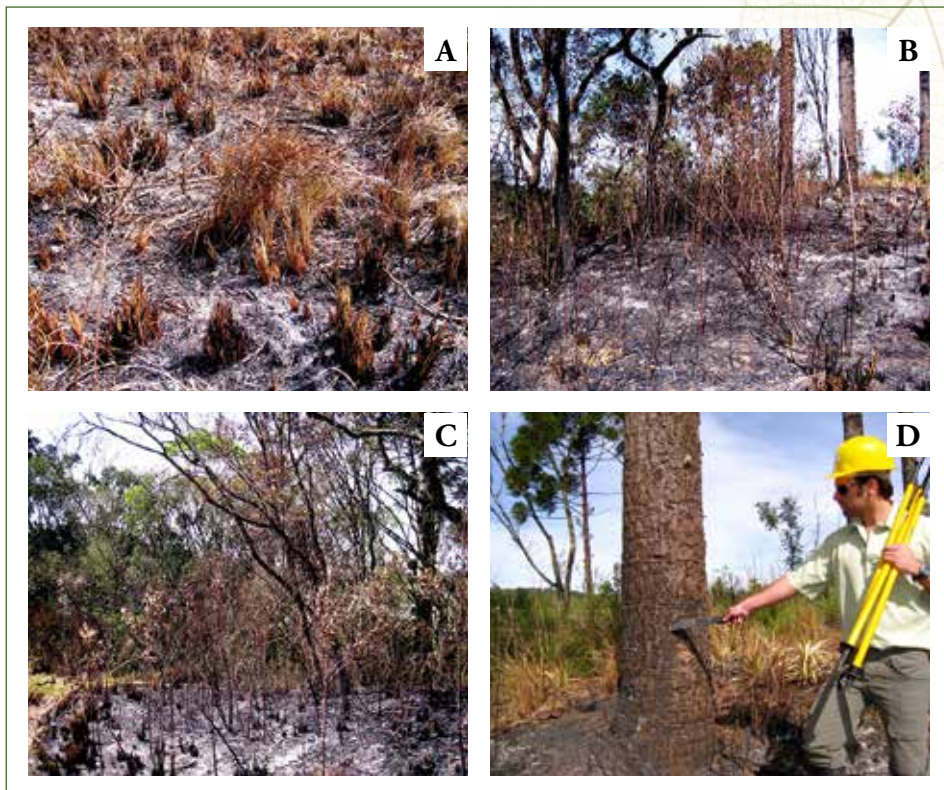


Figura 3 – Aspectos da vegetação degradada e danificada pela ação do incêndio florestal vistoriado

Fonte: Autoria própria (2016).

Nota: A) vista de vegetação herbácea danificada na parte superficial; B) e C) vista de vegetação arbustiva danificada na parte superficial, com APP ao fundo; D) *Araucaria sp.* adulta com casca que a protegeu do dano ambiental.

No entanto, constatou-se na área danificada que havia alguns exemplares de *Araucaria angustifolia*³ adultos. De fato, as araucárias não sofreram com o fogo, pois já possuíam altura e cascas com espessura suficiente para permitir esta proteção, e também porque a combustão não foi suficiente para a propagação do fogo nas copas (Figura 3, letra D).

Com a análise do CONAMA nº 002 (BRASIL, 1994), a vegetação seria classificada inicialmente como sendo de estágio inicial. No entanto, indivíduos isolados de araucária permitiram deduzir que se tratava, na verdade, de remanescente de vegetação em estágio avançado, porém já degradada antes do incêndio, cuja regeneração foi danificada pelo fogo.

Mencione-se que, na Lei da Mata Atlântica⁴, os remanescentes **não** perdem a classificação fito fisionômica, em caso de danos ambientais que venham a ocorrer.

3 O bioma danificado se inseria em área remanescente da Floresta Ombrófila Mista.

4 “A vegetação primária ou a vegetação secundária em qualquer estágio de regeneração do Bioma Mata Atlântica não perderão esta classificação nos casos de incêndio, desmatamento ou qualquer outro tipo de intervenção não autorizada ou não licenciada” (BRASIL, 2006).

Com efeito, a presença das araucárias fez com que a vegetação remanescente fosse de fato classificada como de estágio avançado. O incêndio se deu quando a floresta ainda se regenerava de um dano anterior aos vestígios do incêndio vistoriado.

Com base nesses argumentos, quando a situação prevista se der em vegetação em estágio avançado, deve-se acrescer ao montante da multa até então calculada (art. 49, parágrafo único) (BRASIL, 2008a) R\$ 1.000 por hectare ou fração. O valor da multa passaria assim para **R\$ 11.200,00** (ou seja, R\$ 10.200 + R\$ 1.000).

Terceira Análise (art. 49)

Importa assinalar, neste momento, que o disposto no art. 49 prevê multa de R\$ 6.000 por hectare ou fração quando forem danificadas florestas nativas objeto de **especial preservação**. A conceituação desta categoria de florestas foi estabelecida no § 2º do art. 50, como “as florestas e demais formas de vegetação nativa que tenham regime jurídico próprio e especial de conservação ou preservação definido pela legislação vigente”.

