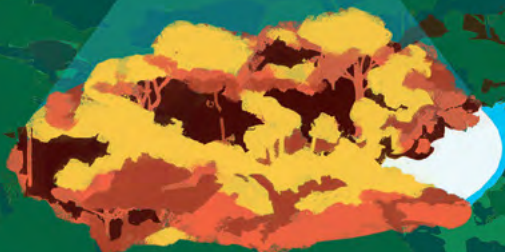


• PROTOCOLO DE
MONITORAMENTO
DA RESTAURAÇÃO
DA **MATA ATLÂNTICA**
E DA **AMAZÔNIA** VIA
SENSORIAMENTO
REMOTO •



- PROTOCOLO DE MONITORAMENTO DA RESTAURAÇÃO DA **MATA ATLÂNTICA** E DA **AMAZÔNIA** VIA SENSORIAMENTO REMOTO•

- PROTOCOLO DE
MONITORAMENTO
DA RESTAURAÇÃO
DA **MATA ATLÂNTICA**
E DA **AMAZÔNIA** VIA
SENSORIAMENTO
REMOTO•

PACTO PELA RESTAURAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA
ALIANÇA PELA RESTAURAÇÃO NA AMAZÔNIA

SÃO PAULO, 2024

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
(Câmara Brasileira do Livro, SP, Brasil)

Protocolo de monitoramento da restauração da
Mata Atlântica e da Amazônia via sensoriamento
remoto [livro eletrônico] / [organização] Pacto
pela Restauração da Mata Atlântica, Aliança
pela Restauração na Amazônia ; [coordenação]
Rafael Walter Albuquerque...[et al.] ;
[ilustração Bernardo da Rosa Costa]. --
São Paulo : The Nature Conservancy do
Brasil, 2024.
PDF

Vários autores.

Outros organizadores: Alex Fernando Mendes,
Julio Ricardo Caetano Tymus, Ludmila Pugliese de
Siqueira, Pedro Henrique Santin Brancalion, Manuel
Eduardo Ferreira, Carlos Henrique Grohmann.

Bibliografia.

ISBN 978-85-60797-34-9

1. Amazônia - Aspectos ambientais 2. Ecossistemas
3. Meio ambiente 4. Mata Atlântica (Brasil) -
Preservação 5. Monitoramento ambiental - Amazônia
I. Pacto pela Restauração da Mata Atlântica.
II. Aliança pela Restauração na Amazônia.
III. Albuquerque, Rafael Walter. IV. Mendes,
Alex Fernando. V. Tymus, Julio Ricardo Caetano.
VI. Siqueira, Ludmila Pugliese de. VII. Brancalion,
Pedro Henrique Santin. VIII. Ferreira, Manuel Eduardo.
IX. Grohmann, Carlos Henrique. X. Costa, Bernardo da
Rosa.

24-215687

CDD-553.7

Índices para catálogo sistemático:

1. Monitoramento ambiental : Avaliação :
Meio ambiente
553.7

Tábata Alves da Silva - Bibliotecária - CRB-8/9253

- PROTOCOLO DE MONITORAMENTO DA RESTAURAÇÃO DA **MATA ATLÂNTICA** E DA **AMAZÔNIA** VIA SENSORIAMENTO REMOTO •

SUMÁRIO

1	EQUIPE	6
1.1	Corpo técnico-científico	6
1.2	Revisão do documento	7
2	APRESENTAÇÃO	9
3	CONTEXTUALIZAÇÃO	12
3.1	Introdução	12
3.2	Objetivos e Motivação da Restauração	15
3.3	Escala da Restauração e Monitoramento	19
3.4	Potenciais usuários do protocolo	20
3.5	Processo de construção do Protocolo	21
3.6	Diretrizes norteadoras	21
4	INDICADORES DE RESTAURAÇÃO DE ECOSISTEMAS MENSURADOS POR SENSORIAMENTO REMOTO	28
4.1	Estratificação vertical	32
4.2	Biomassa lenhosa acima do solo	32
4.3	Altura de dossel	33
4.4	Densidade de indivíduos	33
4.5	Cobertura de dossel	34
4.6	Densidade de regenerantes	34
4.7	Atributo idade da recuperação da vegetação nativa	35
5	MONITORAMENTO DE CAMPO VINCULADO AO SENSORIAMENTO REMOTO: CONCEITOS E ORIENTAÇÃO GERAL	36
5.1	Introdução	36
5.2	Definição de polígonos para o monitoramento da restauração	37
5.3	Inventário fitossociológico	41
5.4	Biomassa e carbono da comunidade de árvores	60
5.5	Amostragem de indicadores da estrutura e biomassa da vegetação	68
6	SENSORIAMENTO REMOTO ORBITAL	74
6.1	Abordagem geral de Sensoriamento Remoto orbital	74
6.2	Produtos MapBiomas e a Restauração de Ecossistemas	77
6.3	O <i>Google Earth Engine</i> para acesso a dados de Sensoriamento Remoto orbital	80
6.4	Medição do indicador cobertura de dossel via Sensoriamento Remoto orbital	83

6.5	Verificação da idade da vegetação secundária	84
6.6	Vantagens e desvantagens no uso de sensores orbitais	85
6.7	Roadmap	86
7	FOTOGRAMETRIA ATRAVÉS DE DRONES	89
7.1	Abordagem geral de drones e fotogrametria em projetos de restauração	89
7.2	Medição da cobertura de dossel via drones-RGB	101
7.3	Medição da densidade de árvores via drones-RGB	103
7.4	Medição da altura de dossel via drones-RGB	104
7.5	Estudo de caso: exemplo de medição de cobertura de dossel via drones-RGB	107
7.6	Estudo de caso: exemplo de medição de densidade e altura de árvores via drones-RGB	107
7.7	Vantagens e desvantagens em se utilizar drones	107
7.8	Perspectivas futuras de fotogrametria através de drones (roadmap)	108
8	LiDAR	110
8.1	Abordagem geral do LiDAR	110
8.2	Como funciona o LiDAR	110
8.3	Tipos de LiDAR	111
8.4	Processamento de dados e atributos florestais mensuráveis por LiDAR-ALS	113
8.5	Vantagens e desvantagens do uso do LiDAR	119
8.6	Perspectivas futuras de LiDAR (roadmap)	120
9	SISTEMAS COMPUTACIONAIS DE APOIO AO CAMPO	121
9.1	AGROTAG	121
10	PRÓXIMOS PASSOS E ROADMAP	128
	REFERÊNCIAS	130
	APÊNDICE A INFORMAÇÕES SOBRE O PROCESSO DE CONSTRUÇÃO DO PROTOCOLO DE MONITORAMENTO DA RESTAURAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA E DA AMAZÔNIA VIA SENSORIAMENTO REMOTO	169
	APÊNDICE B PLATAFORMAS RELACIONADAS AO PROTOCOLO	171
	APÊNDICE C TIPOLOGIAS FLORESTAIS CONSIDERADAS NO PROTOCOLO	173

1

● EQUIPE

Coordenação da organização do documento

Rafael Walter Albuquerque, Alex Fernando Mendes, Julio Ricardo Caetano Tymus, Ludmila Pugliese de Siqueira, Pedro Henrique Santin Brancalion, Manuel Eduardo Ferreira, Carlos Henrique Grohmann

1.1 CORPO TÉCNICO-CIENTÍFICO

Alex Fernando Mendes
Angélica Faria de Resende
Carlos Henrique Grohmann
Catherine Torres de Almeida
Daniel Luis Mascia Vieira
Danielle Celentano
Danilo Roberti Alves de Almeida
Edson Santiami
Felipe Damasceno da Rocha Paranhos
Julio Ricardo Caetano Tymus
Ladislau Skorupa
Laura Helena Porcari Simões
Licia Azevedo
Luciana Spinelli-Araujo
Luis Oliveira Jr
Luiz Eduardo Vicente
Manuel Eduardo Ferreira
Marcelo Hiromiti Matsumoto
Marcos Reis Rosa
Markus Gastauer
Pedro Henrique Santin Brancalion
Rafael Walter Albuquerque
Ricardo Augusto Gorne Viani

1.2 REVISÃO DO DOCUMENTO

Alex Fernando Mendes
Ana Paula Dalla Corte
Angélica Faria de Resende
Carlos Henrique Grohmann
Celso Henrique Leite Silva Junior
Cintia Palheta Balieiro
Ciro José Ribeiro de Moura
Danilo Roberti Alves de Almeida
Eric Bastos Gorgens
Fábio Fernandes Corrêa
Julio Ricardo Caetano Tymus
Licia Azevedo
Luiz Eduardo Oliveira Cruz Aragão
Pedro Henrique Santin Brancalion
Rafael Walter Albuquerque

APRESENTAÇÃO • 2

A urgência climática que enfrentamos exige ações imediatas e eficazes para combater a crise e conservar a biodiversidade. As soluções baseadas na natureza, em particular a restauração de ecossistemas, emergem como uma estratégia fundamental para alcançar esses objetivos simultaneamente. O processo de restauração não apenas ajuda a mitigar os impactos das mudanças climáticas, mas também contribui significativamente para a conservação da diversidade biológica. No entanto, para que os benefícios da restauração sejam maximizados, é crucial que essas iniciativas sejam ampliadas em escala.

Um dos pilares essenciais para o sucesso de projetos de restauração de ecossistemas é a correta implantação, manutenção e monitoramento das áreas em processo de recuperação. Nesse sentido, a otimização de custos e a melhoria da eficiência se tornam elementos-chave para garantir a eficácia dessas iniciativas. A implementação de um protocolo de monitoramento remoto surge como uma solução inovadora e promissora, pois proporciona agilidade, precisão e sucesso aos projetos de restauração ecológica. Com essa abordagem, é possível obter informações em tempo real e tomar decisões mais assertivas, fomentando melhores resultados a longo prazo.

Portanto, a promoção da restauração de ecossistemas em larga escala, aliada ao uso de tecnologias como o monitoramento remoto, se apresenta como um caminho viável e eficaz para enfrentar os desafios da crise climática e da perda de biodiversidade. Nessa gestão buscamos inovação. O Pacto pela Restauração da Mata Atlântica está em processo de se tornar uma agência facilitadora da restauração, trazendo escala, capacitação e poder aos seus mais de 300 membros, ao mesmo tempo que monitorar isso tudo se torna crucial. A Aliança pela Restauração na Amazônia, coletivo com mais de 130 membros, acredita que a recomposição da vegetação nativa precisa estar intimamente integrada às estratégias de conservação ambiental, desenvolvimento territorial e geração de bem-estar social junto às comunidades locais. Acredita também que o uso de tecnologias e novas metodologias de trabalho e monitoramento são extremamente necessários para otimizar processos e permitir ganho de escala de impacto.

Ao seguirmos nesse caminho, aliando fortalecimento de governança com tecnologia e inovação, investindo em iniciativas que visam a restauração e conservação dos ecossistemas naturais, não apenas protegemos os recursos naturais e serviços ecossistêmicos, mas também garantimos um futuro mais sustentável e equilibrado para as gerações vindouras.

Boa leitura!

Rubens Benini

Coordenador Nacional do Pacto pela Restauração da Mata Atlântica

Rodrigo Freire

Secretário Executivo da Aliança pela Restauração na Amazônia

3 • CONTEXTUALIZAÇÃO

**Rafael Walter Albuquerque, Alex Fernando Mendes,
Julio Ricardo Caetano Tymus, Ludmila Pugliese de Siqueira,
Pedro Henrique Santin Brancalion, Manuel Eduardo Ferreira,
Carlos Henrique Grohmann, Danielle Celentano**

3.1 INTRODUÇÃO

Há uma demanda crescente pela Restauração de Ecossistemas em larga escala para a mitigação das mudanças climáticas globais (HOUGHTON; BYERS; NASSIKAS, 2015). Esta solução baseada na natureza agrega diversos outros co-benefícios sociais e econômicos. A clara oportunidade de estabelecimento do equilíbrio socioambiental e econômico, buscando caminhos para o desenvolvimento sustentável, induz ao estabelecimento de metas de restauração ambiciosas. No contexto global, destaca-se o Bonn Challenge¹, que visa a restauração de 350 Milhões de hectares de paisagens florestais até 2030.

Considerando o Bonn Challenge, o Brasil planejou contribuir com a restauração de 12 Milhões de hectares, estabelecidos como meta nacional no Acordo de Paris (FERNANDES et al., 2018; CROUZEILLES et al., 2019), apesar de não haver uma meta clara na atualização em 2020 da *nationally determined contribution* (NDC) (ROMEIRO; GENIN; FELIN, 2021). Independente das omissões na atualização da NDC, o Acordo de Paris em 2015 deu origem à Iniciativa 20x20 (VERGARA et al., 2015), por meio da qual um grupo de países da América Latina e Caribe se comprometeram a restaurar 50 milhões de hectares até 2030. A meta proposta pelo Brasil nesta iniciativa (incluindo metas dos governos estaduais de São Paulo, Espírito Santo e Mato Grosso) é de restaurar 22 milhões de hectares².

Em escala nacional, destaca-se o Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (Planaveg), que formaliza a meta de recuperação de, pelo menos, 12 milhões de

1 <<https://www.bonnchallenge.org/>>

2 <<https://initiative20x20.org/regions-countries/brazil>>

hectares de vegetação nativa até 2030. O cumprimento desta meta foca principalmente em áreas de preservação permanente (APP) e reserva legal (RL), mas também em áreas degradadas com baixa produtividade (PLANAVEG, 2017). Há também iniciativas em escala de bioma, como o Pacto pela Restauração da Mata Atlântica (PACTO), com a meta de restaurar 15 milhões de hectares da Mata Atlântica até 2050³. Considerando que essas diferentes iniciativas de âmbito global, nacional ou regional, além de outras iniciativas não mencionadas aqui, variam em relação aos atores e prazos e que alguns projetos podem fazer parte de mais de uma iniciativa, espera-se no Brasil a restauração de ao menos 12 milhões de hectares até 2030 (PLANAVEG, 2017).

O bioma Mata Atlântica foi extensivamente desmatado, mesmo sendo considerado um hotspot de biodiversidade⁴ (MYERS et al., 2000). Já o bioma Amazônia, apesar de manter uma extensa área de sua formação original ainda preservada, encontra-se ameaçado pelo desmatamento. Este processo, caso não seja contido, pode produzir mudanças substanciais nas funcionalidades dos ecossistemas amazônicos, que podem ser transformados até um ponto de não-retorno às suas condições originais. Neste caso, o bioma seria induzido a um processo irreversível de perda de biomassa e outras funcionalidades, definido por alguns autores como savanização (LOVEJOY; NOBRE, 2018). Este efeito tem o potencial de comprometer a sustentação de ciclos biogeoquímicos vitais, propagando-se para outras localidades no mundo, especialmente quando trata-se da ciclagem de água. Estas preocupações foram as principais justificativas para que estes dois biomas fossem selecionados para composição do presente documento, haja vista a importância das fitofisionomias com predomínio florestal no território brasileiro.

O sucesso dos projetos de restauração ecológica depende de mecanismos de monitoramento, reporte e verificação. Dentre estes, destaca-se a etapa de monitoramento, que permite o acompanhamento do projeto, permitindo aferir seu desempenho e corrigir sua trajetória quando necessário (DURIGAN, 2011). A criação de protocolos de monitoramento é essencial para o acompanhamento e padronização das técnicas. Para isto, torna-se crítico o envolvimento de diferentes atores, que podem aportar conhecimentos e experiências complementares. Tais conhecimentos derivados de áreas disciplinares específicas constroem um corpo de informação multidisciplinar capaz de tornar resultados de procedimentos comparáveis entre si (BRANCALION et al., 2013; HOLL, 2017).

3 <<https://www.pactomataatlantica.org.br/>>

4 Segundo Myers et al. (2000), hotspots de biodiversidade são áreas que abrigam quantidade significativa de espécies endêmicas e apresentaram queda expressiva de sua extensão geográfica. A preservação de hotspots de biodiversidade evita a extinção em massa de diversas espécies.

Mas afinal, o que é um protocolo? Segundo uma das definições do dicionário Michaelis, protocolo é um “Formulário que regula os atos públicos”. Já no âmbito da Ciência da Computação, protocolo é um conjunto de recomendações e regras para implementação de padrões técnicos (GALLOWAY, 2006). Aproximando estes conceitos ao objetivo deste documento, protocolos servem para orientar determinados procedimentos de forma a evitar a ausência ou excesso de informações, ou mesmo para garantir que a coleta de dados ocorra de forma a evitar erros sistemáticos (PRESTON; DIETZ, 1991).

O PACTO foi pioneiro ao conceber o Protocolo de Monitoramento para Programas e Projetos de Restauração Florestal (VIANI et al., 2013). Conforme consta no próprio documento, “o protocolo tem caráter recomendativo, podendo ser aplicado no todo ou em parte por quem o utiliza, conforme os objetivos do monitoramento e do projeto ou programa de restauração”. Ao divulgar e alinhar a importância do protocolo junto à comunidade científica internacional, Viani et al. (2017) comentaram a importância da definição de padrões de coleta de dados para evitar vieses e eliminar o grau de subjetividade. Ao mencionar esforços futuros, os autores apontam para um aprimoramento do protocolo mediante automatização da coleta de dados e da geração de relatórios.

Em 2020, o PACTO iniciou o primeiro passo para a elaboração do Protocolo de Monitoramento da Restauração da Mata Atlântica e da Amazônia via Sensoriamento Remoto. Sua concepção e elaboração partiu de uma série de *workshops online* junto a especialistas em Ecologia de Restauração de Ecossistemas, Sensoriamento Remoto e Políticas Públicas. A finalidade destes *workshops* foi identificar as técnicas de Sensoriamento Remoto mais robustas e passíveis de utilização para o monitoramento da Restauração de Ecossistemas. A troca de experiências durante estes eventos norteou as premissas de uso do Sensoriamento Remoto que culminaram no presente documento.

Não se trata de uma substituição ao protocolo de campo do PACTO (VIANI et al., 2013) ou às diretrizes de campo desenvolvidas pela Aliança pela Restauração da Amazônia (CAMPOS-FILHO, 2022) ou até mesmo às normativas estaduais de monitoramento. Trata-se de uma complementação que, aliada aos trabalhos de campo, proporciona maior transparência, escala e governança no monitoramento. Os trabalhos de campo permanecerão necessários porque informações cruciais, como a biodiversidade, continuarão sendo inviáveis de serem coletadas de forma pragmática no médio e no longo prazo somente via Sensoriamento Remoto.

Seguindo os esforços da Década da Restauração (2021-2030)⁵, convidamos o lei-

5 <<https://www.decadeonrestoration.org/>>

tor – interessado em aprimorar o monitoramento de projetos de Restauração de Ecossistemas – a usufruir das informações aqui registradas e adotá-las em seus projetos de monitoramento. O conteúdo é fruto de intensas pesquisas científicas voltadas a Meio Ambiente, Tecnologia e Sociedade e será periodicamente atualizado à medida que novas soluções forem consolidadas. Afinal, todo conhecimento científico deve ser renovado (TESSER, 1994) e o componente tecnológico demanda um planejamento específico de atualizações ainda mais constantes (PHAAL; FARRUKH; PROBERT, 2004).

3.2 OBJETIVOS E MOTIVAÇÃO DA RESTAURAÇÃO

A restauração ecológica é o processo de auxílio na recuperação de um ecossistema degradado ou destruído, sendo necessário inseri-lo em uma trajetória de recuperação de âmbitos locais e globais (SER, 2021). Neste contexto, adota-se aqui a terminologia Restauração de Ecossistemas, que é o termo adotado pela Organização das Nações Unidas (ONU) na Década da Restauração⁶:

A restauração de ecossistemas significa ajudar na recuperação de ecossistemas que foram degradados ou destruídos, bem como conservar os ecossistemas que ainda estão intactos. Ecossistemas mais saudáveis, com maior riqueza na biodiversidade, produzem mais benefícios, como solos mais férteis, maior produtividade nas áreas de madeira e pesca, e maiores estoques de gases de efeito estufa.

Portanto, neste documento, adota-se o termo Restauração de Ecossistemas para se referir a esta atividade nos ambientes florestais da Mata Atlântica e Amazônia. No sentido original, o objetivo da Restauração de Ecossistemas é a restituição da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos em uma área degradada ou alterada ao nível mais próximo da fase pré-distúrbio (GASTAUER et al., 2018). Conceitos mais recentes podem envolver ainda questões socioeconômicas e/ou educacionais (CRUZ; SEGURA, 2010; GASTAUER et al., 2018). A *Society for Ecological Restoration* (SER) acrescenta que tais objetivos só são atingidos se implementados em múltiplas escalas (GANN et al., 2019). O monitoramento da Restauração de Ecossistemas, portanto, deve capturar os avanços das áreas em relação a todos os objetivos. Por isso, atributos ecológicos chave - condições físicas e químicas dos substratos, diversidade estrutural e funcional, métricas de biodiversidade em dife-

6 <<https://www.decadeonrestoration.org/pt-br/o-que-e-restauracao-de-ecossistemas>>

rentes taxas, ausência de ameaças significativas, serviços ecossistêmicos e conectividade - devem ser levantados para avaliar o sucesso das atividades (GANN et al., 2019).

Neste documento, aplicável aos ambientes florestais da Mata Atlântica e Amazônia, destacamos três objetivos para aplicação do monitoramento a partir de técnicas de sensoriamento remoto: manutenção da biodiversidade (JONES et al., 2019); fixação de carbono atmosférico (GRISCOM et al., 2020); e cumprimento de demandas legais e técnicas (SOARES FILHO et al., 2014; CHAVES et al., 2015; INEA, 2017). Tais objetivos consideram a disponibilidade de métodos e ferramentas que possam ser oferecidos de forma robusta (validados pela ciência) a diferentes perfis de usuários. A seguir uma descrição destes três diferentes objetivos.

3.2.1 BIODIVERSIDADE

A biodiversidade desempenha um papel importante no pleno funcionamento, na resistência e na resiliência das florestas (BONILLA; LUCENA, 2011). Devido à variedade de espécies, concretizam-se as relações ecológicas nas florestas, pois plantas, animais, insetos e microrganismos são intra e interdependentes. Espécies arbóreas dependem de insetos, aves e mamíferos para realizar sua polinização ou dispersão de sementes, mantendo a diversidade e o fluxo gênico (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007; BONILLA; LUCENA, 2011). Por exemplo, ao verificar a estrutura e diversidade de determinadas espécies arbóreas, é possível inferir o potencial de atração de determinadas aves indicativas de retorno das funções ecológicas (ZAHAWI et al., 2015). Já na escala de paisagem, existem plantas e animais que precisam de uma área mínima para sobreviver, o que reforça a necessidade de restabelecimento da conectividade entre fragmentos florestais isolados por corredores ecológicos via Restauração de Ecossistemas para garantir o fluxo gênico (RODRIGUES; GANDOLFI; BRANCALION, 2015).

Vale ressaltar que a ciência já documentou a imprescindibilidade da biodiversidade como elemento fundamental para o retorno pleno das funções desempenhadas pelos ecossistemas naturais. As interações ecológicas nesses ecossistemas conjugam-se em um complexo e interessante tema que pode ser consultado em Begon, Townsend e Harper (2007). O resultado destas interações complexas, que são relacionadas à biodiversidade, deve ser considerado em projetos de restauração. No caso dos biomas abordados neste documento, a Mata Atlântica é um *hotspot* de biodiversidade (MYERS et al., 2000) e a Amazônia apresenta sua biodiversidade cada vez mais ameaçada por ações antrópicas ilegais (LOVEJOY; NOBRE, 2018). Iniciativas e programas de restauração devem considerar que as métricas associadas às porções preservadas desses ecossistemas

devem ser adotadas como referências da biodiversidade a ser recuperada ou conservada (RODRIGUES; GANDOLFI; BRANCALION, 2015). Em suma, o monitoramento da biodiversidade na restauração é importante, não só porque sua recuperação e conservação em um dado local é por si só um dos objetivos da restauração ecológica (GANN et al., 2019), mas também porque a diversidade e a composição funcional de certos grupos de espécies arbóreas podem ajudar a prever a qualidade atual e a trajetória futura de áreas em processo de restauração.

3.2.2 FIXAÇÃO DE CARBONO

O combate à mudança do clima (BID, 2015) não requer apenas uma redução das emissões de gases de efeito estufa (GEE), mas também uma aceleração no processo de remoção do carbono atmosférico por parte das florestas (IPCC, 2021), além de outros meios como oceanos, agricultura, solos, tecnologias de captura de CO₂, etc⁷. Ecossistemas florestais absorvem o carbono atmosférico através da fotossíntese e o fixam em sua biomassa, parte fundamental dos estoques de carbono florestal. Esta característica singular da vegetação florestal posiciona a Restauração de Ecossistemas como uma das soluções baseadas na natureza mais eficientes e de baixo custo para mitigar os efeitos da mudança do clima (GRISCOM et al., 2017).

Como não há uma quantidade suficiente de florestas no mundo para absorver o carbono lançado excessivamente à atmosfera, a Restauração de Ecossistemas apresenta-se como uma alternativa crucial para equilibrar a concentração atmosférica deste elemento (IPCC, 2021). A quantificação e monitoramento de estoques de carbono em florestas restauradas é de suma importância para avaliar o cumprimento de metas de redução de emissões de gases de efeito estufa em diferentes escalas. O monitoramento de projetos de restauração, portanto, permite certificar não apenas que o ecossistema está se desenvolvendo satisfatoriamente, mas também mensurar se a absorção de carbono está ocorrendo de forma otimizada⁸.

7 <<https://www.google.com/url?q=https://wribrasil.org.br/pt/blog/2018/09/6-maneiras-de-retirar-a-poluicao-gas-carbonico-co2-da-atmosfera&sa=D&source=docs&ust=1637834598810000&usg=AOvVaw3MPmG6pYOL9sZz1oxTABvI>>

8 Um dos conceitos vinculados à certificação de projetos de carbono é o de adicionalidade: uma avaliação da quantidade de carbono que foi absorvida da atmosfera devido à implementação do projeto. A ideia é mostrar a quantidade de carbono que deixaria de ser absorvida da atmosfera caso o projeto não fosse implementado <<https://ipam.org.br/glossario/adicionalidade/>>. Tal conceito de adicionalidade a projetos de carbono é associado à origem do recurso: não se aplica a trabalhos de restauração baseados em demandas legais, pois neste caso a restauração acontece sem a necessidade de um projeto de certificação de carbono.

3.2.3 CUMPRIMENTO LEGAL E TÉCNICO

A importância de práticas sustentáveis para o devido progresso econômico, social e ambiental fez com que a Restauração de Ecossistemas se tornasse obrigatória em diversas situações no Brasil (Leis 6.938/81 e 12.651/2012). Projetos econômicos no meio rural tendem a se perpetuar no tempo quando se respeita a presença mínima da natureza. Práticas convencionais, que removem os ambientes naturais originais, especificamente a cobertura da vegetação nativa, podem até gerar lucro rápido, mas mostraram-se insustentáveis e com perda de rentabilidade ao longo do tempo devido ao esgotamento dos recursos naturais (RODRIGUES; GANDOLFI; BRANCALION, 2015).

Embora o cumprimento legal não seja um objetivo intrínseco da restauração de ecossistemas, é preciso ter parâmetros e ferramentas para avaliar se as ações estão cumprindo as demandas legais. A Restauração de Ecossistemas é prevista no Programa de Regularização Ambiental (PRA) de propriedades rurais inscritas no Cadastro Ambiental Rural (CAR) e que possuam determinados passivos ambientais (Lei 12.651/2012). Neste sentido, a avaliação da restauração com objetivo de adequação ambiental começou a ser debatida pela sociedade. Por exemplo, a norma Secretaria de Estado do Meio Ambiente (SMA) 32/2014 para o estado de São Paulo apresenta critérios ecológicos mínimos a serem atingidos ao longo do tempo. A SMA 32/2014 permitiu também flexibilidade técnica aos responsáveis para tratar as adversidades de implementação dos projetos de restauração de ecossistemas (CHAVES et al., 2015).

No ano de 2021, apenas nove estados brasileiros possuíam leis de Restauração de Ecossistemas específicas (LOPES; NARDI; CHIAVARI, 2021) com a definição de indicadores e métodos para avaliação do sucesso de projetos de restauração (LIMA et al., 2020). A ausência de uma normativa estadual não exime o responsável pelos projetos de avaliar, mediante monitoramento, se as obrigações legais estão sendo cumpridas. Entretanto, décadas são necessárias para que ecossistemas sejam de fato considerados recuperados para fins de cumprimento legal. Não é viável, contudo, monitoramentos de longo prazo, muitas vezes por décadas, para tal finalidade. Assim, os indicadores normalmente atrelados ao cumprimento legal correspondem a indicadores de futuro estado da vegetação. Estes permitem a avaliação de processos ecológicos iniciais, sendo indicadores de prováveis trajetórias futuras que podem ser seguidas pela restauração.

Um instrumento que tem força legal e desempenha importante papel na restauração é o Termo de Ajustamento de Conduta (TAC). Nesse documento, pessoas físicas ou jurídicas obrigam-se a realizar uma compensação ou reparação ambiental a danos causados em áreas de vegetação que deveriam encontrar-se protegidas. O TAC é um

instrumento importante no Brasil porque gera muitas oportunidades de projetos de restauração, inclusive aos financiadores de projetos (ver financiadores na seção 3.4). O plantio de mudas é um critério muito utilizado por financiadores de projetos de Restauração de Ecossistemas, que pagam um determinado valor por muda plantada. Há, porém, muitas situações em que o responsável pelo TAC realiza o plantio de mudas sem critérios técnicos e tentando apenas reduzir custos, dificultando assim o cumprimento dos compromissos firmados e dos objetivos da restauração. O uso deste protocolo pode, portanto, auxiliar a detecção de má execução de TACs, contribuindo assim com o devido cumprimento legal de projetos de restauração de ecossistemas.

3.3 ESCALAS DA RESTAURAÇÃO E MONITORAMENTO

Apesar dos avanços no conhecimento técnico e exemplos de sucessos na implantação de projetos individuais de restauração em escala local, permanece o desafio de mensurar e registrar os benefícios da Restauração de Ecossistemas em escala regional, continental e global. É inviável conduzir trabalhos de campo intensos em larga escala, sendo a aplicação de técnicas de Sensoriamento Remoto uma alternativa que permite o ganho de escala do monitoramento (CAMARRETTA et al., 2020). A inviabilidade da utilização de avaliações de campo, unicamente, resulta não só dos custos excessivos para levantamentos intensivos em grande escala, mas também da limitação da capacidade de amostragem que impossibilita uma cobertura contínua (*wall-to-wall*) que contemple toda a heterogeneidade espaço-temporal das grandes áreas de restauração (VIANI et al., 2018; ALMEIDA et al., 2020b). As avaliações de campo, contudo, continuam sendo indispensáveis para calibração e validação dos dados de sensoriamento remoto, além da medição de variáveis não detectáveis pelos sensores remotos.

Em Restauração de Ecossistemas, as interações ocorrem em escala local (formas e estratégias de produção e custos de oportunidade), escala regional (configuração e conectividades de paisagens) e escala nacional (contexto legal e por biomas), com peculiaridades em suas dinâmicas e formas de avaliação (ADAMS et al., 2016). Uma das vantagens nas técnicas de Sensoriamento Remoto é que, dependendo do sensor utilizado, tem-se a possibilidade de gerar predições em diferentes escalas (CAMARRETTA et al., 2020). Cada estimativa com sensores remotos, no entanto, depende das características radiométricas e resolução espaciais e temporais. Estas podem também acarretar em custos elevados quando a altíssima resolução espacial (submétrica) é requerida com alta frequência de revisita. A interação com profissionais bem treinados é uma condição essencial para garantir o custo-benefício do uso das tecnologias existentes durante a implementação dos projetos.

Na escala local, a metodologia adotada para o monitoramento de Restauração de Ecossistemas baseia-se na aplicação de técnicas de amostragem, com instalação de unidades amostrais em campo, onde os dados coletados são tratados estatisticamente para gerar a inferência sobre a área (VIANI et al., 2013; VIANI et al., 2018). O Sensoriamento Remoto amplia a possibilidade de coleta de informações em áreas de grande abrangência, sendo portanto uma tecnologia complementar às técnicas de amostragem em campo, constituindo uma combinação essencial para gerar inferências em grande escala para toda a área de um projeto (TOMPPO et al., 2008; FIGUEIREDO et al., 2016; ALMEIDA et al., 2019b; DING et al., 2021; ALBUQUERQUE et al., 2021). Tal ampliação de escala é indispensável, já que os resultados locais devem somar-se coerentemente para as estimativas sub-nacionais, nacionais e até mesmo globais, para a verificação do cumprimento de acordos e metas de restauração. Afinal, o sucesso de Restauração de Ecossistemas requer o sucesso de sua implementação nas diferentes escalas (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2017).

3.4 POTENCIAIS USUÁRIOS DO PROTOCOLO

As tecnologias abordadas neste documento englobam possibilidades de uso do Sensoriamento Remoto por diferentes atores da Restauração de Ecossistemas, sendo uma importante diretriz a acessibilidade à maior gama de pessoas possíveis. Este documento, portanto, aborda desde imagens de sensores orbitais disponíveis gratuitamente mediante acesso em plataformas de dados online até a utilização de sensores que envolvem maior grau de investimento para aquisição, operação e processamento.

Órgãos governamentais: As Secretarias de Meio Ambiente (estaduais e municipais), que muitas vezes possuem considerável número de projetos aguardando análise de campo e reduzida equipe de inspeção, podem se beneficiar deste documento. O uso de imagens de satélites de acesso gratuito poderá auxiliar em uma análise prévia e rápida em relação ao andamento dos projetos. Essas imagens auxiliam a priorização de áreas e tomada de decisão sobre quais dos projetos sob gestão daquele órgão serão verificados em campo. Pode haver também algum projeto de considerável relevância ao interesse público ou que necessite de melhor detalhamento para observação de questões pontuais. Neste caso, os órgãos responsáveis pela verificação do projeto poderão optar pela obtenção de informações mais detalhadas obtidas em campo com inventários e drones.

Financiadores: Instituições que financiam a restauração florestal e desejam acompanhar o desenvolvimento dos projetos também terão chance de utilizar de tais ferramentas visando aferir a sua efetividade. Tais instituições precisam monitorar seus

investimentos para certificar que os recursos aplicados estão gerando os resultados requeridos com o custo-benefício esperado.

Restauradores: São pessoas físicas ou jurídicas (instituições) que atuam diretamente na elaboração e condução do projeto de Restauração de Ecossistemas e que serão usuárias diretas dos produtos de sensoriamento remoto. São contratados por instituições financiadoras, empresas ou por proprietários rurais e devem, portanto, realizar o monitoramento periódico de seus projetos para prestação de contas. Há casos de orçamento restritivo principalmente quando Restauradores são contratados por pequenos proprietários rurais, o que pode limitar o uso deste protocolo nestas situações.

3.5 PROCESSO DE CONSTRUÇÃO DO PROTOCOLO

A **Figura 1** abaixo apresenta uma síntese do processo de construção do presente documento, que incluiu a criação de uma equipe organizadora, workshops, reuniões com especialistas e revisão por pares. Para maiores informações sobre os processos ilustrados na figura, veja a seção A.

3.6 DIRETRIZES NORTEADORAS

A seguir destacamos as diretrizes norteadoras adotadas para a concepção deste documento. Essas diretrizes foram levantadas junto a profissionais de restauração durante o *workshop online* (ver *workshop* na seção 3.5) e alinhadas com os especialistas e autores do protocolo em reuniões posteriores. Nos parágrafos seguintes desta seção 3.6, cada diretriz está destacada em *itálico* e sua explicação vem logo na sequência.

Democratização do Conteúdo: Um dos princípios básicos que rege este Protocolo é a democratização do conteúdo, afinal projetos de Restauração de Ecossistemas são de utilidade e interesse públicos (ADAMS et al., 2016; MANSOURIAN et al., 2017; VERDONE; SEIDL, 2017). Logo, o conteúdo aqui exposto não se restringe apenas aos especialistas em Sensoriamento Remoto, mas pretende atender qualquer profissional do ramo da Restauração de Ecossistemas.

Documento interdisciplinar: Conceitos de Restauração de Ecossistemas e de Sensoriamento Remoto são fundamentais para a compreensão deste documento. Caso o leitor deseje saber mais sobre estas Ciências, leituras de nivelamento são citadas ao longo de todo o documento. Este Protocolo não tem o intuito de

PROTOCOLO DE MONITORAMENTO DA RESTAURAÇÃO VIA SENSORIAMENTO REMOTO

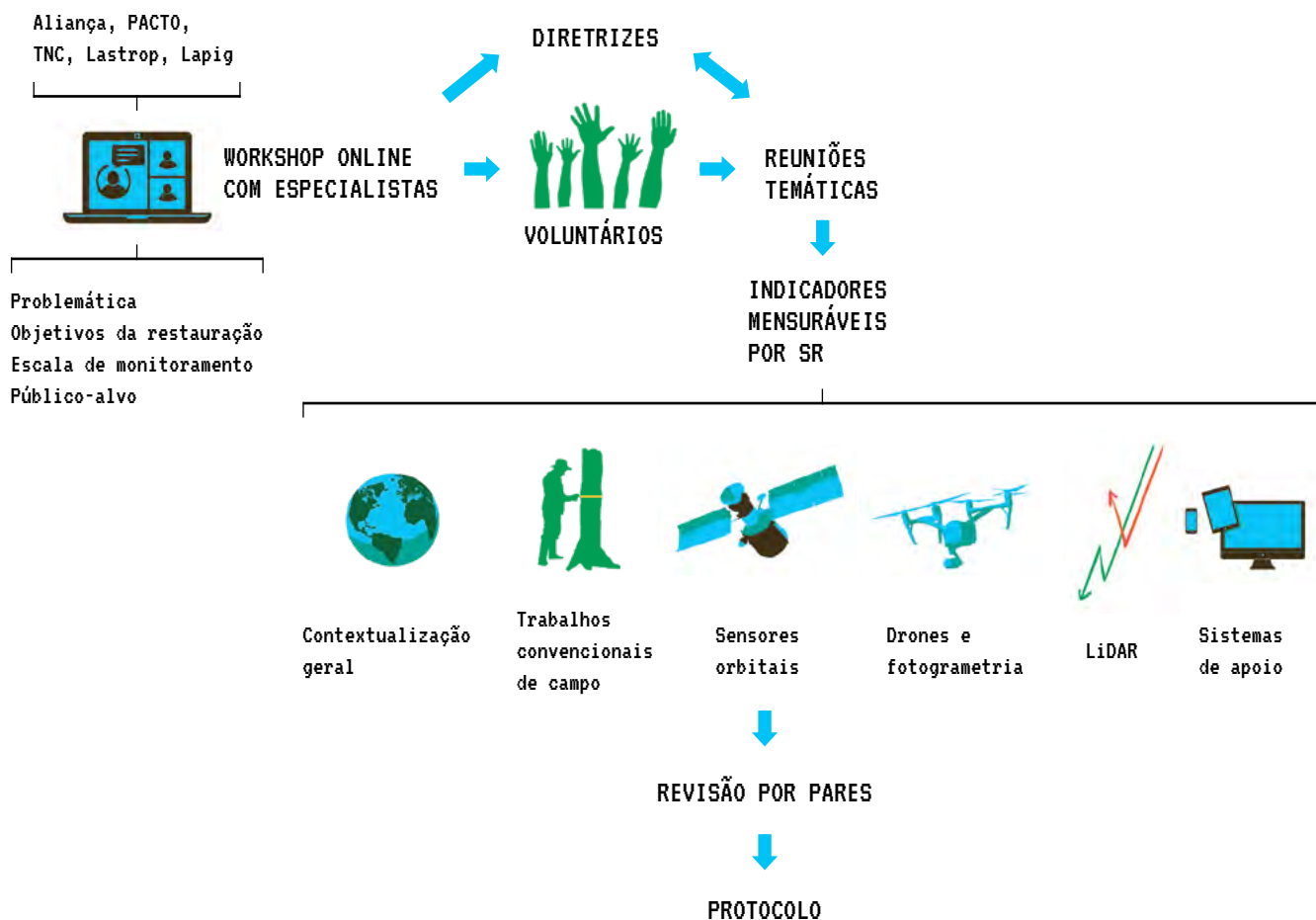


Figura 1

Processo de construção do Protocolo de Monitoramento da Restauração de Ecossistemas via Sensoriamento Remoto. Durante as reuniões com especialistas, foram alinhadas as Diretrizes norteadoras do protocolo (descritas na seção 3.6) e levantados quais são os indicadores de restauração mensuráveis por Sensoriamento Remoto (descritos no Capítulo 4). No workshop online com especialistas foram levantados os voluntários, que são os autores que assinam o protocolo e a equipe de suporte técnico-científico.

esgotar o conhecimento já existente, mas sim de compilar a aplicação de conhecimentos já adquiridos que geram soluções práticas voltadas para o monitoramento da restauração.

Saber o que se deseja mensurar: Além de Sensoriamento Remoto, são necessários conhecimentos de Restauração de Ecossistemas. Independente do sensor utilizado, o usuário deste Protocolo deve saber que estará medindo indicadores de campo tradicionalmente usados para avaliar biodiversidade, cumprimento técnico legal ou estoque de carbono. Afinal, a Restauração de Ecossistemas deve orientar a tecnologia e não o contrário (ELLIOTT, 2016), devendo o resultado final obtido por Sensoriamento Remoto ser interpretável por ecólogos (VALBUENA et al., 2020).

Combinação entre sensores e plataformas: Importante ressaltar que o Sensoriamento Remoto envolve diferentes combinações entre sensor e plataforma (FLORENZANO, 2007), sendo que os capítulos deste documento abordam algumas combinações específicas. Plataformas podem ser orbitais (satélites), aéreas (aviões e drones) (CROSTA, 2002; D'OLIVEIRA et al., 2020; GROHMANN et al., 2020) ou terrestres (ALMEIDA et al., 2019c). Já os sensores são os equipamentos acoplados à plataforma, podendo ser passivos, quando captam a reflectância da radiação solar (por exemplo, uma câmera fotográfica), ou ativos, quando emitem uma onda e captam o seu retorno após atingir a superfície (por exemplo o LiDAR e o RADAR) (FLORENZANO, 2007). Abaixo a relação das combinações específicas entre sensor e plataforma descritas neste Protocolo (outras combinações podem ser verificadas nos trabalhos citados ao longo do documento):

- sensor multiespectral a bordo da série de satélites Landsat utilizados nos trabalhos da organização MapBiomas, que será referido daqui em diante como Landsat (capítulo 6);
- sensor RGB a bordo de Drones⁹, que será referido daqui em diante como Drones-rgb (capítulo 7);
- sensor LiDAR a bordo de drones ou instalado em avião convencional, que será referido daqui em diante como LiDAR-ALS (capítulo 8).

9 A legislação brasileira adota o termo Aeronaves Remotamente Pilotadas, ou *Remotely Piloted Aircrafts* (RPA) de forma a aderir a convenções internacionais (<https://www2.anac.gov.br/anacpedia/por_ing/tr4132.htm>), mas para garantir fluidez de leitura por profissionais das mais diversas áreas de atuação utilizou-se o termo "drone" neste documento.

Ao longo dos capítulos 6, 7 e 8 há uma indicação para cada método quanto aos principais produtos possíveis de serem extraídos, do grau de especialização em Sensoriamento Remoto exigido dos profissionais e ao custo de implementação de cada tecnologia. Adianta-se, entretanto, que o conteúdo da presente edição do Protocolo, à exceção de citações a trabalhos e das seções de Roadmap, considera o seguinte grau de especialização em Sensoriamento Remoto e de investimento em equipamentos:

Satélite Landsat (seção 6) < Drones-rgb (seção 7) < LiDAR-ALS (seção 8)

Postura conservadora: O leitor também deve ter em mente a postura conservadora¹⁰ adotada neste Protocolo tanto para a seleção de metodologias de medição de indicadores de Restauração de Ecossistemas via Sensoriamento Remoto quanto para o processamento de dados. Este protocolo descreve apenas metodologias que funcionam de forma mais generalizada, podendo não requerer a atuação de um especialista em Sensoriamento Remoto. Procedimentos funcionais demonstrados em literatura científica, mas que demandam especialistas em Sensoriamento Remoto, não são detalhados neste Protocolo, mas referenciados ao longo do texto e alocados também na seção Roadmap de cada capítulo para que os profissionais especializados possam buscar mais informações.

Postura conservadora durante o processamento de dados: O leitor deve ter ciência que todos os procedimentos descritos neste Protocolo, apesar de precisos, estão sujeitos a falhas ou imprevistos. Incertezas em modelos de inferência (por exemplo, estimação de biomassa a partir de dados de Sensoriamento Remoto) devem ser reduzidas e a definição de limiares de classificação de variáveis envolvendo Sensoriamento Remoto deve ter o cuidado de se aproximar da realidade de campo para evitar falsas expectativas. O usuário deste Protocolo não deve superestimar (i.e., errar para mais) os valores das variáveis que são desejáveis no acompanhamento de um processo de Restauração de Ecossistemas. Já para variáveis indesejáveis, o usuário não deve subestimar (i.e., errar para menos). Uma

10 Frequentemente, metodologias inovadoras de Sensoriamento Remoto funcionam apenas nos locais em que foram testadas, apresentando problemas quando aplicadas em outras localidades (ZHANG et al., 2020). Logo, o protocolo adota postura conservadora ao usar soluções conhecidas e que funcionam de forma generalizável. Evita-se assim o risco de mal uso e má interpretação deste documento.

postura conservadora é, portanto, a mais indicada para garantir que um analista não reportará uma falsa realidade - que uma restauração esteja boa, quando na verdade não está (CROUZEILLES et al., 2019). Essa postura conservadora, portanto, certificará se determinados objetivos do projeto de restauração estão ou não sendo cumpridos, apontando ou não a necessidade de revisão. Ressalta-se que essa postura conservadora no processamento dos dados não é necessária aos métodos envolvendo o satélite Landsat (capítulo 6), que usa dados já processados e disponibilizados pela plataforma MapBiomas.

Imprescindibilidade de levantamentos de campo: Outra consideração importante ao leitor é que não existe um diagnóstico sobre um projeto de Restauração de Ecossistemas sem trabalhos tradicionais de campo. Logo, é impossível chegar a um diagnóstico lançando-se mão apenas de Sensoriamento Remoto, sem trabalhos de campo. O Sensoriamento Remoto é um recurso complementar, que promove maior transparência e maior escala ao processo de monitoramento, podendo auxiliar certas tomadas de decisão na ausência de dados de campo, mas não deve ser utilizado de forma isolada para diagnosticar todo e qualquer tipo de projeto de Restauração de Ecossistemas. Trabalhos de campo são necessários inclusive para treinar e validar modelos que promovem maior escala do monitoramento via Sensoriamento Remoto.

Mensuração indireta da biodiversidade: Sobre assuntos voltados à Biodiversidade, ressalta-se que certas rotinas neste Protocolo estimam, mas não medem diretamente a biodiversidade. A identificação de espécies via Sensoriamento Remoto ainda está longe de ser uma realidade em escala nos biomas brasileiros. Há trabalhos bem-sucedidos de identificação de espécies em florestas de zona temperada (LISEIN et al., 2015; MICHEZ et al., 2016; SCHIEFER et al., 2020), mas as florestas tropicais brasileiras, que são hiper diversas (STEEGE et al., 2017; LIMA et al., 2015; ANTONELLI; SANMARTÍN, 2011; BARLOW et al., 2018), são mais desafiadoras nesta questão (PULITI et al., 2015). Existem alguns resultados promissores (FERREIRA et al., 2020; MOURA et al., 2021; ALBUQUERQUE et al., 2022b). No entanto, Camarretta et al. (2020) ressaltam que apesar de existirem algumas iniciativas de sucesso de identificação de espécies, há nítida dificuldade em generalização, ou seja, funcionaram para as áreas analisadas, mas a capacidade de generalização (aplicação em outras áreas) ainda não é possível. A **Tabela 1** na seção 4 traz alguns exemplos de trabalhos que utilizaram Sensoriamento Remoto para identificação de espécies.

Disponibilização de arquivos digitais: este protocolo pode sugerir uma mudança de hábito para o monitoramento da Restauração de Ecossistemas ao usar arquivos digitais relacionados ao Sensoriamento Remoto, que devem ser devidamente armazenados e fornecidos para conferência junto aos relatórios convencionais. Ao mensurar cada indicador de Restauração de Ecossistemas por Sensoriamento Remoto, o usuário terá gerado arquivos cartográficos em formato digital. Esses arquivos, bem como as imagens utilizadas como fonte (por exemplo, ortomosaicos da área do projeto), deverão encontrar-se devidamente disponíveis aos demais atores e colaboradores envolvidos na Restauração de Ecossistemas para promover maior transparência. Um colaborador de projeto poderá usar esses arquivos para conferir os resultados do monitoramento, assim como um analista de órgão ambiental poderá acompanhar as obrigações legais dos responsáveis pelo projeto utilizando-se dos mesmos arquivos.

Particularidades de área, projeto, escala de monitoramento desejado e sensores aplicáveis: O leitor deve ter em conta que um determinado indicador de Restauração de Ecossistemas demanda metodologia específica para sua obtenção conforme cada sensor utilizado, podendo haver inclusive mais de um método para um mesmo sensor. Também é possível que determinado indicador só possa ser obtido em determinada fase da restauração. A seção 4 apresenta as particularidades de cada indicador conforme o sensor e plataforma de Sensoriamento Remoto utilizado. Diante de especificidades por projeto e fase da restauração, ressalta-se que este Protocolo envolve apenas os biomas Mata Atlântica e Amazônia porque são fitofisionomias florestais e com os mesmos indicadores, que diferem quanto ao critério de análise (por exemplo, a altura do dossel deve aumentar mais rapidamente na Amazônia do que na Mata Atlântica). Para utilização em outros biomas, é necessária adequação dos indicadores ou dos métodos de Sensoriamento Remoto aqui apresentados. Futuras iniciativas para outros biomas brasileiros poderão demonstrar metodologias inovadoras e pertinentes neste sentido, o que deve ser confirmado em trabalhos de Pesquisa e Desenvolvimento (P&D) a serem desenvolvidos.

Sobre o uso de software e hardware: Em se tratando de tecnologia, o uso de *software* livre é considerado mais democrático que *software* de licença comercial (POWELL, 2012) uma vez que o usuário não precisa pagar para processar seus dados. Portanto, sempre que possível, buscou-se gerar exemplos práticos em

formato passo a passo em linguagem mais amigável e aliada ao uso de *softwares* livres, os quais profissionais não especialistas em Sensoriamento Remoto poderiam utilizar. Entretanto, considerando-se a diretriz de democratização do protocolo, é importante ressaltar que todo o conteúdo deste documento pode ser realizado em *softwares* pagos conforme preferência do usuário. Instituições de notória atuação na Restauração de Ecossistemas usam sistemas pagos há décadas, então é importante ressaltar que os exemplos práticos deste Protocolo podem também ser desenvolvidos em *software* de licença comercial (dependendo do *software* pago, é possível a instituições sem fins lucrativos conseguir considerável desconto, ou mesmo eventual gratuidade por tempo determinado em caso de licenças voltadas a estudantes). Caso haja especialistas em Sensoriamento Remoto na equipe, os mesmos podem lançar mão de outras metodologias e interfaces, tendo este Protocolo como base para utilização ou elaboração de uma rotina robusta de aquisição da informação.

4

INDICADORES DE RESTAURAÇÃO DE ECOSSISTEMAS MENSURADOS POR SENSORIAMENTO REMOTO

Rafael Walter Albuquerque, Alex Fernando Mendes, Julio Ricardo Caetano Tymus, Ludmila Pugliese de Siqueira, Pedro Henrique Santin Brancalion, Manuel Eduardo Ferreira, Carlos Henrique Grohmann, Danielle Celentano

Esta seção traz uma breve descrição dos indicadores de Restauração de Ecossistemas que podem ser mensurados via Sensoriamento Remoto, bem como se o indicador tem relação com os objetivos biodiversidade, carbono ou cumprimento legal (a descrição destes três objetivos está na seção 3.2). A seleção de indicadores mensurados por Sensoriamento Remoto baseou-se em métodos conservadores e generalizáveis, conforme explica a seção 3.6.

Considera-se neste documento que os indicadores de restauração estão também relacionados ao conceito de Verificador estabelecido pelo PACTO: verificadores são “formas de verificar, mensurar ou avaliar um indicador” (VIANI et al., 2013). Por exemplo, para obter o indicador “cobertura de dossel”, é necessário checar o verificador “percentual de área coberta por dossel”. É possível, portanto, utilizar o Sensoriamento Remoto para checar verificadores, que nos levam a alguns indicadores capazes de avaliar se os objetivos da restauração estão sendo cumpridos. O fluxo de possibilidades de escolhas deste Protocolo relaciona os verificadores/indicadores/objetivos de restauração aos diferentes sensores e plataformas capazes de mensurá-los remotamente (**Figura 2**).

Sobre os indicadores de riqueza de espécies na **Figura 2**, os mesmos são ainda considerados objeto de P&D, mas a **Tabela 1** traz exemplos de trabalhos que contribuíram neste ramo de pesquisa ao identificarem espécies automaticamente por Sensoriamento Remoto. Esses trabalhos utilizam técnicas de *machine learning* para a identificação automática dos alvos (espécies), mas ainda requerem um grande banco de dados de amostras para gerar modelos com maior capacidade de generalização.

ARTIGO	ESPÉCIES IDENTIFICADAS	SENSOR/PLATAFORMA
FERET E ASNER (2013)	17 ESPÉCIES DO HAVAÍ	HIPERESPECTRAL EM AVIÃO CONVENCIONAL
BALDECK ET AL. (2015)	<i>Dipteryx panamensis</i> , <i>Handroanthus guayacan</i> E <i>Jacaranda copaia</i>	MULTIESPECTRAL E LIDAR A BORDO DE AVIÃO
FERREIRA ET AL. (2016)	<i>Aspidosperma polyneuron</i> , <i>Astronium graveolens</i> , <i>Cariniana legalis</i> , <i>Cecropia hololeuca</i> , <i>Croton piptocalyx</i> , <i>Diatenopteryx sorbifolia</i> , <i>Hymenaea courbaril</i> E <i>Pachystroma longifolium</i>	HIPERESPECTRAL A BORDO DE AVIÃO
SOTHE ET AL. (2019)	<i>Luehea divaricata</i> , <i>Araucaria angustifolia</i> , <i>Mimosa scabrella</i> , <i>Lithrae brasiliensis</i> , <i>Campomanesia xanthocarpa</i> , <i>Cedrela fissilis</i> , <i>Cinnamodendron dinisii</i> , <i>Cupania vernalis</i> , <i>Matayba elaeagnoides</i> , <i>Nectandra megapota mica</i> , <i>Ocotea</i> sp. E <i>Podocarpus lambertii</i>	RGB E HIPERESPECTRAL EM DRONE
WAGNER ET AL. (2019)	<i>Cecropia hololeuca</i>	MULTIESPECTRAL EM SATÉLITE COM PIXEL < 1 METRO
WAGNER ET AL. (2020)	<i>Tibouchina pulchra</i>	MULTIESPECTRAL EM SATÉLITE COM PIXEL < 1 METRO
WAGNER ET AL. (2020)	PALMEIRAS	MULTIESPECTRAL EM SATÉLITE COM PIXEL < 1 METRO
FERREIRA ET AL. (2019)	<i>Aspidosperma polyneuron</i> , <i>Astronium graveolens</i> , <i>Cariniana legalis</i> , <i>Cecropia hololeuca</i> , <i>Croton piptocalyx</i> , <i>Diatenopteryx sorbifolia</i> , <i>Hymenaea courbaril</i> E <i>Pachystroma longifolium</i>	MULTIESPECTRAL EM SATÉLITE COM PIXEL < 1 METRO
FERREIRA ET AL. (2020)	PALMEIRAS	RGB EM DRONE
FERREIRA ET AL. (2021)	CASTANHEIRA(<i>Bertholletia excelsa</i>)	MULTIESPECTRAL EM SATÉLITE COM PIXEL < 1 METRO
ALBUQUERQUE ET AL. (2022B)	<i>Vismia</i> sp., <i>Cecropia</i> sp.	RGB EM DRONE
MOURA ET AL. (2021)	<i>Cecropia juranyiana</i> , <i>Hymenaea courbaril</i> , <i>Bauhinia acreana</i> , <i>Anacardium occidentale</i> , <i>Handroanthus serratifolius</i> E <i>Anadenanthera</i> sp.	RGB EM DRONE
NETFLORA (HTTPS://WWW.EMBRAPA.BR/ACRE/NETFLORA)	Diversas	RGB EM DRONE

Tabela 1

Sugestões de leituras de identificação automática de espécies de florestas tropicais para especialistas em Sensoriamento Remoto.

