

UNIVERSIDADE FEDERAL DOS VALES DO JEQUITINHONHA E MUCURI

CARLOS JOSE ANDRADE SILVEIRA

**PROPOSTA DE INDICADORES PARA A AVALIAÇÃO DE PROJETOS DE
RESTAURAÇÃO DE ECOSISTEMAS NO ALTO JEQUITINHONHA**

DIAMANTINA

2012

CARLOS JOSE ANDRADE SILVEIRA

**PROPOSTA DE INDICADORES PARA A AVALIAÇÃO DE PROJETOS DE
RESTAURAÇÃO DE ECOSISTEMAS NO ALTO JEQUITINHONHA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação *Stricto Sensu* da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, como pré-requisito para obtenção do título de grau de Mestre em Conservação e Restauração de Ecossistemas Florestais.

Área de concentração: Restauração de Ecossistemas

Orientador: Professor Doutor Evandro Luiz Mendonça Machado.

DIAMANTINA

2012

Ficha Catalográfica - Sistema de Bibliotecas/UFVJM
Bibliotecário Rodrigo Martins Cruz
CBR6/2886

S587p 2012	<p>Silveira, Carlos Jose Andrade.</p> <p>Proposta de indicadores para a avaliação de projetos de restauração de ecossistemas no Alto Jequitinhonha / Carlos Jose Andrade Silveira. – Diamantina: UFVJM, 2011. 130 p.</p> <p>Orientador: Prof. Dr. Evandro Luiz Mendonça Machado. Coorientadores: Prof. Dr. Israel Marinho Pereira, Prof. Dr. Reynaldo Campos Santana.</p> <p>Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) – Programa de Pós Graduação em Ciência Florestal, Faculdade de Ciências Agrárias, Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri, 2012.</p> <p>1. Projetos - Monitoramento. 2. Restauração - Processo. 3. Fomento florestal. 4. Ecossistemas - Recuperação. 5. Recuperação ecológica. I. Machado, Evandro Luiz Mendonça. II. Pereira, Israel Marinho Pereira. III. Santana, Reynaldo Campos. IV. Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri. Faculdade de Ciências Agrárias. V. Título.</p> <p style="text-align: right;">CDD 577.098151</p>
---------------	---

Elaborada com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

**PROPOSTA DE INDICADORES PARA AVALIAÇÃO DE PROJETOS
DE RESTAURAÇÃO DE ECOSISTEMAS NO ALTO
JEQUITINHONHA**

Carlos José Andrade Silveira

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal, nível de Mestrado, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre.

APROVADA EM 25 / 05 / 2012

Prof.^a Luciana Botezelli – UNIFEI

Prof. Israel Marinho Pereira – UFVJM

Prof. Reynaldo Campos Santana – UFVJM

Prof. Evandro Luiz mendonça Machado – UFVJM
Presidente

DIAMANTINA
2012

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Instituto Estadual de Florestas pela oportunidade e apoio cedidos para a realização deste trabalho.

Em especial a equipe do Escritório Regional Alto Jequitinhonha, a Diretoria de Desenvolvimento e Conservação Florestal, que proporcionou o desenvolvimento desse trabalho.

À Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri (UFVJM), Departamento de Engenharia Florestal e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal.

Ao Prof. Dr. Evandro Luiz Mendonça Machado, pela confiança, paciência e principalmente pela atenção dada durante a minha orientação. Aos Prof. Dr. Israel Pereira, Márcio Oliveira, Reynaldo Santana e André Garrafoli pelos conselhos e aprendizado.

Aos Engenheiros Florestais Luiz Carlos, Ben Hur, Maria das Graças, Sérgio Marcondes, Sérgio Kochi, Vergilius Clemente, Fernando Eduardo, Ana Paula Silva, Leonardo Teixeira e Gustavão. Também aos companheiros de IEF Elisângela, Marcelo Araki, Janaina Mendonça, Ana Lúcia, Fatinha, Fernanda Teixeira, Fabiana Gonçalves, Leonardo Diniz e Renata Fernandes. Aos companheiros de IEF Regional Alto Jequitinhonha Francisco Xavier Barroso, Alison Thiago, Márcio Almeida, Cecília Vilhena, Celso Roberto, Silvia Duarte, Antônio Almeida (Tonhão), Honorina Pereira, Emília Angélica, Maria Geralda (Gê), Alex Cunha, Alex Amaral e Silvio Vilhena pela dedicação e ajuda no período de desenvolvimento do trabalho e também os companheiros da SUPRAM Jequitinhonha.

Pela convivência e aprendizado com Miagui Sam e Alemão, dois companheiros de consideração.

A três grandes amigas Li, Carolzona e Carolzinha, também obrigado pelo aprendizado e convivência.

A todos os colegas de curso, pelo apoio e agradável convivência ao longo desses anos.

Aos meus pais, Neusa Silveira e Carlos Silveira e meu irmão Vinícius Silveira pelo amor, incentivo e total apoio em todas as minhas decisões.

A toda minha família e amigos pela força e incentivo.

Os meus sinceros agradecimentos a todos que de alguma forma auxiliaram, direta ou indiretamente, para conclusão do meu curso de mestrado.

“As ruínas de muitas civilizações e os vários desertos feitos pelo homem, em várias partes do mundo, são as evidências de que o homem não se convenceu da sua natureza heterotrófica e da necessidade de adaptar-se à natureza conforme ele tenta o seu controle.... Sendo o homem um heterótrofo dependente, ele tem que aprender a viver em mutualismo com a natureza; de outra forma, tal como o parasita “imprudente”, ele pode explorar seu “hospedeiro” de tal forma que acaba destruindo a si mesmo.” E.P.Odum (1973)

RESUMO

O Instituto Estadual de Florestas de Minas Gerais (IEF) promove o fomento buscando a recuperação ou a restauração florestal em conjunto com o produtor rural. Desde 2007 até hoje, atingiu-se aproximadamente 50 mil hectares em projetos de fomento com o viés protetivo. As técnicas utilizadas nos projetos de fomento florestal são a promoção ou indução da regeneração natural, o enriquecimento por meio de mudas e quando necessário o plantio total da área com mudas de espécies florestais nativas de ocorrência natural da região. Para avaliar se tais ações de restauração/ recuperação vêm atingindo os seus objetivos, se os recursos investidos nessas ações estão sendo bem empregados ou, ainda, se será necessário readequar as ações adotadas, faz-se necessário avaliar e monitorar as áreas restauradas no âmbito do programa. Diante deste esforço o monitoramento destas áreas trabalhadas permite que o programa de fomento avalie as melhorias no sentido de torná-los mais eficazes. A proposta deste estudo foi sugerir uma metodologia para a avaliação dos projetos de recuperação do programa de fomento florestal, orientados por princípios, critérios e indicadores, procurando verificar as tendências de sucesso dos projetos. Foram visitados aleatoriamente 19 projetos nos municípios de Conceição do Mato Dentro, Datas, Diamantina, Rio Vermelho, Santo Antônio do Itambé e Serro e aplicada uma matriz com os indicadores baseados em dois critérios de forma que qualquer servidor da autarquia tenha a capacidade de aplicá-la, sem a necessidade de especialistas para a execução do monitoramento. Baseando-se nas recomendações técnicas e legislativas, desenvolveram-se parâmetros de referência para avaliar o estado do projeto de que foi executado. Por conta das diferentes fitofisionomias da região de estudo foram elaborados parâmetros de referência para a Floresta Estacional Semidecidual e Campo Rupestre. Os dados foram analisados por meio da análise do componente principal (PCA) e TWINSPLAN. Com a metodologia proposta foi possível verificar se os projetos de fomento estão adequados quanto às recomendações técnicas e literárias. Este estudo demonstrou que é possível realizar o monitoramento dos projetos de recuperação/ restauração do programa de fomento florestal do IEF. Outra característica importante pauta-se na utilização de baixos recursos financeiros e apontar o desempenho dos projetos avaliados. A proposta não foi capaz de apontar todos os parâmetros ecológicos, mas detecta as alterações favoráveis e desfavoráveis à resiliência dos projetos de recuperação, requerendo maiores estudos e ajustes a fim de agregar melhorias na qualidade do monitoramento.

Palavras-chave: Monitoramento; fomento florestal; projeto recuperação.

ABSTRACT

The State Forestry Institute of Minas Gerais (IEF) promotes fomenting by seeking forest recovery or restoration in conjunction with rural producers. From 2007 to present date, it reached approximately 50,000 hectares in development projects with the protective bias. The techniques used in forest development projects are the promotion or induction of natural regeneration, the enrichment through seedlings and when it is necessary, the plantation of the whole area with seedlings of native tree species from the region. To assess whether these restore\ recovery actions are reaching their goals, whether the resources invested in these actions are being well employed, or even if it will be necessary some rearrangement in the taken actions, it was necessary to evaluate and monitor the restored areas within the program scope. Before this effort, the monitoring of these worked areas allows that the development program assess the improvement rates in order to make them more effective. This study aims to suggest an assessment methodology of the restoration projects of the forest development program, guided by principles, criteria and indicators, seeking to verify the trends of successful projects. 19 projects were randomly visited in the municipalities of Conceição do Mato Dentro, Datas, Diamantina, Rio Vermelho, Santo Antonio do Itambé and Serro and it was applied an array of indicators based on two criteria therefore any civil servant in the local authority would be able to apply it, without needing an expertise to perform the monitoring. Based on technical and legislative recommendations, it was developed benchmarks to assess the project status executed. Because of the different phyto-physiognomies in studied area some benchmarks were developed for the Stational Semideciduous Forest and Rupestrian Field. Data were analyzed through principal component analysis (PCA) and TWINSpan. With the proposed methodology it was possible to verify if the development projects were suitable with literary and technical recommendations. This study demonstrates that it is possible to perform the monitoring of recovering\ restoration projects of the forest development program of the IEF. Another important feature is guided by the usage of low financial resources and it also points the performance of evaluated projects. The proposal was not able to point all ecological benchmarks, but it detects favorable and unfavorable changes concerning the resilience of the recovery projects, requiring further studies and adjustments in order to add improvements to the quality of monitoring.

Key-words: Monitoring, forest development, recovery project.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	14
2 OBJETIVOS	16
2.1 Objetivo geral	16
2.2 Objetivos específicos	16
3 REFERENCIAL TEÓRICO	17
3.1 Histórico da evolução jurídica ambiental no Brasil.....	17
3.2 Terminologias aplicadas à restauração	21
3.3 Modelos de restauração/ recuperação	30
3.4 Monitoramento	34
3.5 Indicadores ambientais	36
3.6 Avaliação de projetos	37
4 MATERIAL E MÉTODOS	40
4.1 Construção dos indicadores	40
4.2 Definição dos critérios	46
4.3 Valoração dos critérios e parâmetros.....	46
4.4 Definição do sistema de amostragem	49
4.5 Área piloto	50
4.6 Caracterização dos locais.....	52
4.7 Coleta de dados.....	53
4.8 Análises dos dados.....	54
5 RESULTADOS	56
5.1 Indicadores da condição do solo.....	59
5.2 Indicadores de resiliência	66
5.3 Comparação das propriedades	86
6 DISCUSSÃO	101
7 CONCLUSÃO	108
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	109

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- FIGURA 01 Estrutura proposta para a avaliação do sucesso de áreas restauradas 38
- FIGURA 02 Exemplo hipotético de como um ecossistema é reduzido pela fragmentação e por efeitos de borda. (A) Ecossistema protegido 100 ha, efeito de borda na área sombreada e o restante estão disponíveis para as espécies climáticas. (B) Fragmentação do ecossistema por perturbação antrópica, estendendo os efeitos de borda alterando praticamente a metade da área comparado com o ecossistema natural 68
- FIGURA 03 Classificação pelo TWINSpan das 86 parcelas dos projetos de fomento florestal e os 6 parâmetros de referência, com respectivos autovalores e indicadores que promoveram a separação dos grupos. REF 001 = Referência do ano 0 para a floresta estacional semidecidual, REF 002 = Referência do ano 0 para o campo rupestre, REF 011 = Referência do ano 1 para a floresta estacional semidecidual, REF 012 = Referência do ano 1 para o campo rupestre, REF 031 = Referência do ano 3 para a floresta estacional semidecidual, REF 032 = Referência do ano 3 para o campo rupestre, CMD 01, CMD 02, DAT 01, DIA 01, DIA 02, RVE 01, RVE 02, RVE 03, SAI 01, SAI 02, SAI 03, SAI 04, SAI 05, SER 01, SER 02, SER 03, SER 04, SER 05, SER 06 = Códigos dos projetos, após o segundo número do código é apontada o número da parcela, ex. SER 060 – o último zero é o número da parcela, quando não ocorre o último número dos três dos códigos dos projetos, todas as parcelas estão agrupadas). 87
- FIGURA 04 Classificação pelo TWINSpan das 17 parcelas dos projetos de fomento florestal e os 3 parâmetros de referência, com respectivos autovalores e indicadores que promoveram a separação dos grupos. REF 002 = Referência do ano 0 para o campo rupestre, REF 012 = Referência do ano 1 para o campo rupestre, REF 032 = Referência do ano 3 para o campo rupestre; CMD 01, CMD 02, DAT 01, DIA 01, DIA 02, RVE 01, RVE 02, RVE 03, SAI 01, SAI 02, SAI 03, SAI 04, SAI 05, SER 01, SER 02, SER 03, SER 04, SER 05, SER 06 = Códigos dos projetos, após o segundo número do código é apontada o número da parcela, ex. SER 060 – o último zero é o número da parcela, quando não ocorre o último número dos três dos códigos dos projetos todas as parcelas estão agrupadas). 89

FIGURA 05 Classificação pelo TWINSpan das 72 parcelas dos projetos de fomento florestal e os 3 parâmetros de referência, com respectivos autovalores e indicadores que promoveram a separação dos grupos. REF 001 = Referência do ano 0 para a floresta estacional semidecidual, REF 011 = Referência do ano 1 para a floresta estacional semidecidual, REF 031 = Referência do ano 3 para a floresta estacional semidecidual; CMD 01, CMD 02, DAT 01, DIA 01, DIA 02, RVE 01, RVE 02, RVE 03, SAI 01, SAI 02, SAI 03, SAI 04, SAI 05, SER 01, SER 02, SER 03, SER 04, SER 05, SER 06 = Códigos dos projetos, após o segundo número do código é apontada o número da parcela, ex. SER 060 – o último zero é o número da parcela, quando não ocorre o último número dos três dos códigos dos projetos todas as parcelas estão agrupadas). 91

FIGURA 06 Análise de componentes principais (PCA) dos indicadores relacionados com os projetos de fomento floresta IEF para as 86 amostras analisadas e os 6 parâmetros de referência. 93

FIGURA 07 Análise de componentes principais (PCA) dos indicadores relacionados com os projetos de fomento floresta IEF para a fitofisionomia campo rupestre com 17 amostras analisadas e os 3 parâmetros de referência. Dispersão de pontos dos grupos. Pontos dos parâmetros de referências e códigos de cada projeto com suas respectivas parcelas (REF 002 = Referência do ano 0 para o campo rupestre, REF 012 = Referência do ano 1 para o campo rupestre, REF 032 = Referência do ano 3 para o campo rupestre; CMD 01, CMD 02, DAT 01, DIA 01, DIA 02, RVE 01, RVE 02, RVE 03, SAI 01, SAI 02, SAI 03, SAI 04, SAI 05, SER 01, SER 02, SER 03, SER 04, SER 05, SER 06 = Códigos dos projetos, após o segundo número do código é apontada o número da parcela, ex. SER 060 – o último zero é o número da parcela). 94

FIGURA 08 Análise de componentes principais (PCA) dos indicadores relacionados com os projetos de fomento floresta IEF para a fitofisionomia floresta estacional semidecidual com 69 amostras analisadas e os 3 parâmetros de referência. Dispersão de pontos dos grupos. Pontos dos parâmetros de referências e códigos de cada projeto com suas respectivas parcelas (REF 001 = Referência do ano 0 para a floresta estacional semidecidual, REF 011 = Referência do ano 1 para a floresta estacional semidecidual, REF 031 = Referência do ano 3 para a floresta estacional semidecidual; CMD 01, CMD 02, DAT 01, DIA 01, DIA 02, RVE

01, RVE 02, RVE 03, SAI 01, SAI 02, SAI 03, SAI 04, SAI 05, SER 01, SER 02, SER 03, SER 04, SER 05, SER 06 = Códigos dos projetos, após o segundo número do código é apontada o número da parcela, ex. SER 060 – o último zero é o número da parcela). 95

FIGURA 09 Análise de componentes principais (PCA) dos indicadores relacionados com os projetos de fomento floresta IEF para a fitofisionomia floresta estacional semidecidual com 63 amostras analisadas e os 3 parâmetros de referência. Dispersão de pontos dos grupos. Pontos dos parâmetros de referências e códigos de cada projeto com suas respectivas parcelas (REF 001 = Referência do ano 0 para a floresta estacional semidecidual, REF 011 = Referência do ano 1 para a floresta estacional semidecidual, REF 031 = Referência do ano 3 para a floresta estacional semidecidual; CMD 01, CMD 02, DAT 01, DIA 01, DIA 02, RVE 01, RVE 02, RVE 03, SAI 01, SAI 02, SAI 03, SAI 04, SAI 05, SER 01, SER 02, SER 03, SER 04, SER 05, SER 06 = Códigos dos projetos, após o segundo número do código é apontada o número da parcela, ex. SER 060 – o último zero é o número da parcela). 96

LISTA DE TABELAS

TABELA 01 Definições de estabilidade, modificado de McCann (2000).....	26
TABELA 02 Orientações para construção dos indicadores.	41
TABELA 03 Comparação dos parâmetros utilizados no monitoramento de áreas em processo de restauração. As letras na coluna correspondem a cada metodologia utilizada para o monitoramento e o símbolo ● aponta a utilização do indicador. A - Almeida; Sanchez (2005), B - Attanasio et al. (2008), C - Rodrigues; Brancalion; Isernhagen (2009), D - Melo; Resende; Reis (2010), E - Método Fiscalização Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo, F - Método Jaú, G - Método Socorro, H - Indicadores universais do monitoramento da restauração, I - Indicadores do plantio total, J - Indicadores da nucleação, K - Indicadores de Sistemas Agroflorestais (SAF) e L - Oliveira (2011).....	43
TABELA 04 Ponderação dos critérios da avaliação dos projetos de fomento florestal IEF.	49
TABELA 05 Localização e caracterização de 19 áreas em restauração avaliadas no presente na região do Alto Jequitinhonha, Minas Gerais. Em que: município (CMD = Conceição do Mato Dentro, DAT = Datas, DIA = Diamantina, VER = Rio Vermelho, SAI = Santo Antônio do Itambé e SER = Serro), microbacia (DO3 = Rio Doce 3 e JQ1 = Jequitinhonha 1, de acordo com Zoneamento Ecológico de Minas Gerais), método (REG = Indução da regeneração natural, ENR = Enriquecimento, PLT = Plantio), fitofisionomia (FESD = Floresta estacional semidecidual e CAMPRUP = Campo rupestre), uso pretérito (SIL = Silvicultura, PAS = Pastagem, FLO = Floresta, MIN = Mineração e CAS = Cascalheira), presença de vegetação colonizadora (AP = Arbórea pioneira, ANP = Arbórea não pioneira, HN = Herbácea nativa, HI = Herbácea invasora, PFA = Plantas Facilitadoras e PI = Plantas inibidoras), vizinhança (MIN = Mineração, SIL = Silvicultura, PAS = Pastagem, FLO = Floresta e AF = Agricultura familiar) e alterações no solo (SE = Solo exposto, EL = Erosão laminar, ES = Erosão em sulco, EV = Erosão voçorocamento e SA = Sem alteração).	51
TABELA 06 Etapas e ações na avaliação dos projetos em processo de recuperação/restauração.	55

TABELA 07 Indicadores para avaliação e monitoramento dos projetos de fomento ambiental IEF.	57
TABELA 08 Recomendações do procedimento para cada critério em cada período na avaliação dos projetos de fomento florestal do IEF.	58
TABELA 09 Referências estabelecidas conforme literatura técnica e métodos de mensuração dos indicadores de condições do solo, para avaliação e monitoramento dos projetos de fomento florestal IEF. Os números 0, 1, 2, 3 ou 4 dentro dos períodos de avaliação são os índices esperados como referência para cada indicador.	65
TABELA 10 Referências estabelecidas conforme literatura técnica e métodos de mensuração dos indicadores facilitadores da resiliência, para avaliação e monitoramento dos projetos de fomento florestal IEF. Os números 0, 1, 2, 3 ou 4 dentro dos períodos de avaliação são os índices esperados como referência para cada indicador.	76
TABELA 11 Sintomas de deficiência nutricional nas folhas das plantas.	85
TABELA 12 Referências estabelecidas conforme literatura técnica e métodos de mensuração dos indicadores inibidores da resiliência, para avaliação e monitoramento dos projetos de fomento florestal IEF. Os números 0, 1, 2, 3 ou 4 dentro dos períodos de avaliação são os índices esperados como referência para cada indicador.	86
TABELA 13 Comparação entre os projetos de fomento florestal, com relação aos critérios e indicadores. Em que: município (CMD = Conceição do Mato Dentro, DAT = Datás, DIA = Diamantina, VER = Rio Vermelho, SAI = Santo Antônio do Itambé e SER = Serro) e fitofisionomia (FESD = Floresta estacional semidecidual e CAMPRUP = Campo rupestre).	98

1 INTRODUÇÃO

O Instituto Estadual de Florestas (IEF), do Estado de Minas Gerais, executa ações voltadas ao fomento florestal previstas na Lei de Política Florestal e Proteção à Biodiversidade – Lei 14.309 de 19 de junho de 2002 (MINAS GERAIS, 2002) e regulamentações. As ações de fomento se resumem em promover a restauração ecológica, ou então a recuperação de áreas, principalmente na zona rural focando nas Áreas de Preservação Permanente (APP) e Reserva Legal (RL), incentivando com a doação de materiais e insumos aos proprietários ou posseiros de terra que manifestam interesse em realizar a recuperação/restauração (SILVEIRA; COELHO, 2008).

Neste programa, o IEF fornece a assistência técnica, os materiais, insumos e mudas para os interessados que, em contrapartida, realizam os plantios e o cercamento, isolando a área do principal fator de degradação nas zonas rurais promovida pelo pastoreio dos animais domésticos. Entre 2008 e 2009, fomentou-se a restauração/ recuperação de aproximadamente 17.000 ha com base em três técnicas de recuperação: indução da regeneração natural, enriquecimento com plantio de mudas e plantio total da área com espécies nativas nas diferentes regiões e biomas no Estado de Minas Gerais (MINAS SUSTENTÁVEL, 2010).

Um projeto de restauração corretamente planejado procura atender metas definidas e que reflitam atributos importantes do ecossistema de referência. As metas são atingidas mediante a busca de objetivos específicos (SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL SCIENCE & POLICY WORKING GROUP, 2004). Além dessas questões, é necessário ressaltar que parâmetros de avaliação e monitoramento devem ser de fácil aplicação e devem trazer respostas rápidas, sustentando possíveis intervenções para a correção de falhas em projetos de restauração já implantados, sem que esses projetos se comprometam como um todo (RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009).

Na avaliação e monitoramento de áreas restauradas é importante considerar, além de parâmetros ecológicos, os parâmetros econômicos da restauração, relacionados, principalmente, com os custos das técnicas empregadas (MONTAÑO; ARCE; LOUMAN, 2006). O custo pode representar uma barreira limitante para a implantação de programas de restauração por parte dos executores e financiadores da atividade, de modo que mesmo métodos muito eficientes podem ser prontamente esquecidos e/ou descartados, caso seus custos sejam excessivamente altos (RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009).

Para isso, faz-se necessário criar ou adaptar uma metodologia para avaliar e monitorar as áreas em processo de restauração/ recuperação que tenha como base conceitos técnicos de

avaliação dos processos de restauração e/ou recuperação florestal, estabelecimento das ferramentas estatísticas a serem utilizadas, e desenvolvimento de indicador de efetividade da recuperação nas propriedades rurais fomentadas pelo IEF. Neste trabalho, apresenta-se uma proposta de metodologia para avaliar e monitorar os projetos de restauração, de baixo custo, baseada nos critérios legais e nas recomendações literárias que existem a respeito do assunto.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Propor uma metodologia de avaliação de projetos de restauração florestal, com base nas normas legais e parâmetros técnicos recomendados.

2.3 Objetivos específicos

1. Definir critérios e indicadores para o monitoramento dos projetos de restauração florestal do programa de fomento ambiental do IEF;
2. Definir parâmetro de referência dos indicadores do protocolo de avaliação do programa de fomento ambiental do IEF;
3. Comparar os critérios e indicadores aplicados nas propriedades que participam do programa de fomento ambiental do IEF.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Histórico da evolução legislativa ambiental no Brasil

No Brasil, com exceção de alguns trabalhos pioneiros e valiosos, quase nada houve de escrito sistematicamente sobre os valores, ideias e percepções subjacentes à conservação da natureza (DIEGUES, 1994). Os portugueses que aqui chegaram iniciaram a exploração por recursos das florestas para abastecimento da Coroa Portuguesa e da mesma forma iniciou-se o processo clandestino pelo tráfico dos recursos florestais (CALÁBRIA, 2004); cujo processo ocorreu à custa de muita destruição e degradação.

Para conter o uso desordenado dos recursos naturais, desde os mais remotos tempos, foram criados regulamentos de proteção ao meio ambiente em todo o mundo. Como se verá, Portugal já possuía regulamentos evoluídos para a época do descobrimento do Brasil (MAGALHÃES, 2002; BORGES; REZENDE; PEREIRA, 2009).

Nas Ordenações e Leis do Reino de Portugal, de 1500, encontra-se um regime absolutista e que demonstra a preocupação do governo com as florestas ao determinar pena, multa, maus tratos e até a extradição pelo corte deliberado de árvores (CARVALHO, 1991), demonstrando que a legislação ambiental portuguesa era extremamente evoluída (WAINER, 1991). Contudo, segundo o historiador Prado Júnior (1998), a legislação portuguesa nunca chegou a ser aplicada no Brasil, cuja degradação das florestas iniciou-se com a exploração extrativa do Pau-Brasil, esgotando, em poucas décadas, as matas costeiras. Minas (1978) afirma ainda que as disposições conservacionistas das leis portuguesas não foram transplantadas para o Brasil Colônia, senão de modo a preservar os interesses econômicos dos colonizadores.

José Bonifácio de Andrada e Silva, naturalista, estadista, conhecido como "Patriarca da Independência", em 1802, baixou as primeiras instruções para se reflorestar a costa brasileira (MAGALHÃES, 2002). Na visão deste estadista a necessidade do plantio de arvoredos em áreas que não serviam para lavoura e pastos, e ainda nos cumes, nas ladeiras e nos areais da costa, tinha o objetivo de reduzir as enxurradas e borrascas que entupiam e arruinavam os rios e barras, esterilizando progressivamente os terrenos outrora produtivos, sendo que para a execução dos plantios, recomposição da cobertura vegetal, somente bastava pequeno patriotismo e senso comum (ANDRADA e SILVA, 1925).

A chegada da família real ao Brasil, em 1808, promoveu grandes transformações em todas as áreas, como a criação do Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Sua implantação

representou um marco da maior importância, já que ele pode ser considerado o embrião da administração florestal brasileira, ainda que ele tivesse como objetivo a aclimação de plantas e o estudo da flora brasileira de interesse econômico (SWIOKLO, 1990).

Aos 7 de janeiro de 1825, foi baixada uma Portaria, determinando a remessa das sementes e plantas de chá para as províncias do Pará, Pernambuco e Bahia. Ordenava também a remessa de vários outros tipos de sementes para reflorestar a província de São Pedro, do Rio Grande do Sul, que se encontrava sem matas e arvoredos (WAINER, 1991). Ainda neste ano foi mantido o monopólio do Estado, com cunho estritamente econômico e foram reiteradas as proibições de concessão de licenças a particulares para o corte do pau-brasil e outras madeiras (perobas e tapinhoãs).

De acordo com Swioklo (1990), em 1830, foi promulgado o Código Criminal, em cujos artigos 178 e 257 eram estabelecidas penas para corte ilegal de árvores. A Lei 601, de 18 de setembro de 1850 – Lei das Terras, embora não tivesse sido elaborada em razão do problema florestal, foi muito importante para este tema (ANTUNES, 2000), uma vez que em seu artigo 2º, punia o dano pela derrubada das matas e queimadas, responsabilizando o infrator civilmente, com o pagamento de multa e, penalmente, com a prisão que poderia variar de dois a seis meses.

Certo que o desmatamento, causado pelas fazendas de café, chá e cana, estava prejudicando o abastecimento de água potável da então capital do Império, o Imperador Dom Pedro II, determinou, em 1861, o plantio massivo privilegiando principalmente espécies nativas da Mata Atlântica (MILARÉ, 2001). Nos anos de 1890, a cidade de São Paulo declarou protegida a sua bacia florestada remanescente ao norte da cidade pelas mesmas razões (DEAN, 1995).

A Primeira República mantém fortes influências das antigas oligarquias rurais e de seus coronéis, não rompendo com as estruturas sócio-econômicas do passado colonial, ou seja, economia baseada em monocultura exportadora. Contudo, o presidente Afonso Pena, em mensagens dirigidas ao Congresso (1907) fazia referência à necessidade de serem protegidas as florestas e restauradas as áreas devastadas (KENGGEN, 2001). Desta forma, as iniciativas de reflorestamento indicam a crescente preocupação das elites com o desmatamento e a conservação das matas, sendo neste período criados diversos Hortos Florestais, Jardins Botânicos, além de Reservas Florestais (MAGALHÃES, 2002).

Na década de 20, diante da desorganização da economia das florestas, o presidente Epitácio Pessoa, determinou a criação de um conjunto de leis específicas que tratassem das questões florestais (CALÁBRIA, 2004). Neste período criado o Serviço Florestal do Brasil

(1921), com o objetivo de conservação e aproveitamento das florestas (MAGALHÃES, 2002), contudo não havia respaldo na Constituição de 1891.