Nesta análise, as APPs e RL são **áreas**, e não **florestas**, conforme conceituação no código florestal (BRASIL, 2012), e, portanto, não são florestas de especial preservação.

Contudo, os **remanescentes** de vegetação da Mata Atlântica (BRASIL, 2006) foram assim protegidos em lei específica para esta finalidade, e poderiam, na ocorrência em apreço, ser considerados. Neste caso, a multa poderia ser acrescida pelo estabelecido no art. 49, em R\$ 6.000 reais por hectare ou fração, uma vez que a ocorrência se deu em remanescente de mata atlântica. O total da multa seria de **R\$ 17.200,00** (ou seja, R\$ 11.200 + R\$ 6.000).

Quarta Análise (art. 48)

Para a avaliação da multa, também deve ser considerado o art. 48, que menciona o valor de R\$ 5.000 por hectare ou fração em casos de **impedimento da regeneração natural** de florestas [...] em áreas especialmente protegidas. O aporte deste tipo ao cálculo anterior resultaria na multa final de **R\$ 22.200,00 (equivalente a R\$ 17.200 + 5.000)**.

Quinta Análise (art. 60)

Na estimativa do valor deve-se ainda levar em conta o disposto no art. 60, Inciso I, que determina aumentar pela metade a multa quando a **infração for consumada mediante o uso do fogo** ou provocação de incêndio. Assim, bastaria multiplicar o valor pela constante 1,50, o que resultaria no total de **R\$ 33.300,00** (ou R\$ 22.200 x 1,50).

Por sua vez, não se verificaram **espécies da lista de flora ameaçadas**, conforme a Portaria MMA nº 443 (BRASIL, 2014). Nessa lista, a araucária deixou de ser considerada ameaçada. Se tivessem sido verificadas, estas espécies aumentariam em mais 50% o valor da multa, conforme previsão inserida no art. 60, Inciso II.

A Figura 4 apresenta um fluxograma das vistorias para a gradação da multa:



Figura 4 – Fluxograma das avaliações na vistoria de campo

Fonte: Autoria própria (2016).

RESULTADOS DA ÁREA 2

Esta ocorrência não se deu em área de preservação permanente. Nesta área, não foram encontrados animais mortos. De modo geral, o solo, a flora e a fauna do local mostraram sinais de rápida recuperação, dada a magnitude da ocorrência analisada (incêndio superficial). Nenhum fator avaliado apresentou efeitos irreversíveis, e puderam ser considerados como recuperáveis em curto e médio prazo.

Muito embora o efeito do fogo sobre a vegetação nesta área possa ser considerado de baixo impacto negativo, reitera-se que o início deste

incêndio foi despropositado, tendo causado uma combustão descontrolada e irresponsável, o que caracterizou o dano ambiental.

Com relação à autoria, destacou-se a proximidade da área com a PR 153. De fato, a ocorrência pode ter sido ocasionada por algum motorista ou transeunte que tenha lançado ponta de cigarro acesa.

A área era caracterizada principalmente por uma vegetação rasteira e arbustiva que se desenvolvia em um solo raso, a princípio de baixa fertilidade. Na ocasião, a área não estava sendo aproveitada.

Na amostragem de impacto da ocorrência do fogo, foi verificada a existência de germinação de sementes de algumas espécies herbáceas, indicando sua rápida recuperação. A parte radicular das plantas arbustivas e arbóreas não foi afetada. Observaram-se algumas solanáceas e algumas vassouras em porte arbóreo, e em todas a casca externa as protegeu do fogo.

A área 2 foi considerada como uma área consolidada e degradada que precisaria de um projeto de recuperação, para então ser utilizada para usos agrossilvipastoris. Não foram verificadas espécies da flora ameaçadas.

Conforme os Decretos nº 6.514 e nº 6.686, esta ocorrência se enquadrava no art. 58, pois se deu em área para usos agropastoris, e sem a devida autorização ambiental. A multa foi estimada considerando o disposto de R\$ 1.000 por hectare ou fração.

SOBRE A EMISSÃO DE GASES DO EFEITO ESTUFA

Esta metodologia avaliou os efeitos do incêndio sobre a vegetação e a fauna. A ciência da Ecologia do Fogo fornece diversos indicativos sobre quando estes efeitos são positivos ou negativos em cada grupo ecológico analisado. A caracterização da infração ambiental se evidencia quando o fogo ocorre de forma não controlada ou autorizada, ou seja, com critérios legais.

Com a promulgação da Política Nacional sobre Mudança do Clima (BRASIL, 2009), o país se comprometeu voluntariamente a adotar ações para mitigar as emissões de gases de efeito estufa (art. 12), entre os quais se enquadram os gases emitidos pelas queimadas.