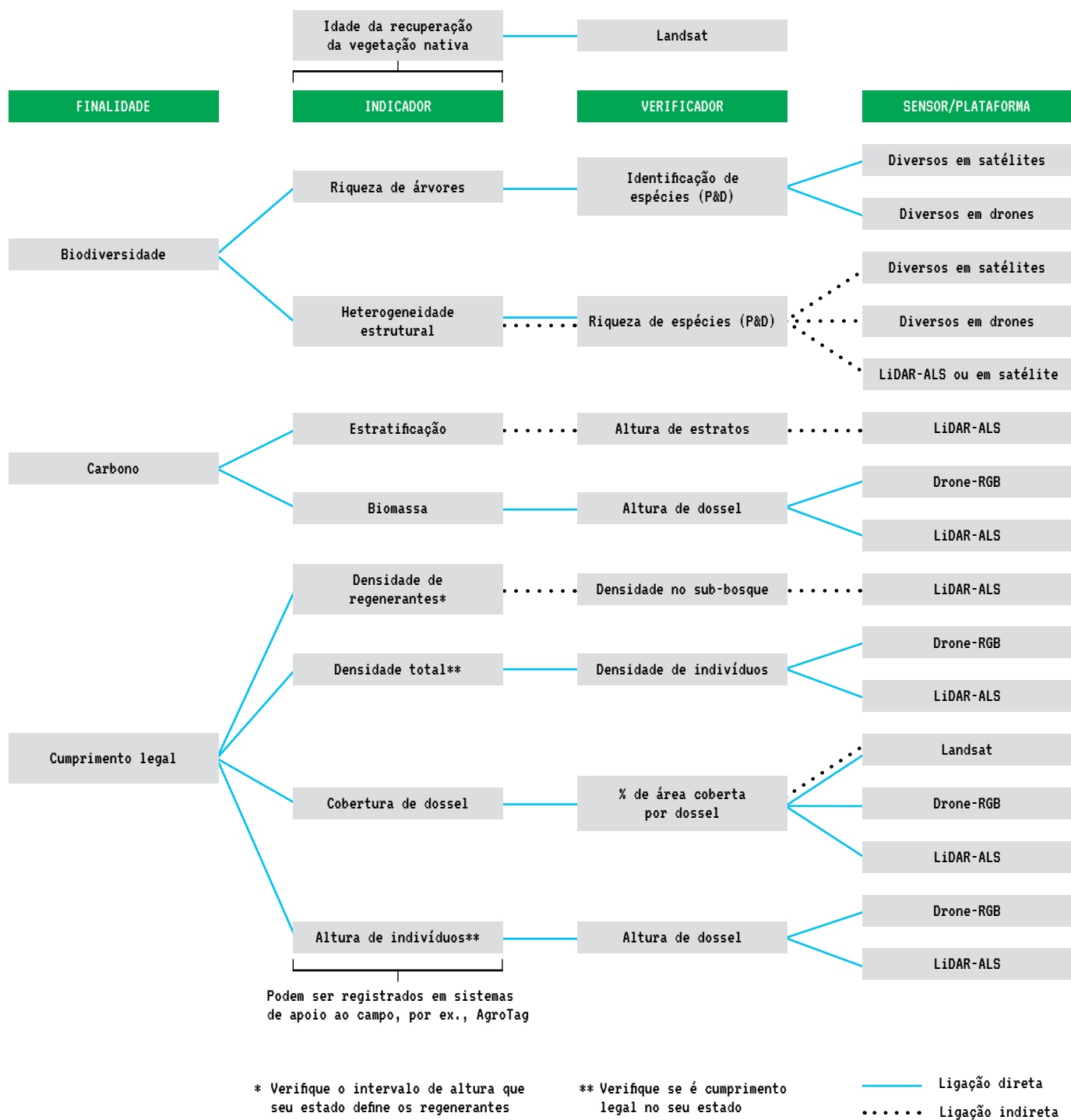


Figura 2

Fluxo de possibilidades de escolhas mostrando as possibilidades de medição de indicadores de Restauração de Ecossistemas via Sensoriamento Remoto. Itens com P&D (Pesquisa e Desenvolvimento) indicam que os métodos ainda não são descritos em maiores detalhes nesta versão do documento porque ainda necessitam de mais pesquisas para serem aplicáveis de forma generalizada e conservadora. ALS (Aerial Laser Scanner) significa sensor LiDAR a bordo de avião ou de drone. Verificador é uma mensuração intermediária (*proxy*) que leva ao indicador. Ligação direta é a obtenção do valor correspondente ao verificador/indicador. Ligação indireta é uma estimativa do valor do verificador/indicador, sendo possível verificar onde há mais ou menos, mas não um valor específico.

A **Tabela 2** sintetiza os indicadores e respectivos verificadores que são mensurados por Sensoriamento Remoto neste Protocolo. Nas seções 4.1 a 4.6 são apresentadas as particularidades a serem consideradas no processo de medição remota de indicadores e verificadores da **Tabela 2** conforme o sensor, a plataforma e a fase do projeto de restauração.

Tabela 2
Indicadores de Restauração de Ecossistemas cuja medição por Sensoriamento Remoto é descrita neste Protocolo.

OBJETIVO	INDICADOR	VERIFICADOR	DESCRIÇÃO	IMPORTÂNCIA PARA RESTAURAÇÃO DE ECOSISTEMAS
CARBONO	ESTRATIFICAÇÃO	ALTURA E QUANTIDADE DE ESTRATOS	FORMAÇÃO DE ESTRATOS DE ÁRVORES COM DIFERENTES ALTURAS AO LONGO DA ESTRUTURA VERTICAL DA FLORESTA.	RELAÇÃO COM A IDADE, ESTRUTURAÇÃO DA FLORESTA, COMPLEXIDADE DE HABITAT E INTEGRIDADE DA FLORESTA. CADA ETAPA SUCESSIONAL TEM UMA ASSINATURA DA DISTRIBUIÇÃO DE TAMANHOS, POSSUINDO CADA TIPO DE RESTAURAÇÃO E ESTÁGIO DE EVOLUÇÃO UMA ASSINATURA.
CARBONO	BIOMASSA	ALTURA DE DOSSEL**	ALTURA MÉDIA DAS ÁRVORES QUE COMPÕEM O DOSSEL (EQUAÇÃO ALOMÉTRICA PARA CALCULAR A BIOMASSA).	AVALIA A SUSTENTABILIDADE DA COMUNIDADE ECOLÓGICA, BEM COMO A OCORRÊNCIA NO DOSSEL DE ESPÉCIES CLÍMAX, QUE GERALMENTE SÃO MAIS ALTAS QUE ESPÉCIES PIONEIRAS, E POSSUEM RELAÇÃO COM BIOMASSA. A QUANTIDADE DE CARBONO ESTOCADA COMBATE A MUDANÇA DO CLIMA, BEM COMO AUXILIA O PLANEJAMENTO DE MANEJO SUSTENTÁVEL. É FUNDAMENTAL PARA AVALIAR SE A FIXAÇÃO DO CARBONO ESTÁ OCORRENDO NA VELOCIDADE DESEJADA.
CUMPRIMENTO LEGAL E TÉCNICO	DENSIDADE TOTAL	DENSIDADE DE INDIVÍDUOS**	QUANTIDADE DE ÁRVORES PRESENTES POR METRO QUADRADO DE PROJETO/ POLÍGONO DE RESTAURAÇÃO.	DISTRIBUIÇÃO DE ÁRVORES AO LONGO DA ÁREA DO PROJETO/POLÍGONO, O QUE É POSSÍVEL DE SER MEDIDO VIA SENSORIAMENTO REMOTO EM CONDIÇÕES DE DOSSEL ABERTO.
CUMPRIMENTO LEGAL E TÉCNICO	COBERTURA DE DOSSEL*	COBERTURA DE DOSSEL	PERCENTUAL DA ÁREA COBERTA POR CÓPES DE VEGETAÇÃO ARBÓREA E ARBUSTIVA.	PROTEGE O SOLO, DIFICULTA A PROPAGAÇÃO DE GRAMÍNEAS E FAVORECE O CRESCIMENTO DE ÁRVORES.
CUMPRIMENTO LEGAL E TÉCNICO	DENSIDADE DE REGENERANTES	DENSIDADE DE REGENERANTES	É A DENSIDADE DE INDIVÍDUOS DO SUB-BOSQUE QUE SURTIRAM A PARTIR DE REGENERAÇÃO NATURAL.	DEMONSTRAM POTENCIAL DA PERPETUAÇÃO DO PROCESSO DE RESTAURAÇÃO, QUE ESTÁ SE REPRODUZINDO POR CONTA PRÓPRIA.

*Se verificada a vegetação secundária mapeada pelo MapBiomas, é possível checar a idade associada a essa base de dados.

**O monitoramento pode ser uma exigência legal dependendo do estado.

4.1 ESTRATIFICAÇÃO VERTICAL

Trata-se da ocorrência de diferentes estratos de altura na floresta, sendo importante porque indica a sustentabilidade da comunidade ecológica (MARTINS et al., 2017). A estratificação consiste em uma forma de organizar o dossel florestal com árvores de diferentes alturas nos estratos inferior, médio ou superior (SOUZA et al., 2003), ou no sub-bosque, sub-dossel ou dossel (RODRIGUES et al., 2010). A ocorrência de mais de um estrato de altura na floresta pode ser indicador da fase da sucessão ecológica, de interações ecológicas, dentre outros, sendo uma importante métrica de sustentabilidade e resiliência da floresta (SOUZA et al., 2003; RODRIGUES et al., 2010). Este indicador tem relação com carbono e pode ser estimado por LiDAR-ALS (seção 8.4).

Vale ressaltar que o LiDAR-ALS estima a densidade de área foliar ao longo do perfil vertical, gerando estimativas da concentração de vegetação nos diferentes estratos (alturas) verticais. A densidade de vegetação no sub-bosque pode ser um importante proxy para a densidade de regenerantes (seção 4.6), que é um importante atributo para avaliar a restauração florestal (ALMEIDA et al., 2020a).

4.2 BIOMASSA LENHOSA ACIMA DO SOLO

A biomassa de uma floresta, expressa em megagramas por hectare (Mg/ha), relaciona-se diretamente com o carbono ali estocado (RODRÍGUEZ-VEIGA et al., 2017). Esta é uma informação relevante para compreender e planejar o balanço deste elemento no planeta visando à mitigação da mudança do clima (RODRÍGUEZ-VEIGA et al., 2017; IPCC, 2021). Como indicador, pode também subsidiar uma análise de material combustível, visando medir a suscetibilidade a incêndios florestais (GOMES et al., 2020; LEITE et al., 2022).

A equação 4.1 abaixo, apresentada em Chave et al. (2014), é um exemplo de equação alométrica de estimativa de biomassa acima do solo muito utilizada nos biomas florestais brasileiros, que considera como dados de entrada a densidade (d), o Diâmetro à Altura do Peito (DAP) e a altura (H) de cada árvore.

$$\text{Biomassa} = 0,0673 \times (d \times \text{DAP}^2 \times H)^{0,976} \quad (4.1)$$

É possível obter a biomassa por hectare a partir de dados coletados nas parcelas de campo (ver seção 5.4). Também é possível criar modelos que utilizam a biomassa medida em campo (ver seção 5.4 para exemplos como os da equação 4.1) como variável dependente e a altura medida por sensoriamento remoto como variável independente.

A altura de dossel medida por sensoriamento remoto é possível via Drones-rgb mediante mapeamento preciso do terreno (seção 7.4), ou via LiDAR-ALS (seção 8.4), permitindo ampliação da escala da medição da biomassa a partir dos modelos criados.

4.3 ALTURA DE DOSSEL

A altura de dossel é um verificador importante porque é fundamental para a estimativa de biomassa (ZAHAWI et al., 2015; ALMEIDA et al., 2019c) e carbono de uma floresta (KRAUSE et al., 2019). Este verificador ganha ainda mais importância após o fechamento do dossel, podendo trazer informação sobre o estágio de sucessão da floresta, pois nesta situação as árvores começam a competir por altura entre si, sendo as árvores clímax mais altas que as árvores pioneiras (VILLA et al., 2021). Dependendo do estado da federação, a normativa legal de monitoramento exige que em todas as fases da restauração haja a mensuração da altura de todos os indivíduos maiores que, por exemplo, 60 centímetros.

Este verificador pode ser medido por Drones-rgb mediante mapeamento preciso do terreno (seção 7.4) e por LiDAR-ALS (seção 8.4) a partir do momento em que indivíduos arbóreos atingem alturas maiores que de gramíneas, tendo relação com carbono e cumprimento legal. Vale ressaltar que a altura do dossel é medida com mais acurácia utilizando-se LiDAR do que trabalhos convencionais de campo (SIBONA et al., 2017).

4.4 DENSIDADE DE INDIVÍDUOS

A densidade de árvores é um verificador relacionado ao cumprimento técnico e legal porque é mencionado nas normativas legais envolvendo Restauração de Ecossistemas, por exemplo, Resolução INEA nº 143/2017 (no caso do RJ), ou em compromissos legais assumidos perante o poder público para fins de mitigação de impactos ambientais. Porém, apesar de mencionada em âmbito legal, a densidade de árvores não raramente é criticada por especialistas porque uma quantidade menor de árvores consolidadas pode ser uma situação melhor que uma quantidade maior de árvores pequenas em situação de maior vulnerabilidade (PÜTZ et al., 2011). Vale ressaltar, entretanto, que financiadores muitas vezes doam recursos por muda de árvore plantada, sendo interessante avaliar a implementação e estabelecimento das mesmas.

Este verificador pode ser medido por: Drones-rgb (seção 7.3) e LiDAR-ALS (seção 8.4) após a altura das árvores se sobressair em relação à altura das gramíneas e antes do dossel se fechar. LiDAR-ALS (seção 8.4) estima a densidade de indivíduos em situações de dossel fechado, pois abaixo do dossel há estimativa conforme explica a seção 4.6 para o caso dos regenerantes.

4.5 COBERTURA DE DOSSEL

A cobertura de dossel é o percentual de área coberta por copas de árvores. É o principal indicador na fase inicial da Restauração de Ecossistemas (VIANI et al., 2017). Com o estabelecimento da cobertura de dossel, a propagação de gramíneas é reduzida, dispersores de sementes são atraídos e o estabelecimento e reprodução de árvores fica favorecido devido às condições microclimáticas que se estabeleceram (VIANI et al., 2017; FREITAS et al., 2019). O PACTO sugere que ao atingir 70% da cobertura de dossel, sejam avaliados outro grupo de indicadores ecológicos em campo (VIANI et al., 2013).

Após o fechamento do dossel (próximo a 100% de cobertura), a medição da cobertura de dossel é interessante para avaliação de clareiras (GETZIN; WIEGAND; SCHÖNING, 2012), mas neste caso as imagens dos satélites utilizados pelo MapBiomias (resolução espacial de 30 m ou de 10 m¹) e abordadas neste Protocolo não são capazes de fornecer este nível de detalhamento. Este Protocolo também não trata em detalhes a avaliação de clareiras por considerar que ainda é objeto a ser mais estudado, mas especialistas no assunto podem estudar as clareiras mapeadas por Drones-rgb (GETZIN; NUSKE; WIEGAND, 2014) ou por LiDAR-ALS (SILVA et al., 2019).

A cobertura de dossel pode ser estimada² pelo satélite Landsat (seção 6.4) e medida por Drones-rgb (seção 7.2) e LiDAR-ALS (seção 8.4) em todas as fases da restauração, resguardando relação com o estoque de carbono e cumprimento legal.

4.6 DENSIDADE DE REGENERANTES

Regenerantes são indivíduos arbóreos que estabelecem-se em uma área por meio da regeneração natural do sub-bosque, após a formação de dossel florestal. A ocorrência desta regeneração evidencia a reprodução de indivíduos plantados em anos anteriores ou de indivíduos presentes no banco de sementes do solo ou no entorno (NBL; TNC, 2013). Os regenerantes, em geral, demonstram o atingimento de condições necessárias à perpetuação do processo de restauração (RODRIGUES; GANDOLFI; BRANCALION, 2015).

1 Futuramente o MapBiomias disponibilizará os mapeamentos de cobertura do solo baseados no satélite Sentinel (10 m de resolução espacial).

2 O MapBiomias traz a Cobertura Florestal (ocorrência predominante de floresta - ver seção 6.4) e não apresenta percentual de dossel fechado da floresta como um produto diretamente. Entretanto, para facilitar a leitura deste documento, seguiremos nos referindo ao percentual de Cobertura Florestal na área de interesse como Cobertura de dossel e o usuário deve ter ciência que ao avaliar este indicador pela base do MapBiomias o resultado será uma estimativa, sendo necessário buscar outros métodos de Sensoriamento Remoto para uma mensuração precisa.

Trata-se de um indicador recorrentemente mencionado em normas legais de monitoramento da restauração, como, por exemplo, a SMA 32/2014 para o estado de São Paulo (CHAVES et al., 2015). Este indicador tem relação com cumprimento legal e técnico e pode ser estimado por LiDAR-ALS (seção 8.4). Contudo, é importante reforçar que estimar não significa medir: o LiDAR-ALS estima a densidade de vegetação no sub-bosque e não mede de fato os indivíduos regenerantes. Tal estimativa pode ser uma métrica importante para checar locais com maior ou menor densidade de regenerantes.

4.7 ATRIBUTO IDADE DA RECUPERAÇÃO DA VEGETAÇÃO NATIVA

A idade da recuperação da vegetação nativa não é um indicador ou verificador direto de qualidade, mas um atributo da restauração cujas métricas de qualidade são dependentes. Afinal, espera-se que certos atributos da vegetação sejam atingidos com o passar do tempo (VIANI et al., 2013). Em outras palavras, o atingimento ou não dos objetivos em determinado intervalo de tempo permite inferir sobre a qualidade de um projeto de Restauração de Ecossistemas.

Pode ser estimada a idade da vegetação secundária via Sensoriamento Remoto orbital adotando-se a avaliação temporal dos produtos da iniciativa MapBiomas (desde que tenha se iniciado após 1985).

É importante verificar a idade dessa base de dados porque idades menores que 4 anos são sujeitas a incertezas oriundas do limiar adotado para que a área seja considerada em processo de regeneração, do processo de mapeamento automático, e de possuírem maior susceptibilidade a novas conversões de uso antrópico do solo (seção 6.5.1). Drones-rgb e LiDAR-ALS geram dados correspondentes à idade da restauração na ocasião em que essas tecnologias foram utilizadas, podendo-se utilizar diferentes dados adquiridos ao longo do tempo para registrar a evolução da restauração.

Cabe também aqui mencionar o projeto FloreSer³, que mapeia via Sensoriamento Remoto orbital a idade das florestas secundárias nos municípios da Amazônia. É possível verificar num mapa áreas de vegetação secundária mapeadas pelo MapBiomas e as idades correspondentes. Também é possível verificar, por município da Amazônia, gráficos contendo a área correspondente a cada idade. Para mais informações sobre informações de idade da vegetação secundária do FloreSer, ver Nunes et al. (2020).

3 <<https://floreser.users.earthengine.app/view/floreser>>

5 • MONITORAMENTO DE CAMPO VINCULADO AO SENSORIAMENTO REMOTO: CONCEITOS E ORIENTAÇÃO GERAL

**Laura Helena Porcari Simões, Ricardo Augusto Gorne Viani,
Daniel Luis Mascia Vieira, Alex Fernando Mendes,
Julio Ricardo Caetano Tymus, Luciana Spinelli-Araujo,
Pedro Henrique Santin Brancalion, Rafael Walter Albuquerque**

5.1 INTRODUÇÃO

O monitoramento tradicional da Restauração de Ecossistemas é feito através de inventários florestais, viabilizados mediante a coleta de dados em campo. No entanto, o monitoramento através de inventários florestais em larga escala é limitado ao considerar aspectos econômicos e operacionais (ALMEIDA et al., 2019b). Afinal, o custo da coleta de um número de amostras efetivamente representativas da heterogeneidade de grandes áreas de restauração é elevado (VIANI et al., 2018). Nesse contexto, as tecnologias de sensoriamento tornam-se aliadas dos restauradores para monitorar de forma ágil grandes áreas (ALMEIDA et al., 2020b), atuando de forma complementar ao monitoramento realizado em campo.

A seguir apresentam-se conceitos e orientações de boas práticas para a realização de trabalhos de campo que auxiliam sua integração aos dados obtidos por Sensoriamento Remoto. O objetivo deste capítulo é validar e melhorar a qualidade dos dados coletados por Sensoriamento Remoto, que isoladamente não geram diagnóstico completo. Além disso, os dados obtidos em campo combinados com os dados de sensoriamento remoto podem ser utilizados para auxiliar a construção de procedimentos metodológicos de ampliação da escala do monitoramento. Assim, recomendar procedimentos para a coleta de dados que servirão também como referência para trabalhos de P&D envolvendo Sensoriamento Remoto e Restauração de Ecossistemas torna-se fundamental.

5.2 DEFINIÇÃO DE POLÍGONOS PARA O MONITORAMENTO DA RESTAURAÇÃO Adaptado de Sousa e Vieira (2017)

O monitoramento dos indicadores deve ser aplicado a cada área (representada por um polígono) de restauração ou a um agrupamento de áreas (vários polígonos). Um polígono de restauração é uma área ambientalmente homogênea com relação à formação da vegetação original (florestal, savânica e campestre), ao uso do solo mais recente (agricultura, pastagem, mineração, entre outros), ao terreno (tipo de solo, declividade, presença de processos erosivos, entre outros), ao tempo decorrido do início da ação de restauração, além da presença e quantidade de regenerantes de espécies nativas. É possível ter na mesma área vários polígonos em condições homogêneas, separados por estradas ou rios. Esses polígonos com condições ambientais e idade semelhantes podem ser agrupados e chamados conjuntamente de “agrupamento de polígonos”.

Variações ambientais entre polígonos ou agrupamento de polígonos podem demandar diferentes métodos de restauração ou irão gerar diferentes resultados da restauração, ainda que sejam aplicados os mesmos métodos. Assim, áreas implantadas em anos ou com métodos diferentes pertencerão a polígonos ou grupos de polígonos de restauração diferentes. No estudo de caso apresenta-se a demarcação de três polígonos de restauração (subdivididos em grades para locação de parcelas) em uma propriedade rural, com áreas distintas a serem restauradas (**Figura 3**). No primeiro polígono, onde a área é composta de pasto com predominância de árvores de cerrado e gramíneas africanas, o restaurador pretende recompor a vegetação de cerrado típico (formação savânica); outro polígono consiste de área de cultivo agrícola, onde o restaurador optou por recompor floresta, devido à proximidade da área a remanescentes de floresta e presença de solo mais fértil; e, por último, um polígono para área de cultivo agrícola onde pretende-se recompor a vegetação de cerrado, considerando o solo menos fértil e presença de regeneração recorrente de espécies de cerrado. Caso haja mudanças ambientais e alterações em parte dele, como um incêndio, entrada de gado, ou por resultados diferenciados do plantio de restauração, um polígono de restauração poderá ser subdividido posteriormente. A divisão orientará a adoção de novas ações e procedimentos e que partes da restauração de maior sucesso sejam aprovadas anteriormente às demais.

A demarcação dos polígonos de restauração na **Figura 3** está exemplificada utilizando o *software* Google Earth Pro®. Este *software* é gratuito e possui ferramentas simples para realizar a demarcação e cálculo do tamanho das áreas. Outros programas de computador de manipulação de imagens de satélite que produzem mapas também podem ser utilizados nesta fase.

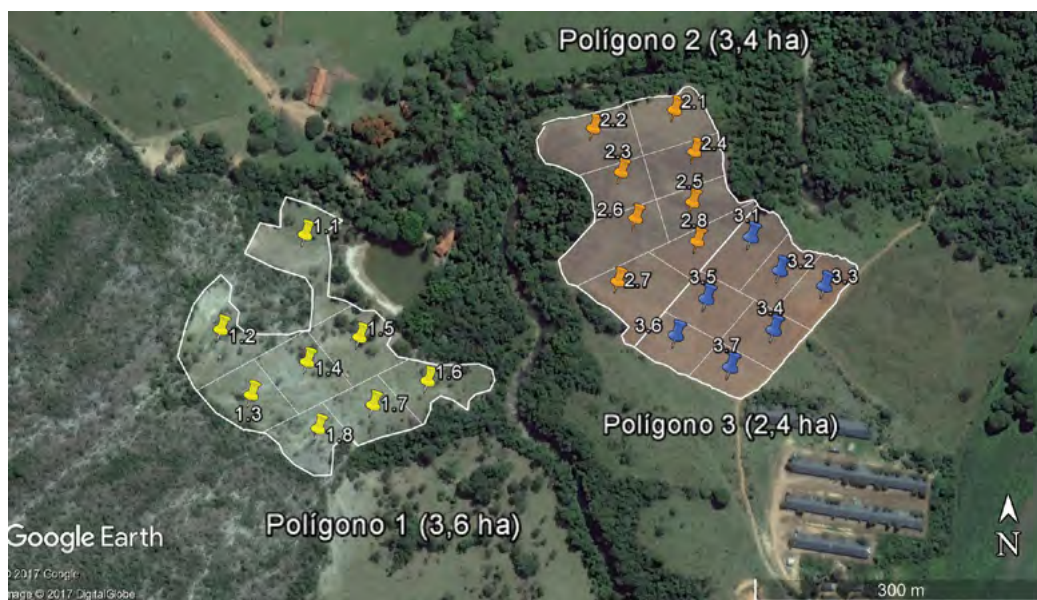


Figura 3

Mapa de planejamento de amostragem com espacialização das parcelas em campo. Inclui demarcação de unidades de monitoramento dentro de polígonos de restauração. Neste exemplo, o restaurador decidiu criar três polígonos de restauração que possuem 3,6 ha, 3,4 ha e 2,4 ha. Em cada polígono foi sobreposta uma grade para distribuição das parcelas. A quantidade de subdivisões da grade corresponde à quantidade de parcelas. Uma parcela de amostragem (representada por alfinetes na figura) deverá ser alocada aleatoriamente em cada espaço da grade. Veja o cálculo da suficiência amostral na seção 5.5. Fonte: Sousa e Vieira (2017).

Cada grade do polígono (representada por um alfinete na **Figura 3**) deverá conter ao menos uma parcela alocada aleatoriamente (ver tamanhos de parcelas na seção 5.5.2) ou utilizar pontos quadrantes (para mais informações veja Felfili et al. (2011)). Porém, o presente documento considerou o uso de parcelas, que são o método adequado para integração com o Sensoriamento Remoto.

Conforme mencionado na seção 3.6, este protocolo considera as seguintes categorias de sensores e níveis de aquisição de informações por Sensoriamento Remoto no monitoramento da restauração: sensoriamento orbital (seção 6), fotogrametria através de drones (seção 7) ou sensores LiDAR (seção 8). Vale notar que esses diferentes sensores e plataformas podem auxiliar a identificação de diferentes graus de sucesso da restauração num polígono, demandando subdivisões em novos polígonos no decorrer do processo. O histórico de imagens disponibilizado gratuitamente no Google Earth pode ser uma alternativa para verificar a dinâmica de cobertura de dossel tanto no polígono quanto

no seu entorno. Alternativamente, diferentes polígonos podem ser monitorados e verificados quanto à evolução de seus atributos com maior nível de detalhes via Drones-rgb (ALBUQUERQUE et al., 2021) ou via sensores LiDAR-ALS (ALMEIDA et al., 2020a), o que pode auxiliar os processos de amostragem estratificada em campo.

Frente à integração de trabalhos de campo com o Sensoriamento Remoto, a **Tabela 3** apresenta um resumo de indicadores importantes a serem medidos em campo via inventários florestais, bem como as metodologias que possibilitam sua medição dentro das parcelas e os objetivos da Restauração de Ecossistemas que cada indicador cumpre. A seguir vem a descrição dos métodos de inventário florestal para obtenção de cada indicador apresentado na **Tabela 3**.

Tabela 3
Indicadores relevantes a serem medidos em campo, respectivas metodologias para seu levantamento e objetivos da Restauração de Ecossistemas que cada indicador propicia.

OBJETIVO (BIODIVERSIDADE, CARBONO OU CUMPRIMENTO LEGAL)	INDICADOR	MÉTODO	MATERIAIS	DIFICULDADE/TEMPO/CUSTO
BIODIVERSIDADE	RIQUEZA DE ÁRVORES - SEÇÃO 5.3.1	AMOSTRAGEM EM PARCELAS	PRANCHETA, PAPEL, CANETA E FITA MÉTRICA	REQUER CONHECIMENTO DE BOTÂNICA (IDENTIFICAÇÃO DE MORFOESPÉCIES). PERMITE CÁLCULOS ADICIONAIS DE ABUNDÂNCIA E RIQUEZA POR ESPÉCIE, BEM COMO DE ÍNDICES DE DIVERSIDADE. PERMITE USAR OS DADOS DE RIQUEZA POR PARCELA COMO RÉPLICA PARA ANÁLISES DE RELAÇÕES COM INDICADORES DO SR.
CUMPRIMENTO LEGAL/ INDICADORES DE FUTURO	COBERTURA DE COPAS (DOSSEL) - SEÇÃO 5.3.3	INTERCEPTAÇÃO DE PONTOS EM LINHAS	PRANCHETA, PAPEL, TRENA E VARETA DE 2M ALTURA X <2CM DE DIÂMETRO	REQUER CONHECIMENTO BOTÂNICO PARA IDENTIFICAÇÃO DE DOSSEL E SOL PLENO, E DIFERENCIAR ESPÉCIES EXÓTICAS DE NATIVAS
CUMPRIMENTO LEGAL/ INDICADORES DE FUTURO	COBERTURA DO SOLO POR FORMAS DE VIDA - SEÇÃO 5.3.4.1	INTERCEPTAÇÃO DE PONTOS EM LINHAS	PRANCHETA, PAPEL, TRENA E VARETA DE 2M ALTURA X <2CM DE DIÂMETRO	REQUER CONHECIMENTO PARA IDENTIFICAÇÃO DE FORMAS DE VIDA (ERVAS, ARBUSTOS, ÁRVORES ETC) E DIFERENCIAR ESPÉCIES EXÓTICAS DE NATIVAS
CUMPRIMENTO LEGAL/ INDICADORES DE FUTURO	COBERTURA DE FORMAS DE VIDA POR ESTRATOS (ESTRATIFICAÇÃO) - SEÇÃO 5.3.5.1	INTERCEPTAÇÃO DE PONTO EM LINHAS	PRANCHETA, PAPEL, TRENA E VARETA DE 2M ALTURA X <2CM DE DIÂMETRO	REQUER CONHECIMENTO PARA IDENTIFICAÇÃO DE FORMAS DE VIDA (ERVAS, ARBUSTOS, ÁRVORES ETC) E DIFERENCIAR ESPÉCIES EXÓTICAS DE NATIVAS

OBJETIVO (BIODIVERSIDADE, CARBONO OU CUMPRIMENTO LEGAL)	INDICADOR	MÉTODO	MATERIAIS	DIFICULDADE/TEMPO/CUSTO
CARBONO/ CUMPRIMENTO LEGAL/ INDICADORES DE FUTURO	ÁREA BASAL / DISTRIBUIÇÃO DIAMÉTRICA - SEÇÕES 5.3.6 E 5.3.7	MEDIÇÃO DE DAP DE ÁRVORES A PARTIR DE ÁRVORES COM ALTURA MÍNIMA DE 1,3 CM OU OUTRA CLASSE DE TAMANHO PEQUENA	TRENA, PRANCHETA, PAPEL, CANETA E FITA MÉTRICA	NÃO REQUER CONHECIMENTO ESPECÍFICO. LEVA O TEMPO DE MONTAR PARCELAS E MEDIR TODAS AS ÁRVORES A PARTIR DE UM DIÂMETRO BAIXO.
CUMPRIMENTO LEGAL/ INDICADORES DE FUTURO	DENSIDADE DE ÁRVORES NATIVAS ABAIXO DO DOSSEL - SEÇÃO 5.3.8	CONTAGEM POR PARCELA	PRANCHETA, PAPEL, CANETA, TRENA E VARETA DE 2M DE ALTURA X 2CM DE DIÂMETRO	REQUER MONTAGEM DE PARCELAS SIMPLES, COM APENAS DUAS EXTREMIDADES. COM A VARETA SE DELIMITA OS LIMITES DOS LADOS MAIORES DA PARCELA. COM A MESMA VARETA SE DELIMITA A ALTURA MÁXIMA E MÍNIMA DE INCLUSÃO. MÉTODO MUITO SIMPLES.
CARBONO	BIOMASSA ARBÓREA ACIMA DO SOLO - SEÇÃO 5.4	USO DE EQUAÇÕES ALOMÉTRICAS JÁ EXISTENTES COMBINANDO DAP, ALTURA E/OU DENSIDADE DA MADEIRA	PRANCHETA, PAPEL, CANETA, FITA MÉTRICA E, TALVEZ, EQUIPAMENTO PARA ESTIMATIVA DE ALTURA (CLINÔMETRO OU HIPSÔMETRO). PODEM SER NECESSÁRIOS DADOS DE DENSIDADE DA MADEIRA DE CADA ESPÉCIE, QUE, PARA OBTENÇÃO, DEMANDAM OU DADOS SECUNDÁRIOS (ACESSO AO BANCO GLOBAL DE DENSIDADE DA MADEIRA) OU RETIRADA DE AMOSTRAS E PROCEDIMENTO LABORATORIAIS.	NÃO DESTRUTIVO. É PREFERÍVEL O USO DE EQUAÇÕES REGIONAIS, DESENVOLVIDAS PARA A MESMA TÉCNICA DE RESTAURAÇÃO E IDADE DA ÁREA SENDO MONITORADA.
CARBONO		DESENVOLVIMENTO DE EQUAÇÕES ALOMÉTRICAS COM AMOSTRAGENS DESTRUTIVAS	PRANCHETA, PAPEL, CANETA, FITA MÉTRICA E, TALVEZ, EQUIPAMENTO PARA ESTIMATIVA DE ALTURA (CLINÔMETRO OU HIPSÔMETRO). EQUIPAMENTOS PARA DERRUBADA, SECCIONAMENTO E PESAGEM DOS COMPARTIMENTOS (TRONCO, RAMOS, FOLHAS) DA ÁRVORE.	CUSTOSO, DIFÍCIL E DESTRUTIVO. EXIGE CORTAR, SECCIONAR E PESAR COMPARTIMENTOS DE ÁRVORES DE DIFERENTES CLASSES DIAMÉTRICAS E PROCESSAR ESTATISTICAMENTE INFORMAÇÕES PARA ENCONTRAR MELHORES MODELOS E EQUAÇÕES PARA ESTIMATIVA DAS ÁREAS EM RESTAURAÇÃO. GERA EQUAÇÕES REGIONAIS, EM TEORIA MAIS EFICAZES QUE EQUAÇÕES GERAIS OU DE OUTRAS REGIÕES.

5.3 INVENTÁRIO FITOSSOCIOLÓGICO

A seguir são apresentados os procedimentos metodológicos para medição de indicadores dentro das parcelas instaladas em campo. Os dados coletados nas parcelas permitem a geração de um inventário fitossociológico.

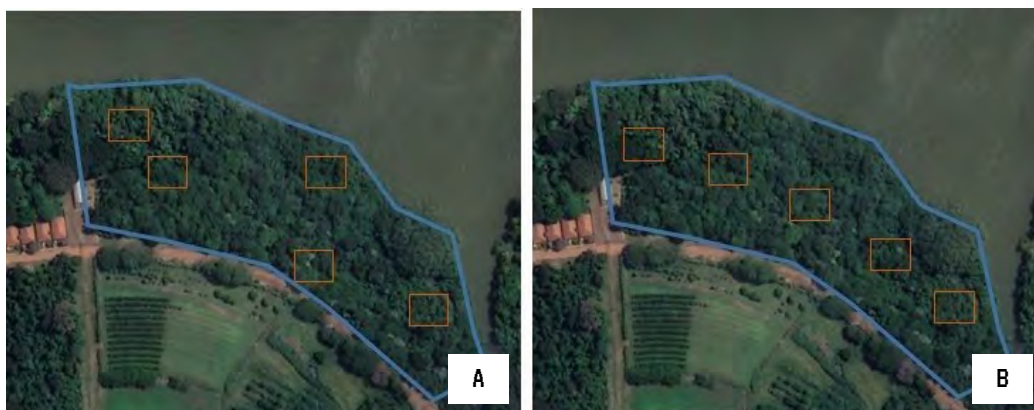
5.3.1 RIQUEZA DE ÁRVORES

Diversos indicadores de biodiversidade ou composição têm sido monitorados na restauração ecológica, sendo a riqueza de espécies vegetais um dos mais comumente acessados em campo (GATICA-SAAVEDRA; ECHEVERRÍA; NELSON, 2017). Na restauração de ecossistemas florestais, o indicador de riqueza de plantas normalmente monitorado é a riqueza de espécies arbóreas, expressa em número de espécies de árvores numa dada área (VIANI et al., 2018). Embora florestas abriguem diferentes formas de vida vegetal, árvores são determinantes da sua estrutura e seus indivíduos são maiores e mais fáceis de serem individualizados e contados do que herbáceas, arbustos, epífitas e trepadeiras. Além disso, em florestas tropicais, as árvores representam uma forma de vida diversa, composta de espécies com diferentes portes e que surgem em diferentes fases da sucessão ecológica. Assim, ao monitorar a riqueza de espécies arbóreas podemos inferir sobre a qualidade e estágio sucessional da área e, de certa forma, assumirmos que uma comunidade arbórea diversa cria condições para a existência ou o surgimento futuro de outras formas de vida vegetal e animal desejáveis ao longo do processo de Restauração de Ecossistemas.

A riqueza de espécies arbóreas pode ser mensurada em parcelas de monitoramento de restauração dentro das quais as árvores que atingem um tamanho mínimo são contadas e identificadas (ou ao menos separadas em morfotipos). O tamanho e a quantidade de parcelas para a amostragem da riqueza de árvores em áreas de Restauração de Ecossistemas são tópicos relevantes e ainda estudados (VIANI et al., 2018). Obviamente, quanto maior a intensidade amostral, mais a amostragem é significativa. Em termos práticos, uma recomendação é que a amostragem termine quando numa nova parcela instalada não resulte em novas espécies. É comum também a criação de curvas do coletor ou de acumulação de espécies para auxiliar na identificação da suficiência amostral da riqueza de espécies, porém, questionamentos têm sido feitos a estes procedimentos, dada a subjetividade da interpretação (SCHILLING; BATISTA; COUTO, 2012). Corte et al. (2013), por exemplo, concluíram que a curva do coletor pode ser influenciada pela ordem de alocação das amostras no gráfico, podendo demonstrar uma situação que não necessariamente reflete a estabilidade na inclusão de novas espécies na amostragem.

Figura 4

Exemplos de disposição de parcelas aleatórias (A) e parcelas sistemáticas (B) para amostragem da riqueza de árvores em um polígono de restauração. Em B, a distância entre parcelas é sempre igual, considerando, por exemplo, a divisão do comprimento da área pelo número de parcelas a ser instalado.



5.3.1.1 Considerações sobre a obtenção do indicador Riqueza de espécies arbóreas

Uma dificuldade relacionada não só ao indicador riqueza de árvores, mas a todos os indicadores de biodiversidade e composição, é a necessidade de ao menos categorizar os indivíduos em morfoespécies. Morfoespécie é um grupo de indivíduos cuja identificação botânica não sabemos, mas que sabemos que se trata de uma dada espécie diferente de todas as demais encontradas. Assim, um conhecimento botânico mínimo é necessário para coleta desse indicador no campo. Por outro lado, o método de amostragem da riqueza de árvores não demanda materiais específicos e caros, bastando uma prancheta, fita métrica e caneta. Além disso, uma vez contadas as espécies encontradas no campo, o trabalho de escritório é também simples e resume-se a elaborar uma lista com essas espécies e gerar o número total de espécies amostradas na área. Esse número total refere-se às diferentes espécies que surgiram nas parcelas de amostragem, não sendo a priori o número médio de espécies por parcela. Assim, se forem montadas duas parcelas apenas e cada uma tiver seis espécies, todas diferentes entre si, o total de espécies é doze. Mas, se em um outro exemplo, as duas parcelas da área tiverem seis espécies cada, mas as mesmas em ambas as parcelas, o número total de espécies é de seis. A **Figura 5** abaixo ilustra um exemplo de um total de sete espécies em duas parcelas diferentes e a **Tabela 4** ilustra como fazer o registro de tais sete espécies numa planilha.

NOME DA ESPÉCIE	PARCELA 1	PARCELA 2
SP1	X	X
SP2	X	X
SP3	X	
SP4	X	
SP5	X	X
SP6		X
SP7		X

Tabela 4
Exemplo de como dados de riqueza de árvores podem ser anotados no campo para o exemplo da figura acima.



Figura 5
Contagem das espécies em parcelas: embora ambas as parcelas tenham cinco espécies em cada, a riqueza da área, se essas fossem as duas únicas parcelas de amostragem, seria de sete espécies, já que cinco espécies são comuns a ambas as parcelas.

Por outro lado, a riqueza média por parcela pode ser de interesse caso o objetivo do monitoramento seja explicitamente servir de referência para estudos tentando estimá-la de modo indireto via indicadores obtidos no sensoriamento remoto. Isto é pertinente porque sabemos que um grande desafio da pesquisa e desenvolvimento do sensoriamento remoto aplicado à Restauração de Ecossistemas é encontrar indicadores remotos que se relacionam de modo previsível com a riqueza de árvores ou outros indicadores de biodiversidade da restauração.

O critério de inclusão usual dos indivíduos arbóreos na amostragem das árvores é o de diâmetro a altura do peito (DAP) ≥ 5 cm ou o de circunferência a altura do peito (CAP) ≥ 15 cm, medidos no fuste à altura do peito (1,3 m) (esses valores podem variar dependendo do estado da federação). Ou seja, só as árvores que atingirem esse tamanho é que são contabilizadas durante a amostragem, mesmo que indivíduos menores de outras espécies arbóreas sejam avistados na área. Além disso, ressalta-se que os méto-

dos de amostragem citados se aplicam a qualquer área em Restauração de Ecossistemas, independentemente da técnica de restauração usada, e que não se faz qualquer distinção, na amostragem, a indivíduos regenerantes ou introduzidos por técnicas ativas de restauração, via plantio ou semeadura. É possível, entretanto, definir diferentes critérios de inclusão que separam diferentes compartimentos, por exemplo, regenerantes ($DAP < 5 \text{ cm}$) de indivíduos introduzidos por restauração ativa ($DAP > 5 \text{ cm}$).

Embora geralmente o produto seja uma lista geral de espécies, é comum a criação de sublistas de espécies por grupo funcional. Isso tem sido considerado importante, pois o número absoluto de espécies, embora seja uma medida da biodiversidade, pode não ser um bom indicativo da qualidade atual e futura da área. Além disso, ele é de difícil comparação entre áreas, especialmente se as intensidades amostrais forem diferentes entre si, já que o número de espécies cresce com a área amostrada. Assim, é possível e comum classificar cada espécie arbórea da lista geral obtida em: 1) grupos sucessionais (pioneiras, secundárias iniciais, secundárias tardias, clímax, regenerantes); 2) de acordo com estrato de ocorrência (dossel, sub-dossel, sub-bosque); 3) de acordo com a síndrome de dispersão das sementes (anemocóricas, autocóricas e zoocóricas) e; dentre outras possibilidades. Calculando-se a riqueza e a proporção de espécies em cada categoria dentro desses grupos, têm-se informações para a inferência sobre a qualidade atual e futura da área em restauração. Isso permite, por exemplo, saber se predominam no polígono espécies pioneiras ou tardias, espécies de sub-bosque ou de dossel, entre outras.

Por fim, a riqueza do estrato regenerante, ou seja, dos indivíduos arbóreos de menor porte, tem sido muito usada como indicador de futuro em protocolos de monitoramento da restauração florestal de avaliação de cumprimento legal. Assim, embora seja essencialmente um indicador de biodiversidade, será tratado no tópico referente aos indicadores de cumprimento legal.

5.3.2 COBERTURA DA VEGETAÇÃO

A cobertura da vegetação em uma área de restauração pode ser subdividida em alguns tipos, dependendo do objetivo do estudo e da fase da restauração. Indicamos aqui três variações do método de cobertura por interceptação de pontos em linha que atendem a objetivos distintos e oferecem diferentes níveis de detalhamento de informação: “cobertura do dossel”, “cobertura do solo por formas de vida” e “cobertura por estratos”. O método de interceptação de pontos em linha é um dos mais frequentes na literatura para vegetações em restauração, com variações para atender a diferentes ob-

jetivos e indicadores. A cobertura por formas de vida é adequada para observar a ocupação das espécies ou das formas de vida, pois é resultado da densidade e do tamanho (expansão horizontal das copas), simultaneamente.

A seguir são descritos os três indicadores de cobertura de vegetação com informações relevantes para monitorar a Restauração de Ecossistemas.

5.3.3 COBERTURA DE COPAS (DOSSEL)

A cobertura do dossel é a proporção da área de restauração que está coberta por copas de árvores que compõem o dossel florestal. A cobertura do dossel indica o percentual de dossel da floresta que se estabeleceu. Ela pode ser usada para definir se: (i) a área avaliada é coberta de floresta ou tem outra cobertura, e (ii) se a etapa de fechamento do dossel foi concluída na restauração.

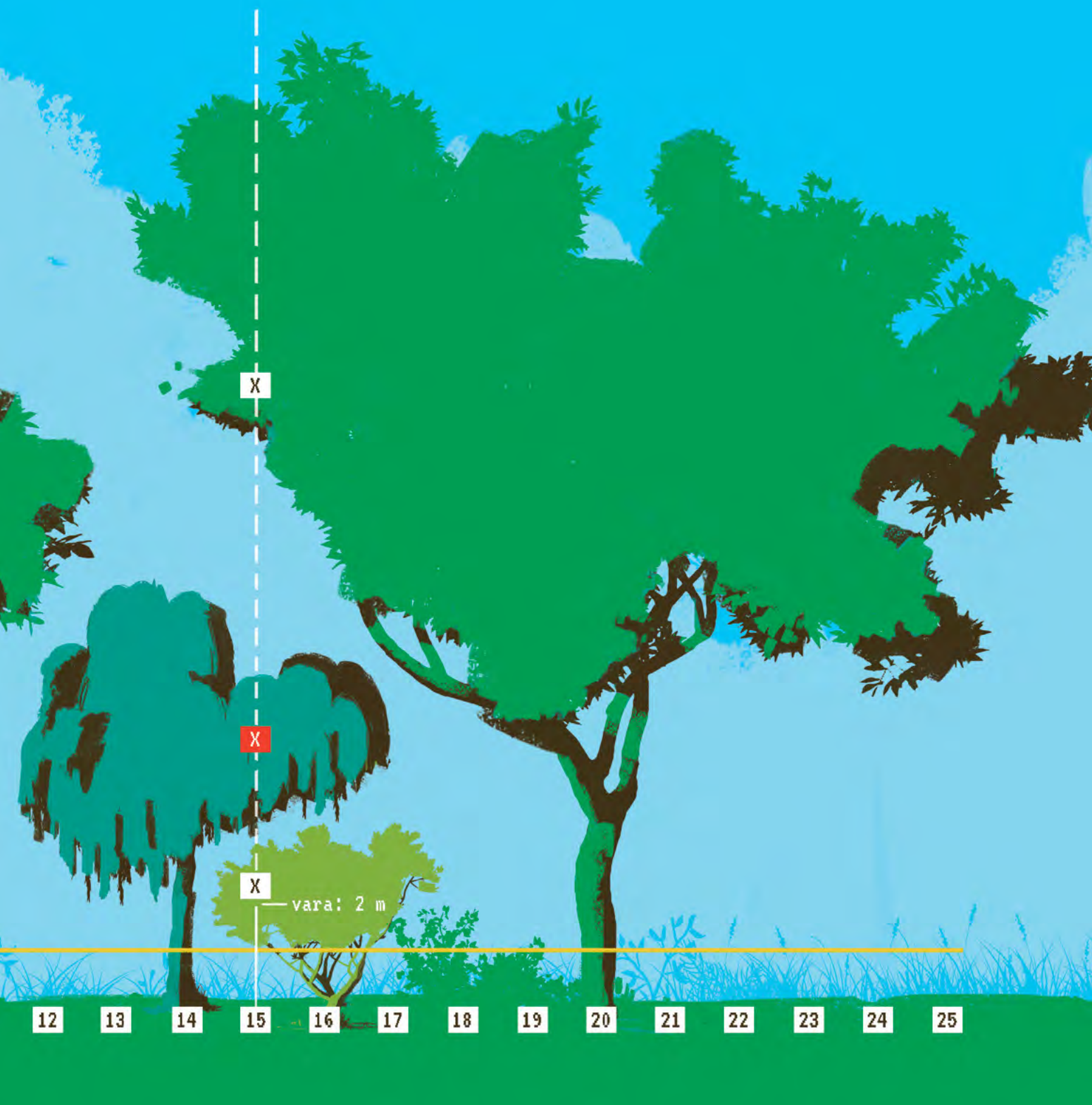
A Resolução SMA nº32/2014 traz para as fisionomias de florestas três indicadores: cobertura de 80% de copas de árvores; densidade de 3.000 árvores regenerantes por hectare (>50 cm de altura e <15 cm de CAP) e riqueza de ao menos 30 espécies de árvores regenerantes. A cobertura de 80% de copas indica que (i) o sombreamento controlou gramíneas invasoras, (ii) dispersores de sementes são atraídos e (iii) a qualidade do habitat para a colonização e o estabelecimento de espécies de sucessão avançada. Uma vez que a cobertura do dossel é frequentemente avaliada em conjunto com densidade e riqueza de regenerantes (árvores abaixo do dossel), é importante diferenciar “dossel” de “copas”. As copas das árvores estão presentes desde os poucos meses de vida, e podem ser medidas para cada indivíduo. Porém, a cobertura de dossel deve ser exclusiva de árvores que formam um dossel, que está acima dos regenerantes (árvores abaixo do dossel) (SOUSA; VIEIRA, 2018). O limite de altura de 2 m para diferenciar as árvores de dossel e abaixo do dossel é recomendável para áreas em restauração entre 2 e 10 anos, sujeitas ao monitoramento de indicadores de futuro (ou de previsão de sucesso), como os usados nos estados de São Paulo, Mato Grosso, Rio de Janeiro e o Distrito Federal. Uma vez que há a possibilidade de recomposição com espécies exóticas na reserva legal e área de preservação permanente (arts.66, §3º, inc.II, e art.61-A, §13, respectivamente da Lei de Proteção da Vegetação Nativa), é recomendável que a anotação por ponto seja feita para espécies do dossel nativas e exóticas.

5.3.3.1 Método de interceptação de pontos em linha

No método de interceptação de pontos em linha, ao longo de uma trena de 25 m, uma vareta (máximo 2 cm de diâmetro) com 2 m de altura é disposta perpendicularmente

Figura 6
Exemplo da
coleta de dados
em uma parcela
para cobertura
de copas em
formação florestal.





ao solo, a cada 1 m da trena, iniciando no metro 1, totalizando 25 pontos de coleta. Ao posicionar a vareta nos pontos a cada 1 m, olhando para cima, é anotado se há copas de árvores acima de sua extremidade (projeção da vareta acima de 2 m) (**Figura 6**). A porcentagem dos pontos que apresentaram copas corresponde à cobertura do dossel (SOUSA; VIEIRA, 2018).

Um ponto pode projetar: (a) nenhuma copa; (b) copa(s) de árvore nativa; (c) copa(s) de árvore exótica (espontânea ou cultivada). Se num ponto, acima de 2 m (projetado pela mira da vareta), houver copas de árvores nativas e exóticas, as duas colunas deverão ser anotadas. A coluna “Cobertura total (Nativa ou exótica)” deverá ser anotada se houver pelo menos uma das duas colunas marcadas. Ao final, são anotadas na linha “Soma” a quantidade de pontos que tocam as copas em cada uma das três colunas. Em seguida, são anotados na linha “Cobertura (%)” a divisão dos valores encontrados na linha Soma pelo número total de pontos (25), multiplicando então por 100. A amostragem é registrada conforme a planilha de campo contida na **Tabela 5**. A **Tabela 5** demonstra o preenchimento do exemplo ilustrado na **Figura 6**.

Tabela 5
Anotação dos dados coletados no caso estabelecido na Figura 6.