Durante e após a década de 30, ocorreu o processo revolucionário, que levou à implantação do Estado Novo, o qual promoveu grandes transformações na legislação florestal que teve um aumento acentuado, passando de uma legislação estritamente florestal e de cunho econômico para uma legislação ambiental mais pontual, através da edição de códigos com o intuito de proteção.

O início das atividades de fomento florestal ocorreu em 1933, por meio do Ministério da Agricultura com a criação da Secção de Reflorestamento junto ao Serviço de Fomento e Produção Vegetal. A preocupação com os recursos naturais culminando na criação dos primeiros Parques Nacionais (Itatiaia – 1937, Iguaçu – 1937, Serra dos Órgãos – 1939), além da criação do Instituto Nacional do Mate (1938) e do Instituto Nacional do Pinho (1941). Acompanhou esta tendência a legislação, por meio do Código Florestal Brasileiro (1934) e Constituição (1934, democrática e 1937, autoritária).

Após o primeiro Código Florestal, 1934 a legislação Florestal passou a se multiplicar e a abranger recursos florestais específicos. A história do direito pátrio, e nas décadas que se seguiram os acontecimentos passaram a ocorrer de forma mais acelerada.

A política desenvolvimentista de Juscelino Kubitschek e dos governos subsequentes, deixaram consequências ambientais desastrosas pelo crescimento acelerado. A criação da Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste (SUDENE) e a construção de Brasília levaram a baixo grande parte do cerrado brasileiro.

Uma questão que influenciou grandemente o histórico da proteção florestal brasileira foi a criação da Escola Superior de Florestas, em 1960, na Universidade Federal de Viçosa, em Minas Gerais.

O setor florestal passou por uma reestruturação que teve início com a extinção, em 1962, do Serviço Florestal Federal (SFF) e a criação, no âmbito do Ministério da Agricultura, do Departamento de Recursos Naturais Renováveis que absorveu as atribuições do SFF (KENGEN, 2001).

Editado em um período, em que a preocupação máxima era com o crescimento econômico, e não com o desenvolvimento, o “novo” Código Florestal Brasileiro (1965), aperfeiçoou o Código Florestal de 1934 incorporando percepções bastante avançadas para a época, e que ainda perseveram na atualidade.

Como desdobramento deste novo Código Florestal, houve a criação, em 1962, do Instituto Estadual de Florestas (IEF), pela Lei Estadual 2.606/62 (MINAS GERAIS, 1962) e,

em 1967, o Instituto Brasileiro de Desenvolvimento Florestal (IBDF) e sancionada a Lei de Proteção à Fauna, em 1973, da Secretária de Meio Ambiente (SEMA), em 1981, da Política Nacional para o Meio Ambiente – (PNMA), que instituiu o Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA) e o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA).

Em 1988, foi Promulgada a nova Constituição Federal, com desdobramentos no setor florestal, entre os quais o estabelecimento de competências as unidades federadas (estados) para legislar sobre a matéria, a inclusão de um capítulo sobre o meio ambiente e a inclusão de alguns biomas como Patrimônio Nacional, cuja exploração passa a ser regida por legislação específica (BORGES; REZENDE; PEREIRA, 2009).

A partir de 1988, a legislação ambiental inicia uma fase de aperfeiçoamento, a tutela ambiental, lentamente, deixa a rigidez de suas origens antropocêntricas, incorpora uma visão mais ampla, de caráter biocêntrico, ao propor-se a amparar a totalidade da vida e suas bases (BORGES; REZENDE; PEREIRA, 2009).

Outro fato que contribuiu para o aperfeiçoamento da legislação ambiental no Brasil foi a realização da Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, ocorrida no Rio de Janeiro em 1992 (Eco-92), resultando em um verdadeiro manual de recomendações de proteção ambiental para toda a humanidade, com três documentos principais a Convenção sobre Biodiversidade, Convenção sobre o Clima e Agenda 21 (BORGES; REZENDE; PEREIRA, 2009).

Ainda em 1992, reconhecendo que o meio ambiente precisava ser priorizado, o governo brasileiro criou o Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal – MMARHAL (Lei n° 8.490/92). A partir de 1999, por meio do Decreto n° 2.972 houve uma reestruturação ministerial e passou a denominar-se Ministério do Meio Ambiente (MMA), órgão central do Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA) (MACHADO, 2004). Borges; Rezende; Pereira (2009) assinalam que o intuito de aperfeiçoar, após a Constituição de 1988, as principais normas que tutelam o meio ambiente são: Lei de Crimes Ambientais (Lei n° 9.605/98); Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC (Lei n° 9.985/00); Tutela da Água no Brasil: Lei n° 9.433/97, que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) e Lei n° 9.984/00, que cria a Agência Nacional das Águas (ANA).

3.2 Terminologias aplicadas à restauração

A importância da conservação, da recuperação e da manutenção da biodiversidade de uma área está no fato de que protegê-los resulta em variados benefícios aos seres humanos. A conservação dos recursos hídricos e florestais assegura a qualidade da água, evita a erosão do solo, o assoreamento dos rios, garante a beleza cênica, a qualidade do ar, e as oportunidades de educação ambiental e de recreação em contato com a natureza (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2005).

O entendimento dos conceitos é fundamental para compreender a estrutura e o funcionamento das unidades ecológicas, tais como bioma, formações vegetais, fitofisionomia, formas de vida, processos erosivos, resiliência, estabilidade, perturbação, degradação, distúrbio, sucessão ecológica, reabilitação, restauração e recuperação. Cada item citado será explorado nos subitens apresentados a seguir:

3.2.1 Bioma

Coutinho (2006) apresenta uma revisão a respeito do termo bioma, apontando que o termo fitofisionomia foi proposto praticamente ao mesmo tempo que o termo formação, e logo após o termo bioma foi proposto, que apenas adicionou a fauna à uniformidade fitofisionômica e climática, características desta unidade biológica. No mesmo trabalho percebem-se várias modificações conceituais apresentadas por diversos autores, ao longo do tempo, acrescentando outros fatores ambientais ao conceito original, como o solo, por exemplo.

Walter (1986) *apud* Coutinho (2006) propôs um conceito essencialmente ecológico, considerando bioma como uma área de ambiente uniforme, pertencente a um zonobioma, o qual é definido de acordo com a zona climática em que se encontra. Este conceito considera ainda outros fatores ambientais ecologicamente importantes, como altitude e solo, distinguindo, então, orobiomas e pedobiomas. Um outro fator a ser considerado seria o fogo natural (pirobiomas).

Atualmente, no Brasil, há grande controvérsia sobre o conceito de Bioma, e o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) fica responsável por aplicar o termo, que basicamente refere-se às grandes regiões bioclimáticas do país Amazônia, Cerrado, Caatinga, Mata Atlântica, Pampa e Pantanal (INSTITUTO FLORESTAL SÉRIE REGISTROS, 2011).

3.2.2 Formação

Para Mueller-Dombois; Ellenberg (1974) formação é apontada como comunidades vegetais que são dominadas por uma forma de vida particular, e que se repetem em habitats semelhantes, no sentido ecológico fisionômico e como exemplo eles citam a floresta tropical, o mangue, o deserto e as estepes. Estes autores propõem uma tentativa fisionômico-ecológica de classificação das formações vegetais da Terra, agrupando-as em classes de formações, subclasses, grupos, formações, subformações e outras subdivisões. Eles levam em consideração, portanto, a fisionomia e o habitat.

Para Veloso; Rangel, F.; Lima (1991) classe de formação foi criado para designar um conjunto de formações semelhantes, reunidas dentro de uma mesma concordância ecológica, também denominada de panformação, protoformação, ou tipo de vegetação, caracterizada pelo fitocilma de uma região ecológica. Ele ainda define a subclasse de formação como segunda subdivisão hierárquica da formação, considerada como fase climática da formação.

Grupo de formação é considerada a terceira subdivisão hierárquica da formação, conceituada como a fase fisiológica da formação. O subgrupo de formação envolve o conceito estrutural da formação. A formação propriamente dita é considerada a quarta subdivisão hierárquica da formação, conceituada como fase ambiental. Subformação é um termo muito usado como uma subdivisão da formação. Foi conceituada como fazendo parte integrante da formação, apenas diferenciando por apresentar fácies específicas que alteram a fisionomia da formação (VELOSO; RANGEL, F.; LIMA, 1991).

Colinvaux (1993) considera formação como a vegetação de uma grande região climática, reconhecida por uma forma de vida característica. No Glossário de Ecologia de Watanabe (1997), uma formação vegetal, em seu sentido amplo, é um tipo de vegetação que ocupa extensa área geográfica, com composição definida de espécies dominantes, clima particular e reconhecida pela fisionomia.

O termo formação, no contexto fitogeográfico, é considerado como o conjunto de formas de vida vegetal de ordem superior que compõem uma fisionomia homogênea, apesar de sua estrutura complexa (VELOSO; RANGEL, F.; LIMA, 1991). Trata-se de uma comunidade de espécies vegetais interrelacionadas, surgida de forma natural e que perdura enquanto as condições naturais que lhe deram origem se mantêm (IBGE, 2004).

3.2.3 Fisionomia

A fitofisionomia é a primeira impressão causada pela vegetação (ALLEN, 1998). Segundo Grabherr; Kojima (1993), a fitofisionomia é uma característica morfológica da comunidade vegetal. A fisionomia da vegetação pode ser definida como a aparência externa de vegetação (COUTINHO, 2006). Fisionomia, no sentido de que é o resultado de parte da estrutura da biomassa, os fenômenos funcionais (como queda de folhas em florestas) e brutas características de composição (como exuberância ou relativa xeromorfia) (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974).

3.2.4 Formas de vida

Espécies e indivíduos podem ser agrupados em forma de vida ou classes de forma de crescimento com base nas suas semelhanças na estrutura e função. Uma forma de vida vegetal é geralmente entendida como uma forma de crescimento que mostra uma relação importante alheia a fatores ambientais. Por exemplo, uma árvore de folha caduca é uma forma de vida vegetal que responde a uma estação desfavorável, perdendo suas folhas (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974).

O uso científico do termo forma de vida enfatiza esquemas de função das plantas no ecossistema e que a mesma função ou "adaptabilidade" ao meio ambiente podem ser alcançados de diversas maneiras, ou seja, espécies de plantas que estão intimamente relacionados filogeneticamente podem ter diferentes forma de vida, podemos ter uma planta herbácea de porte pequeno e um arbusto ou árvore na mesma família, porém com forma de vida diferente, e ainda vale salientar que as espécies não relacionadas, podem compartilhar uma forma de vida através da evolução convergente. O esquema de classificação de forma de vida sugerido para aplicação é o sistema Raunkiaer (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974).

3.2.5 Erosão

A erosão é um processo físico que consiste na remoção e transporte de partículas do solo pela ação dos agentes erosivos. Quando a energia fornecida pelo agente erosivo não é suficiente para o transporte de partículas, ocorre a fase de deposição (MONTEBELLER, 2009).

O processo erosivo pode ser descrito da seguinte forma: com o início das chuvas parte do volume precipitado é retido pela vegetação e parte atinge a superfície do solo. O volume que atinge o solo é responsável pelo aumento da umidade e pela diminuição das forças coesivas dos agregados. Com a continuidade da chuva, devido ao impacto direto das gotas ocorre a quebra dos agregados em partículas menores e deposição nas camadas superficiais, havendo uma tendência a compactação, levando à formação do encrostamento superficial. A formação dessa camada tem como consequência a diminuição da capacidade de infiltração de água no solo. Assim, o empoçamento da água nas depressões da superfície do solo começa a ocorrer quando a intensidade de precipitação excede a capacidade de infiltração ou quando a capacidade de acumulação de água no solo for excedida. Quando esgotada a capacidade de retenção superficial do solo, se inicia o escoamento superficial (MONTEBELLER, 2009).

A retirada da vegetação é um dos fatores determinantes no desencadeamento do processo erosivo, pois provoca mudanças consideráveis na estruturação do solo e na hidrologia local com a redução da infiltração e aumento do escoamento superficial, além deste fator a falta de saneamento básico acelera o processo erosivo pelo escoamento das águas tanto pluviais como de esgoto (MARÇAL; GUERRA, 2001).

O uso e manejo inadequados do solo aceleram o processo erosivo e as perdas de carbono orgânico (GREGORICH et al., 1998; JACINTHE et al., 2004) reduzindo assim a qualidade do solo. Com o tempo o processo de degradação torna-se mais intenso, ocorre redução do tamanho e estabilidade dos agregados e liberação de carbono orgânico que se encontrava protegido (SILVA et al., 2005).

3.2.6 Resiliência, estabilidade e equilíbrio

Para Tivy (1993) resiliência é a capacidade de um ecossistema se recuperar de flutuações internas provocadas por distúrbios naturais ou antrópicos. Segundo o mesmo autor, um ecossistema é estável, quando reage a um distúrbio absorvendo o impacto sofrido, sem sofrer mudanças, e ajustando-o aos seus processos ecológicos. Vilchek (1998), em uma definição mais simples, sugere que a resiliência de um ecossistema é a capacidade de recuperação do *status quo* original, a partir do término de um distúrbio ambiental.

Assim o conceito do termo resiliência dos ecossistemas se traduz na capacidade do sistema voltar ao normal após uma perturbação ou período de estresse, o que é consistente com a definição de Webster; Waide; Patten (1975), Leps; Osbornová-Kosinová; Rejmánek

(1982) e Pimm (1984, 1991), embora May (1973) e Holling (1973) chamem este conceito de estabilidade.

O conceito de resiliência ecológica é consistente com a noção de que os ecossistemas são sistemas complexos, dinâmicos e adaptativos que raramente estão em equilíbrio; a maioria dos sistemas pode, potencialmente, existir em vários estados. Além disso, eles mudam continuamente de maneiras imprevisíveis em resposta a uma alteração no ambiente (HAEUSSLER, 2006). Este conceito mede a quantidade de estresse ou perturbação necessária para transformar um sistema que é mantido por um conjunto de estruturas e processos para um conjunto diferente de estruturas e funções (PETERSON; ALLEN; HOLLING, 1998). Um ecossistema resistente pode suportar melhor os choques e reconstruir-se sem entrar em colapso em um estado diferente.

A diversidade funcional e *response diversity* são importantes para manter a resiliência ecológica. Diversidade funcional é o número de diferentes grupos funcionais de espécies e consiste em dois aspectos: um que afeta a influência de uma função dentro de uma escala (os níveis de organização biológica) e outro que agrega essa influência através de escalas (PETERSON et al., 1998). *Response diversity* é a diversidade de respostas às mudanças ambientais entre as espécies contribuindo para a mesma função ecológica e fornece a capacidade de adaptação dos sistemas complexos, dada a incerteza e a influência humana (ELMQVIST et al., 2003).

Em uma pastagem, por exemplo, diversidade funcional aumenta a produtividade de uma comunidade vegetal como um todo, reunindo espécies que levam água a diferentes profundidades, crescem em velocidades diferentes e armazenam diferentes quantidades de carbono e nutrientes. *Response diversity* permite que uma comunidade mantenha a realização da mesma maneira em face de tensões e distúrbios, tais como a ação antrópica e ao déficit hídrico (ELMQVIST et al., 2003).

A estabilidade é a capacidade de resposta do ecossistema frente a uma perturbação e compreende tanto processos de resistência como de resiliência (MARGALEF, 1969; WEBSTER; WAÍDE; PATTEN, 1975; SUTHERLAND, 1981; LEPS; OSBORNOVÁ-KOSINOVÁ; REJMÁNEK, 1982; PIMM, 1984). A resistência e a resiliência podem ser definidas respectivamente como o grau que uma variável pode ser modificada após uma perturbação, e o tempo necessário que as variáveis retornem ao seu equilíbrio depois de sofrer uma perturbação (PIMM, 1984).

A resistência pode ser entendida como a capacidade do sistema de evitar mudanças em seu ambiente durante os períodos de perturbação (LEPS; OSBORNOVÁ-KOSINOVÁ;

REJMÁNEK, 1982.); embora Holling (1973) refira-se a esta propriedade como resiliência. Na Tabela 01 encontram-se os conceitos de estabilidade, segundo McCann (2000).

Tabela 01 – Definições de estabilidade, modificado de McCann (2000).

Termo	Definição
Estabilidade do equilíbrio	Medida discreta que considera um sistema estável se ele retorna ao seu equilíbrio após uma pequena perturbação.
Resiliência do equilíbrio	Assume que a estabilidade do sistema aumenta à medida que o tempo necessário para o retorno ao equilíbrio diminui após um distúrbio.
Resistência	Uma medida do grau para o qual uma variável muda após um distúrbio. Frequentemente usada como uma medida discreta que estima a capacidade da comunidade em resistir à invasão (se uma espécie invasora falha, a comunidade resiste à invasão).

Os ecossistemas passam a ter sua estabilidade comprometida a partir do momento em que ocorrem mudanças drásticas no seu regime de distúrbios característico, e que as flutuações ambientais ultrapassam seu limite homeostático. Como consequência, a sua resiliência diminui como também a sua resposta a novos distúrbios, podendo chegar a um ponto em que o ecossistema entra em colapso com processos irreversíveis de degradação (ENGEL; PARROTA, 2003).

3.2.7 Perturbações e Degradação

O conceito de perturbação aplica-se quando ocorre uma mudança significativa na estrutura e, ou a composição dos ecossistemas, comunidades ou populações através de eventos naturais ou induzidos pelo homem (CANADIAN COUNCIL OF FOREST MINISTERS AND CANADIAN FOREST SERVICE, 2006).

As ações antrópicas e eventos naturais podem levar um ecossistema a um estado de perturbação. A área pode sofrer uma certa intervenção ou evento natural e manter, ainda, a possibilidade de regenerar-se naturalmente ou estabilizar-se em outra condição, também dinamicamente estável. Neste caso fala-se em perturbação. Quando os eventos antrópicos de intervenção e os naturais são pequenos, as ações para recuperação podem consistir apenas em favorecer o processo de sucessão. Entretanto, o impacto pode impedir ou restringir

drasticamente a capacidade do ambiente de retornar ao estado original, ou ao ponto de equilíbrio pelos meios naturais, ou seja, reduz sua resiliência. Neste caso fala-se em área degradada.

No Brasil, e em algumas publicações em língua inglesa, espanhola e francesa, o distúrbio causado por ação humana, ou por qualquer fator externo, é também denominado perturbação (INSTITUTO FLORESTAL SÉRIE REGISTROS, 2011).

Áreas degradadas são aquelas que não mais possuem a capacidade de recompor as perdas de matéria orgânica do solo, nutrientes, biomassa e estoque de propágulos (BROWN; LUGO, 1994). Os ecossistemas terrestres degradados são aqueles que tiveram a cobertura vegetal e a fauna destruídas, perda da camada fértil do solo, alteração na qualidade e vazão do sistema hídrico (IBAMA, 1990) por ações como intervenções de mineração, efeitos de processos erosivos acentuados, movimentação de máquinas pesadas, terraplanagem, construção civil e deposição de lixo, entre outras.

No contexto legal são considerados como degradação os processos resultantes dos danos ao meio ambiente, pelos quais se perdem ou se reduzem algumas de suas propriedades, tais como, a qualidade ou capacidade produtiva dos recursos ambientais (BRASIL, 1989).

O termo degradação pode ser entendido como qualquer processo ou atividade que remove ou diminui a viabilidade de funções do ecossistema e processos, e, portanto, a diversidade biológica (DUNSTER; DUNSTER, 1996). Lamb; Gilmore (2003) acrescenta a este conceito perda na estrutura e produtividade nos ecossistemas. FAO (2000) refere-se a este termo como a redução temporária ou permanente da capacidade produtiva de um sítio como resultado de ação antrópica.

Genericamente o conceito de degradação ambiental refere-se às modificações impostas pela sociedade aos ecossistemas naturais, alterando (degradando) as suas características físicas, químicas e biológicas, comprometendo, assim, a qualidade de vida dos seres humanos (NOFFS; GALLI; GONÇALVES, 2000).

A degradação de um ecossistema florestal não implica, necessariamente, em desmatamento. Uma área degradada pode conter árvores, mas não exibir integridade ecológica, que pode ser descrita como a capacidade do ecossistema de sustentar e manter uma comunidade em equilíbrio, incluindo ainda questões como saúde do ecossistema, biodiversidade e estabilidade (ANDREASEN et al., 2001).

Área degradada pode ser conceituada como um ambiente modificado por uma obra de engenharia ou submetido a processos erosivos intensos que alteraram suas características

originais além do limite de recuperação natural dos solos, exigindo, assim, a intervenção do homem para sua recuperação (NOFFS; GALLI; GONÇALVES, 2000).

Distúrbios iniciam, interrompem ou redirecionam o processo de sucessão ou regeneração. Fogo, ação de herbívoros, queda de árvores, inundações, revolvimento de solo, etc., constituem distúrbios. A extensão e localização do distúrbio constitui sua dimensão espacial. A dinâmica de uma mancha de vegetação, onde ocorreu um distúrbio, é afetada pela sua extensão (PILLAR, 1994).

O distúrbio é um evento que causa uma ruptura no ecossistema, comunidade ou população, pela redução de densidade de biomassa ou substrato e altere a disponibilidade do meio físico. Pode ser dividido em três dimensões espaço (frequência), tempo e magnitude (GLENN-LEWIN; PEET; VEBLEN, 1992).

A dimensão temporal inclui frequência, previsibilidade e época. Por exemplo, a recorrência de fogo com maior frequência tende a reduzir a sua extensão e magnitude, pois menos material combustível se acumula. A época de ocorrência de distúrbios pode afetar as espécies de forma diferenciada (PILLAR, 1994).

A magnitude é a severidade do evento, indicada pelos seus efeitos nas plantas. A intensidade da ação de herbívoros pode ser avaliada pelo grau de perda de biomassa, e depende da densidade de herbívoros em relação à disponibilidade de forragem. A escala das observações é importante, pois o distúrbio raramente é homogêneo, sendo que o grau de seletividade de tipos de comunidades, manchas, plantas ou partes de plantas individuais depende do comportamento do herbívoro. No caso de animais domésticos pastadores, os ovinos são mais seletivos que os bovinos (PILLAR, 1994).

3.2.8 Sucessão

O estudo científico da sucessão iniciou-se no final do século XIX. O conceito de sucessão vegetal foi desenvolvido e se consolidou principalmente com Clements. A teoria de Clements dominou a cena na América do Norte da ciência da ecologia, na primeira metade deste século. Clements conceituou sucessão como um processo altamente ordenado e previsível, no qual mudanças na vegetação representam a história de vida de uma comunidade vegetal (KELLER; GOLLEY, 2000).

Gleason (1926) e Tansley (1935) criticaram as ideias de Clements. Segundo Gleason, a comunidade vegetal não tem o grau de integração defendido por Clements, pois as espécies têm um comportamento individualista e dependente do acaso. Comunidades para Gleason

seriam fundamentalmente o resultado fortuito da sobreposição da distribuição de espécies com tolerâncias ambientais semelhantes. Tansley, por sua vez, criticou as ideias de monoclímax de Clements, pois fatores locais como tipo de rocha de origem e posição topográfica podem determinar o desenvolvimento de vegetação diferente daquela associada com o clima regional.

Segundo Margalef (1968), sucessão representa um incremento de informação em um ecossistema, ou seja, sucessão parte de ecossistemas mais simples para mais complexos, com um maior número de níveis tróficos e maior diversidade de espécies e formas de vida. De forma similar, para Odum (1969) o processo de sucessão converge para um sistema com máxima biomassa e diversidade.

O paradigma contemporâneo, também chamado paradigma do não equilíbrio, contradizendo os paradigmas clássicos, enfatiza os processos em detrimento da busca por um estado final; aceita os sistemas como abertos e ressalta a importância de localizar o sistema em relação ao seu entorno, com o qual são trocados organismos e nutrientes; reconhece a ocorrência e importância de episódios de distúrbio na composição, estrutura e desempenho da comunidade; ressalta a multiplicidade de mecanismos reguladores; rejeita a existência de um ponto de equilíbrio; enfatiza a fluidez e transformação dos sistemas naturais e incorpora a atividade humana e seus efeitos (PICKETT; OSTFELD, 1995).

Pickett; Cadenasso; Meiners (2008), numa visão contemporânea da sucessão, reconheceram a importância de pontos da visão de Clements e Gleason na dinâmica da vegetação, reiterando o papel do distúrbio e do histórico de uso, da sobrevivência das espécies ou da dispersão para outros locais e as muitas causas de como as espécies se estabelecem, crescem, se reproduzem e interagem com outros organismos e com o ambiente físico. Os autores acrescentaram que o entendimento destes processos poderia permitir intervir nas mudanças da vegetação através da restauração, manejo ou conservação destas comunidades.

3.2.9 Restauração, reabilitação e recuperação

O termo reabilitação propõe que seja atribuída a área degradada uma função adequada ao uso humano e restabeleça suas principais características, conduzindo-a a uma situação alternativa estável (IBAMA, 1990).

A reabilitação é um recurso utilizado quando a melhor solução for o desenvolvimento de uma atividade alternativa adequada ao uso humano e não aquela de reconstituir a vegetação original, mas desde que seja planejada de modo a não causar impactos negativos no

ambiente. A conversão de sistemas agrícolas convencionais para o sistema agroecológico é uma forma importante de reabilitação, que vem melhorando a qualidade ambiental e a dos alimentos produzidos (COMPANIA DE SANEAMENTO BÁSICO DE SÃO PAULO, 2003).

Considera-se recuperação ou *reclamation* quando aquele local alterado é trabalhado de modo que as condições ambientais acabem se situando próximas às condições anteriores à intervenção, ou seja, trata-se de devolver ao local o equilíbrio e a estabilidade dos processos atuantes. Recuperação é o termo mais amplamente utilizado, por incorporar os sentidos de restauração e reabilitação. Oficialmente no Brasil define-se pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC) que a recuperação é tratada como a restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada a uma condição não degradada, que pode ser diferente de sua condição original (BRASIL, 2000).

A restauração está relacionada a todo um conjunto de elementos bióticos e abióticos e às interações entre esses elementos, entradas e saídas de energia, fluxos e processos diversos, não deixando de lado características estruturais e de composição, mas se referindo também ao funcionamento, com um enfoque mais dinâmico e processual, envolvendo diferentes trajetórias (OLIVEIRA; ENGEL, 2011). Segundo SNUC a restauração pode ser entendida como restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada o mais próximo possível da sua condição original (BRASIL, 2000).

E, por fim, atualmente a restauração florestal tem sido utilizada no sentido de criar condições para que os processos e funções, de um ecossistema que foi degradado, sejam restabelecidos, através de uma trajetória sucessional (GANDOLFI; MARTINS; RODRIGUES, 2007; MARTINS et al., 2009).

3.3 Modelos de restauração/recuperação

Existem vários modelos de recuperação, bem como a adoção de diferentes técnicas de melhoria da qualidade ambiental. Salienta-se que cada ambiente apresenta suas particularidades que devem ser observadas antes de extrapolar alguma informação. Além disso, a capacidade de investimento econômico em recuperar a área é diferente em cada caso, portanto as singularidades de recuperação devem ser respeitadas (MACEDO; KAGEYAMA; COSTA, 1993; NOFFS; GALLI; GONÇALVES, 2000; RODRIGUES et al., 2009).

Neste trabalho só serão tratados modelos e técnicas que são empregados no programa de fomento, executado pelo IEF, que se restringem as técnicas de indução da regeneração natural, enriquecimento e o plantio total da área com uso de espécies nativas.

Quando a área apresenta pequeno grau de perturbação, onde se observa a presença dos processos ecológicos (banco de sementes, de plântulas, rebrota, chuva de sementes), a regeneração natural é a estratégia indicada, uma vez que há possibilidade de auto recuperação. As ações de intervenção consistem em isolar a área dos fatores perturbadores com a construção de cercas e aceiros (RODRIGUES, 2002).

A diversidade de espécies encontradas na forma de sementes dispersadas, dormentes no solo ou plântulas, indica o estado de conservação do ecossistema e a sua capacidade de auto-regeneração ou resiliência, cujo grau pode determinar a necessidade de intervenção humana. A chuva de sementes corresponde à dispersão das sementes e a área abrangida por esse processo até o estabelecimento da plântula. O banco de sementes é formado por sementes viáveis presentes no solo, em um dado momento, desconsiderando a época de sua entrada no ambiente. A formação do banco de plântulas ocorre após a produção, dispersão e germinação das sementes, fase caracterizada pela elevada densidade de indivíduos (CHAMI et al., 2011).

Martins (2007) afirma que a sucessão secundária na indução da regeneração natural depende de uma série de fatores como a presença de vegetação remanescente, o banco de sementes no solo, a rebrota de espécies arbustivas arbóreas, a proximidade de fontes de sementes e a intensidade e a duração do distúrbio. Outro aspecto que este autor considera é a matriz vegetacional onde a área objeto de restauração está inserida, pois uma matriz caracterizada como degradada o processo de regeneração florestal tende a ser extremamente lento ou mesmo não ocorrer, ao passo que a regeneração pode ser rápida e resultar em uma floresta secundária com razoável diversidade de espécies quando a matriz vegetacional for predominantemente composta por remanescentes florestais.

Alvarenga; Botelho; Pereira (2006) propõem que uma das alternativas para a recomposição da vegetação é a condução da regeneração natural, que em muitos casos apresenta-se como uma das alternativas mais promissoras, em função dos aspectos ecológico, silvicultural e econômico. Botelho; Davide (2002) reforçam que na condução da regeneração natural, o custo de implantação de uma floresta de proteção, pode ser reduzido significativamente por exigir menos mão de obra e insumos.

Através do processo de regeneração, as florestas apresentam capacidade de se recuperarem de distúrbios naturais ou antrópicos. Quando uma determinada área de floresta sofre um distúrbio, como um desmatamento ou incêndio, a sucessão secundária se encarrega de promover a colonização da área aberta e conduzir a vegetação através de uma série de estágios sucessionais, caracterizados por grupos de plantas que vão se substituindo ao longo

do tempo, modificando as condições ecológicas locais até chegar a uma comunidade bem estruturada e ecologicamente mais estável (MARTINS, 2007).