No entanto, a quantidade de gases emitidos por queimadas precisaria ser claramente mensurável, em unidades reconhecidas cientificamente (toneladas de carbono emitido por área queimada em cada tipologia vegetal, por exemplo), para serem investigadas em cada ocorrência, e para serem consideradas no cômputo da multa (art. 61, decretos). Tais informações são diretamente relacionadas com a intensidade do fogo de um incêndio, mensurada em campo em $\text{kcal m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Estes conhecimentos ainda estão sendo utilizados apenas academicamente no país.

SOBRE A AMOSTRAGEM DA FAUNA

Vale lembrar que os decretos penalizam as infrações cometidas à fauna por número de indivíduos encontrados mortos. Subentende-se, pelo art. 24, que esta ação poderia ser ocasionada pela ação de um incêndio. A penalização de R\$ 500,00 ou R\$ 5.000,00 por indivíduo de espécie constante na fauna brasileira (lista oficial de fauna ameaçada de extinção) poderia aumentar bastante o valor da multa, que pelo estudo aqui proposto valorou o animal pela sua função na cadeia ecológica.

Hipoteticamente, se tivessem sido encontrados vestígios de animais carbonizados fora das parcelas amostrais, a sistematização da localização georreferenciada da amostra deveria ser deixada momentaneamente de lado, para registrar tanto o animal encontrado quanto o efeito do fogo na vegetação deste hipotético ponto amostral. Assim, seria mantido o princípio de igualdade de pesos entre flora e fauna, na quantificação do dano ecológico.

Tendo em vista que a vegetação e a fauna são bens ambientais, Ahrens (2005) ressalta o disposto no código florestal, ao mencionar que as florestas naturais possuem interesse comum a todos os habitantes. O autor também lembra o art. 1º do Código de Proteção da Fauna (BRASIL, 1967), que coloca a fauna silvestre como propriedade do Estado. Tais aspectos são relevantes para justificar o princípio de pesos iguais adotado na presente metodologia.

No momento em que a fauna silvestre é colocada como prioridade do Estado, há uma sinalização por parte do poder público em considerar que os impactos ambientais sobre os animais silvestres são mais relevantes do que os impactos sobre as plantas. Essa discussão é moralmente abrangente, e justificável, pois a recuperação ambiental de um vegetal é a princípio **mais fácil**, pois ocorre pela ação da fotossíntese potencializada em cada grupo de plantas. Os animais, por sua vez, são dependentes das cadeias ecológicas viabilizadas pelas plantas, apresentando, segundo esta linha de raciocínio, uma recuperação ambiental **mais difícil**. O paradoxo que se cria é o seguinte: se os animais dependem das plantas, estas não seriam mais importantes?

Assim sendo, preferiu-se considerar que os animais **fazem parte** das **florestas naturais**, de modo que tanto plantas como animais precisam ser diagnosticados ecologicamente, na ocorrência de um acidente ambiental, e por isso precisam ser considerados igualmente. O art. 24 dos decretos de 2008, apesar de ser inflexível no tocante à multa ambiental relacionada à fauna silvestre, pode ser considerado complementar ao sistema metodológico proposto.

ATRIBUIÇÕES NA ELABORAÇÃO DE LAUDOS TÉCNICOS DE INCÊNDIOS NO MEIO AMBIENTE

Os agentes dos órgãos de fiscalização ambiental são atualmente os profissionais mais indicados para atuarem nas perícias ambientais de incêndios, pois devem possuir habilidades técnicas para realizar os levantamentos de campo (FARIA, 2010). No entanto, vistorias não são feitas pensando na valoração das multas, e não são identificados os responsáveis pelas queimadas para a grande maioria das ocorrências. Seria necessário, para tanto, alocação de recursos, direcionando profissionais para novas atividades.

No país, ainda está longe de ser desenvolvido um banco de dados integrado e que permita a articulação de diferentes órgãos, e também não está sendo considerada a utilização de conhecimentos técnicos e científicos na valoração econômica das multas.

A Figura 5 apresenta um organograma para as atividades conduzidas após a ocorrência de um incêndio. O cálculo da valoração econômica da multa precisa, indiscutivelmente, integrar-se com dados obtidos entre diferentes órgãos públicos, como corpo de bombeiros e policias civil, federal e militar.