PONTO	SEM COPA	COPA DE NATIVA	COPA DE EXÓTICA	COPA TOTAL
1	X			
2		X		X
3		X		X
4		X		X
5		X		X
6		X		X
7		X		X
8		X		X
9		X		X
10		X		X
11		X		X
12		X	X	X
13		X	X	X
14		X	X	X
15		X	X	X
16		X	X	X
17		X	X	X
18		X		X
19		X		X

PONTO	SEM COPA	COPA DE NATIVA	COPA DE EXÓTICA	COPA TOTAL
20		X		X
21		X		X
22		X		X
23		X		X
24		X		X
25		X		X
SOMA	1	24	6	24
(%)	4	96	24	96

5.3.4 COBERTURA DO SOLO POR FORMAS DE VIDA

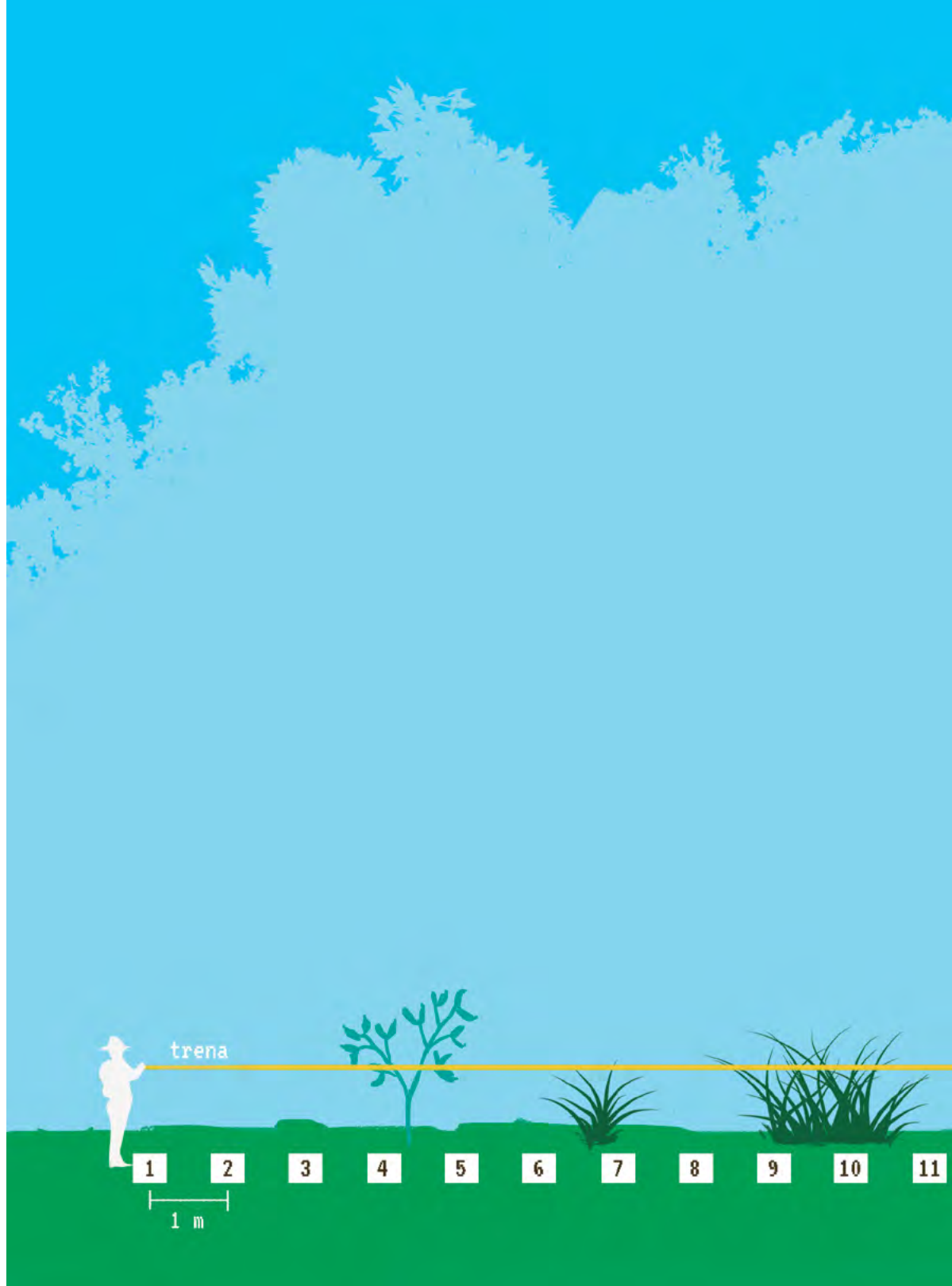
A cobertura do solo por diferentes formas de vida é medida pela proporção da área monitorada coberta por formas de vida desejáveis (por exemplo árvores), indesejáveis (por exemplo capins exóticos) e solo exposto. Essa medida é relevante no início do processo de restauração, quando se espera a contínua ocupação do espaço por copas de árvores, ou para verificar o insucesso da Restauração de Ecossistemas, ao detectar solo exposto (princípios de erosão) e infestação da área por capins exóticos ou outras invasoras. Na cobertura do solo por forma de vida, a altura em que as plantas tocam a vareta pode ser anotada, gerando mais informação de estratificação, porém demandando mais esforço. Quando a altura não é anotada (como no exemplo da **Tabela 6**), é simples registrar a forma de vida mais alta a cada ponto de observação, trazendo melhor correspondência com o sensoriamento remoto. As formas de vida que cobrem o solo podem ser divididas de acordo com o objetivo. Por exemplo, é possível diferenciar apenas vegetação exótica de vegetação nativa, ou árvores nativas, árvores exóticas, arbustos, ervas, e capins exóticos. Para a Restauração de Ecossistemas, este último exemplo é mais apropriado, tanto para manejo das áreas em restauração, quanto para o monitoramento do sucesso. Quanto mais classes de cobertura, mais informações ecológicas a amostragem dará, considerando ainda que é possível agrupar tipos de cobertura posteriormente, no momento da análise dos dados (SOUSA; VIEIRA, 2018).

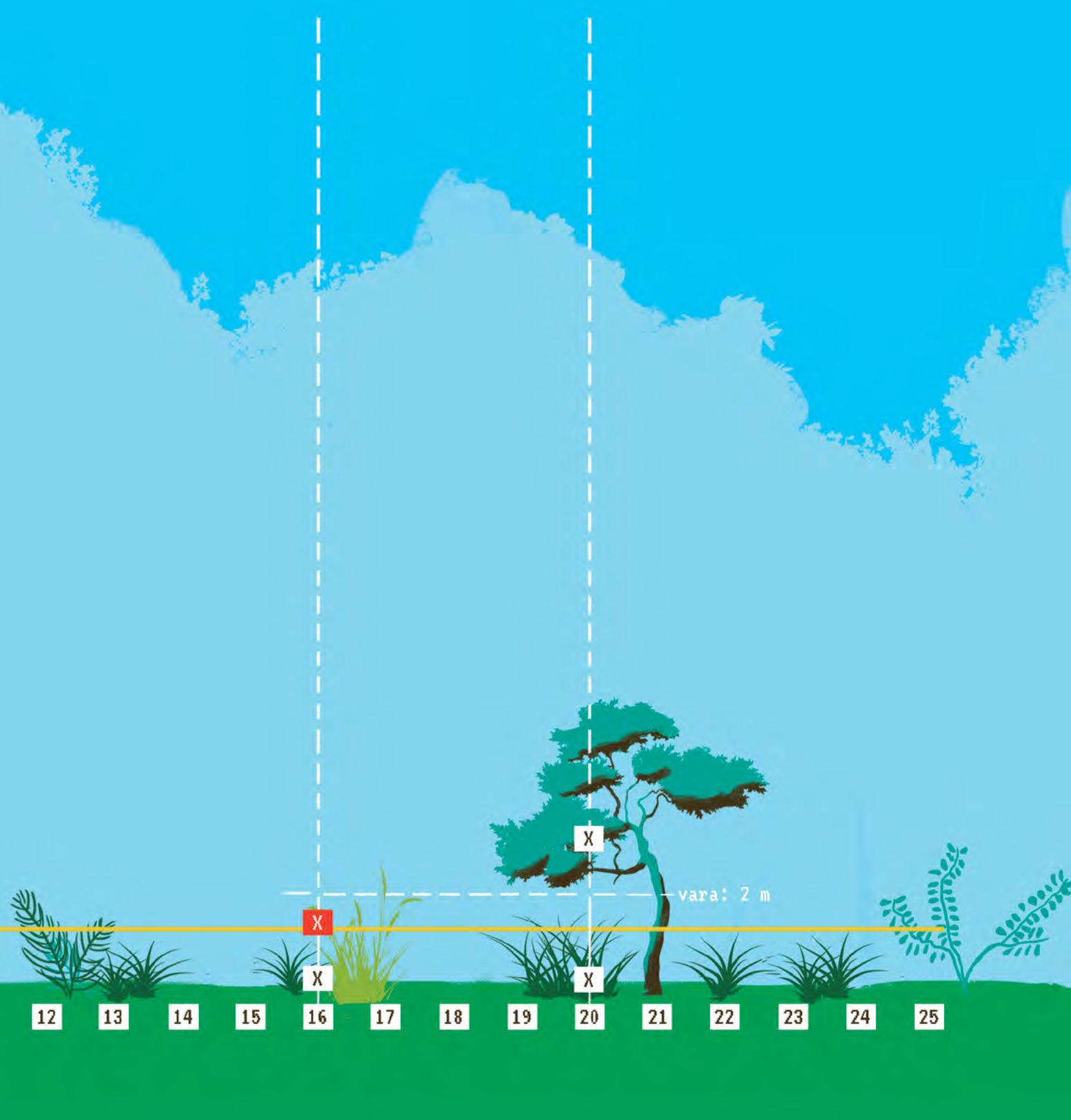
5.3.4.1 Método de interceptação de pontos em linha

No método de interceptação de pontos em linha (SOUSA; VIEIRA, 2018), ao longo de uma trena de 25 m, uma vareta (máximo 2 cm de diâmetro) com 2 m de altura é disposta perpendicularmente ao solo, a cada 1 m da trena, iniciando no metro 1, totalizando 25 pontos de coleta. Neste exemplo, a cobertura de vegetação será avaliada nas

Figura 7

Exemplo da coleta de dados em uma parcela para cobertura do solo por formas de vida.





classes: sem vegetação (ou solo exposto), nativa lenhosa, nativa herbácea (inclui capins nativos) e vegetação exótica (espontânea ou cultivada). Ao longo da trena, a vareta é posicionada a cada 1 m e anotados os tipos de cobertura que tocam a vareta em sua extensão desde o solo (0-2 m) e sua projeção (> 2 m). A vareta toca vegetação nativa lenhosa, nativa herbácea, capins nativos e vegetação exótica, que podem ocorrer juntos no mesmo ponto, na extensão da vareta ou na sua projeção (**Figura 7**). A **Tabela 6** contém os dados coletados no caso estabelecido na **Figura 7** em uma planilha de campo.

A coluna Nativa Total deverá ser anotada se houver pelo menos uma coluna marcada para as nativas (lenhosa e herbácea). Também são anotados os pontos que tocam plantas exóticas. A coluna Sem Vegetação deve ser anotada quando no ponto não houver toque de vegetação na vareta.

Tabela 6
Anotação dos dados coletados no caso estabelecido na Figura 7.

PONTO	SEM VEGETAÇÃO	NATIVA LENHOSA	NATIVA HERBÁCEA	NATIVA TOTAL	EXÓTICA (ESPONTÂNEA OU CULTIVADA)
1	X				
2	X				
3	X				
4		X		X	
5		X		X	
6			X	X	
7			X	X	
8	X				
9			X	X	
10			X	X	
11			X	X	
12		X		X	
13		X	X	X	
14			X	X	
15					
16			X	X	X
17					X
18	X				
19		X	X	X	
20		X	X	X	

PONTO	SEM VEGETAÇÃO	NATIVA LENHOSA	NATIVA HERBÁCEA	NATIVA TOTAL	EXÓTICA (ESPONTÂNEA OU CULTIVADA)
21		X		X	
22		X	X	X	
23			X	X	
24			X	X	
25		X			
SOMA	5	9	13	17	2
(%)	19%	35%	50%	65%	8%

O cálculo da cobertura deverá ser feito para cada uma das categorias de cobertura (Sem Vegetação, Lenhosa Nativa, Herbácea Nativa, Exótica e Nativa Total (lenhosa e herbácea)).

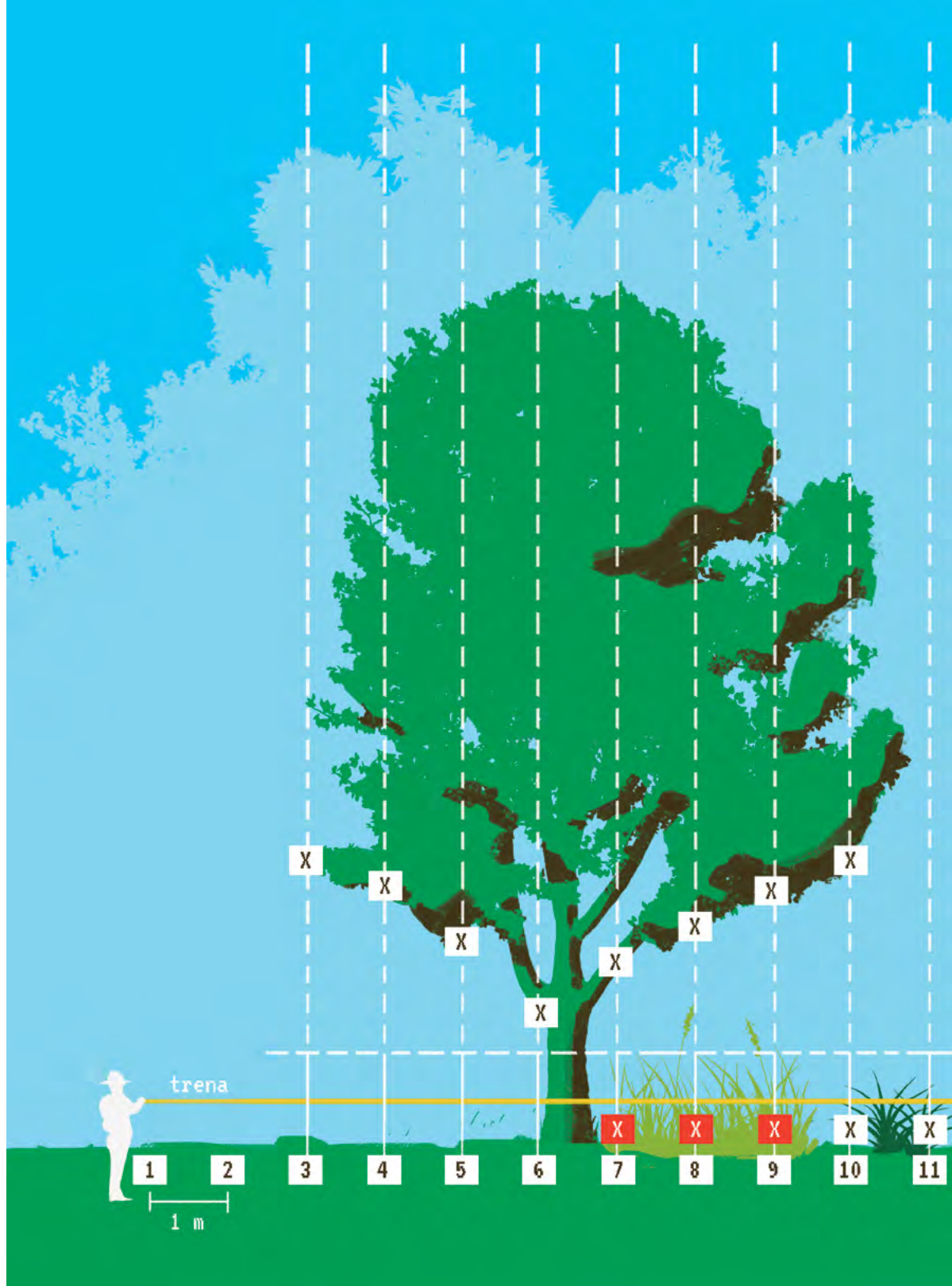
5.3.5 COBERTURA POR FORMAS DE VIDA POR ESTRATOS (ESTRATIFICAÇÃO)

A cobertura de formas de vida por estratos se assemelha à cobertura por formas de vida descrita acima, mas os tipos de cobertura são anotados em diferentes classes de altura. A anotação por classe de altura permite avaliar a estratificação da floresta em formação. Essa avaliação é pertinente a partir dos 3 anos (ou mais) de restauração, quando já há estratificação. As classes de altura de observação dependem do objetivo e da fase da restauração; podem ser a cada metro. A altura máxima de estratificação dependerá da altura da régua e do alcance dos olhos do observador, que possivelmente não ultrapassará 5 m. Uma maneira simples e informativa para indicar cobertura de dossel e abaixo do dossel é dividir as classes em abaixo de 2 m de altura (abaixo do dossel) e acima de 2 m (dossel) (VIEIRA et al., 2017).

5.3.5.1 Método de interceptação de pontos em linha

No método de interceptação de pontos em linha, ao longo de uma trena de 25 m, uma vareta (máximo 2 cm de diâmetro) com 2 m de altura é disposta perpendicularmente ao solo, a cada 1 m da trena, iniciando no metro 1, totalizando 25 pontos de coleta. Neste exemplo, a cobertura de vegetação será avaliada nas classes: sem vegetação, árvores e arbustos nativos, árvores e arbustos exóticos, e capins exóticos. Ao longo da trena, a vareta é posicionada a cada 1 m e anotados os tipos de cobertura que tocam a vareta em sua extensão desde o solo (0-2 m) e sua projeção (> 2 m), anotando-se em

Figura 8
Exemplo da coleta
de dados em
uma parcela para
cobertura do solo
por formas de vida
em dois estratos.



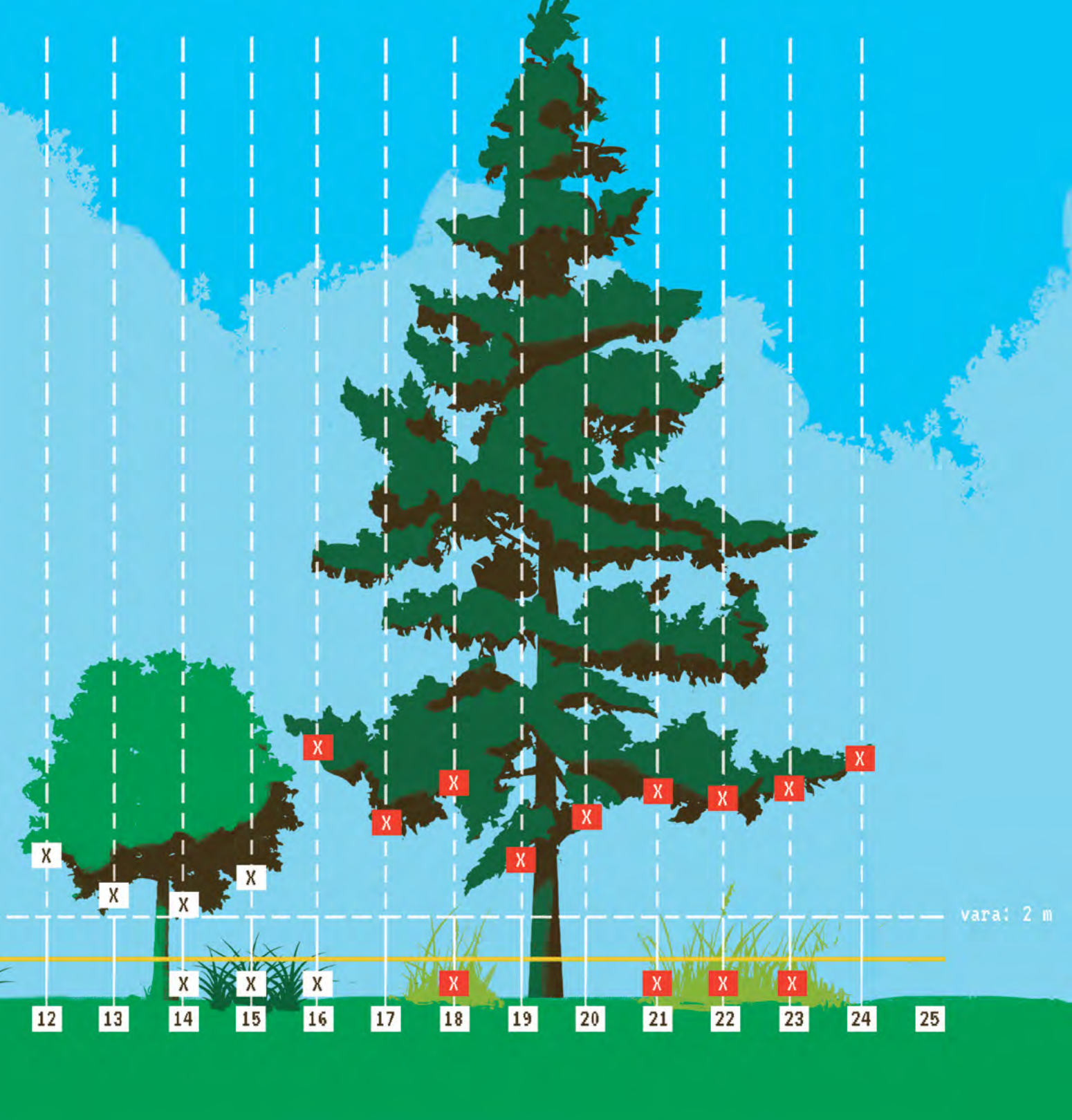


Tabela 7
Anotação dos dados coletados no caso estabelecido na Figura 8.

células diferentes para cada classe de altura (neste exemplo; pode haver interesse em mais classes de altura) (VIEIRA et al., 2017). A vareta pode tocar simultaneamente todos os tipos de cobertura nas duas classes de altura (**Figura 8**). A **Tabela 7** contém os dados coletados no caso estabelecido na **Figura 8** em uma planilha de campo.

PONTO	CLASSE DE ALTURA	SEM VEGETAÇÃO	ÁRVORES E ARBUSTOS NATIVOS	ÁRVORES E ARBUSTOS EXÓTICOS	CAPINS EXÓTICOS	CAPINS NATIVOS
1	<2M	X				
1	>2M	X				
2	<2M	X				
2	>2M	X				
3	<2M	X				
3	>2M		X			
4	<2M	X				
4	>2M		X			
5	<2M	X				
5	>2M		X			
6	<2M	X				
6	>2M		X			
7	<2M				X	
7	>2M		X			
8	<2M				X	
8	>2M		X			
9	<2M				X	
9	>2M		X			
10	<2M					X
10	>2M		X			
11	<2M					X
11	>2M	X				
12	<2M	X				
12	>2M		X			
13	<2M	X				
13	>2M		X			
14	<2M					X

PONTO	CLASSE DE ALTURA	SEM VEGETAÇÃO	ÁRVORES E ARBUSTOS NATIVOS	ÁRVORES E ARBUSTOS EXÓTICOS	CAPINS EXÓTICOS	CAPINS NATIVOS
14	>2M		X			
15	<2M					X
15	>2M		X			
16	<2M					X
16	>2M			X		
17	<2M	X				
17	>2M			X		
18	<2M				X	
18	>2M			X		
19	<2M	X				
19	>2M			X		
20	<2M	X				
20	>2M			X		
21	<2M				X	
21	>2M			X		
22	<2M				X	
22	>2M			X		
23	<2M				X	
23	>2M			X		
24	<2M	X				
24	>2M			X		
25	<2M	X				
25	>2M	X				
SOMA	<2	13	0	0	7	5
SOMA	>2	4	12	9	0	0
% COBERTURA	<2	52%	0%	0%	28%	20%
% COBERTURA	>2	16%	48%	36%	0%	0%

5.3.6 ÁREA BASAL

É a soma das áreas de seções transversais (sentido horizontal) de troncos em uma parcela, convertida para área basal/ha. A área basal de cada árvore na parcela é obtida convertendo-se a CAP ou o DAP ao correspondente valor da área (SOARES; NETO; SOUZA, 2006). É uma variável relacionada com o estoque de biomassa e carbono e, em condições em que equações regionais de biomassa ou carbono não estão disponíveis, sua fácil medição pode ser usada como um proxy dessas variáveis para fins de avaliação. Porém, há equações de biomassa e carbono formuladas apenas com área basal. A área basal é calculada conforme critérios definidos pelo responsável do projeto, podendo envolver, por exemplo, árvores com $\geq 1,3$ m de altura, >0 cm de DAP, ou >5 cm de DAP ou >10 cm de DAP. Independente do critério adotado para cálculo da área basal, a medição do CAP ou DAP no campo deve levar em consideração alguns aspectos do crescimento e arquitetura da árvore para minimizar erros de amostragem (**Figura 9**).

5.3.7 DISTRIBUIÇÃO DIAMÉTRICA

É a distribuição de frequência de classes de diâmetro de fustes (troncos) na parcela ou no conjunto de parcelas de um polígono. A distribuição diamétrica é uma impressão digital da floresta em observação, indicando bem o estágio sucessional, o tipo de restauração, e a densidade de regenerantes que garantirão sustentabilidade para a área em restauração.

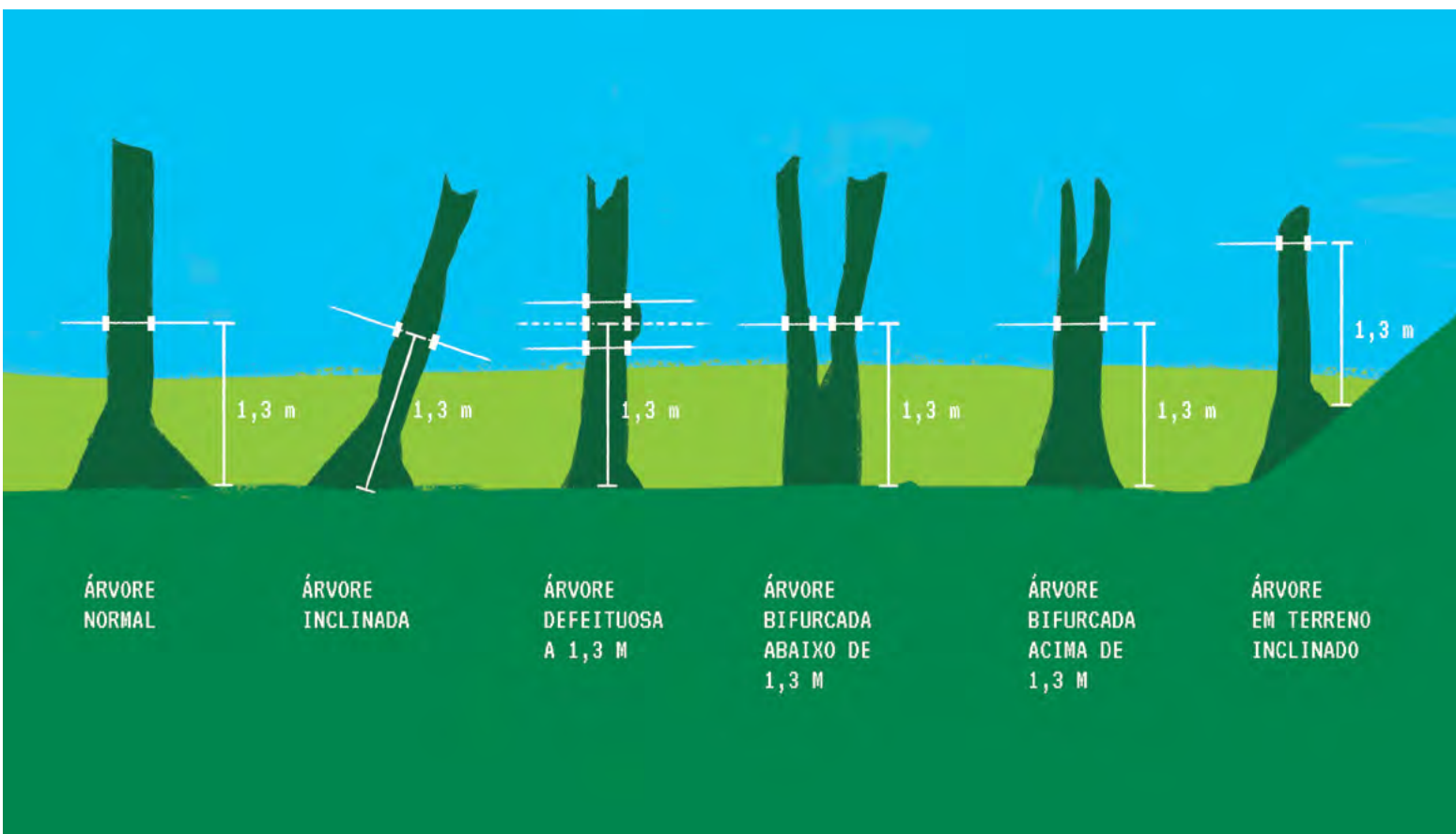


Figura 9
Procedimentos para medição da circunferência à altura do peito (CAP) de árvores para minimizar erros decorrentes da amostragem.

Mede-se a distribuição diamétrica da mesma maneira que a área basal, ou seja, a partir do CAP ou DAP. Porém, para estimativa de área basal, biomassa e carbono, são medidas árvores conforme critério adotado pelo responsável pelo projeto, por exemplo, >5 cm, ou >10 cm (DAP). Para a distribuição diamétrica é relevante a medida de todas as árvores que alcançam 1,30 m de altura, e que possam ter o DAP medido, podendo ser utilizadas subparcelas para medição de indivíduos com, por exemplo, DAP < 5 cm (ver subparcelas na seção 5.5.2). Desta maneira, são incluídas na medição as árvores abaixo do dossel, o que torna essa variável indicativa, especialmente em floresta em restauração mais velhas e estruturadas, da existência de árvores menores compondo um estrato de regeneração ou um sub-bosque.

A partir dos diâmetros das árvores medidas é gerado um histograma de distribuição desta variável (**Figura 10**). O número de classes de diâmetro no histograma pode ser definido arbitrariamente ou usando procedimentos estatísticos conhecidos. Uma sugestão é incluir uma classe de árvores com DAP < 5 cm, que possa representar o estrato de árvores menores, regenerantes ou de espécies tipicamente de sub-bosque.

5.3.8 DENSIDADE DE ÁRVORES NATIVAS ABAIXO DO DOSSEL

A densidade de árvores abaixo do dossel (**Figura 11**), também chamada de densidade de regenerantes, indica se há árvores para substituir as árvores de dossel quando elas morrerem, e se há espécies de sub-bosque.

A densidade de árvores abaixo do dossel pode ser verificada utilizando as menores classes da distribuição diamétrica, por exemplo < 5 cm de DAP. Os PRAs de alguns estados utilizam uma classe de altura (ou altura mínima e diâmetro máximo) das árvores para determinar o que são regenerantes. São Paulo utiliza árvores >50 cm de altura e < 5 cm de DAP. Mato Grosso e o Distrito Federal utilizam >30 cm de altura e <200 cm de altura para fisionomias florestais; árvores maiores que 200 cm de altura são contabilizadas na cobertura do dossel.

5.4 BIOMASSA E CARBONO DA COMUNIDADE DE ÁRVORES

Conforme Sanquetta et al. (2004), existem duas abordagens para a quantificação da biomassa e carbono no compartimento florestal. O primeiro trata da quantificação de forma indireta, onde o uso de equações alométricas existentes é a abordagem mais utilizada. O segundo, trata da quantificação direta, onde existe a retirada, pesagem e processamento das amostras em laboratório.

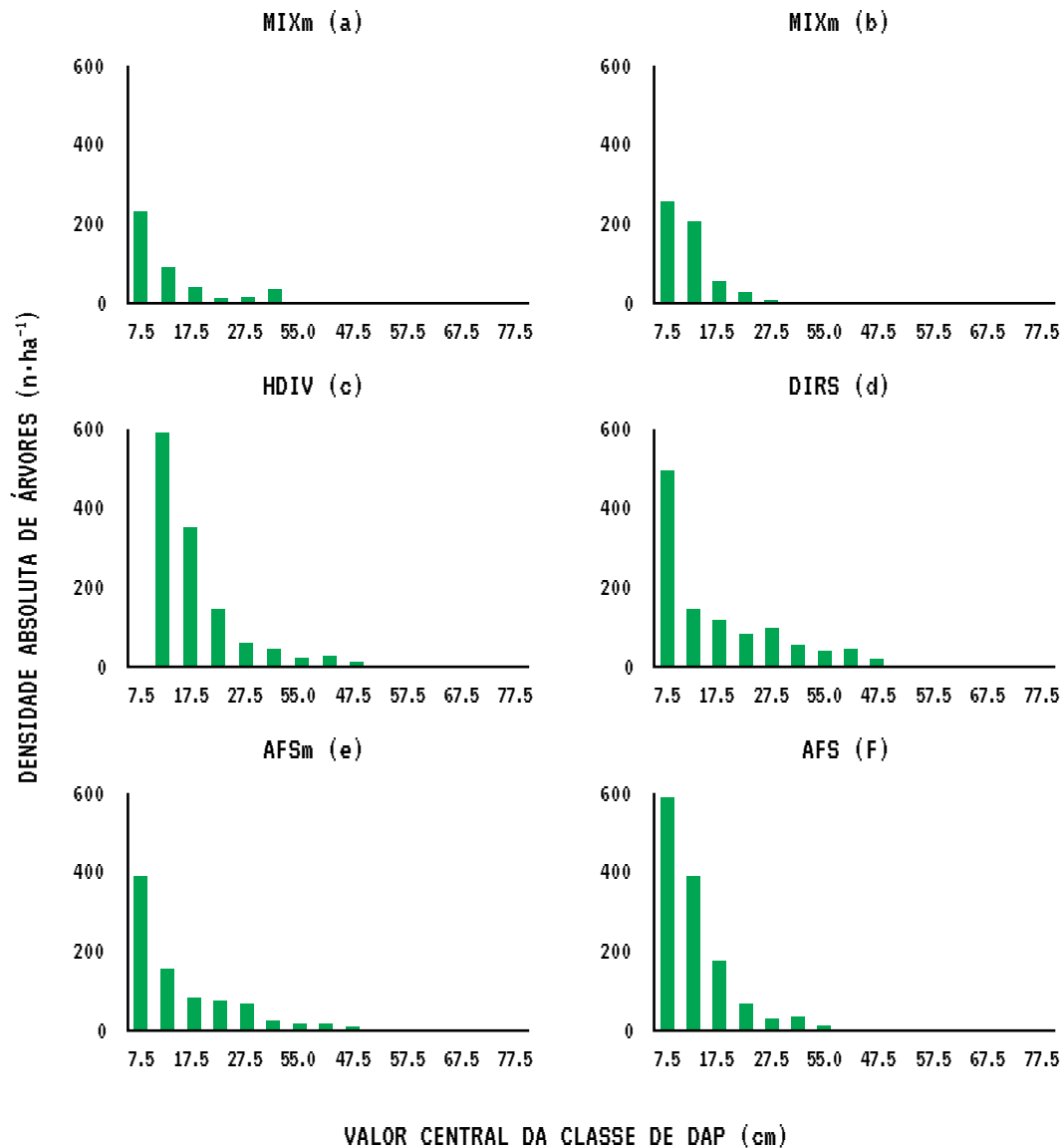


Figura 10

Densidade absoluta de árvores (n·ha⁻¹) como função de classes de DAP em diferentes sistemas de restauração numa floresta tropical semidecídua depois de 19 a 20 anos de plantio em Botucatu, São Paulo. Legendas: (a) MIXm ('managed' commercial mixed plantation, ou plantios comerciais manejados), (b) MIX (commercial mixed plantation), (c) HDIV (high-diversity tree plantation, ou plantio de alta diversidade de árvores), (d) DIRS (direct seeding, ou sementeira direta), (e) AFSm ('managed' agroforestry system, ou sistema agroflorestal manejado), (f) AFS (agroforestry system, ou sistema agroflorestal). Análises realizadas em sítios agrupados. Fonte: Pontes, Engel e Parrotta (2019).

Figura 11
Exemplo de
parcela e
amostragem
de densidade
e riqueza de
regenerantes.

12 TOTAL DE
INDIVÍDUOS

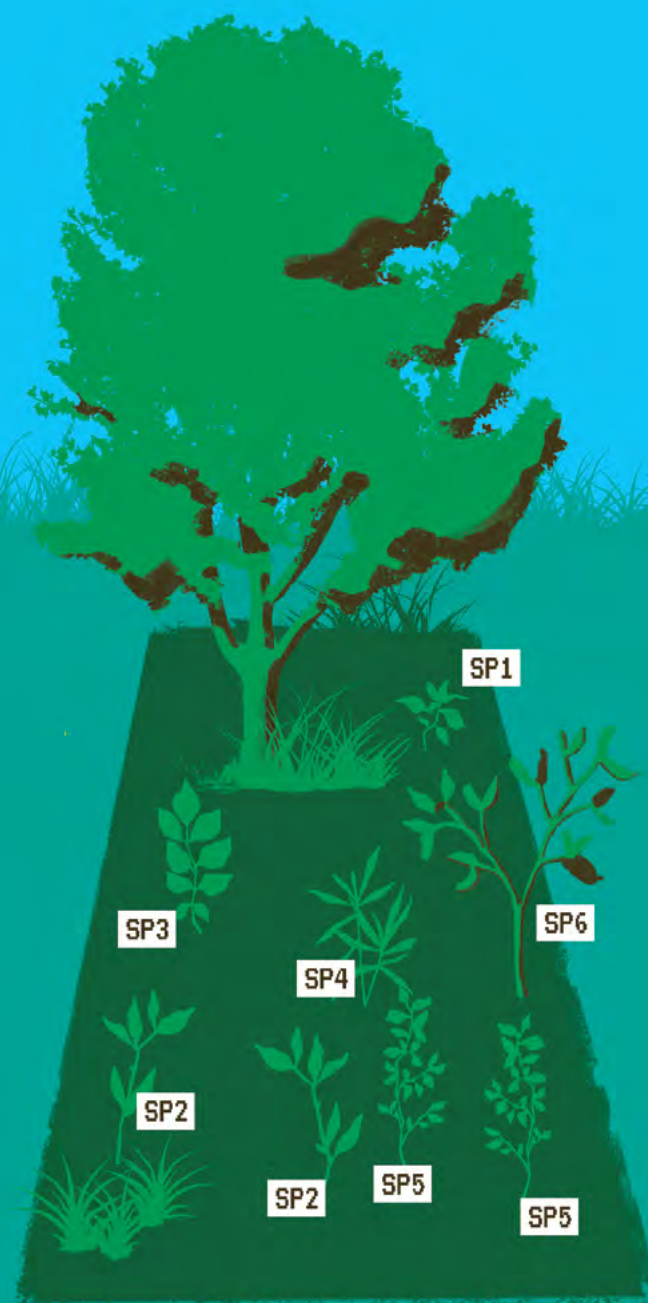
6 TOTAL DE
ESPÉCIES



PARCELA **1**

4 INDIVÍDUOS
REGENERANTES

2 ESPÉCIES



PARCELA **2**

8 INDIVÍDUOS
REGENERANTES

6 ESPÉCIES

5.4.1 USO DE EQUAÇÕES ALOMÉTRICAS EXISTENTES

A biomassa de uma árvore pode ser calculada considerando apenas a parte aérea ou estimada para a biomassa total (ou seja, considerando também a biomassa abaixo do solo, representada pelo compartimento das raízes). Geralmente, quando adota-se equações, previamente desenvolvidas, elas relacionam parâmetros morfométricos da árvores, quer seja: altura, diâmetro do tronco (ao nível do solo, a 30 cm ou a 1,3 m) e densidade da madeira da árvore (VIEIRA et al., 2008). Para o monitoramento da Restauração de Ecossistemas, isto é feito, na maioria dos casos, aplicando-se equações já existentes e previamente desenvolvidas a partir do método destrutivo.

Há equações globais, aplicadas para todas as florestas tropicais sem levar em consideração a identidade da espécie, e outras regionais, desenvolvidas para serem usadas na Mata Atlântica ou suas subformações e que consideram a densidade da madeira da espécie como uma variável de entrada (VIEIRA et al., 2008). Há equações desenvolvidas para florestas secundárias ou conservadas (VIEIRA et al., 2008) e outras especificamente para plantios de Restauração de Ecossistemas (MIRANDA, 2008), onde árvores são, por exemplo, geralmente mais ramificadas.

A escolha da equação alométrica mais adequada a uma área é uma tarefa essencial para melhor estimativa de biomassa de áreas em restauração. Nas avaliações de campo, sempre que possível, devem ser priorizadas equações alométricas regionais obtidas na mesma formação fitogeográfica e para sítios cuja idade da floresta e técnica de restauração (ativa ou passiva) é similar ao do sítio em monitoramento.

Caso não haja uma equação de biomassa desenvolvida na mesma região e com características similares de restauração (manejo, tempo de projeto, etc.), abaixo são apresentados exemplos de equações alométricas existentes que podem ser utilizadas na Mata Atlântica. Essas equações, abordadas em Vieira et al. (2008), Miranda (2008), Ferez et al. (2015), Chave et al. (2014) e Zanini (2018), possibilitam o cálculo da biomassa em projetos de restauração a partir de dados coletados por inventários florestais.

$$BAS = 0,0673 \times (d \times DAP^2 \times H)^{0,976} \quad (5.1)$$

(CHAVE et al., 2014)

$$BAS = \exp[-1,803 - 0,976E + 0,976\ln(d) + 2,673\ln(DAP) - 0,0299[\ln(DAP)]^2] \quad (5.2)$$

(CHAVE et al., 2014)

$$BAbs = \exp[-1,085 + 0,926 \times \ln(BAS)] \quad (5.3)$$

(CAIRNS et al., 1997)

$$BAS = 29,126 - 4,519 \times DAP + 0,054 \times DAP^2 + 0,569 \times DAP \times Ht - 0,005 \times DAP^2 \times Ht \quad (5.4)$$

(ZANINI, 2018)

$$\ln(BLAS) = 6.039 + 0.945 \times \ln(\pi \times (DAP/2)^2) + 0.961 \times \ln(Ht) + 1.022 \times \ln(d) \quad (5.5)$$

(FEREZ et al., 2015)

Onde: BAS é biomassa acima do solo, BAbs é biomassa abaixo do solo, BLAS é biomassa lenhosa acima do solo (desconsidera biomassa de folhas), DAP é Diâmetro à Altura do Peito (1,3 m acima do solo), d é a densidade da madeira da espécie (verificar o valor da espécie num banco de dados), Ht é altura total da árvore, E é o coeficiente de estresse ambiental (necessário verificar o valor numa tabela), “e” é o número de euler (aproximadamente 2,71828), pi = 3,14159.

Recomenda-se a equação 5.1 (CHAVE et al., 2014) quando se dispõe de restauração em estágio avançado na Mata Atlântica e de DAP e Ht obtidos por inventário florestal. Já a Equação 5.2, também presente em Chave et al. (2014), deve ser utilizada quando se dispõe de restauração em estágio avançado na Mata Atlântica e apenas o DAP medido em campo, o que pode acontecer porque a altura de cada árvore possui limitações de medição via inventários florestais (ver altura nos parágrafos seguintes). Sobre o parâmetro “densidade da madeira” das equações 5.1 e 5.2, seu valor deve ser consultado a partir de tabela disponibilizada por Chave et al. (2006) (ver densidade nos parágrafos seguintes). Caso deseje estimar a biomassa das raízes (abaixo do solo) em restauração em estágio avançado na Mata Atlântica, recomenda-se a equação 5.3 (CAIRNS et al., 1997).

O uso das Equações 5.1 ou 5.2 (CHAVE et al., 2014) é recomendado caso projetos de diferentes características sejam comparados no quesito biomassa. Por se tratarem de equações pantropicais, são essas até o momento as que mais se adequam aos biomas Amazônia e Mata Atlântica de uma forma geral. Chave et al. (2014) registraram a propagação de erro destes modelos, que tornam-se controlados caso seja usada a mesma

equação para comparar projetos em regiões diferentes ou com características diferentes. Em outras palavras, a comparação de biomassa obtida por equações diferentes é inviável devido aos diferentes vieses inerentes a cada modelo. As equações de Chave et al. (2014) são, portanto, as mais indicadas para comparação entre diferentes projetos mesmo no caso de haver uma outra equação que seja mais adequada para uma das áreas.

Outras equações além das de Chave et al. (2014) podem ser usadas para casos mais específicos. Em áreas mais novas (até 5 anos) na Mata Atlântica, a Equação 5.4 (ZANINI, 2018) pode ser utilizada quando informações de densidade da madeira em bancos de dados públicos (ver densidade nos parágrafos seguintes) estão escassas. Dispondo-se de dados de densidade da madeira, é possível utilizar a Equação 5.5 (FEREZ et al., 2015) em restauração da Mata Atlântica com idade de até seis anos. Ressalta-se, no entanto, que a Equação 5.5 desconsidera a biomassa das folhas, sendo necessário calcular a biomassa das raízes (Equação 5.6, conforme Ferez et al. (2015)) e das copas (Equação 5.7, conforme Ferez et al. (2015)) para se calcular a biomassa total ou a biomassa acima do solo (repare que no caso da biomassa acima do solo de Ferez et al. (2015), é necessário somar apenas os resultados das equações 5.5 e 5.7, que correspondem ao fuste e copas).

$$\ln(BR) = -0.288 + 0.742 \times \ln(BLAS) \quad (5.6)$$

(FEREZ et al., 2015)

$$BC = 0,384 + 0,123 \times BLAS - 0,086 \times BR \quad (5.7)$$

(FEREZ et al., 2015)

Onde BLAS é biomassa lenhosa acima do solo conforme Equação 4.5 (desconsidera biomassa de folhas), BR é biomassa das raízes e BC é biomassa da copa.

Sobre a estimativa de biomassa para a Amazônia, é possível utilizar também as equações 5.1 e 5.2 em restaurações em estágio mais avançado. Para estágios menos avançados (árvore com DAP < 29 cm), a Equação 5.8 (NELSON et al., 1999) pode ser utilizada, sendo a Equação 5.9 (NELSON et al., 1999) uma alternativa para os casos de domínio de árvores do gênero *Cecropia* sp.

$$BAS = \exp[-1,9968 + 2,4128 \times \ln(DAP)]/1000 \quad (5.8)$$

(NELSON et al., 1999)

$$BAS = \exp[-2,5118 + 2,4257 \times \ln(DAP)]/1000 \quad (5.9)$$

(NELSON et al., 1999)

Onde: BAS é biomassa acima do solo, DAP é Diâmetro à Altura do Peito (1,3 m acima do solo).

Outras equações de cálculo de biomassa de restaurações de menor idade na Amazônia podem ser verificadas em Sierra et al. (2007). Já o trabalho de Nogueira et al. (2008) possui equações de biomassa para florestas primárias (originais, ou não desmatadas) na Amazônia, mas seu uso só pode ser considerado em restaurações muito avançadas, similares às florestas conservadas.

A equação alométrica fornece a biomassa, um dado importante para integrar a dados de altura de dossel obtidos por LiDAR, o que possibilita o ganho de escala do indicador biomassa (FIGUEIREDO et al., 2016; JUCKER et al., 2017; LAU et al., 2019). Na equação de biomassa, os dados de altura são obtidos por LiDAR, podendo a densidade da madeira ser obtida, por exemplo, a partir de um valor médio das espécies identificadas em campo e o diâmetro a partir de relação alométrica com a altura obtida também pelos dados de campo (GONZÁLEZ-JARAMILLO et al., 2018). Alternativamente, se a altura de dossel medida por LiDAR apresentar alta correlação com os valores de biomassa obtidos a partir dos dados de campo, é possível criar uma equação de cálculo da biomassa que considera dados de altura obtidos por LiDAR (ALMEIDA et al., 2019b). A altura de dossel obtida por fotogrametria também pode ser usada para estimar a biomassa desde que haja um mapeamento preciso do terreno (ZAHAWI et al., 2015; MCNICOL et al., 2021), conforme mostra a seção 7.

Uma vez escolhida a equação de cálculo de biomassa, coletam-se os dados de cada árvore no campo (diâmetro do tronco, altura e espécie, sendo que a espécie possibilitará a obtenção da variável densidade da madeira), exatamente conforme definido pela equação. No caso da densidade da madeira, é muito comum o uso de informações secundárias, dispostas em bancos de dados. Uma vez obtida a biomassa de cada árvore, somam-se as biomassas individuais e tem-se a biomassa da comunidade de árvores em uma dada área. Posteriormente, converte-se para um hectare, considerando a área e o número de unidades amostrais. O estoque de biomassa é normalmente expresso em Mg/ha. Já o incremento anual médio é expresso Mg/ha/ano, dividindo-se o estoque identificado pelo monitoramento pela idade da área em restauração. Mais informações sobre o uso de equações de cálculo de biomassa focada em projetos de restauração, bem como a verificação de outras equações aplicadas em diferentes regiões da Mata Atlântica, ver Metzker (2017).

Como as equações estimam a biomassa, usa-se um fator de conversão correspondente ao teor de carbono da biomassa para, a partir desta, estimar o carbono. Embora esse percentual de teor de carbono possa variar, geralmente considera-se um valor gené-

rico de 0,47, ou seja, que 47% da biomassa é equivalente a carbono (IPCC, 2006). Abaixo estão métodos de medição de densidade da madeira e altura das árvores, variáveis importantes no cálculo da biomassa a partir de dados coletados no campo. Outra variável importante nesse cálculo é o DAP, cuja medição no campo está descrita na seção 5.3.6.

Densidade da madeira: a densidade da madeira é variável entre espécies tropicais mesmo considerando árvores com as mesmas dimensões (PHILLIPS et al., 2019), por isso essa informação contribui para a estimativa mais acurada de biomassa e carbono. O sensoriamento remoto ainda não estima até o momento a densidade da madeira, nem através de correlatos. A densidade da madeira, regida pela NBR 11941 (ABNT, 2003), é amostrada extraíndo-se um pequeno volume do lenho com um trado específico, ou por meio do corte e pesagem de volume conhecido de madeira. Há também um método menos invasivo, de utilizar um caule dos ramos terminais, com 1 cm de diâmetro, e calcular a densidade pela massa/volume. Há um banco de dados de densidade de madeira de espécies neotropicais¹, que é frequentemente acessado para uso de dados secundários de densidade de madeira. Para usar o banco de dados, as espécies devem ser identificadas. Quando não há informação para a espécie, valores de densidade média para a família botânica ou da comunidade num todo são utilizados.

Altura das árvores: medir a altura das árvores em que se mede a área basal aumenta a acurácia da estimativa de biomassa e carbono, ao se permitir o cálculo de volume de madeira. A altura das árvores medida em florestas é pouco acurada, pois as réguas telescópicas alcançam alturas de até 15 m apenas e são de difícil movimentação e observação na floresta. Clinômetros digitais e hipsômetros, especialmente a laser, são de simples uso, mas podem ser caros e não são precisos, pois a distância do ponto mais alto da copa pode ser diferente da distância do tronco, além de haver muitos pontos cegos em florestas densas. Na prática, clinômetros e hipsômetros digitais dificilmente são empregados em florestas nativas. Portanto, embora importante e em muitos casos é a variável necessária para a estimativa da biomassa via Sensoriamento Remoto, a altura das árvores não é de fácil obtenção com precisão no campo.

5.4.2 DESENVOLVIMENTO DE EQUAÇÕES DE ESTIMATIVA DE BIOMASSA

Alternativamente ao uso de equações já existentes, é possível aplicar o método destrutivo e realizar as quantificações da biomassa das árvores nas áreas que serão monitora-

¹ <<https://chave.ups-tlse.fr/ctfswd.htm>>

das, conforme demonstrado em Higa et al. (2014). Embora gere equações mais confiáveis, trata-se de um procedimento caro, laborioso e destrutivo, que causará a perda de árvores no sítio em restauração, portanto, é usado geralmente apenas em contextos específicos de pesquisa e desenvolvimento. Caso deseje obter mais informações também sobre métodos destrutivos de cálculo de biomassa, recomenda-se a leitura de Higa et al. (2014).

5.5 AMOSTRAGEM DE INDICADORES DA ESTRUTURA E BIOMASSA DA VEGETAÇÃO

5.5.1 INTENSIDADE AMOSTRAL

A amostragem da vegetação em cada polígono de recomposição ou agrupamento de polígonos será feita utilizando parcelas amostrais (incluindo linhas para alocar pontos de interceptação, para análise de cobertura do solo e do dossel).

A distribuição das parcelas para amostragem da riqueza de árvores no campo pode ser aleatória, sistemática, ou aleatória estratificada (MANTOVANI et al., 2005). Na amostragem sistemática, as parcelas são dispostas na área previamente à amostragem (geralmente sobre um mapa) considerando um critério prévio, geralmente visando distribuir as parcelas por toda a área em restauração. Na amostragem aleatória estratificada, há uma sistematização dos locais para amostragem e dentro destes locais o posicionamento da parcela é aleatório.

As parcelas de campo podem ser permanentes ou não. As parcelas permanentes são aquelas que são instaladas num local e permitem amostragens futuras. Elas têm a vantagem de permitir a avaliação da variação da riqueza no tempo, excluindo a variação espacial como uma fonte adicional de variação. Se permanentes, é importante que sejam georreferenciadas e demarcadas no campo com estacas ou outros materiais duradouros. Na integração com Sensoriamento Remoto, parcelas fixas têm a vantagem de serem georreferenciadas somente na primeira expedição ao campo. Se possível, é desejável a coleta de coordenadas GNSS precisas (precisão centimétrica) da localização das parcelas.

De acordo com o Protocolo de Monitoramento de Programas e Projetos de Restauração Florestal, desenvolvido pelo Pacto pela Restauração da Mata Atlântica (VIANI et al., 2013), o número de parcelas amostrais deverá variar de acordo com o tamanho da área, sendo necessária a amostragem de cinco parcelas em áreas com até um hectare. Em áreas maiores que um hectare, a cada hectare adicional deve ser feita mais uma parcela (portanto, em uma área de 2 ha haverá seis parcelas, em uma área de 3 ha serão sete parcelas, e assim por diante) até o limite de 50 parcelas. Utilizar um número pré-de-

terminado de parcelas em uma dada área torna o gasto de tempo e recursos do monitoramento mais previsível. Esse método é simples de ser compreendido e não demanda cálculos estatísticos para definição do esforço amostral. Por outro lado, esse método não traz nenhuma informação da confiabilidade dos dados coletados para a área amostrada.

Para promover maior confiabilidade nos dados coletados, é possível lançar mão de métodos estatísticos baseados na amostragem piloto. A amostragem piloto consiste em dados já coletados em campo a partir de uma determinada quantidade de parcelas.

Há dois parâmetros que podem ser avaliados estatisticamente para maior confiabilidade dos dados: (i) número mínimo de parcelas e (ii) erro amostral dos indicadores avaliados. O número mínimo de parcelas é calculado considerando um processo de estabilização do valor n fornecido pela Equação 5.10, aplicada no caso de população finita (sem reposição de amostras, ou seja, uma dada parcela só é amostrada uma vez), e Equação 5.11, aplicada no caso de população infinita (com reposição de amostra). Na prática, considera-se uma população finita quando $n/N > 0,02$ e infinita quando $n/N < 0,02$ (FLORIANO, 2021), sendo n o número de parcelas já avaliadas e N definido conforme Equações 5.10 e 5.11 a seguir.

$$n = \frac{t^2 \times CV^2}{(E\%)^2 + \frac{t^2 \times CV^2}{N}} \quad (5.10)$$

$$n = \frac{t^2 \times CV^2}{(E\%)^2} \quad (5.11)$$

Onde: n é o número mínimo de parcelas, t é valor de t -student (graus de liberdade determinados considerando o número de parcelas amostradas menos 1) a 5% de significância, CV é o desvio padrão dividido pela média do indicador amostrado e multiplicado por 100, $E\%$ é o erro esperado e N o número de parcelas possíveis na área, calculado dividindo-se a área total do projeto de restauração monitorado pela área de uma parcela.

Em monoculturas, o erro esperado (parâmetro $E\%$ da Equação 5.10 e Equação 5.11) é 10%. Já para florestas nativas, tem sido razoável considerar 20% (VIANI et al., 2018). No caso das tipologias descritas neste protocolo (Apêndice C), sugerimos 10% para as tipologias mais homogêneas (monoculturas e consórcios) e 20% para as demais.

Após o cálculo da Equação 5.10 ou Equação 5.11, é necessário fazer a estabilização do n realizando iterações na mesma equação em que o número de parcelas para determinar os graus de liberdade do valor de t -student é substituído pelo n obtido no cálculo anterior até que esse valor se estabilize (o n pare de variar após uma nova iteração).

Em um exemplo fictício, considere uma amostragem piloto de sete parcelas com valor n igual a 15 após aplicação da Equação 5.10 (iteração 1). O novo cálculo deve, neste caso, utilizar 14 graus de liberdade ($15-1$) para determinação do valor de t -student na Equação 5.10. Suponha que ao utilizar os 14 graus de liberdade, foi obtido novo n igual a 11 (iteração 2). Como o valor de n não se repetiu, a nova iteração da equação deve então utilizar 10 graus de liberdade ($11-1$) para determinação de t -student. Agora suponha que o resultado desta última iteração foi n igual a 12 (iteração 3). Como novamente n não se repetiu, deve-se então utilizar 11 graus de liberdade ($12-1$) para o valor de t -student na nova iteração. Supondo-se que desta vez n foi igual a 12 (iteração 4), nota-se uma repetição. Tal repetição de n significa que houve estabilização. Logo, no caso deste exemplo fictício, a estabilização do n foi obtida após 4 iterações da Equação 5.10.

O uso da estabilização do n para definição do número mínimo de parcelas pode aumentar significativamente os custos do monitoramento devido ao considerável aumento da quantidade de parcelas e/ou pela imprevisibilidade inicial do esforço e tempo gasto com o monitoramento. Assim, caso o responsável opte por manter o total de parcelas baseado no método pré-determinado da área da restauração conforme as diretrizes do PACTO (VIANI et al., 2013), é possível verificar o erro amostral para cada indicador já levantado nas parcelas. Neste caso, após levantados os dados num total de parcelas seguindo as diretrizes do PACTO (VIANI et al., 2013), pode-se aplicar a Equação 5.12:

$$E\% = \left(\frac{(S/\sqrt{n}) * \sqrt{(N - n)/(N - 1)} * t}{X} \right) * 100 \quad (5.12)$$

Onde $E\%$ é o erro amostral, S é o desvio padrão, n é o número de parcelas feitas, t é valor de t -student (graus de liberdade determinados considerando o número de parcelas amostradas menos 1) a 5% de significância e X é a média do indicador.