Segundo Seitz (1994), são divididos em três grupos os fatores que condicionam o processo de regeneração natural: 1) fatores que determinam a disponibilidade de sementes/propágulos no local a ocupar (produção de sementes/propágulos, dispersão das sementes, presença de predadores e sanidade das sementes); 2) fatores que afetam a germinação (umidade do substrato, temperatura, inibidores bioquímicos e predadores); 3) fatores que afetam o crescimento inicial (energia, água, nutrientes, predadores, fungos patogênicos, micorrizas).

Durante o processo de recuperação de áreas degradadas, a dinâmica das comunidades vegetais pode ser manipulada, adicionando novas espécies visando acelerar o ritmo da sucessão e acrescentar diversidade biológica, através do plantio de mudas ou semeadura direta (BOTELHO; DAVIDE, 2002) e a transferência de propágulos provenientes do banco e da chuva de sementes (AQUINO, 2006; BARBOSA; PIZO, 2006).

Porém, é muito importante lembrar que a identificação da metodologia mais adequada de restauração de uma dada área depende de um diagnóstico apropriado do próprio local a ser restaurado e do entorno imediato e regional (RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009). Nesse sentido em algumas situações, em função do grau de degradação local e/ou regional (presença de espécies arbustivas, arbóreas invasoras, fragmentos de baixa diversidade, ausência de estratificação), o método recomendado de restauração será a introdução de espécies nativas regionais através de técnicas silviculturais para o plantio de mudas e/ou sementes, e/ou transposição de serrapilheira, conhecido como enriquecimento.

O sistema de enriquecimento visa aumentar o número de espécies ou número de indivíduos de determinadas espécies presentes na floresta. O enriquecimento da vegetação também pode ser indicado em casos para áreas com ocorrência de perturbações por fatores ambientais ou antrópicos, como fogo e cortes seletivos, ou em áreas em fase inicial de regeneração, onde se deseja acelerar o processo da sucessão (BOTELHO; DAVIDE, 2002).

O plantio de mudas em área total é um dos métodos de revegetação mais praticados, principalmente por fornecer uma boa densidade inicial de plantas. Barbosa (1993) sugere uma diversificação de espécies classificadas em relação à sucessão ecológica, utilizando-se mais de uma espécie pioneira e não-pioneira, porém, não só a classificação ecológica deve ser observada, ainda a atratividade da fauna pelos frutos e sementes e a síndrome de dispersão de sementes das espécies, conforme modelos aplicados para o reflorestamento contidos em:

Kageyama; Biella; Palermo Jr. (1990), Rodrigues et al. (1992), Barbosa (1993), Macedo; Kageyama; Costa (1993), Botelho; Davide; Prado (1995), Martins (2007) e Rodrigues; Brancalion; Isernhagen (2009).

O reflorestamento misto tende a ser a metodologia mais onerosa para a restauração de áreas degradadas, porém pode aumentar as chances de sucesso do desenvolvimento das plântulas e diminuir a perda das sementes, o plantio de mudas de espécies nativas de rápido crescimento apresenta alta eficácia na restauração e com o passar do tempo proporciona o desenvolvimento de espécies vegetais de outros níveis de sucessão e a atração de animais frugívoros dispersores de sementes (NAPPO; GOMES; CHAVES, 1999).

Pelo alto índice de sucesso dessa técnica, com a utilização de espécies de rápido desenvolvimento, cerca de um a dois anos após o plantio têm-se áreas onde espécies arbóreas venceram a competição com espécies invasoras herbáceas e gramíneas, através do sombreamento (CAVALHEIRO; TOREZAN; FADELLI, 2002).

As discussões e práticas sobre o comportamento das espécies nativas no reflorestamento misto, objeto da restauração florestal, com vistas à melhoria das condições ambientais e considerando os diferentes aspectos científicos pesquisados (florística, fitossociologia, fotointerpretação, biologia das espécies, ecofisiologia, ecologia, dinâmica de populações, hidrologia, solos e clima, entre outros), estão associadas aos modelos e formas de reflorestamento (BOTELHO; DAVIDE; FARIA, 1996).

A implantação de espécies arbóreas é um procedimento que permite pular as etapas iniciais da sucessão natural, na qual as primeiras a surgir seriam espécies herbáceas e gramíneas que enriquecem o solo com matéria orgânica e alterando suas características e assim permitindo o aparecimento de indivíduos arbustivo-arbóreos, porém na implantação florestal esta etapa inicial é eliminada, plantando-se mudas de espécies arbóreas e arbustivas, em um solo previamente corrigido e preparado (NAPPO; GOMES; CHAVES, 1999).

As espécies consideradas potenciais para utilização em projetos de restauração e mesmo de reabilitação de áreas florestais incluem: espécies nativas, atrativas de frugívoros, espécies capazes de desenvolver relações mutualísticas com animais, espécies raras ou ameaçadas, espécies de crescimento rápido, espécies tolerantes a condições de solos pobres, fixadoras de nitrogênio, tolerantes a fogo, e espécies de interesse econômico e/ou social (LAMB; GILMOUR, 2003).

3.4 Monitoramento

Embora monitoramento e avaliação sejam por vezes tratados como sinônimos há uma diferença conceitual entre os dois termos: a avaliação procura estabelecer o grau de sucesso ou de insucesso de uma dada ação ou de um projeto, por exemplo, representando um juízo de valor; o monitoramento consiste em descrever o estado atual, ou variações de estado observadas através de uma medida ou de uma série de medidas realizadas ao longo do tempo, em intervalos regulares ou não, de um projeto ou sistema, ou outros, como por exemplo, a taxa de crescimento das plantas, o índice de diversidade da comunidade, a abundância de regenerantes, sendo dessa maneira uma constatação (NALON et al., 2009).

O monitoramento dos projetos de restauração florestal é semelhante ao da saúde humana. Há indicadores de curto e longo prazo da saúde do ecossistema. Em geral, os ecossistemas necessitam de monitoramento em longo prazo porque são complexos e sensíveis, pois as mudanças nos ecossistemas ocorrem muito lentamente. Monitoramento do ecossistema significa estudar atributos físicos, químicos e/ou variáveis biológicas ao longo do tempo para fornecer informações sobre a mudança no ecossistema. É somente através de observação cuidadosa, que podemos avaliar a saúde de nossos recursos naturais e tomar decisões de manejo (CLEWELL; ARONSON, 2007).

Os sítios de referência podem ser ferramentas valiosas que demonstram a intenção dos caminhos dos projetos de restauração (CLEWELL; ARONSON, 2007), e ressaltam o sucesso da avaliação (RUIZ-JEAN; AIDE, 2005). Embora os sítios de referência ocorram em local semelhante na paisagem e representem o potencial da composição de espécies e estrutura da comunidade, eles só devem servir como um modelo e não ser utilizado exclusivamente para determinar o sucesso (CLEWELL; ARONSON, 2007).

Se os objetivos da restauração são para permitir múltiplas trajetórias para um sistema sustentável, então a semelhança com um único sistema de referência não é necessariamente o resultado desejado. Outro problema comum é que em algumas circunstâncias, o sítio de referência não existe. Assim quando não existe referência o conhecimento histórico da região é necessário para a determinação do sucesso da restauração (BREWER; MENZEL, 2009).

Os projetos de restauração devem ser baseados na melhor informação científica disponível (WALKER; del MORAL, 2003), com metas claras. O sucesso a longo prazo de um projeto de restauração é determinado pelo fato dos objetivos iniciais da restauração serem alcançados (CLEWELL; ARONSON, 2007; HOBBS, 2007). Também é importante reconhecer o potencial estado do sistema se não tivesse ocorrido a restauração, e que um sítio

pode estar em uma trajetória de sucesso, mesmo que aquele sítio não tenha atingido as metas imediatas (WALKER; del MORAL, 2003).

Neste estudo entende-se que os projetos de restauração não têm necessariamente que chegar a um ponto final, a fim de ser bem sucedido. O sucesso pode ser alcançado ao atingir várias metas ao longo do tempo, refletindo a escala temporal de todo trabalho de restauração. Por exemplo, primeiro a riqueza das espécies ou de uma comunidade pode ser restaurada, e depois os restauradores podem monitorar o estabelecimento da função ecológica (PALMER; AMBROSE; POFF, 1997). Como as metas estão distribuídas ao longo do tempo, nem tudo está perdido, se a trajetória destinada de um projeto não for cumprida e os recursos do projeto permitirem, se necessário os restauradores podem simplesmente retornar ao sítio e realizar outras atividades de restauração (CLEWELL; ARONSON, 2007).

Clewell; Aronson (2007) expõem nove padrões ecológicos que podem indicar a probabilidade de sucesso na restauração: composição de espécies, espécies nativas, grupos funcionais, ambiente físico, a função normal do ecossistema, o contexto da paisagem, as ameaças externas, resiliência e auto-sustentabilidade. Ao longo do tempo os projetos de restauração devem ser monitorados para que estes fatores venham contribuir para um sistema sustentável.

Em última análise, os objetivos da restauração determinam o seu sucesso, e aqueles que são mais específicos, como retornar um processo determinado de um ecossistema ou a estrutura da comunidade pode ser mais facilmente alcançado do que um objetivo prático de restaurar completamente um sítio para o estado original (HOBBS, 2007). Assim, o monitoramento é fundamental, pois ele pode fornecer informações sobre a adoção de medidas de forma a manter os sítios em uma trajetória sucessional (WALKER; del MORAL, 2003).

O monitoramento da restauração florestal oferece uma oportunidade para inserirmos em um ambiente científico testes de teorias da restauração florestal, contribuindo para um manejo adequado e protocolos de manutenção (HOBBS, 2007).

Walker; del Moral (2003) propõem que as parcerias traçadas entre o setor privado, agências governamentais, grupos educacionais e voluntários da sociedade civil organizada produzem eficazes programas de longo prazo para administrar o monitoramento e manutenção das áreas de restauração. O engajamento dos cidadãos na restauração sugere um senso de propriedade e comunidade regional produzindo resultados que melhoram o funcionamento do ecossistema local (CLEWELL; ARONSON, 2007). A restauração através do manejo pode ajudar as pessoas a obter uma melhor compreensão de como suas ações impactam o meio ambiente (VIDRA; SHEAR, 2008).

Segundo Rodrigues; Brancalion; Isernhagen (2009) na avaliação e monitoramento de áreas restauradas é importante considerar, além de parâmetros ecológicos, os parâmetros econômicos da restauração, relacionados principalmente com os custos das técnicas empregadas. O custo pode representar uma barreira significativa para a implantação de programas de restauração por parte dos executores e financiadores da atividade, de modo que mesmo métodos muito eficientes podem ser prontamente esquecidos e/ou descartados, caso seus custos sejam excessivamente altos.

3.5 Indicadores ambientais

Dentro da visão integrada da restauração florestal Moraes; Campello; Franco (2010), apontam dentre os potenciais indicadores relacionados ao desenvolvimento de plantios de espécies arbóreas nativas: taxa de sobrevivência e desenvolvimento das mudas plantadas; os físico-químicos do solo: estrutura, fertilidade, teor de matéria orgânica; os microbianos: estoque de nutrientes na biomassa microbiana do solo; os relativos à fauna edáfica: densidade e diversidade de organismos; e os parâmetros que podem indicar um aumento na diversidade do sistema restaurado, relacionados à dispersão de frutos e sementes: chuva de sementes e banco de sementes do solo.

Andreasen et al. (2001) sugerem que os indicadores devem compreender as seguintes características dos ecossistemas: composição, estrutura na paisagem e função. É válido lembrar que a resposta de um indicador ecológico apresente duas características, a especificidade que pode ser alta quando responde a um fator, baixa quando responde a muitos fatores e a resolução que quando baixa, indica grandes mudanças e quando alta responde a pequenos desvios (VAN STRAALLEN, 1998).

O monitoramento de plantios em área total e de áreas com condução da regeneração natural pode ser realizado de forma semelhante. Isso é possível porque as áreas com regeneração natural podem ser encaradas como áreas de plantio em que as mudas já foram plantadas. Em função disso, todos os critérios a serem seguidos a partir desse ponto são os mesmos, o que permite a utilização dos mesmos indicadores para o monitoramento (RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009).

Por fim, Moraes; Campello; Franco (2010) defendem que quaisquer que sejam os parâmetros selecionados como indicadores da restauração, eles devem ser definidos com base em critérios de viabilidade e que apontem para a estabilidade do ecossistema. Para os mesmos autores no longo prazo, a diversidade biológica é um indicador em potencial. Eles sugerem o

equilíbrio para definir qual o mínimo de diversidade capaz de ainda permitir o funcionamento dos ciclos do ecossistema, com os indicadores baseados na comunidade vegetal que podem fornecer uma ferramenta robusta e valiosa para avaliar a saúde da floresta, sem muitas vezes exigir um conhecimento específico taxonômico e ecológico, que vão restringir sua aplicação. Completando a sugestão dos indicadores é discutido sobre a dinâmica da matéria orgânica do solo e a qualidade do solo. A ciclagem de nutrientes cumpre um papel importante na estabilidade do ecossistema e a qualidade do solo como indicador segue as características intrínsecas ao manejo, aos benefícios do solo, apontando os processos edáficos, sendo de fácil compreensão e principalmente ser acessível economicamente.

Durante o monitoramento, é necessário identificar e eliminar as causas especiais que afetam o processo. Pode-se utilizar algumas ferramentas que ajudam a identificar as causas especiais e ajustar o processo, uma técnica utilizada é a Folha de Verificação que facilita a coleta e organização de dados. Nesta folha são especificados os dados que serão coletados e o número de ocorrências, sendo útil para verificar as não-conformidades mais frequentes (CORTIVO, 2005; PEREIRA, 2009).

Pereira (2009) também denomina esta técnica de *check list* como um método não estatístico de controle da qualidade, porém de grande utilidade no planejamento e coleta de dados de um processo de forma concisa e eficiente, e sua maleabilidade mostra-se como outro ponto positivo da ferramenta, pois permite a adaptação desta às características necessárias para a avaliação da qualidade do processo.

3.6 Avaliação de projetos

Em alguns estudos de florestas manejadas vem sendo comum o uso de uma estrutura conceitual hierarquizada, com a utilização de princípios, critérios e indicadores (PCI) para facilitar o desenvolvimento de um sistema que permita a avaliação da sustentabilidade das áreas (SIQUEIRA, 2002).

Em linhas gerais, Gomes (2000) indica que os princípios, podem ser entendidos como metas a serem alcançadas e junto com os critérios, apontam “o que” está sendo analisado, enquanto os indicadores e verificadores indicam “se” e “até que ponto” a meta foi atendida.

Os princípios são regras fundamentais que justifica a ação, tem a característica de um objetivo, portanto são elementos explícitos de uma meta. Eles podem ter diferentes graus de abstração, mas quanto mais específico, menores os problemas de interpretações. Os critérios mostram o status ou aspectos de um processo dinâmico, elaborado como enunciado do

resultado da aderência a um princípio. O critério deve indicar um veredicto do grau de concordância com uma situação. Os indicadores podem ser parâmetros qualitativos ou quantitativos que podem ser verificados em relação a um critério. Indicadores descrevem uma característica objetiva, não ambígua, verificável do ecossistema. São eles que dão aos critérios a viabilidade de verificação objetiva, sendo elaborados de forma que fiquem entre a acuidade científica e a necessidade de informação concisa e de verificação simples (GOMES, 2000).

Confiando que estes conceitos são bastante consistentes no planejamento de projetos de avaliação para a sustentabilidade, orientamos os esforços de investigação do sucesso da restauração, ou seja, a ação de fomento de áreas, seguindo este padrão de organização (Figura 01).

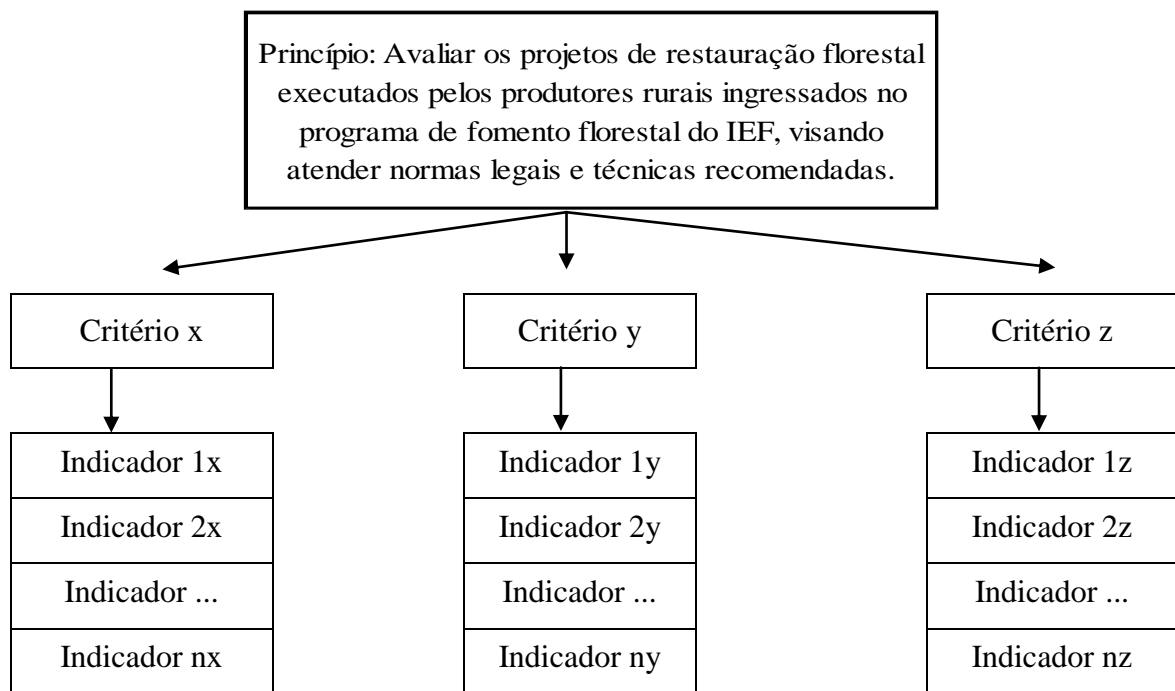


Figura 01 – Estrutura para este estudo proposta na avaliação do sucesso de áreas restauradas.

Os projetos que estão sendo avaliados têm como meta a sustentabilidade das áreas, com base nos dispositivos legais que norteiam a restauração florestal. Portanto, o princípio deve ser definido baseando-se neste objetivo estabelecido. Então com base nesse raciocínio para as ações, ou princípio, a restauração das funções ecológicas, é através de processos, que neste caso vão determinar os critérios mais apropriados de acordo com o princípio. Sendo as condições da vegetação natural no que diz respeito a sua cobertura e diversidade de formas de vidas, o manejo, a diagnose visual de plantas e condições do solo como uma das bases para

que a ação de fomento esteja orientada para promover o processo de sucessão, assim decidimos definí-los como critérios.

Caso a sucessão esteja ocorrendo de forma natural na área, podemos concluir que o projeto está dentro da trajetória esperada, uma vez que a intervenção externa não é mais necessária para que ela ocorra.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Construção dos indicadores

4.1.1 Critérios para seleção dos indicadores

Para estabelecer a definição dos critérios de avaliação propostos neste trabalho, partiu-se das seguintes premissas (SEGIP, 1995):

a) Critérios essenciais, nos quais o indicador deve atender à relevância, representatividade, escala apropriada, qualidade dos dados, mensurabilidade, importância, suporte de decisões, ambiguidade;

b) Critérios preferenciais, os quais o indicador pode atender à sensibilidade, resultabilidade, custo, integrabilidade, compreensibilidade, previsibilidade ou tendência.

Assim, para a definição de cada indicador observou-se as características para seleção de um sistema de avaliação, proposta por Daniel et al. (2001), a saber:

1. Ser relevante para os objetivos e metas do problema;
2. Relevante para a orientação e o planejamento global do projeto;
3. Fornecer um quadro representativo das condições, devido à sua correlação com outros parâmetros do sistema;
4. Apropriado para a escala espacial da área em consideração;
5. Sensível a pequenas alterações temporais e espaciais;
6. Cientificamente confiável;
7. Mensurável e de aplicação prática;
8. Apoiado por dados de qualidade adequada;
9. Relacionado com conceitos históricos de qualidade ambiental;
10. Claro e de fácil compreensão pelos tomadores de decisão;
11. Relevantes aos propósitos dos administradores ambientais;
12. Permitir alguma análise de tendência ao longo de um determinado período, ou fornecer subsídios para isto;
13. Dispensar especialização técnico-científica elevada para ser aplicado, sendo simples e claro para o público em geral;
14. Apresentar baixo custo de aplicação;
15. Para este trabalho, os indicadores devem ser primários, ou seja, deverão reportar diretamente as alterações no compartimento ambiental, em termos de algo que seja

valioso para as pessoas; deve comunicar o *status* de um atributo, sem necessidade de interpretação técnica extensa;

16. Incorporar indiretamente outros indicadores (ex.: a cobertura por espécies invasoras do total da área já dispensa a análise da cobertura por espécies nativas).

Desta forma, a fim de facilitar a organização e o entendimento desta proposta por parte dos gestores e potenciais usuários deste sistema de avaliação para projetos de fomento florestal. Orienta-se este nas seguintes fases: organização, implantação e avaliação (Tabela 02).

Tabela 02 - Orientações para construção dos indicadores.

Fase	Definição	Descrição
Organização	Criar mecanismo de avaliação do programa de fomento florestal IEF	Acompanhamento das atividades do programa; Revisão literária; Aspectos legais.
Implantação	Identificação do <i>status</i> dos indicadores; Quais os indicadores já são utilizados, por quem e qual objetivo; Informação existente, quem já produziu e sua disponibilidade para uso	Seleção dos indicadores com prioridades; Avaliação da disponibilidade de dados; Capacidade técnica científica e logística com a infraestrutura existente.
Avaliação	Processo contínuo	Aspectos técnicos Tomada de decisão Aspectos institucionais

Diante do exposto e das orientações propostas na Tabela 02 propõem-se organizar um mecanismo de avaliação do programa de fomento florestal do IEF, acompanhando as atividades com base na revisão literária e atender os aspectos legais que norteiam a restauração/recuperação florestal. Assim a avaliação do programa de fomento florestal implica em um processo contínuo, buscando sempre atender os aspectos técnicos relacionados à recuperação/ restauração florestal para a tomada de decisão de gestores públicos atendendo aspectos institucionais de forma a agregar ganho e impacto para as políticas públicas neste setor.

4.1.2 Critérios para seleção dos parâmetros

Para a seleção dos indicadores foi realizada uma ampla revisão de literatura de proposta de monitoramento, publicadas a partir de 2005 (Tabela 03).

Tabela 03 – Comparação dos parâmetros utilizados no monitoramento de áreas em processo de restauração. As letras na coluna correspondem a cada metodologia utilizada para o monitoramento e o símbolo ● aponta a utilização do indicador. A - Almeida; Sanchez (2005), B - Attanasio et al. (2008), C - Rodrigues; Brancalion; Isernhagen (2009), D - Melo; Resende; Reis (2010), E - Método Fiscalização Secretaria do Meio Ambiente de São Paulo⁽¹⁾, F - Método Jaú⁽¹⁾, G - Método Socorro⁽¹⁾, H - Indicadores universais do monitoramento da restauração⁽²⁾, I - Indicadores do plantio total⁽²⁾, J - Indicadores da nucleação⁽²⁾, K - Indicadores de Sistemas Agroflorestais (SAF)⁽²⁾ e L - Oliveira (2011).

Indicadores												
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L
1 Riqueza	●	●	●		●				●	●	●	●
2 Mortalidade	●	●	●	●	●	●						●
3 Ataque de formigas		●	●	●	●	●	●			●		
4 Cobertura de copas			●	●				●	●	●	●	●
5 Arbustos/ árvores exóticas invasoras		●	●				●	●	●	●		●
6 Erosão			●			●			●	●	●	●
7 Avaliação indivíduos plantados/ regenerantes		●	●						●	●	●	●
8 Altura média das mudas	●		●		●				●			●
9 Presença de regeneração		●	●				●		●	●		
10 Presença ou não de estratos verticais	●		●					●		●		●
11 Presença ou não de outras formas de vida		●	●						●	●		●
12 Cercamento				●	●	●			●			
13 Matocompetição na coroa das árvores				●	●	●	●					
14 Matocompetição na entrelinha				●	●	●	●					
15 Presença de animais silvestres			●			●				●		●
16 Cobertura de gramíneas invasoras agressivas		●	●							●		●
17 Densidade (espaçamento de plantio)	●	●	●								●	
18 Proteção de perturbações				●	●				●			
19 Sintomas de deficiência nutricional nas plantas		●	●				●					
20 Modelo de plantio (grupos sucessionais, origem, síndrome de dispersão)		●	●									●
21 Fenologia - floração e frutificação			●							●		●

⁽¹⁾ Fonte: Uehara; Casazza (2011). ⁽²⁾ Fonte: Uehara; Gandara (2011).

Continua...

Tabela 03 – Continuação.

Indicadores												
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L
22 Serrapilheira										•	•	•
23 Adesão do proprietário										•	•	•
24 Presença de animais domésticos						•				•		
25 Conservação de solo			•							•		
26 Cobertura vegetal herbácea			•						•			
27 Fitofisionomia								•	•			
28 Variação área basal										•		•
29 Participação em organizações voltadas a práticas de conservação										•		•
30 Geração de trabalho e renda do processo de restauração										•	•	
31 Fitomassa											•	•
32 Fontes de poluição						•						
33 Aceiro						•						
34 Presença de vestígios de gado								•				
35 Profundidade de cova (plantio mudas)			•									
36 Fogo										•		
37 Sinais de herbivoria										•		
38 Manifestação de iniciativas voluntárias										•		
39 Capacitação de plantadores										•		
40 Segurança alimentar											•	
41 Acesso a novos e diferentes mercados											•	
42 Produtos não alimentares											•	
43 Índice de área foliar												•
44 Estrutura do solo												•

Continua...

4.2 Definição dos critérios

Com base nos critérios anteriormente apresentados e na revisão da literatura, dividiram-se os indicadores de avaliação dos projetos de fomento florestal em dois grupos, a saber: (a) condições de solo e (b) resiliência do ecossistema.

Desta forma os aspectos do solo, segundo Tavares (2008), são considerados componentes essenciais para promover a manutenção do crescimento vegetal, para posteriormente restabelecer os mecanismos de sucessão ecológica e aumento da biodiversidade.

Buscando a capacidade do ecossistema florestal retornar ao seu estado de equilíbrio natural as intervenções induzidas pela ação antrópica podem promover, ou até quando necessário, criar sua resiliência (THOMPSON et al., 2009). Isto significa que com pressões externas no ecossistema para a procura da manutenção da sua identidade nos componentes de composição taxonômica, estrutura e funções ecológicas, busca-se o equilíbrio do ecossistema, desta forma, avaliar e monitorar estes esforços é importante no sucesso da restauração/recuperação florestal (TAVARES, 2008).

O planejamento da restauração deve considerar a integração de ações conjuntas, a partir dos efeitos sobre as condições do sítio, disponibilidade e estabelecimento de espécies, facilitação da dispersão, atração ou repulsa de espécies desejáveis e indesejáveis. As ações de restauração também são, muitas vezes, mutuamente dependentes.

O planejamento da restauração deve avaliar qual a melhor sequência de ações a serem implementadas, a partir do efeito esperado de cada uma sobre as condições locais e sobre o *pool* de espécies resultante. Esse processo é contínuo, e deve ser monitorado, já que a trajetória da sucessão, a partir das ações de restauração, não é previsível.

4.3 Valoração dos critérios e parâmetros

Os critérios e parâmetros foram ponderados de acordo com o tempo (em anos) em que o projeto de fomento (área em processo de restauração) foi implantado. A divisão das avaliações em grupos por períodos, ou seja, a estratificação dos projetos por idade de implantação foram sugeridas nos estudos de Siqueira; Mesquita (2007) e Rodrigues; Brancalion; Isernhagen. (2009).

Desta forma, as avaliações ocorrem em cinco períodos, sendo uma primeira avaliação (ano 0) logo após a implantação do projeto de fomento, as outras avaliações ocorrerão no

primeiro ano (ano 1) do projeto instalado, no terceiro ano (ano 3), no sexto ano (ano 6) e nono ano (ano 9).

No ano da implantação do projeto (ano 0) serão duas avaliações; a primeira avaliação terá o objetivo de diagnosticar a área antes da implantação do projeto e a segunda será realizada para verificar as condições daquele projeto, servindo como um referencial para as próximas avaliações para efeito de comparação entre os períodos verificando a evolução de cada projeto. As duas avaliações devem apontar o diagnóstico da área procurando principalmente identificar se os processos de degradação do solo estão tendendo a ser interrompidos.

As duas próximas observações (ano 1 e 3) do projeto será a avaliação que tem por objetivo verificar se as ações que foram realizadas no projeto tanto para melhoria das condições do solo quanto para a promoção e o desenvolvimento da resiliência do ecossistema, foram concluídas (ano 1) e se apresentam alguma evolução (ano 3). Assim, espera-se que o investimento para promoção da resiliência do ecossistema seja realizado de forma a estabelecer ou potencializar os processos naturais daquele ecossistema (RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009). Nas avaliações do ano 1 e 3 espera-se ainda verificar se estão ocorrendo os processos de degradação do solo (TAVARES, 2008).

Nos anos 6 e 9 a avaliação dos projetos é voltado principalmente para verificar se as ações para o ganho na resiliência estão caminhando para o equilíbrio buscando o retorno dos processos do ecossistema (RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009), mesmo o projeto neste estágio avançado recomenda-se identificar na avaliação se está ocorrendo algum processo de degradação do solo.

Independente da ação a ser implantada, para a restauração/ recuperação florestal de determinada área, é necessário a compreensão da composição e dinâmica dos processos internos relacionados ao solo, pois os procedimentos específicos do processo de recuperação dependerão principalmente das propriedades físicas, e posteriormente das propriedades químicas e mineralógicas do solo.