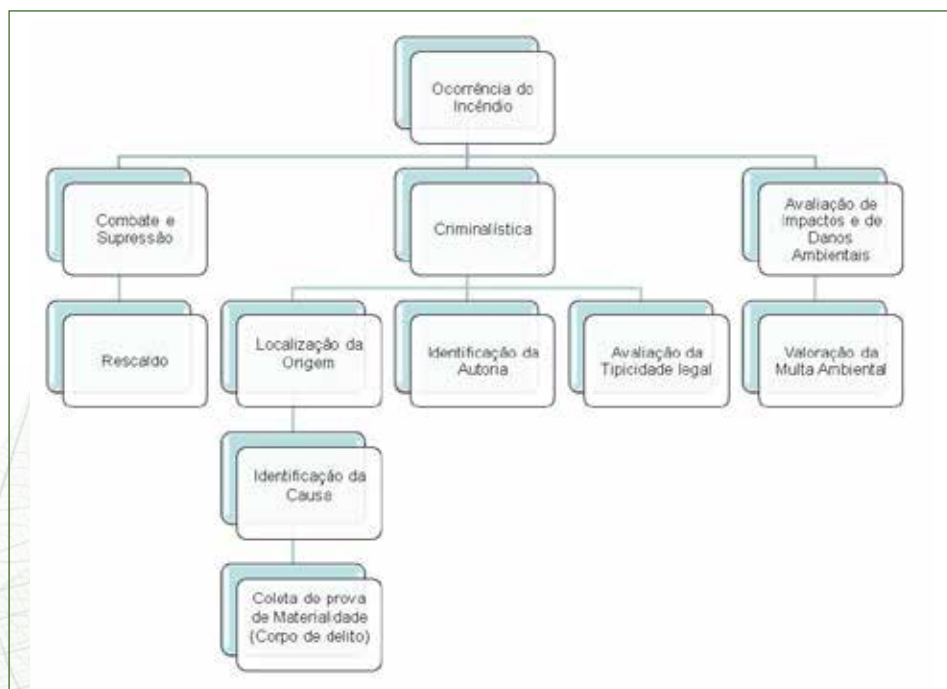


Figura 5 – Organograma de atividades relacionadas ao laudo técnico de incêndios
Fonte: Adaptado de Faria (2010).

Nos Estados Unidos, identificam-se mais facilmente as causas da maioria das ocorrências de incêndios; porém, mesmo lá, dificilmente encontram-se os autores. Entretanto, os laudos do Corpo de Bombeiros são padronizados pelo *National Fire Information Council*, e normas de investigação como a NFPA 921 (NATIONAL FIRE PROTECTION ASSOCIATION, 2008) são também bastante conhecidas e utilizadas. Os Estados Unidos possuem um sistema integrado oficial de dados sobre incêndios – o *National Fire Incident Reporting System* (NATIONAL FIRE INCIDENT REPORTING SYSTEM, 2008).

Com o aumento da integração entre diferentes órgãos que determinam a causa e a autoria dos incêndios, e com a realização de laudos técnicos sobre o efeito ecológico da ocorrência, seria possível remeter ao órgão competente todas as bases para a propositura de uma ACP.

Uma ACP tem como prerrogativa a defesa do interesse coletivo-difuso, no qual se encontra o meio ambiente. Portanto, é de interesse da sociedade avaliar os danos ecológicos causados por um incêndio, independentemente de ocorrer em áreas públicas ou privadas. Pela Lei nº 7.347 (BRASIL, 1985) – que disciplina as ACPs de responsabilidade por danos causados ao meio ambiente, “as ações previstas nesta Lei serão propostas no foro do local onde ocorrer o dano, cujo juízo terá competência funcional para processar e julgar a causa” (art. 2º).

A Lei nº 7.347 (BRASIL, 1985) também estipula, em seu art. 3º, que a ação civil poderá ter por objeto a condenação em dinheiro ou o cumprimento de obrigação de fazer ou não fazer. O art. 13 dispõe que, “havendo condenação em dinheiro, a indenização pelo dano causado reverterá a um fundo gerido por um Conselho Federal ou por Conselhos Estaduais de que participarão necessariamente o Ministério Público e representantes da comunidade, sendo seus recursos destinados à reconstituição dos bens lesados”.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A repressão aos incêndios florestais continuará com reduzida eficácia caso os órgãos ambientais sigam desarticulados. Ainda não são produzidos laudos padronizados e com metodologias consolidadas na valoração econômica das multas.

Vários artigos dos decretos de 2008 estipularam critérios inflexíveis para o cálculo das multas ambientais, que não permitem a valoração de danos ou a avaliação da magnitude dos impactos ambientais. É importante desenvolver e oficializar normativas pela ABNT, tornando a legislação vigente complementar a estas normas, valorizando os instrumentos da PNMA e os profissionais habilitados a realizar levantamentos de campo.

O método IEF comprovou sua viabilidade para a gradação da multa ambiental no caso de incêndios em APPs. O art. 43 do Decreto nº 6.514 (BRASIL, 2008a), que regulamentou o art. 38 da Lei de Crimes Ambientais, abriu a possibilidade de realização de gradação de multa com o uso da AIA. No entanto, ao estipular a multa por hectare **ou fração**, acabou por comprometer a exatidão de uma provável avaliação. Nesse sentido, são necessárias pesquisas de convalidação desta metodologia, em especial no tocante à suficiência amostral necessária para as vistorias de campo.

A cada ano que passa, as multas estipuladas pela Lei de Crimes Ambientais perdem força para a inflação, pois os valores são pré-definidos e estanques. Nesse sentido, a legislação poderia ser revisada e melhorada. Seria importante que, em futura revisão, a Lei de Crimes Ambientais atrelasse o cálculo das multas ao indexador Salário Mínimo federal, e com valores monetários corrigidos ao poder de compra da moeda em 2008, ano de publicação dos decretos federais.