A aplicação da Equação 5.12 permite verificar se cada indicador ecológico monitorado está com erro amostral menor ou igual ao máximo tolerado. Caso seja necessário aumentar a quantidade de parcelas amostrais em campo para adequação do erro amostral, os novos valores podem ser inseridos na Equação 5.12.

Vale destacar que para cada indicador é gerado um erro amostral e, portanto, o erro aceitável máximo pode ser fixado para a variável de maior relevância no monitoramento. Se o erro obtido for muito grande e o resultado do cálculo indicar a necessidade de instalar muitas parcelas adicionais, é prudente verificar a necessidade de dividir a área em mais de

um polígono (estratificação), conforme especificado no item 5.2, pois a heterogeneidade ambiental de uma área infla o erro amostral (FELFILI; CARVALHO; HAIDAR, 2005).

Realizar o cálculo de esforço amostral considerando um erro aceitável também pode resultar em redução do número de parcelas em áreas homogêneas e gerar uma informação da representatividade e confiabilidade dos dados coletados (VIANI et al., 2018). Por outro lado, exige cálculos da quantidade de parcelas em função de uma amostragem inicial no campo, o que pode aumentar tempo e recursos gastos, além de demandar cálculos estatísticos que podem não ser simples. Para facilitar o cálculo, poderá ser utilizada uma planilha (copie e cole este link no seu navegador: <http://www.pactomataatlantica.org.br/wp-content/uploads/2023/08/Parcelas_erro_Pacto.xlsx>) em que é necessário apenas incluir os valores obtidos do indicador de interesse em cada parcela, o tamanho total da área, o número de parcelas amostradas, o tamanho da parcela e o erro esperado.

5.5.2 PARCELAS PARA AMOSTRAGEM

Em métodos convencionais de campo, sem integração com o Sensoriamento Remoto, é frequente utilizar-se parcelas retangulares ou quadradas de 4 x 25 m (comumente a definida nos protocolos de monitoramento da restauração ecológica criados em diversos estados, vide Lima et al. (2020)) ou ainda 10 x 10 m, 25 x 25 m, 30 x 30 m ou 20 x 50 m.

Porém, ao considerar a integração com o Sensoriamento Remoto, as parcelas devem, idealmente, ser quadradas e grandes, de ao menos 100 x 100 m em florestas maduras na Amazônia, podendo ser de 50 x 50 m em restaurações mais recentes para representar a variabilidade da área. O formato quadrado de parcelas diminui o efeito de borda: uma fonte de erros ocasionada por árvores próximas à parcela de campo - nesta fonte de erros, árvores não analisadas em campo (fuste localizado fora da parcela) acabam envolvidas nos dados de Sensoriamento Remoto porque parte de sua copa se sobrepõem às áreas das parcelas. O conceito de efeito de borda no qual a vegetação mais próxima aos limites da floresta possui algum tipo de interferência (HARRIS, 1988) também deve ser considerado na locação das parcelas: se possível, deve-se evitar a instalação de parcelas próximas aos limites do polígono de restauração.

No entanto, dada: 1) a grande riqueza de árvores em florestas tropicais; 2) o fato de muitas árvores serem raras, ocorrendo em baixa densidade; 3) muitas terem uma distribuição espacial agregada, ou seja, só ocorrem em uma pequena mancha do polígono de restauração, considera-se, de modo geral, que a alocação de parcelas menores, porém mais espalhadas na área e em maior quantidade, é melhor do que parcelas maio-

Tabela 8
Exemplos de tamanhos de parcelas de campo utilizadas para integração com Sensoriamento Remoto.

ARTIGO	TAMANHOS DAS PARCELAS	BIOMA	SENSOR/ PLATAFORMA
D'OLIVEIRA ET AL. (2020)	100X100	AMAZÔNIA	LIDAR EM AVIÃO E EM DRONE
ALMEIDA ET AL. (2019B)	36X22	MATA ATLÂNTICA	LIDAR EM DRONE
ALMEIDA ET AL. (2019A)	50X50 (MAIORIA), 120X20, 250X10, 40X40, 125X20, 60X40	AMAZÔNIA	LIDAR EM AVIÃO
ALMEIDA ET AL. (2020A)	100X100, 70X70	FLORESTA TROPICAL NA COSTA RICA	LIDAR EM DRONE
ZAHAWI ET AL. (2015)	50X50	FLORESTA TROPICAL NA COSTA RICA	RGB EM DRONE

res, mas em menor quantidade, para a amostragem da riqueza (FELFILI; CARVALHO; HAIDAR, 2005). O responsável pelo projeto deve, portanto, avaliar o tamanho de parcela mais adequado ao seu caso concreto, lembrando que a integração com Sensoriamento Remoto recomenda parcelas quadradas. Parcelas quadradas e grandes podem possuir subparcelas para avaliação de indicadores que não necessariamente se integrarão ao Sensoriamento Remoto. A **Tabela 8** traz exemplos de tamanhos de parcelas de campo utilizadas em integração com o Sensoriamento Remoto.

Ainda, considerando que (i) áreas em restauração são frequentemente pequenas na Mata Atlântica², muitas vezes com menos de 30 m de largura, (ii) áreas em restauração são medidas desde o primeiro ano após a restauração, com muitas árvores pequenas e poucas grandes, (iii) há interesse em medir árvores regenerantes como indicadores de futuro, as parcelas devem ser relativamente pequenas e subdivididas para amostragem de diferentes classes de tamanho. Uma medida usual para florestas em restauração é utilizar parcelas de 4 x 25 m para amostrar regenerantes (> 30 cm a 200 cm de altura, ou árvores > 0 cm a < 5 cm de DAP), podendo esse tamanho ser uma subparcela. Segundo Felfili, Carvalho e Haidar (2005), tamanhos das subparcelas devem refletir a composição estrutural e florística dos regenerantes. Assim, árvores maiores são menos densas e ne-

2 Na Amazônia Legal as áreas de restauração podem ser maiores que na Mata Atlântica e ter frequentemente mais de 30 m de largura porque o módulo fiscal é maior e as Reservas Legais devem abranger 80% da área dos imóveis rurais (lei 12.651/2012). Porém, vale ressaltar que o Censo Agropecuário de 2017 apontou que, no Brasil, 89% dos estabelecimentos rurais possuem menos de 100 hectares (VIEIRA- FILHO; GASQUES, 2020).

cessitam de parcelas maiores, como 25 x 25 m ou, se possível, 30 x 30 m (tamanho do pixel de imagens obtidas pelo satélite Landsat - **Figura 12**). Para áreas restauradas muito estreitas, parcelas de regenerantes podem ser de 2 x 50 m e de árvores maiores de 10 x 50 m. Parcelas longas e estreitas facilitam a montagem da parcela; uma linha central é alocada e um gabarito de 2 m e 5 m é posicionado pelo amostrador ao longo da linha central, dos dois lados, para verificar se as árvores estão dentro da parcela (**Figura 13**).

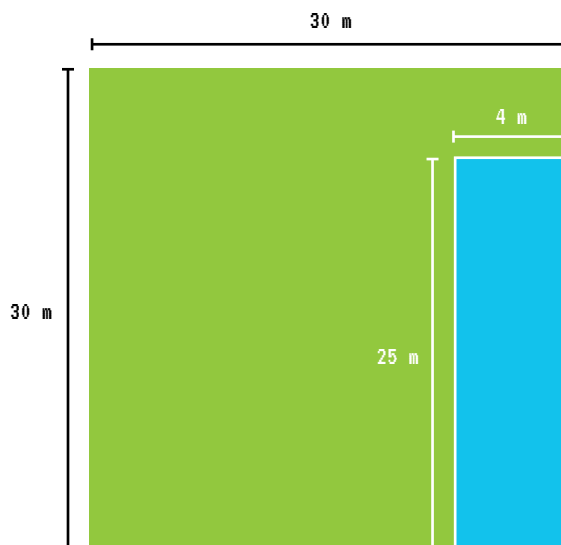


Figura 12
Exemplo de parcela de 30 x 30 m (mesmas dimensões do pixel de imagens obtidas pelo satélite Landsat) com subparcela de 25 x 4 m.

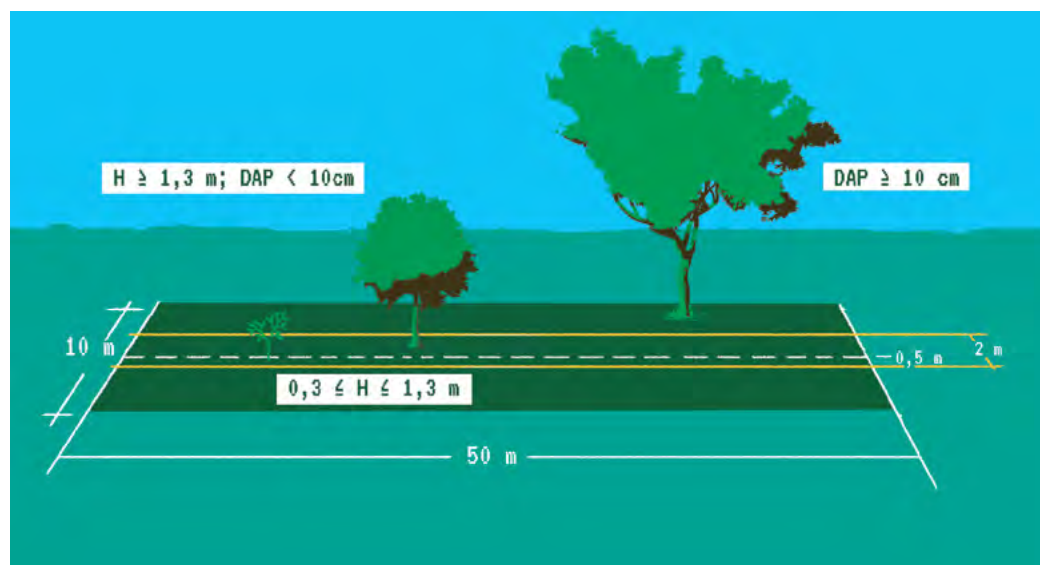


Figura 13
Exemplo de parcela com 10 x 50 m.

6 • SENSORIAMENTO REMOTO ORBITAL

**Markus Gastauer, Rafael Walter Albuquerque, Carlos
Henrique Grohmann, Luiz Eduardo Vicente, Luis Oliveira Jr**

6.1 ABORDAGEM GERAL DE SENSORIAMENTO REMOTO ORBITAL

Milhares de satélites artificiais orbitam o planeta Terra com os mais diversos fins. Podemos distinguir satélites militares e civis, satélites mantidos por entidades privadas e públicas, que disponibilizam seus dados para a ciência, ou aqueles utilizados para espionagem, posicionamento, comunicação e a observação da Terra (LUBOJEMSKI, 2019). Os sensores a bordo de satélites realizam medições periódicas da superfície do planeta, e passam com diferentes frequências (dias ou semanas) em diferentes pontos da superfície terrestre. Considerando suas diferentes coberturas espaciais e frequência de medições, sensores orbitais ópticos oferecem possibilidades sem precedentes para gerar informações à meteorologia e ao monitoramento da atmosfera, dos oceanos e da superfície terrestre (ALMEIDA et al., 2020).

Dependendo da necessidade do usuário e da aplicação específica, diferentes técnicas para o sensoriamento remoto da superfície terrestre via sensores orbitais estão disponíveis, podendo os sensores serem ativos ou passivos. Os sensores ativos emitem a radiação e captam o retorno das mesmas, não dependendo de luz solar ou de nuvens quando operantes na faixa das microondas. Já os sensores passivos dependem da ocorrência de luz solar e da ausência de nuvens para extrair informações da superfície porque captam a radiação solar refletida pelos objetos (JENSEN, 2009; MENESES; ALMEIDA, 2012).

Os sensores ativos¹ podem ser do tipo RADAR como, por exemplo, os satélites

¹ Também existem radares passivos, nas microondas, geralmente entre 1 cm e 1 m (JENSEN; EPIPHANIO, 2009).

do tipo Sentinel-1, que emitem ondas na faixa das microondas do espectro eletromagnético e capturam a intensidade e a fase do seu eco para inferir sobre a estrutura da superfície. Sensores RADAR operam na faixa das microondas e possuem a vantagem de independem da presença de nuvens, uma vez que suas ondas são capazes de passar pelas mesmas. Os padrões de reflexão das ondas de RADAR dependem da estrutura física das superfícies e diferem, por exemplo, entre corpos d'água, florestas e solos expostos, o que permite sua distinção nas imagens produzidas. Duas ou mais imagens pareadas de períodos distintos permitem a detecção de deformações da superfície causadas por terremotos ou rupturas de barragens (FLORES et al., 2019). Outro exemplo de sensor ativo diz respeito ao GEDI (*Global Ecosystem Dynamics Investigation*), um sensor LiDAR embarcado em plataforma orbital. Por se tratar de tecnologia LiDAR, mais informações sobre o GEDI encontram-se no capítulo 8.

Já os sensores passivos captam ondas dentro do espectro da luz visível (RGB, do inglês *Red/Green/Blue* - 0,4 - 0,75 μm), do infravermelho próximo (NIR, do Inglês *near infrared* - 0,75 - 1,4 μm) ou do infravermelho de ondas curtas (SWIR, do Inglês *short-wave infrared* - 1,4 - 2,5 μm), ou em casos de sensores mais específicos no infravermelho distante (FIR, do inglês *far infrared* - 15 - 1000 μm) (valores de comprimentos de onda por região do espectro podem variar minimamente em diferentes referências bibliográficas). Diferentes comprimentos de ondas, chamados de bandas, são capturados separadamente e geram imagens multiespectrais da superfície terrestre. Conforme descrito em Novo (2008), os satélites ópticos diferem em relação à sua:

Resolução espacial: área na superfície terrestre que corresponde a um pixel, que varia de 0,3 x 0,3 m para alguns satélites comerciais, 10 x 10 m para a missão Sentinel-2, 30 x 30 m para a série Landsat e 250 x 250 m para o sensor Modis, a bordo das plataformas orbitais Terra e Aqua;

Resolução radiométrica: representa em bits o total possível de variação do valor do nível de cinza da imagem. Por exemplo, uma imagem de 8 bits (8 bits significam $2^8=256$ diferentes níveis de cinza) possui pixels que variam de 0 a 255, enquanto que uma imagem de 12 bits (12 bits significam $2^{12}=4096$ diferentes valores) possui pixels que variam de 0 a 4095;

Resolução espectral: número e largura das bandas e a identidade da faixa do espectro eletromagnético capturada, variando de imagens RGB (ex. WorldView, GeoEye) até sensores multiespectrais com mais do que 10 bandas, cobrindo, além do RGB, o SWIR, NIR para distinguir diferentes aspectos da vegetação (ex. Sentinel-2, Landsat); e

Resolução temporal: que corresponde ao intervalo entre duas medições do mesmo local, variando entre poucos dias até semanas.

CARACTERÍSTICA	LANDSAT	SENTINEL	SPOT-4/5	CBERS-4/4A	PLANET
RESOLUÇÃO ESPACIAL	30 M (MULTI) 15 M (PAN)	10 M	1 KM	20/8 M (MULTI) 20/2 M (PAN)	3 M
BANDAS	G, B, R, NIR, SWIR	G, B, R, NIR, SWIR	G, R, NIR, SWIR	G, B, R, NIR	G, B, R, NIR
RESOLUÇÃO TEMPORAL	16 DIAS	5 DIAS	1 DIA	26/31 DIAS	1 DIA
RESOLUÇÃO RADIOMÉTRICA	12 BITS	12 BITS	8 BITS	8/10 BITS	12 BITS
TAMANHO DE CENA BÁSICA	170 X 183 KM	100 X 100 KM	60 X 60 KM		20 KM X 12 KM
LARGURA DA FAIXA IMAGEADA	185 KM	290 KM	2.250 KM	120/92 KM	20 KM
ANO DE INÍCIO DA DISPONIBILIZAÇÃO DOS DADOS	1985	2016	1998	2014/2019	2015
GRATUIDADE	SIM	SIM	PARCIALMENTE	SIM	PARCIALMENTE
ONDE ENCONTRAR	USGS; GEE	USGS; GEE	USGS	INPE	PLANET/NICFI

Tabela 9

Exemplos de características e resoluções de alguns satélites ópticos, onde R = *Red* (vermelho), G = *Green* (verde), B = *Blue* (azul), NIR = *Near Infrared* (infravermelho próximo), SWIR = *Short Wave Infrared* (infravermelho médio), USGS = *United States Geological Survey*, GEE = *Google Earth Engine* e INPE = Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais.

A **Tabela 9** traz exemplos de sensores orbitais e suas respectivas resoluções. Os satélites apresentados são os mais utilizados, com acesso facilitado para o público em geral (i.e., vários portais para pesquisa e download), ampla disponibilidade de dados (inclusive de acervo), além de gratuitos em boa parte dos casos.

Baseado nas características dos sensores e nas rotinas de classificação de imagens, diferentes classes de vegetação e de uso da terra podem ser reconhecidas (SCHÖWENGERDT, 2007). Para isso, uma série de ferramentas de classificação automatizada ou semi-automatizada estão disponíveis nos mais diversos sistemas de informação geográfica (SIG). Índices espectrais como o índice de vegetação normalizada (NDVI, do Inglês *Normalized difference vegetation index*) são utilizados historicamente para detectar o vigor da vegetação (HUETE; JACKSON, 1987) e estimar, por exemplo, estoques de carbono nas florestas temperadas (GONZÁLEZ-ALONSO et al., 2006; BANIYA et al., 2018). Já as imagens de RADAR podem ser utilizadas para estimar a altura das árvores de uma área em processo de Restauração de Ecossistemas (KHATI; SINGH; FERRO-FAMIL, 2017; BISPO et al., 2019). Ressalta-se que imagens de satélites requerem um traba-

lho de correção atmosférica (LATORRE et al., 2002), sendo que atualmente há fornecedores que já disponibilizam as imagens com esta devida correção.

Apesar dos resultados promissores envolvendo RADAR orbital e diversidade espectral para o monitoramento da restauração florestal, este Protocolo ainda não traz metodologias destas tecnologias voltadas ao monitoramento da Restauração de Ecossistemas, havendo previsão para sua inclusão nas futuras edições do documento conforme mostra o roadmap de tecnologias (seção 10). Dessa forma, o sensoriamento remoto orbital da restauração florestal neste protocolo é limitado ao mapeamento da cobertura florestal e da sua idade, pois essas são informações já tratadas por uma equipe de especialistas e disponibilizadas de forma gratuita à população por meio da plataforma MapBiomias. Afinal, são muitas as variáveis a serem consideradas ao se utilizar índices de vegetação, demandando análise de especialistas para aplicação em larga escala (ZENG et al., 2022).

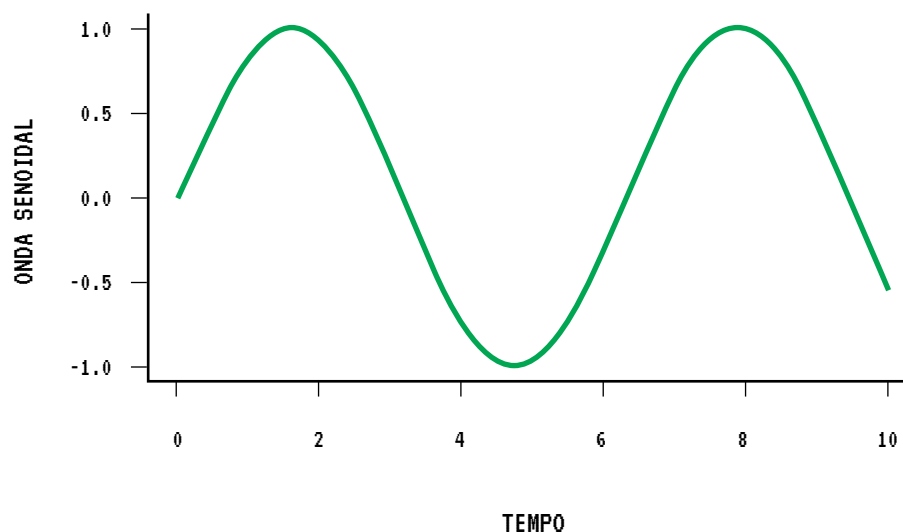
6.2 PRODUTOS MAPBIOMAS E A RESTAURAÇÃO DE ECOSISTEMAS

O mapeamento automático da cobertura do solo realizado pela plataforma MapBiomias parte da inovação apresentada por Hansen et al. (2013), que implantou o método de séries temporais no Google Earth Engine (GEE) e possibilitou a classificação da cobertura do solo no mundo todo. O método de séries temporais foi inicialmente notado por Tucker, Townshend e Goff (1985), tornando-se objeto de estudo por outros autores (NEMANI et al., 2003; HUETE et al., 2006).

Séries temporais em Sensoriamento Remoto consideram que as classes devem ser avaliadas de acordo com sua pertinência no tempo ao invés do tradicional método de avaliação isolada de cada imagem. Tal implementação partiu da percepção de que as respostas espectrais dos alvos variam em função da sazonalidade dos ecossistemas. Por exemplo, o verde das florestas tem uma tonalidade na estação chuvosa e outra tonalidade na estação seca, assim como o azul de cursos d'água e de lagoas naturais tem tonalidades diferentes nestas estações. Uma vez constatadas as diferenças espectrais conforme estação do ano, Hansen et al. (2013) trabalharam algoritmos que avaliam a variação das respostas espectrais dos alvos em várias imagens ao longo dos anos. As séries temporais, resumidamente, avaliam o valor dos pixels ao longo do tempo de forma que os mesmos apresentem valores cíclicos, a exemplo de uma senoidal (**Figura 14**).

Aplicando-se este raciocínio de respostas cíclicas ao Sensoriamento Remoto, o valor do NDVI das florestas costuma ser maior na estação chuvosa do que na estação

Figura 14
Gráfico de uma
senoidal: F
(tempo) = seno
(tempo). Os
valores do gráfico
variam de forma
cíclica entre -1 e 1.



seca, comportando-se este índice como uma espécie de senoidal ao longo do tempo. A **Figura 15**, originalmente presente em Bayma e Sano (2015) apresenta um exemplo prático da variação cíclica do NDVI de vegetação de Cerrado² ao longo do tempo, sendo possível notar a alteração do comportamento cíclico após um evento de desmatamento. Vale notar que em áreas vegetadas o NDVI pode ser sujeito à saturação, fenômeno pelo qual o índice não apresenta oscilações após novas variações da estrutura da vegetação, sendo que nestes casos outros índices podem ser mais adequados (JIANG et al., 2008; LIU; PATTEY; JÉGO, 2012).

Apesar da **Figura 15** exemplificar uma série temporal de vegetação de Cerrado, o MapBiomas gerou séries temporais de todo território brasileiro para diversas classes de cobertura do solo a partir de imagens do satélite Landsat de 1985 aos dias atuais disponibilizadas gratuitamente (SOUZA et al., 2020). A acurácia obtida pelo MapBiomas é maior que 80%, mostrando-se uma base importante de conhecimento do território brasileiro de 1985 aos dias atuais. No caso deste Protocolo, o alvo de interesse consiste no dado “Vegetação secundária” do MapBiomas, onde, a partir de um processo de pós-classificação dos mapas de uso e cobertura do solo, um pixel classificado como uso antrópico por pelo menos cinco anos passa a ter respostas características de vegetação. Porém, para que seja identificada a vegetação secundária nos critérios do MapBiomas,

2 Vale ressaltar que o comportamento da vegetação do Cerrado é diferente do de uma floresta sempre verde, o que reflete nas características das séries temporais.

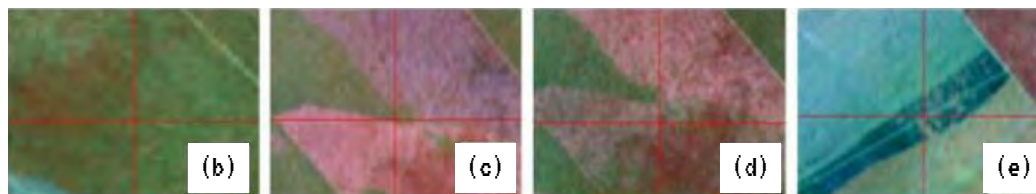
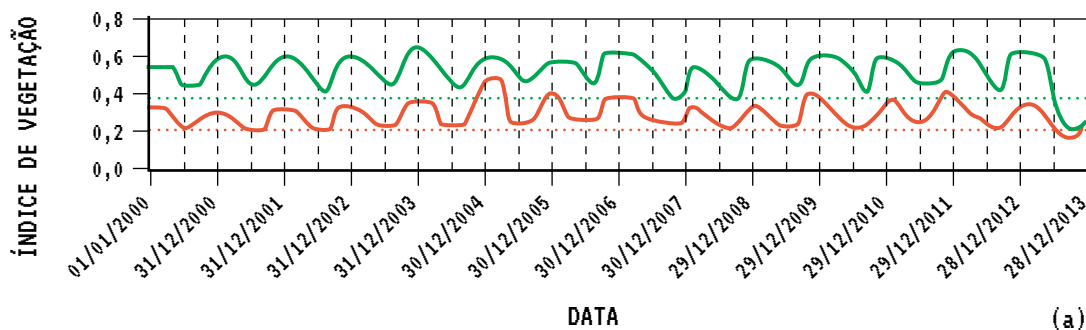


Figura 15

Séries temporais de EVI e de NDVI de um ponto em Mateiros (latitude: 10° 27' 21,11 "S; longitude: 46° 02' 47,75 "W) com correspondentes limiares de desmatamento de uma formação savânica (a). Em meados de 2013, as séries temporais cruzaram os limiares de desmatamento (seta preta). O desmatamento nesse período pode ser confirmado pelos recortes de cena do satélite Landsat de 14 de agosto de 2010 (não desmatado) (b), recorte de cenas do Resourcesat LISS 3 de 2 de setembro de 2011 (não desmatado) (c) e 10 de julho de 2012 (não desmatado) (d) e recorte de cena do satélite Landsat de 29 de julho de 2013 (desmatado) (e). Fonte: Bayma e Sano (2015).

o retorno às características típicas de vegetação não deve ocorrer de forma isolada em um único pixel, mas sim em pelo menos cinco pixels adjacentes entre si que apresentem características de vegetação durante ao menos três anos seguidos (CROUZEILLES et al., 2019).

Vale ressaltar que, apesar das classes de uso e cobertura do solo do Mapbiomas apresentarem acurácia superior a 80%, a vegetação secundária obtida no processo de pós-classificação, assim como as classes, é sujeita a inconsistências ao se avaliar a escala local porque cada pixel possui 30 x 30 metros, área de 900 metros quadrados (GUERREIRO et al., 2020; NEVES et al., 2020), uma extensão que pode englobar mais de um tipo de cobertura do solo. Também é possível englobar em um mesmo pixel eventuais ruídos oriundos do processo de captação de imagem pelo satélite (JENSEN, 2009; MENESSES; ALMEIDA, 2012). Logo, o usuário deste Protocolo deve se atentar ao fato de que as informações obtidas pelo satélite Landsat devem ser consideradas como uma informação preliminar sobre a área no caso de ausência de informações de campo ou de outras fontes de imagens de melhor resolução espacial. Para amenizar inconsistências,

recomenda-se verificar a idade da vegetação secundária identificada pelo MapBiomas, pois idades de quatro anos ou mais possuem menor incerteza em relação ao processo de mapeamento automático, além de apresentarem menor chance de serem novamente convertidas em áreas antropizadas.

Apesar das limitações da base MapBiomas para avaliações em escala local, é importante salientar que as informações desta base de dados são disponibilizadas de forma gratuita e o usuário não precisa ser especializado em Sensoriamento Remoto para obtê-las, caracterizando um importante conjunto de informações que podem auxiliar o processo de tomada de decisão antes de ir a campo ou antes de adquirir outras imagens (GUERRERO et al., 2020). Afinal, o monitoramento da vegetação deve integrar escalas nacionais e locais, o que é possível mediante integração de dados orbitais com outras geotecnologias, sistemas informatizados e informações de campo (PORTILLO-QUINTERO et al., 2021).

Logo, o mapeamento da vegetação secundária pela plataforma MapBiomas permite estimativas gratuitas sobre o cumprimento de comprometerimentos e obrigações legais, além de possíveis inferências indiretas que requerem mais atividades de P&D para estimar, a partir de relações e regressões com a idade, o estágio sucessional, o estoque de carbono e a biodiversidade. A seção 6.3 apresenta uma breve descrição do *Google Earth Engine* (GEE), ferramenta que pode ser empregada para detectar a cobertura de copas (dossel) e a idade da vegetação secundária identificada a partir do mapeamento MapBiomas.

Sobre as perspectivas de uso de imagens do satélite Sentinel³, a plataforma MapBiomas disponibilizou, até o momento de elaboração deste texto, a versão beta do mapeamento do território brasileiro a partir das séries temporais deste sensor. Por ora, enquanto a primeira versão oficial desse mapeamento não estiver disponível, a seção 6.3 apresenta algumas alternativas.

6.3 O GOOGLE EARTH ENGINE PARA ACESSO A DADOS DE SENSORIAMENTO REMOTO ORBITAL

O *Google Earth Engine* (GEE) é uma plataforma de computação em nuvem para aquisição e processamento de imagens de satélite e outros dados geoespaciais e de observação. Ele fornece acesso gratuito (mediante criação de conta: <<https://earthengine.google.com/>>) a um grande banco de dados de imagens de satélite e o poder compu-

3 Vale mencionar a iniciativa *Dynamic World* do Google e World Resources Institute (WRI): <<https://www.dynamicworld.app/>>

tacional necessário para analisar essas imagens. Assim, o GEE permite a observação de mudanças dinâmicas no uso e cobertura da superfície da terra para os mais diversos fins ao conectar capacidade de armazenamento e processamento de dados através de interfaces de programação de aplicativos Python e, mais comumente, JavaScript no mapeamento automático de agricultura, florestas, recursos naturais e clima (GORELICK et al., 2017).

O arquivo de dados públicos do GEE inclui mais de quarenta anos de imagens históricas e conjuntos de dados científicos, atualizados e ampliados diariamente, o que permite a detecção de mudanças como desmatamento ou inundações em tempo quase real (DEVRIES et al., 2020). Além de imagens de satélites (coleções completas das missões Landsat, Sentinel, MODIS e outras), que diferem em termos de resolução espacial, sensores utilizados e frequência de re-amostragem, a coleção do GEE abrange uma grande quantidade de conjunto de dados relacionados a clima, tempo e propriedades geofísicas da superfície (GORELICK et al., 2017). Além de tamanha disponibilidade de dados, outro benefício do GEE é permitir que os cientistas e usuários colaborem mutuamente entre si compartilhando resultados, códigos, algoritmos e visualizações de forma gratuita (MUTANGA; KUMAR, 2019).

O GEE foi usado várias vezes como uma ferramenta para mapear e monitorar o desmatamento. As aplicações iniciais incluíram mapear as florestas do México, identificar a água na bacia do Congo e detectar o desmatamento na floresta amazônica (GEE, 2021). Usando o GEE para mapear e monitorar a perda ou ganho florestal global, a Universidade de Maryland reportou uma perda geral na cobertura florestal global (HANSEN et al., 2013). O sistema CLASlite do *Carnegie Institute for Science*⁴ e o Sistema de Alerta de Desmatamento (SAD) do Imazon⁵ são duas instituições que usam o GEE para construir mapas de florestas que medem os distúrbios ambientais e eventos de desmatamento. Outros exemplos de uso do GEE incluem o monitoramento do habitat de tigres, mapeamento de risco de malária, detecção de aumentos na vegetação ao redor do Monte Everest, e o Índice de Integridade da Paisagem Florestal anual⁶. O projeto Global Surface Water mapeia ocorrências, mudanças e sazonalidade dos corpos d'água superficiais mundiais para fornecer informação para a agricultura, a indústria e o consumo, além de geração de alertas.

4 <<https://claslite.org/>>

5 <<https://imazon.org.br/imprensa/sistema-de-alerta-de-desmatamento-sad-operacional-na-plataforma-google-earth-engine/>>

6 <https://earthengine.google.com/case_studies/>

Um exemplo de uso do GEE no Brasil é o próprio MapBiomass⁷, uma iniciativa que envolve uma rede colaborativa de especialistas que buscam entender a dinâmica do uso da terra em todos os biomas brasileiros (SOUZA et al., 2020). A seção 6.4 mostra um exemplo prático em formato passo a passo de como estimar a cobertura de copas em um polígono de interesse a partir da base do MapBiomass através do GEE. Já a seção 6.5.1 traz um exemplo prático em formato passo a passo de como estimar a média e desvio padrão da idade da vegetação secundária da base MapBiomass num polígono de interesse também através do GEE. Apesar das seções 6.4 e 6.5.1 utilizarem a plataforma GEE, ambas não demandam uso de programação nem realizam processamento de imagens, o que permite seu uso por profissionais não especializados em Sensoriamento Remoto. Basta apenas que os usuários possuam um arquivo vetorial referente ao polígono da restauração.

Alternativamente, caso o usuário não deseje obter nenhum indicador específico, mas sim verificar a ocorrência e idade estimada da vegetação secundária em determinada coordenada geográfica utilizando diretamente a plataforma MapBiomass (ao invés de usar a plataforma *Google Earth Engine*), veja um tutorial acessando este link: <https://www.pactomataatlantica.org.br/wp-content/uploads/2023/07/Tutorial_plataforma_MapBiomass_Protocolo_SR_V2.pdf>.

6.3.1 EXEMPLO: VERIFICAÇÃO DA TENDÊNCIA DO NDVI

É possível avaliar a tendência dos valores de NDVI ao longo do tempo das imagens do Sentinel num polígono de interesse via GEE. A tendência do NDVI indica se os valores deste índice (já considerando a sazonalidade das estações do ano) têm aumentado, diminuído ou se mantido estáveis de 2016 (ano de início das operações do satélite) aos dias atuais. Apesar da tendência do NDVI ao longo do tempo não avaliar um indicador de restauração específico, suas informações podem ser úteis para auxiliar uma tomada de decisão em caso de ausência de dados de campo. Como o NDVI varia de região para região, recomenda-se avaliar a tendência do NDVI não apenas no polígono de restauração, mas também em polígonos de pastagem e de floresta intacta em áreas próximas para efeitos de comparação com o que não se deseja (pastagem) e com o que se deseja (floresta). Vale lembrar também que após uma determinada evolução da restauração o NDVI tende a se estabilizar mesmo antes de se cumprir os objetivos al-

7 <<https://mapbiomas.org/>>

mejados no processo de restauração. Para avaliar a tendência do NDVI das imagens do Sentinel, basta subir o polígono de interesse do usuário no GEE (semelhante ao upload de polígono apresentado no tutorial do GEE da seção 6.4.1) utilizando este link: <<https://code.earthengine.google.com/57ee96528da6bb90790ce078b3d57ce4>>.

O código do GEE que o link acima direciona requer que o shapefile do usuário apresente uma feição apenas (um tutorial para a verificação da tendência do NDVI do satélite Sentinel pode ser verificado neste link: <https://www.pactomataatlantica.org.br/wp-content/uploads/2023/07/04-capamiolo-Tutorial_GEE_Tendencia_NDVI_Protocolo_SR.pdf>). Caso seu shapefile tenha mais de uma feição, é necessário uni-los ou dissolvê-los num *software* de Geoprocessamento antes de importá-los no GEE, assim como é necessário salvá-los em shapefiles separados caso queira verificar cada feição isoladamente. Uma outra forma de visualizar o NDVI, mas de uma imagem apenas (sem considerar as séries temporais) do satélite Sentinel e do satélite Planet, pode ser verificada num tutorial disponibilizado pelo Lapig no seguinte link: <<https://cepf.lapig.iesa.ufg.br/#/>>. Este link leva à Plataforma de Conhecimento do Cerrado, que contém um acervo de tutoriais, sendo um dos tutoriais o acesso às imagens Sentinel e Planet.

6.4 MEDIÇÃO DO INDICADOR COBERTURA DE DOSSEL VIA SENSORIAMENTO REMOTO ORBITAL

6.4.1 VIA PRODUTOS DO MAPBIOMAS

A cobertura de dossel é a razão entre a área coberta por vegetação e a área total do projeto. Conforme mencionado na seção 4.5, o MapBiomass mede a cobertura de dossel com ressalvas, afinal a resolução espacial dos sensores orbitais envolvidos neste processo possuem 30 metros (ou 10 metros quando forem disponibilizados os mapeamentos oficiais de vegetação secundária utilizando o satélite Sentinel). Entretanto, o acesso a este indicador obtido pelo MapBiomass é gratuito, o que torna esta uma alternativa para planejamentos e auxílios à tomada de decisão em momentos anteriores à necessidade de ir a campo. Para o cálculo da cobertura de dossel, a distribuição geográfica da vegetação secundária é fornecida pela base do MapBiomass, enquanto que a área do projeto é fornecida por um arquivo vetorial (por exemplo, shapefile) que os responsáveis pelo projeto de Restauração de Ecossistemas possuem. É portanto necessário avaliar a extensão da área da vegetação secundária dentro do polígono de interesse para na sequência dividir o valor encontrado pela área do projeto. Para checar um exemplo prático sobre como realizar

esses procedimentos, clique no seguinte link: < https://www.pactomataatlantica.org.br/wp-content/uploads/2023/07/02-capamiolo-GEE_CobFlor_GoogleDocs.pdf>.

6.4.2 VIA SENSORES ÓPTICOS DE MELHOR RESOLUÇÃO ESPACIAL

Caso haja disponibilidade de imagens de satélites ópticos de alta resolução espacial, que em geral são imagens comerciais (requerem pagamento para serem adquiridas), é possível obter a cobertura de dossel verificando-se a extensão desta classe num processo de classificação (HAQUE; AL-RAMADAN; JOHNSON, 2016; ALBUQUERQUE et al., 2018; GAW; YEE; RICHARDS, 2019; WHITESIDE; ESPARON; BARTOLO, 2020), mas tal método requer conhecimentos específicos de processamento de imagens ou de *machine learning*. Ressalta-se também que o método de séries temporais (HANSEN et al., 2013), que é o utilizado pelo MapBiomas, requer uma quantidade mínima de imagens representativas de sazonalidades climáticas (SOUZA et al., 2020; SPADONI et al., 2020), sendo necessário classificar cada imagem isoladamente na ausência deste acervo mínimo de imagens.

Também é possível lançar mão do delineamento manual de áreas com cobertura de dossel. Neste caso, conforme mencionado na seção 6.6, o profissional deve ser devidamente capacitado a realizar interpretação visual de imagens.

6.5 VERIFICAÇÃO DA IDADE DA VEGETAÇÃO SECUNDÁRIA

6.5.1 VIA PRODUTOS MAPBIOMAS

Cada pixel mapeado como vegetação secundária pelo MapBiomas possui informação da estimativa da idade correspondente. O MapBiomas classifica uma área como vegetação secundária quando tal localidade, anteriormente classificada como antropizada, passa a apresentar resposta espectral característica de vegetação nativa. Esse novo comportamento espectral característico de vegetação nativa deve perdurar por tempo mínimo (em geral de ao menos três anos⁸).

A pertinência da área classificada como vegetação secundária ao longo do tempo permite registrar a estimativa da idade (trata-se de uma estimativa por ser um valor obtido mediante processo classificatório, sujeito a erros oriundos de procedimentos de

8 <<https://mapbiomas.org/metodo-desmatamento>>

automatização). Assim, a cada ano que uma vegetação secundária se mantém, aumenta-se em um ano sua idade estimada.

É necessário ressaltar que idades inferiores a quatro anos apresentam maior incerteza no seu mapeamento e maior susceptibilidade à nova conversão ao uso antrópico do solo. Assim, para verificar a média e o desvio padrão da idade da vegetação secundária, basta calcular estes valores considerando a ocorrência da vegetação secundária dentro do arquivo vetorial correspondente à área do projeto de Restauração de Ecossistemas. Para checar um exemplo prático que apresenta a média e desvio padrão da idade da classe vegetação secundária dentro de um polígono, clique no seguinte link: <https://www.pactomataatlantica.org.br/wp-content/uploads/2023/07/03-capamiolo-GEE_Idade_Regeneracao_Protocolo_SR.pdf>.

6.6 VANTAGENS E DESVANTAGENS NO USO DE SENSORES ORBITAIS

A principal vantagem no uso de satélites para o monitoramento da Restauração de Ecossistemas é a possibilidade de informações com acesso gratuito a informações valiosas para análises em escala regional, quando uma grande extensão de terras precisa ser monitorada. No escopo deste protocolo, foram preparados materiais de acesso aos produtos da plataforma MapBiomas (seções 6.4 e 6.5.1) de forma que o usuário não precisa ser especialista em Sensoriamento Remoto para fazer suas análises. Porém, conforme mencionado anteriormente neste capítulo, tais análises gratuitas, quando aplicadas em escala local a nível de projeto, podem apresentar inconsistências devido às características dos sensores utilizados, o que caracteriza, neste caso, um uso para obtenção de estimativas.

É possível utilizar satélites de melhor resolução para o monitoramento da Restauração de Ecossistemas, mas tais satélites são produtos comerciais que requerem investimento financeiro para serem adquiridos. Além do custo de aquisição, tais imagens não possuem acervo livre e em quantidade suficiente no território brasileiro para possibilitar o mapeamento da cobertura do solo de forma ampla e generalizada. Ou seja, o uso de imagens de satélites de melhor resolução (bem como de qualquer dado de Sensoriamento Remoto orbital não abordado nas seções 6.4 e 6.5.1) requer a atuação de profissional especializado para um mapeamento automático da cobertura do solo. Alternativamente, é possível a profissionais não especialistas em Sensoriamento Remoto, mediante devida capacitação em interpretação de imagens, lançar mão da fotointerpretação para coleta de informações precisas em nível de projeto (escala local) nestas imagens comerciais de alta resolução.

6.7 ROADMAP

Sensores satelitais ativos e passivos possuem amplo potencial no monitoramento da restauração florestal, mas existem, dependendo do fim do monitoramento, limitações e desafios. Enquanto os satélites ópticos dependem da luz do dia, os de RADAR podem produzir imagens também durante a noite. Além disso, ondas de RADAR atravessam as nuvens, não limitando o uso de satélites de RADAR em função da nebulosidade. Por isso, satélites de RADAR podem complementar alertas de desmatamento, especialmente em regiões tropicais, onde os satélites ópticos sofrem frequentes obstruções visuais da paisagem devido à ocorrência de nuvens, principalmente nas estações chuvosas (DOBLAS et al., 2020). Já em relação à detecção e validação de mudanças na cobertura e uso do solo, satélites de sensores ópticos são mais confiáveis (PERBET et al., 2019).

A disponibilidade de imagens gratuitas e da capacidade computacional deve gerar novas possibilidades no futuro para acompanhar sequestro de gás carbônico, biodiversidade e o comprimento legal. Por exemplo, a interferometria de imagens de RADAR é promissora para detectar diferenças na altura de árvores em áreas de restauração florestal (KHATI; SINGH; FERRO-FAMIL, 2017; BISPO et al., 2019), mas sua detecção remota com acurácia depende de desenvolvimento de métodos para tirar o efeito da precipitação e da fenologia (deciduidade) dos modelos (KHATI; SINGH; FERRO-FAMIL, 2017). Uma ferramenta que ganha importância no sensoriamento remoto de florestas é o conceito da diversidade espectral, que calcula índices baseado na diversidade espectral dos pixels da imagem (FÉRET; ASNER, 2014; FÉRET; BOISSIEU, 2020) e podem ter relação com carbono (CLERICI et al., 2016), mas tais índices ainda demandam mais Pesquisa e Desenvolvimento (P&D) para serem incluídas neste Protocolo. Outra ferramenta que vale acompanhar os trabalhos de P&D são os modelos de mistura espectral (LSM, do inglês *Linear Spectral Model*) aplicados a trabalhos de restauração (VICENTE et al., 2009).

Caso haja interesse na utilização da tecnologia de RADAR (SAR e InSAR, do inglês *Synthetic Aperture Radar* e *Interferometric Synthetic Aperture Radar*) para medição de altura das árvores, recomenda-se o trabalho de Flores et al. (2019). O material, além de abordar conceitos importantes de RADAR, como características das ondas e reflectância sobre diferentes superfícies, traz exemplos práticos sobre a medição de altura de dossel e biomassa. Apesar dos exemplos práticos em Flores et al. (2019) envolverem vegetação de biomas não-brasileiros, as futuras edições deste Protocolo abordarão a medição de altura de dossel e biomassa no contexto nacional da Restauração de Ecossistemas. Vale ressaltar, entretanto, que já ocorrem medições

de altura do dossel na Amazônia Brasileira em maior escala via SAR (LEI; TREUHART; GONÇALVES, 2021).

Outra metodologia promissora para estimativa da riqueza de espécies é a diversidade espectral. A hipótese da variação espectral representa uma base promissora para monitorar o retorno da biodiversidade em projetos de restauração florestal (PALMER et al., 2002; WANG; GAMON, 2019; ALMEIDA et al., 2021). As características foliares do dossel, em particular a química das folhas, variam entre as espécies e representam as diferenças funcionais entre elas (TOWNSEND; ASNER; CLEVELAND, 2008; REI-CHSTEIN et al., 2014), resultando em diferenças nos padrões de absorção e reflectância interespecíficas (CLARK; ROBERTS; CLARK, 2005; FÉRET; ASNER, 2014). Como existem evidências que a variação espectral intraespecífica é menor do que a variação interespecífica (HEINEMAN; TURNER; DALLING, 2016; HE et al., 2018), essas diferenças espectrais podem ser utilizadas para mapear determinadas espécies de interesse, tais como espécies invasoras (LEHMANN et al., 2017) ou espécies estruturantes de florestas (HE et al., 2019). Baseado na mesma lógica, maior variação espectral entre pixels vizinhos significa maior diversidade óptica, correspondendo à maior diversidade funcional da vegetação (CHITALE; BEHERA; ROY, 2019). Para que os valores da diversidade óptica possam ser transferidos em índices de biodiversidade da vegetação, a diversidade espectral detectada a partir de imagens remotas deve ser calibrada a partir de medições em campo (SCHWEIGER, 2020). Outros exemplos de identificação de espécies utilizando imagens de satélites podem ser verificados na **Tabela 1** da seção 4.

Sensores orbitais hiperespectrais também deverão apresentar resultados interessantes em larga escala no futuro, apesar dos avanços mais recentes deste tipo de sensor ocorrerem principalmente em plataformas aéreas (FILCHEV, 2014), e de já existirem há algum tempo métodos de processamento testados em sensores multiespectrais com características hiperespectrais (e.g. contiguidade de bandas) (VICENTE; SOUZA-FILHO; PEREZ-FILHO, 2005). Destaca-se nesse sentido a possibilidade de detecção direta (feições espectrais diagnósticas) de compostos bioquímicos da vegetação, como a molécula OH, associada tanto à vegetação quanto ao solo, fornecendo assim maior robustez na definição dos estágios de senescência da vegetação, ponto essencial no monitoramento de restauração e ainda pouco explorado para esse fim (VICENTE; SOUZA-FILHO, 2011).

O monitoramento da restauração também deve passar por elementos de avaliação da paisagem, como conectividade e efeito de borda, que devem ser levadas em conta nas futuras edições deste Protocolo. A conectividade é importante para aumentar as chances de pleno retorno das funções ecológicas, ou mesmo para aumentar as chances de sucesso de áreas de baixo potencial para restauração (TAMBOSI et al., 2014). Outro be-

nefício proporcionado por estudos de conectividade é a otimização do planejamento de corredores ecológicos, o que caracteriza um planejamento de restauração em larga escala (WICKHAM et al., 1999; RIBEIRO et al., 2009; TAMBOSI et al., 2014; HADDAD et al., 2015).

Além da conectividade, o planejamento da Restauração de Ecossistemas também deve levar em conta o efeito de borda, pois sabe-se que as características da vegetação nas divisas com áreas antropizadas (bordas das áreas) diferem dos trechos centrais dos fragmentos vegetados (GEHLHAUSEN; SCHWARTZ; AUGSPURGER, 2000; RUZICKA; GRONINGER; ZACZEK, 2010). Ou seja, o planejamento da Restauração de ecossistemas deve, sempre que possível, envolver áreas menos esbeltas e de maior distância entre lados opostos do seu perímetro (RIBEIRO et al., 2009; HADDAD et al., 2015).

Para avaliação da conectividade, efeitos de borda e elementos da paisagem, recomenda-se o uso do *software* gratuito LS Metrics <https://github.com/LEEClab/LS_METRICS> e para avaliação de corredores ecológicos recomenda-se o *software* gratuito LS Corridors <https://github.com/LEEClab/LS_CORRIDORS>. Mattos et al. (2021) mostram que também é possível avaliar paisagens por um plugin no QGIS.

Outras informações relevantes sobre biodiversidade no polígono de interesse podem ser verificadas na base de dados reunida pelo UNBiodiversity Lab⁹, uma iniciativa associada à Organização das Nações Unidas. Nesta base de dados, é possível fazer o download das camadas de interesse e, num ambiente SIG, verificar as informações correspondentes ao polígono da área do projeto. Porém, vale ressaltar que esta base de dados deve ser utilizada como estimativa devido à resolução dos sensores orbitais utilizados. Tais estimativas podem auxiliar a tomada de decisões antes de ir a campo, ou mesmo complementar informações obtidas após o campo ou por outros sensores.

9 <<https://map.unbiodiversitylab.org/earth>>

FOTOGRAMETRIA ATRAVÉS DE DRONES •

7

**Rafael Walter Albuquerque, Felipe Damasceno da Rocha Paranhos,
Manuel Eduardo Ferreira, Carlos Henrique Grohmann**

7.1 ABORDAGEM GERAL DE DRONES E FOTOGRAMETRIA EM PROJETOS DE RESTAURAÇÃO

Quando se busca maior governança e transparência ao monitoramento da Restauração de Ecossistemas em escala local, a fotogrametria através de drones é uma alternativa interessante (CAMARRETTA et al., 2020), especialmente para projetos com recursos financeiros limitados (MLAMBO et al., 2017; CHEN et al., 2017). A tecnologia *Structure from Motion and Multi-View-Stereo* (SfM-MVS) (COLOMINA; MOLINA, 2014; SCHONBERGER; FRAHM, 2016), proporcionada por sensores digitais passivos (por exemplo, câmera digital comum) a bordo de drones, pode ser relativamente acessível devido ao custo de aquisição de um sensor que opera nas bandas *Red-Green-Blue* (RGB), ou Vermelho-Verde-Azul (TAROLLI, 2014). Como a fotogrametria através de drones gera imagens georreferenciadas e de alta resolução espacial em toda a área de interesse (AASEN et al., 2015), essa tecnologia possui alto potencial para o monitoramento de Restauração de Ecossistemas (ZAHAWI et al., 2015).

Sensores ópticos passivos (ex. uma câmera digital comum) captam a radiação solar refletida pela superfície terrestre. Por dependerem dessa radiação, os sensores ópticos passivos operam na faixa do espectro visível, do espectro infravermelho próximo e médio e de dezenas a centenas de bandas do espectro radioativo, sendo chamados de, respectivamente, sensores RGB (Red-Green-Blue), multiespectrais e hiperespectrais. Sensores multiespectrais têm avançado nos últimos anos, mas ainda possuem custo de aquisição maior que sensores RGB, sendo que sensores hiperespectrais ainda estão mais restritos aos laboratórios de pesquisa devido ao elevado custo e complexidade de

operação (MERWE et al., 2020; ALMEIDA et al., 2021). Sensores passivos têm a desvantagem de não registrar informações abaixo da copa das árvores, o que não ocorre com sensores LiDAR (MERWE et al., 2020; CAMARRETTA et al., 2020; ALMEIDA et al., 2020b), descritos na seção 8.

Nesta seção 7, trazemos conceitos importantes para utilização de drones e fotogrametria no monitoramento de Restauração de Ecossistemas. As seções 7.2 a 7.4 mostram como obter alguns indicadores de Restauração de Ecossistemas via fotogrametria através de drones, enquanto que as seções 7.5 a 7.6 mostram exemplos práticos na obtenção destes indicadores.

7.1.1 TIPOS DE AERONAVES E RECOMENDAÇÕES

Existem duas categorias de drones, cada qual com suas vantagens e desvantagens. O primeiro grupo é formado pelos multi-rottores, enquanto o segundo pelos asa-fixas (**Figura 16**). A diferença básica está na cobertura por voo, que é maior nos asa-fixas, ou na facilidade de decolagem e aterrissagem maior nos multi-rottores. Independente do tipo de drone, é necessário cadastrá-lo na Agência Nacional de Aviação Civil (ANAC) por meio do Sistema de aeronaves não tripuladas - SISANT¹, sendo necessário também um cadastro no Departamento de Controle do Espaço Aéreo (DECEA) por meio do SARPAS², sistema pelo qual o usuário solicita autorizações de voo. Também é importante verificar com o fornecedor se o equipamento já possui cadastro na Agência Nacional de Telecomunicações (ANATEL), pois se não tiver será necessário fazê-lo por meio do sistema Mosaico³.

Em geral recomenda-se o uso de multi-rottores em trabalhos de monitoramento de Restauração de Ecossistemas, mas caso o usuário disponha de grandes áreas a serem monitoradas (acima de 100 hectares, por exemplo), os modelos asa-fixa podem ser mais apropriados (ALBUQUERQUE et al., 2017). De qualquer forma, o usuário deve escolher o drone que julgar mais adequado às suas necessidades.

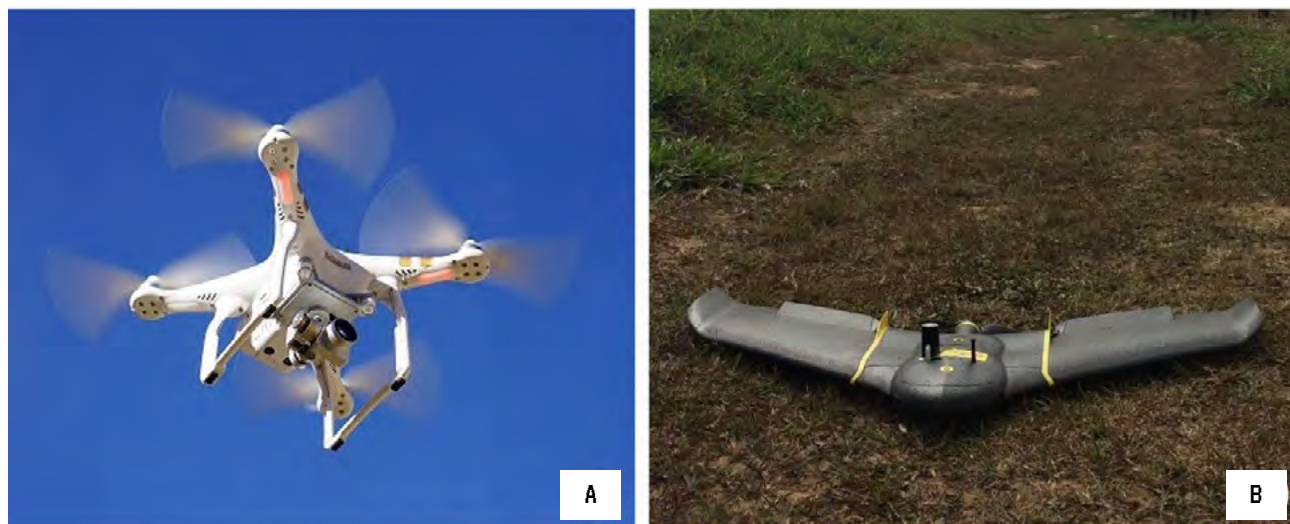
Recomenda-se que os sensores acoplados aos drones apresentem ao menos 1/2.3- polegadas e 12-megapixel CMOS. Há fabricantes conhecidos internacionalmente que fornecem equipamentos com essas configurações, encontrados facilmente na in-

1 <<https://sistemas.anac.gov.br/sisant>>

2 <<https://servicos.decea.mil.br/sarpas/>>

3 <<https://sistemas.anatel.gov.br/mosaico/login/login?service=http%3A%2F%2Fsistemas.anatel.gov.br%2Fmosaico%2Fportal%2FportalInternet>>

ternet. Tais equipamentos operam integrados a sistemas Android e/ou iOS, instalados em dispositivos móveis (tablets ou smartphones), sendo vários destes drones de fácil manuseio e a maioria dos aplicativos gratuitos.