Para um ecossistema que foi degradado a partir de alterações nas características abióticas, então, a restauração deve, inicialmente, concentrar esforços na remoção do fator de degradação e reparação do ambiente físico (HOBBS; NORTON, 2004). Desta forma, parece óbvio que, se as características de degradação envolvem limites físicos e bióticos específicos, as ações de restauração devem focar, então, a transposição desses limites. Dependendo do estado de degradação de um determinado ecossistema, esses limites serão transpostos com

maior ou menor facilidade, e é importante lembrar que pode haver um limite irreversível, a partir do qual a restauração não é mais possível.

Atendendo o pressuposto acima sugere-se aqui considerar que no primeiro ano da restauração/ recuperação florestal, as condições de solo frente ao critério da resiliência do ecossistema, seria fator primordial considerado na avaliação dos projetos de fomento, ou seja, o que adianta realizar as ações para promover a resiliência do ecossistema se ainda a base estrutural do ambiente que é o solo, ainda está em processo de degradação. Assim sugere-se que no primeiro ano de avaliação dos projetos de fomento florestal ocorra uma maior ponderação do critério condições do solo comparado aos outros critérios.

A partir do primeiro ano, quando as ações de recuperação do solo estão apontadas para o equilíbrio e estabilização da sua função no ambiente, os outros critérios deverão ser ponderados com um maior peso, entendendo que estes últimos poderão aumentar a sua eficiência e ganho de qualidade no processo de recuperação/ restauração florestal.

Quando as condições de solo em qualquer período não estiverem satisfeitas, ou quando ocorrer uma ruptura no equilíbrio no compartimento solo, fazendo com que o projeto retorne a um processo de degradação, a análise daquele projeto será retornada como o primeiro ano, ou seja, se o solo ainda não apresenta principalmente as características físicas e químicas básicas necessárias à restabelecer a sua função, não adiantará avaliar os outros critérios, devido a importância deste componente, conforme mencionado.

Os anos subsequentes ao primeiro ano do processo de recuperação/ restauração florestal as ações que são inibidoras da resiliência torna-se importante, pois se os fatores que dificultam o retorno do ecossistema ao seu estado natural de equilíbrio dinâmico não forem executados promoverá o retrocesso do esforço à recuperação/ restauração florestal.

Estes pressupostos sugerem uma ponderação dos critérios para a avaliação dos projetos de fomento florestal do IEF (Tabela 04).

Tabela 04 – Ponderação dos critérios da avaliação dos projetos de fomento do IEF.

Critérios	Peso nos anos (%)					Descrição
	0	1	3	6	9	
1 Condições do solo	100	0	0	0	0	A recuperação da qualidade física do solo a níveis mais favoráveis para o crescimento e desenvolvimento das plantas é importante para a sustentabilidade do ecossistema.
2 Resiliência:	0	40	40	40	40	Promoção da resiliência do ecossistema, em busca da manutenção da identidade dos componentes taxonômicos, estrutura e funções ecológicas,
(a) Facilitadores;						buscando o equilíbrio do ecossistema.
(b) Inibidores	0	60	60	60	60	

O critério de valoração será empregado nos indicadores quando forem apontados no período de avaliação quais os principais impactos que os indicadores mostram para o insucesso da restauração/ recuperação florestal.

A ponderação dos indicadores tanto bióticos quanto abióticos, visa determinar qual a principal razão que está interferindo na ação de restauração/ recuperação florestal, e serão pontuados com maior destaque aqueles com características ou tendências ao impacto negativo, atrasando ou até mesmo inibindo a ação de restauração/ recuperação florestal.

4.4 Definição do sistema de amostragem

A fim de avaliar os projetos em processo de recuperação/ restauração florestal do programa de fomento florestal do IEF, foram selecionadas 19 de um total de 101 que foram executados nos anos agrícolas de 2008/2009 e 2009/2010 pelo Centro Operacional de Pesca e Proteção a Biodiversidade do Serro. O critério de seleção destes 19 projetos foi o tamanho da área que deveria ser maior que três hectares sendo os projetos escolhidos aleatoriamente.

De forma aleatória foram alocadas parcelas retangulares (20x10 m) com o lado maior alinhado no sentido da curva de nível.

A intensidade amostral dentro de cada projeto foi variável obedecendo-se um limite mínimo 0,5% (RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009) em relação à área do projeto. Nas áreas menores que 12 hectares de projeto respeitou-se um mínimo de três

parcelas, respeitando-se os critérios estatísticos para análise, pois ao aplicar o percentual de 0,5% obteve-se um número menor que 3 parcelas dentro dos projetos com áreas menores que 12 hectares. Para as áreas maiores que 40 hectares respeitaram-se o máximo de dez parcelas, de modo a que inviabilizasse a coleta de dados.

Para a avaliação da regeneração natural na área em processo de restauração/recuperação florestal, foi plotada uma subparcela circular de 1 metro de raio, no centro da parcela. Essa mesma subparcela foi usada para avaliar a cobertura da área em processo de restauração por gramíneas e herbáceas invasoras e as gramíneas nativas e a cobertura do solo pela serapilheira.

4.5 Área piloto

A partir dos 19 projetos selecionados procurou-se aplicar os parâmetros do monitoramento, os quais foram selecionados a partir da revisão literária proposta acima, a partir daí os projetos serviram como áreas piloto para o teste ou validação.

As características de cada projeto, em questão, foram descritos quanto a sua localização nos municípios de Minas Gerais, quanto a microbacia, o tamanho da área do projeto (Tabela 05), a classificação da sua fitofisionomia de acordo com Veloso; Rangel, F.; Lima (1991), pela descrição do uso do solo anterior à implantação do projeto de fomento, se foi orientado o plantio das mudas (quanto a origem das mudas, a dispersão, os grupos funcionais), ainda se no projeto foi recomendado o cercamento, o número de mudas que foi disponibilizado pelo o IEF, a técnica de restauração/ recuperação que foi empregada, ainda verificada a presença da vegetação colonizadora dentro do projeto, a sua vizinhança e as alterações do solo que havia na área do projeto.

Tabela 05 – Localização e caracterização de 19 áreas em restauração avaliadas no presente na região do Alto Jequitinhonha, Minas Gerais. Em que: município (CMD = Conceição do Mato Dentro, DAT = Datas, DIA = Diamantina, VER = Rio Vermelho, SAI = Santo Antônio do Itambé e SER = Serro), microbacia (DO3 = Rio Doce 3 e JQ1 = Jequitinhonha 1, de acordo com Zoneamento Ecológico de Minas Gerais), método (REG = Indução da regeneração natural, ENR = Enriquecimento, PLT = Plantio), fitofisionomia (FESD = Floresta estacional semidecidual e CAMPRUP = Campo rupestre), uso pretérito (SIL = Silvicultura, PAS = Pastagem, FLO = Floresta, MIN = Mineração e CAS = Cascalheira), presença de vegetação colonizadora (AP = Arbórea pioneira, ANP = Arbórea não pioneira, HN = Herbácea nativa, HI = Herbácea invasora, PFA = Plantas Facilitadoras e PI = Plantas inibidoras), vizinhança (MIN = Mineração, SIL = Silvicultura, PAS = Pastagem, FLO = Floresta e AF = Agricultura familiar) e alterações no solo (SE = Solo exposto, EL = Erosão laminar, ES = Erosão em sulco, EV = Erosão voçorocamento e SA = Sem alteração).

Código	Microbacia	Área (ha)	Ano	Fisionomia	Uso pretérito	Método de plantio	Cercamento	Número de mudas	Modelo	Presença vegetação colonizadora	Tipo de vizinhança	Alterações do solo
CMD-01	DO3	4	2009/2010	FESD	PAS	-	SIM	0	REG	PI	SIL; FLO	SE; EL
CMD-02	DO3	3	2009/2010	FESD	PAS	-	SIM	0	REG	HI	PAS	SA
DAT-01	JEQ1	30	2009/2010	FESD	PAS	-	SIM	0	REG	HN	PAS; AF; SIL	EL
DIA-01	JEQ1	4	2009/2010	CAMPRUP	PAS	-	SIM	0	REG	HN	PAS	SA
DIA-02	JEQ1	5	2009/2010	CAMPRUP	MIN	SIM	SIM	1500	ENR	HI; HN; AP	MIN; PAS	SE; EV; ES
RVE-01	DO3	3	2009/2010	FESD	PAS	SIM	SIM	400	ENR	HI; AP	PAS; AF	SA
RVE-02	DO3	4	2008/2009	FESD	PAS	SIM	SIM	150	ENR	AP; PI	PAS; FLO	SE; EL
RVE-03	DO3	4	2009/2010	FESD	PAS	-	NÃO	0	REG	PI; AP; ANP; HI	FLO; PAS	SA
SAI-01	DO3	1	2009/2010	FESD	CAS	SIM	NÃO	300	PLT	-	FLO	SE; EL
SAI-02	DO3	40	2009/2010	FESD	FLO	-	SIM	0	REG	AP; ANP; PFA	PAS; AF; FLO; SIL	SA
SAI-03	DO3	12	2009/2010	FESD	PAS	-	SIM	0	REG	HI; AP; PI	FLO; PAS	SA
SAI-04	DO3	5	2009/2010	FESD	PAS	-	SIM	0	REG	HI; AP	PAS	SA
SAI-05	DO3	11	2009/2010	FESD	PAS	SIM	SIM	600	ENR	HI; AP; PI	PAS; FLO	SE; EL
SER-01	DO3	5	2009/2010	FESD	PAS	-	NÃO	0	REG	HI; AP	PAS; FLO	SA
SER-02	DO3	9	2009/2010	FESD	PAS	SIM	SIM	1000	ENR	HI; AP	PAS; FLO	SA
SER-03	JEQ1	5	2008/2009	CAMPRUP	PAS	-	SIM	0	REG	HN; AP; PFA	PAS; SIL	SE
SER-04	DO3	5	2008/2009	FESD	PAS	-	SIM	0	REG	AP; ANP; PFA; HN	PAS; SIL; FLO	SE
SER-05	JEQ1	61	2008/2009	CAMPRUP	PAS	SIM	NÃO	35000	PLT	HN; AP	PAS; FLO	SE; ES
SER-06	DO3	40	2009/2010	FESD	FLO	SIM	SIM	300	ENR	AP; ANP; PI; HN	PAS	SA

4.6 Caracterização dos locais

Este estudo foi realizado em uma região que compreende duas importantes bacias hidrográficas, Rio Doce com 14 áreas em processo de restauração e Rio Jequitinhonha com cinco áreas em processo de restauração, abrangendo dois biomas, a Mata Atlântica e o Cerrado.

A região de estudo por estar inserida no Espinhaço Meridional, funciona como divisor fundamental entre as bacias dos rios São Francisco, Jequitinhonha e Rio Doce que banham as regiões central e nordeste do estado de Minas Gerais, e as nascentes ali estabelecidas surgem em determinados locais de superfícies rochosas, normalmente associadas a estruturas geológicas de diferentes ordens (FRAGA; ALMEIDA, A.; NEVES, 2005).

O clima da região de estudo é fortemente influenciado pelo fator orográfico, pois a faixa de cordilheira da Serra do Espinhaço meridional, apresenta uma altitude média de 1.250 metros acima do nível do mar (NEVES; ALMEIDA, A.; FRAGA, 2005). Segundo a classificação de Köppen o clima é do tipo Cwb, caracterizado por verões brandos e úmidos (outubro a abril), invernos mais frescos e secos (junho a agosto) e curtas transições realizadas nos meses de maio e setembro. A precipitação média anual varia de 1.250 a 1.550 mm e com temperatura média anual na faixa de 18 a 19°C, com uma insolação média de 2.203 horas/ano, uma evapotranspiração potencial, na faixa de 776 mm, e com a umidade relativa média anual de 75,6% (NEVES; ALMEIDA, A.; FRAGA, 2005).

A região apresenta relevo protuberante em relação aos domínios adjacentes (ALMEIDA, A.; FRAGA; NEVES, 2005). Segundo Neves; Almeida, A.; Fraga (2005), constitui uma paisagem de planaltos de superfícies muito irregulares com vastos domínios de rochas expostas e escarpas íngremes e ocorre faixas de solos específicos. Mostra-se com diferentes compartimentos morfológicos, sendo as principais paisagens escarpas escalonadas, chapadas, planaltos, relevo mares de morros (relevo irregular de meia laranja) e *hogbacks* (NEVES; ALMEIDA, A.; FRAGA, 2005). Os solos da região de estudo, segundo Mapa de Solos de Minas Gerais (2010), foram:

- AR3 – Afloramento rochoso + Cambissolo háplico distrófico típico e lépticos A moderado, textura arenosa, fase cascalhenta + Neossolo litólico psamítico A fraco; todos fase cerrado, relevo ondulado e montanhoso. (DAT-01, DIA-01, DIA-02, SER-03, SER-05).
- LVd19 - Latossolo Vermelho Distrófico típico, A moderado, textura muito argilosa, fase floresta tropical subperenifólia, relevo forte ondulado/ montanhoso

(60%) + Cambissolo Háplico Tb Distrófico típico, A moderado, textura muito argilosa, fase floresta tropical subperenifólia, relevo forte ondulado/ montanhoso (40%). (RVE -01, RVE-02, RVE-03).

- LVd20 - Latossolo Vermelho Distrófico típico, A moderado, textura muito argilosa, fase floresta tropical subperenifólia, relevo ondulado (60%) + Cambissolo Háplico Tb Distrófico latossólico, A moderado, textura muito argilosa, fase floresta tropical subperenifólia, relevo ondulado (20%) + Cambissolo Háplico Tb Distrófico típico, A moderado, textura arenosa, fase floresta tropical subperenifólia, relevo ondulado (20%). (CMD-02).

- LVd22 - Latossolo Vermelho Distrófico típico, A moderado, textura muito argilosa, fase floresta tropical subperenifólia, relevo forte ondulado (50%) + Cambissolo Háplico Tb Distrófico latossólico, A moderado, textura muito argilosa, fase floresta tropical subperenifólia, relevo forte ondulado (25%) + Argissolo Vermelho Distrófico típico, A moderado, textura argilosa, fase floresta tropical subperenifólia, relevo forte ondulado (25%). (SAI-01, SAI-02, SAI-04, SAI-05, SER-02, SER-04, SER-06).

- RLd10 - Neossolo Litólico Distrófico típico, A moderado, textura média, fase campo rupestre, relevo montanhoso (50%) + Cambissolo Háplico Tb Distrófico típico, A moderado, textura média, fase floresta tropical subperenifólia, relevo montanhoso (30%) + Afloramento de rocha (20%). (CMD-01, SAI-03, SER-01).

4.7 Coleta de dados

Os dados foram coletados de acordo com as características dos parâmetros (indicador – Tabela 03). Os dados foram coletados dentro das parcelas e subparcelas ou no entorno da área do projeto de fomento.

Os indicadores, que possuem característica de presença (0) ou ausência (0), detectaram a ocorrência ou não do atributo do indicador, e aqueles com característica escalonada foi atribuído às faixas de não ocorrência (0), ou ocorrência parcial numa linha graduada de até $\frac{1}{4}$ (1), $\frac{1}{2}$ (2) ou $\frac{3}{4}$ (3) ou até ocorrer em toda a propriedade (4).

4.8 Análises dos dados

A fim de verificar diferenças entre os projetos e o padrão esperado para cada fitofisionomia avaliada, utilizou-se do método de classificação da vegetação TWINSpan (*Two-way Species Indicator Analysis*) (KENT; COKER, 2002). Este método foi utilizado para identificar agrupamentos em função da ocorrência ou não do indicador, bem como sua grandeza, para tanto, foi preparada uma matriz de dados quantitativos dos indicadores nas áreas. Foi usado os seguintes níveis de corte 0, 1, 2, 3 e 4, estes valores foram escolhidos em função da distribuição dos indicadores. Esta análise foi processada por meio do programa PC-ORD versão 6.0 para Windows (McCUNE; MEFFORD, 2011).

Para verificar quais atributos da avaliação poderiam ser utilizados para diferenciar ou para indicar a similaridade entre as características ambientais dos projetos de fomento florestal, o resultado da coleta de dados (matriz multidimensional) foi submetido a uma análise de componentes principais (PCA), que consiste de um conjunto de ferramentas estatísticas orientadas a comprimir a matriz original, sem perda de informação relevante (KENT; COKER, 2002).

Optou-se em fazer uma PCA para cada fitofisionomia para verificar as diferenças e o que está influenciando os projetos de fomento. Inicialmente foi realizada uma PCA para todos os projetos, para verificar a tendência das classificações, posteriormente foi realizada a classificação PCA para cada fitofisionomia separadamente, e por fim foi necessário realizar mais uma classificação para fitofisionomia florestal estacional semidecidual com exclusão de alguns projetos, para melhor entender as diferenças entre os agrupamentos.

A referência dos projetos será construída a partir da revisão literária e com base na legislação vigente que dispõe sobre as atividades de recuperação/ restauração florestal. Esta utilizará os mesmos indicadores da avaliação em campo e servirá de parâmetro como as metas a serem alcançadas pelos projetos em processo de recuperação.

Para compreender o comportamento dos projetos de fomento em relação à referência estabelecida de acordo com cada fitofisionomia, foram estabelecidos três períodos de comparação, anos 0, 1 e 3, uma vez que as avaliações ocorreram no primeiro semestre de 2011.

Para a realização da análise, os dados da avaliação foram arranjados em uma matriz: (indicador) x (projeto de fomento + referências), excluindo-se todos os indicadores que apresentaram os índices iguais entre os projetos.

Visando a melhor compreensão das etapas da metodologia proposta, segue a Tabela 06 apontando as fases da avaliação e as ações recomendadas a cada fase.

Tabela 06 – Etapas e ações na avaliação dos projetos em processo de recuperação/restauração.

Etapa	Ações
1 Seleção dos projetos	a) Seleção aleatória dos projetos para serem avaliados; b) seleção e plotagem das parcelas nos projetos de restauração/ recuperação.
2 Visita aos projetos	a) Levantamento dos dados de campo referente aos indicadores definidos; b) localização das parcelas em campo.
3 Análise dos dados	a) Construção da matriz (indicadores x projetos + referências dos indicadores) para realizar a análise dos dados; b) digitação dos dados em planilha; c) processar dados em <i>software</i> ; d) definir os parâmetros de referência dos indicadores.
4 Verificação da análise	a) Interpretar os resultados da análise; b) após análise, comparar os projetos em processo de restauração com as referências dos indicadores.
5 Recomendações	a) Definir as recomendações levando em consideração as ponderações dos critérios de avaliação dos projetos de fomento (Tabela 04).

5 RESULTADOS

Apresentam-se os indicadores selecionados para a avaliação e o monitoramento dos projetos de fomento florestal do IEF, obtido pela aplicação dos critérios (SEGIP, 1995) e características (DANIEL et al., 2001) na Tabela 07. Vale ressaltar que os indicadores podem ter duas funções, apontando a necessidade de contornar os processos de degradação e também serve como o diagnóstico da área.

A coleta de dados dos indicadores definidos no ano 0, ou seja, o diagnóstico inicial do projeto, podem ser referência na definição das técnicas a serem adotadas na restauração/recuperação.

A revisão da literatura apresentou um total de 55 indicadores (Tabela 03). Todavia para este trabalho foram selecionados 32, distribuídos em três categorias (1) - condições do solo com 8 indicadores, (2) - facilitadores de resiliência com 14, (3) - inibidores da resiliência com 10 indicadores.

Tabela 07 – Indicadores para avaliação e monitoramento dos projetos de fomento ambiental IEF.

Categorias	Indicadores	Peso nos anos/indicadores					Descrição
		0	1	3	6	9	
Condições do solo		100	0	0	0	0	O solo como componente estrutural do ambiente, serve de base para a recuperação das áreas degradadas, se este componente não apresenta condições mínimas para a as ações de recuperação não será possível avançar com as ações voltadas aos fatores bióticos.
	1 Erosão						
	2 Erosão laminar						
	3 Erosão sulco						
	4 Erosão voçorocamento						
	5 Cobertura solo						
	6 Textura						
	7 Mudança na cor do solo						
	8 Profundidade						
Resiliência (+) Facilitadores		0	40	40	40	40	As ações da restauração/recuperação florestal que de alguma forma podem promover ou até criar a resiliência do ecossistema potencializa a capacidade de adaptação a novas circunstâncias da dinâmica (incerta) do ecossistema, sempre buscando o equilíbrio. Desta forma os fatores facilitadores podem contribuir para construir a resiliência.
	9 Presença de propágulos (semente + rebrota)						
	10 Distância dos fragmentos						
	11 Tamanho dos fragmentos vizinhos						
	12 Técnicas de atração fauna						
	13 Presença de árvores matrizes remanescentes						
	14 Dominância de indivíduos nativos						
	15 Práticas de conservação de solo						
	16 Práticas de capina						
	17 Práticas de controle formigas cortadeiras						
	18 Diferentes formas de vida						
	19 Respeitou algum modelo de plantio						
	20 Presença da serrapilheira						
	21 Controle de espécies invasoras						
	22 Presença de gramíneas nativas						
Resiliência (-) Inibidores		0	60	60	60	60	As ações contrárias à construção da resiliência será uma reação contrária na busca do equilíbrio do ecossistema, até mesmo sendo mais que uma perturbação, muitas vezes retornando a um estado de degradação.
	23 Dominância de indivíduos invasores						
	24 Dominância de gramíneas invasoras						
	25 Dominância de arbóreas invasoras						
	26 Dominância de herbáceas (samambaias, etc.)						
	27 Área cercada						
	28 Animais domésticos na área do projeto						
	29 Ação do fogo						
	30 Mortalidade de indivíduos nativos						
	31 Sintoma de doença						
	32 Sintoma de deficiência nutricional						

As recomendações dos procedimentos a serem adotados em cada período de avaliação são apresentadas na Tabela 08, sendo esta tabela indicada para realizar o diagnóstico inicial dos projetos de fomento. Cada período possui uma condição satisfatória ou não para o critério condição do solo. A recomendação comum a todos os períodos deste quadro refere-se quando ocorre a situação de não satisfeito no critério condições de solo, quando se compara aos parâmetros de referência. Isto devido ao solo ser considerado a estrutura base para a

recuperação/ restauração florestal, ou seja, se ainda ocorre algum fator de degradação no solo será um risco assumir os investimentos na revegetação por conta da instabilidade das condições físicas do solo, podendo ser danosas as consequências para as plantas podendo até mesmo ocorrer a perda (morte) de todos os indivíduos.

Tabela 08 - Recomendações do procedimento para cada critério, em cada período, na avaliação dos projetos de fomento florestal do IEF.

Ano da avaliação	Critério	Situação	Recomendação
0 - Ano de implantação do projeto, diagnóstico preliminar do projeto	Condições do solo	Satisfatória	Partir para a avaliação da resiliência do habitat.
		Não Satisfatória	Caracterizar as condições de solo com indicadores de avaliação.
	Resiliência	Avaliar todos os indicadores.	
1 - Após 1 ano de instalação do projeto	Condições do solo	Satisfatória	Partir para a avaliação da resiliência do habitat.
		Não Satisfatória	Avaliar o projeto como se estivesse no ano 0, ponderando as condições do solo.
	Resiliência	Avaliar todos indicadores.	
3 - Após 3 anos de instalação do projeto	Condições do solo	Satisfatória	Partir para a avaliação da resiliência do habitat.
		Não Satisfatória	Avaliar o projeto como se estivesse no ano 0, ponderando as condições do solo.
	Resiliência	Avaliar todos os indicadores exceto o 19.	
6 - Após 6 anos de instalação do projeto	Condições do solo	Satisfatória	Partir para a avaliação da resiliência do habitat.
		Não Satisfatória	Avaliar o projeto como se estivesse no ano 0, ponderando as condições do solo.
	Resiliência	Avaliar todos os indicadores exceto 12, 16, 17, 19, 21, 23, 24, 25, 26 e 32.	
9 - Após 9 anos de instalação do projeto	Condições do solo	Satisfatória	Partir para a avaliação da resiliência do habitat.
		Não Satisfatória	Avaliar o projeto como se estivesse no ano 0, ponderando as condições do solo
	Resiliência	Avaliar todos os indicadores exceto 12, 16, 17, 19, 21, 23, 24, 25, 26, 27 e 32.	

5.1 Indicadores da condição do solo

5.1.1 Erosão

A qualidade do solo pode ser definida como sua capacidade de funcionar dentro dos limites do ecossistema para sustentar a produtividade biológica, manter a qualidade ambiental e promover a saúde vegetal e animal (MELLONI et al., 2008).

Na erosão natural, o solo encontra-se sob cobertura vegetal nativa e as perdas ocorrem de maneira lenta e gradual. Este tipo de erosão tem ocorrido por milhares de anos. Na erosão acelerada, ocorre a interferência antrópica, causada pela remoção da cobertura vegetal e/ou qualquer outro tipo de perturbação, tornando a estrutura do solo vulnerável à ação de ventos e de chuvas.

Como destacam Pereira; Carvalho; Lima (2003), quando se usa o termo ação antrópica no processo erosivo, o homem não é um agente direto. Sua participação no processo ocorre propiciando as condições favoráveis para que outros agentes, como é o caso da água, atue de modo direto. São exemplos, deste tipo de atuação, o desmatamento e a expansão urbana desordenada.

As condições mais favoráveis à erosão estão presentes em solos sem cobertura vegetal, compactados e recentemente movimentados por meio do preparo mecanizado de toda área de plantio, trazendo como efeitos o aumento da degradação do solo e, conseqüentemente, aumento do escoamento superficial (MARQUES, 1995).

A erosão hídrica é um dos fenômenos geológicos mais comuns e vem transformando o relevo ao longo de muitos anos como um processo natural. Em consequência da ação antrópica o rompimento do equilíbrio estabelecido pela natureza promove a erosão acelerada, e com isso iniciam-se os processos erosivos de forma acelerada, podendo gerar três principais tipos de erosão: erosão laminar, erosão em sulco e erosão voçorocamento (ASSIS, 1973).

5.1.1.1 Erosão laminar

A erosão laminar é o tipo de remoção mais ou menos uniforme de camadas do solo em uma área, sem o aparecimento de sulcos na superfície, geralmente está associada à erosão hídrica, resultante do fluxo de água no solo (SANTOS et al., 2005). O uso do solo, quando não é levado em consideração as suas propriedades físico químicas, nem o relevo (fator declividade) provoca um desgaste acentuado do mesmo (CAMPOS et al., 2002).

A erosão laminar é menos aparente, particularmente em seu estágio inicial, entretanto resulta em grande volume de solo sendo removido do terreno. Em estágios mais avançados, é evidenciada pela exposição dos horizontes subsuperficiais (BA e B) de cores mais cromadas (vermelhas ou amareladas) (SANTOS et al., 2005).

5.1.1.2 Erosão sulco

Segundo Santos et al. (2005), a erosão em sulcos é mais facilmente perceptível, devido à formação de pequenas irregularidades na declividade do terreno que faz com que o escoamento superficial concentre-se nos pontos mais baixos, atingindo volume e velocidade suficientes para desprender partículas de solo e formar canais mais ou menos profundos. Neste tipo de erosão, os sulcos ainda podem ser desfeitos por máquinas de preparo do solo. Segundo Foster; Johnson; Moldenhauer (1982), a erosão em sulco é caracterizada quando a profundidade do sulco formado não ultrapassa 300 mm.

5.1.1.3 Erosão voçorocamento

O voçorocamento é originado pela força do fluxo hídrico no solo, que gera a erosão em sulco, é classificada quanto a profundidade, considerada como o caso extremo, evidenciado pela formação de cortes profundos e muito profundos. Formam-se nas linhas naturais de drenagem quando retirada a vegetação primária, nos sulcos onde o escoamento da água foi intensificado. Este tipo de erosão não pode ser resolvido por práticas de cultivo simples. A profundidade máxima é controlada pela presença de camadas impermeáveis no solo, pela natureza e estratificação do material de origem e pelo nível base da drenagem geral (SANTOS et al., 2005).

5.1.1.4 Cobertura do solo

A degradação dos recursos naturais e, especialmente, a diminuição da fertilidade do solo nas regiões tropicais, têm sido provocadas pelo aumento da intensidade do uso do solo e redução da cobertura vegetal nativa (MENEZES; SAMPAIO, 2002). A retirada da vegetação nativa nas regiões tropicais, aliada a longos períodos de estiagem, provoca acentuada degradação do solo, deixando-o descoberto e exposto por mais tempo à ação dos agentes

climáticos, reduzindo, conseqüentemente, sua qualidade, causando danos muitas vezes irreversíveis ao meio (SOUTO et al., 2005).

O material orgânico que mantém a cobertura do solo compõe importante fator para atingir sustentabilidade dos ecossistemas. Eles protegem o solo da erosão hídrica causada pela dissipação da energia cinética das gotas da chuva na superfície do solo, mantêm a umidade do mesmo durante o seu manejo e podem facilitar a ciclagem de nutrientes, por adicionar nitrogênio ao solo via leguminosas (GIACOMINI; AITA; VENDRUSCOLO, 2003). Os componentes que mantêm a cobertura do solo também diminuem a infestação de plantas daninhas e podem servir de alimento à microbiota edáfica, que juntamente com o desenvolvimento radicular, liberam exudatos, os quais irão favorecer e auxiliar à agregação e estabilização do solo (MELLO, 2002).

5.1.1.5 Características físicas do solo - Textura

O uso de parâmetros físicos dos solos para verificar a sua qualidade apresenta vantagens relacionadas a baixo custo, metodologias simples e rápidas e relação direta com os demais parâmetros químicos e biológicos do solo. O monitoramento da qualidade do solo é importante para a detecção de problemas e correções dos rumos (PEDROTTI; MÉLLO, J., 2009).

O estabelecimento de relações entre parâmetros físicos do solo e desenvolvimento de plantas tem sido buscado por muitos anos, sendo encontrados para muitos casos, porém muitas vezes não se repete em condições similares. Valores ótimos relativos à qualidade física do solo para manter ou melhorar as condições ambientais são largamente desconhecidos (REINERT et al., 2006), assim existe uma dificuldade em estabelecer parâmetros de referência para a grande diversidade dos diferentes habitats. Pedrotti; Mélllo, J. (2009), citam dois autores Forsythe (1967 e 1996) e Letey (1985) que discutem de forma mais abrangente a influência de parâmetros físicos no solo no meio ecológico de crescimento e desenvolvimento de plantas. Os mesmos autores referem-se aos fatores associados à emergência de plantas e ao crescimento radicular, tais como a água, oxigênio, temperatura e resistência mecânica, que estão associados diretamente a propriedades como a textura, estrutura e porosidade, que afetam indiretamente o crescimento de plantas.