REFERÊNCIAS

- ABREU, K. C. et al. Grandes felinos e o fogo no Parque Nacional de Ilha Grande, Brasil. **Floresta**, Curitiba, v. 34, n. 2, p. 163-167, 2004. Disponível em: <<http://www.floresta.ufpr.br/firelab/wp-content/uploads/2013/09/artigo26.pdf>>. Acesso em: 14 set. 2016.
- AHRENS, S. O código florestal brasileiro e o uso da terra: histórico, fundamentos e perspectivas (uma síntese introdutória). **Revista de Direitos Difusos**, v. 6, n. 31, p. 81-102, 2005. Disponível em: <<http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/56574/1/SP5617.pdf>>. Acesso em: 14 set. 2016.
- ARAÚJO, L. A. Perícia ambiental em ações civis públicas. In: CUNHA, S. B.; GUERRA, A. J. T. (Ed.). **Avaliação e perícia ambiental**. 5. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2004. p. 173-216.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 14.653-3**: avaliação de bens – Parte 3: imóveis rurais. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 14.653-6**: avaliação de bens – Parte 6: recursos naturais e ambientais. Rio de Janeiro: ABNT, 2008.
- BATISTA, A. C.; SOARES, R. V. **Manual de prevenção e combate a incêndios florestais**. Curitiba: FUPEF, 2003.
- BERNILS, R. S.; MIKICH, S. B. **Livro vermelho da fauna ameaçada no Estado do Paraná**. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná, 2004.
- BONFIM, V. R. et al. Diagnóstico do uso do fogo no entorno do Parque Estadual da Serra do Brigadeiro (PESB), MG. **Árvore**, Viçosa, v. 27, n. 1, p. 87-94, 2003. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rarv/v27n1/15926.pdf>>. Acesso em: 14 set. 2016.

BRASIL. Constituição da República Federativa do Brasil de 1988. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 05 out. 1988. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Constituicao/Constituicao.htm>. Acesso em: 14 set. 2016.

BRASIL. Decreto nº 6.514, de 22 de julho de 2008. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, 23 jul. 2008a. Seção 1, p. 1. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2008/decreto/d6514.htm>. Acesso em: 14 set. 2016.

BRASIL. Decreto nº 6.686, de 10 de dezembro de 2008. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, 11 dez. 2008b. Seção 1, p. 10. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2008/decreto/d6686.htm>. Acesso em: 14 set. 2016.

BRASIL. Lei nº 11.428, de 22 de dezembro de 2006. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, 26 dez. 2006. Seção 1, p. 1. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/lei/l11428.htm>. Acesso em: 14 set. 2016.

BRASIL. Lei nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, 30 dez. 2009. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2009/lei/l12187.htm>. Acesso em: 14 set. 2016.

BRASIL. Lei nº 5.197, de 3 de janeiro de 1967. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 05 jan. 1967. Seção 1, p. 177. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L5197.htm>. Acesso em: 14 set. 2016.

BRASIL. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, 02 set. 1981. Seção 1, p. 16509. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L6938.htm>. Acesso em: 14 set. 2016.

BRASIL. Lei nº 7.347, de 24 de julho de 1985. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, 25 jul. 1985. Seção 1, p. 10649. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L7347orig.htm>. Acesso em: 14 set. 2016.

BRASIL. Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, 13 fev. 1998. Seção 1, p. 1. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9605.htm>. Acesso em: 14 set. 2016.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, 28 maio 2012. Seção 1, p. 1. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm>. Acesso em: 14 set. 2016.

BRASIL. Portaria MMA nº 443, de 17 de dezembro de 2014. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, 18 dez. 2014. Seção 1, p. 110. Disponível em: <http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/static/pdf/portaria_mma_443_2014.pdf>. Acesso em: 14 set. 2016.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 001, de 23 de janeiro de 1986. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, 17 fev. 1986. Seção 1, p. 2548-2549. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res86/res0186.html>>. Acesso em: 14 set. 2016.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 002, de 18 de março de 1994. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, 28 mar. 1994. Seção 1, p. 4513-4514. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res94/res0294.html>>. Acesso em: 14 set. 2016.

CAIN, S. A. The species-area curve. **The American Midland Naturalist**, v. 119, p. 573-581, 1938.

CUNHA, S. B.; GUERRA, A. J. T. **Avaliação e perícia ambiental**. 3. ed. São Paulo: Bertrand Brasil, 2004.

DISPERATI, A. A.; ALMEIDA, F. H.; FARIA, A. B. C. Mapeamento de um incêndio florestal ocorrido no entorno do Campus Universitário de Irati – Unicentro. **Revista Ciências Exatas e Naturais**, v. 11, n. 1, 2009. Disponível em: <<http://revistas.unicentro.br/index.php/RECEN/article/view/447/910>>. Acesso em: 14 set. 2016.