As especificações dos drones no parágrafo anterior envolvem apenas sensores RGB. Outros drones, acoplados com sensores multiespectrais (MARCIAL-PABLO et al., 2019; GONZÁLEZ-JARAMILLO; FRIES; BENDIX, 2019), hiperespectrais (ADÃO et al., 2017; ALMEIDA et al., 2021) e até termais (BURKE et al., 2019), possuem relevância científica (ELLIOTT, 2016; TSOUROS; BIBI; SARIGIANNIDIS, 2019) e são, portanto, de interesse para a Restauração de Ecossistemas. Porém, o devido uso destes (sensores) em projetos de Restauração de Ecossistemas ainda carece de mais estudos para demonstrar benefícios concretos de forma mais generalizada, sendo, portanto, ainda objeto de pesquisa e desenvolvimento antes de serem abordados neste protocolo. Existem estudos que avaliaram o uso destes sensores, por exemplo, na identificação de espécies vegetais (LI-SEIN et al., 2015; MICHEZ et al., 2016; BAENA et al., 2017; XU et al., 2020), mas ainda não é possível garantir que o uso de outras bandas, além do espectro visível, funcionem de forma universal na identificação de espécies devido à questão do Domínio de Adaptação (ZHANG et al., 2020), onde o que funciona em uma imagem frequentemente não funciona em outra.

Apesar das questões envolvendo respostas espectrais, o usuário deste protocolo poderá usar sensores multiespectrais ou hiperespectrais nos procedimentos descritos nas seções 7.2 a 7.4 se a nuvem de pontos associada a esses sensores apresentar deta-

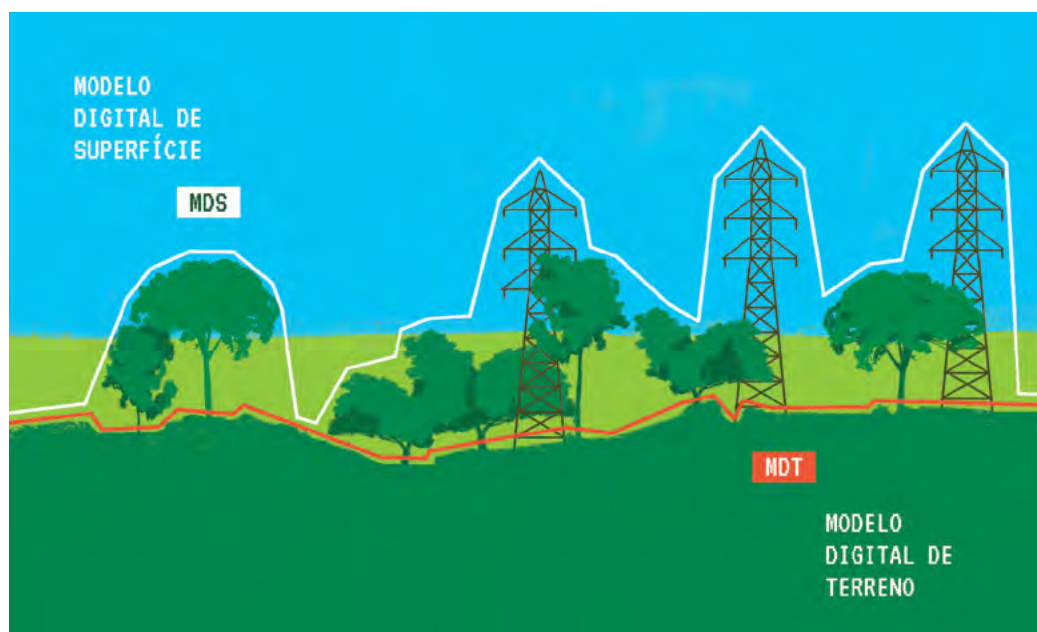
Figura 16
Exemplo de um drone multi-rotor (a) e de um drone asa-fixa (b). Fotografia obtida de acervo gratuito (a) e cedida pelo LAPIG / UFG (b).

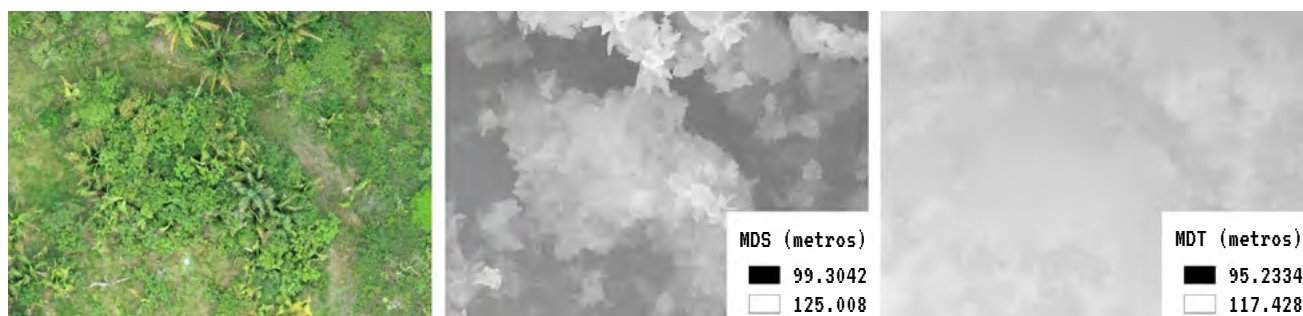
lhés iguais ou melhores às nuvens de pontos obtidas por sensores RGB. Sensores RGB geram nuvem de pontos com amplo grau de detalhe (GONZÁLEZ-JARAMILLO; FRIES; BENDIX, 2019), sendo que a análise desta base de dados independe de condições específicas de luminosidade e estação do ano (MERWE et al., 2020; LIAO; MOHAMMADI; WOOD, 2020; VENATOR et al., 2021).

7.1.2 CONCEITOS DE FOTOGRAMETRIA E RECOMENDAÇÕES DE VOO PARA A RESTAURAÇÃO DE ECOSISTEMAS

O usuário de drones e fotogrametria deve tomar conhecimento sobre a capacidade desta tecnologia em gerar ortomosaico, Modelo Digital de Superfície (MDS) e Modelo Digital de Terreno (MDT) das áreas de interesse. O ortomosaico é uma imagem panorâmica semelhante à de satélites, mas com maior resolução espacial (objetos mais distinguíveis visualmente). Já o MDS apresenta a altitude ao nível da superfície, (altitude do alvo imageado), ou seja, se for uma árvore mostra a altitude da árvore, se for um solo descoberto mostra a altitude do solo descoberto, e assim por diante com outros elementos que eventualmente apareçam na imagem, como veículos e edificações; já o MDT, este difere do MDS por trazer a altitude somente do terreno onde os objetos da superfície se encontram (vale ressaltar que a fotogrametria gera MDT preciso somente em situações de dossel aberto, sendo que situações de dossel fechado requerem maiores cuidados conforme mostra a seção 7.4). A **Figura 17** ilustra os conceitos de MDS e MDT e a **Figura 18** ilustra exemplos de ortomosaico, MDS e MDT em uma área de Restauração de Ecossistemas imageada por um sensor RGB acoplado a um drone.

Figura 17
Conceitos de Modelo Digital de Superfície (MDS) e Modelo Digital de Terreno (MDT). Fonte: Adaptado de Guth et al. (2021).





A obtenção destes três produtos cartográficos vem da fotogrametria, onde, resumidamente, as fotos do drone devem apresentar sobreposição entre si durante o voo (**Figura 19**). Isto permite o registro do mesmo alvo em diferentes fotos, o que viabiliza a obtenção da altitude de tais alvos pelo fenômeno da paralaxe (conceitos trigonométricos explicam este fenômeno). Na fotogrametria, mesmos alvos registrados em diferentes fotos são chamados de pontos homólogos (também chamados de *keypoints*, ou *tie points*), que formam a base para geração de MDS e do ortomosaico pela tecnologia SfM-MVS. Maiores detalhes sobre estes conceitos de fotogrametria, em português, podem ser vistos na seção 1.8 do trabalho de SILVA (2018) ou em textos de formato não acadêmico desenvolvidos por instituições privadas, fartamente encontrados na internet.

Figura 18
Exemplos de ortomosaico, Modelo Digital de Superfície (MDS) e Modelo Digital de Terreno (MDT) em uma área de Restauração de Ecossistemas.

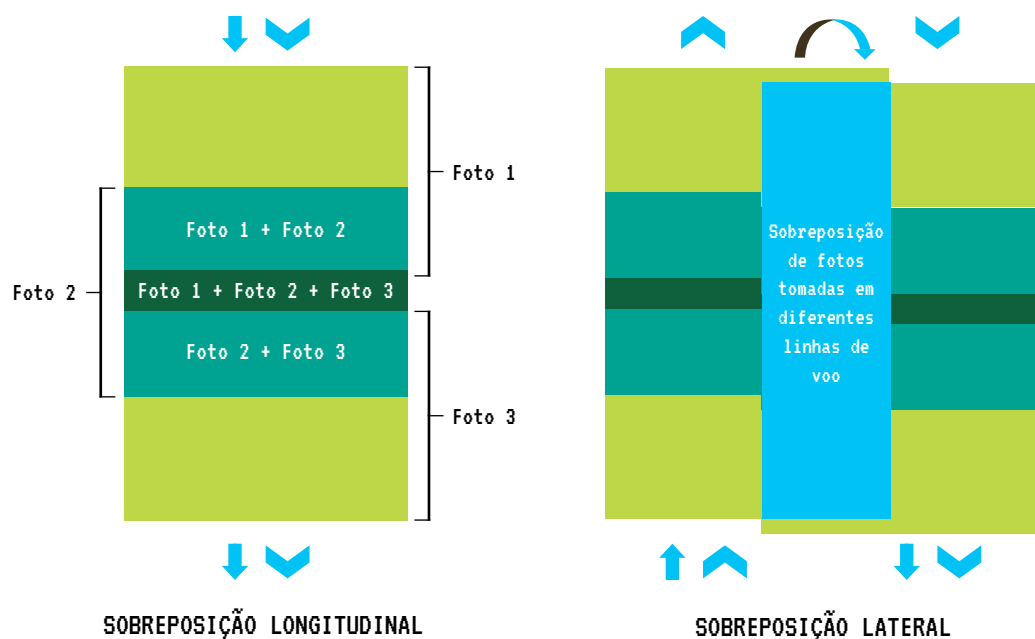


Figura 19
Exemplos de fotos tomadas após um voo de drone. As fotos apresentam sobreposição longitudinal e lateral.

A metodologia de obtenção do MDT é menos automatizada que o ortomosaico e o MDS porque demanda maior interação com o usuário, que deve inserir valores adequados de parâmetros de um algoritmo que separa o que é objeto da superfície (árvores, carros, etc.) e o que é solo (terreno) no MDS. Essa distinção é baseada num súbito crescimento de altitude ao longo da nuvem de pontos. A **Figura 20** mostra um exemplo de trechos classificados como terreno numa nuvem de pontos obtida por fotogrametria, sendo esta classificação importante para a geração do MDT. Maiores detalhes sobre a geração de MDT podem ser vistos em GHERGA et al. (2020). Outra abordagem do MDT, escrita em português e utilizando *software* livre, pode ser vista em Santos e Koenigkan (2018). Há leituras em formato não acadêmico sobre o uso de *softwares* para processamento e geração de ortomosaico, MDS e MDT elaboradas por organizações privadas que podem ser encontradas na internet.

Em relação à realização de voos, recomenda-se a leitura de Figueiredo e Figueiredo (2018). O usuário deve se atentar aos diversos conceitos presentes no documento,

Figura 20
Exemplo de
classificação
de terreno em
nuvem de pontos
obtida pelo uso
de Drones-rgb.
Áreas na cor
marrom foram
classificadas
como terreno.



certificando a devida compreensão dos seguintes parâmetros que influenciam a geração de ortomosaico, MDS e MDT: ângulo da câmera, resolução da câmera, altura de voo, *Ground Sample Distance* (GSD, que é o tamanho do pixel da imagem), sobreposição longitudinal e lateral de fotos. Resumidamente, quanto maior a altura de voo, maior o GSD; quanto maior a resolução da câmera, menor o GSD; e quanto maior as sobreposições longitudinal/lateral das fotos, maior o nível de detalhes do MDS e menor a quantidade de falhas no ortomosaico. Em contrapartida, um GSD menor e imagens com maior detalhamento levam mais tempo para serem processadas em todas as fases e ocupam maior espaço de memória no computador.

A operacionalidade do drone deve ser verificada com o revendedor, existindo vários aplicativos (alguns gratuitos) para realizar o planejamento de missões e execução dos voos de forma automática. Independente do *software* ou aplicativo usado para realização dos voos automáticos, é necessário ao usuário inserir valores de altura do voo e sobreposição das fotos, além de outras informações, como a velocidade do drone, por exemplo.

Em relação aos parâmetros de voo, recomenda-se o ângulo da câmera de 0° e sobreposição longitudinal e lateral de 90% entre as fotos para garantir um nível mínimo de detalhes nas imagens. Além destes parâmetros, Swayze et al. (2021) recomendam a realização de voos cruzados para aumentar ainda mais o detalhamento da nuvem de pontos; entretanto o tempo das atividades de campo aumenta consideravelmente ao se adotar essa opção, sendo os benefícios deste maior detalhamento objeto de estudos no contexto de Restauração de Ecossistemas em florestas tropicais. Já Mohan et al. (2021) apontam que 80% de sobreposição longitudinal e lateral são suficientes para uma nuvem de pontos robusta, o que pode ser uma alternativa caso o analista precise de mais agilidade em campo.

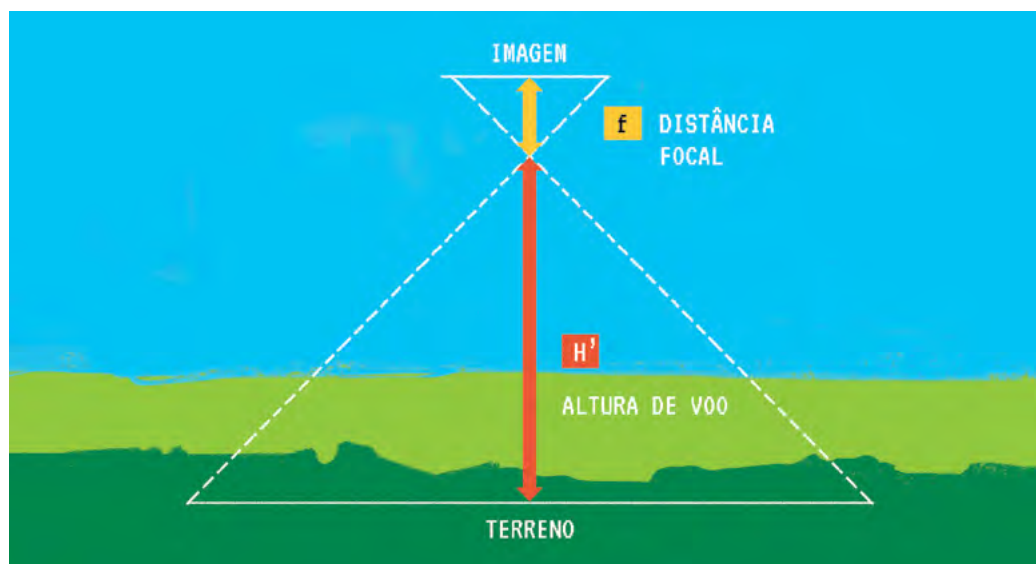
A altura do voo, segundo a legislação brasileira (ANAC, 2017), deve ser preferencialmente inferior a 120 metros para drones de classe 3 (alturas de voo maiores requerem procedimentos de autorização mais complicados). A altura deve ser escolhida de forma a manter o drone longe de obstáculos (em geral, acima de 40 metros) e conforme o GSD desejado. Como o GSD depende não apenas da altura de voo, mas também da resolução do sensor (**Figura 21**), recomenda-se câmeras com pelo menos 1/2.3-in e 12 megapixel CMOS.

Assim, temos a equação 7.1 definindo a resolução espacial da imagem aérea.

$$\text{GSD} = \frac{\text{ALTURA}}{\text{DISTÂNCIA FOCAL}} \times \text{TAMANHO DO PIXEL NO SENSOR} \quad (7.1)$$

Figura 21

Relação entre altura de voo e resolução do sensor na definição do Ground Sample Distance (GSD), ou resolução espacial, da imagem do drone.



Na equação 7.1, a altura é fornecida pelo usuário e os demais parâmetros são fornecidos pelos próprios fabricantes das câmeras (sensores) ou até mesmo pelos fabricantes dos drones.

O responsável pela realização do voo também deverá se atentar para a presença de sombras, que devem ser evitadas nas imagens de drone (MILAS et al., 2017). As sombras são evitadas sobrevoando-se a área em horários mais adequados, em geral próximos do sol à pino. Porém, definir o horário de voo mais apropriado é algo complexo porque varia conforme época do ano, topografia e condições climáticas do dia (sol, vento e chuva). Enfim, é importante que a iluminação seja homogênea; uma condição “nublada” pode ser até ideal, se for homogênea. O usuário terá que avaliar essas condições.

No intuito de auxiliar o leitor quanto à definição do horário de voo mais apropriado, a **Figura 22** ilustra sugestões de horários mais apropriados baseados em experiências de centenas de voos na região de RJ, SP e MG. A **Figura 22** também mostra variáveis a serem levadas em conta (condições de localização, topografia e luminosidade), sendo apenas sugestões, não devendo ser seguidas à risca, devendo o responsável pelo voo interpretar a morfologia do terreno, local, condições climáticas, etc. Em geral, para o sensoriamento remoto, a janela entre 10h e 14h é a mais indicada, inclusive coincidente com a passagem de satélites.

Em localidades planas, o responsável pelo voo deve se atentar para as condições de sol a pino (entre 11h e 13h, considerando a experiência nas regiões de SP, RJ e MG ilustrada na **Figura 22**), pois há forte possibilidade de reflexo nas imagens neste período

CONDIÇÃO																							
HORA	7	7	8	8	9	9	10	10	11	11	12	12	13	13	14	14	15	15	16	16	17	17	
LITORAL																							
PLANÍCIE																							
COLINAS																							
MONTANHOSO																							
ESCARPADO																							

Figura 22
Quadro indicativo com sugestões de melhores horários para voo baseados em estimativa de 288 voos realizados com Mavic Pro. Figura cedida pela Dapweb.

devido à alta luminosidade, que pode gerar manchas na imagem. A **Figura 23** ilustra um exemplo de manchas em imagens obtidas em sol à pino.

Além das questões de luminosidade, sombras e horário mais adequado para voo, o usuário também deve se atentar às condições temporais de chuva e vento antes de ir a campo. A chuva impede a realização de voos, então é importante se atentar para as chances de chuva segundo a previsão do tempo. Já os ventos, se forem fortes, podem inviabilizar a realização de voos, principalmente de modelos asa-fixa (ALBUQUERQUE et al., 2017), sendo recomendado verificar a previsão do tempo ou o uso de aplicativos que verificam a ocorrência de ventos fortes.

Após realizados os voos, os *softwares* de processamento (para geração de ortomosaico, MDS e MDT) recomendados neste Protocolo são o Pix4D Mapper ou o Agisoft Metashape. Ambos são licenças comerciais que possuem descontos consideráveis para instituições de pesquisa sem fins lucrativos. Vale ressaltar também a iniciativa do Open-DroneMap⁴, que possui licença livre e opção de processar os dados em rede, ou em “nuvem”. Outro sistema que tem sido muito utilizado para processamento em nuvem é o Drone Deploy⁵, que é pago.

4 <<https://www.opendronemap.org/>>

5 <<https://www.dronedeploy.com/>>



Figura 23
Fotografias aéreas realizadas em Campos dos Goytacazes (planície) no horário de 11:28 am. Figura cedida pela Dapweb.

7.1.3 OBTENÇÃO DO CANOPY HEIGHT MODEL

Além dos três arquivos cartográficos gerados por fotogrametria através de drones (ortomosaico, MDS e MDT), uma importante base de dados para trabalhos de Restauração de Ecossistemas é o Modelo de Altura de Dossel (MAD), mais conhecido na literatura científica por *Canopy Height Model* (CHM). O CHM é obtido pela diferença entre o MDS e o MDT (LIU; DONG, 2014).

A **Figura 24** ilustra um exemplo de CHM (altura de cada ponto) ao lado do MDS (altitude de cada ponto) da mesma área. Vale ressaltar que é normal o CHM apresentar valores negativos devido ao processo de interpolação que ocorre na geração do MDT, mas tal fato não prejudica as análises porque tais pontos correspondem ao terreno e, além disso, filtros de altura são aplicados ao longo do processo, conforme mostram as seções 7.2 a 7.4.

A obtenção de um CHM acurado depende de um MDT acurado, exigindo do usuário a inserção de valores considerados apropriados no algoritmo de classificação de objetos de superfície. Os valores adequados a este tipo de algoritmo variam entre as dife-

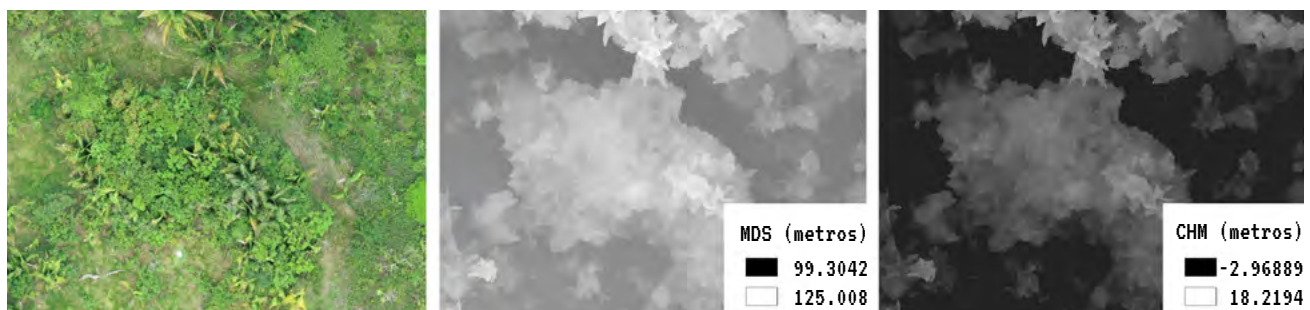


Figura 24
Exemplos de ortomosaico, Modelo Digital de Superfície (MDS) e Canopy Height Model (CHM) em uma área de Restauração de Ecossistemas. Reparar que o MDS fornece a altitude de cada ponto, enquanto que o CHM fornece a altura de cada ponto.

rentes áreas e parâmetros das imagens. Logo, no intuito de auxiliar a calibração destes algoritmos por parte do usuário, a **Tabela 10** apresenta exemplos de valores utilizados na ferramenta “Classify Ground Points” do *software* Agisoft Metashape para obtenção acurada de MDT em áreas com diferentes situações e fases de Restauração de Ecossistemas e GSD entre 2 e 3 cm.

O CHM é uma base cartográfica que apresenta a altura das árvores ao longo da área imageada, sendo, portanto, a base de dados utilizada para obtenção dos indicadores cobertura de dossel, densidade de árvores e altura de árvores. As metodologias para obtenção destes indicadores são apresentadas nas seções 7.2, 7.3 e 7.4, respectivamente. Vale notar que o uso dos produtos cartográficos de base altimétrica (MDS, MDT e CHM) obtidos por fotogrametria não sofre significativa influência da intensidade da luz (MERWE et al., 2020). As diferenças da luminosidade em diferentes imagens são um conhecido problema no Sensoriamento Remoto óptico quando tenta-se aplicar uma mesma metodologia em áreas e datas diferentes (VENATOR et al., 2021), o que no caso dos drones incide sobre o ortomosaico (LIAO; MOHAMMADI; WOOD, 2020; MERWE et al., 2020).

7.1.4 PONTOS DE CONTROLE

Pontos de controle, ou GCP (do inglês *Ground Control Points*), são coordenadas geográficas precisas coletadas em solo, que devem ser identificáveis nas imagens aéreas obtidas pelo drone, como alvos fixos (artificiais) ou detalhes no terreno, conforme apresentados na **Figura 25**. São utilizados para fazer um ajuste no georreferenciamento da imagem, normalmente baseado em GPS/GNSS comum a bordo da plataforma aérea, com base em sistema de coordenadas do terreno. Ou seja, são pontos de referência no solo utilizados no pós-processamento das imagens para aumentar a precisão dos produtos finais (ZANETTI; JUNIOR; SANTOS, 2017; JÚNIOR et al., 2018; KRAUSE et al., 2019; HUNG et al., 2019; MANFREDA et al., 2019; FERRER-GONZÁLEZ et al., 2020).

O usuário de drones em projetos de Restauração de Ecossistemas pode optar por utilizar pontos de controle em suas imagens. Ressalta-se, entretanto, que o uso de pontos de controle neste contexto, apesar de proporcionar melhorias na precisão cartográfica, não é obrigatório dependendo do indicador que se deseja medir e da fase em que se encontra o projeto de Restauração de Ecossistemas. Além disto, para utilização de pontos de controle, o usuário deve ter um conhecimento mínimo de Geodésia (MONICO, 2008), o qual pode ser verificado de forma mais sintetizada no material do Instituto Federal (IF) Sul de Minas em <https://intranet.ifs.ifsuldeminas.edu.br/paulo.borges/Download/EAC066/Aula01_Conceitos_Introdutorios.pdf>, no manual técnico de posicionamento

Tabela 10
Exemplos de valores dos parâmetros do algoritmo “Classify Ground Points” utilizados para obter um MDT adequado em áreas de restauração com diferentes situações e idades. Os valores consideram um GSD das imagens entre 2 e 3 cm.

CARACTERÍSTICA DA RESTAURAÇÃO	MAX ANGLE (GRAUS)	MAX DISTANCE (METROS)	CELL SIZE (METROS)
RESTAURAÇÃO ATIVA DE PLANTIO COM MUDAS DE CERCA DE 0,5M DE ALTURA	25	0.5	60
RESTAURAÇÃO ATIVA DE PLANTIO COM ALTURA DE DOSSEL MENOR QUE 2M	1	0.2	2 A 3
RESTAURAÇÃO ATIVA DE 6 ANOS COM TRECHOS DE 1 ANO DE IDADE	11	0.6	35
RESTAURAÇÃO ATIVA DE 4 A 16 ANOS VARIANDO EM DIFERENTES TRECHOS	2.5	0.5	10
RESTAURAÇÃO ATIVA DE 1 ANO MISTURADA COM REGENERAÇÃO E FLORESTA MADURA	1	0.1	3
RESTAURAÇÃO ATIVA DE 40 ANOS COM PASTAGEM NO ENTORNO	5	0.2	20
FLORESTA MADURA COM PASTAGEM NO ENTORNO	11	0.6	35
FLORESTA MADURA COM TRECHOS DE RESTAURAÇÃO ATIVA DE 1 ANO	15	1	50

do Sistema de Gestão Fundiária (SIGEF) em <https://sigef.incr.gov.br/static/documentos/manual_tecnico_posicionamento_led.pdf> e no manual de pós-processamento de dados GNSS da Embrapa Solos (VASQUES; DART; ROSSO, 2014). Já o conhecimento acerca do equipamento de GNSS geodésico deve ser verificado com o fornecedor do mesmo.

Júnior et al. (2018) descrevem que imagens de drone podem aprimorar a precisão cartográfica de cerca de 3 metros para cerca de 10 centímetros ou menos utilizando-se pontos de controle no processamento digital de imagens. Trata-se de uma correção tanto planimétrica (coordenadas latitude e longitude) quanto altimétrica, i.e., a altitude do alvo estudado.

Apesar de aprimorar a precisão cartográfica das imagens, o uso de pontos de controle encarece a execução de projetos devido ao maior tempo de permanência no campo (FERRER-GONZÁLEZ et al., 2020). Apesar do alto custo de GNSS geodésicos (NIE; LIU; GAO, 2020), o mercado de locação desses aparelhos para fins de agrimensura, fomentado pelo advento dos drones, se torna cada vez mais competitivo devido à redução do valor das diárias de locação.

A utilização de um GNSS geodésico na etapa de implantação de projetos de restauração de ecossistemas garante benefícios ao projeto, como a locação exata das poligonais de implantação, locação do cercamento e implantação de marcos geodésicos fixos para o processamento digital das imagens. Ou seja, o responsável pelo projeto deve realizar um devido planejamento logístico e financeiro ao optar pela utilização deste recurso. O uso de pontos de controle pode ser especialmente útil para medir a altura das árvores, conforme mostra a seção 7.4.

Uma opção alternativa aos pontos de controle é utilizar o drone já embarcado com o sistema PPK (*Post Processed Kinematic*), onde se faz necessária a aquisição de



Figura 25

Exemplos de Pontos de Controle, ou Ground Control Points (GCP), utilizados em projetos de restauração de ecossistemas. Da esquerda para a direita, alvo do tipo bandeira, alvo marcado com cal, linha sólida em amarelo fixa na estrada. Todos os exemplos de GCP apresentados estão fixos ao solo. Figura cedida pela Dapweb.

uma coordenada precisa (rastreada por um receptor-base de um sistema GNSS topográfico ou geodésico) porque a correção das coordenadas das imagens é realizada após o voo. Essa opção, entretanto, requer maior investimento no drone a ser utilizado. Outro sistema semelhante é o RTK (*Real Time Kinematic*), também a bordo do drone, no qual as correções das coordenadas ocorrem de forma automática durante o voo, graças à comunicação em tempo real entre o receptor-base em solo com a antena do drone (neste caso, operando como um receptor de nível topográfico ou geodésico móvel). É comum drones equipados com tal tecnologia trazerem um receptor GNSS padrão RTK/PPK, podendo o usuário optar pelo uso de um ou de outro sistema no momento do sobrevoo. Seja qual for a opção, o ganho de produtividade é significativo. Com tantas possibilidades e recursos, recomendamos a leitura dos documentos indicados nos parágrafos acima, devendo a operação dos drones com este tipo de antena ser verificados com o fornecedor do equipamento.

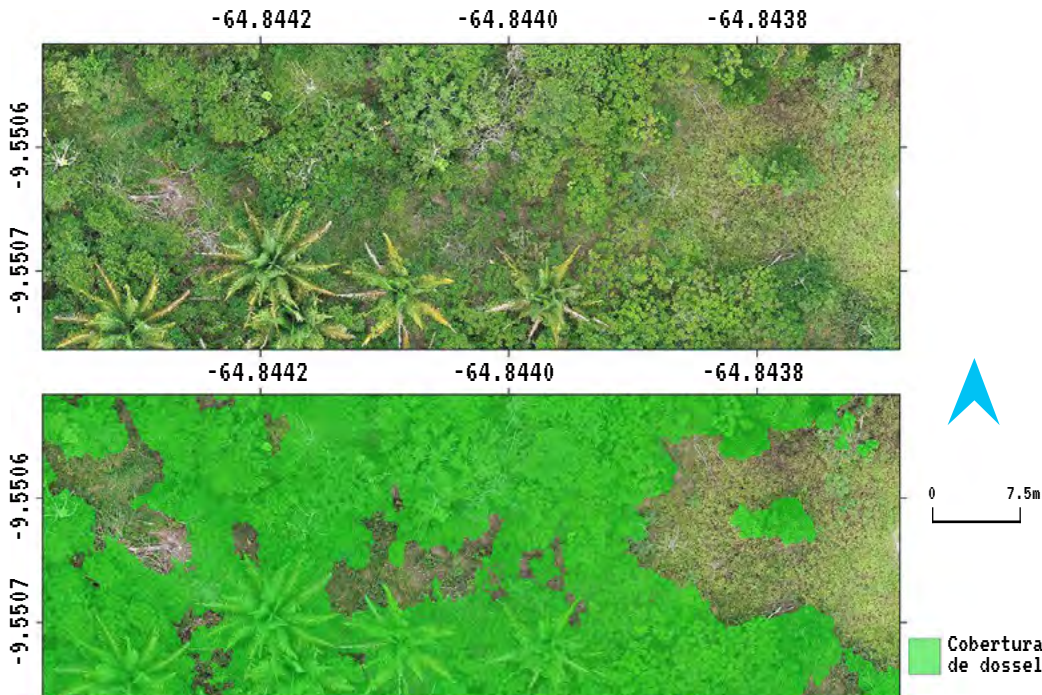
7.2 MEDIÇÃO DA COBERTURA DE DOSSEL VIA DRONES-RGB

Antes de prosseguir à leitura desta seção 7.2, o usuário deve se certificar que os parâmetros de voo e especificações de sensor descritos na seção 7.1.2 foram seguidos. Estes parâmetros produzem arquivos digitais com o detalhamento necessário para utilização da metodologia descrita a seguir.

Após realizados todos os procedimentos que levam à aquisição do CHM, a obtenção da cobertura de dossel via Drones-rgb é considerada simples, pois demanda apenas a seleção de valores de altura que corresponde somente a árvores. Ou seja, o usuário, através de um Sistema de Informações Geográficas (SIG), deve verificar a altura das gramíneas na área, pois este valor será o limiar que separa as árvores do restante, que em geral é gramínea e/ou solo exposto. Verificada a altura das gramíneas e mapeadas as áreas compostas apenas por árvores, basta calcular o percentual que as áreas cobertas por árvores ocupam em relação à área total para obter a cobertura de dossel (ALBUQUERQUE et al., 2021). A seção 7.5 mostra em passo a passo um exemplo prático na obtenção da cobertura de dossel e a **Figura 26** ilustra um exemplo de obtenção automática da cobertura de dossel.

Tal método de obtenção da cobertura de dossel gera resultados acurados, mas requer que as árvores já tenham ultrapassado as gramíneas na competição por altura (ALBUQUERQUE et al., 2022a). Essa diferença de altura entre árvores e gramíneas deve ser mais significativa em áreas de alta declividade (ALBUQUERQUE et al., 2021). Sobre a utilização de pontos de controle, apesar de ser facultativa para a cobertura de dossel (ALBUQUERQUE et al., 2022a), é obrigatória para a altura de dossel em condições de dossel fechado (ver seção 7.4).

Figura 26
Exemplo de cobertura de dossel obtida automaticamente por imagens geradas a partir de Drones-rgb em área de Restauração de Ecossistemas.



Após o fechamento do dossel (próximo a 100% de cobertura), a medição da cobertura de dossel é interessante para avaliação da heterogeneidade estrutural, devido à ocorrência de clareiras (GETZIN; WIEGAND; SCHÖNING, 2012), sendo possível analisar métricas de formato e de dispersão de clareiras para inferir relações de dinâmicas sucessionais do sub-bosque (GETZIN; NUSKE; WIEGAND, 2014; BAGARAM et al., 2018). Getzin, Nuske e Wiegand (2014) delinearão as clareiras manualmente e Bagaram et al. (2018) utilizaram métodos de Object-Based Image Analysis (OBIA) (BLASCHKE, 2010) para o seu delineamento; porém, é possível delinear automaticamente as clareiras a partir do método para mapeamento da cobertura de dossel, descrito nesta seção, através da máscara binária obtida, onde valores 1 indicam dossel e valores 0 indicam não-dossel.

7.3 MEDIÇÃO DA DENSIDADE DE ÁRVORES VIA DRONES-RGB

Antes de prosseguir à leitura desta seção 7.3, o usuário deve se certificar que os parâmetros de voo e especificações de sensor descritos na seção 7.1.2 foram seguidos. Estes parâmetros produzem arquivos digitais com o detalhamento mínimo necessário para utilização da metodologia de cálculo da densidade de árvores. Outra condição para leitura desta seção (7.3) é a de que o dossel não se encontre fechado, conforme destacam Mohan et al. (2021), cujo trabalho pode ser consultado caso o leitor deseje utilizar a linguagem R de programação para contar as árvores automaticamente.

Para calcular a densidade de árvores é necessário realizar um procedimento de identificação automática de árvores. Estes procedimentos são objeto de pesquisa em todo o mundo em diferentes metodologias (SCHOENINGER, 2018; WAGNER et al., 2018), mas este Protocolo usa o método que tem o algoritmo de máxima local como base (MOHAN et al., 2017; ALBUQUERQUE et al., 2020; MOHAN et al., 2021). Tal algoritmo utiliza um kernel (janela de tamanho quadrado, por exemplo, 5 x 5 pixels), de tamanho a ser definido pelo usuário, que percorre toda a imagem em busca do maior valor. Como o algoritmo percorre o CHM, os maiores valores correspondem ao topo das árvores, que são representadas por coordenadas geográficas. A **Figura 27** ilustra um exemplo de detecção automática de árvores através do algoritmo máxima local.

Ressalta-se que, antes de aplicar o algoritmo máxima local, é necessário utilizar um filtro de suavização sobre o CHM para amenizar a rugosidade da imagem (MOHAN et al., 2021). A intensidade deste filtro de suavização, a princípio, deve ser maior em imagens geradas pelo *software* Agisoft Metashape do que em imagens geradas pelo *software* Pix4DMapper, pois o primeiro tende a gerar superfícies mais rugosas que o segundo (ALBUQUERQUE et al., 2019).

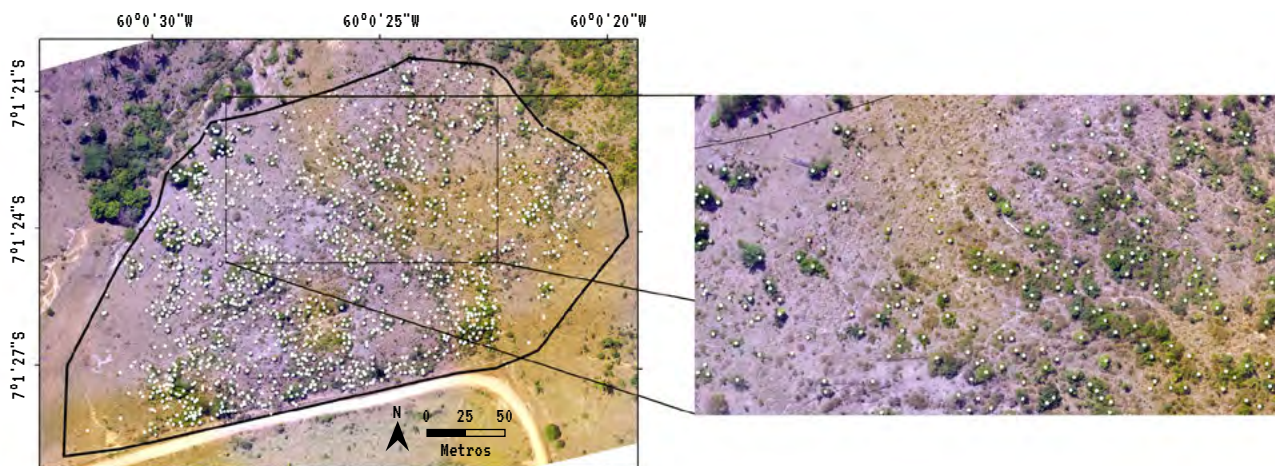


Figura 27
Exemplo de árvores automaticamente identificadas pelo algoritmo máxima local.
Fonte: adaptado de Albuquerque et al. (2020).

A rotina de processamento envolvendo filtro de suavização e algoritmo máxima local pode ser implementada utilizando-se a ferramenta “Gaussian Filter” do *software* QGIS, seguida da ferramenta “Watershed Segmentation” também do QGIS, conforme o exemplo prático em formato de passo a passo apresentado na seção 7.6. Para quem deseja utilizar, ou mesmo aprender, o *software* R (R Core Team, 2013), o trabalho de Mohan et al. (2021) apresenta em inglês um tutorial em formato de passo a passo para iniciantes em Sensoriamento Remoto.

Obtida a relação de coordenadas geográficas que representam árvores, basta dividir o total de árvores pela área total do projeto de Restauração de Ecossistemas para obter o indicador Densidade de Árvores com acurácia de cerca de 80% (ALBUQUERQUE et al., 2020; MOHAN et al., 2021).

A seção 7.6 mostra em passo a passo um exemplo prático na obtenção da densidade de árvores obtida pelo *software* QGIS.

7.4 MEDIÇÃO DA ALTURA DE DOSSEL VIA DRONES-RGB

Antes de prosseguir à leitura desta seção 7.4, o usuário deve se certificar que os parâmetros de voo e especificações de sensor descritos na seção 7.1.2 foram seguidos. Estes parâmetros produzem arquivos digitais com o detalhamento necessário para utilização da metodologia descrita a seguir.

Para medir a altura do dossel, que é um importante componente para o cálculo de biomassa (ZAHAWI et al., 2015), é necessário extrair o valor do CHM correspondente às coordenadas geográficas que representam árvores (seção 7.3) e calcular a média destes

valores (ALBUQUERQUE et al., 2021), mas este método depende da geração do vetor de pontos descrito na seção 7.3.

Independente do método a ser utilizado, é necessário obter o CHM, que é obtido com precisão em situação de dossel aberto (CHEN et al., 2017; WU et al., 2019; BELMONTE et al., 2020), mas requer cuidados em situação de dossel fechado. Tal fato ocorre porque a nuvem de pontos obtida por fotogrametria não mapeia objetos abaixo da copa das árvores, o que não ocorre com sensores LiDAR (CAMARRETTA et al., 2020; ALMEIDA et al., 2020b), conforme mostra a seção 8.

Em situação de dossel fechado, um CHM acurado requer mapeamento preciso do terreno (KRAUSE et al., 2019). Neste caso, o uso de pontos de controle em projetos de restauração, apesar de ampliar os custos, deve ser avaliado. Afinal, a altura de árvores torna-se uma variável importante nesta fase devido ao seu relacionamento com sustentabilidade ecológica de comunidades (MARTINS et al., 2017), bem como a medição de biomassa/carbono (KRAUSE et al., 2019).

Em situações de dossel fechado, o uso de pontos de controle nas imagens geradas antes do início do projeto de Restauração de Ecossistemas (antes das árvores crescerem) e depois que o dossel se fecha pode contornar o problema. Dispondo destas opções, são geradas duas bases de dados: a imagem anterior (início do projeto), que serve como um Modelo Digital de Terreno (MDT); e a imagem após o dossel fechado, que serve como um Modelo Digital de Superfície (MDS). Portanto, o uso destas duas bases de dados de maior precisão cartográfica pode gerar um CHM preciso das árvores que compõem o dossel. Krause et al. (2019) gerou, através de fotogrametria, um CHM preciso em área de dossel fechado a partir de um mapeamento topográfico preciso do terreno (via GNSS geodésico e estação total), obtendo assim um MDT e MDS de alta precisão cartográfica. Também é possível utilizar LiDAR em situações de dossel fechado para geração de MDT preciso (ver seção 8).

Para que o procedimento descrito no parágrafo anterior funcione, são necessários pontos de controle para garantir a precisão cartográfica das duas imagens tomadas em tempos diferentes. Porém, o devido uso de pontos de controle varia conforme as particularidades de acessibilidade de cada área, o que pode facilitar ou dificultar o processo. Em projetos de Restauração de Ecossistemas, a distribuição de pontos de controle deve ocorrer nos arredores da vegetação, afinal tais pontos precisam ser visíveis na imagem. Se isso não for possível em determinada área, a precisão cartográfica pode ficar comprometida, então a solução seria a adotada por Krause et al. (2019), que consiste no uso de GNSS geodésico e estação total, ou o uso de LiDAR (seção 8). Ressalta-se, porém, que o uso de estação total pode tornar o levantamento topográfico consideravelmente mais trabalhoso (MICHELS; SILVA; SOUZA, 2021).

Caso o profissional opte pela utilização de pontos de controle, a **Figura 28** traz exemplos de marcos topográficos que poderão ser utilizados, pois estes são capazes de permanecer durante muito tempo no local ao serem fincados ao solo.

Os marcos topográficos serão estruturas permanentes no projeto, logo, deverão situar-se nos arredores da área de Restauração de Ecossistemas. Para viabilizar a visualização dos marcos nas imagens do drone, antes de todo e qualquer voo, os marcos deverão ser pintados com cal em formato de cruz ou “x”, conforme ilustra a **Figura 29**.

Mediante utilização de marcos topográficos, do segundo voo em diante não será necessário levantar a coordenada precisa dos mesmos (afinal, isso já foi feito em momento anterior), mas apenas marcá-los com cal, o que promove maior agilidade nos trabalhos de campo. Também é possível utilizar alvos pré-sinalizados (cartolinas, lonas, etc.) sobre os marcos topográficos. Caso os alvos pré-sinalizados sejam utilizados como marcos temporários, é necessário coletar as coordenadas GNSS precisas em todos os voos de drone. Portanto, o uso adequado de pontos de controle permitirá a sobreposição entre o MDT gerado no primeiro voo e o MDS gerado após fechamento do dossel, o que permitirá a medição precisa da altura das árvores.

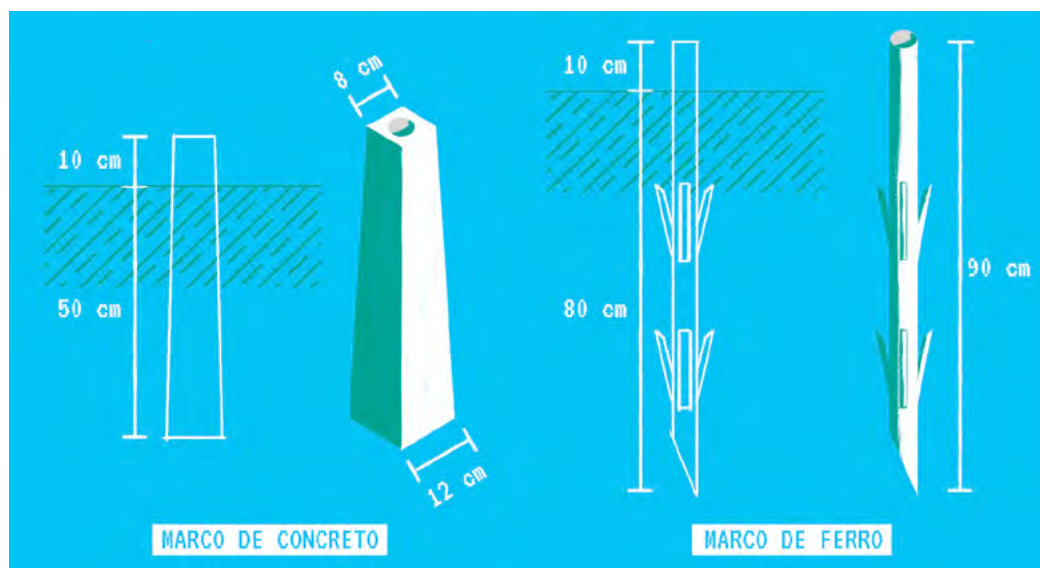


Figura 28

Exemplo de marcos topográficos que podem ser utilizados em projetos de Restauração de Ecossistemas. Fonte: manual técnico de limites e confrontações do Sistema de Gestão Fundiária (SIGEF) em <https://sigef.incra.gov.br/static/documentos/manual_tecnico_limites_confrontacoes_1ed.pdf>



Figura 29
Exemplo de
marcação com
cal que pode
ser aplicada
sobre marcos
geodésicos em
campo (esquerda),
tornando-os
visíveis nas
imagens de
drone (direita).
Figura cedida
pela Dapweb.

7.5 ESTUDO DE CASO: EXEMPLO DE MEDIÇÃO DE COBERTURA DE DOSSEL VIA DRONES-RGB

Tutorial disponível no link a seguir: <https://www.pactomataatlantica.org.br/wp-content/uploads/2023/07/01-Exemplo_Drone_CobFlor.pdf>.

7.6 ESTUDO DE CASO: EXEMPLO DE MEDIÇÃO DE DENSIDADE E ALTURA DE ÁRVORES VIA DRONES-RGB

Tutorial disponível no link a seguir: <https://www.pactomataatlantica.org.br/wp-content/uploads/2023/07/Exemplo_Drone_Densidade_Altura.pdf>

7.7 VANTAGENS E DESVANTAGENS EM SE UTILIZAR DRONES

Uma importante vantagem da utilização de Drones-rgb para o monitoramento da Restauração de Ecossistemas é a obtenção de imagens de altíssima resolução de toda a área, que podem proporcionar importantes informações sobre a estrutura da vegetação (ALBUQUERQUE et al., 2021), além do próprio registro histórico para comparações futuras e aquisição de informações via fotointerpretação (FLORENZANO, 2002). A operacionalidade de muitos modelos de drone, especialmente os multi-rotores, é considerada amigável (ALBUQUERQUE et al., 2017), o que estimula o uso desta tecnologia por não-especialistas em Sensoriamento Remoto. Outra operação considerada amigável é a obtenção da cobertura de dossel usando imagens obtidas por Drones-rgb, conforme descrito na

seção 7.2. Já os indicadores densidade de árvores (seção 7.3) e altura das árvores (seção 7.4) demandam mais experiência, mas também podem ser implementados por não-especialistas de SR.

Ou seja, o uso de Drones-rgb em Restauração de Ecossistemas pode ser implementado por não-especialistas em Sensoriamento Remoto com baixa carga horária de treinamento (cerca de 2 a 5 dias, a depender dos objetivos). O gestor do projeto deve, portanto, verificar se possui orçamento para a aquisição de equipamentos (drone e computadores para processamento) e eventuais treinamentos sobre operação de drone, processamento dos dados e análise dos produtos de Sensoriamento Remoto. O fator de maior complexidade, porém, envolve o monitoramento de áreas com dossel fechado, pois demanda pontos de controle caso o gestor queira medir de forma precisa a altura das árvores, conforme explicação na seção 7.4.

Outra desvantagem do uso de Drones-rgb é que resultados automatizados em relação à Restauração de Ecossistemas só são possíveis quando as árvores tornam-se mais altas que as gramíneas. Afinal, a tecnologia SfM-MVS gera dados altimétricos, o que possibilita a distinção da superfície envolvendo somente as árvores. Porém, quando árvores possuem altura menor ou igual às gramíneas, é possível notar essa questão via fotointerpretação (FLORENZANO, 2002) do ortomosaico em conjunto com a imagem do MDS se as recomendações de parâmetros de voo descritos na seção 7.1.2 forem atendidas.

Em síntese, o grau de especialização dos profissionais para trabalhos de drone e fotogrametria é de baixo para médio, enquanto o custo de implementação de drone e fotogrametria nos projetos é médio.

7.8 PERSPECTIVAS FUTURAS DE FOTOGRAMETRIA ATRAVÉS DE DRONES (ROADMAP)

O uso de sensores hiperespectrais demonstra potencial para o mapeamento da biomassa (SANKEY et al., 2017; ALMEIDA et al., 2019a) e diversidade de espécies (SOTHE et al., 2019; ALMEIDA et al., 2021). Porém, mesmo frente a tantos potenciais, tais equipamentos demandam alto investimento tanto para aquisição quanto para treinamento de recursos humanos, encontrando-se ainda restritos ao ambiente acadêmico (ADÃO et al., 2017). Assim que os sensores hiperespectrais tornarem-se mais acessíveis financeiramente e suas soluções serem passíveis de aplicação de forma mais generalizada pela sociedade, futuras edições deste Protocolo poderão descrever métodos utilizando estes sensores. Idem para os sensores multiespectrais, que não demandam tanto investimento quanto os hiperespectrais, mas demonstram potencial para medição de biomassa (SAN-

KEY et al., 2017; GONZÁLEZ-JARAMILLO; FRIES; BENDIX, 2019) e crescimento de mudas (BUTERS; BELTON; CROSS, 2019). Uma revisão sobre sensores multiespectrais embarcados em drones pode ser verificada em Holler et al. (2022). Já os sensores termais mostram potencial para verificar o metabolismo de plantas e presença de água no solo (IIZUKA et al., 2018), bem como a ocorrência de animais (BURKE et al., 2019), podendo então ser objeto de descrição em maiores detalhes nas futuras edições deste documento.

Apesar da fotogrametria não coletar dados abaixo do dossel, estudos sobre a qualidade da floresta mapeada pelo método SfM-MVS demonstram potencial para obtenção de informações úteis, como biomassa (DANDOIS; OLANO; ELLIS, 2015; ZAHAWI et al., 2015), heterogeneidade estrutural (DANDOIS; ELLIS, 2013; BOURGOIN et al., 2020; ALBUQUERQUE et al., 2022b), ocorrência de lianas (KAÇAMAK et al., 2022) e potencial de atração de aves frugívoras (ZAHAWI et al., 2015), além de potencial para identificação de espécies (FERREIRA et al., 2020; MOURA et al., 2021; ALBUQUERQUE et al., 2022b). Há também estudos que avaliam a medição de diâmetros das árvores (SWAYZE et al., 2021).

Baseando-se em trabalhos que utilizaram técnicas de topografia (ZAHAWI et al., 2015) e LiDAR (ALMEIDA et al., 2019b; ALMEIDA et al., 2020a) para obter o DTM, a estimativa da biomassa via Drones-rgb pode ser realizada via análise de regressão a partir de duas bases de dados: (1) altura de dossel considerando medição precisa do terreno antes do crescimento das árvores conforme mencionado na seção 7.4; e (2) biomassa medida em campo em subparcelas de, por exemplo, 10 x 10 m utilizadas para medir árvores maiores (ver tamanho de parcelas na seção 5.5.2). Para a regressão, o valor da altura do dossel medido por Drones-rgb em cada subparcela (atentar-se para corrigir a fonte de erros ocasionada por eventuais árvores próximas aos limites das parcelas que não foram medidas em campo conforme mencionado na seção 5.5.2) deve ser associado ao valor correspondente de biomassa medida a partir de trabalhos de campo. Na regressão, a altura de dossel é a variável independente e a biomassa a variável dependente da equação. Se a regressão apresentar bons parâmetros de ajuste e significância estatística, é possível calcular a biomassa de todo o polígono de restauração a partir da altura do dossel medida por Drones-rgb. Este procedimento, porém, deve ser realizado por um especialista em Sensoriamento Remoto, sendo que mais pesquisas são necessárias para maiores detalhamentos e aprofundamentos deste método no protocolo. Logo, assim que passíveis de aplicação de forma mais generalizada pela sociedade, futuras edições do protocolo abordarão o ganho de escala deste e de outros importantes indicadores da Restauração de Ecossistemas via drones e fotogrametria.

8 • LiDAR

**Catherine Torres de Almeida, Alex Fernando Mendes,
Angélica Faria de Resende, Danilo Roberti Alves de Almeida**

8.1 ABORDAGEM GERAL DO LiDAR

O LiDAR (*Light Detection And Ranging*) é um sensor ativo óptico capaz de gerar um modelo tridimensional da floresta, podendo detectar múltiplos estratos, incluindo o sub-bosque e o solo. Difere, portanto, dos sensores remotos passivos, que produzem imagens 2D com informações oriundas principalmente do topo do dossel. Os dados 3D do LiDAR podem ser derivados de diferentes níveis de aquisição, desde o terrestre até o orbital. No entanto, as plataformas aéreas, como drones e aviões, têm ganhado destaque devido à sua alta precisão e exatidão, além de poderem constituir uma “ponte” entre o monitoramento convencional em campo e o monitoramento em larga escala via sensores orbitais.