A textura do solo refere-se à proporção relativa das frações granulométricas, areia, silte e argila. No campo a proporção dessas frações é estimada pelas sensações táteis. Uma amostra de terra pode ser umedecida e trabalhada na mão até formar uma massa homogênea

sem excesso de água. Esse material, passado entre o polegar e o indicador, pode dar as sensações de aspereza, sedosidade e pegajosidade, normalmente correlacionadas com as porções de areia, silte e argila respectivamente, por tanto de acordo com as frações dos solos adota-se classes de textura, exemplo: solo arenoso e solo argiloso (SANTOS et al., 2005).

A água tem papel fundamental no desenvolvimento das plantas, as diferentes texturas do solo interferem na infiltração da água no solo. A textura do solo pode nos mostrar a tendência da infiltração de água no solo, pois a porosidade dos diferentes solos (diferentes texturas) determinada pela fração volumétrica de vazios que existe naquele solo pode aumentar a taxa de infiltração e a disponibilidade de água para as plantas.

Os solos argilosos tendem a ter maior conteúdo de umidade na condição de saturação e de capacidade de campo, o que é positivo para as plantas. Mas, da mesma forma, apresentam maior umidade no ponto de murcha. Conforme Gavande (1972) e Arruda et al. (1987), a classe textural e a natureza das argilas também influem na retenção de água de modo que solos com grandes teores de argila do tipo 2:1, como montmorilonita, retêm mais água que solos arenosos. A maior força de coesão das partículas nos solos argilosos torna estes solos mais resistentes à erosão.

Os solos arenosos, segundo a Embrapa (1999), são de baixa fertilidade e bastantes susceptíveis à erosão. A intensidade da erosão aumenta com a diminuição da cobertura vegetal no solo, ligado a cada tipo de comunidade de planta (POLITANO, 1988), principalmente nos solos muito arenosos, que apresentam estruturas muito frágeis.

As dificuldades para recuperação dos solos arenosos destacam a importância do uso de estratégias de revegetação para a contenção do processo de degradação e para a conservação da estrutura e da função ecossistêmica. Evidencia-se ainda mais a importância do aporte de biomassa e a elevação do percentual de matéria orgânica, como forma de aumentar a CTC destes solos e, conseqüentemente, a capacidade de fornecimento de nutrientes. Embora este seja um processo extremamente lento nestes solos, devido às características já apresentadas, a matéria orgânica constitui-se na principal fonte de sítios de adsorção em solos elevadamente arenosos (SCHENATO; ELTZ; ROVEDDER, 2007).

Os afloramentos rochosos podem influenciar a dinâmica e a composição da vegetação, criando habitats insulares em meio à paisagem (CLARKE et al. 2005). Essas estruturas rochosas funcionam como refúgio para plantas sensíveis ao fogo (SIGNELL; ABRAMS, 2006) e para plantas sensíveis ao pastejo por grandes herbívoros (SMIT et al., 2005). A resistência à queima e à herbivoria são as causas normalmente utilizadas para explicação da

ocorrência da associação entre plantas sensíveis a tais perturbações e afloramentos rochosos em ecossistemas inflamáveis (SMIT et al., 2005).

Segundo IBGE (2007), o afloramento da fase rochosa refere-se à exposição do substrato rochoso, lajes de rochas, parcelas de camadas delgadas de solos sobre rochas e/ou predominância de *boulders*, na superfície ou na massa do solo, em quantidades onde o uso de máquinas agrícolas fica impraticável. Ainda destaca-se que os solos dessa classe podem ser utilizados como áreas de preservação da flora e da fauna.

Por definição, entre as áreas úmidas são as turfeiras e planos de água naturais e/ou artificiais, com encharcamento permanente ou temporário, contendo água corrente ou estagnada, sendo esta doce, salobra ou salgada. As zonas adjacentes a estas áreas também estão inseridas nesta definição quando se considera a zona úmida (RAMSAR, 2008).

Segundo *U.S. Environmental Protection Agency* (1995) o termo “áreas úmidas” são as formações florestais ou não-florestais, inundadas ou saturadas pela água em uma frequência e duração suficientes para suportar, sob circunstâncias normais, organismos tipicamente adaptados às condições de baixa oxigenação e saturação do solo. Estas matas paludículas apresentam aspectos bióticos e abióticos tão peculiares que representam áreas prioritárias para conservação, devido à sua importância na manutenção dos recursos hídricos, assim como por representar um hábitat restrito para ocupação de espécies que, normalmente, não apresentam ampla distribuição.

Pouca atenção tem sido dada às matas alagadas, ou matas de brejo. Essas matas, também chamadas de Florestas latifoliadas higrófilas ou apenas Matas higrófilas com inundação quase permanente, encontram-se estabelecidas sobre solos hidromórficos e estão sujeitas à presença de água superficial em caráter temporário ou permanente, ocorrendo em várzeas ou planícies de inundação, nascentes, margens de rios ou lagos ou ainda, em baixadas e depressões nas quais a saturação hídrica do solo é consequência do afloramento da água do lençol freático (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2003).

5.1.1.6 Mudança da Cor do solo

Dentre as propriedades do solo, a cor é um atributo com largo espectro de uso. A cor é determinada no campo por comparação visual de amostras secas (nos horizontes superficiais e subsuperficiais) e úmidas (horizontes subsuperficiais) de terra, tendo como padrão a carta de cores de Munsell (MUNSELL, 1905).

O sistema de cor é representado em função de três componentes: matiz, valor e croma. O matiz está relacionado com as cores vermelho, amarelo e da mistura entre ambas e essa pigmentação está relacionada principalmente aos teores de hematita e goetita do solo (EMBRAPA, 2009). O valor está relacionado com a luminosidade do solo, onde o valor mínimo é a ausência de luminosidade (preto) e o valor máximo a maior luminosidade (branco). O croma representa a intensidade ou pureza da cor em relação ao cinza (MUNSELL, 1905).

A cor do solo pode variar de acordo com seus constituintes, como óxidos de ferro, matéria orgânica (MO), umidade e granulometria. O teor de MO está diretamente relacionado com a qualidade do solo, atuando em mecanismos que permitem a manutenção da sua capacidade produtiva e sua conservação. Porém, a análise laboratorial do teor de MO no solo é custosa e demanda tempo considerável, além de gerar resíduos químicos que podem causar sérios problemas para os seres humanos e o meio ambiente (DEMATTÊ et al., 2011).

O solo pode ser considerado próximo ao estado de referência quando sua cor (valor) de interesse ambiental é igual ou menor ao valor de ocorrência natural. Neste estudo apresentam-se cores bem definidas como indicadores para evitar a ambiguidade, assim as cores amarela, vermelha, branca e rosa, são facilmente separadas da cor cinza ou preta, que será nossa referência, conforme é geralmente encontrado nos solos com ocorrência de vegetação natural.

5.1.1.7 Profundidade

O limite inferior do solo é difícil de ser definido. O solo passa gradualmente no seu limite inferior, em profundidade, para rocha dura ou materiais saprolíticos que não apresentam sinais de atividades animal, vegetal ou outras indicações da presença de atividade biológica. O material subjacente (não-solo) contrasta com o solo, pelo decréscimo nítido de constituintes orgânicos, decréscimo de alteração e decomposição dos constituintes minerais, enfim, pelo predomínio de propriedades mais relacionadas ao substrato rochoso ou ao material de origem não consolidado (EMBRAPA, 2009).

Segundo Embrapa (2009), as classes de profundidade são qualificadas pelos termos raso, pouco profundo, profundo e muito profundo. Estes termos são empregados para designar condições de solos nas quais um contato lítico ocorra.

Os solos sob cobertura florestal geralmente apresentam boa drenagem, são profundos e estão pouco danificados pela erosão. Para o perfeito desenvolvimento do sistema radicular das

plantas arbóreas, acredita-se que a profundidade mínima do solo livre de qualquer impedimento, ou de encharcamento, seja de aproximadamente 4,0 metros.

No uso e aptidão dos solos, aqueles classificados como raso são impróprios para a implantação de florestas, pois apresentam alto risco de erosão podendo apresentar erosão em sulco e o voçorocamento, assim por conta da fragilidade dos solos rasos definiu-se como a referência os solos profundos. A profundidade do solo pode ser a variável mais importante no crescimento das plantas arbóreas, mas não só esta variável é o fator mais importante que permite um bom desenvolvimento, consideram-se as complexas interações e associações como a umidade do solo, clima e material de origem.

Apresentam-se as referências dos indicadores e os métodos para a coleta de dados e mensuração de cada indicador dentro dos anos de avaliação na Tabela 09.

Tabela 09 – Referências estabelecidas conforme literatura técnica e métodos de mensuração dos indicadores de condições do solo, para avaliação e monitoramento dos projetos de fomento florestal IEF. Os números 0, 1, 2, 3 ou 4 dentro dos períodos de avaliação são os índices esperados como referência para cada indicador.

Categorias	Indicadores	Referência nos anos/indicadores					Método de mensuração
		0	1	3	6	9	
Condições do solo		100	0	0	0	0	
Indicadores de conservação de solo							
	1 Erosão						
	2 Erosão laminar						
	3 Erosão sulco		0				Dentro das parcelas mensurando numa escala de 0 a 100 %.
	4 Erosão voçorocamento						
	5 Cobertura solo	1 a 2	2	2	3	4	Dentro das subparcelas mensurando numa escala de 0 a 100 %.
Características físicas dos solos							
	6 Textura			0			Amostra de solo da subparcelas verificando a textura: (0) argila, (1) areia, (2) cascalho, (3) afloramento ou (4) área paludosa.
Critérios de fertilidade							
	7 Mudança na cor do solo			2			Amostra de solo da subparcela verificando a cor: amarelo (0), vermelho (1), cinza (2), rosa (3) ou branco (4).
	8 Profundidade			1			Dentro das parcelas verificando a profundidade do solo: raso (0) ou profundo (1).

5.2 Indicadores de Resiliência

Os indicadores de resiliência foram divididos em dois grupos, aqueles que promovem impactos positivos (facilitadores) e negativos (inibidores) para a recuperação/ restauração do ecossistema.

5.2.1 Indicadores Facilitadores

Inicialmente apresentam-se os parâmetros de referências dos indicadores facilitadores, nos quais se busca promover, ou quando necessário criar resiliência para as áreas em processo de restauração/ recuperação florestal.

5.2.1.1 Presença de propágulos (semente + rebrota)

A restauração, de uma área se perpetuará somente se ocorrerem a tempo, complexas interações entre espécies vegetais e animais que permitem a manutenção das populações locais e a evolução da comunidade implantada (GANDOLFI; RODRIGUES, 2007), assim a ocorrência de plântulas pode indicar a manutenção da população local permitindo a evolução das comunidades no processo de restauração.

A velocidade e direção do processo de regeneração natural de determinada área, está condicionada ao tipo de impacto inicial e também a fatores determinantes, que são as plântulas e brotações presentes na área, o banco de sementes presentes no solo e as sementes introduzidas na área proveniente da vegetação vizinha (WHITMORE, 1984).

As espécies encontradas na forma de plântulas, indicam o estado de conservação do ecossistema e a sua capacidade de auto-regeneração ou resiliência (CHAMI et al., 2011), desta forma percebe-se que quando ocorrem as plântulas nas áreas em processo de recuperação/ restauração florestal está indicando o avanço daquele projeto em alcançar o retorno dos processos ecológicos tendendo ao equilíbrio do ecossistema.

5.2.1.2 Distância dos fragmentos

O grau de isolamento afeta o fluxo gênico entre fragmentos florestais e, portanto, a sustentabilidade de populações naturais (KAGEYAMA; LEPSCH-CUNHA, 2001). A distância entre os fragmentos florestais pode direcionar o processo de sucessão, porém

dependem da sua proximidade, pois pode ser formado o banco de sementes do solo com grande longevidade, estabelecendo elementos que promovam a regeneração natural para a área degradada. Porém são grandes as dificuldades de se avaliarem as distâncias de deslocamento dos diversos grupos de organismos das matas tropicais envolvidos nos processos de polinização e dispersão.

A distância da planta mãe no processo de dispersão de sementes pode variar de centímetros a quilômetros, dependendo da síndrome de dispersão associada. A dispersão de semente é considerada essencial para a colonização de habitats e na constituição da estrutura espacial e temporal de populações de plantas (BARBOSA, 2006).

Assim percebe-se que a distância atingida na dispersão de uma semente é determinada pelas características morfológicas da semente e pelo comportamento do agente dispersor, de modo a produzirem no ambiente a heterogeneidade temporal e espacial na composição da chuva de sementes (HERRERA et al., 1998). Então espera-se que a proximidade entre fragmentos favoreça a dispersão pelos agentes dispersores, bem como a chuva de semente de cada espécie, contribuindo para formação do banco de sementes das áreas degradadas próximas aos fragmentos florestais, criando condições positivas para o processo de restauração/ recuperação florestal.

5.2.1.3 Tamanho dos fragmentos vizinhos

A fragmentação dos habitats é o processo pelo qual uma grande e contínua área de habitat é tanto reduzida em sua área, quanto dividida em dois fragmentos (SHAFER, 1990). Estes fragmentos são frequentemente isolados uns dos outros, por uma paisagem altamente modificada ou degradada. A fragmentação causa uma diferença entre o habitat original em dois sentidos: (1) os fragmentos têm uma quantidade maior de borda por área de habitat, (2) o centro de cada fragmento de habitat está mais próximo dessa borda (PRIMACK; RODRIGUES, 2001).

A fragmentação pode também ameaçar a existência de espécies de modos sutis, limitando o potencial de uma espécie para dispersão ou colonização, reduzindo a capacidade de alimentação dos animais nativos e precipitando a extinção e o declínio da população ao dividir uma população existente em larga escala, em duas ou mais subpopulações. As populações menores são mais vulneráveis à depressão endogâmica, à mudança genética e problemas associados com o tamanho reduzido da população (PRIMACK; RODRIGUES, 2001).

Como exemplo os mesmos autores simulam as características e problemas que ocorrem por conta da fragmentação (Figura 02).

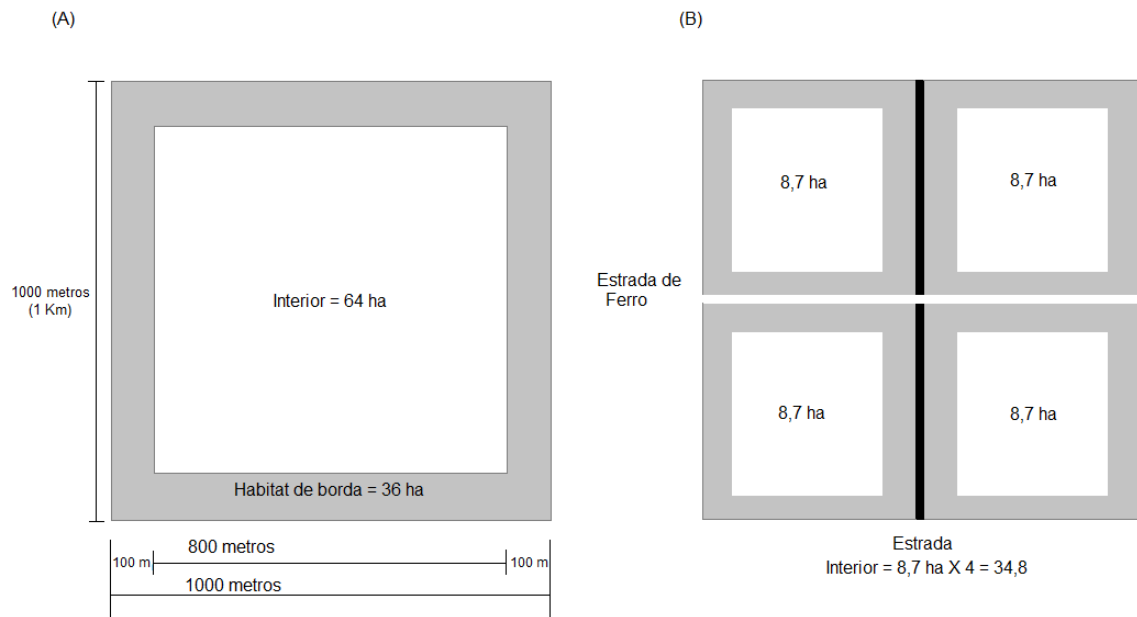


Figura 02 – Exemplo hipotético de como um ecossistema é reduzido pela fragmentação e por efeitos de borda. (A) Ecossistema protegido 100 ha, efeito de borda na área sombreada e o restante estão disponíveis para as espécies climáticas. (B) Fragmentação do ecossistema por perturbação antrópica, estendendo os efeitos de borda alterando praticamente a metade da área comparado com o ecossistema natural. Fonte: Primack; Rodrigues, 2001.

Dentre as alterações que ocorrem em consequência do efeito de borda os mais importantes são o aumento dos níveis de luz, temperatura, umidade e vento, podendo ser evidentes até 500 metros dentro da floresta, porém mais notáveis nos primeiros 35 metros (RODRIGUES, 1998).

Outra consequência relacionada com a fragmentação que envolve alterações por conta do tamanho dos fragmentos é relacionada com a dispersão de sementes, que podem gerar profundos efeitos na interação ecológica planta-animal. A perda de habitat pode levar ao declínio de espécies de aves frugívoras especialistas, que apresentam uma alimentação altamente restrita. A ausência desses frugívoros pode afetar a qualidade da dispersão das sementes e as taxas de estabelecimento das plantas jovens, do contrário em fragmentos maiores pode haver a presença de dispersores com maior qualidade e diversidade para dispersão (RABELLO; RAMOS; HASUI, 2010).

Assim o tamanho do fragmento vizinho ao projeto fomento florestal, terá uma influência na qualidade da fonte de propágulos e alteração do potencial dos dispersores para as áreas em processo de restauração/ recuperação florestal. Os fragmentos maiores podem ter

maior diversidade e então maior potencialidade nas condições de fonte de propágulos para os projetos de fomento florestal (áreas em restauração/ recuperação florestal).

Sugere-se dividir os fragmentos em grande, médio e pequeno. Considerando os estudos de Rodrigues (1998) os fragmentos pequeno foram classificados em até 1 hectare, por conta do efeito de borda ter influência nos 35 metros, o fragmento médio fica no intervalo maior que 1 hectare até os 25 hectares, e o fragmento grande enquadrado acima dos 25 hectares.

5.2.1.4 Técnicas de atração fauna

Das técnicas de atração a fauna poleiros artificiais tem sido apontado como um método de baixo custo para a restauração, atraindo a avifauna e incrementando a chuva de sementes em áreas degradadas. Esta técnica fundamenta-se em quatro pressupostos que são: a grande proporção de plantas dispersas por animais, com mais de 75% das árvores em florestas tropicais com frutos zoocóricos; a falta de dispersores é uma das barreiras para a regeneração natural; as aves defecam empoleiradas e são considerados agentes efetivos na dispersão de sementes; e muitas espécies de aves possuem comportamento preferencial por árvores mortas e altas para o pouso (TOMAZI; ZIMMERMANN; LAPS, 2010).

Os poleiros podem ser instalados dentro das áreas degradadas. Sugere-se que os poleiros secos sejam montados com três varas de bambu, enterradas e amarradas entre si, sendo deixadas as ramificações laterais superiores (TRES et al., 2007).

Regensburger; Comin; Aumond (2008) recomendam o uso de poleiros artificiais pela facilidade de instalação, pelos baixos custos e pelo fato de muitas aves preferirem pousar sobre galhos secos, enquanto esperam suas presas (insetos). Eles podem ser instalados em áreas com poucos indivíduos arbóreos para exercerem eficientemente sua função nos processos de recuperação ambiental, já que atrai a avifauna e incrementa a vinda de sementes das áreas vizinhas.

Os mesmos autores relatam ter encontrado um total de 21 sementes nos coletores sob os poleiros, o que equivaleria relativamente a 52.500 sementes em um hectare e eles ainda citam o trabalho de Melo (1997) que ao utilizar outro modelo de poleiro artificial em Minas Gerais, registrou 12.387 sementes de 10 espécies e 40 morfoespécies vegetais. Tres et al. (2007) encontraram a densidade de 22.800 sementes por hectare, sob poleiros artificiais, e ainda foram encontradas nos coletores 50 espécies, com 18% de espécies zoocóricas,

confirmando o efeito dessas estruturas para a atração da fauna dispersora. Destas, cinco eram árvores, três arbustos e uma erva.

5.2.1.5 Presença de árvores matrizes remanescentes

Numa paisagem aberta com poucas árvores remanescentes, estas teriam a mesma função dos poleiros artificiais, que tendem a aumentar a complexidade estrutural do habitat tornando-o mais atrativo às aves frugívoras que frequentam a área (JORDANO et al., 2006), e consequentemente cria núcleos de colonização de plântulas incrementando o sucesso da recuperação/ restauração florestal.

Sítios sombreados tornaram-se locais seguros porque a sombra neutraliza a limitação de água em períodos de baixa precipitação e reduz a dessecação de sementes e mudas. Em habitats “árduos”, a presença da cobertura vegetal facilita o recrutamento e crescimento das plântulas (VIEIRA; SCARIOT, 2006).

A dispersão de sementes para uma área degradada é fundamental para promover a sucessão ecológica, já que as sementes de muitas espécies tropicais perdem a viabilidade rapidamente, não formando banco de sementes no solo (GARWOOD, 1989). Holl (1999) considera as baixas taxas de aporte de sementes como o principal fator limitante da regeneração de áreas degradadas.

5.2.1.6 Dominância de indivíduos nativos

O uso da dominância de indivíduos vegetais de ocorrência natural como um indicador de um ecossistema ou comunidade é mais um parâmetro para considerar sobre o *status* do ecossistema. Mostra-se um indicador importante, relacionado às oportunidades de desenvolvimento que cada ser vivo possui dentro de uma área.

Para Willians; Martínez (2000) é essencial gerar conectância entre os diversos níveis tróficos, para restituir toda a teia alimentar de uma comunidade. A dominância de indivíduos nativos pode promover um “gatilho ecológico” que permite ocorrer a sucessão natural. Para isso, espera-se que a alta presença de produtores (diversidade de plantas) ofereça os elementos básicos da vida - alimento, abrigo e reprodução - a fim de proporcionar boas condições aos consumidores (animais) e decompositores (fungos e bactérias) e recicladores, gerar biomassa, grãos de pólen e boas condições para os polinizadores, e dispersores de sementes. Quanto

maior a probabilidade de interações interespecíficas das ações restauradoras maior será a propulsão da sucessão (REIS; KAGEYAMA, 2003).

É tão importante verificar a presença de indivíduos nativos que Magurran (1989) afirma que a constatação desses indivíduos nos estudos de comunidades podem apontar a diversidade biológica e muitas vezes aparecem como um indicador de bom funcionamento dos ecossistemas.

Muitos conservacionistas concordam que uma boa manutenção dos reflorestamentos depende das florestas naturais circundantes (SEYMOUR; HUNTER, 1994).

Além das qualidades acima mencionadas quando ocorre a presença de indivíduos nativos remanescentes ainda possuem a função do controle de erosão hídrica pelas árvores que é obtido devido aos efeitos: a) redução no impacto da chuva no solo; b) aumento na infiltração de água no solo; c) manutenção do teor adequado de matéria orgânica na superfície do solo; e d) efeito agregador das partículas de solo (HOUGHTON, 1984). Todos estes fatores concorrem para reduzir o escoamento superficial de água no solo. Em estudos realizados para medir o efeito de diferentes sistemas de cobertura vegetal do solo no controle de erosão e escoamento superficial de água, em relação a florestas tropicais úmidas, constatou-se que a maior eficiência foi obtida em sistemas com mais de um estrato de cobertura vegetal (CHEN, 1993).

Teixeira et al. (1997) relataram que os efeitos das plantas podem resultar em alterações nas características químicas e propriedades físico-hídricas do solo. Como por exemplo, as alterações que algumas plantas provocam na macroporosidade, devido aos canais abertos pelas raízes. O volume e a distribuição do espaço poroso são muito importantes, visto que são nesses espaços que se processam os principais fenômenos que regulam o crescimento e a produção vegetal, tais como: reações químicas e biológicas, difusão de gases e íons, movimento e retenção de água e penetração de raízes.

5.2.1.7 Práticas de conservação de solo

Práticas conservacionistas referem-se às práticas de manejo do solo direcionadas à sua conservação e está diretamente relacionado a declividade da área. Estudo realizado por Bertoni e Lombardi Neto (1990) compara a capacidade das práticas conservacionistas em reduzir a perda de solo em diferentes sistemas de plantio. Os cultivos estabelecidos em sistema “morro a baixo”, que inclusive é proibido por lei, apresentam uma perda de solo

equivalente a 100%, ao passo que, em sistemas de cultivo que utilizam terraços e plantio em contorno, esta taxa cai a 50% do valor observado para os cultivos “morro a abaixo”.

Para amenizar os efeitos negativos do processo de erosão e sobre a fertilidade do solo, faz-se necessária a implantação de uma série de práticas e medidas conservacionistas amplamente recomendadas por especialistas. Dentre elas estão: o cultivo em nível; o manejo nas áreas de culturas perenes; adubação verde; a utilização das técnicas de plantio que mantêm a matéria orgânica protegendo o solo (SARCINELLI; MARQUES; ROMEIRO, 2009) e a adoção de sistemas com princípios agroecológicos (FRANCO et al., 2002).

Sarcinelli; Marques; Romeiro (2009) verificaram o benefício econômico potencial decorrente da adoção de práticas conservacionistas estabelecidos na micro bacia do córrego Oriçanguinha. O benefício econômico apresentado decorre diretamente da redução no custo de reposição de nutrientes.

Os mesmos autores apresentam uma comparação da taxa de perda de solo e do custo de reposição dos nutrientes antes e depois da adoção de práticas e medidas conservacionistas complementares aos terraços nos sistemas estudados, foi constatado que existe um potencial de redução de, em média, 86,6% na taxa anual de perda de solo nos sistemas estudados. Esta redução na perda de solo refletiria em uma redução média de 74,6% no custo de reposição dos nutrientes nos sistemas estudados.

5.2.1.8 Práticas de capina

A maioria dos trabalhos realizados para revegetação de áreas degradadas recomendam um raio de 50 cm em torno das covas mantendo esta operação por dois anos (BOTELHO; DAVIDE, 2002; RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009), porém os estudos de Maciel et al. (2011) e Campoe (2008), verificaram que o intensivo controle de mato competição, apresentaram melhores resultados no processo de restauração florestal.

5.2.1.9 Práticas de controle de formigas cortadeiras

A atividade de desfolhamento realizada pelas saúvas faz com que estas sejam consideradas um dos maiores herbívoros da região Neotropical, podendo consumir cerca de 17% da produção anual de folhas de uma floresta tropical, sendo as perdas de mudas de árvores recém plantadas um grande problema em reflorestamentos (MORESSI et al., 2007).

Segundo Massad et al. (2011), a herbivoria por insetos é uma importante interação entre comunidades, que devem ser observadas nos estudos de restauração, pois vários estudos mostram os impactos negativos nas mudas. Embora seja um aspecto funcional natural do ecossistema os altos níveis de herbivoria tem impactos fortes nas ações de restauração. Estes mesmos autores citam o exemplo dos estudos de Gerhardt (1998) que encontrou altos níveis de desfolha em mudas nos projetos de restauração com o decréscimo de 20% de sobrevivência.

Em razão dos longos períodos sem chuvas e do intenso ataque de formigas cortadeiras, Fávero; Lovo; Mendonça (2008) verificaram, em seu estudo, que muitas plantas introduzidas no sistema agroflorestal não sobreviveram.

5.2.1.10 Diferentes formas de vida

A diversidade das formas de vida nos ecossistemas possui duas funções, uma delas é que elas são instrumentos do fluxo de energia e a outra são os componentes dos ecossistemas. Geralmente durante os períodos de flutuação do ecossistema a habilidade deste continuar a viver depende da eficiência das funções das espécies que ali ocorrerem. A presença da diversidade de espécies e funções será primordial para a continuidade do ecossistema quando o ambiente enfrentou mudanças (SCHULZE; MOONEY, 1994).

Assim a presença de diferentes formas de vida demonstra biodiversidade e com isso as diferentes funções que o ecossistema pode ser capaz de se reconstruir por conta da presença de suas diversas espécies, cada uma desempenhando sua especialidade. Uma vez que o fluxo de energia e o fluxo dos materiais fornecem ao sistema propriedades funcionais, desta forma proporciona ao sistema resiliência, para responder aos distúrbios.

5.2.1.11 Respeitou algum modelo de plantio

Toda estratégia em realizar a restauração/ recuperação florestal através do plantio de espécies nativas tem seus pontos positivos e negativos, e a eficiência na sua aplicação vai depender das condições locais (METZGER, 2003). As informações básicas sobre o ecossistema incluem aquelas obtidas no próprio local a ser restaurado/ recuperado, como a história de perturbações; solo; clima; fatores de degradação; uso atual do solo; situação atual do ecossistema e da paisagem, e aquelas que deverão ser obtidas em áreas de referência, flora característica, e os processos ecológicos mais importantes

O plantio e o enriquecimento com mudas de espécies arbóreas é a técnica mais difundida, a escolha das espécies, depende de fatores biológicos, edáficos e climáticos, onde se busca com o plantio de espécies arbustivo-arbóreas recriar as manchas de floresta com alta diversidade de espécies (MARTINS, 2009).

Os vários modelos de plantio de mudas com objetivos de recuperar/ restaurar as existentes têm como premissa básica a inserção dos conceitos de sucessão florestal (KAGEYAMA; GANDARA, 2004), sendo o ponto de partida o conhecimento sobre espécies raras, a representatividade de grupos ecológicos, também a representatividade dos grupos da forma de dispersão dos frutos e sementes e da base genética da população de cada espécie utilizada.