FARIA, A. B. C. Atribuições na elaboração de laudos técnicos de incêndios ambientais. In: WACLAWOVSKY, A. J. et al. (Org.). **Sistemas de produção agropecuária**. Dois Vizinhos: UTFPR, 2010. p. 304-322.

FARIA, A. B. C. et al. Plano de prevenção e controle de incêndios florestais para o Campus da Unicentro/Irati. **Floresta**, Curitiba, v. 39, n. 4, p. 887-895, 2009. Disponível em: <<http://revistas.ufpr.br/floresta/article/view/16325/10797>>. Acesso em: 14 set. 2016.

GORDILLO, E. Metodología para la caracterización de la biodiversidad em el Inventario Forestal Nacional. In: BRAVO, F.; DEL RIO, O. M.; DEL PESO, C. (Ed.). **Inventario forestal nacional: elemento clave para la Gestion Forestal Sostenible**. Valladolid: Fundación General de la Universidad de Valladolid, 2002. p. 37-55.

HARTMANN, A. A. Políticas públicas ambientais: a atuação do Ministério Público. In: DLSEP, C. F. M.; NELSON, N. J.; MEDAUAR, O. (Coord.). **Políticas públicas ambientais: estudos em homenagem ao professor Michel Prieur**. São Paulo: Ed. Revista dos Tribunais, 2009. p. 31-57.

HERINGER, I.; JACQUES, A. V. A. Adaptação das plantas ao fogo: enfoque na transição floresta-campo. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 31, n. 6, p. 1085-1090, 2001. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/cr/v31n6/a28v31n6.pdf>>. Acesso em: 14 set. 2016.

JUCHEM, P. A. et al. (Coord.). **MAIA: manual de avaliação de impactos ambientais**. 3. ed. Curitiba: SUREHMA e GTZ, 1999.

LEMOS, A. F. Laudo pericial em locais atingidos por incêndios florestais. **Floresta**, Curitiba, v. 34, n. 2, p. 175-178, 2004. Disponível em: <<http://revistas.ufpr.br/floresta/article/view/2391/2000>>. Acesso em: 14 set. 2016.

LEOPOLD, L. B. et al. **A procedure for evaluating environmental impact**. Washington: U. S. Geological Survey, 1971.

LIMA-E-SILVA, P. P.; GUERRA, A. J. T.; DUTRA, L. E. D. Subsídios para avaliação econômica de impactos ambientais. In: CUNHA, S. B.; GUERRA, A. J. T. (Ed.). **Avaliação e perícia ambiental**. 5. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2004. p. 210-247.

MARTINS, G. A. **Estatística geral e aplicada**. 2. ed. São Paulo: Atlas, 2002.

MARTINS, S. V. et al. Regeneração pós-fogo em um fragmento de floresta estacional semidecidual no município de Viçosa, MG. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 12, n. 1, p. 11-19, 2002. Disponível em: <<http://coral.ufsm.br/cienciaflorestal/artigos/v12n1/A2V12N1.pdf>>. Acesso em: 14 set. 2016.

MELO, A. C. G.; DURIGAN, G.; GORENSTEIN, M. R. Efeito do fogo sobre o banco de sementes em faixa de borda de Floresta Estacional Semidecidual, SP, Brasil. **Acta Botanica**

Brasília, v. 21, n. 4, p. 927-934, 2007. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/abb/v21n4/a17v21n4.pdf>>. Acesso em: 14 set. 2016.

MOTTA, R. S. **Manual para valoração econômica de recursos ambientais**. Brasília: CEMA/ IPEA e COBIO/MMA, 1998. Disponível em: <<http://www.terrabrasilis.org.br/ecotecadigital/pdf/manual-para-valoracao-economica-de-recursos-ambientais.pdf>>. Acesso em: 14 set. 2016.

NATIONAL FIRE INCIDENT REPORTING SYSTEM (NFIRS). **NFIRS 5.0**: complete reference guide. Estados Unidos: FEMA, 2008.

NATIONAL FIRE PROTECTION ASSOCIATION (NFPA). **User's manual for NFPA 921**: guide for fire and explosion investigations. Estados Unidos: Jones e Bartlett, 2008.

NETTO, S. P.; BRENA, D. A. **Inventário florestal**. Curitiba: Editado pelos Autores, 1997.

ODUM, E. P.; BARRETT, G. W. **Fundamentos de ecologia**. 5. ed. São Paulo: Thomson Learning, 2007.

PRADO, L. R. **Direito penal do ambiente**. São Paulo: Revista dos Tribunais, 2005.

RHEINHEIMER, D. S. et al. Modificações nos atributos químicos de solo sob campo nativo submetido à queima. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 33, n. 1, p. 49-55, 2003. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/cr/v33n1/14142.pdf>>. Acesso em: 15 set. 2016.

SÁNCHEZ, L. E. **Avaliação de impacto ambiental**: conceitos e métodos. São Paulo: Oficina de Textos, 2006.