A sua utilização no meio florestal iniciou-se no final do século passado e nos últimos anos tem sido utilizado também para o monitoramento de projetos de áreas em processo de restauração. Alguns países, como Canadá, EUA e Austrália possuem programas com grandes bancos de dados LiDAR gratuitos, entretanto os países dos trópicos ainda são sub-representados (VALBUENA et al., 2020). Tais bancos de dados podem apoiar na padronização dos dados utilizados no monitoramento, bem como ao acesso à informação com a disponibilização gratuita. O avanço desta tecnologia está acelerado, ao ponto de ter sido integrada a aparelhos celulares e tablets da Apple com a função de mensurar altura (APPLE, 2021).

8.2 COMO FUNCIONA O LiDAR

O princípio de funcionamento do LiDAR é baseado na emissão e recepção de pulsos discretos de radiação por meio da tecnologia laser. A maioria dos sistemas LiDAR operam em uma única faixa do espectro eletromagnético, sendo que os sistemas aplicados a estudos da vegetação geralmente operam no infravermelho próximo. Os pulsos laser emitidos pelo sensor seguem em direção ao alvo (ex. floresta) até serem intercepta-

dos por um objeto (ex. folha, galho, etc). Parte da energia retorna ao sensor e o restante continua o percurso até atingir um novo objeto. Desta forma, um mesmo pulso emitido pode possuir múltiplos retornos (NATIONAL SCIENCE FOUNDATION, 2021). A partir da intensidade do sinal de retorno é possível derivar informações a respeito da natureza dos materiais que compõem a superfície (LATIFI; FASSNACHT; KOCH, 2012). No entanto, o dado mais relevante é o tempo decorrido entre a emissão do feixe e o registro do retorno, pois permite calcular a distância entre o sensor e o objeto, através da seguinte relação:

$$\text{DISTÂNCIA} = \frac{c \times t}{2} \quad (8.1)$$

em que c é a velocidade da luz e t é o tempo decorrido entre a emissão e registro do pulso laser (LARGE; HERITAGE, 2009).

As medidas de distância derivadas do LiDAR, acompanhadas de informações da posição do sensor e da direção do feixe de laser, permitem a obtenção das coordenadas tridimensionais dos pontos imageados na superfície terrestre (CHEN, 2013). Quando esses pontos são registrados de maneira discreta, ao identificar somente os picos de retorno de energia, o modelo tridimensional da floresta resultante é geralmente denominado de “nuvem de pontos”, na qual cada ponto possui coordenadas x , y , z (**Figura 30**).

Quando a energia é registrada de maneira contínua, ou seja, identificando toda a distribuição da energia de retorno, o dado LiDAR resultante é denominado *full waveform* ou ondas completas, em português (**Figura 31**).

8.3 TIPOS DE LiDAR

Os sistemas LiDAR que podem ser utilizados para mensurações florestais podem ser diferenciados quanto à plataforma em: i) Terrestre; ii) Aerotransportado; iii) Orbital.

i) Terrestre: O LiDAR terrestre, também conhecido como *Terrestrial Laser Scanning* (TLS), pode ser de base fixa ou móvel (MLS – *Mobile Laser Scanning*). Esses sistemas têm sido utilizados para a mensuração florestal, principalmente para plantios comerciais (DASSOT; CONSTANT; FOURNIER, 2011; CONTO et al., 2017). Dependendo da metodologia de coleta de dados, os sistemas TLS podem apresentar limitação quanto ao alcance espacial, devido ao sombreamento dos troncos em outros objetos (VASCONCELLOS et al., 2021). Recentemente, a EMBRAPA lançou um Guia Metodológico para a utilização do TLS em ambientes florestais <<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1131380>>. Normalmente, os dados TLS são discretos (nuvem de pontos).

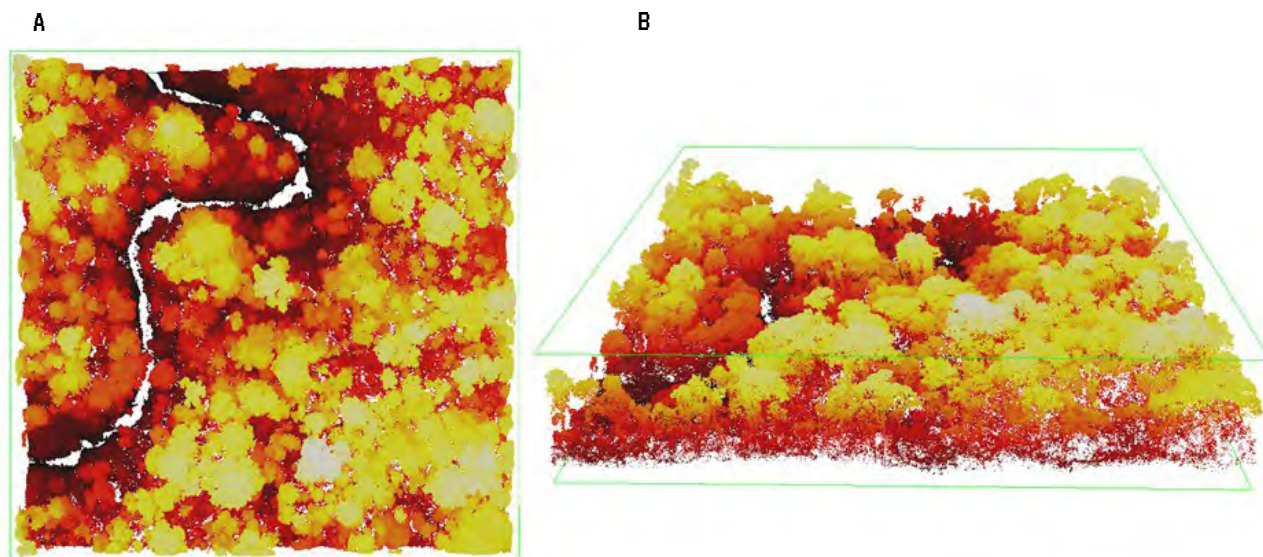


Figura 30

Nuvem de pontos LiDAR, na qual as cores representam a variação da altura (baixa para tons avermelhados e alta para tons amarelados). (a) Visão do topo do dossel. (b) Visão lateral. (Adaptado de: Catherine Torres de Almeida).

ii) Aerotransportado: Equipamentos aerotransportados (*Airborne Laser Scanning*, aqui chamados de LiDAR-ALS), seja por drones ou aeronaves, podem gerar dados tanto de retorno discreto quanto *full waveform*. Neste protocolo, daremos ênfase ao processamento de dados LiDAR-ALS de retorno discreto, uma vez que esse tipo de sistema tem sido mais utilizado para o monitoramento da restauração, demonstrando a eficiência no monitoramento da estrutura florestal em diferentes tipologias (ALMEIDA et al., 2019c; ALMEIDA et al., 2021). Esse sistema também tem apresentado aplicações para o inventário florestal, principalmente para plantios comerciais (CORTE et al., 2020; CORTE et al., 2020; CORTE et al., 2022).

iii) Orbital: Duas missões da NASA com LiDAR orbitais já foram lançadas com o intuito de avaliar alterações topográficas e de uso do solo que influenciam em questões ambientais. A missão *Geoscience Laser Altimeter System* (GLAS) foi pioneira e já encerrou sua atividade, dando lugar ao *Global Ecosystem Dynamics Investigation* (GEDI), cujas atividades interromperam-se em 2023, com possibilidade de retomar as atividades em 2030. A missão GEDI fornece tanto os dados brutos para serem processados, como também produtos derivados, como a biomassa acima do solo, todos de forma gratuita. Os dados LiDAR orbitais são do tipo contínuo (*Full Waveform*). Na **Tabela 11** a seguir, são apresentadas as principais características desses sistemas:

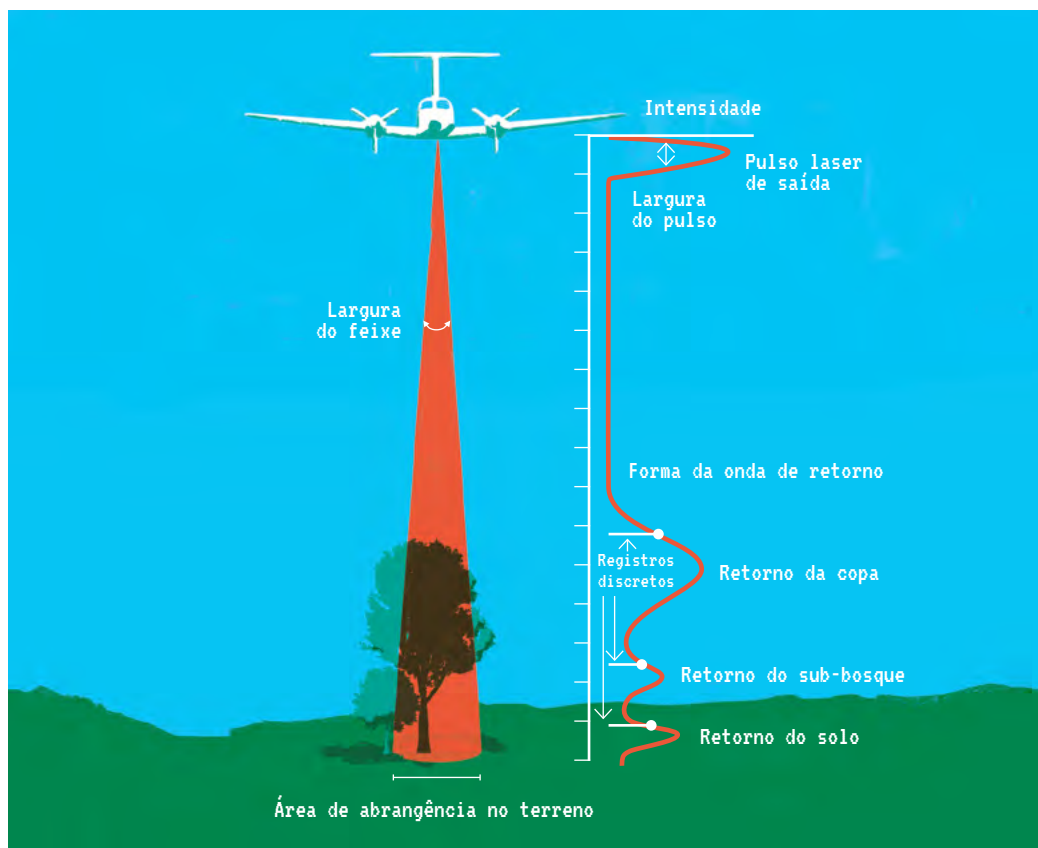


Figura 31
 Comparação entre o LiDAR discreto ("nuvem de pontos") e contínuo ("full waveform"). Fonte: Fernandez-Diaz et al. (2014)

8.4 PROCESSAMENTO DE DADOS E ATRIBUTOS FLORESTAIS MENSURÁVEIS POR LIDAR-ALS

Duas abordagens vêm sendo utilizadas para a estimativa de atributos florestais a partir de dados LiDAR-ALS: baseada em árvores individuais e baseada em área. Quando o recobrimento da área de estudo com o LiDAR-ALS é suficiente para se obter uma alta densidade de retornos de uma mesma árvore, torna-se possível a extração de atributos (como altura e diâmetro de copa) para cada árvore individualmente, por meio de procedimentos de segmentação das copas. Já na abordagem baseada em área, são estabelecidas relações estatísticas entre as propriedades florestais obtidas em parcelas de campo e as métricas LiDAR-ALS representativas da parcela, como altura média e densidade do dossel (COOMES et al., 2017). Os modelos derivados dessa abordagem podem ser utilizados para estimar as propriedades florestais a partir dos dados LiDAR-ALS, extrapolando a informação para áreas onde os dados de campo não estão disponíveis.

LIDAR ORBITAL	OBJETIVO	COLETA DE DADOS	NÚMERO DE SENSORES LIDAR	PULSOS/ SEGUNDO	DISTÂNCIA ENTRE PULSOS	TAMANHO DO PULSO (FOOTPRINT)	TIPO DE RETORNO	FONTE E MAIS INFORMAÇÕES EM
GEOSCIENCE LASER ALTIMETER SYSTEM (GLAS)	AVALIAR A EVOLUÇÃO TOPOGRÁFICA DAS GELEIRAS E SUAS MUDANÇAS	JAN/2003 A FEV/2010	1 ND:YAG	40	170 M (APROX.)	70 M	FULL WAVEFORM	HTTPS://ATTIC.GSFC. NASA. GOV/GLAS/
GLOBAL ECOSYSTEM DYNAMICS INVESTIGATION (GEDI)	MONITORAMENTO DE COMO A MUDANÇA DO USO DO SOLO INTERFERE NO ESTOQUE DE CARBONO E BIODIVERSIDADE	MAR/2019 A FINAL DE 2022	3 ND:YAG*	242	60 M ENTRE PULSOS 600 M ENTRE FEIXES	25 M	FULL WAVEFORM	HTTPS://GEDI. UMD. EDU/

*2 full Power laser - 2 feixes, 1 cover laser - 4 feixes

Tabela 11
Comparação entre as missões Geoscience Laser Altimeter System (GLAS) e Global Ecosystem Dynamics Investigation (GEDI).

A extração das métricas LiDAR-ALS requer o pré-processamento dos dados brutos, geralmente disponibilizados no formato de nuvem de pontos, nas extensões .las ou .laz. As etapas de processamento (**Figura 32**) envolvem processos de filtragem, para eliminar ruídos e classificar os retornos em solo, vegetação ou outra cobertura (ex. construções), e interpolação dos dados vetoriais para dados no formato matricial (raster). A interpolação dos pontos de solo gera o Modelo Digital de Terreno (MDT ou DTM, do inglês), que representa a topografia do local. Já a interpolação dos pontos do topo da superfície (ex. copas de árvores ou topo de prédios) gera o Modelo Digital de Superfície (MDS ou DSM, do inglês), que inclui a altitude do terreno mais a altura dos objetos presentes. Para gerar valores de altura dos objetos presentes acima do solo é preciso normalizar a nuvem de pontos e/ou o MDS por meio da subtração do MDT, para descontar a altitude do terreno. O MDS normalizado também é conhecido no meio florestal como *Canopy Height Model* (CHM, ou a sigla em português MAD, de Modelo de Altura do Dossel).

Como as métricas LiDAR-ALS são fortemente associadas à estrutura da vegetação, elas podem ser úteis para gerar verificadores e indicadores de interesse para o monitoramento da restauração de ecossistemas, como a altura e a cobertura do dossel, densidade de indivíduos, indicadores de estratos verticais e biomassa lenhosa acima do solo (**Tabela 12**). Essas métricas podem ser obtidas por meio do cálculo de estatísticas descritivas (ex. média e desvio-padrão), seja a partir da nuvem de pontos normalizada ou dos modelos digitais.

As métricas LiDAR mais utilizadas para o monitoramento da restauração são geralmente as relacionadas à altura do dossel, porém métricas de proporção dos pontos,

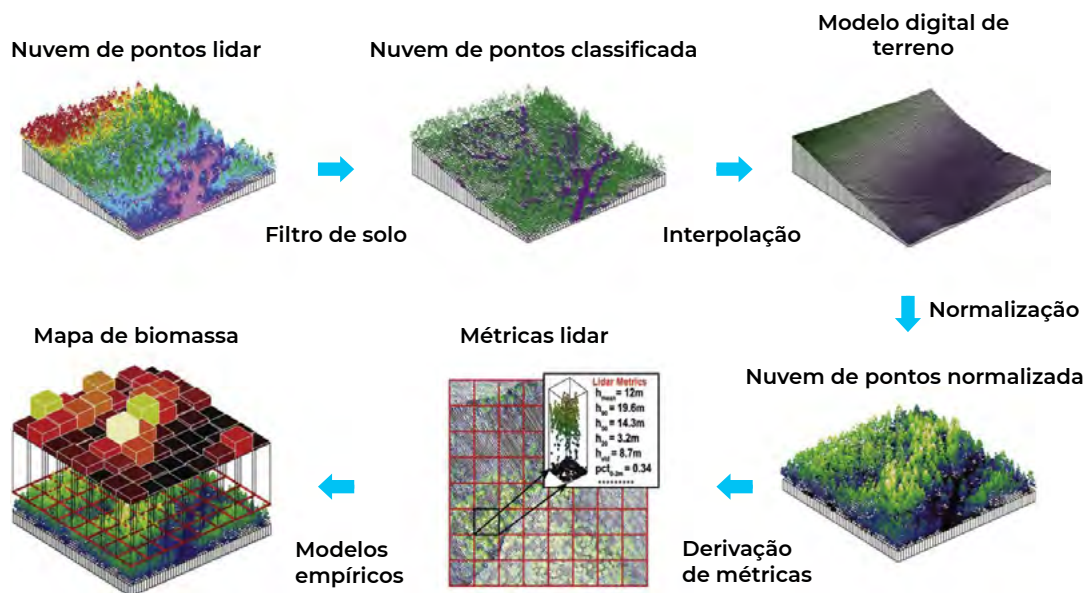


Figura 32
Principais etapas para derivar atributos estruturais do dossel a partir de dados LiDAR de retorno discreto. Adaptado de: Xiao et al. (2019)

intensidade e topografia também podem ser obtidas (GORGENS; SILVA; RODRIGUEZ, 2014). A cobertura do dossel (% de área coberta pelo dossel) pode ser estimada pela proporção de retornos classificados como vegetação ou retornos acima de determinado limiar de altura (ex. 2 m) em relação ao número total de retornos. Pode-se também mensurar a cobertura do dossel a partir do CHM, por exemplo, ao estimar a porcentagem de clareiras em determinada área. Neste caso, a cobertura de clareiras fornece a medida inversa da cobertura do dossel. Indicadores relacionados à densidade de indivíduos também podem ser estimados a partir da relação indireta com a densidade de pontos LiDAR.

Exemplos de métricas LiDAR relacionadas à densidade são o Índice de Área Foliar (LAI, da sigla em inglês) e a Densidade de Área Foliar (LAD, da sigla em inglês), baseados no princípio de atenuação da luz pela vegetação (STARK et al., 2012). O LAI representa a área total de folhas por unidade de área do solo (m^2/m^2), enquanto que a LAD (m^2/m^3) expressa a distribuição da área foliar em cada intervalo de altura por unidade de volume do dossel, ou voxel (**Figura 33**).

A distribuição da LAD em diferentes estratos verticais serve como medida da estratificação do dossel, ou seja, indicam a ocorrência de diferentes estratos de altura na floresta. Por exemplo, se a distribuição da LAD (com a LAD no eixo x e altura no eixo y) evidencia vários “picos” de altos valores de LAD entre alturas de 5 a 10 metros ou de 10 a 15 metros, isso sugere a ocorrência de maior densidade de plantas (árvores/arbustos) nestes estratos de altura.

Além da avaliação do LAD, alguns índices de diversidade, tais como o FHD (Fo-

Tabela 12
Atributos de interesse florestal derivados de dados LiDAR aerotransportados de retorno discreto.

INDICADORES DA RESTAURAÇÃO	VERIFICADOR	PRINCIPAIS MÉTRICAS LIDAR RELACIONADAS
ALTURA DO DOSSEL	DISTRIBUIÇÃO ESTATÍSTICA DA ALTURA DO DOSSEL	ESTATÍSTICAS DE ALTURA (MÉDIA, PERCENTIS E VALOR MÁXIMO) A PARTIR DO CHM OU NUVEM DE PONTOS
COBERTURA DO DOSSEL	% DE ÁREA COBERTA POR DOSSEL	PROPORÇÃO DE RETORNOS DE VEGETAÇÃO (EX. RETORNOS >2M) EM RELAÇÃO AO NÚMERO TOTAL DE RETORNOS LIDAR
	% DE CLAREIRAS	PORCENTAGEM DE CLAREIRAS (EX. PORCENTAGEM DE UMA ÁREA COM CHM <5 M)
DENSIDADE DE INDIVÍDUOS	DENSIDADE TOTAL	ÍNDICE DE ÁREA FOLIAR (LAI)
	DENSIDADE DE REGENERANTES	DENSIDADE DE ÁREA FOLIAR (LAD) DE ESTRATOS INFERIORES (SUB-BOSQUE)
ESTRATIFICAÇÃO / HETEROGENEIDADE ESTRUTURAL	ALTURA E QUANTIDADE DE ESTRATOS	DISTRIBUIÇÃO VERTICAL DA DENSIDADE DE ÁREA FOLIAR (LAD)
		ÍNDICES DE DIVERSIDADE ESTRUTURAL (EX. FHD OU “FOLIAGE HEIGHT DIVERSITY”, BASEADO NO ÍNDICE DE SHANNON-WIENER)
		DESVIO PADRÃO E COEFICIENTE DE VARIAÇÃO DA ALTURA
BIOMASSA LENHOSA ACIMA DO SOLO	MODELOS EMPÍRICOS	CHM
		OUTRAS MÉTRICAS UTILIZADAS COMO INPUT DE MODELOS ESTATÍSTICOS

liage height diversity) baseado no índice de Shannon-Wiener, podem ser utilizados para mensurar a heterogeneidade estrutural a partir da distribuição da área foliar de múltiplos estratos (MACARTHUR; MACARTHUR, 1961). O FHD pode ser calculado a partir da fórmula:

$$FHD = -\sum p_i \cdot \log(p_i) \tag{8.2}$$

na qual p_i é a proporção de retornos no estrato i . Quando aplicado a dados LiDAR, o índice de Shannon-Wiener aumenta com a extensão vertical do dossel e com uma distribuição mais uniforme da densidade de pontos ao longo do perfil. Métricas da variabilidade da altura, seja por meio do cálculo do desvio-padrão ou do coeficiente de variação, também são medidas da heterogeneidade estrutural do dossel, também denominada de rugosidade do dossel.

A biomassa lenhosa acima do solo (AGB, do inglês *Above Ground Biomass*) ou a densidade de carbono acima do solo (AGC, do inglês *Above Ground Carbon*) também podem ser estimadas (**Figura 34**) por meio de modelos empíricos, considerando como variáveis de entrada o CHM ou outras métricas LiDAR-ALS (ALMEIDA et al., 2019a).

VOXEL

Resolução horizontal (X, Y) = Tamanho do pixel

Resolução vertical (Z) = Variação em Z

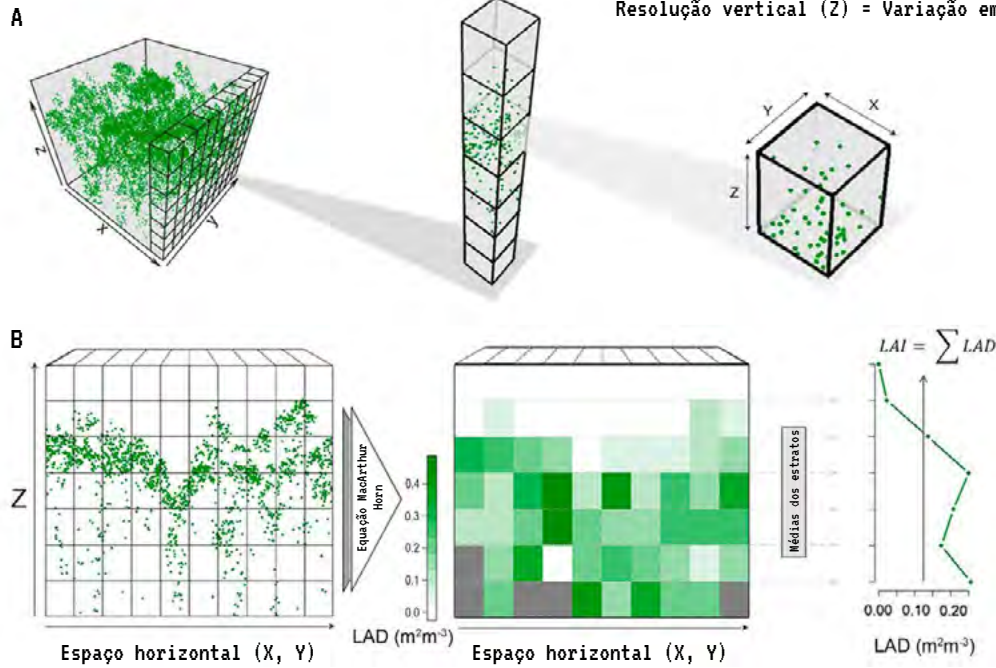
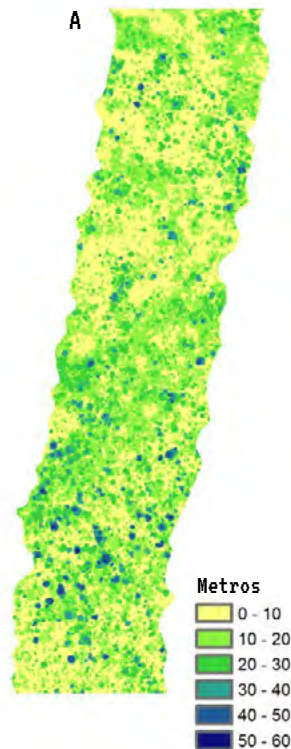


Figura 33

Representação do voxel (A), uma unidade de volume utilizada para obter a distribuição de área foliar (B).
Fonte: Almeida et al. (2019d)

MAPA DE ALTURA DE DOSSEL



MAPA DE BIOMASSA LENHOSA ACIMA DO SOLO

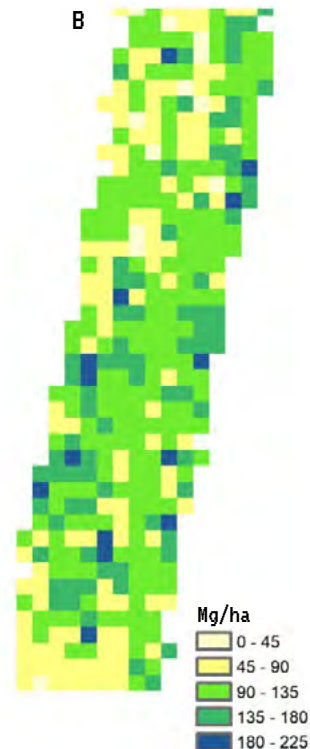


Figura 34

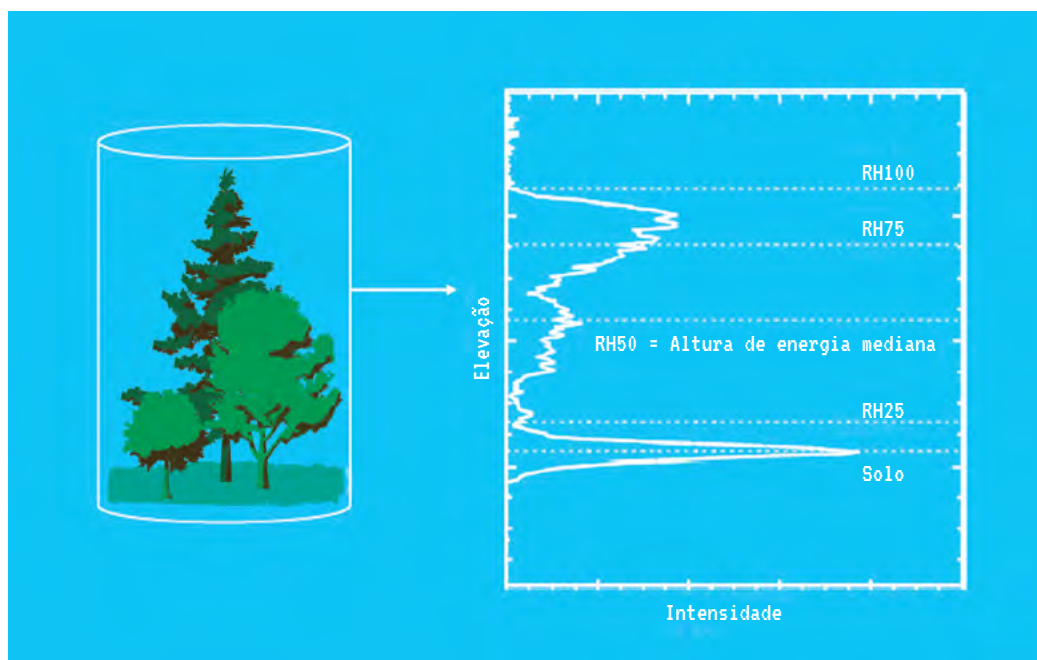
Exemplos de (A) *Canopy Height Model* (resolução de 1 m) e (B) mapa de biomassa acima do solo (AGB) (resolução de 50 m) derivados de LiDAR aerotransportado.
Fonte: Adaptado de Almeida et al. (2019a)

Vale ressaltar que a precisão das métricas LiDAR está atrelada ao número de retornos por unidade de área (retornos/m²), dependendo de alguns fatores como a altura e velocidade de voo, características do terreno e características do equipamento (e.g., pulsos/segundo). Para garantir maior acurácia das métricas LiDAR, recomenda-se uma densidade de retornos de no mínimo 4/m² em sistemas aerotransportados (LEITOLD et al., 2015).

Os sistemas LiDAR com retorno de ondas contínuas (*full waveform*) possuem grande quantidade de informações do perfil vertical da vegetação e também permitem a extração de várias métricas adicionais para a estimativa de propriedades florestais (CHEN, 2013). Alguns exemplos de métricas derivadas desse tipo de LiDAR são a elevação do solo; os quartis de altura em função da energia do retorno, isto é, altura de 25% da energia (RH25), 75% da energia (RH75) e altura da energia mediana (RH50); e altura total (RH100), calculada pela diferença entre a altura do dossel e do solo (Figura 35). Recentemente, métricas de altura relativa (RH), como RH10 e RH98, derivadas do sistema orbital GEDI, foram usadas para estimar a biomassa acima do solo em escala global¹ (DUNCANSON et al., 2022).

Figura 35

Registro contínuo do sinal de retorno e exemplos de métricas extraídas desse tipo de dado LiDAR. Fonte: Adaptado de Swatantran et al. (2011)



¹ Dados em <https://daac.ornl.gov/cgi-bin/dsvviewer.pl?ds_id=2017>.

Muitas métricas derivadas do LiDAR podem ser calculadas com o objetivo de criar verificadores para o monitoramento da restauração e novos estudos provavelmente irão adicionar outras métricas às muitas já existentes. Com a enorme possibilidade de métricas, alguns estudos se dedicaram a categorizá-las e padronizá-las (BAKX et al., 2019; VALBUENA et al., 2020), com o intuito de facilitar o uso das métricas LiDAR em futuros estudos e aplicações ecológicas. Sendo assim, Bakx et al. (2019) propõe a categorização das métricas LiDAR com base na parte da vegetação usada para o cálculo da métrica (vegetação total, árvore individual, camadas como dossel e sub-bosque, e multicamadas) e no tipo estrutural (cobertura, altura, variabilidade horizontal e variabilidade vertical). Já Valbuena et al. (2020) propõe uma estrutura conceitual padronizada de três características morfológicas do ecossistema: altura, cobertura e complexidade estrutural. É importante mencionar que, apesar das métricas LiDAR apresentarem grande potencial para o monitoramento da restauração de ecossistemas, é preciso ter cuidado em sua aplicação, pois não existe uma fórmula que sirva para todas as situações. Por exemplo, modelos de biomassa desenvolvidos em um determinado local podem não ser generalizáveis para outra região ou outro tipo de vegetação.

Há vários *softwares* disponíveis que podem ser utilizados para o processamento de dados LiDAR. Exemplos incluem *softwares* livres como o FUSION/LDV <http://forsys.cfr.washington.edu/fusion/fusion_overview.html> e pacotes para ambiente de programação em R, como o lidR <<https://jean-romain.github.io/lidRbook/>>, leafR <<https://github.com/DRAAlmeida/leafR>> e ForestGapR (carlos-alberto-silva/ForestGapR - GitHub).

8.5 VANTAGENS E DESVANTAGENS DO USO DO LIDAR

O uso de dados LiDAR vem recebendo destaque em aplicações florestais, devido ao seu potencial em obter medidas da estrutura da vegetação, como altura, diâmetro da copa e número de indivíduos emergentes. Métricas derivadas dos dados LiDAR também podem ser utilizadas na estimativa indireta de atributos como área basal, volume do fuste e biomassa acima do solo (ALMEIDA et al., 2019c). O LiDAR também é muito útil para levantamentos topográficos, pois a penetração do laser no dossel florestal permite atingir o solo.

Apesar da potencialidade desse sistema, ainda é uma tecnologia limitada pelo alto custo do sensor e das plataformas aerotransportadas (aeronaves e drones), além da alta demanda de tempo de imageamento em áreas maiores (ALMEIDA et al., 2020b). Além disso, o uso desses sistemas requer alto nível de conhecimento, seja para coletar, processar ou analisar os dados, deixando esta tecnologia restrita à grupos de pesquisa e empresas especializadas.

8.6 PERSPECTIVAS FUTURAS DE LIDAR (ROADMAP)

Com o avanço da tecnologia e maior disponibilidade de dados públicos, o LiDAR pode tornar-se uma opção mais acessível para o público em geral. O desenvolvimento de modelos em larga escala para a estimativa de indicadores baseados em dados LiDAR pode facilitar a aplicação dessa tecnologia para o monitoramento da restauração. Alguns estudos já vêm sendo realizados para estimar indicadores como a altura do dossel e biomassa a partir de modelos regionais (JUCKER et al., 2018) ou globais (POTAPOV et al., 2021; LANG et al., 2022). Além disso, estudos locais têm verificado o potencial de diferentes métricas LiDAR para estudos dos ecossistemas. Por exemplo, a diversidade estrutural do dossel derivada do LiDAR vem sendo utilizada como medida indireta da diversidade de espécies da fauna (DAVIES; ASNER, 2014; SIMONSON; ALLEN; COOMES, 2014), principalmente em estudos que relacionam a complexidade estrutural do habitat com a riqueza e diversidade da avifauna (BAKX et al., 2019; GOETZ et al., 2007). O estudo de LaRue et al. (2019), desenvolvido nos Estados Unidos, sugere que a diversidade estrutural medida pelo LiDAR pode prever a função do ecossistema tão bem ou até melhor do que a riqueza de espécies e a diversidade filogenética. No entanto, mais estudos ainda são necessários para compreender a eficácia dessas métricas para regiões tropicais. Espera-se que o aumento na base de dados disponível de inventários florestais combinados com dados LiDAR e imagens de satélite reduzam consideravelmente as incertezas na estimativa de indicadores da restauração, dando suporte a projetos de larga escala.

SISTEMAS COMPUTACIONAIS DE APOIO AO CAMPO

• 9

Esta seção apresenta sistemas computacionais que auxiliam os trabalhos de campo convencionais. Tais sistemas promovem maior produtividade porque utiliza-se dispositivos móveis (tablets e smartphones) ao invés de folhas de papel (evita-se também fontes de erro no processo de digitalização) e maior troca de informações entre restauradores, que podem acessar uma plataforma WebGIS e checar experiências de colegas.

Recomenda-se, portanto, que os profissionais da Restauração de Ecossistemas utilizem estes sistemas computacionais de apoio, que são apresentados na sequência (a partir da seção 9.1). Conforme mencionado na seção B, pode haver resistência à implementação destes sistemas por parte dos colaboradores de projetos de restauração, mas cabe ao gestor avaliar conforme cada caso os motivos das resistências e a melhor forma de resolvê-las.

Apesar de não descrita em maiores detalhes nesta versão do Protocolo, vale ressaltar a plataforma Restor como um sistema computacional de apoio ao campo (<<https://restor.eco/>>). Além da divulgação de projetos e conexão entre diferentes atores da restauração, o sistema Restor permite, dentre outras possibilidades, apresentar num polígono de interesse o potencial de susceptibilidade à restauração e possíveis valores estimados de cobertura do solo (áreas com dossel ou desmatada) obtidos por iniciativas independentes de monitoramento da superfície terrestre. Fundado no Crowther Lab, do ETH de Zurique, e desenvolvido em parceria com o Google, Restor é finalista do Earthshot Prize 2021 e parceiro da Década das Nações Unidas da Restauração de Ecossistemas.

9.1 AGROTAG

Luciana Spinelli-Araujo, Luiz Eduardo Vicente, Ladislau Skorupa

9.1.1 INTRODUÇÃO

Apesar dos mapeamentos diversos recentes baseados na disponibilidade de novos sensores e imagens em diferentes resoluções como o Projeto Mapbiomas (SOUZA

et al., 2020), as demandas atuais de dados em larga escala vão além da identificação do uso e cobertura das terras e requerem também a qualificação das práticas de ocupação da terra (ARAUJO et al., 2019). No caso da restauração florestal, o detalhamento na caracterização dessas áreas em relação ao uso anterior, manejo adotado e a evolução e consolidação da vegetação é alcançado fundamentalmente por meio de dados de campo, que esbarram no alto custo de levantamentos in loco, especialmente relacionados à logística em áreas remotas. Aplicativos para dispositivos móveis (smartphones e tablets) têm sido uma alternativa para coletar essas informações de campo (INWOOD; DALE, 2019), apoiando a sistematização e gestão de dados para validação de mapeamentos temáticos (BAYAS et al., 2020; PORTINHO et al., 2021) e na associação com imagens multi-resoluções e realização de análises geoespaciais (D'ANDRIMONT; LEMOINE; VELDE, 2018). Para a restauração de florestas, iniciativas em inovação incluem ferramentas para tornar o plantio de florestas um negócio lucrativo e benéfico (CALMON et al., 2020) e aplicativos de campo para apoiar a implantação e otimizar o acompanhamento dessas áreas (MAHER et al., 2019).

9.1.2 SISTEMA AGROTAG

O AgroTag¹ é uma iniciativa da Embrapa e da Plataforma Multi-institucional de Monitoramento das Reduções de Emissões de Gases de Efeito Estufa na Agropecuária (Plataforma ABC) para estruturação de um Sistema Multiescala de Monitoramento em Rede (ARAUJO et al., 2019). O sistema se insere no contexto de demandas por dados de campo para apoiar análises geoespaciais sobre uso e cobertura das terras no setor rural, embasado no crescente aumento de acesso à internet na área rural nos últimos anos (IBGE, 2018). O AgroTag (**Figura 36**) contempla o aplicativo (app) para dispositivos móveis com sistema Android para coleta de dados georreferenciados em campo (operando também em modo off-line) e a interface online WebGIS para acesso aos dados coletados integrados a um conjunto de imagens satelitárias e outras bases sistematizadas

No AgroTag app, após uma etapa de instalação e cadastro, o usuário realiza as coletas em campo empregando as funcionalidades do Sistema - fotos e desenhos georreferenciados, visualização de bases de referência como o Cadastro Ambiental Rural (CAR), mosaicos de imagens Rapideye e Sentinel, e associa os pontos coletados

1 <<https://www.agrotag.cnptia.embrapa.br/>>.



Figura 36
Estrutura de coleta, fluxo e acesso a dados do Sistema AgroTag.

a formulários para identificação e caracterização dos alvos de interesse. O formulário base do AgroTag possui questões sobre o uso e cobertura das terras com legenda temática estruturada a partir das classes do IBGE e em mapeamentos como o MapBio-mas e o TerraClass (ARAUJO et al., 2019), possibilitando a identificação e qualificação das diferentes classes (ex. agricultura, pastagem, vegetação) e o acompanhamento das etapas pré e pós implantação de ações e tecnologias sustentáveis como sistemas ILPF, recuperação de pastagens, agricultura com plantio direto e respectivos manejos adotados.

9.1.3 INDICADORES DE RESTAURAÇÃO NO AGROTAG

Adicionalmente às questões sobre uso das terras, o AgroTag contempla formulários temáticos voltados a atender demandas específicas como do Projeto “Inovação em restauração florestal e recuperação de áreas degradadas: ações integradas, coletivas e de construção de conhecimentos para a melhoria da qualidade socioambiental da agricul-

tura familiar no Bioma Amazônia” - InovaFlora (FUNDO AMAZÔNIA, 2021) que resultou no módulo AgroTagVEG para o monitoramento da restauração florestal. Para esse módulo temático o formulário de campo, elaborado a partir de protocolos validados pela Embrapa e parceiros (Tutorial AgroTagVEG, 2021), permite a caracterização e monitoramento das áreas mesmo antes da implantação do projeto de restauração com informação sobre o uso do solo anterior, gerando informações fundamentais para entendimento da sua evolução associadas às estratégias de recomposição adotadas - recomposição passiva (regeneração natural sem manejo), manejo da regeneração natural e plantio em área total. Para cada estratégia selecionada, o usuário pode detalhar o manejo empregado na área a partir de uma lista de opções - se plantio de mudas, semeadura direta, propagação vegetativa, controle de plantas competidoras, adensamento, enriquecimento, nucleação, e utilizar os indicadores disponíveis para caracterizar o estágio dessa restauração.

O AgrotagVEG considera cada área em processo de recomposição como sendo uma “Gleba” (ou polígono), cujos limites podem ser traçados na tela do app. Nesse caso, podem ser inseridas quantas glebas sejam necessárias em diferentes locais e categorias (áreas de preservação permanente, de reserva legal, de uso restrito ou outras). Cada gleba registrada é objeto de caracterização e avaliação por meio de indicadores quanto aos processos ecológicos relacionados à recomposição, contemplando atualmente dois conjuntos de indicadores conforme **Figura 37**.

No primeiro conjunto de indicadores podem ser utilizados (a) % de cobertura do solo com vegetação nativa e exótica, (b) % de cobertura do solo com herbáceas invasoras/superabundantes, (c) % de solo exposto, (d) % da área com clareiras, (e) densidade de indivíduos nativos regenerantes (ind./ha), (f) número de espécies nativas regenerantes e (g) área basal (m²/ha). Cada indicador pode ser obtido de forma expedita por meio de avaliação visual ou utilizando-se formulários relacionados, onde o usuário insere os valores relativos a cada parcela amostral e o sistema calcula automaticamente o valor agregado, por hectare, considerando parcelas amostrais de 100 m² (p. ex. 25 x 4 m). No caso do projeto prever parcelas com uma área diferente desta, por exemplo 900 m² (30 x 30 m), a obtenção dos valores de cada indicador, bem como os cálculos de seus valores médios extrapolados para hectare, deve ser feita fora do app e os resultados inseridos manualmente nos respectivos campos do app. No segundo conjunto são disponibilizados indicadores complementares, os quais são obtidos por meio de avaliações visuais, quais sejam (a) % de cobertura com trepadeiras, (b) % de mortalidade de mudas ou propágulos, (c) número de estratos e (d) altura média do dossel. A escolha do conjunto de indicadores a ser utilizados deve se pautar no objetivo e na natureza do projeto de restauração. Caso o usuário deseje utilizar algum indicador não relacionado pelo AgroTagVEG,

The image displays two side-by-side screenshots of the AgroTag VEG mobile application. Both screens have a teal header with the title 'AgroTag VEG' and a back arrow. The left screen, timestamped 11:58, features a section titled 'Indicadores de recomposição' with a question mark icon. It contains several input fields, each followed by a grey button labeled 'INDICADOR'. The fields are: '% cobertura solo veget. nativa', '% cobertura solo veget. exótica', '% cobertura solo invasoras', '% de solo exposto', '% de clareiras', 'Densid. ind. nativos regen (ind/ha)', 'N° spp nativos regenerantes', and 'Área basal (m²/ha) (CAP>15cm)'. Below this is a section titled 'Outros indicadores' with a field for '% de cobertura com trepadeiras' and a question mark icon. The right screen, timestamped 11:59, shows the 'Outros indicadores' section with three input fields: 'Densid. ind. nativos regen (ind/ha)', 'N° spp nativos regenerantes', and 'Área basal (m²/ha) (CAP>15cm)', each with an 'INDICADOR' button. Below these is a section titled 'Outros indicadores' with five input fields: '% de cobertura com trepadeiras', '% de mortalidade de mudas/propágulos', 'Número de estratos', 'Altura média do Dossel (m)', and 'Avaliação atual da recomposição', each with a question mark icon. At the bottom of this section is a five-star rating system and a text area labeled 'Observações gerais sobre a gleba'. A large grey button labeled 'ADICIONAR GLEBA' is at the bottom. Both screens have a bottom navigation bar with three icons: a tree for 'Recomposição-VEG', a map for 'Uso da terra', and a location pin for 'Mapa'.

Figura 37
Telas destinadas
à inserção e/
ou cálculo dos
indicadores de
recomposição.

suas informações podem ser inseridas no campo “observações”, ou, quando requerer cálculos, pelo uso de planilhas externas ao app, por exemplo, Excel ou LibreOffice Calc. A cada retorno para o monitoramento da restauração, o usuário poderá efetuar registros fotográficos para cada gleba, os quais são georreferenciados e podem - a exemplo dos demais dados e informações-, serem resgatados por meio da Plataforma WebGIS AgrotagVEG.

Com as funcionalidades e formulários associados o AgroTag pode atender de forma ampla as demandas no levantamento de campo em áreas de restauração florestal – por um lado, os formulários trazem as informações sobre histórico e implantação da área, metodologias e manejos adotados e descrição da situação atual da vegetação, informações essas que não substituem inventários detalhados mas podem apoiar avaliações e indicativos do estado dos processos ecológicos; por outro lado os formulários já contemplam alguns dos parâmetros passíveis de acompanhamento por sensoriamento

remoto descritos neste Protocolo - cobertura e altura de dossel, idade da regeneração, densidade de árvores, estratificação e biomassa lenhosa acima do solo, propiciando o registro refinado de indicadores mensurados em campo. E com a estrutura hierárquica dos formulários, outros parâmetros são ainda passíveis de serem incorporados para a coleta de campo, sobretudo em relação a indicadores específicos de vegetação com estrutura não florestal visando abranger a diversidade de todos os biomas; um exemplo é o que vem sendo realizado junto ao Projeto GEF Terrestre para avaliação do Sistema AgroTag no monitoramento da recuperação nos biomas Caatinga, Pampa e Pantanal (FUNBIO, 2021) que objetiva identificar indicadores prioritários e não contemplados na estrutura existente do sistema ou mesmo agregar outros tipos de indicadores como os denominados indicadores de futuro (leading indicators) que complementaríamos informações derivadas de indicadores tradicionais (OTA et al., 2021).

A recomposição e preservação da vegetação se insere também no contexto de sustentabilidade de propriedades rurais produtivas, sendo um importante quesito para o mercado internacional agropecuário. A exemplo de processos de Monitoramento, Relato e Verificação (MRV) para validação dos resultados do Plano Agricultura de Baixo Carbono (Plano ABC) (PEROSA et al., 2020), para as áreas de restauração é essencial que os mecanismos de monitoramento sejam capazes de efetivamente comprovar o cumprimento de metas compromissadas, incluindo a identificação das fontes de dados e a forma de coleta e análise dos dados, de forma a garantir sua qualidade e possibilitar futura checagem. Nesse contexto, a estrutura e as funcionalidades do AgroTag se enquadram nessas premissas, especialmente com registros fotográficos com azimute (direção com que a foto foi tirada) e a restrição para fotos subsequentes serem distantes do ponto coletado no tempo zero, condicionando o usuário a realizar os registros sempre no mesmo ponto que o anterior e permitindo um acompanhamento ágil da evolução dos projetos de recomposição. Essas aplicações permitem a rastreabilidade de dados da área avaliada (blockchain - rastreabilidade de todo o processo na forma de instrumentos de TI), com possibilidade de acompanhamento do histórico desde o início da implantação da tecnologia, permitindo ainda o cruzamento das informações de campo com base de dados geoespaciais e acompanhamento das áreas por imagens de satélite. Dessa forma, no AgroTag o usuário acompanha a evolução da restauração florestal de seus passivos ambientais e contextualiza o uso das terras do entorno dessas áreas associados às informações do CAR. O Sistema pode, assim, contribuir com indicadores de sustentabilidade de propriedades rurais, de adoção de tecnologias comprometidas com a mitigação de GEEs e de adequação ao Programa de Regularização Ambiental/CAR.

Com a estrutura integrada de app-WebGIS do AgroTag, informações coletadas de

forma individual em campo são enviadas para um banco de dados georreferenciados colaborativo, possibilitando análises macro com o acompanhamento remoto das áreas e balanços de carbono baseado em ferramentas de geotecnologias. Estudos demonstram a utilidade do monitoramento participativo no fornecimento de informação de campo (EVANS; GUARIGUATA; BRANCALION, 2018) e a iniciativa de uma Rede Colaborativa pode dar escala ao levantamento de dados possibilitando a verificação in loco de áreas de restauração florestal com um sistema de monitoramento em rede de baixo custo. A base de dados colaborativa também propicia análises temporais de indicadores de campo não passíveis de medições por sensoriamento remoto e, assim, viabilizando um monitoramento mais acurado sobre as áreas de restauração no país.

9.1.4 MANUAIS PARA UTILIZAÇÃO DO AGROTAG

<<https://www.agrotag.cnptia.embrapa.br/>>

10 • PRÓXIMOS PASSOS E ROADMAP

A **Tabela 13** abaixo é o Roadmap de tecnologias, onde são apresentados de forma resumida os métodos que são objeto de Pesquisa e Desenvolvimento (P&D). A **Tabela 13** traz tanto os métodos mencionados nos capítulos de Sensoriamento Remoto deste Protocolo (Sensoriamento Remoto Orbital, Fotogrametria através de drones e LiDAR), quanto métodos levantados pelos especialistas que participaram do workshop online Uso do Sensoriamento Remoto no Monitoramento da Restauração de Ecossistemas.

Cada linha da **Tabela 13** é um método que será descrito em maiores detalhes nas futuras edições deste Protocolo assim que tornar-se amigável, conservador e com capacidade de aplicação aos projetos de restauração de uma forma geral.

Tabela 13

Roadmap de tecnologias para acompanhamento de metodologias a serem incorporadas nas futuras edições deste Protocolo de Monitoramento da Restauração de Ecossistemas via Sensoriamento Remoto.

FINALIDADE/INDICADOR	VERIFICADOR	SENSORIAMENTO REMOTO ORBITAL	DRONE E FOTOGRAMETRIA	LIDAR ORBITAL, ALS OU TLS
BIODIVERSIDADE				
RIQUEZA DE ÁRVORES	IDENTIFICAÇÃO DE ESPÉCIES DE DOSSEL INDICADORAS	ALTA RESOLUÇÃO ESPACIAL, RADAR	RGB, MULTIESPECTRAL E HIPERESPECTRAL	
HETEROGENEIDADE ESTRUTURAL	DISTRIBUIÇÃO DIAMÉTRICA DAS ÁRVORES		RELAÇÕES ALOMÉTRICAS	
	RIQUEZA DE ESPÉCIES	DIVERSIDADE ESPECTRAL EM SENSORES MULTIESPECTRAIS E HIPERESPECTRAIS	DIVERSIDADE ESPECTRAL EM SENSORES MULTIESPECTRAIS E HIPERESPECTRAIS E HETEROGENEIDADE DO CHM	PERFIS DE DENSIDADE DE ÁREA FOLIAR
	FREQÜÊNCIA DE TAMANHOS DE CLAREIRAS	ALTA RESOLUÇÃO ESPACIAL	CHM	LIDAR ORBITAL
PRESENÇA DE FAUNA	OCORRÊNCIA DA FAUNA NATIVA	ÍNDICES DE VEGETAÇÃO	SENSORES TERMAIS	
CONECTIVIDADE	CONEXÃO A ÁREAS COBERTAS POR VEGETAÇÃO	JÁ É POSSÍVEL, SENDO NECESSÁRIO ESTIMULAR ESSAS ANÁLISES		
	CARACTERÍSTICAS/ RUGOSIDADE DO DOSSEL	COMPARAÇÃO DE RUGOSIDADE/ TEXTURA ENTRE ÁREA REFERÊNCIA E RESTAURAÇÃO		
CARBONO				
BIOMASSA ACIMA DO SOLO	ÁREA BASAL		RELAÇÕES ALOMÉTRICAS	
	ALTURA DO DOSSEL	RADAR; FUNÇÃO DE TRANSFERÊNCIA UTILIZANDO RADAR	CHM	LIDAR ORBITAL
	RIQUEZA DE ESPÉCIES	DIVERSIDADE ESPECTRAL EM SENSORES MULTIESPECTRAIS E HIPERESPECTRAIS	DIVERSIDADE ESPECTRAL EM SENSORES MULTIESPECTRAIS E HIPERESPECTRAIS	HIPERESPECTRAL E LIDAR
CUMPRIMENTO LEGAL/ INDICADORES DE FUTURO				
DENSIDADE DE ÁRVORES ABAIXO DO DOSSEL	DENSIDADE DE ÁRVORES ABAIXO DO DOSSEL	RADAR	CORRELACIONADO AO CHM	LIDAR ORBITAL
RIQUEZA DE REGENERANTES	IDENTIFICAÇÃO DE ESPÉCIES REGENERANTES		HIPERESPECTRAL + LIDAR; BIBLIOTECA ESPECTRAL PARA VERIFICAÇÃO DE ASPECTOS BIOQUÍMICOS	HIPERESPECTRAL E LIDAR
QUALIDADE DO SOLO	ESTABILIDADE DOS PROCESSOS EROSIVOS	RADAR	MUDANÇAS NO MDT	MUDANÇAS NO MDT

REFERÊNCIAS

AASEN, H.; BURKART, A.; BOLTEN, A.; BARETH, G. Generating 3d hyperspectral information with lightweight uav snapshot cameras for vegetation monitoring: From camera calibration to quality assurance. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, Elsevier, v. 108, n. 10, p. 245–259, 2015.

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 11941: Madeira: determinação da densidade básica. 2003.

ADAMS, C.; RODRIGUES, S. T.; CALMON, M.; KUMAR, C. Impacts of large-scale forest restoration on socioeconomic status and local livelihoods: what we know and do not know. **Biotropica**, Wiley Online Library, v. 48, n. 6, p. 731–744, 2016.

ADÃO, T.; HRUŠKA, J.; PÁDUA, L.; BESSA, J.; PERES, E.; MORAIS, R.; SOUSA, J. J. Hyperspectral imaging: A review on uav-based sensors, data processing and applications for agriculture and forestry. **Remote Sensing**, Multidisciplinary Digital Publishing Institute, v. 9, n. 11, p. 1110, 2017.

ALBUQUERQUE, R. W.; COSTA, M. O.; FERREIRA, M. E.; JORGE, L. A. C.; SARRACINI, L. H.; ROSA, E. O.; TAVARES, L. F. S. Qualitative effectiveness of unmanned aerial vehicles for monitoring forest restoration in brazil: a brief review. **International Journal of Current Research**, v. 9, n. 5, p. 50802–50806, 2017.

ALBUQUERQUE, R. W.; COSTA, M. O.; FERREIRA, M. E.; CARRERO, G. C.; GROHMANN, C. H. Remotely piloted aircraft imagery for automatic tree counting in forest restoration areas: a case study in the amazon. **Journal of Unmanned Vehicle Systems**, NRC Research Press 1840 Woodward Drive, Suite 1, Ottawa, ON K2C 0P7, v. 8, n. 3, p. 207–223, 2020.

ALBUQUERQUE, R. W.; FERREIRA, M. E.; GIRÃO, V.; BALIEIRO, C. P.; MANSUR, H.; COSTA, J. V. S.; BRANCO, M. R. C.; GROHMANN, C. H. Comparison of sfm methods on automatic counting of trees in a brazilian atlantic forest restoration area. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo: Embrapa Florestas, v. 39, n. e201902043, p. 60–61, 2019.

ALBUQUERQUE, R. W.; FERREIRA, M. E.; OLSEN, S. I.; TYMUS, J. R. C.; BALIEIRO, C. P.; MANSUR, H.; MOURA, C. J. R.; COSTA, J. V. S.; BRANCO, M.R. C.; GROHMANN, C. H. Forest restoration monitoring protocol with a low-cost remotely piloted aircraft: Lessons learned from a case study in the brazilian atlantic forest. **Remote Sensing**, v. 13, n. 12, 2021. ISSN 2072-4292. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2072-4292/13/12/2401>>.

ALBUQUERQUE, R. W.; JARDINI, M. G. M.; GIANNOTTI, M. A.; QUINTANILHA, J. A. Mapeado de la cobertura del suelo de los alrededores de una presa hidroeléctrica mediante el clasificador máquina de vector de soporte/land cover mapping of a hydroelectric domain area obtained by support vector machines and maximum likelihood classifier. **Revista Espaço e Geografia**, v. 20, n. 2, 2018.