Grande parte dos modelos de plantio foram baseados na silvicultura, utilizando plantações de florestas equiâneas em área total, sob espaçamentos de 2 x 2 m a 3 x 2 m, adubação e capina das entrelinhas e re-plantio, com altos insumos de implantação e manutenção (BECHARA et al., 2005). Estes modelos tradicionais de recuperação geraram plantações de árvores com grande desenvolvimento de DAP e altura, porém com baixa diversidade de formas de vida e um estrato regenerativo dominado por gramíneas exóticas invasoras (SOUZA; BATISTA, 2004), sem a formação de um mosaico, como ocorre em florestas naturais.

5.2.1.12 Presença da serrapilheira

Durante o ciclo de vida das plantas, parte da biomassa produzida retorna ao solo formando a camada de serapilheira. A serapilheira constitui-se de matéria orgânica de origem vegetal (folhas, flores, ramos, cascas, frutos e sementes) e, em menor proporção, animal (restos animais e material fecal) que é depositada sobre o solo, sob diferentes estágios de decomposição.

Ela atua na ciclagem de nutrientes com um sistema de entrada e saída. A via de entrada ocorre por meio da vegetação e, por sua vez, sofre o processo de decomposição e supre o solo e as raízes com nutrientes e com matéria orgânica. Além de conter a grande maioria dos nutrientes disponíveis às plantas esta camada é a que comporta praticamente toda a atividade biológica que exerce importante papel na reabilitação de áreas degradadas (MARTINS, 2001).

Alves (1992) afirma que para a manutenção e melhoria das condições físicas internas e externas do solo, a adição e balanço da matéria orgânica, são fundamentais, pois esta

manutenção e melhoria só poderão ser alcançadas e mantidas via biológica, isto é, por meio da ação de raízes, da atividade macro e microbiológica e da decomposição da matéria orgânica. Estudos realizados indicam que a adequada cobertura do solo por resíduos culturais pode prevenir sua erosão, manter o conteúdo de matéria orgânica e permitir a sustentabilidade das culturas (ANDRADE JÚNIOR, 2004).

A função da matéria orgânica é melhorar as propriedades físicas do solo com o aumento da porosidade (aeração) e da retenção de água, por meio da formação de grânulos no solo, servir de fonte de minerais para as plantas, pois a ela estão ligados o nitrogênio, o fósforo e o enxofre e propiciam o desenvolvimento da comunidade microbiana do solo, formada por bactérias, fungos, algas, vírus e protozoários que atuam na sua decomposição.

5.2.1.13 Controle de espécies invasoras

O controle de uma planta invasora consiste na redução da população dessa planta a tal ponto que sua presença não possa comprometer seriamente a economicidade do projeto de recuperação/ restauração florestal. A utilização de métodos apropriados de prevenção geralmente reduz em grande parte a extensão das medidas de controle.

Pode-se considerar que as práticas de manejo e de controle das plantas invasoras devem ser basicamente direcionadas para os mecanismos de sobrevivência dessas plantas. No caso das plantas invasoras perenes, o objetivo principal, além de impedir a produção de sementes, é a destruição dos órgãos localizados no solo, como rizomas, bulbos, raízes, etc. Para as plantas anuais é essencial que se dê prioridades na prevenção da produção de sementes e no esgotamento do banco de sementes.

5.2.1.14 Presença de gramíneas nativas

Ecossistemas dominados por gramíneas compreendem cerca de um terço da cobertura vegetal do planeta, verificando tamanha importância destes. Destacam-se os campos rupestres, formações herbáceo-arbustivas que ocorrem no alto de serras e são reconhecidos por apresentarem grande riqueza de espécies e endemismos (FERREIRA; COSTA; FORZZA, 2009).

Nas fitofisionomias do bioma Cerrado as gramíneas são os indivíduos de maior ocorrência, conferindo aos ecossistemas diversos serviços ambientais, entre eles a diversidade

restrita a estes ambientes, a produção e deposição de matéria orgânica que vão conferir qualidade ao solo.

Assim o uso da dominância de indivíduos vegetais de ocorrência natural do bioma Cerrado como um indicador de um ecossistema ou comunidade é mais um parâmetro para considerar sobre o *status* do ecossistema. Mostra-se um indicador importante, relacionado às oportunidades de desenvolvimento que cada ser vivo possui dentro de uma área.

Apresentam-se as referências dos indicadores e os métodos para a coleta de dados e mensuração de cada indicador dentro dos anos de avaliação na Tabela 10.

Tabela 10 – Referências estabelecidas conforme literatura técnica e métodos de mensuração dos indicadores facilitadores da resiliência, para avaliação e monitoramento dos projetos de fomento florestal IEF. Os números 0, 1, 2, 3 ou 4 dentro dos períodos de avaliação são os índices esperados como referência para cada indicador.

Categorias	Indicadores	Referência nos anos/indicadores					Método de mensuração
		0	1	3	6	9	
Resiliência (+) Facilitadores		0	40	40	40	40	
10	Distância dos fragmentos	4	4	4	4	4	Distância do fragmento mais próximo, graduados em maior que 10 Km; entre 10 e 5 km; entre 5 e 2,5 Km; entre 2,5 e 1Km; menor 1 km.
11	Tamanho dos fragmentos vizinhos	3	3	3	3	3	Sugere-se dividir os fragmentos em grande (maior que 25 ha), médio (entre 1 a 25 ha) e pequeno (menor que 1 ha).
9	Presença de propágulos (semente + rebrota)	1 a 4	2 a 4	3 a 4	3 a 4	3 a 4	
18	Diferentes formas de vida	1	2	2	3	3	Dentro das subparcelas mensurando numa escala de 0 a 100%.
20	Presença da serrapilheira	1	2	2	3	4	
22	Presença de gramíneas nativas			0 ou 4			
12	Técnicas de atração fauna	4	4	4	-	-	
13	Presença de árvores matrizes remanescentes	1 a 2	1 a 2	2	3	3	
14	Dominância de indivíduos nativos	4	4	4	4	4	
15	Práticas de conservação de solo	4	4	4	4	4	
16	Práticas de capina	3	3	3	-	-	Dentro das parcelas mensurando numa escala de 0 a 100%.
17	Práticas de controle formigas cortadeiras	3	3	3	-	-	
19	Respeitou algum modelo de plantio	0	0	-	-	-	
21	Controle de espécies invasoras	4	4	4	-	-	

5.2.2 Indicadores Inibidores

Com estes indicadores busca-se perceber quais fatores dentre os escolhidos para este estudo estão afetando a resiliência dos ecossistemas em processo de recuperação/ restauração florestal.

5.2.2.1 Dominância de indivíduos invasores

O reflorestamento está sujeito a uma série de fatores do ambiente, que diretamente ou indiretamente podem afetar o desenvolvimento natural das plantas. As pressões podem ser de ordem biótica e abiótica. Os fatores bióticos são aqueles decorrentes da ação de seres vivos como a competição, o comensalismo e a predação. Os fatores abióticos são aqueles decorrentes dos fatores físicos ou químicos.

As comunidades infestantes nos reflorestamentos condicionam a ação de fatores favoráveis e desfavoráveis. Entre os favoráveis consideram-se os fatores ecológicos como o incremento na diversidade biológica, tendendo a aumentar o equilíbrio ecológico local, por refletir nas populações de predadores e parasitas, e aumentam a proteção do solo contra os processos erosivos, mas por outro lado, na maioria dos casos, as populações de plantas infestantes atingem elevadas densidades populacionais, passando a interferir em uma série de fatores ligados a atividade florestal (MACIEL et al., 2011).

Na maioria dos casos, as elevadas densidades populacionais proporcionam efeitos negativos, como a competição pelos recursos essenciais ao crescimento, como água, luz e nutrientes. Os efeitos da competição são sentidos com maior intensidade no primeiro ano do estabelecimento do povoamento, sendo mais drásticos no período da seca. As plantas podem apresentar deficiência de nutrientes e falta de luminosidade adequada em decorrência da competição, refletindo em menor crescimento e acúmulo de matéria seca (BOTELHO; DAVIDE, 2002).

Importante deixar claro que estamos chamando de espécies competidoras, toda e qualquer espécie que porventura venha prejudicar o desenvolvimento das espécies nativas que se queira implantar. Dessa forma, as espécies competidoras podem ser desde gramíneas exóticas agressivas, até lianas desequilibradas ou mesmo espécies arbóreas exóticas (RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009).

5.2.2.2 Dominância de gramíneas invasoras

Algumas gramíneas foram introduzidas no passado, como o capim-colonião (*Panicum maximum* Jacq.), o campim-jaraguá (*Hyparrhenia rufa* Nees Stanf.) e o capim-gordura (*Melinis minutiflora* Beauv.). No entanto, outras espécies têm sido intencionalmente introduzidas nos últimos anos, por proporcionar aumento de produtividade em pastagens, principalmente a *Uruchoa decumbens* Stapf., seguida da *Uruchoa umidicola* (Rendel) Schwickerdt e *Andropogon gayanus* Kunth. Estas gramíneas exóticas são, geralmente, extremamente agressivas, capazes de impedir os avanços das formações florestais e deslocar os indivíduos nativos.

A invasão, no entanto, parece ocorrer com maior frequência em habitats perturbados (DURIGAN et al., 1998). Considerando-se que os projetos de fomento estão sendo, na maioria das vezes, submetidos a distúrbios frequentes, conclui-se que a ameaça de invasão é real em praticamente todos eles.

5.2.2.3 Modelos de sucessão

Connell; Slatyer (1977) descreveram o modelo de sucessão ecológica “inibição”, no qual as espécies tendem a monopolizar o recurso da área, ocorrendo substituição de espécies apenas quando estas sofrem declínios populacionais por senescência ou por perturbações. Algumas espécies de plantas podem causar inibição na sucessão por apresentarem rápida regeneração e grande agressividade, como a *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit, apontada por Martins (2007).

Esse indicador foca nas espécies exóticas, agressivas com potencial para formar florestas monodominantes, com comportamentos distintos em diferentes ambientes. A dominância de uma única espécie afeta a uniformidade (equabilidade), ou representação relativa das espécies influenciando na diversidade local de espécies.

5.2.2.4 Dominância de herbáceas invasoras (samambaias, etc.)

Em áreas desprovidas de vegetação nativa ou que apresentam regeneração natural insatisfatória, ocorre geralmente em solos ácidos em pastagens mal manejadas as espécies de samambaia do gênero *Pteridium* que causam grande competição por recursos impedindo o desenvolvimento da regeneração natural, e quando ocorre esta situação é recomendado o

controle das espécies inibidoras para não comprometer a o banco de semente e de plântulas (RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009), favorecendo a recuperação/restauração florestal.

Zamora; Garcia-Fayos; Gomez-Aparicio (2004), investigando o potencial dos *matorrales* em florestas do Mediterrâneo, mostram que plantas pioneiras e de etapas intermediárias da sucessão são capazes de melhorar o êxito da restauração e favorecer a progressão até florestas maduras, uma vez que servem de facilitadoras para a regeneração de muitas espécies arbóreas.

5.2.2.5 Área cercada

Rodrigues et al. (2008) recomendaram o cercamento das áreas em restauração como uma ação para a adequação de propriedades rurais de acordo com a situação ambiental que a propriedade se encontrava, mas neste estudo para todas as situações encontradas foi recomendado o cercamento como uma ação prioritária.

A conclusão de Calegari et al. (2010) analisando a dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí, MG, para a melhoria da qualidade ambiental dos fragmentos da região estudada foi a adoção, entre outras medidas o cercamento dos fragmentos florestais referindo-se à eliminação dos agentes de perturbação.

5.2.2.6 Animais domésticos na área do projeto

Segundo Carmel; Kadmon (1999) vários estudos indicaram que pastoreio pode desempenhar um papel complicado na determinação das relações dinâmicas entre os componentes da vegetação herbácea e lenhosa.

Em áreas naturais, sabe-se que a cobertura vegetal é a base da biodiversidade, e que os animais herbívoros têm papel na dinâmica dessa vegetação por meio do pastejo (ROOK; TALLOWIN, 2003). Assim, a herbívora praticada por mamíferos ungulados domésticos é reconhecida como importante modeladora da dinâmica da vegetação (VAVRA; PARKS; WISDOM, 2007). Dentre outros fatores importantes, os herbívoros alteram a estrutura da vegetação (PARSONS; DUMONT, 2003), sua composição (AUGUSTINE; McNAUGHTON, 1998), a estabilidade (SANKARAN; McNAUGHTON, 1999) e a diversidade (BAKKER et al., 2006).

O animal herbívoro influencia as taxas de recrutamento, crescimento e mortalidade das plantas por meio de processos correlacionados com habilidades competitivas, ou com características como a densidade e frequência dessas plantas (DIAS FILHO; FERREIRA, 2008).

Os impactos dos herbívoros nas mudanças da vegetação podem ser tanto diretos como indiretos. Os impactos diretos são relacionados ao consumo da planta e a imediata queda na taxa de absorção de CO₂, água e nutrientes, por causa da redução na área e massa de folhas e raízes. Os impactos indiretos resultam das mudanças nas propriedades do solo, microclima, ciclagem de nutrientes e nas interações competitivas entre plantas. Assim, em razão da forte influência que os herbívoros podem exercer na dinâmica da diversidade vegetal, o manejo desses animais constitui-se componente chave na restauração ou manutenção da biodiversidade em ecossistemas (DIAS FILHO; FERREIRA, 2008).

O pisoteio animal promove alterações nos atributos físicos do solo quando não respeitado a pressão mínima de pré-consolidação dos solos, o que geralmente acontece e ocasiona a compactação dos mesmos, sendo que normalmente está associada com a diminuição da fertilidade do solo. A compactação apresenta algumas limitações físicas com relação à profundidade, topografia e capacidade de retenção de água. O efeito da compactação reflete no comprometimento de outras características do solo, como densidade, estabilidade de agregados, infiltração de água e porosidade, estes atributos, quando alterados podem ser de difícil reversão e certamente explicam o grau de degradação da maioria das áreas degradadas. A degradação do solo por conta do pastoreio causa alterações na disponibilidade de nutrientes, devido a mudanças na mineralização da matéria orgânica ou dos resíduos vegetais e animais, bem como a alterações na movimentação dos nutrientes no solo (PARENTE; MAIA, 2011).

Silva, F.; Carneiro; Carneiro (2002) observaram que a compactação dos solos em áreas de pastagens com mais de 20 anos de uso, sobre um Latossolo Amarelo de textura argilosa e outro de textura muito argilosa, no município de Porto Velho/RO, revelaram valores relativos à resistência mecânica à penetração no solo, da ordem 4,57 MPa, para camada entre 0 e 10 cm, e de 3,17 MPa para camadas entre 11 e 20 cm de profundidade, evidenciando alto grau de compactação nas mesmas.

Os valores críticos da resistência mecânica à penetração no solo variam, sendo aceito em geral valor de 2 MPa como impeditivo ao crescimento radicular e de 2,5 MPa como limite crítico (IMHOFF; SILVA; TORMENA, 2000).

Uma vez que a absorção de nutrientes ocorre, principalmente, em função dos processos de difusão, fluxo de massa e interceptação radicular, e estes estão atrelados a características físicas do solo, ressaltam-se ainda a importância da manutenção destas características em condições que não comprometam o crescimento das plantas (PARENTE; MAIA, 2011).

5.2.2.7 Ação do fogo

O emprego do fogo é uma prática comum em regiões de menor tecnificação no meio rural. Essa prática requer uma série de cuidados para não causar desastres ambientais, como incêndios florestais, porém as principais ações para atender os objetivos da prevenção dos incêndios florestais são as atividades que evitam a sua ocorrência (LARA; FIEDLER; MEDEIROS, 2007).

Estudos sobre os procedimentos de manutenção de povoamento de floresta homogênea conduzidos por Fiedler et al. (2011), dentre eles foi estudado a viabilidade da construção de aceiros de aproximadamente 3 metros de largura, a fim de aumentar a proteção do plantio contra qualquer tipo de incêndio, que poderiam causar danos irreparáveis à área. A construção dos aceiros foi realizada de forma manual utilizando-se de foices, rastelos e enxadas, para tanto o custo foi de R\$19,10/ha ou 2,09% do total gasto na manutenção do povoamento, mostrando que neste estudo o investimento compensa pelo baixo custo final e a diminuição do nível de risco em função da maior proteção na área.

Entre os efeitos adversos de queimadas frequentes para a flora lenhosa, já foram constatados a diminuição da densidade arbórea, como consequência da redução do recrutamento de árvores, e o aumento do entouceiramento, além da diminuição da diversidade de espécies. Ainda verifica-se elevadas taxas de mortalidade em campo sujo e cerrado *sensu stricto* após queimadas prescritas. Em fitofisionomias florestais, como cerradão, o fogo pode eliminar muitos indivíduos, tornando este tipo de formação mais rala em termos de elementos lenhosos. Também já foram verificados impactos negativos sobre a reprodução sexual através da destruição de estruturas reprodutivas (frutos, flores, sementes) (MEDEIROS; FIEDLER, 2004).

Estudo realizado por Mendonça et al. (2004), sobre o custo econômico do fogo na Amazônia percebeu-se que em consequência do fogo acidental nos pastos, ocorreu a destruição de cercas, a perda de carbono das florestas e impactos na saúde humana. As previsões mais conservadoras desse estudo indicaram custos médios anuais de US\$ 102

milhões ou 0,2% do PIB total da região para o período 1996-1999, dependendo de como se valora o carbono liberado.

Os custos diretos significativos para o proprietário estão relacionados com a destruição de benfeitorias, plantações e recursos madeireiros. No caso da queima de cercas, o prejuízo pode variar da destruição completa das estacas e arame pelo fogo, ao aquecimento do arame, expondo-o a uma rápida deterioração pela ferrugem. Os danos aos cultivos perenes e árvores frutíferas pelo fogo acidental causam também grandes perdas decorrentes do alto investimento necessário para estabelecer e manter essas culturas. As espécies madeireiras de valor comercial também são afetadas pelos incêndios florestais, podendo levar a perdas econômicas significativas, sobretudo quando a área queimada é uma floresta não-explorada (MENDONÇA et al., 2004).

Em uma publicação técnica, o Governo de Western Austrália (2000) elencou as poucas vantagens e as várias desvantagens dos incêndios, sendo elas a destruição do estoque de sementes se provocado em uma época inapropriada (muito seca); a degradação ou perda do solo orgânico; o aumento de pragas (insetos) na vegetação; o aparecimento de fungos em sementes; mudanças na composição e estrutura da vegetação; exposição das raízes e rizomas; perda da vegetação causando redução da filtragem das águas superficiais; erosão dos solos e aumento da turbidez na água; aumento de plantas invasoras; destruição de habitat da fauna para reprodução, alimentação e abrigo; morte da fauna e elevação da temperatura da água pela redução da sombra da vegetação ampliando o risco de propagação de algas.

A prática da queimada na região do vale do Rio Doce em Minas Gerais resultou em perdas de nutrientes por volatilização, escoamento superficial e lixiviação, além de expor o solo ao impacto direto das gotas das chuvas, acelerando os processos erosivos (FÁVERO; LOVO; MENDONÇA, 2008).

5.2.2.8 Mortalidade de indivíduos nativos

Existe uma grande dificuldade em determinar o nível ótimo de mortalidade de indivíduos em reflorestamentos voltados à restauração/ recuperação florestal, porém Almeida; Sánchez (2005) consideram mortalidade de 10% de mudas como referência em projetos de revegetação. Outros autores determinam outros índices que serão comentados logo abaixo.

Aparentemente, o primeiro ano é o mais crítico para a sobrevivência das mudas e a mortalidade é semelhante no período úmido e no período seco (FRANCO; NARDOTO; SOUZA, 1996).

Quanto à mortalidade e o pequeno desenvolvimento de mudas em plantios em áreas degradadas, as principais causas são o estresse hídrico, a competição com ervas invasoras e o ataque de formigas. Taxas de mortalidade de 20% podem ser consideradas baixas (CORRÊA; CARDOSO, 1998). Em grandes projetos, mortalidade de até 40% é considerada normal nessa atividade (PIÑA RODRIGUES; LOPES; BLOOMFIELD, 1997).

Ainda a perda estimada das mudas empregadas nos plantios pode chegar a 30%, em consequência da mortalidade por matocompetição e ataque de formigas, conforme relatos dos proprietários das áreas. Assim, embora os plantios tenham sobrevivido e apresentado variações quanto ao desenvolvimento da vegetação, medidas de manutenção e/ou replantio são indicadas na maioria das áreas monitoradas por este estudo (IGNÁCIO; ATTANASIO; TONIATO, 2007).

A taxa de sobrevivência aos 17 anos foi de 74%, valor este que pode ser considerado alto e indicativo da adaptação da população às condições ambientais da região de Luiz Antônio, SP (FREITAS et al., 2007).

5.2.2.9 Sintoma de doença

É de grande importância discernir as condições normais das anormais das plantas. É preciso conhecer, em condição saudável, cada órgão da planta em que estamos trabalhando. Com isso é preciso observar, pegar, sentir, refletir, esfolar ou até mesmo cortar o material vegetal com o qual estamos trabalhando. Com a finalidade de distinguir se as plantas se encontram em condições de anormalidade ou normalidade devemos atentar para os aspectos foliares, a abscisão de folhas e galhos, fissuramento e troca de cascos, estruturas naturais, técnicas artificiais de obtenção e manejo de plantas e o mais importante seria ter uma experiência mínima para a separação de doenças bióticas das abióticas. A diferença entre estas duas são a origem do fator causador do dano, a primeira a origem é parasitária ou patogênica e a segunda possui origem não patogênica ou não parasitária (FERREIRA, 1989).

O mesmo autor aponta os principais fatores da causa de doenças abióticas que podem ser a temperatura excessivamente elevada ou baixa, umidade excessiva elevada no solo como também a baixa disponibilidade de água, a luminosidade excessiva baixa ou alta, a acidez e alcalinidade excessiva do solo, deficiência e toxicidade mineral nas plantas, a fitotoxicidade, a poluição do ar, a competição entre plantas e alelopatia, os ventos, a malformação anatômica, a anormalidade genética, os raios e chuvas de pedra.

5.2.2.10 Sintoma de deficiência nutricional

A diagnose visual consiste em se comparar visualmente o aspecto (coloração, tamanho, forma) da amostra (planta, ramos, folhas) com o padrão. Na maioria das vezes o órgão de comparação é a folha, pois é aquele que melhor reflete o estado nutricional da planta. Como nas folhas ocorrem os principais processos metabólicos do vegetal, as mesmas são os órgãos da planta mais sensíveis às variações nutricionais. Se houver falta ou excesso de um nutriente, isto se manifestará em sintomas visíveis, os quais são típicos para um determinado elemento. O motivo pelo qual o sintoma é típico do elemento, deve-se ao fato de que um dado nutriente exerce sempre as mesmas funções em qualquer espécie de planta. Esse é o princípio em que se baseia o método (FAQUIN, 2002).

A diagnose visual baseia-se no fato de que as plantas com deficiência acentuada ou excesso de um elemento mineral, normalmente apresentam sintomas definidos e característicos dos distúrbios que eles provocam. Sua principal vantagem está no fato de que a planta age como integradora de todos os fatores de crescimento. Outra vantagem é que não requer equipamentos sofisticados e caros.

Para verificar as deficiências dos nutrientes nas plantas MALAVOLTA; VITTI; OLIVEIRA (1997), apontam as características de deficiência de cada nutriente verificados na Tabela 11.

Tabela 11 - Sintomas de deficiência nutricional nas folhas das plantas.

Sintoma	Elemento	
	(-) deficiência	(+) excesso
Clorose em geral uniforme (dicotiledôneas)	N	
Cor verde azulada com ou sem amarelecimento das margens	P	
Clorose e depois necrose das pontas e margens; clorose internerval folhas novas (monocotiledôneas)	K	
Clorose internerval seguida ou não da cor vermelho-roxa	Mg	
Murchamento (ou não), clorose e bronzeamento	Cl	
Clorose uniforme, com ou sem estrangulamento do limbo e manchas pardas internervais; encurvamento (ou não) do limbo	Mo	
Cor verde azulada com ou sem amarelecimento das margens		Al
Pontuações pequenas e pardas perto das nervuras; coalescência, encarquilhamento e clorose; internódios curtos		Mn
Clorose mosqueada perto da margem, manchas secas perto das margens e na ponta		B
Manchas aquosas e depois negras no limbo entre nervuras		Cu
Clorose em geral uniforme (dicotiledôneas)	Co	
Folhas ou órgãos mais novos		
Murchamento das folhas, colapso do pecíolo; clorose marginal; manchas nos frutos; morte das gemas	Ca	
Clorose geralmente uniforme	S	
Folhas menores e deformadas. morte da gema; encurtamento de internódios; superbrotamento de ramos; suberização de nervuras; fendas na casca	B	
Murchamento, cor verde azulada deformação do limbo; encurvamento dos ramos; deformação das folhas; exsudação de gema (ramos e frutos)	Cu	
Clorose, nervuras em reticulado verde e fino	Fe	
Clorose, nervuras em reticulado verde e grosso, tamanho normal	Mn	
Lanceoladas (dicotiledôneas), clorose internerval, internódio curto; morte de gemas ou região de crescimento	Zn	
Necrose nas pontas	Ni	

Apresentam-se as referências dos indicadores e os métodos para a coleta de dados e mensuração de cada indicador dentro dos anos de avaliação na Tabela 12.

Tabela 12 – Referências estabelecidas conforme literatura técnica e métodos de mensuração dos indicadores inibidores da resiliência, para avaliação e monitoramento dos projetos de fomento florestal IEF. Os números 0, 1, 2, 3 ou 4 dentro dos períodos de avaliação são os índices esperados como referência para cada indicador.

Categorias	Indicadores	Referência nos anos/indicadores					Método de mensuração
		0	1	3	6	9	
Resiliência (-) Inibidores		0	60	60	60	60	
	23 Dominância de indivíduos invasores	0	0	0	-	-	
	25 Dominância de arbóreas invasoras	0	0	0	-	-	
	26 Dominância de herbáceas invasoras (samambaias, etc.)	0	0	0	-	-	Dentro das parcelas mensurando numa escala de 0 a 100 %.
	30 Mortalidade de indivíduos nativos	1	1	1	1	1	
	31 Sintoma de doença	0	0	0	0	0	
	32 Sintoma de deficiência nutricional	0	0	0	-	-	
	24 Dominância de gramíneas invasoras	0	0	0	-	-	Dentro das subparcelas mensurando numa escala de 0 a 100 %.
	27 Área cercada	4	4	4	4	-	
	28 Animais domésticos na área do projeto	0	0	0	0	0	No entorno dos projetos de fomento florestal
	29 Ação do fogo	4	4	4	4	4	

5.3 Comparação das propriedades

A classificação por meio da técnica de TWINSpan (KENT; COKER, 2002) gerou divisões não significativas e significativas (Figura 03), o que pode ser constatado respectivamente pelos autovalores abaixo e acima de 0,3. A primeira divisão separou 63 e 29 parcelas dos projetos de fomento, em dois grupos distintos. O primeiro grupo é formado pelos projetos de fomento diferente das referências. O segundo grupo (o menor) foi formado por projetos de fomento próximos aos parâmetros de referência e os próprios parâmetros de referência.

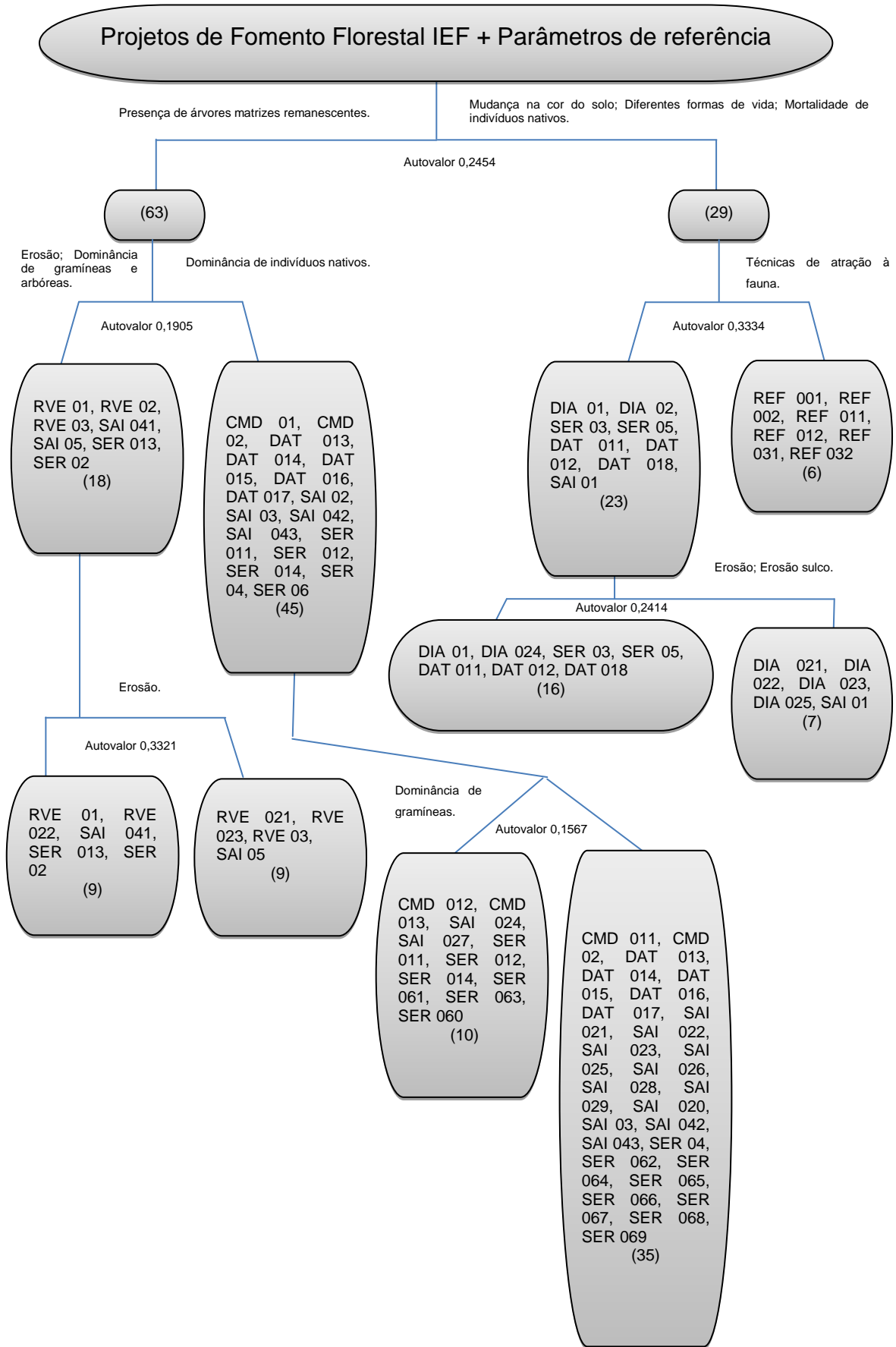


Figura 03 – Classificação pelo TWINSpan das 86 parcelas dos projetos de fomento florestal e os 6 parâmetros de referência, com respectivos autovalores e indicadores que promoveram a separação dos grupos. REF 001 =

Referência do ano 0 para a floresta estacional semidecidual, REF 002 = Referência do ano 0 para o campo rupestre, REF 011 = Referência do ano 1 para a floresta estacional semidecidual, REF 012 = Referência do ano 1 para o campo rupestre, REF 031 = Referência do ano 3 para a floresta estacional semidecidual, REF 032 = Referência do ano 3 para o campo rupestre, CMD 01, CMD 02, DAT 01, DIA 01, DIA 02, RVE 01, RVE 02, RVE 03, SAI 01, SAI 02, SAI 03, SAI 04, SAI 05, SER 01, SER 02, SER 03, SER 04, SER 05, SER 06 = Códigos dos projetos, após o segundo número do código é apontada o número da parcela, ex. SER 060 – o último zero é o número da parcela, quando não ocorre o último número dos três dos códigos dos projetos, todas as parcelas estão agrupadas).