SMITH, D. M. et al. Preparation and treatment of the site. In: SMITH, D. M. et al. (Ed.). **The practice of silviculture**: applied forest ecology. 9. ed. Estados Unidos: John Wiley & Sons, 1997. p. 195-233.

SMITH, J. K. **Wildland fire in ecosystems**: effects of fire on fauna. Ogden, UT: USDA; Forest Service; Rocky Mountain Research Station, 2000. (General Technical Report, v. 1). Disponível em: <http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_gtr042_1.pdf>. Acesso em: 15 set. 2016

SOARES, R. V. Considerações sobre a regeneração natural da *Araucaria angustifolia*. **Floresta**, Curitiba, v. 10, n. 2, p. 12-18, 1979. Disponível em: <<http://revistas.ufpr.br/floresta/article/view/6249/4461>>. Acesso em: 15 set. 2016.

SOARES, R. V.; BATISTA, A. C. **Incêndios florestais**: controle, efeitos e uso do fogo. Curitiba: UFPR, 2007.

WHELAN, R. J. **The ecology of fire**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995.

WRIGHT, H. A.; BAILEY, A. W. Prescribed burning. In: WRIGHT, H. A.; BAILEY, A. W. (Org.). **Fire ecology**: United States and Southern Canada. Estados Unidos: John Wiley & Sons, 1982. p. 387-447.



SOBRE OS ORGANIZADORES

ÁLVARO BOSON DE CASTRO FARIA

Professor da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) – Câmpus Dois Vizinhos. Graduado, Mestre e Doutor em Engenharia Florestal pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). Atua em temas relacionados à política e legislação florestal e silvicultura/proteção florestal. Desenvolve pesquisas com: plantações florestais; metodologias de avaliação de impactos ambientais; valoração de danos ambientais e de serviços ambientais; aplicabilidade do Código Florestal; e, perícias ambientais e florestais. Líder do Grupo de Pesquisas sobre Valoração de serviços ecossistêmicos e ambientais da UTFPR.

ELEANDRO JOSÉ BRUN

Professor da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) – Câmpus Dois Vizinhos. Membro do corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas da UTFPR. Graduado, Mestre e Doutor em Engenharia Florestal pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). Atua na linha de pesquisa silvicultura e ecologia de espécies florestais nativas e exóticas. Líder do Grupo de Pesquisa Silvicultura e sistemas integrados de produção.

FERNANDA FERRARI

Professora da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) – Câmpus Dois Vizinhos. Graduada em Ciências Biológicas pela Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG). Mestre em Botânica pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). Doutora em Ciências Biológicas (Biologia Vegetal) pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP). Desenvolve projetos de ensino e pesquisa nos seguintes temas: taxonomia e ecologia de diatomáceas, fitoplâncton, perifíton e ecologia de reservatórios.



SOBRE OS AUTORES

(em ordem alfabética)

ALESSANDRO CAMARGO ÂNGELO

Professor da Universidade Federal do Paraná (UFPR). Membro do corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal da UFPR. Graduado em Engenharia Florestal, Mestre e Doutor pela UFPR. Atua nos seguintes temas: silvicultura de espécies nativas; silvicultura de espécies exóticas; sistemas consorciados de produção (sistemas agroflorestais e silvipastoris); e, recuperação de áreas degradadas e de matas ciliares.

ÁLVARO BOSON DE CASTRO FARIA

Professor da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) – Câmpus Dois Vizinhos. Graduado, Mestre e Doutor em Engenharia Florestal pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). Atua em temas relacionados à política e legislação florestal e silvicultura/proteção florestal. Desenvolve pesquisas com: plantações florestais; metodologias de avaliação de impactos ambientais; valoração de danos ambientais e de serviços ambientais; aplicabilidade do Código Florestal; e, perícias ambientais e florestais. Líder do Grupo de Pesquisas sobre Valoração de serviços ecossistêmicos e ambientais da UTFPR.

CARLOS ROBERTO KUNST

Pesquisador do Instituto Nacional de Tecnologia Agropecuária (INTA). Professor da Universidade Nacional de Santiago del Estero. Membro do corpo docente do Programa de Pós-Graduação da Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco. Graduado pela Universidade Nacional de Buenos Aires, Faculdade de Agronomia. Mestre e Doutor pela Universidade Tecnológica do Texas. Atua na linha de pesquisa perturbaciones en ecosistemas. Líder do Grupo de Pesquisa em Manejo de Pastagens.

CELSO GARCIA AUER

Pesquisador da Embrapa Florestas. Membro do corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal da Universidade Federal do Paraná (UFPR). Graduado em Engenharia Florestal, Mestre e Doutor em Agronomia (Fitopatologia) pela Universidade de São Paulo (USP). Atua na linha de pesquisa microbiologia e patologia florestal. Membro do Grupo de Pesquisa Patologia Florestal, Labmicro, Farmacotécnica e Manejo integrado de pragas de *Pinus spp.* Bolsista de produtividade em pesquisa do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) – Nível 2.