ALBUQUERQUE, R. W.; MATSUMOTO, M. H.; CALMON, M.; FERREIRA, M. E.; VIEIRA, D. L. M.; GROHMANN, C. H. A protocol for canopy cover monitoring on forest restoration projects using low-cost drones. **Open Geosciences**, v. 14, n. 1, p. 921–929, 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.1515/geo-2022-0406>>.

ALBUQUERQUE, R. W.; VIEIRA, D. L. M.; FERREIRA, M. E.; SOARES, L. P.; OLSEN, S. I.; ARAUJO, L. S.; VICENTE, L. E.; TYMUS, J. R. C.; BALIEIRO, C. P.; MATSUMOTO, M. H.; GROHMANN, C. H. Mapping key indicators of forest restoration in the amazon using a low-cost drone and artificial intelligence. **Remote Sensing**, v. 14, n. 4, 2022. ISSN 2072-4292. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2072-4292/14/4/830>>.

ALMEIDA, A. S.; VIEIRA, I. C.; MOURA, N.; LEES, A. C. Heterogeneity of tree diversity and carbon stocks in amazonian oil palm landscapes. **Plant Ecology & Diversity**, Taylor & Francis, v. 13, n. 1, p. 105–113, 2020.

ALMEIDA, C. T.; GALVAO, L. S.; OMETTO, J. P. H. B.; JACON, A. D.; PEREIRA, F. R. de S.; SATO, L. Y.; LOPES, A. P.; GRAÇA, P. M. L. de A.; SILVA, C. V. de J.; FERREIRA-FERREIRA, J. et al. Combining lidar and hyperspectral data for aboveground biomass modeling in the brazilian amazon using different regression algorithms. **Remote Sensing of Environment**, Elsevier, v. 232, p. 111323, 2019.

ALMEIDA, D.; BROADBENT, E.; ZAMBRANO, A.; WILKINSON, B.; FERREIRA, M.; CHAZDON, R.; MELI, P.; GORGENS, E.; SILVA, C.; STARK, S.; VALBUENA, R.; PAPA, D.; BRANCALION, P. Monitoring the structure of forest restoration plantations with a drone-lidar system.

International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, v. 79, p. 192–198, 2019. ISSN 0303-2434. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0303243418311954>>.

ALMEIDA, D. R. A. d.; STARK, S. C.; CHAZDON, R.; NELSON, B. W.; CÉSAR, R. G.; MELI, P.; GORGENS, E.; DUARTE, M. M.; VALBUENA, R.; MORENO, V. S. et al. The effectiveness of lidar remote sensing for monitoring forest cover attributes and landscape restoration. **Forest Ecology and Management**, Elsevier, v. 438, p. 34–43, 2019.

ALMEIDA, D. R. A. d.; STARK, S. C.; SHAO, G.; SCHIETTI, J.; NELSON, B. W.; SILVA, C. A.; GORGENS, E. B.; VALBUENA, R.; PAPA, D. d. A.; BRANCALION, P. H. S. Optimizing the remote detection of tropical rainforest structure with airborne lidar: Leaf area profile sensitivity to pulse density and spatial sampling. **Remote Sensing**, Multidisciplinary Digital Publishing Institute, v. 11, n. 1, p. 92, 2019.

ALMEIDA, D. R. A. de; BROADBENT, E. N.; FERREIRA, M. P.; MELI, P.; ZAMBRANO, A. M. A.; GORGENS, E. B.; RESENDE, A. F.; ALMEIDA, C. T.; AMARAL, C. H.; CORTE, A. P. D.; SILVA, C. A.; ROMANELLI, J. P.; PRATA, G. A.; PAPA, D. A.; STARK, S. C.; VALBUENA, R.; NELSON, B. W.; GUILLEMOT, J.; FÉRET, J.-B.; CHAZDON, R.; BRANCALION, P. H. Monitoring restored tropical forest diversity and structure through uav-borne hyperspectral and lidar fusion. **Remote Sensing of Environment**, v. 264, p. 112582, 2021. ISSN 0034-4257. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425721003023>>.

ALMEIDA, D. R. A. de; ZAMBRANO, A. M. A.; BROADBENT, E. N.; WENDT, A. L.; FOSTER, P.; WILKINSON, B. E.; SALK, C.; PAPA, D. d. A.; STARK, S. C.; VALBUENA, R. et al. Detecting successional changes in tropical forest structure using gatoreye drone-borne lidar. **Biotropica**, Wiley Online Library, v. 52, n. 6, p. 1155–1167, 2020.

ALMEIDA, D. R. de; STARK, S. C.; VALBUENA, R.; BROADBENT, E. N.; SILVA, T. S.; RESENDE, A. F. de; FERREIRA, M. P.; CARDIL, A.; SILVA, C. A.; AMAZONAS, N. et al. A new era in forest restoration monitoring. **Restoration Ecology**, Wiley Online Library, v. 28, n. 1, p. 8–11, 2020.

ANAC. **Agência Nacional de Aviação Civil. Requisitos gerais para aeronaves não tripuladas de uso civil. Resolução número 419, de 2 de maio de 2017. Regulamento Brasileiro da Aviação Civil Especial, RBAC-E número 94.** 2017. Available at <<<https://>

www.anac.gov.br/assuntos/legislacao/legislacao-1/rbha-e-rbac/rbac/ rbac-e-94/@@display-file/arquivo_norma/RBACE94EMD00.pdf>>, Accessed on 2021- 06-17.

ANTONELLI, A.; SANMARTÍN, I. Why are there so many plant species in the neotropics? **Taxon**, Wiley Online Library, v. 60, n. 2, p. 403–414, 2011. APPLE. **Meça a altura de uma pessoa com o iPhone**. 2021. <<https://support.apple.com/pt-br/guide/iphone/iph341d4a993/ios>>. Accessed: 2021-09-13.

ARAUJO, L.; VICENTE, L. E.; MANZATTO, C. V.; SKORUPA, L. A.; VICTORIA, D. d. C.; SOARES, A. R. Agrotag: um sistema de coleta, análise e compartilhamento de dados de campo para qualificação do uso e cobertura das terras no brasil. In: GHERARDI, D. F. M.; SANCHES, I. D.; ARAGÃO, L. E. O. e Cruz de (Ed.). **Proceedings of Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR), 19**. [S.l.]: São José dos Campos: INPE, 2019. p. 451–454.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; MELO, F. P.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; BONGERS, F.; CHAZDON, R. L.; MEAVE, J. A.; NORDEN, N.; SANTOS, B. A.; LEAL, I. R.; TABARELLI, M. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. **Biological Reviews**, Wiley Online Library, v. 92, n. 1, p. 326–340, 2017.

BAENA, S.; MOAT, J.; WHALEY, O.; BOYD, D. S. Identifying species from the air: Uavs and the very high resolution challenge for plant conservation. **PloS one**, Public Library of Science, v. 12, n. 11, p. e0188714, 2017.

BAGARAM, M. B.; GIULIARELLI, D.; CHIRICI, G.; GIANNETTI, F.; BARBATI, A. Uav remote sensing for biodiversity monitoring: Are forest canopy gaps good covariates? **Remote Sensing**, v. 10, n. 9, 2018. ISSN 2072-4292. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2072-4292/10/9/1397>>.

BAKX, T. R. M.; KOMA, Z.; SEIJMONSBERGEN, A. C.; KISSLING, W. D. Use and categorization of light detection and ranging vegetation metrics in avian diversity and species distribution research. **Diversity and Distributions**, v. 25, n. 7, p. 1045–1059, 2019. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/ddi.12915>>.

BALDECK, C. A.; ASNER, G. P.; MARTIN, R. E.; ANDERSON, C. B.; KNAPP, D. E.; KELLNER, J. R.; WRIGHT, S. J. Operational tree species mapping in a diverse tropical forest with airborne imaging spectroscopy. **PloS one**, Public Library of Science San Francisco, CA USA, v. 10, n. 7, p. e0118403, 2015.

BANIYA, B.; TANG, Q.; HUANG, Z.; SUN, S.; TECHATO, K.-a. Spatial and temporal variation of ndvi in response to climate change and the implication for carbon dynamics in nepal. **Forests**, Multidisciplinary Digital Publishing Institute, v. 9, n. 6, p. 329, 2018.

BARLOW, J.; FRANÇA, F.; GARDNER, T. A.; HICKS, C. C.; LENNOX, G. D.; BERENGUER, E.; CASTELLO, L.; ECONOMO, E. P.; FERREIRA, J.; GUÉNARD, B. et al. The future of hyperdiverse tropical ecosystems. **Nature**, Nature Publishing Group, v. 559, n. 7715, p. 517–526, 2018.

BAYAS, J. C. L.; SEE, L.; BARTL, H.; STURN, T.; KARNER, M.; FRAISL, D.; MOORTHY, I.; BUSCH, M.; VELDE, M. vander; FRITZ, S. Crowdsourcing lucas: Citizens generating reference land cover and land use data with a mobile app. **Land**, Multidisciplinary Digital Publishing Institute, v. 9, n. 11, p. 446, 2020.

BAYMA, A. P.; SANO, E. E. Séries temporais de índices de vegetação (ndvi e evi) do sensor modis para detecção de desmatamentos no bioma cerrado. **Boletim de Ciências Geodésicas**, SciELO Brasil, v. 21, p. 797–813, 2015.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas**. [S.l.]: Artmed Editora, 2007. 752 p.

BELMONTE, A.; SANKEY, T.; BIEDERMAN, J. A.; BRADFORD, J.; GOETZ, S. J.; KOLB, T.; WOOLLEY, T. **Remote Sensing in Ecology and Conservation**, Wiley Online Library, v. 6, n. 2, p. 181–197, 2020.

BID. **Conceitos básicos sobre mudança do clima: causas, mitigação e adaptação**. [S.l.], 2015. Available at <[https://publications.iadb.org/publications/portuguese/document/Conceitos-b%C3%AIsicos-sobre-mudan%C3%A7a-do-clima-Causas-mitiga%C3%A7%C3%A3o-e-adapta%C3%A7%C3%A3o.pdf](https://publications.iadb.org/publications/portuguese/document/Conceitos-b%C3%AAsicos-sobre-mudan%C3%A7a-do-clima-Causas-mitiga%C3%A7%C3%A3o-e-adapta%C3%A7%C3%A3o.pdf)>, Acesso em 2022-06-17.

BISPO, P. D. C.; PARDINI, M.; PAPATHANASSIOU, K. P.; KUGLER, F.; BALZTER, H.; RAINS, D.; SANTOS, J. R. D.; RIZAIEV, I. G.; TANSEY, K.; SANTOS, M. N. dos et al. Mapping forest successional stages in the brazilian amazon using forest heights derived from tandem-x sar interferometry. **Remote Sensing of Environment**, Elsevier, v. 232, p. 111194, 2019.

BLASCHKE, T. Object based image analysis for remote sensing. **ISPRS journal of photogrammetry and remote sensing**, Elsevier, v. 65, n. 1, p. 2–16, 2010.

BONILLA, O. H.; LUCENA, E. M. P. **Fundamentos em Ecologia**. 2a. ed. [S.l.]: UNIVERSIDADE ESTADUAL DO CEARÁ, 2015. 204 p. Disponível em <<https://educapes.capes.gov.br/bitstream/capes/431649/2/Livro_Ciencias%20Biologicas_Fundamentos%20em%20Ecologia.PDF>>, Acesso em 28-04-2023.

BOURGOIN, C.; BETBEDER, J.; COUTERON, P.; BLANC, L.; DESSARD, H.; OSZWALD, J.; ROUX, R. L.; CORNU, G.; REYMONDIN, L.; MAZZEI, L. et al. Uav-based canopy textures assess changes in forest structure from long-term degradation. **Ecological Indicators**, Elsevier, v. 115, p. 106386, 2020.

BRANCALION, P. H.; VIANI, R. A.; CALMON, M.; CARRASCOSA, H.; RODRIGUES, R. R. How to organize a large-scale ecological restoration program? the framework developed by the atlantic forest restoration pact in brazil. **Journal of Sustainable Forestry**, Taylor & Francis, v. 32, n. 7, p. 728–744, 2013.

BROWN, J.; ISAACS, D. **The world café: Shaping our futures through conversations that matter**. [S.l.]: San Francisco: Berret-Koehler Publishers, 2005. 399 p.

BURKE, C.; RASHMAN, M. F.; LONGMORE, S. N.; MCAREE, O.; GLOVERKAPFER, P.; ANCRENAZ, M.; WICH, S. A. Successful observation of orangutans in the wild with thermal-equipped drones. **Journal of Unmanned Vehicle Systems**, NRC Research Press, v. 7, n. 3, p. 235–257, 2019.

BUTERS, T. M.; BELTON, D.; CROSS, A. T. Multi-sensor uav tracking of individual seedlings and seedling communities at millimetre accuracy. **Drones**, Multidisciplinary Digital Publishing Institute, v. 3, n. 4, p. 81, 2019.

CAIRNS, M. A.; BROWN, S.; HELMER, E. H.; BAUMGARDNER, G. A. Root biomass allocation in the world's upland forests. **Oecologia**, Springer, v. 111, n. 1, p. 1–11, 1997.

CALMON, M.; ESTURBA, T.; SOARES, D.; OLIVEIRA, M.; ALVES, L.; FELTRAN- BARBIERI, R.; MATSUMOTO, M.; CALIXTO, B.; PONTES, C. **As ferramentas para apoiar, acelerar e dar escala à restauração e ao reflorestamento no Brasil**. 2020. Disponível em <<https://wribrasil.org.br/pt/blog/2020/05/ferramentas-para-apoiar-acelerar-e-dar-escala-restauracao-e-reflorestamento-no-brasil>>, Acesso em 2021-09-29.

CAMARRETTA, N.; HARRISON, P. A.; BAILEY, T.; POTTS, B.; LUCIEER, A.; DAVIDSON, N.; HUNT, M. Monitoring forest structure to guide adaptive management of forest restoration: a review of remote sensing approaches. **New Forests**, Springer, v. 51, n. 4, p. 573–596, 2020.

CHAVE, J.; MULLER-LANDAU, H. C.; BAKER, T. R.; EASDALE, T. A.; STEEGE, H. t.; WEBB, C. O. Regional and phylogenetic variation of wood density across 2456 neotropical tree species. **Ecological Applications**, v. 16, n. 6, p. 2356–2367, 2006. Disponível em: <<https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/1051-0761%282006%29016%5B2356%3ARAPVOW%5D2.0.CO%3B2>>.

CHAVE, J.; RÉJOU-MÉCHAIN, M.; BÚRQUEZ, A.; CHIDUMAYO, E.; COLGAN, M. S.; DELITTI, W. B.; DUQUE, A.; EID, T.; FEARNside, P. M.; GOODMAN, R. C. et al. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global change biology**, Wiley Online Library, v. 20, n. 10, p. 3177–3190, 2014.

CHAVES, R. B.; DURIGAN, G.; BRANCALION, P. H.; ARONSON, J. On the need of legal frameworks for assessing restoration projects success: new perspectives from são paulo state (brazil). **Restoration Ecology**, Wiley Online Library, v. 23, n. 6, p. 754–759, 2015.

CHEN, Q. Lidar remote sensing of vegetation biomass. In: WANG, G.; WENG, Q. (Ed.). **Remote sensing of natural resources**. Boca Raton, FL: CRC Press, 2013. p. 399–420.

CHEN, S.; MCDERMID, G.; CASTILLA, G.; LINKE, J. Measuring vegetation height in linear disturbances in the boreal forest with uav photogrammetry. **Remote Sensing**, Multidisciplinary Digital Publishing Institute, v. 9, n. 12, p. 1257, 2017.

CHITALE, V.; BEHERA, M.; ROY, P. Deciphering plant richness using satellite remote sensing: a study from three biodiversity hotspots. **Biodiversity and Conservation**, Springer, v. 28, n. 8, p. 2183–2196, 2019.

CLARK, M. L.; ROBERTS, D. A.; CLARK, D. B. Hyperspectral discrimination of tropical rain forest tree species at leaf to crown scales. **Remote sensing of environment**, Elsevier, v. 96, n. 3-4, p. 375–398, 2005.

CLERICI, N.; RUBIANO, K.; ABD-ELRAHMAN, A.; HOESTETTLER, J. M. P.; ESCOBEDO, F. J. Estimating aboveground biomass and carbon stocks in periurban and secondary forests using very high resolution imagery. **Forests**, v. 7, n. 7, 2016. ISSN 1999-4907. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/1999-4907/7/7/138>>.

COLOMINA, I.; MOLINA, P. Unmanned aerial systems for photogrammetry and remote sensing: A review. **ISPRS Journal of photogrammetry and remote sensing**, Elsevier, v. 92, p. 79–97, 2014.

CONTO, T.; OLOFSSON, K.; GÖRGENS, E. B.; RODRIGUEZ, L. C. E.; ALMEIDA, G. Performance of stem denoising and stem modelling algorithms on single tree point clouds from terrestrial laser scanning. **Computers and Electronics in Agriculture**, Elsevier, v. 143, p. 165–176, 2017.

COOMES, D. A.; DALPONTE, M.; JUCKER, T.; ASNER, G. P.; BANIN, L. F.; BURSLEM, D. F.; LEWIS, S. L.; NILUS, R.; PHILLIPS, O. L.; PHUA, M.-H. et al. Area-based vs tree-centric approaches to mapping forest carbon in southeast asian forests from airborne laser scanning data. **Remote Sensing of Environment**, Elsevier, v. 194, p. 77–88, 2017.

CORTE, A. P. D.; NETO, E. M. da C.; REX, F. E.; SOUZA, D.; BEHLING, A.; MOHAN, M.; SANQUETTA, M. N. I.; SILVA, C. A.; KLAUBERG, C.; SANQUETTA, C. R.; VERAS, H. F. P.; ALMEIDA, D. R. A. de; PRATA, G.; ZAMBRANO, A. M. A.; TRAUTENMÜLLER, J. W.; MORAES, A. de; KARASINSKI, M. A.; BROADBENT, E. N. High-density uav-lidar in an integrated crop-livestock-forest system: Sampling forest inventory or forest inventory based on individual tree detection (itd). **Drones**, v. 6, n. 2, 2022. ISSN 2504-446X. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2504-446X/6/2/48>>.

CORTE, A. P. D.; REX, F. E.; ALMEIDA, D. R. A. d.; SANQUETTA, C. R.; SILVA, C. A.; MOURA, M. M.; WILKINSON, B.; ZAMBRANO, A. M. A.; NETO, E. M. d. C.; VERAS, H. F. P.; MORAES, A. d.; KLAUBERG, C.; MOHAN, M.; CARDIL, A.; BROADBENT, E. N. Measuring individual tree diameter and height using gatoreye high- density uav-lidar in an integrated crop-livestock-forest system. **Remote Sensing**, v. 12, n. 5, 2020. ISSN 2072-4292. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2072-4292/12/5/863>>.

CORTE, A. P. D.; SANQUETTA, C. R.; FILHO, A. F.; PEREIRA, T. K.; BEHLING, A. Desempenho de métodos e processos de amostragem para avaliação de diversidade em floresta ombrófila mista. **FLORESTA**, v. 43, n. 4, p. 579–592, 2013. ISSN 1982-4688. Disponível em: <<https://revistas.ufpr.br/floresta/article/view/30526>>.

CORTE, A. P. D.; SOUZA, D. V.; REX, F. E.; SANQUETTA, C. R.; MOHAN, M.; SILVA, C. A.; ZAMBRANO, A. M. A.; PRATA, G.; Alves de Almeida, D. R.; TRAUTENMÜLLER, J. W.; KLAUBERG, C.; de Moraes, A.; SANQUETTA, M. N.; WILKINSON, B.; BROADBENT, E. N. Forest inventory with high-density uav-lidar: Machine learning approaches for predicting individual tree attributes. **Computers and Electronics in Agriculture**, v. 179, p. 105815, 2020. ISSN 0168-1699. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0168169920308838>>.

CROSTA, A. P. **Processamento digital de imagens de sensoriamento remoto**. [S.l.]: UNICAMP/Instituto de Geociências, 2002. 170 p. ISBN 8585369027.

CROUZEILLES, R.; SANTIAMI, E.; ROSA, M.; PUGLIESE, L.; BRANCALION, P. H.; RODRIGUES, R. R.; METZKER, J. P.; CALMON, M.; SCARAMUZZA, C. A. d. M.; MATSUMOTO, M. H. et al. There is hope for achieving ambitious atlantic forest restoration commitments. **Perspectives in Ecology and Conservation**, Elsevier, v. 17, n. 2, p. 80–83, 2019.

CRUZ, R. E.; SEGURA, R. B. Developing the bioliteracy of school children for 24 years: a fundamental tool for ecological restoration and conservation in perpetuity of the area de conservacion guanacaste, costa rica. **Ecological Restoration**, University of Wisconsin Press, v. 28, n. 2, p. 193–198, 2010.

DANDOIS, J.; OLANO, M.; ELLIS, E. Optimal altitude, overlap, and weather conditions for computer vision uav estimates of forest structure. **Remote Sensing**, Multidisciplinary Digital Publishing Institute, v. 7, n. 10, p. 13895–13920, 2015.

DANDOIS, J. P.; ELLIS, E. C. High spatial resolution three-dimensional mapping of vegetation spectral dynamics using computer vision. **Remote Sensing of Environment**, Elsevier, v. 136, p. 259–276, 2013.

DASSOT, M.; CONSTANT, T.; FOURNIER, M. The use of terrestrial lidar technology in forest science: application fields, benefits and challenges. **Annals of forest science**, Springer, v. 68, n. 5, p. 959–974, 2011.

DAVIES, A. B.; ASNER, G. P. Advances in animal ecology from 3d-lidar ecosystem mapping. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 29, n. 12, p. 681–691, 2014. ISSN 0169-5347. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169534714002249>>.

DEVRIES, B.; HUANG, C.; ARMSTON, J.; HUANG, W.; JONES, J. W.; LANG, M. W. Rapid and robust monitoring of flood events using sentinel-1 and landsat data on the google earth engine. **Remote Sensing of Environment**, Elsevier, v. 240, p. 111664, 2020.

DING, Z.; LI, R.; O'CONNOR, P.; ZHENG, H.; HUANG, B.; KONG, L.; XIAO, Y.; XU, W.; OUYANG, Z. An improved quality assessment framework to better inform large-scale forest restoration management. **Ecological Indicators**, Elsevier, v. 123, p. 107370, 2021.

DOBLAS, J.; SHIMABUKURO, Y.; SANT'ANNA, S.; CARNEIRO, A.; ARAGÃO, L.; ALMEIDA, C. Optimizing near real-time detection of deforestation on tropical rainforests using sentinel-1 data. **Remote Sensing**, Multidisciplinary Digital Publishing Institute, v. 12, n. 23, p. 3922, 2020.

DUNCANSON, L.; KELLNER, J. R.; ARMSTON, J.; DUBAYAH, R.; MINOR, D. M.; HANCOCK, S.; HEALEY, S. P.; PATTERSON, P. L.; SAARELA, S.; MARSELIS, S.; SILVA, C. E.; BRUENING, J.; GOETZ, S. J.; TANG, H.; HOFTON, M.; BLAIR, B.; LUTHCKE, S.; FATOYINBO, L.; ABERNETHY, K.; ALONSO, A.; ANDERSEN, H.-E.; APLIN, P.; BAKER, T. R.; BARBIER, N.; BASTIN, J. F.; BIBER, P.; BOECKX, P.; BOGAERT, J.; BOSCHETTI, L.; BOUCHER, P. B.; BOYD, D. S.; BURSLEM, D. F.; CALVO-RODRIGUEZ, S.; CHAVE, J.; CHAZDON, R. L.; CLARK, D. B.; CLARK, D. A.; COHEN, W. B.; COOMES, D. A.; CORONA, P.; CUSHMAN, K.; CUTLER, M. E.; DALLING, J. W.; DALPONTE, M.; DASH, J.; MIGUEL, S. de; DENG, S.; ELLIS, P. W.; ERASMUS, B.; FEKETY, P. A.; FERNANDEZ-LANDA, A.; FERRAZ, A.; FISCHER, R.; FISHER, A. G.; GARCÍA-ABRIL, A.; GOBAKKEN, T.; HACKER, J. M.; HEURICH, M.; HILL, R. A.; HOPKINSON, C.; HUANG, H.; HUBBELL, S. P.; HUDAK, A. T.; HUTH, A.; IMBACH, B.; JEFFERY, K. J.; KATOH, M.; KEARSLEY, E.; KENFACK, D.; KLJUN, N.; KNAPP, N.; KRÁL, K.; KRŮČEK, M.; LABRIÈRE, N.; LEWIS, S. L.; LONGO, M.; LUCAS, R. M.; MAIN, R.; MANZANERA, J. A.; MARTÍNEZ, R. V.; MATHIEU, R.; MEMIAGHE, H.; MEYER, V.; MENDOZA, A. M.; MONERRIS, A.; MONTESANO, P.; MORSDORF, F.; NÆSSET, E.; NAIDOO, L.; NILUS, R.; O'BRIEN, M.;

ORWIG, D. A.; PAPATHANASSIOU, K.; PARKER, G.; PHILIPSON, C.; PHILLIPS, O. L.; PISEK, J.; POULSEN, J. R.; PRETZSCH, H.; RÜDIGER, C.; SAATCHI, S.; SANCHEZ-AZOFEIFA, A.; SANCHEZ-LOPEZ, N.; SCHOLLES, R.; SILVA, C. A.; SIMARD, M.; SKIDMORE, A.; STERENČZAK, K.; TANASE, M.; TORRESAN, C.; VALBUENA, R.; VERBEECK, H.; VRŠKA, T.; WESSELS, K.; WHITE, J. C.; WHITE, L. J.; ZAHABU, E.; ZGRAGGEN, C. Aboveground biomass density models for nasa's global ecosystem dynamics investigation (gedi) lidar mission. **Remote Sensing of Environment**, v. 270, p. 112845, 2022. ISSN 0034-4257. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425721005654>>.

DURIGAN, G. **O uso de indicadores para monitoramento de áreas em recuperação**. 2011. 11-13 p. <https://www.sigam.ambiente.sp.gov.br/sigam3/Repositorio/222/Documentos/Cadernos_Mata_Ciliar_4_Monitoramento.pdf>. Acesso em 2021-10-12.

D'ANDRIMONT, R.; LEMOINE, G.; VELDE, M. Van der. Targeted grassland monitoring at parcel level using sentinels, street-level images and field observations. **Remote Sensing**, Multidisciplinary Digital Publishing Institute, v. 10, n. 8, p. 1300, 2018.

D'OLIVEIRA, M. V. N.; BROADBENT, E. N.; OLIVEIRA, L. C.; ALMEIDA, D. R. A.; PAPA, D. A.; FERREIRA, M. E.; ZAMBRANO, A. M. A.; SILVA, C. A.; AVINO, F. S.; PRATA, G. A.; MELLO, R. A.; FIGUEIREDO, E. O.; JORGE, L. A. d. C.; JUNIOR, L.; ALBUQUERQUE, R. W.; BRANCALION, P. H. S.; WILKINSON, B.; COSTA, M. Oliveira-da. Aboveground biomass estimation in amazonian tropical forests: a comparison of aircraft- and gatereye uav-borne lidar data in the chico mendes extractive reserve in acre, brazil. **Remote Sensing**, v. 12, n. 11, 2020. ISSN 2072-4292. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2072-4292/12/11/1754>>.

ELLIOTT, S. The potential for automating assisted natural regeneration of tropical forest ecosystems. **Biotropica**, Wiley Online Library, v. 48, n. 6, p. 825-833, 2016.

EVANS, K.; GUARIGUATA, M. R.; BRANCALION, P. H. Participatory monitoring to connect local and global priorities for forest restoration. **Conservation Biology**, Wiley Online Library, v. 32, n. 3, p. 525-534, 2018.

FELFILI, J. M.; CARVALHO, F. A.; HAIDAR, R. F. **Manual para o monitoramento de parcelas permanentes nos biomas Cerrado e Pantanal**. [S.l.], 2005. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Ricardo-Haidar/publication/267833419_

MANUAL_PARA_O_MONITORAMENTO_DE_PARCELAS_PERMANENTES_NOS_BIOMAS_CERRADO_E_PANTANAL/links/54d3a9380cf2b0c6146ded6f/MANUAL-PARA-O-MONITORAMENTO-DE-PARCELAS-PERMANENTES-NOS-BIOMAS-CE.pdf>>, Acesso em 2022-12-07.

FELFILI, J. M.; EISENLOHR, P. V.; MELO, M. M. R. F.; ANDRADE, L. A.; NETO, J. A. A. M. **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos**. [S.l.]: Viçosa: UFV, 2011. v. 1. 556 p.

FERET, J.-B.; ASNER, G. P. Tree species discrimination in tropical forests using airborne imaging spectroscopy. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, v. 51, n. 1, p. 73–84, 2013.

FÉRET, J.-B.; ASNER, G. P. Mapping tropical forest canopy diversity using high-fidelity imaging spectroscopy. **Ecological Applications**, Wiley Online Library, v. 24, n. 6, p. 1289–1296, 2014.

FÉRET, J.-B.; BOISSIEU, F. de. biodivmapr: An r package for α - and β -diversity mapping using remotely sensed images. **Methods in Ecology and Evolution**, Wiley Online Library, v. 11, n. 1, p. 64–70, 2020.

FEREZ, A. P. C.; CAMPOE, O. C.; MENDES, J. C. T.; STAPE, J. L. Silvicultural opportunities for increasing carbon stock in restoration of atlantic forests in brazil. **Forest Ecology and Management**, Elsevier, v. 350, p. 40–45, 2015.

FERNANDES, G.; BANHOS, A.; BARBOSA, N.; BARBOSA, M.; BERGALLO, H.; LOUREIRO, C.; OVERBECK, G.; SOLAR, R.; STRASSBURG, B.; VALE, M. Restoring brazil's road margins could help the country offset its co2 emissions and comply with the bonn and paris agreements. **Perspectives in ecology and conservation**, Elsevier, v. 16, n. 2, p. 105–112, 2018.

FERNANDEZ-DIAZ, J. C.; CARTER, W. E.; SHRESTHA, R. L.; GLENNIE, C. L. Now you see it. . . now you don't: Understanding airborne mapping lidar collection and data product generation for archaeological research in mesoamerica. **Remote Sensing**, Multidisciplinary Digital Publishing Institute, v. 6, n. 10, p. 9951–10001, 2014.

FERREIRA, M. P.; ALMEIDA, D. R. A. de; PAPA, D. de A.; MINERVINO, J. B. S.; VERAS, H. F. P.; FORMIGHIERI, A.; SANTOS, C. A. N.; FERREIRA, M. A. D.; FIGUEIREDO, E. O.; FERREIRA, E. J.

L. Individual tree detection and species classification of amazonian palms using uav images and deep learning. **Forest Ecology and Management**, Elsevier, v. 475, p. 118397, 2020.

FERREIRA, M. P.; LOTTE, R. G.; D'ELIA, F. V.; STAMATOPOULOS, C.; KIM, D.H.; BENJAMIN, A. R. Accurate mapping of brazil nut trees (*bertholletia excelsa*) in amazonian forests using worldview-3 satellite images and convolutional neural networks. **Ecological Informatics**, Elsevier, v. 63, p. 101302, 2021.

FERREIRA, M. P.; WAGNER, F. H.; ARAGÃO, L. E.; SHIMABUKURO, Y. E.; de Souza Filho, C. R. Tree species classification in tropical forests using visible to shortwave infrared worldview-3 images and texture analysis. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 149, p. 119–131, 2019. ISSN 0924-2716. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0924271619300280>>.

FERREIRA, M. P.; ZORTEA, M.; ZANOTTA, D. C.; SHIMABUKURO, Y. E.; de Souza Filho, C. R. Mapping tree species in tropical seasonal semi-deciduous forests with hyperspectral and multispectral data. **Remote Sensing of Environment**, v. 179, p. 66–78, 2016. ISSN 0034-4257. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425716301134>>.

FERRER-GONZÁLEZ, E.; AGÜERA-VEGA, F.; CARVAJAL-RAMÍREZ, F.; MARTÍNEZ-CARRICONDO, P. Uav photogrammetry accuracy assessment for corridor mapping based on the number and distribution of ground control points. **Remote Sensing**, Multidisciplinary Digital Publishing Institute, v. 12, n. 15, p. 2447, 2020.

FIGUEIREDO, E. O.; D'OLIVEIRA, M. V. N.; BRAZ, E. M.; PAPA, D. de A.; FEARNside, P. M. Lidar-based estimation of bole biomass for precision management of an amazonian forest: Comparisons of ground-based and remotely sensed estimates. **Remote Sensing of Environment**, Elsevier, v. 187, p. 281–293, 2016.

FIGUEIREDO, E. O.; FIGUEIREDO, S. d. M. **Planos de voo semiautônomos para fotogrametria com aeronaves remotamente pilotadas de classe 3**. [S.l.], 2018. Available at <<<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/187874/1/26750.pdf>>>, Accessed on 2021-03-23.

FILCHEV, L. Satellite hyperspectral earth observation missions-a review. **Bulgarian Academy of Sciences. Space Research and Technology Institute, Aerospace Research in Bulgaria**, v. 26, p. 191–206, 2014.

FLORENZANO, T. G. **Imagens de satélite para estudos ambientais**. São Paulo: Oficina de Textos, 2002. 97 p.

FLORENZANO, T. G. **Iniciação em sensoriamento remoto**. São Paulo: Oficina de textos, 2007.

FLORES, A.; HERNDON, K.; THAPA, R.; CHERRINGTON. **The Synthetic Aperture Radar (SAR) Handbook: Comprehensive Methodologies for Forest Monitoring and Biomass Estimation**. [S.I.]: NASA, 2019. 307 p.

FLORIANO, E. P. **Inventário florestal**. [S.I.]: Rio Largo, Universidade Federal de Alagoas: Edição do autor, 2021. 135 p. ISBN 978-65-00-21723-0.

FREITAS, M. G.; RODRIGUES, S. B.; CAMPOS-FILHO, E. M.; CARMO, G. H. P. do; VEIGA, J. M. da; JUNQUEIRA, R. G. P.; VIEIRA, D. L. M. Evaluating the success of direct seeding for tropical forest restoration over ten years. **Forest ecology and management**, Elsevier, v. 438, p. 224–232, 2019.

FUNBIO. TERMO DE REFERÊNCIA PARA CONTRATAÇÃO DE CONSULTORIA PESSOA JURÍDICA PARA APRIMORAMENTO DAS RECOMENDAÇÕES SOBRE TÉCNICAS DE RECUPERAÇÃO E MONITORAMENTO DA RECUPERAÇÃO NO BIOMA CAATINGA, NO ÂMBITO DAS PLATAFORMAS DA EMBRAPA (**WEBAMBIENTE E AGROTAG VEG**). [S.I.], 2021. Disponível em <<https://www.funbio.org.br/wp-content/uploads/2021/04/TdR-A%CC%81rvores-de-Decisa%CC%83o-e-Protocolos-de-Monitoramento-2021.0209.00059-6.pdf>>, Acesso em 24-08- 2021.

FUNDOAMAZÔNIA. **Projeto Integrado da Amazônia**. 2021. <<http://www.fundoamazonia.gov.br/pt/projeto/Projeto-Integrado-da-Amazonia/>>. Acesso em 2021- 09-29.

GALLOWAY, A. R. Protocol. **Theory, Culture & Society**, Sage Publications London, Thousand Oaks, CA and New Delhi, v. 23, n. 2-3, p. 317–320, 2006.

GANN, G. D.; MCDONALD, T.; WALDER, B.; ARONSON, J.; NELSON, C. R.; JONSON, J.; HALLETT, J. G.; EISENBERG, C.; GUARIGUATA, M. R.; LIU, J. et al. International principles and standards for the practice of ecological restoration. **Restoration Ecology**, **27 (S1): S1-S46**, v. 27, n. S1, p. S1-S46, 2019.

GASTAUER, M.; SILVA, J. R.; JUNIOR, C. F. C.; RAMOS, S. J.; FILHO, P. W. M. S.; NETO, A. E. F.; SIQUEIRA, J. O. Mine land rehabilitation: Modern ecological approaches for more sustainable mining. **Journal of Cleaner Production**, Elsevier, v. 172, p. 1409–1422, 2018.

GATICA-SAAVEDRA, P.; ECHEVERRÍA, C.; NELSON, C. R. Ecological indicators for assessing ecological success of forest restoration: a world review. **Restoration Ecology**, Wiley Online Library, v. 25, n. 6, p. 850–857, 2017.

GAW, L. Y.-F.; YEE, A. T. K.; RICHARDS, D. R. A high-resolution map of singapore's terrestrial ecosystems. **Data**, v. 4, n. 3, 2019. ISSN 2306-5729. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2306-5729/4/3/116>>.

GEE. **Google Earth Engine: Case Studies**. 2021. <https://earthengine.google.com/case_studies/>. Accessed: 2021-09-13.

GEHLHAUSEN, S. M.; SCHWARTZ, M. W.; AUGSPURGER, C. K. Vegetation and microclimatic edge effects in two mixed-mesophytic forest fragments. **Plant Ecology**, Springer, v. 147, n. 1, p. 21–35, 2000.

GETZIN, S.; NUSKE, R. S.; WIEGAND, K. Using unmanned aerial vehicles (uav) to quantify spatial gap patterns in forests. **Remote Sensing**, v. 6, n. 8, p. 6988–7004, 2014. ISSN 2072-4292. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2072-4292/6/8/6988>>.

GETZIN, S.; WIEGAND, K.; SCHÖNING, I. Assessing biodiversity in forests using very high-resolution images and unmanned aerial vehicles. **Methods in ecology and evolution**, Wiley Online Library, v. 3, n. 2, p. 397–404, 2012.

GERGA, B.; TIMBOTA, O.; BERTICI, R.; POPESCU, G.; HERBEL, M. Methods for generating the digital terrain model, digital surface model and orthomosaic using uav and gnss technology. **Research Journal of Agricultural Science**, v. 52, n. 4, 2020.

GOETZ, S.; STEINBERG, D.; DUBAYAH, R.; BLAIR, B. Laser remote sensing of canopy habitat heterogeneity as a predictor of bird species richness in an eastern temperate forest, usa. **Remote Sensing of Environment**, v. 108, n. 3, p. 254–263, 2007. ISSN 0034-4257. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425706004676>>.

GOMES, L.; MIRANDA, H. S.; SILVÉRIO, D. V.; BUSTAMANTE, M. M. Effects and behaviour of experimental fires in grasslands, savannas, and forests of the brazilian cerrado. **Forest Ecology and Management**, v. 458, p. 117804, 2020. ISSN 0378-1127. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112719315828>>.

GONZÁLEZ-ALONSO, F.; MERINO-DE-MIGUEL, S.; ROLDÁN-ZAMARRÓN, A.; GARCÍA-GIGORRO, S.; CUEVAS, J. Forest biomass estimation through ndvi composites. the role of remotely sensed data to assess spanish forests as carbon sinks. **International Journal of Remote Sensing**, Taylor & Francis, v. 27, n. 24, p. 5409–5415, 2006.

GONZÁLEZ-JARAMILLO, V.; FRIES, A.; BENDIX, J. Agb estimation in a tropical mountain forest (tmf) by means of rgb and multispectral images using an unmanned aerial vehicle (uav). **Remote Sensing**, Multidisciplinary Digital Publishing Institute, v. 11, n. 12, p. 1413, 2019.

GONZÁLEZ-JARAMILLO, V.; FRIES, A.; ZEILINGER, J.; HOMEIER, J.; PALADINES-BENITEZ, J.; BENDIX, J. Estimation of above ground biomass in a tropical mountain forest in southern ecuador using airborne lidar data. **Remote Sensing**, v. 10, n. 5, 2018. ISSN 2072-4292. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2072-4292/10/5/660>>.

GORELICK, N.; HANCHER, M.; DIXON, M.; ILYUSHCHENKO, S.; THAU, D.; MOORE, R. Google earth engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. **Remote sensing of Environment**, Elsevier, v. 202, p. 18–27, 2017.

GORGENS, E.; SILVA, A.; RODRIGUEZ, L. **Lidar: aplicações florestais**. Curitiba, PR: CRV, 2014. 132 p.

GRISCOM, B. W.; ADAMS, J.; ELLIS, P. W.; HOUGHTON, R. A.; LOMAX, G.; MITEVA, D. A.; SCHLESINGER, W. H.; SHOCH, D.; SIIKAMÄKI, J. V.; SMITH, P.; WOODBURY, P.; ZGANJAR, C.; BLACKMAN, A.; CAMPARI, J.; CONANT, R. T.; DELGADO, C.; ELIAS, P.; GOPALAKRISHNA, T.; HANSIK, M. R.; HERRERO, M.; KIESECKER, J.; LANDIS, E.; LAESTADIUS, L.; LEAVITT, S. M.; MINNEMEYER, S.; POLASKY, S.; POTAPOV, P.; PUTZ, F. E.; SANDERMAN, J.; SILVIUS, M.;

WOLLENBERG, E.; FARGIONE, J. Natural climate solutions. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, National Academy of Sciences, v. 114, n. 44, p. 11645–11650, 2017. ISSN 0027-8424. Disponível em: <<https://www.pnas.org/content/114/44/11645>>.

GRISCOM, B. W.; BUSCH, J.; COOK-PATTON, S. C.; ELLIS, P. W.; FUNK, J.; LEAVITT, S. M.; LOMAX, G.; TURNER, W. R.; CHAPMAN, M.; ENGELMANN, J. et al. National mitigation potential from natural climate solutions in the tropics. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, The Royal Society, v. 375, n. 1794, p. 20190126, 2020.

GROHMANN, C. H.; GARCIA, G. P.; AFFONSO, A. A.; ALBUQUERQUE, R. W. Dune migration and volume change from airborne lidar, terrestrial lidar and structure from motion-multi view stereo. **Computers & Geosciences**, Elsevier, v. 143, p. 104569, 2020.

GUERRERO, J. V. R.; ESCOBAR-SILVA, E. V.; CHAVES, M. E. D.; MATAVELI, G. A. V.; BOURSCHIEDT, V.; OLIVEIRA, G. de; PICOLI, M. C. A.; SHIMABUKURO, Y. E.; MOSCHINI, L. E. Assessing land use and land cover changes in the direct influence zone of the braço norte hydropower complex, brazilian amazonia. **Forests**, v. 11, n. 9, 2020. ISSN 1999-4907. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/1999-4907/11/9/988>>.

GUTH, P. L.; NIEKERK, A. V.; GROHMANN, C. H.; MULLER, J.-P.; HAWKER, L.; FLORINSKY, I. V.; GESCH, D.; REUTER, H. I.; HERRERA-CRUZ, V.; RIAZANOFF, S.; LÓPEZ-VÁZQUEZ, C.; CARABAJAL, C. C.; ALBINET, C.; STROBL, P. Digital elevation models: Terminology and definitions. **Remote Sensing**, v. 13, n. 18, 2021. ISSN 2072-4292. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2072-4292/13/18/3581>>.

HADDAD, N. M.; BRUDVIG, L. A.; CLOBERT, J.; DAVIES, K. F.; GONZALEZ, A.; HOLT, R. D.; LOVEJOY, T. E.; SEXTON, J. O.; AUSTIN, M. P.; COLLINS, C. D.; COOK, W. M.; DAMSCHEN, E. I.; EWERS, R. M.; FOSTER, B. L.; JENKINS, C. N.; KING, A. J.; LAURANCE, W. F.; LEVEY, D. J.; MARGULES, C. R.; MELBOURNE, B. A.; NICHOLLS, A. O.; ORROCK, J. L.; SONG, D.-X.; TOWNSHEND, J. R. Habitat fragmentation and its lasting impact on earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, p. e1500052, 2015. Disponível em: <<https://www.science.org/doi/abs/10.1126/sciadv.1500052>>.

HANSEN, M. C.; POTAPOV, P. V.; MOORE, R.; HANCHER, M.; TURUBANOVA, S.; TYUKAVINA, A.; THAU, D.; STEHMAN, S.; GOETZ, S.; LOVELAND, T. R. et al. High-resolution

global maps of 21st-century forest cover change. **science**, American Association for the Advancement of Science, v. 342, n. 6160, p. 850–853, 2013.

HAQUE, M. E.; AL-RAMADAN, B.; JOHNSON, B. A. Rule-based land cover classification from very high-resolution satellite image with multiresolution segmentation. **Journal of Applied Remote Sensing**, SPIE, v. 10, n. 3, p. 1 – 21, 2016. Disponível em: <<https://doi.org/10.1117/1.JRS.10.036004>>.

HARRIS, L. D. Edge effects and conservation of biotic diversity. **Conservation Biology**, [Wiley, Society for Conservation Biology], v. 2, n. 4, p. 330–332, 1988. ISSN 08888892, 15231739. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/2386291>>.

HE, D.; CHEN, Y.; ZHAO, K.; CORNELISSEN, J.; CHU, C. Intra-and interspecific trait variations reveal functional relationships between specific leaf area and soil niche within a subtropical forest. **Annals of botany**, Oxford University Press US, v. 121, n. 6, p. 1173–1182, 2018.

HE, Y.; YANG, J.; CASPERSEN, J.; JONES, T. An operational workflow of deciduous-dominated forest species classification: Crown delineation, gap elimination, and object-based classification. **Remote Sensing**, Multidisciplinary Digital Publishing Institute, v. 11, n. 18, p. 2078, 2019.

HEINEMAN, K. D.; TURNER, B. L.; DALLING, J. W. Variation in wood nutrients along a tropical soil fertility gradient. **New Phytologist**, Wiley Online Library, v. 211, n. 2, p. 440–454, 2016.

HIGA, R. C. V.; CARDOSO, D. J.; ANDRADE, G. d. C.; ZANATTA, J. A.; ROSSI, L. M. B.; PULROLNIK, K.; NICODEMO, M. L. F.; GARRASTAZU, M. C.; VASCONCELOS, S. S.; SALIS, S. d. **Protocolo de medição e estimativa de biomassa e carbono florestal**. [S.l.], 2014. Disponível em <<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/121558/1/Doc.-266.pdf>>, Acesso em 2021-09-23.

HOLL, K. D. Restoring tropical forests from the bottom up. **Science**, American Association for the Advancement of Science, v. 355, n. 6324, p. 455–456, 2017.

HOLLER, W. A.; VASCONCELLOS, B. N.; GEMIGNANI, B. H.; CORTE, A. P. D.; MALLMANN, A. A. **Câmeras modificadas e multiespectrais embarcadas em drones: enfoque para estudos da vegetação**. [S.l.], 2022. 32 p.

HOUGHTON, R.; BYERS, B.; NASSIKAS, A. A. A role for tropical forests in stabilizing atmospheric CO₂. **Nature Climate Change**, Nature Publishing Group, v. 5, n. 12, p. 1022–1023, 2015.

HUETE, A.; JACKSON, R. Suitability of spectral indices for evaluating vegetation characteristics on arid rangelands. **Remote Sensing of Environment**, Elsevier, v. 23, n. 2, p. 213–232, 1987.

HUETE, A. R.; DIDAN, K.; SHIMABUKURO, Y. E.; RATANA, P.; SALESKA, S. R.; HUTYRA, L. R.; YANG, W.; NEMANI, R. R.; MYNENI, R. Amazon rainforests green-up with sunlight in dry season. **Geophysical Research Letters**, v. 33, n. 6, 2006. Disponível em: <<https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1029/2005GL025583>>.

HUNG, I.; UNGER, D.; KULHAVY, D.; ZHANG, Y. et al. Positional precision analysis of orthomosaics derived from drone captured aerial imagery. **Drones**, Multidisciplinary Digital Publishing Institute, v. 3, n. 2, p. 46, 2019.

IBGE. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Agro 2017: resultados preliminares**. 2018. Disponível em <<<https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-sala-de-imprensa/2013-agencia-de-noticias/releases/21905-censo-agro-2017-resultados-preliminares-mostram-queda-de-2-0-no-numero-de-estabelecimen>>> Acesso em 2021-09-29.

IIZUKA, K.; WATANABE, K.; KATO, T.; PUTRI, N. A.; SILSIGIA, S.; KAMEOKA, T.; KOZAN, O. Visualizing the spatiotemporal trends of thermal characteristics in a peatland plantation forest in Indonesia: Pilot test using unmanned aerial systems (uass). **Remote Sensing**, v. 10, n. 9, 2018. ISSN 2072-4292. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2072-4292/10/9/1345>>.

INEA. **Resolução INEA Nº 143 de 14 de Junho de 2017**. 2017. <<http://www.inea.rj.gov.br/wp-content/uploads/2019/01/RESOLU%C3%87%C3%83O-INEA-N%C2%BA-143.pdf>>. Accessed: 2022-02-02. INWOOD, S. E. E.; DALE, V. H. State of apps targeting management for sustainability of agricultural landscapes. a review. **Agronomy for sustainable development**, Springer, v. 39, n. 1, p. 8, 2019.

IPCC. **2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Chapter 4: Forest Land**. [S.l.], 2006. Available at <<https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_04_Ch4_Forest_Land.pdf>>, Accessed on 2022- 07-19.

IPCC. **Climate Change 2021, The Physical Science Basis**. [S.l.], 2021.

JENSEN, J. R. **Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres**. [S.l.]: São José dos Campos: Parêntese Editora, 2009. 672 p.

JENSEN, J. R.; EPIPHANIO, J. C. N. **Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres**. [S.l.]: São José dos Campos: Parêntese Editora, 2009. 598p-598p p.

JIANG, Z.; HUETE, A. R.; DIDAN, K.; MIURA, T. Development of a two-band enhanced vegetation index without a blue band. **Remote sensing of Environment**, Elsevier, v. 112, n. 10, p. 3833–3845, 2008.

JONES, J. P. G.; BULL, J. W.; ROE, D.; BAKER, J.; GRIFFITHS, V. F.; STARKEY, M.; SONTER, L. J.; MILNER-GULLAND, E. Net gain: seeking better outcomes for local people when mitigating biodiversity loss from development. **One Earth**, Elsevier, v. 1, n. 2, p. 195–201, 2019.

JUCKER, T.; ASNER, G. P.; DALPONTE, M.; BRODRICK, P. G.; PHILIPSON, C. D.; VAUGHN, N. R.; TEH, Y. A.; BRELSFORD, C.; BURSLEM, D. F. R. P.; DEERE, N. J.; EWERS, R. M.; KVASNICA, J.; LEWIS, S. L.; MALHI, Y.; MILNE, S.; NILUS, R.; PFEIFER, M.; PHILLIPS, O. L.; QIE, L.; RENNEBOOG, N.; REYNOLDS, G.; RIUTTA, T.; STRUEBIG, M. J.; SVÁTEK, M.; TURNER, E. C.; COOMES, D. A. Estimating aboveground carbon density and its uncertainty in borneo's structurally complex tropical forests using airborne laser scanning. **Biogeosciences**, v. 15, n. 12, p. 3811–3830, 2018. Disponível em: <<https://bg.copernicus.org/articles/15/3811/2018/>>.

JUCKER, T.; CASPERSEN, J.; CHAVE, J.; ANTIN, C.; BARBIER, N.; BONGERS, F.; DALPONTE, M.; EWIJK, K. Y. van; FORRESTER, D. I.; HAENI, M. et al. Allometric equations for integrating remotesensing imagery into forest monitoring programmes. **Global change biology**, Wiley Online Library, v. 23, n. 1, p. 177–190, 2017.

JÚNIOR, L. R. A.; FERREIRA, M. E.; CÔRTEZ, J. B. R.; JORGE, L. A. de C. High accuracy mapping with cartographic assessment for a fixed-wing remotely piloted aircraft system. **Journal of Applied Remote Sensing**, International Society for Optics and Photonics, Bellingham, WA, v. 12, n. 1, p. 014003, 2018.

KAÇAMAK, B.; BARBIER, N.; AUBRY-KIENTZ, M.; FORNI, E.; GOURLET- FLEURY, S.; GUIBAL, D.; LOUMETO, J.-J.; POLLET, S.; ROSSI, V.; ROWE, N.; HOEF, Y. van; RÉJOU-MÉCHAIN, M. Linking drone and ground-based liana measurements in a congolese forest. **Frontiers in Forests and Global Change**, v. 5, 2022. ISSN 2624-893X. Disponível em: <<https://www.frontiersin.org/article/10.3389/ffgc.2022.803194>>.

KHATI, U.; SINGH, G.; FERRO-FAMIL, L. Analysis of seasonal effects on forest parameter estimation of indian deciduous forest using terrasarsar-x polinsar acquisitions. **Remote Sensing of Environment**, v. 199, p. 265–276, 2017. ISSN 0034-4257. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425717303346>>.

KRAUSE, S.; SANDERS, T. G.; MUND, J.-P.; GREVE, K. Uav-based photogrammetric tree height measurement for intensive forest monitoring. **Remote sensing**, Multidisciplinary Digital Publishing Institute, v. 11, n. 7, p. 758, 2019.

LANG, N.; KALISCHEK, N.; ARMSTON, J.; SCHINDLER, K.; DUBAYAH, R.; WEGNER, J. D. Global canopy height regression and uncertainty estimation from gedi lidar waveforms with deep ensembles. **Remote Sensing of Environment**, v. 268, p. 112760, 2022. ISSN 0034-4257. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425721004806>>.

LARGE, A. R.; HERITAGE, G. L. Laser scanning—evolution of the discipline. In: HERITAGE, G. L.; LARGE, A. R. G. (Ed.). Hoboken, NJ: Wiley-Blackwell, 2009. p. 1–20. LARUE, E. A.; HARDIMAN, B. S.; ELLIOTT, J. M.; FEI, S. Structural diversity as a predictor of ecosystem function. **Environmental Research Letters**, IOP Publishing, v. 14, n. 11, p. 114011, oct 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab49bb>>.

LATIFI, H.; FASSNACHT, F.; KOCH, B. Forest structure modeling with combined airborne hyperspectral and lidar data. **Remote Sensing of Environment**, Elsevier, v. 121, p. 10–25, 2012.

LATORRE, M. L.; JÚNIOR, O. A. d. C.; CARVALHO, A. P. F. d.; SHIMABUKURO, Y. E. Correção atmosférica: conceitos e fundamentos. **Revista Espaço e Geografia**, v. 5, n. 1, 2002.

LAU, A.; CALDERS, K.; BARTHOLOMEUS, H.; MARTIUS, C.; RAUMONEN, P.; HEROLD, M.; VICARI, M.; SUKHDEO, H.; SINGH, J.; GOODMAN, R. C. Tree biomass equations from terrestrial lidar: A case study in guyana. **Forests**, Multidisciplinary Digital Publishing Institute, v. 10, n. 6, p. 527, 2019.

LEAKEY, R. R. B. Definition of agroforestry revisited. In: LEAKEY, R. R. B. (Ed.). **Multifunctional Agriculture – Achieving Sustainable Development in Africa**. San Diego, California, USA: Academic Press, 2017. p. 5–6.

LEHMANN, J. R.; PRINZ, T.; ZILLER, S. R.; THIELE, J.; HERINGER, G.; MEIRANETO, J. A.; BUTTSCHARDT, T. K. Open-source processing and analysis of aerial imagery acquired with a low-cost unmanned aerial system to support invasive plant management. **Frontiers in Environmental Science**, Frontiers, v. 5, p. 44, 2017.

LEI, Y.; TREUHAFT, R.; GONÇALVES, F. Automated estimation of forest height and underlying topography over a brazilian tropical forest with single-baseline single-polarization tandem-x sar interferometry. **Remote Sensing of Environment**, v. 252, p. 112132, 2021. ISSN 0034-4257. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425720305058>>.