A primeira divisão aponta que 4 indicadores separaram os grupos, sendo 1 responsável pela divisão de 63 parcelas e os outros 3 das 29 parcelas incluindo os parâmetros de referência. Constata-se que os projetos do lado esquerdo da primeira divisão possuem árvores matrizes remanescentes, porém não se adequam quando comparados a referência com os outros 3 indicadores (Mudança na cor do solo; Diferentes formas de vida; Mortalidade de indivíduos nativos).

O segundo e terceiro nível da divisão dos grupos das 63 parcelas da primeira divisão mostra que os projetos ainda estão diferenciando-se e podem ser constatados os principais indicadores responsáveis por provocar as diferenças. Dentre eles a Erosão e Dominância de gramíneas, chamam a atenção, mostrando que ocorrem projetos com processo de degradação dos solos e espécies invasoras, assim de acordo com o quadro de ponderação proposto mostram que estes projetos precisam de uma maior atenção por conta do gestor dos projetos, pois são indicadores dentro das ponderações mais relevantes.

O agrupamento com as 29 parcelas mostra que os projetos estão diferenciados das referências por conta de não apresentarem técnicas de atração a fauna. E destas 23 parcelas 7 ocorre processos erosivos, que da mesma forma precisam de maior atenção devido a maior ponderação deste indicador no critério de análise.

Após verificar que a primeira divisão dos grupos não foi significativa, foi realizada a análise por fitofisionomia (campo rupestre e floresta estacional semidecidual) a fim de se verificar as diferenças entre os indicadores dos projetos de fomento florestal e os parâmetros dos indicadores de referência, foi realizada uma classificação pelo método TWINSpan.

Da mesma forma para essa primeira análise, os dados da avaliação foram separados por fitofisionomia e arranjados em duas matrizes (para cada fitofisionomia) indicador x projeto de fomento. Excluindo-se todos os indicadores que apresentaram índices que já eram iguais aos dos parâmetros de referência.

A classificação por TWINSpan para a fitofisionomia campo rupestre (Figura 04) gerou divisões não significativas e significativas, o que pode ser constatado respectivamente pelos autovalores abaixo e acima de 0,3. A primeira divisão separou 17 parcelas dos projetos fomento e os outros 3 sendo os parâmetros de referência, divididos em dois grupos distintos.

O primeiro grupo é formado pelos projetos de fomento diferente das referências. O segundo grupo (o menor) foi formado por pelos parâmetros de referência.

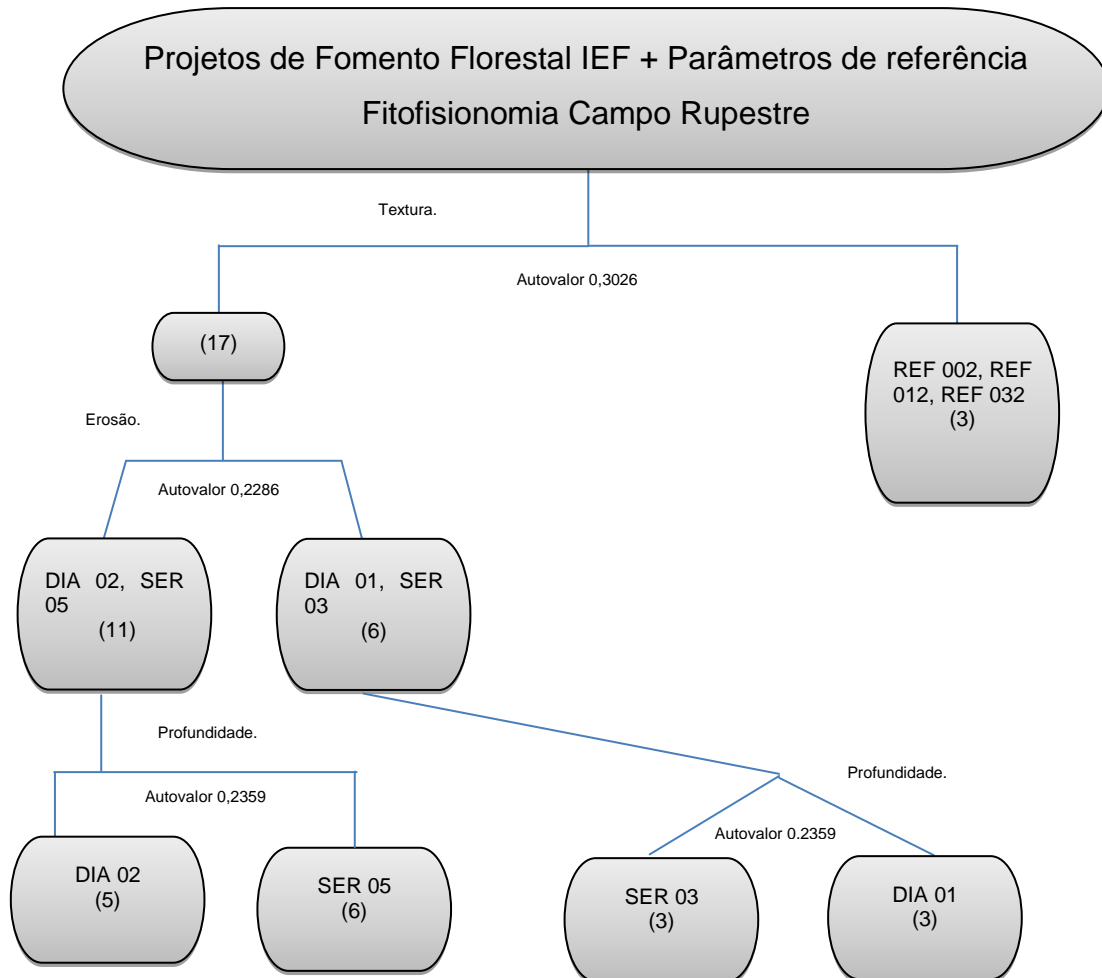


Figura 04 – Classificação pelo TWINSpan das 17 parcelas dos projetos de fomento florestal e os 3 parâmetros de referência, com respectivos autovalores e indicadores que promoveram a separação dos grupos. REF 002 = Referência do ano 0 para o campo rupestre, REF 012 = Referência do ano 1 para o campo rupestre, REF 032 = Referência do ano 3 para o campo rupestre; CMD 01, CMD 02, DAT 01, DIA 01, DIA 02, RVE 01, RVE 02, RVE 03, SAI 01, SAI 02, SAI 03, SAI 04, SAI 05, SER 01, SER 02, SER 03, SER 04, SER 05, SER 06 = Códigos dos projetos, após o segundo número do código é apontada o número da parcela, ex. SER 060 – o último zero é o número da parcela, quando não ocorre o último número dos três dos códigos dos projetos todas as parcelas estão agrupadas).

O segundo e terceiro nível dos agrupamentos referente as 17 parcelas mostram que ainda os projetos estão diferenciando-se e os indicadores que mostram os motivos das diferenciações são Erosão e Profundidade. A análise aponta que nesta fitofisionomia ocorrem projetos com processo de degradação do solo e pelo critérios de ponderação estes projetos precisam de maior atenção para o avanço no processo de recuperação/restauração florestal.

A classificação por TWINSpan para a fitofisionomia floresta estacional semidecidual (Figura 05) gerou divisões não significativas e significativas, o que pode ser constatado

respectivamente pelos autovalores abaixo e acima de 0,3. A primeira divisão separou 63 e 9 parcelas dos projetos de fomento, em dois grupos distintos. O primeiro grupo é formado pelos projetos de fomento diferente das referências. O segundo grupo (o menor) foi formado por projetos de fomento próximos aos parâmetros de referência e os próprios parâmetros de referência.

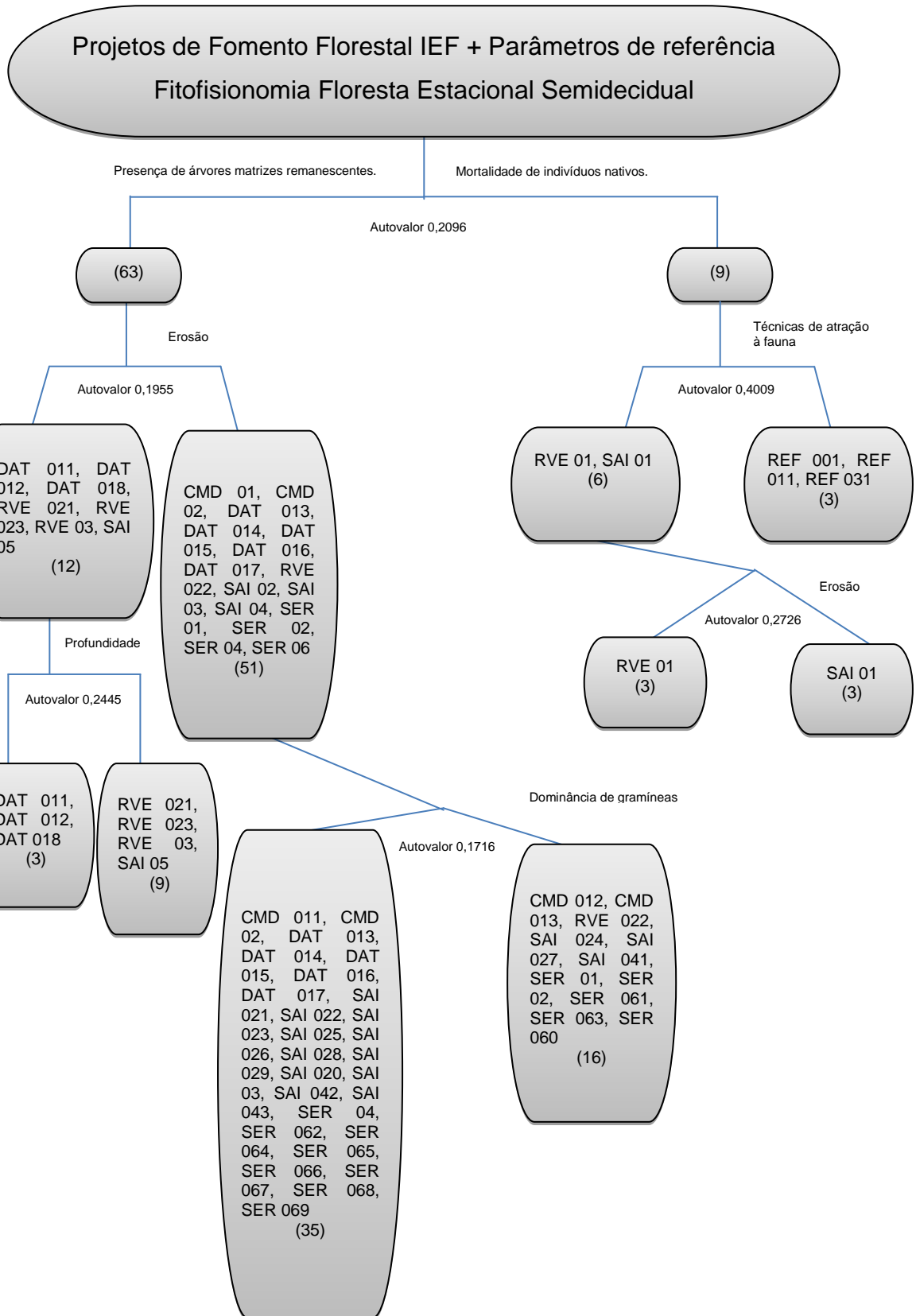


Figura 05 – Classificação pelo TWINSpan das 72 parcelas dos projetos de fomento florestal e os 3 parâmetros de referência, com respectivos autovalores e indicadores que promoveram a separação dos grupos. REF 001 = Referência do ano 0 para a floresta estacional semidecidual, REF 011 = Referência do ano 1 para a floresta estacional semidecidual, REF 031 = Referência do ano 3 para a floresta estacional semidecidual; CMD 01, CMD 02, DAT 01, DIA 01, DIA 02, RVE 01, RVE 02, RVE 03, SAI 01, SAI 02, SAI 03, SAI 04, SAI 05, SER 01,

SER 02, SER 03, SER 04, SER 05, SER 06 = Códigos dos projetos, após o segundo número do código é apontada o número da parcela, ex. SER 060 – o último zero é o número da parcela, quando não ocorre o último número dos três dos códigos dos projetos todas as parcelas estão agrupadas).

A segunda e terceira divisão, das 63 parcelas, mostram que os grupos estão diferenciando-se e os indicadores que mais chamam a atenção são Erosão e Dominância de gramíneas, sendo indicadores com ponderação alta por conta dos critérios da análise dos projetos.

A PCA realizada para todas as parcelas indicou a porcentagem de variância explicada pelos dois primeiros eixos da PCA para as duas fitofisionomias foi de 40,01%. Com o primeiro eixo da PCA, explicando 22,67% da variação dos dados observa-se uma grande sobreposição dos efeitos sobre os indicadores Práticas de capina (16coroam), Práticas de controle formigas cortadeiras (17contr), Presença de gramíneas nativas (22gramin) e Ação do fogo (29prev i), o indicador Erosão (1erosão) fica responsável pela maior variação no segundo eixo que explica 17,35% da variação dos dados com significância menor. Observa-se também a separação dos grupos de acordo com a fitofisionomia, as duas categorias apresentam-se na Figura 06.

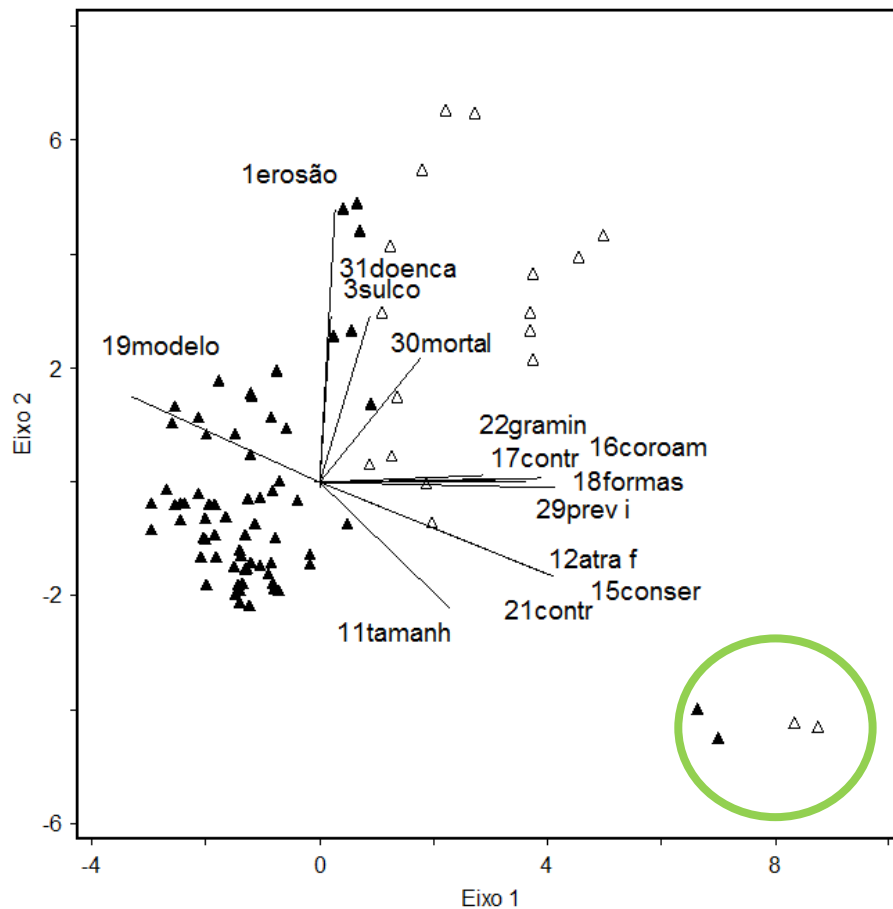


Figura 06- Análise de componentes principais (PCA) dos indicadores relacionados com os projetos de fomento floresta IEF para as 86 amostras analisadas e os 6 parâmetros de referência envolvidos pelo círculo verde. A dispersão de pontos dos grupos foi representada por \triangle = Campo rupestre e \blacktriangle = Floresta estacional semidecidual.

Verifica-se na figura acima o quanto os autovetores explicam as diferenças entre as parcelas dos projetos, cada um identificado com sua respectiva representação: 1erosão = Erosão, 3sulco = Erosão em sulco, 11tamanh = Tamanho dos fragmentos vizinhos, 12atra f = Técnicas de atração a fauna, 15conser = Práticas de conservação de solo, 16coroam = Práticas de capina, 17contr = Práticas de controle de formigas cortadeiras, 18formas = Diferentes formas de vida, 19modelo = Respeitou algum modelo de plantio, 21contr = Controle de espécies invasoras, 22 gramin = Presença de gramíneas nativas, 29prev i = Ação do fogo, 30mortal = Mortalidade de indivíduos nativos e 31doença = Sintoma de doença.

A porcentagem de variância explicada pelos dois primeiros eixos da PCA para a fitofisionomia Campo rupestre foi de 62,44%. Com o primeiro eixo da PCA, explicando 40,62% da variação dos dados o segundo eixo com 21,82% com significância menor.

Nota-se que formaram três grupos no gráfico da Figura 07, o primeiro, envolvido pela cor verde que mostra o grupo das referências com os indicadores (autovetores) com maior

dos fragmentos vizinhos (11tamanh) ficam responsáveis pelas variações no segundo eixo que explica 17,54% da variação dos dados com significância menor. Observa-se também que se formaram três grupos: os projetos de fomento florestal envolvidos pelos círculos amarelo e vermelho e os parâmetros de referência envolvidos pelo círculo verde. Os grupos apresentam-se bem definidos na Figura 08.

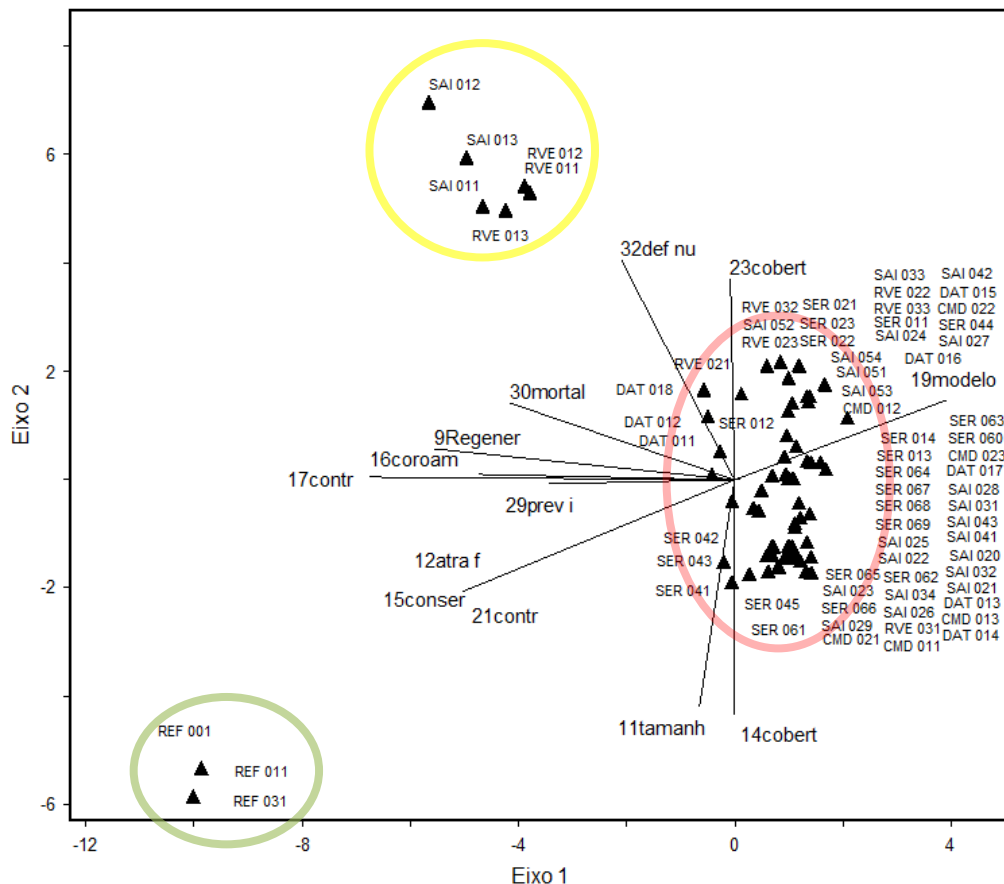


Figura 08 - Análise de componentes principais (PCA) dos indicadores relacionados com os projetos de fomento floresta IEF para a fitofisionomia floresta estacional semidecidual com 69 amostras analisadas e os 3 parâmetros de referência. Dispersão de pontos dos grupos. Pontos dos parâmetros de referências e códigos de cada projeto com suas respectivas parcelas (REF 001 = Referência do ano 0 para a floresta estacional semidecidual, REF 011 = Referência do ano 1 para a floresta estacional semidecidual, REF 031 = Referência do ano 3 para a floresta estacional semidecidual; CMD 01, CMD 02, DAT 01, DIA 01, DIA 02, RVE 01, RVE 02, RVE 03, SAI 01, SAI 02, SAI 03, SAI 04, SAI 05, SER 01, SER 02, SER 03, SER 04, SER 05, SER 06 = Códigos dos projetos, após o segundo número do código é apontada o número da parcela, ex. SER 060 – o último zero é o número da parcela).

Em virtude da grande dissimilaridade das parcelas dos projetos SAI 01 e RVE 01 com as demais, estas foram excluídas da PCA.

Verificou-se que a porcentagem de variância explicada pelas demais parcelas nos dois primeiros eixos da PCA para a fitofisionomia Floresta estacional semidecidual foi de 44,25%. com o primeiro eixo da PCA, explicando 30,40% da variação dos dados.

Observa-se maior significância e uma grande sobreposição dos efeitos sobre os indicadores: Práticas de conservação de solo (15conser), Práticas de capina (16coroam), Práticas de controle formigas cortadeiras (17contr), Controle de espécies invasoras (21contr), Mortalidade de indivíduos nativos (30mort), Técnicas de atração a fauna (12atr f), apontando grande diferenças entre os projetos de fomento e as referências estabelecidas e ainda os indicadores Ação do fogo (29prev i), Plântulas (semente + rebrota) (9Regener) e Tamanho dos fragmentos vizinhos (11tamanh) com menor grau de diferenciação. O indicador respeitou algum modelo de plantio (19modelo) e mostra que os projetos de fomento não foram seguindo as orientações exigidas nas recomendações dos plantios de mudas.

Os indicadores responsáveis pelas variações no segundo eixo que explica 13,84% da variação dos dados com significância maior são Erosão (1erosão) e Erosão laminar (2laminar) apontando que existem projetos de fomento florestal ainda com sinais de degradação do solo, enquanto o outro grupo, com significância menor, os indicadores apresentaram uma sobreposição de efeitos, sendo Cobertura do solo (5cobertu) e Presença de serrapilheira (20presen). Observa-se também a separação de dois grupos: os projetos de fomento florestal e os parâmetros de referência, os dois grupos apresentam-se bem definidos na Figura 09.

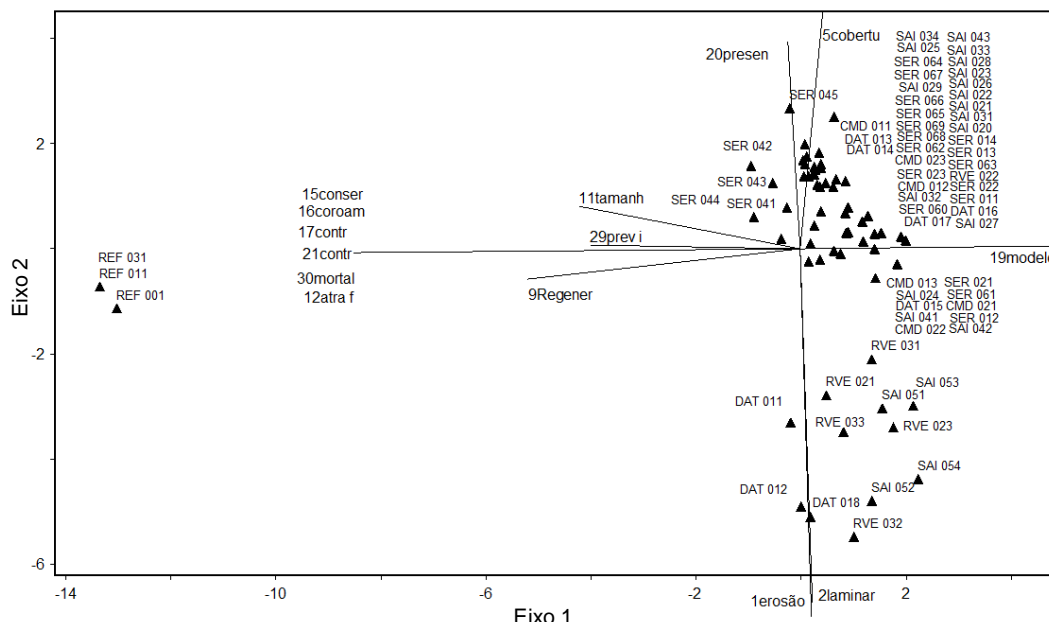


Figura 09 - Análise de componentes principais (PCA) dos indicadores relacionados com os projetos de fomento floresta IEF para a fitofisionomia floresta estacional semidecidual com 63 amostras analisadas e os 3 parâmetros de referência. Dispersão de pontos dos grupos. Pontos dos parâmetros de referências e códigos de cada projeto com suas respectivas parcelas (REF 001 = Referência do ano 0 para a floresta estacional semidecidual, REF 011 = Referência do ano 1 para a floresta estacional semidecidual, REF 031 = Referência do ano 3 para a floresta estacional semidecidual; CMD 01, CMD 02, DAT 01, DIA 01, DIA 02, RVE 01, RVE 02, RVE 03, SAI 01, SAI 02, SAI 03, SAI 04, SAI 05, SER 01, SER 02, SER 03, SER 04, SER 05, SER 06 = Códigos dos projetos, após o segundo número do código é apontada o número da parcela, ex. SER 060 – o último zero é o número da parcela).

As duas análises mostraram claramente quais os indicadores, ou melhor, quais as potencialidades dos projetos de fomento ou então suas fraquezas, no processo de restauração/recuperação florestal. Porém a análise PCA apresenta mais efeitos dos indicadores entre os projetos de fomento do que a TWINSPAM. Esta segunda análise mostra-se de mais fácil visualização entre as diferenças dos projetos, com menor número de indicadores explicando-as, ainda distingue-se claramente os projetos de fomento com os parâmetros de referência estabelecidos.

Verificou-se até então os efeitos dos indicadores nos projetos de fomento e o comportamento das referências, porém também é importante verificar como é o comportamento dos projetos de fomento frente aos critérios, utilizados. Com a Tabela 13, é possível perceber como os projetos de fomento comportaram isoladamente frente aos critérios.

Tabela 13 – Comparação entre os projetos de fomento florestal, com relação aos critérios e indicadores. Em que: município (CMD = Conceição do Mato Dentro, DAT = Datas, DIA = Diamantina, VER = Rio Vermelho, SAI = Santo Antônio do Itambé e SER = Serro) e fitofisionomia (FESD = Floresta estacional semidecidual e CAMPRUP = Campo rupestre).