DEMÓSTENES FERREIRA DA SILVA FILHO

Professor da Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz da Universidade de São Paulo (ESALQ/USP). Graduado em Agronomia, Mestre e Doutor em Agronomia (Produção Vegetal) pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP). Atua na área de recursos florestais e engenharia florestal, com ênfase em silvicultura urbana.

ELEANDRO JOSÉ BRUN

Professor da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) – Câmpus Dois Vizinhos. Membro do corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas da UTFPR. Graduado, Mestre e Doutor em Engenharia Florestal pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). Atua na linha de pesquisa silvicultura e ecologia de espécies florestais nativas e exóticas. Líder do Grupo de Pesquisa Silvicultura e sistemas integrados de produção.

FABIO ABEL MOSCOVICH

Pesquisador do Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). Graduado em Engenharia Florestal pela Universidad Nacional de Santiago del Estero (UNSE). Mestre e Doutor em Ciências Florestais/Manejo Florestal pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). Atua nas linhas de pesquisa: manejo de florestas nativas, manejo do fogo e incêndios florestais. Líder do Grupo de Pesquisa Proyecto Regional INTA CR Misiones: Manejo de Bosques y Fauna Nativos.

FLÁVIA GIZELE KONIG BRUN

Professora da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) – Câmpus Dois Vizinhos. Graduada e Mestre em Engenharia Florestal pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). Doutora em Recursos Florestais pela Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz da Universidade de São Paulo (ESALQ/USP). Atua na linha de pesquisa silvicultura e ecologia urbana. Líder do Grupo de Pesquisa Silvicultura e ecologia urbana.

FRANCINE NEVES CALIL

Professora da Universidade Federal de Goiás (UFG). Membro do corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Agronomia da UFG. Graduada em Engenharia Florestal pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) e em Letras Português-Inglês pelo Centro Universitário Franciscano. Mestre e Doutora em Engenharia Florestal pela UFSM.

LÉA YAMAGUCHI DOBBERT

Graduada em Arquitetura e Urbanismo pela Pontifícia Universidade Católica de Campinas (PUC-CAMPINAS). Mestre e Doutora em Ciências pela Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz da Universidade de São Paulo (ESALQ/USP). Tem experiência na área de arquitetura e construção com ênfase em projeto e paisagismo, atuando principalmente nos seguintes temas: projeto arquitetônico, paisagismo, desenho urbano, conforto ambiental, conforto térmico e arborização urbana.

MIRIAN LAGO VALENTE

Graduada, Mestre e Doutoranda em Engenharia Florestal pela Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). Atua nas linhas de pesquisa: balanço hídrico, qualidade da água, manejo e gestão de bacias hidrográficas, silvicultura, ciclagem de nutrientes, hidrologia florestal e modelagem hidrossedimentológica. Membro do Grupo de Pesquisa em Hidrossedimentologia de bacias hidrográficas rurais da UFSM. Bolsista da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

PAULO COSTA DE OLIVEIRA FILHO

Professor da Universidade Estadual do Centro-Oeste (UNICENTRO). Membro do corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais da UNICENTRO e do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental em associação ampla entre as universidades UNICENTRO e Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG). Graduado em Engenharia Florestal, Mestre e Doutor em Manejo Florestal pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). Atua nas linhas de pesquisa: tecnologias de informação espacial para a gestão ambiental e florestal em pesquisa e recursos hídricos (planejamento, gestão, aproveitamento, controle da poluição, políticas e estudos avaliativos). Líder do Grupo de Pesquisa Tecnologia de informação espacial, gestão ambiental e sustentabilidade.

PEDRO HENRIQUE RIBOLDI MONTEIRO

Graduado em Engenharia Florestal pela Universidade Estadual do Centro-Oeste do Paraná (UNICENTRO). Mestre em Ciências Florestais e Doutorando em Engenharia Florestal pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). Atua na linha de pesquisa microbiologia e patologia florestal. Membro do Grupo de Pesquisa Microbiologia florestal pela Embrapa Florestas da UFPR.

Este livro é o produto final de uma iniciativa de professores da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) - Câmpus Dois Vizinhos, para agregar conhecimentos sobre procedimentos e atualidades florestais. O primeiro capítulo trata da importância das florestas na conservação de recursos hídricos. Em seguida, um manuscrito sobre os efeitos da arborização urbana na diminuição de impactos ambientais. O terceiro, também neste tema, trata dos processos em produção de mudas. Uma revisão sobre o uso de micorrizas na biorremediação é apresentada, evidenciando uma nova linha de pesquisa sobre estes microrganismos. Os dois últimos capítulos são na área de Proteção Florestal. É discutido o uso do fogo para fins agrosilvipastoris de forma correta. Por fim, é apresentado o Indicador de Efeito do Fogo, para uso em perícias florestais, como procedimento para cálculo de multas ambientais.

Agência Brasileira do ISBN
ISBN 978-85-7014-183-5



9 788570 141835