LEITE, R. V.; SILVA, C. A.; BROADBENT, E. N.; AMARAL, C. H. do; LIESENBERG, V.; ALMEIDA, D. R. A. de; MOHAN, M.; GODINHO, S.; CARDIL, A.; HAMAMURA, C.; FARIA, B. L. de; BRANCALION, P. H.; HIRSCH, A.; MARCATTI, G. E.; Dalla Corte, A. P.; ZAMBRANO, A. M. A.; COSTA, M. B. T. da; MATRICARDI, E. A. T.; SILVA, A. L. da; GOYA, L. R. R. Y.; VALBUENA, R.; MENDONÇA, B. A. F. de; Silva Junior, C. H.; ARAGÃO, L. E.; GARCÍA, M.; LIANG, J.; MERRICK, T.; HUDAK, A. T.; XIAO, J.; HANCOCK, S.; DUNCASON, L.; FERREIRA, M. P.; VALLE, D.; SAATCHI, S.; KLAUBERG, C. Large scale multi-layer fuel load characterization in tropical savanna using gedi spaceborne lidar data. **Remote Sensing of Environment**, v. 268, p. 112764, 2022. ISSN 0034-4257. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425721004843>>.

LEITOLD, V.; KELLER, M.; MORTON, D. C.; COOK, B. D.; SHIMABUKURO, Y. E. Airborne lidar-based estimates of tropical forest structure in complex terrain: opportunities and trade-offs for redd+. **Carbon balance and management**, Springer, v. 10, n. 1, p. 1–12, 2015.

LIAO, Y.; MOHAMMADI, M. E.; WOOD, R. L. Deep learning classification of 2d orthomosaic images and 3d point clouds for post-event structural damage assessment. **Drones**, Multidisciplinary Digital Publishing Institute, v. 4, n. 2, p. 24, 2020.

LIMA, R.; BERTAGLIA, G.; VIEIRA, D.; ANTONIAZZI, L.; MALTA, E.; GLEHN, H. C. von; RESENDE, R.; VIVEIROS, E.; REGUERO, F. **Os indicadores de Resultado na Recomposição da Vegetação nativa**. [S.l.], 2020. 27 p. Disponível em <<<http://www>.

agroicone.com.br/wp-content/uploads/2020/12/ Indicadores-Livro-2020.pdf>>, Acesso em 2021-09-18.

LIMA, R. A. de; MORI, D. P.; PITTA, G.; MELITO, M. O.; BELLO, C.; MAGNAGO, L. F.; ZWIENER, V. P.; SARAIVA, D. D.; MARQUES, M. C.; OLIVEIRA, A. A. de et al. How much do we know about the endangered atlantic forest? reviewing nearly 70 years of information on tree community surveys. **Biodiversity and Conservation**, Springer, v. 24, n. 9, p. 2135–2148, 2015.

LISEIN, J.; MICHEZ, A.; CLAESSENS, H.; LEJEUNE, P. Discrimination of deciduous tree species from time series of unmanned aerial system imagery. **PLoS One**, Public Library of Science, v. 10, n. 11, p. e0141006, 2015.

LIU, H.; DONG, P. A new method for generating canopy height models from discrete-return lidar point clouds. **Remote sensing letters**, Taylor & Francis, v. 5, n. 6, p. 575–582, 2014.

LIU, J.; PATTEY, E.; JÉGO, G. Assessment of vegetation indices for regional crop green lai estimation from landsat images over multiple growing seasons. **Remote Sensing of Environment**, Elsevier, v. 123, p. 347–358, 2012.

LOPES, C. L.; NARDI, J.; CHIAVARI, J. **Reposição Florestal: Panorama da Regulamentação nos Estados**. [S.l.], 2021. Disponível em <<https://www.climatepolicyinitiative.org/pt-br/publication/reposicao-florestal-panorama-da-regulamentacao-nos-estados/>>, Acesso em 13-08- 2021.

LOVEJOY, T. E.; NOBRE, C. Amazon tipping point. **Science Advances**, v. 4, n. 2, p. eaat2340, 2018. Disponível em: <<https://www.science.org/doi/abs/10.1126/sciadv.aat2340>>.

LUBOJEMSKI, A. M. Satellites and the security dilemma. **Astropolitics**, Taylor & Francis, v. 17, n. 2, p. 127–140, 2019.

MACARTHUR, R. H.; MACARTHUR, J. W. On bird species diversity. **Ecology**, Ecological Society of America, v. 42, n. 3, p. 594–598, 1961. ISSN 00129658, 19399170. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/1932254>>.

MAHER, C. T.; OJA, E.; MARSHALL, A.; CUNNINGHAM, M.; TOWNSEND, L.; WORLEY-HOOD, G.; ROBINSON, L. R.; MARGOT, T.; LYONS, D.; FETY, S. et al. Real-time monitoring with a

tablet app improves implementation of treatments to enhance forest structural diversity. **Journal of Forestry**, Oxford University Press US, v. 117, n. 3, p. 280–292, 2019.

MANFREDI, S.; DVORAK, P.; MULLEROVA, J.; HERBAN, S.; VUONO, P.; JUSTEL, J. J. A.; PERKS, M. Assessing the accuracy of digital surface models derived from optical imagery acquired with unmanned aerial systems. **Drones**, Multidisciplinary Digital Publishing Institute, v. 3, n. 1, p. 15, 2019.

MANSOURIAN, S.; STANTURF, J. A.; DERKYI, M. A. A.; ENGEL, V. L. Forest landscape restoration: increasing the positive impacts of forest restoration or simply the area under tree cover? **Restoration Ecology**, Wiley Online Library, v. 25, n. 2, p. 178–183, 2017.

MANTOVANI, A.; REIS, A.; ANJOS, A.; SIMINSKI, A.; FANTINI, A.; PUCHALSKI, A. **Inventário e manejo florestal: amostragem, caracterização de estádios sucessionais na vegetação catarinense e manejo do palmito (Euterpe edulis) em regime de rendimento sustentável**. [S.l.], 2005. Disponível em: <<https://moodle.ufsc.br/pluginfile.php/1935289/mod_resource/content/1/Apostila_curso_inventarioNPFT%5B1%5D.pdf>>, Acesso em 2022-12-07.

MARCIAL-PABLO, M. d. J.; GONZALEZ-SANCHEZ, A.; JIMENEZ-JIMENEZ, S. I.; ONTIVEROS-CAPURATA, R. E.; OJEDA-BUSTAMANTE, W. Estimation of vegetation fraction using rgb and multispectral images from uav. **International journal of remote sensing**, Taylor & Francis, v. 40, n. 2, p. 420–438, 2019.

MARTINS, A. C.; WILLIG, M. R.; PRESLEY, S. J.; MARINHO-FILHO, J. Effects of forest height and vertical complexity on abundance and biodiversity of bats in amazonia. **Forest Ecology and Management**, Elsevier, v. 391, p. 427–435, 2017.

MATTOS, S. H. V. L.; VICENTE, L. E.; VICENTE, A. K.; JUNIOR, C. B.; MORAES, M. C. de; CORDEIRO, G. L.; PIQUEIRA, J. R. C. Metrics based on information entropy to evaluate landscape complexities. In: **Theory of Complexity-Definitions, Models, and Applications**. [S.l.]: IntechOpen, 2021.

MCCNICOL, I. M.; MITCHARD, E. T. A.; AQUINO, C.; BURT, A.; CARSTAIRS, H.; DASSI, C.; DIKONGO, A. M.; DISNEY, M. I. To what extent can uav photogrammetry replicate uav lidar to determine forest structure? a test in two contrasting tropical forests. **Journal**

of Geophysical Research: Biogeosciences, v. 126, n. 12, p. e2021JG006586, 2021. E2021JG006586 2021JG006586. Disponível em: <<https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1029/2021JG006586>>.

MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. d. Introdução ao processamento de imagens de sensoriamento remoto. Brasília: Universidade de Brasília, p. 276, 2012.

MERWE, D. van der; BURCHFIELD, D. R.; WITT, T. D.; PRICE, K. P.; SHARDA, A. Drones in agriculture. **Advances in Agronomy**, Elsevier, v. 162, p. 1–30, 2020.

METZKER, T. **De iniciação de metodologia e plano de amostragem para estimar estoques de carbono em áreas em processo de restauração florestal na Mata Atlântica. Produto 2. Relatório contendo metodologia, validada por especialistas em reunião virtual, para estimar estoques de carbono em 15.000 ha de áreas de restauração florestal na Mata Atlântica.** [S.l.], 2017. Disponível em <<<http://www.mma.gov.br/biomas/mataatlantica/projeto-biodiversidade-e-mudancas-climaticas-na-mataatlantica>>>, Acesso em 2017-12-12.

MICHELS, N. B.; SILVA, R. M. da; SOUZA, S. F. de. Georreferenciamento de imóveis rurais: Análise de área entre topografia, rtk e sistema tm. **Revista Brasileira de Geomática**, rbgeo, v. 9, n. 1, p. 62–84, 2021.

MICHEZ, A.; PIÉGAY, H.; LISEIN, J.; CLAESSENS, H.; LEJEUNE, P. Classification of riparian forest species and health condition using multi-temporal and hyperspatial imagery from unmanned aerial system. **Environmental monitoring and assessment**, Springer, v. 188, n. 146, 2016.

MILAS, A. S.; AREND, K.; MAYER, C.; SIMONSON, M. A.; MACKEY, S. Different colours of shadows: classification of uav images. **International Journal of Remote Sensing**, Taylor & Francis, v. 38, n. 8-10, p. 3084–3100, 2017.

MIRANDA, D. L. C. **Modelos matemáticos de estoque de biomassa e carbono em áreas de restauração florestal no Sudoeste Paulista.** Dissertação (Mestrado) — Universidade Federal do Paraná, 2008.

MLAMBO, R.; WOODHOUSE, I.; GERARD, F.; ANDERSON, K. Structure from motion (sfm) photogrammetry with drone data: A low cost method for monitoring greenhouse gas emissions from forests in developing countries. **Forests**, Multidisciplinary Digital Publishing Institute, v. 8, n. 3, p. 68, 2017.

MOHAN, M.; LEITE, R. V.; BROADBENT, E. N.; JAAFAR, W. S. W. M.; SRINIVASAN, S.; BAJAJ, S.; CORTE, A. P. D.; AMARAL, C. H. do; GOPAN, G.; SAAD, S. N. M.; KAMARULZAMAN, A. M. M.; PRATA, G. A.; LLEWELYN, E.; JOHNSON, D. J.; DOAEMO, W.; BOHLMAN, S.; ZAMBRANO, A. M. A.; CARDIL, A. Individual tree detection using uav-lidar and uav-sfm data: A tutorial for beginners. **Open Geosciences**, v. 13, n. 1, p. 1028–1039, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1515/geo-2020-0290>>.

MOHAN, M.; SILVA, C.; KLAUBERG, C.; JAT, P.; CATTS, G.; CARDIL, A.; HUDAK, A.; DIA, M. Individual tree detection from unmanned aerial vehicle (UAV) derived canopy height model in an open canopy mixed conifer forest. **Forests**, Multidisciplinary Digital Publishing Institute, v. 8, n. 9, p. 340, 2017.

MONICO, J. F. G. **Posicionamento pelo GNSS: descrição, fundamentos e aplicações**. [S.l.]: Editora Unesp, 2008.

MOURA, M. M.; OLIVEIRA, L. E. S. de; SANQUETTA, C. R.; BASTOS, A.; MOHAN, M.; CORTE, A. P. D. Towards amazon forest restoration: Automatic detection of species from uav imagery. **Remote Sensing**, v. 13, n. 13, 2021. ISSN 2072-4292. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2072-4292/13/13/2627>>.

MUTANGA, O.; KUMAR, L. Google earth engine applications. **Remote Sensing**, v. 11, n. 5, 2019. ISSN 2072-4292. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2072-4292/11/5/591>>.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. D.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, Nature Publishing Group, v. 403, n. 6772, p. 853, 2000.

NATIONAL SCIENCE FOUNDATION. **National Ecological Observatory Network (NEON)**. 2021. <<https://www.neonscience.org/resources/learning-hub/tutorials/introduction-light-detection-and-ranging-lidar-explore-point#toggle-0>>. Acesso em 2021-08-30.

NBL, E. A. L.; TNC, T. N. C. **Manual de restauração florestal: um instrumento de apoio à adequação ambiental de propriedades rurais do Pará.** [S.l.]: The Nature Conservancy, Belém, PA: TNC, 2013. 128 p. Disponível em <<<https://www.nature.org/media/brasil/manual-de-restauracao-florestal.pdf>>>, Acesso em 2021-10-05.

NELSON, B. W.; MESQUITA, R.; PEREIRA, J. L.; Garcia Aquino de Souza, S.; Teixeira Batista, G.; Bovino Couto, L. Allometric regressions for improved estimate of secondary forest biomass in the central amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 117, n. 1, p. 149–167, 1999. ISSN 0378-1127. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112798004757>>.

NEMANI, R. R.; KEELING, C. D.; HASHIMOTO, H.; JOLLY, W. M.; PIPER, S. C.; TUCKER, C. J.; MYNENI, R. B.; RUNNING, S. W. Climate-driven increases in global terrestrial net primary production from 1982 to 1999. **Science**, v. 300, n. 5625, p. 1560–1563, 2003. Disponível em: <<https://www.science.org/doi/abs/10.1126/science.1082750>>.

NEVES, A. K.; KÖRTING, T. S.; FONSECA, L. M. G.; ESCADA, M. I. S. Assessment of terra class and map biomas data on legend and map agreement for the brazilian amazon biome. **Acta Amazonica**, SciELO Brasil, v. 50, p. 170–182, 2020.

NIE, Z.; LIU, F.; GAO, Y. Real-time precise point positioning with a low-cost dual-frequency gnss device. **Gps Solutions**, Springer, v. 24, n. 1, p. 1–11, 2020.

NOGUEIRA, E. M.; FEARNside, P. M.; NELSON, B. W.; BARBOSA, R. I.; KEIZER, E. W. H. Estimates of forest biomass in the brazilian amazon: New allometric equations and adjustments to biomass from wood-volume inventories. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 11, p. 1853–1867, 2008. ISSN 0378-1127. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112708005689>>.

NOVO, E. de M. **Sensoriamento remoto: princípios e aplicações.** 3. ed. [S.l.]: São Paulo: Edgard Blücher, 2008. 372 p.

NUNES, S.; OLIVEIRA, L.; SIQUEIRA, J.; MORTON, D. C.; SOUZA, C. M. Unmasking secondary vegetation dynamics in the brazilian amazon. **Environmental Research Letters**, IOP Publishing, v. 15, n. 3, p. 034057, mar 2020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab76db>>.

OTA, L.; FIRN, J.; CHAZDON, R. L.; GREGORIO, N.; MUKUL, S. A.; VIANI, R. A. G.; ROMERO, C.; HERBOHN, J. Using leading and lagging indicators for forest restoration. **Journal of Applied Ecology**, Wiley Online Library, n/a, n. n/a, 2021.

PALMER, M. W.; EARLS, P. G.; HOAGLAND, B. W.; WHITE, P. S.; WOHLGEMUTH, T. Quantitative tools for perfecting species lists. **Environmetrics: The official journal of the International Environmetrics Society**, Wiley Online Library, v. 13, n. 2, p. 121–137, 2002.

PERBET, P.; FORTIN, M.; VILLE, A.; BÉLAND, M. Near real-time deforestation detection in malaysia and indonesia using change vector analysis with three sensors. **International Journal of Remote Sensing**, Taylor & Francis, v. 40, n. 19, p. 7439–7458, 2019.

PEROSA, B.; MANZATTO, C.; VICENTE, L. E.; KOGA-VICENTE, A.; ARAUJO, L. de; ASSAD, E.; GURGEL, A. d. C. Emissões de gases do efeito estufa pela agricultura de baixa emissão de carbono. **Agroanalysis**, Embrapa Meio Ambiente-Artigo em periódico indexado (ALICE), v. 40, n. 5, p. 29–31, 2020.

PETTORELLI, N.; BÜHNE, H. Schulte to; TULLOCH, A.; DUBOIS, G.; MACINNIS- NG, C.; QUEIRÓS, A. M.; KEITH, D. A.; WEGMANN, M.; SCHRODT, F.; STELLMES, M. et al. Satellite remote sensing of ecosystem functions: opportunities, challenges and way forward. **Remote Sensing in Ecology and Conservation**, Wiley Online Library, v. 4, n. 2, p. 71–93, 2018.

PHAAL, R.; FARRUKH, C. J.; PROBERT, D. R. Technology roadmapping—a planning framework for evolution and revolution. **Technological forecasting and social change**, Elsevier, v. 71, n. 1-2, p. 5–26, 2004.

PHILLIPS, O. L.; SULLIVAN, M. J.; BAKER, T. R.; MENDOZA, A. M.; VARGAS, P. N.; VÁSQUEZ, R. Species matter: wood density influences tropical forest biomass at multiple scales. **Surveys in geophysics**, Springer, v. 40, n. 4, p. 913–935, 2019.

PLANAVEG. PLANO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DA VEGETAÇÃO NATIVA. [S.l.], 2017. Available at <<http://snif.florestal.gov.br/images/pdf/publicacoes/planaveg_publicacao.pdf>>, Accessed on 2019-08-12.

PONTES, D. M. F.; ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A. Forest structure, wood standing stock, and tree biomass in different restoration systems in the brazilian atlantic forest. **Forests**, Multidisciplinary Digital Publishing Institute, v. 10, n. 7, p. 588, 2019.

PORTILLO-QUINTERO, C.; HERNÁNDEZ-STEFANONI, J. L.; REYES-PALOMEQUE, G.; SUBEDI, M. R. The road to operationalization of effective tropical forest monitoring systems. **Remote Sensing**, v. 13, n. 7, 2021. ISSN 2072-4292. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2072-4292/13/7/1370>>.

PORTINHO, J. L.; GOMES, A. C. C.; KOGA-VICENTE, A.; MILANI, F. C. C.; PENTEAN, R. B.; MANZATTO, C. V.; SPINELLI-ARAUJO, L.; VICENTE, L. E. The pathways influence of agricultural expansion on water quality of fish farming in ilha solteira reservoir, são paulo, brazil. **Aquaculture**, Elsevier, v. 536, p. 736405, 2021.

POTAPOV, P.; LI, X.; HERNANDEZ-SERNA, A.; TYUKAVINA, A.; HANSEN, M. C.; KOMMAREDDY, A.; PICKENS, A.; TURUBANOVA, S.; TANG, H.; SILVA, C. E. et al. Mapping global forest canopy height through integration of gedi and landsat data. **Remote Sensing of Environment**, Elsevier, v. 253, p. 112165, 2021.

POWELL, A. Democratizing production through open source knowledge: from open software to open hardware. **Media, Culture & Society**, Sage Publications Sage UK: London, England, v. 34, n. 6, p. 691–708, 2012.

PRESTON, D. W.; DIETZ, E. R. **The art of experimental physics**. New York: John Wiley & Sons, 1991. 448 p.

PULITI, S.; ØRKA, H.; GOBAKKEN, T.; NÆSSET, E. Inventory of small forest areas using an unmanned aerial system. **Remote Sensing**, Multidisciplinary Digital Publishing Institute, v. 7, n. 8, p. 9632–9654, 2015.

PÜTZ, S.; GROENEVELD, J.; ALVES, L.; METZGER, J.; HUTH, A. Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: a modelling study for brazilian atlantic forests. **Ecological Modelling**, Elsevier, v. 222, n. 12, p. 1986–1997, 2011.

R Core Team. **R: A language and Environment for Statistical Computing**. Vienna, Austria, 2013. Accessed on 2021-06-17.

REICHSTEIN, M.; BAHN, M.; MAHECHA, M. D.; KATTGE, J.; BALDOCCHI, D. D. Linking plant and ecosystem functional biogeography. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, National Academy of Sciences, v. 111, n. 38, p. 13697–13702, 2014.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The brazilian atlantic forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? implications for conservation. **Biological conservation**, Elsevier, v. 142, n. 6, p. 1141–1153, 2009.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; BRANCALION, P. H. S. **Restauração florestal**. [S.l.]: Oficina de Textos, 2015. 432 p.

RODRIGUES, V. H. P.; LOPES, S. d. F.; ARAÚJO, G. M. d.; SCHIAVINI, I. Composição, estrutura e aspectos ecológicos da floresta ciliar do rio araguari no triângulo mineiro. **Hoehnea**, SciELO Brasil, v. 37, p. 87–105, 2010.

RODRÍGUEZ-VEIGA, P.; WHEELER, J.; LOUIS, V.; TANSEY, K.; BALZTER, H. Quantifying forest biomass carbon stocks from space. **Current Forestry Reports**, Springer, v. 3, n. 1, p. 1–18, 2017.

ROMEIRO, V.; GENIN, C.; FELIN, B. **Nova NDC do Brasil: entenda por que a meta climática foi considerada pouco ambiciosa**. 2021. Disponível em <<https://wribrasil.org.br/pt/blog/clima/nova-ndc-do-brasil-entenda-por-que-meta-climatica-foi-considerada-pouco-ambiciosa>>, Acesso em 2022-06-17.

RUZICKA, K. J.; GRONINGER, J. W.; ZACZEK, J. J. Deer browsing, forest edge effects, and vegetation dynamics following bottomland forest restoration. **Restoration Ecology**, Wiley Online Library, v. 18, n. 5, p. 702–710, 2010.

SANKEY, T.; DONAGER, J.; MCVAY, J.; SANKEY, J. B. Uav lidar and hyperspectral fusion for forest monitoring in the southwestern usa. **Remote Sensing of Environment**, Elsevier, v. 195, p. 30–43, 2017.

SANQUETTA, C.; CORTE, A.; BALBINOT, R.; ZILLIOTTO, M. Proposta metodológica para quantificação e monitoramento do carbono estocado em florestas plantadas. In: CR, Z. M. S. (Ed.). **Mercado de carbono: mercado e ciência**. Curitiba, PR: UFPR, 2004. p. 120–150.

SANTOS, T. T.; KOENIGKAN, L. V. **Produção de ortomapas com VANTs e OpenDroneMap**. [S.l.], 2018. Available at <<<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/1102033/1/OrtomapsCirc05.pdf>>>, Accessed on 2021-06-24.

SCHIEFER, F.; KATTENBORN, T.; FRICK, A.; FREY, J.; SCHALL, P.; KOCH, B.; SCHMIDTLEIN, S. Mapping forest tree species in high resolution uav-based rgb-imagery by means of convolutional neural networks. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 170, p. 205 – 215, 2020. ISSN 0924-2716. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0924271620302938>>.

SCHILLING, A. C.; BATISTA, J. L. F.; COUTO, H. Z. d. Ausência de estabilização da curva de acumulação de espécies em florestas tropicais. **Ciência Florestal**, SciELO Brasil, v. 22, p. 101-111, 2012.

SCHOENINGER Ângela Klein Hentz e Ana Paula Corte e Sylvio Péllico Netto e Michael Strager e E. Treedetection: Automatic tree detection using uav-based data. **FLORESTA**, v. 48, n. 3, p. 393–402, 2018. ISSN 1982-4688. Disponível em: <<https://revistas.ufpr.br/floresta/article/view/56150>>.

SCHONBERGER, J. L.; FRAHM, J.-M. Structure-from-motion revisited. In: COMPUTER VISION FOUNDATION (CVF). **Proceedings of the IEEE Conference on Computer Vision and Pattern Recognition**. Las Vegas, NV, USA, 2016. p. 4104– 4113.

SCHOWENGERDT, R. A. **Remote sensing: models and methods for image processing**. 3. ed. Orlando, FL: United States of America: Academic Press, 2007. 515 p.

SCHWEIGER, A. K. Spectral field campaigns: Planning and data collection. In: **Remote Sensing of Plant Biodiversity**. [S.l.]: Cham: Springer International Publishing, 2020. p. 385–423.

SER. **Princípios da Society for Ecological Restoration (SER) International sobre a restauração ecológica**. [S.l.], 2021. Disponível em <https://cdn.ymaws.com/www.ser.org/resource/resmgr/custompages/publications/SER_Primer/ser-primer-portuguese.pdf>, Acesso em 2021-10-11.

SIBONA, E.; VITALI, A.; MELONI, F.; CAFFO, L.; DOTTA, A.; LINGUA, E.; MOTTA, R.; GARBARINO, M. Direct measurement of tree height provides different results on the assessment of lidar accuracy. **Forests**, v. 8, n. 1, 2017. ISSN 1999-4907. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/1999-4907/8/1/7>>.

SIERRA, C. A.; del Valle, J. I.; ORREGO, S. A.; MORENO, F. H.; HARMON, M. E.; ZAPATA, M.; COLORADO, G. J.; HERRERA, M. A.; LARA, W.; RESTREPO, D. E.; BERROUET, L. M.; LOAIZA, L. M.; BENJUMEA, J. F. Total carbon stocks in a tropical forest landscape of the porce region, colombia. **Forest Ecology and Management**, v. 243, n. 2, p. 299–309, 2007. ISSN 0378-1127. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112707002411>>.

SILVA, C. A.; VALBUENA, R.; PINAGÉ, E. R.; MOHAN, M.; ALMEIDA, D. R. de; BROADBENT, E. N.; JAAFAR, W. S. W. M.; PAPA, D. de A.; CARDIL, A.; KLAUBERG, C. Forestgap: An r package for forest gap analysis from canopy height models. **Methods in Ecology and Evolution**, Wiley Online Library, v. 10, n. 8, p. 1347–1356, 2019.

SILVA, D. Q. **Viabilidade e acurácia de VANT para o monitoramento costeiro tridimensional**. Dissertação (Mestrado) — Universidade Federal de Pernambuco, 2018.

SIMONSON, W. D.; ALLEN, H. D.; COOMES, D. A. Applications of airborne lidar for the assessment of animal species diversity. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 5, n. 8, p. 719–729, 2014. Disponível em: <<https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/2041-210X.12219>>.

SOARES, C. P. B.; NETO, F. P.; SOUZA, A. L. **Dendrometria e inventário florestal**. [S.l.]: UFV, 2006.

SOARES-FILHO, B.; RAJÃO, R.; MACEDO, M.; CARNEIRO, A.; COSTA, W.; COE, M.; RODRIGUES, H.; ALENCAR, A. Cracking brazil's forest code. **Science**, American Association for the Advancement of Science, v. 344, n. 6182, p. 363–364, 2014.

SOTHE, C.; DALPONTE, M.; ALMEIDA, C. M. d.; SCHIMALSKI, M. B.; LIMA, C. L.; LIESENBERG, V.; MIYOSHI, G. T.; TOMMASELLI, A. M. G. Tree species classification in a highly diverse subtropical forest integrating uav-based photogrammetric point cloud and hyperspectral data. **Remote Sensing**, v. 11, n. 11, 2019. ISSN 2072-4292. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2072-4292/11/11/1338>>.

SOUSA, A. de P.; VIEIRA, D. L. M. **Protocolo de Monitoramento da Recomposição da Vegetação Nativa no Estado de Mato Grosso**. [S.l.], 2018. Available at <https://www.webambiente.cnptia.embrapa.br/webambiente/wiki/lib/exe/fetch.php?media=webambiente:sousa_protocolo_mt_rev.pdf>, Acesso em 2021-10-07.

SOUZA, C. M.; SHIMBO, J. Z.; ROSA, M. R.; PARENTE, L. L.; ALENCAR, A. A.; RUDORFF, B. F. T.; HASENACK, H.; MATSUMOTO, M.; FERREIRA, L. G.; SOUZA- FILHO, P. W. M.; OLIVEIRA, S. W. de; ROCHA, W. F.; FONSECA, A. V.; MARQUES, C. B.; DINIZ, C. G.; COSTA, D.; MONTEIRO, D.; ROSA, E. R.; VÉLEZ-MARTIN, E.; WEBER, E. J.; LENTI, F. E. B.; PATERNOST, F. F.; PAREYN, F. G. C.; SIQUEIRA, J. V.; VIERA, J. L.; NETO, L. C. F.; SARAIVA, M. M.; SALES, M. H.; SALGADO, M. P. G.; VASCONCELOS, R.; GALANO, S.; MESQUITA, V. V.; AZEVEDO, T. Reconstructing three decades of land use and land cover changes in brazilian biomes with landsat archive and earth engine. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, 2020. ISSN 2072-4292. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2072-4292/12/17/2735>>.

SOUZA, D. R. d.; SOUZA, A. L. d.; GAMA, J. R. V.; LEITE, H. G. Emprego de análise multivariada para estratificação vertical de florestas ineqüiâneas. **Revista Árvore**, SciELO Brasil, v. 27, p. 59–63, 2003.

SPADONI, G. L.; CAVALLI, A.; CONGEDO, L.; MUNAFÒ, M. Analysis of normalized difference vegetation index (ndvi) multi-temporal series for the production of forest cartography. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v. 20, p. 100419, 2020. ISSN 2352-9385. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352938520302858>>.

STARK, S. C.; LEITOLD, V.; WU, J. L.; HUNTER, M. O.; CASTILHO, C. V. de; COSTA, F. R.; MCMAHON, S. M.; PARKER, G. G.; SHIMABUKURO, M. T.; LEFSKY, M. A. et al. Amazon forest carbon dynamics predicted by profiles of canopy leaf area and light environment. **Ecology letters**, Wiley Online Library, v. 15, n. 12, p. 1406–1414, 2012.

STEEGE, H. T.; SABATIER, D.; OLIVEIRA, S. Mota de; MAGNUSSON, W. E.; MOLINO, J.-F.; GOMES, V. F.; POS, E. T.; SALOMÃO, R. P. Estimating species richness in hyper-diverse large tree communities. **Ecology**, Wiley Online Library, v. 98, n. 5, p. 1444–1454, 2017.

SWATANTRAN, A.; DUBAYAH, R.; ROBERTS, D.; HOFTON, M.; BLAIR, J. B. Mapping biomass and stress in the sierra nevada using lidar and hyperspectral data fusion. **Remote Sensing of Environment**, Elsevier, v. 115, n. 11, p. 2917–2930, 2011.

SWAYZE, N. C.; TINKHAM, W. T.; VOGELER, J. C.; HUDAK, A. T. Influence of flight parameters on uas-based monitoring of tree height, diameter, and density. **Remote Sensing of Environment**, Elsevier, v. 263, p. 112540, 2021.

TAMBOSI, L. R.; MARTENSEN, A. C.; RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P. A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity. **Restoration ecology**, Wiley Online Library, v. 22, n. 2, p. 169–177, 2014.

TAROLLI, P. High-resolution topography for understanding earth surface processes: Opportunities and challenges. **Geomorphology**, Elsevier, v. 216, p. 295–312, 2014.

TAYLOR, R.; DAVIS, C.; BRANDT, J.; PARKER, M.; STÄUBLE, T.; SAID, Z. The rise of big data and supporting technologies in keeping watch on the world's forests. **International Forestry Review**, Commonwealth Forestry Association, v. 22, n. 1, p. 129–141, 2020.

TESSER, G. J. Principais linhas epistemológicas contemporâneas. **Educar em revista**, SciELO Brasil, n. 10, p. 91–98, 1994.

TOMPPA, E.; OLSSON, H.; STÅHL, G.; NILSSON, M.; HAGNER, O.; KATILA, M. Combining national forest inventory field plots and remote sensing data for forest databases. **Remote Sensing of Environment**, Elsevier, v. 112, n. 5, p. 1982–1999, 2008.

TOWNSEND, A. R.; ASNER, G. P.; CLEVELAND, C. C. The biogeochemical heterogeneity of tropical forests. **Trends in ecology & evolution**, Elsevier, v. 23, n. 8, p. 424–431, 2008.

TSOUROS, D. C.; BIBI, S.; SARIGIANNIDIS, P. G. A review on uav-based applications for precision agriculture. **Information**, Multidisciplinary Digital Publishing Institute, v. 10, n. 11, p. 349, 2019.

TUCKER, C. J.; TOWNSHEND, J. R.; GOFF, T. E. African land-cover classification using satellite data. **Science**, American Association for the Advancement of Science, v. 227, n. 4685, p. 369–375, 1985. Tutorial AgroTagVEG. **Tutorial AgroTagVEG**. 2021. <<https://www.agrotag.cnptia.embrapa.br/webgis/veg/#!/help>>. Acesso em 2021-09-12.

VALBUENA, R.; O'CONNOR, B.; ZELLWEGER, F.; SIMONSON, W.; VIHervaara, P.; MALTAMO, M.; SILVA, C. A.; ALMEIDA, D. R.; DANKS, F.; MORSDORF, F. et al. Standardizing ecosystem morphological traits from 3d information sources. **Trends in Ecology & Evolution**, Elsevier, 2020.

VASCONCELLOS, B. N.; HOLLER, W. A.; CORTE, A. P. D.; PESCK, V. A. **Guia metodológico para uso do Laser Scanner Terrestre (TLS) em ambiente florestal**. [S.l.], 2021. Disponível em <<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/1131380/1/CT-467-1897-final.pdf>>, Acesso em 2021-09-13.

VASQUES, G. D. M.; DART, R. D. O.; ROSSO, L. Z. **Guia para pós-processamento de pontos coletados por receptor GNSS geodésico Trimble R4 no Programa Trimble Business Center versão 2.60**. [S.l.], 2014. Available at <<<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/1010120/1/DOC170GuiaReceptorGeodesico.pdf>>>, Accessed on 2021-06-30.

VENATOR, M.; AKLANOGLU, S.; BRUNS, E.; MAIER, A. Enhancing collaborative road scene reconstruction with unsupervised domain alignment. **Machine Vision and Applications**, Springer, v. 32, n. 1, p. 1–16, 2021.

VERDONE, M.; SEIDL, A. Time, space, place, and the bonn challenge global forest restoration target. **Restoration ecology**, Wiley Online Library, v. 25, n. 6, p. 903–911, 2017.

VERGARA, W.; LOMELI, L. G.; CHUAIRE, M. F.; WEBER, S.; CRISTALES, R. Z. **Initiative 20x20: A landscape restoration movement rises in Latin America and the Caribbean**. 2015. <<https://www.wri.org/insights/initiative-20x20-landscape-restoration-movement-rises-latin-america-and-caribbean>>. Acesso em 2021-10-12.

VIANI, R.; RODRIGUES, R.; PADOVEZI, A.; FARAH, F. T.; GARCIA, L.; SANGLADE, L.; BRANCALION, P.; CHAVES, R.; BARRETO, T.; STRASSBURG, B.; SCARAMUZZA, C. D. M. **Pacto pela restauração da Mata Atlântica - Protocolo de monitoramento para programas e projetos de restauração florestal**. [S.l.: s.n.], 2013. 61 p. Available at <https://www.researchgate.net/publication/304073085_Pacto_pela_restauracao_da_Mata_Atlantica_-_Protocolo_de_monitoramento_para_programas_e_projetos_de_restauracao_florestal>, Accessed on 2021-06-17.

VIANI, R. A.; BARRETO, T. E.; FARAH, F. T.; RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. Monitoring young tropical forest restoration sites: how much to measure? **Tropical Conservation Science**, Sage Publications Sage CA: Los Angeles, CA, v. 11, p. 1940082918780916, 2018.

VIANI, R. A.; HOLL, K. D.; PADOVEZI, A.; STRASSBURG, B. B.; FARAH, F. T.; GARCIA, L. C.; CHAVES, R. B.; RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. Protocol for monitoring tropical forest restoration: perspectives from the atlantic forest restoration pact in brazil. **Tropical Conservation Science**, SAGE Publications Sage CA: Los Angeles, CA, v. 10, p. 1940082917697265, 2017.

VICENTE, L. E.; BOLFE, E.; FILHO, C. R. de S.; NUNES, G. M. Mapeamento de corte seletivo na floresta amazônica utilizando dados do sensor aster e análise de correlação. In: EPIPHANIO, J. C. N.; GALVÃO, L. S. (Ed.). **Proceedings of Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto (SBSR), 14**. [S.l.]: São José dos Campos: INPE, 2009. p. 3135–3142.

VICENTE, L. E.; SOUZA-FILHO, C. R. Identification of mineral components in tropical soils using reflectance spectroscopy and advanced spaceborne thermal emission and reflection radiometer (aster) data. **Remote Sensing of Environment**, Elsevier, v. 115, n. 8, p. 1824–1836, 2011.

VICENTE, L. E.; SOUZA-FILHO, C. R.; PEREZ-FILHO, A. Mapeamento de formações arenosas em fragmentos de cerrado utilizando dados e produtos do sensor aster. In: EPIPHANIO, J. C. N. (Ed.). **Proceedings of XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. INPE, Goiânia**. [S.l.]: São José dos Campos: INPE, 2005. p. 3419–3426.

VIEIRA, D.; SARTORELLI, P.; SOUSA, A. d. P.; REZENDE, G. **Avaliação de indicadores da recomposição da vegetação nativa no Distrito Federal e em Mato Grosso**. [S.l.], 2017. Disponível em <<<https://www.alice.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/1085222/1/relatorioinputMTDF.pdf>>>, Acesso em 2021-06-17.

VIEIRA-FILHO, J. E. R.; GASQUES, J. G. **Uma Jornada Pelos Contrastes do Brasil: Cem anos do Censo Agropecuário**. [S.l.], 2020. 410 p. Disponível em <<https://www.ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFs/livros/livros/201201_livro_uma_jornada_pelos_contrastes_do_brasil.pdf>>, Acesso em 2021-12-22.

VIEIRA, S.; ALVES, L.; AIDAR, M.; ARAÚJO, L.; BAKER, T.; BATISTA, J.; CAMPOS, M.; CAMARGO, P.; CHAVE, J.; DELITTI, W. et al. Estimation of biomass and carbon stocks: the case of the atlantic forest. **Biota Neotropica**, v. 8, n. 2, p. 21–29, 2008. Disponível em <<https://www.biotaneotropica.org.br/v8n2/en/fullpaper?bn00108022008+en>>, Acesso em 2021-09-22.

VILLA, P. M.; MARTINS, S. V.; DINIZ, É. S.; NETO, S. N. de O.; NERI, A. V.; PINTO-JUNIOR, H.; NUNES, J. A.; BUENO, M. L.; ALI, A. Taxonomic and functional beta diversity of woody communities along amazon forest succession: The relative importance of stand age, soil properties and spatial factor. **Forest Ecology and Management**, Elsevier, v. 482, p. 118885, 2021.

WAGNER, F. H.; DALAGNOL, R.; CASAPIA, X. T.; STREHER, A. S.; PHILLIPS, O. L.; GLOOR, E.; ARAGÃO, L. E. Regional mapping and spatial distribution analysis of canopy palms in an amazon forest using deep learning and vhr images. **Remote Sensing**, Multidisciplinary Digital Publishing Institute, v. 12, n. 14, p. 2225, 2020.

WAGNER, F. H.; FERREIRA, M. P.; SANCHEZ, A.; HIRYE, M. C.; ZORTEA, M.; GLOOR, E.; PHILLIPS, O. L.; FILHO, C. R. de S.; SHIMABUKURO, Y. E.; ARAGÃO, L. E. Individual tree crown delineation in a highly diverse tropical forest using very high resolution satellite images. **ISPRS journal of photogrammetry and remote sensing**, Elsevier, v. 145, p. 362–377, 2018.

WAGNER, F. H.; SANCHEZ, A.; AIDAR, M. P.; ROCHELLE, A. L.; TARABALKA, Y.; FONSECA, M. G.; PHILLIPS, O. L.; GLOOR, E.; ARAGÃO, L. E. Mapping atlantic rainforest degradation and regeneration history with indicator species using convolutional network. **PloS one**, Public Library of Science San Francisco, CA USA, v. 15, n. 2, p. e0229448, 2020.

WAGNER, F. H.; SANCHEZ, A.; TARABALKA, Y.; LOTTE, R. G.; FERREIRA, M. P.; AIDAR, M. P.; GLOOR, E.; PHILLIPS, O. L.; ARAGAO, L. E. Using the u-net convolutional network to map forest types and disturbance in the atlantic rainforest with very high resolution images. **Remote Sensing in Ecology and Conservation**, Wiley Online Library, v. 5, n. 4, p. 360–375, 2019.

WANG, R.; GAMON, J. A. Remote sensing of terrestrial plant biodiversity. **Remote Sensing of Environment**, Elsevier, v. 231, p. 111218, 2019.

WHITESIDE, T. G.; ESPARON, A. J.; BARTOLO, R. E. A semi-automated approach for quantitative mapping of woody cover from historical time series aerial photography and satellite imagery. **Ecological Informatics**, v. 55, p. 101012, 2020. ISSN 1574-9541. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1574954119303231>>.

WICKHAM, J. D.; JONES, K. B.; RIITTERS, K. H.; WADE, T. G.; O'NEILL, R. V. Transitions in forest fragmentation: implications for restoration opportunities at regional scales. **Landscape Ecology**, Springer, v. 14, n. 2, p. 137–145, 1999.

WU, X.; SHEN, X.; CAO, L.; WANG, G.; CAO, F. Assessment of individual tree detection and canopy cover estimation using unmanned aerial vehicle based light detection and ranging (uav-lidar) data in planted forests. **Remote Sensing**, Multidisciplinary Digital Publishing Institute, v. 11, n. 8, p. 908, 2019.

XIAO, J.; CHEVALLIER, F.; GOMEZ, C.; GUANTER, L.; HICKE, J. A.; HUETE, A. R.; ICHII, K.; NI, W.; PANG, Y.; RAHMAN, A. F. et al. Remote sensing of the terrestrial carbon cycle: A review of advances over 50 years. **Remote Sensing of Environment**, Elsevier, v. 233, p. 111383, 2019.

XU, Z.; SHEN, X.; CAO, L.; COOPS, N. C.; GOODBODY, T. R.; ZHONG, T.; ZHAO, W.; SUN, Q.; BA, S.; ZHANG, Z. et al. Tree species classification using uas-based digital aerial photogrammetry point clouds and multispectral imagery in subtropical natural forests. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, Elsevier, v. 92, p. 102173, 2020.

ZAHAWI, R. A.; DANDOIS, J. P.; HOLL, K. D.; NADWODNY, D.; REID, J. L.; ELLIS, E. C. Using lightweight unmanned aerial vehicles to monitor tropical forest recovery. **Biological Conservation**, Elsevier, v. 186, p. 287–295, 2015.

ZANETTI, J.; JUNIOR, J. G.; SANTOS, A. d. P. dos. Influência do número e distribuição de pontos de controle em ortofotos geradas a partir de um levantamento por vant. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 69, n. 2, fev. 2017. Disponível em: <<http://www.seer.ufu.br/index.php/revistabrasileiracartografia/article/view/44016>>.

ZANINI, A. M. **Estoque de carbono em restaurações florestais com 5 anos de idade na Mata Atlântica**. Dissertação (Mestrado) — Universidade de São Paulo, 2018.

ZENG, Y.; HAO, D.; HUETE, A.; DECHANT, B.; BERRY, J.; CHEN, J. M.; JOINER, J.; FRANKENBERG, C.; BOND-LAMBERTY, B.; RYU, Y. et al. Optical vegetation indices for monitoring terrestrial ecosystems globally. **Nature Reviews Earth & Environment**, Nature Publishing Group, p. 1–17, 2022.

ZHANG, J.; LIU, J.; PAN, B.; SHI, Z. Domain adaptation based on correlation subspace dynamic distribution alignment for remote sensing image scene classification. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, IEEE, v. 58, n. 11, p. 7920–7930, 2020.

APÊNDICE A • INFORMAÇÕES SOBRE O PROCESSO DE CONSTRUÇÃO DO PROTOCOLO DE MONITORAMENTO DA RESTAURAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA E DA AMAZÔNIA VIA SENSORIAMENTO REMOTO

Inicialmente, foi estabelecida a Comissão Organizadora composta por representantes do PACTO, TNC, Laboratório de Processamento de Imagens e Geoprocessamento (LAPIG) e Laboratório de Silvicultura Tropical (LASTROP), que definiram a estratégia de elaboração do documento e as principais diretrizes. Em seguida, foram realizados workshops online intitulados *Uso do Sensoriamento Remoto no Monitoramento da Restauração de Ecossistemas*. Durante o evento, foram colocados temas para discussão entre pequenos grupos que, após debates seguindo a metodologia “World Café” (BROWN; ISAACS, 2005), expunham suas idéias para todos os participantes. Desta forma, foi possível que dezenas de especialistas pudessem anotar e expor suas argumentações. Ao final do evento, parte dos especialistas se voluntariou para participar na elaboração deste documento, sendo posteriormente divididos em grupos temáticos seguindo sua especialidade: monitoramento em campo, sensores a bordo de satélites, sensores a bordo de drones, sensores LiDAR (diferentes plataformas) e sistemas computacionais de apoio ao campo.

Dentre os registros das informações coletadas durante o evento, foi obtida uma planilha similar à de Pettorelli et al. (2018). Tal planilha apresentava uma breve descrição da obtenção de um indicador de Restauração de Ecossistemas via Sensoriamento Remoto indicando o sensor e métrica correspondentes. Como boa parte desta planilha apresentava metodologias que ainda são objeto de Pesquisa e Desenvolvimento (P&D) para garantir seu pleno funcionamento de modo mais generalizado, um grupo de P&D foi estabelecido para tratar as novas e potenciais soluções que poderão compor as futuras atualizações deste documento. A seção 3.6 deste Protocolo explica a motivação de adotar apenas metodologias consolidadas neste Protocolo.

Além dos grupos para desenvolvimento deste Protocolo e de P&D, também se voluntariaram especialistas para trabalhar em outros dois grupos: artigo científico e *policy-brief*. O grupo do artigo científico se responsabilizou pelo desenvolvimento de um manuscrito cujo intuito é divulgar e alinhar o presente Protocolo à comunidade científica

internacional, conforme feito em Viani et al. (2017) para o protocolo de campo do Pacto pela Restauração da Mata Atlântica, descrito em Viani et al. (2013). Já o grupo *policy-brief* se organizou para elaboração de um documento menos técnico cuja finalidade é estimular o uso deste Protocolo por instituições públicas e privadas para promover maior transparência e governança nos seus trabalhos de monitoramento da Restauração de Ecossistemas.

O resultado prático deste protocolo encontra-se nas seções 6, 7 e 8, que apresenta as metodologias de Sensoriamento Remoto para o usuário mensurar os indicadores de Restauração de Ecossistemas desejados. Tal conteúdo foi desenvolvido por profissionais especializados em sensores específicos e a revisão por pares ocorreu também por especialistas em Sensoriamento Remoto, Restauração de Ecossistemas e em Políticas Públicas. Logo, o desenvolvimento deste Protocolo contou com o estabelecimento de sub-grupos com respectivas sub-lideranças e colaboradores especializados em determinado sensor. As sub-lideranças mantiveram constante comunicação com a coordenação-geral, que era responsável por garantir que todas as temáticas estivessem coerentemente relacionadas ao Protocolo como um todo.

Finalmente, concebido o Protocolo de Monitoramento de Restauração de Ecossistemas via Sensoriamento Remoto, as atualizações ocorrerão não apenas às novas soluções proporcionadas por P&D, mas também ao aprimoramento das soluções já presentes nesta primeira versão.

APÊNDICE B • PLATAFORMAS RELACIONADAS AO PROTOCOLO

Ressalta-se aqui algumas plataformas que estão relacionadas a este Protocolo: Observatório da Restauração e Reflorestamento (<<https://observatoriodarestauracao.org.br/app/home>>), MapBiomas (<<https://mapbiomas.org/en>>) e AgroTag <<https://www.agrotag.cnptia.embrapa.br/#/>>.

Conforme mencionado na seção 3.4, o Observatório da Restauração e Reflorestamento é um ator importante na Restauração de Ecossistemas. Trata-se de uma iniciativa inédita internacionalmente, que registra em uma base georreferenciada os projetos de restauração e reflorestamento. Por meio desta plataforma, órgãos nacionais e internacionais poderão acompanhar o cumprimento de metas de restauração do Brasil, além de usar as informações ali disponíveis para outras finalidades.

O Mapbiomas (SOUZA et al., 2020) é a plataforma utilizada neste Protocolo para medir gratuitamente a cobertura e a idade de uma Regeneração. Inspirada na inovação proporcionada pelo trabalho da Universidade de Maryland (HANSEN et al., 2013) que gerou o Global Forest Watch (<<https://www.globalforestwatch.org/>>), o MapBiomas (<<https://mapbiomas.org/en>>) é uma iniciativa de *big data* que mapeia a cobertura do solo brasileiro desde 1985; ou seja, é uma plataforma que registra a dinâmica de expansão e retração antrópica de todos os biomas brasileiros. O Mapbiomas adquiriu relevância internacional a ponto de exportar sua solução para outros países da América Latina (TAYLOR et al., 2020), por exemplo, o bioma argentino Chaco <<https://chaco.mapbiomas.org/en>>, Bolívia <<https://bolivia.mapbiomas.org/>>, Peru <<https://peru.mapbiomas.org/>> e o Bosque Atlântico com a Mata Atlântica trinacional <<https://bosqueatlantico.mapbiomas.org/>>. Fora da América Latina, a Indonésia implementou o MapBiomas para mapear suas florestas tropicais <<https://platform.indonesia.mapbiomas.org/>>.

Outra plataforma relacionada a este Protocolo é o Agrotag, desenvolvido pela Embrapa Meio Ambiente, cuja essência é o preenchimento de dados de campo diretamente em meio digital (ao invés do tradicional uso de folhas de papel) junto a fotos tiradas em nível de solo, que seguem para um sistema WebGIS onde o usuário pode conferir informações de campo georreferenciadas. Ao utilizar o AgroTag em um dispositivo como um tablet ou smartphone, o Restaurador ganha eficiência por não precisar transferir dados de papel para o formato digital, evitando assim fontes de erros inerentes ao processo de digitalização. Além disso, o usuário do AgroTag divulga os dados de campo para a pla-

taforma web, promovendo maior transparência e possibilitando troca de informações entre diferentes pessoas com situações-problema parecidas. Todas estas funcionalidades estão disponíveis gratuitamente.

Na mesma linha do Agrotag, as plataformas Restor (<<https://restor.eco/>>) e Explorer Land (<<https://explorer.openforests.com/>>) reúnem em bases de dados georreferenciadas iniciativas de Restauração de Ecossistemas em todo o mundo, de forma que o usuário, além de registrar e divulgar os dados de seu projeto, pode consultar informações de outros projetos. Tais plataformas também podem ser uma alternativa de registro de trabalhos de campo, de forma a promover maior transparência e troca de informações, além de contribuir com a modelagem e validação de dados de Sensoriamento Remoto. Futuras edições deste Protocolo deverão apresentar na seção 9 informações mais detalhadas dessas plataformas.

APÊNDICE C • TIPOLOGIAS FLORESTAIS CONSIDERADAS NO PROTOCOLO

As tipologias florestais foram definidas com base nas estabelecidas pelo projeto temático “Compreendendo florestas restauradas para o benefício das pessoas e da natureza - NewFor” (processo FAPESP 2018/18416-2). Essas tipologias florestais representam um gradiente heterogêneo de diversidade, estrutura e funcionamento. Para a classificação de uma área florestal de acordo com as tipologias, além do sensoriamento remoto, é necessário um reconhecimento e validação através de visita de campo ou entrevista com atores locais.

C.1 SISTEMAS AGROFLORESTAIS (SAF)

Sistemas Agroflorestais (SAF) podem ser definidos, de acordo com o ICRAF, como sistemas de uso do solo que integram espécies lenhosas com espécies agrícolas ou animais na mesma unidade de manejo (LEAKEY, 2017). SAFs geralmente apresentam um dossel mais aberto e um manejo mais intensivo, fazendo com que essa tipologia represente uma transição do uso agropecuário do solo para um uso florestal e seja, dessa forma, posicionada como a tipologia florestal de maior interferência humana. Cultivos intercalados de espécies agrícolas lenhosas, como café e cacau, serão classificados como consórcios (ver item C.3).

C.2 MONOCULTIVO EM USO (MonoUso)

Consiste em monocultivos de espécies arbóreas, nativas ou exóticas, manejados permanentemente para fins produtivos. Os monocultivos em uso podem ser constituídos tanto por plantios de rotação curta (e.g., como plantios de eucalipto para celulose), como de rotações longas (e.g., como plantios de seringueira ou de produção de madeira serrada); mas em ambos os casos, o sub-bosque é roçado para restringir a regeneração de outras espécies arbóreas. Não serão considerados no contexto deste protocolo os monocultivos de espécies agrícolas lenhosas, como frutíferas e café, pois esses monocultivos possuem dossel aberto e baixo, não resultando em uma fisionomia florestal. Plantios mistos de diferentes espécies do mesmo gênero, como encontrado em testes de progênie, serão também considerados monocultivos.

C.3 CONSÓRCIO (Mix)

Consiste em plantios de duas ou poucas espécies arbóreas comerciais, ou de espécies arbóreas comerciais e agrícolas lenhosas, manejados para fins produtivos. O consórcio é planejado de forma a maximizar a produção agrícola e florestal, integrando espécies que facilitem o crescimento umas das outras ou simplesmente para diversificar a produção ao longo do tempo. Por serem plantios comerciais, os consórcios normalmente possuem sub-bosque periodicamente roçado e se assemelham nesse aspecto a monocultivos em uso. Mas por serem compostos por mais espécies arbóreas, podem apresentar estrutura vertical e horizontal mais heterogênea.

C.4 MONOCULTIVO ABANDONADO (MonoAban)

Consiste em monocultivos de espécies arbóreas, nativas ou exóticas, que tiveram seu manejo (poda e desbaste, roçada do sub-bosque) interrompido, o que pode ter permitido a recolonização espontânea do sub-bosque por espécies arbóreas nativas. O abandono pode ocorrer com ou sem a colheita das árvores plantadas. No caso de plantios abandonados após a colheita, é necessário que a espécie plantada rebrote e volte a dominar o dossel florestal para que seja incluída nessa tipologia.

C.5 PLANTIO DE RESTAURAÇÃO (Rest)

Consiste em plantios mistos de diversas espécies arbóreas, em sua maioria nativas, visando a restauração do ecossistema florestal nativo. Esta tipologia pode ser estabelecida através do plantio de mudas convencional ou através de semeadura direta. Neste caso pode haver tratamentos silviculturais, como o controle de gramíneas invasoras. Em estágios iniciais o dossel é mais aberto e o plantio geralmente mais sistemático (e.g., espaçamento determinado, árvores com tamanhos similares). Com o passar do tempo a floresta tende a se regenerar sozinha, passando a ter dossel mais fechado e maior variação entre tamanhos de árvores e distribuição espacial.

C.6 REGENERAÇÃO NATURAL (Reg)

Consiste em florestas nativas estabelecidas de forma espontânea, após o abandono da área. Essa tipologia também inclui florestas nativas que regeneraram após a colheita ou morte induzida das árvores de uma monocultura com uso de herbicida ou

anelamento, incluindo plantações onde as brotações ou árvores em pé foram mortas, desde que a área não seja mais dominada pelo monocultivo anteriormente presente (não confundir com MonoAban). Estas florestas podem requerer plantios de enriquecimento ou preenchimento ou condução da regeneração, caracterizando a regeneração natural assistida.

C.7 REMANESCENTE FLORESTAL DEGRADADO (RemDeg)

Consiste em remanescentes florestais pré-existent na paisagem, sem informações disponíveis sobre a existência de usos alternativos do solo no local do remanescente, e que apresentam sinais visuais claros de distúrbios antrópicos (e.g. ausência de árvores de maior porte, dossel irregular e dominado por lianas ruderais, histórico de incêndios, entrada de gado).

C.8 REMANESCENTE FLORESTAL CONSERVADO (RemCON)

São remanescentes florestais que não apresentam sinais claros de distúrbios antrópicos, sendo considerados ecossistemas de referência para fins de comparação com as demais tipologias florestais.

- PROTOCOLO DE
MONITORAMENTO
DA RESTAURAÇÃO
DA **MATA ATLÂNTICA**
E DA **AMAZÔNIA** VIA
SENSORIAMENTO
REMOTO•

• PROTOCOLO DE
MONITORAMENTO
DA RESTAURAÇÃO
DA **MATA ATLÂNTICA**
E DA **AMAZÔNIA** VIA
SENSORIAMENTO
REMOTO•