Projeto	Fitofisionomia	Ano	% dos indicadores que ocorreram nas análises em relação ao total de indicadores de cada critério e indicadores apontados pelas técnicas multivariadas (numeração de acordo com a Tabela 6)			Recomendações
			Condições do solo	Facilitadores	Inibidores	
SER-03	CAMPRUP	2008/2009	37,5 (5,6,8)	78,57 (10,11,12,13,14,15,18,19,20,21,22)	10 (29)	Investir no processo de recuperação do solo
SER-05	CAMPRUP	2008/2009	50 (1,5,6,8)	78,57 (10,11,12,13,14,15,18,19,20,21,22)	10 (29)	Investir no processo de recuperação do solo
DIA-01	CAMPRUP	2009/2010	37,5 (5,6,8)	21,42 (14,19,22)	10 (29)	Investir no processo de recuperação do solo
DIA-02	CAMPRUP	2009/2010	12,5 (1)	7,14 (9,19)	0 -	Investir no processo de recuperação do solo
RVE-02	FESD	2008/2009	37,5 (1,3,8)	57,14 (9,12,13,15,16,17,19,21)	50 (23,24,29,30,32)	Investir no processo de recuperação do solo
SER-04	FESD	2008/2009	12,5 (1)	57,14 (9,12,13,15,16,17,19,21)	40 (23,29,30,32)	Investir no processo de recuperação do solo
CMD-01	FESD	2009/2010	12,5 (1)	57,14 (9,12,13,15,16,17,19,21)	50 (23,24,29,30,32)	Investir no processo de recuperação do solo
CMD-02	FESD	2009/2010	12,5 (1)	57,14 (9,12,13,15,16,17,19,21)	40 (23,29,30,32)	Investir no processo de recuperação do solo
DAT-01	FESD	2009/2010	25 (1,3)	57,14 (9,12,13,15,16,17,19,21)	40 (23,29,30,32)	Investir no processo de recuperação do solo
RVE-01	FESD	2009/2010	0 -	7,14 (13)	20 (30,32)	Promover ações voltadas para diminuir fatores de inibição da resiliência
RVE-03	FESD	2009/2010	37,5 (1,3,8)	57,14 (9,12,13,15,16,17,19,21)	40 (23,29,30,32)	Investir no processo de recuperação do solo
SAI-01	FESD	2009/2010	12,5 (1)	7,14 (13)	20 (30,32)	Investir no processo de recuperação do solo
SAI-02	FESD	2009/2010	12,5 (1)	64,28 (9,11,12,13,15,16,17,19,21)	50 (23,24,29,30,32)	Investir no processo de recuperação do solo

Continua...

Tabela 13 – Continuação.

Projeto	Fitofisionomia	Ano	% dos indicadores que ocorreram nas análises em relação ao total de indicadores de cada critério e indicadores apontados pelas técnicas multivariadas (numeração de acordo com a Tabela 6)			Recomendações
			Condições do solo	Facilitadores	Inibidores	
SAI-03	FESD	2009/2010	12,5 (1)	57,14 (9,12,13,15,16,17,19,21)	40 (23,29,30,32)	Investir no processo de recuperação do solo
SAI-04	FESD	2009/2010	12,5 (1)	57,14 (9,12,13,15,16,17,19,21)	50 (23,24,29,30,32)	Investir no processo de recuperação do solo
SAI-05	FESD	2009/2010	37,5 (1,3,8)	57,14 (9,12,13,15,16,17,19,21)	40 (23,29,30,32)	Investir no processo de recuperação do solo
SER-01	FESD	2009/2010	12,5 (1)	57,14 (9,12,13,15,16,17,19,21)	50 (23,24,29,30,32)	Investir no processo de recuperação do solo
SER-02	FESD	2009/2010	0 -	57,14 (9,12,13,15,16,17,19,21)	40 (23,29,30,32)	Promover ações voltadas para diminuir fatores de inibição da resiliência
SER-06	FESD	2009/2010	12,5 (1)	57,14 (9,12,13,15,16,17,19,21)	50 (23,24,29,30,32)	Investir no processo de recuperação do solo

De acordo com a tabela anterior percebe-se que grande parte dos projetos de fomento florestal está em desacordo com o critério condições do solo, que provoca recomendações voltadas à recuperação do solo. Por este quadro verifica-se que somente dois projetos não mostram que ocorrem indicadores das condições do solo.

Outra questão que chama atenção é com relação aos fatores inibidores da resiliência, percebe-se que somente um projeto de fomento não acusou a ocorrência destes fatores. Por fim, verifica-se que as maiores porcentagens de ocorrência dos indicadores ficou a cargo do critério de fatores facilitadores da resiliência, mostrando que a maioria dos projetos não foram seguidas as recomendações.

6 DISCUSSÃO

Os investimentos que vem sendo realizados pelo IEF na restauração/ recuperação florestal (projetos de fomento ambiental) em todo o estado de Minas Gerais desde o PROMATA I (Projeto de Proteção da Mata Atlântica Fase I), e somando a este o Projeto Conservação do Cerrado e Recuperação da Mata Atlântica foram de grande importância para o desenvolvimento regional, da mesma forma espera-se que os projetos também forneçam o ganho ambiental conforme planejado, principalmente com as ações de restauração/recuperação florestal. Para tanto é necessário verificar se os projetos de fomento estão apontando para o seu sucesso.

A construção de uma proposta justifica-se devido ao grande número destes projetos de restauração/ recuperação florestal inseridos em um conjunto de planejamento dos Projetos PROMATA I e o Projeto Conservação do Cerrado e Recuperação da Mata Atlântica, denominados de fomento florestal ambiental, os quais demandam de acompanhamento (monitoramento e avaliação) com a necessidade de obtenção rápida de informações, mesmo que com limitações de tempo e financeiras. Sayre et al. (2003) consideram que é necessário obter e aplicar uma metodologia de informação biológica e ecológica para a tomada de decisões para a proteção da biodiversidade, sendo que o princípio básico das técnicas de avaliação devem ser procedimentos que utilizam menor tempo possível, de forma rápida e com alto valor ecológico.

A proposta inserida neste estudo pretende indicar o “comportamento” dos projetos de fomento florestal traduzidas por uma metodologia de avaliação, capaz de monitorar as tendências dos processos de restauração/ recuperação florestal, com base técnica científica e ainda atendendo as disposições impostas pela legislação, com custo baixo. Isto devido aos indicadores mostrarem uma visão integrada dos processos de restauração/ recuperação florestal (MORAES; CAMPELLO; FRANCO, 2010) bem como mostram compreensíveis as características ambientais, apontando a composição, a estrutura da paisagem e funções dos componentes dos processos de restauração/ recuperação florestal.

A metodologia proposta mostra-se capaz de considerar os parâmetros ecológicos, com a utilização de poucos recursos logísticos, visando reduzir os parâmetros econômicos dos processos envolvidos na restauração (MONTAÑO; ARCE; LOUMAN, 2006; RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009). Apresenta-se também com objetivos específicos claramente definidos para atender os princípios dos projetos, com critérios estabelecidos. Mostra-

se com característica a flexibilidade de acordo com a escala de trabalho, com variedade de níveis de detalhes.

O formato da metodologia apresenta-se resumido em cinco passos distintos, porém inter-relacionados integrando os múltiplos níveis de informações biológicas e ecológicas para otimizar a tomada de decisão sobre a gestão dos projetos de fomento florestal. O primeiro passo relaciona-se com a escolha dos projetos, para posterior visita com o levantamento das informações disponíveis e se possível informações adicionais do detalhamento dos projetos de fomento, que vão proporcionar a dimensão do esforço amostral do trabalho.

O segundo passo seria a visita no projeto para a coleta dos dados. O terceiro passo, a análise dos dados. O quarto passo seria a verificação da análise dos resultados, detalhando a investigação dos dados verificando quais as diferenças entre os projetos de fomento e quais fatores estão apontando estas diferenças. Por fim o quinto passo seria partir para as recomendações, ou seja, quais ações devem ser aplicadas para cumprir com as metas de restauração/ recuperação florestal. Alguns trabalhos relacionados à avaliação ecológica rápida também separam a metodologia por sequência, encontrados em Sayre et al. (2003) e Sobrevila; Bath (1992).

No Brasil vem sendo propostos vários trabalhos com o objetivo de monitorar áreas restauradas/ recuperada de metodologias diferentes. Siqueira (2002), Padovezi (2005), Aquino (2006), Martins (2007) e mais autores, que apresentam excelentes metodologias para o monitoramento de ações voltadas à restauração/ recuperação florestal, conforme apresentado na Tabela 03.

Isto demonstra que o tema proposto aqui, possui significativa importância e vem sendo discutido por pesquisadores, mas percebe-se que estes estudos aplicam metodologias diferentes, às vezes com uso de indicadores muito específicos e que demandam tempo para resultados. A aplicação das metodologias se mostram específicas para os estudos que foram desenvolvidos e orientados sempre às questões da revegetação dos processos de restauração/ recuperação florestal, diferente da proposta construída aqui que além de considerar este ponto procurou-se estabelecer uma relação das condições o solo com o componente da vegetação.

Verifica-se que os indicadores selecionados após análise dos resultados cumprem com as características e os critérios sugeridos pelos os autores Daniel et al (2001) e SEGIP (1995). Os

indicadores orientaram para quais fatores apontam para a direção dos projetos, verificando se estão cumprindo seu objetivo.

Percebe-se ainda que os indicadores mostram aplicação prática, apoiados pela informação da qualidade ambiental, permitindo aplicar recomendações relevantes aos propósitos dos gestores dos projetos de fomento florestal. Os indicadores se apresentaram relacionados com a qualidade ambiental mostrando que é possível a análise da tendência em um determinado período, também mostrou dispensar especialização técnico-científica para a aplicação e com poucos recursos foi possível aplicar a metodologia.

Os indicadores atenderam aos critérios propostos quando mostram ser relevantes aos objetivos dos projetos de fomento, representa os diferentes componentes do ambiente, ao ponto de qualificar as condições do ecossistema, tudo isso em uma escala de ação apropriada, mostrando-se importantes nas decisões quanto a gestão dos projetos. Ainda manifestam-se sensíveis a alteração em períodos definidos permitindo verificar as tendências dos quesitos avaliados.

Os indicadores escolhidos interpretaram os fenômenos naturais, verificaram a ocorrência da intervenção antrópica de impacto positivo, permitiram estabelecer relações de causa-efeito e fazer previsões sobre o comportamento, a médio e longo prazo, quanto à sustentabilidade do ecossistema, que estão inseridos no programa de fomento florestal do IEF, semelhante aos trabalhos a respeito de monitoramento (CARRERA, 2000; IMBACH, 2000; WWF CENTRAL AMÉRICA, 2004; MONTAÑO; ARCE; LOUMAN, 2006).

As propostas de Rodrigues; Brancalion; Isernhagen (2009) e Martins (2007), recomendam na avaliação e monitoramento de áreas restauradas considerar, além de parâmetros ecológicos, os parâmetros econômicos da restauração, relacionados principalmente com os custos das técnicas empregadas.

O emprego dos parâmetros ecológicos pode inviabilizar o monitoramento, devido a especificidade de alguns parâmetros (SAYRE et al., 2003). Nos trabalhos de avaliação ecológica rápidas muitas vezes é necessário a participação de botânicos especialistas para a identificação de espécies para obter os parâmetros de riqueza, como enfatiza Sayre et al. (2003), nos trabalhos de avaliação ecológicas rápidas. Attanasio (2008) e Rodrigues; Brancalion; Isernhagen (2009) recomendam a utilização deste critério, em programas de grande escala, semelhante ao programa

de fomento florestal do IEF, pode ser inviável o emprego de inventário florestal, pela falta de especialistas para a atividade.

Siqueira (2002) ressalta a importância sobre a comparação entre áreas. Os paralelos devem ser entendidos como um indício da trajetória dos projetos de restauração, e não como garantia do seu sucesso, uma vez, que a evolução de cada sistema pode se dar de diferentes maneiras. Isto fica mais crítico para as áreas onde o histórico de ocupação e a vizinhança são extremamente diferentes.

A revisão de literatura técnica científica mostrou 55 indicadores sendo que o indicador erosão ficou somente na sexta posição quando somados a ocorrência dos indicadores nos trabalhos pesquisados, o que mostra que nem todas as propostas de monitoramento estão alertas com a degradação do solo. O indicador riqueza é o que tem maior ocorrência entre os trabalhos, mas não ocorre em todos.

Os projetos de fomento florestal geralmente estão no princípio dos processos de recuperação/restauração florestal, desta forma o indicador riqueza de espécies não é de grande importância nessa fase, mesmo porque realizando o plantio respeitando os modelos de plantio, ou seja, seguindo algum critério que seja a síndrome de dispersão, atratividade a fauna, ou até mesmo os grupos ecológicos, busca-se as condições num período de tempo de médio a longo prazo que os projetos caminhem na direção não só da riqueza de espécies, mas sim na diversidade equivalente aos ecossistemas de referência.

Os 32 indicadores selecionados com base nos critérios e características mencionadas apresentam vantagens devido a sua coleta de dados e resposta na avaliação dos projetos. Muitos dos indicadores apresentados na Tabela 03, mostram às vezes métodos laboratoriais bem como outras metodologias mais específicas, tratando-se principalmente da relação C/N, fontes de poluição, capacidade de retenção de água no solo, entre outros.

Todos os indicadores desta proposta estão incorporados no conjunto de indicadores formados pela literatura técnica científica que foi pesquisado, percebe-se que nem todos possuem a mesma terminologia, mas verifica-se que mesmo com diferentes terminologias foca-se nas mesmas características ambientais que serão avaliadas.

A opção de definir dois critérios para o monitoramento mostrou-se importante, pois enquanto ocorrer os processos de degradação do solo, este compartimento do ambiente não estará permitindo a manutenção do crescimento vegetal (TAVARES, 2008), bem como o

estabelecimento da vegetação (PEDROTTI; MÉLLO, J., 2009), mostrando que não há integração entre as ações de restauração/recuperação florestal.

Um aspecto de extrema importância, e que determina uma série de características marcantes, é a idade dos projetos (SIQUEIRA; MESQUITA 2007; RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN 2009). Isso permite inicialmente classificar os projetos em categorias, ou grupos, de acordo com a faixa de idade em que se encontravam. Foram identificados os projetos cuja restauração/ recuperação iniciaram em períodos diferentes, que não impediu a análise conjunta destes projetos nesta proposta. Foram avaliados os projetos nos três primeiros anos de projetos, ou seja, de acordo com a proposta no ano 0, 1 e 3.

A ponderação dos critérios mostrou-se pertinente, pois ao comparar os efeitos dos indicadores com seu respectivo critério (condições do solo e resiliência), ficou fácil a tomada de decisão para qual recomendação ser orientada. Os indicadores tanto bióticos quanto abióticos, quando somados em cada critério determinaram qual a principal razão que está interferindo na ação de restauração/recuperação florestal, e com a pontuação determinada destacam-se as tendências dos projetos de fomento florestal.

Gomes (2000) aponta que de posse dos resultados da avaliação de todos os critérios elaborados, pode-se concluir se um princípio foi ou não alcançado, porém, a aceitação de um único critério não significa que o princípio foi alcançado, mas sim, que não há impedimentos para chegar ao objetivo final. Desta forma é possível determinar as ações necessárias quando verifica-se que a situação atual está fora da norma ou limite estabelecido.

Dois aspectos são importantes a serem comentados relacionada a metodologia empregada. O primeiro está relacionado ao método de marcação de parcelas em campo que vem sendo praticado (SIQUEIRA, 2002; PADOVEZI, 2005; AQUINO, 2006; MARTINS, 2007; ATTANASIO, 2008; RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009) talvez não seja o mais apropriado pela logística e rapidez de resposta que o IEF necessita no programa de fomento florestal, comentado também por Sayre et al. (2003) para trabalhos de avaliação ecológicas rápidas, na busca de celeridade em obter informações sobre o estado de conservação das áreas.

Outro destaque seria por conta das avaliações que ocorrem nas subparcelas, o uso do gabarito é recomendado por Rodrigues; Brancalion; Isernhagen (2009), e ainda aumentar o número de subparcelas buscando aprimorar a coleta de dados seguindo os princípios da repetição, casualização e controle local (FELFILI; REZENDE, 2003).

A coleta de dados dos indicadores mostra-se diferentes entre eles, percebem-se três grupos de coletas de dados. De acordo com a natureza da característica do indicador fica orientado como será a coleta. Esta diferenciação mostra-se pertinente pois as ações que visam atender os objetivos dos projetos de fomento florestal são verificadas nesta proposta procura respeitar estas características individuais. Por exemplo, os aceiros são realizados no entorno dos projetos, como também o cercamento, mas por outro lado os animais domésticos podem ocorrer dentro da área do projeto e a avaliação do componente vegetal que interessam para o projeto também é coletado a informação no interior do polígono do projeto de fomento.

A distância entre os fragmentos e os tamanhos dos fragmentos vizinhos podem ser mensurados de duas formas, pode ser considerado a avaliação em campo quando ocorreu a primeira vistoria e a outra forma quando há recursos para a análise espacial de dados ambientais. A avaliação *in loco* pode ser facilitada quando a geomorfologia permite a orientação e visualização da matriz dos fragmentos florestais, permitindo a aplicação da avaliação. Já para a análise espacial seriam necessários recursos de forma a possibilitar a mensuração dos indicadores em ambiente digital, ou seja, utilizar as tecnologias do geoprocessamento, a falta destes recursos pode impossibilitar a análise destes indicadores.

Optou-se por utilizar as análises multivariadas para identificar como são distribuídos os agrupamentos dos projetos e a referência estabelecida que foram definidas pelas características dos indicadores. A análise apontou quais os indicadores e o como eles se arranjam mostrando a grandeza do efeito sobre os projetos de fomento florestal.

O estabelecimento das referências mostrou ferramentas valiosas, pois permitiram verificar as tendências dos projetos de restauração conforme recomendações de Clewell; Aronson (2007), mostrando se os projetos estão evoluindo para o sucesso (RUIZ-JEAN; AIDE, 2005). Sucesso da restauração depende de atender várias metas ao longo do tempo (CLEWELL; ARONSON, 2007; HOBBS, 2007), mas como as metas estão distribuídas ao longo do processo de restauração não quer dizer que está tudo perdido, pois a total semelhança com o sítio de referência não necessariamente é o resultado esperado, então a semelhanças dos projetos mostra que os projetos estão seguindo múltiplas trajetórias para um sistema sustentável, determinando o sucesso do processo de restauração/ recuperação florestal.

Os resultados encontrados com as análises realizadas para as duas fitofisionomias em conjunto mostra um comportamento interessante, pois mostra que a forma de coleta dos dados

por meio dos indicadores permite que projetos de fomento florestal agrupam-se por fitofisionomia, mostrando que as análises entre as fitofisionomias em primeira mão podem ser realizadas em conjunto, e numa análise mais criteriosa a divisão por fitofisionomia, confere uma comparação com os parâmetros de referência mais apurada que permite uma recomendação mais objetiva para os projetos.

Após definidos os indicadores foi possível definir os procedimentos a serem adotados para cada período de avaliação, para uma condição satisfatória ou não. Desta forma é possível determinar as recomendações necessárias para avaliação de cada período. Outra questão é o fato de numa situação não satisfatória para as condições do solo a recomendação no período da avaliação seria como se o projeto retornasse ao ano 0, devido a degradação do solo ainda não ser interrompida.

7 CONCLUSÃO

Este trabalho propõe parâmetros de referência para a comparação dos projetos de fomento florestal do IEF, assim como para comparação de qualquer projeto de recuperação/ restauração florestal. Sendo possível a partir deste referencial estabelecido, determinar qual ação deverá ser fortalecido entre os critérios anteriormente definidos.

O estudo demonstrou ser possível realizar o monitoramento dos projetos de recuperação/ restauração florestal do programa de fomento florestal do IEF, com baixo custo e apontando o desempenho dos projetos avaliados.

Com a metodologia proposta foi possível verificar se os projetos de fomento estão adequados quanto às recomendações técnicas e literárias. A proposta não é capaz de apontar todos os parâmetros ecológicos, mas detecta as alterações favoráveis e desfavoráveis à resiliência dos projetos de recuperação, requerendo maiores estudos e ajustes a fim de agregar melhorias na qualidade do monitoramento. Contudo constitui uma importante contribuição no monitoramento de grande número de projetos a um custo baixo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALLEN, T. F. H. Community Ecology. In: DODSON, S. I.; LANGSTON, N. E.; TURNER, M. G.; CARPENTER, S. R.; KITCHELL, J. F.; JEANNE, R. L.; IVES, A. R.; ALLEN, T. F. H. **Ecology**. Oxford: Oxford University Press Inc. 1998.

ALMEIDA, R. O. P. O.; SÁNCHEZ, L. E. Revegetação de áreas de mineração: Critérios de monitoramento e avaliação do desempenho. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.29, n.1, p.47-54, 2005.

ALMEIDA, A., P. A.; FRAGA, L. M. S.; NEVES, S. de C. Capítulo I Geologia. In: SILVA, A. C.; PEDREIRA, L. C. V. Sá F.; ALMEIDA, A., P. A. (eds.). **Serra do Espinhaço Meridional: paisagens e ambientes**. Belo Horizonte: O Lutador; Diamantina: Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri - UFVJM, 2005. 272 p.

ALVARENGA, A. P.; BOTELHO, S. A.; PEREIRA, I. M. Avaliação da regeneração natural na recomposição de matas ciliares em nascentes na região sul de Minas Gerais. **Lavras: Cerne**, Lavras, v. 12, n. 4, p. 360-372, 2006.

ALVES, M. C. **Cultura do algodão, soja, milho e feijão em sucessão com quatro adubos verdes em dois sistemas de semeadura**. 1992. Tese (Doutorado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP.

ANDRADA e SILVA, J. B. **Memória sobre a necessidade e utilidade do plantio de novos bosques**. 2. Ed., Rio de Janeiro: Academia Real das Ciências. Ministério da Agricultura, Indústria e Comércio, 1925. 116p.

ANDRADE JÚNIOR, R. T. **Propriedades Físico-químicas de um solo em Recuperação e adaptação da *Brachiaria decumbens***. Trabalho de Graduação (Graduação em Agronomia) - Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 49 p. 2004.

ANDREASEN, J. K.; O'NEILL, R. V.; NOSS, R.; SLOSSER, N. C. Considerations for the development of a terrestrial index of ecological integrity. **Ecological Indicators**, v. 1, p. 21-35, 2001.

ANTUNES, P. de B. **Direito ambiental**. Rio de Janeiro: Editora Lúmen Júris, 2000.

AQUINO, C. **Avaliação de três formas de enriquecimento em área ciliar revegetada junto ao Rio Mogi-Guaçu, SP**. 2006. Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, SP.

ARRUDA, F. B.; ZULLO Jr., J.; OLIVEIRA, J. B. Parâmetros de solo para o cálculo da água disponível com base na textura do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 11, p.11-15, 1987.

ASSIS, A. F. F. **O solo e as práticas de controle à erosão**. Campinas, SP, Coordenadoria de Assistência Técnica Integral – CATI, 1973.

ATTANASIO, C. M. **Manual Técnico: Restauração e Monitoramento da Mata Ciliar e da reserva Legal para a Certificação Agrícola - Conservação da Biodiversidade na Cafeicultura**. Piracicaba, SP: Imaflora, 2008. 60 p. ISBN 978-85-98081-21-2

AUGUSTINE, D. J.; MCNAUGHTON, S. J. Ungulate effects on the functional species composition of plant communities: herbivore selectivity and plant tolerance. **Journal of Wildlife Management**, v.62, p.1165-1183. 1998.

BAKKER, E. S.; RITCHIE, M. E.; OLFF, H.; MILCHUNAS, D. G.; KNOPS, J. M. H. Herbivore impact on grassland plant diversity depends on habitat productivity and herbivore size. **Ecology Letters**, v.9, n.7, p.780-788. 2006.

BARBOSA, K. C. A Importância da Interação Animal-Planta na Recuperação de Áreas Degradadas. In: BARBOSA, L. M. (Coord.). **Manual para Recuperação de Áreas Degradadas do Estado de São Paulo: Matas Ciliares do Interior Paulista**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2006. p. 43-51.

BARBOSA, K. C.; PIZO, M. A. Seed rain and seed limitation in a planted gallery forest in Brazil. **Restoration Ecology**, v. 14, p. 504–515, 2006.

BARBOSA, L. M. Vegetação ciliar: conceitos e informações práticas para conhecer e recuperar trechos degradados. **Cadernos de Pesquisa**, Santa Cruz do Sul, v. 5, n. 1, p. 3-36, 1993. (Série Botânica).

BECHARA, F. C.; CAMPOS FILHO, E. M.; BARRETTO, K. D.; ANTUNES, A. Z.; REIS, A. Nucleação de diversidade ou cultivo de árvores nativas? Qual paradigma de restauração? In: **Simpósio Nacional e Congresso Latino-Americano Sobre Recuperação De Áreas Degradadas**, 6., 2005. Curitiba. Anais... Curitiba: Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, 2005. p. 355-363.

BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. São Paulo: Ícone, 1990. 355 p.

BORGES, L. A. C.; REZENDE, J. L. P. de; PEREIRA, J. A. A. Evolução da Legislação Ambiental no Brasil. **Revista em Agronegócios e Meio Ambiente** v.2, n.3, p. 447-466, 2009 - ISSN 1981-9951.

BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C. Métodos silviculturais para recuperação de nascentes e recomposição de matas ciliares. In: **Simpósio Nacional Sobre Recuperação de Áreas Degradadas**, Belo Horizonte: UFMG, 2002, p. 123-145.

BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C.; FARIA, J. M. R. Desenvolvimento inicial de seis espécies florestais nativas em dois sítios, na região sul de Minas Gerais. Lavras: **Cerne**, v.2, n.1, p.40-49, 1996.

BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C.; PRADO, N. J. S. Implantação de mata ciliar. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais - CEMIG; Lavras: Universidade Federal de Lavras - UFLA, 1995. 28 p.

BRASIL, LEI Nº. 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC – e dá outras providências.

BRASIL. DECRETO Nº. 97.632, de 10 de abril de 1989. Dispõe sobre a regulamentação do artigo 2º, inciso VIII, da Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, e dá outras providências.

BREWER, J. S.; MENZEL, T. A Method for Evaluating Outcomes of Restoration When No Reference Sites Exist. **Restoration Ecology**. v. 17, n. 1, p. 4-11, 2009.

BROWN, S.; LUGO, A. E. Rehabilitation of tropical lands: a key to sustaining developing. **Restoration Ecology**, v.2, p.97-111, 1994.

CALÁBRIA, C. S. **Particularidades da aplicação da legislação florestal brasileira na Zona da Mata Mineira: áreas de preservação permanente e reserva legal**. 2004. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.

CALEGARI, L.; MARTINS, S. V.; GLERIANI, J. M.; SILVA, E.; BUSATO, L. C. Análise da dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí, MG, para fins de restauração florestal. **Revista Árvore**, Viçosa, MG. v.34, n.5, p.871-880, 2010.

CAMPOE, O. C. **Efeito de práticas silviculturais sobre a produtividade primária líquida de madeira, o índice de área foliar e a eficiência do uso da luz em plantios de restauração da Mata Atlântica**. 2008. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP.

CAMPOS, S.; SANTOS, T. G. dos; SILVA, C. L. DA; BARROS, Z. X. de; CARDOSO, L. G. Capacidade de uso das terras da bacia do ribeirão Água Fria – Bofete (SP). **Irriga**, Botucatu, v. 7, n. 2, 2002.

CANADIAN COUNCIL OF FOREST MINISTERS AND CANADIAN FOREST SERVICE. **Criteria and indicators of sustainable forest management in Canada: national status 2005**.

Ottawa: Natural Resources Canada, 2006. <http://www.ccfm.org/ci/rprt2005/C&I_e.pdf>. Acesso Setembro 2011.

CARMEL, Y.; KADMON, R. Effects of grazing and topography on long-term vegetation changes in aMediterranean ecosystem in Israel. **Plant Ecology** v. 145, p. 243–254, 1999.

CARRERA, J. R. **Evaluación de indicadores para el monitoreo de concesiones forestales en Petén, Guatemala**. 2000. Dissertação (Mestrado) – CATIE, Turrialba, Costa Rica.

CARVALHO, C. G. **Introdução ao direito ambiental**. São Paulo: Editora Letras & Letras, 1991.

CAVALHEIRO, A. L.; TOREZAN, J. M. D.; FADELLI, L. Recuperação de áreas degradadas: procurando por diversidade e funcionamento dos ecossistemas. In: MEDRI, M. E.; BIANCHINI, E.; SHIBATTA O. A.; E PIMENTA, J. A. (Eds.). **A bacia do rio Tibagi**. Londrina, PR: M.E. Medri. 2002.

CHAMI, L. B.; ARAUJO, M. M.; LONGHI, S. J.; KIELSE, P.; LÚCIO, A. DAL'COL. Mecanismos de regeneração natural em diferentes ambientes de remanescente de Floresta Ombrófila Mista, São Francisco de Paula, RS. Santa Maria: **Ciência Rural**, v.41, n.2, p.251-259, 2011.

CHEN, C. P. Pastures as the secondary component in treepasture systems. In: **INTERNATIONAL GRASSLAND CONGRESS**, 17., 1993. Rockhampton. Proceedings ...Rockhampton: 1993. v. 3. p. 2037-2043.

CLARKE, P. J.; KNOX, K. J. E.; WILLS, K. E.; CAMPBELL, M. Landscape patterns of woody plant response to crown fire: disturbance and productivity influence sprouting ability. **Journal of Ecology**. v. 93, p. 544-555, 2005.

CLEWELL, A. F.; ARONSON, J. **Ecological Restoration: Principles, Values, and Structure of an Emerging Profession**. Washington, D.C.: Island Press, 2007.

COLINVAUX, P. **Ecology 2**. New York: John Wiley & Sons, Inc.1993.

COMPANIA DE SANEAMENTO BÁSICO DE SÃO PAULO – SABESP. São Paulo: SABESP. **Guia de recuperação de áreas degradadas**. 2003. Cadernos Ligação.

CONNELL, J. H.; SLATYER, R. O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **American Naturalist**. v.111, p.1119-1144. 1977.

CORRÊA, R. S.; CARDOSO, E. S. Espécies testadas na revegetação de áreas degradadas. In: CORRÊA, R. S.; MELO FILHO, B. (Orgs.). *Ecologia e recuperação de áreas degradadas no cerrado*. Brasília, DF: **Paralelo 15**, 1998, p.101-116.

CORTIVO, Z. DAL. **Aplicação do controle estatístico de processo em sequências curtas de produção e análise estatística de processo através do planejamento econômico**. 2005. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.

COUTINHO, L. M. O conceito de bioma. São Paulo: **Acta Botanica Brasílica**, v. 20, n. 1, p.13-23, 2006.

DANIEL, O.; COUTO, L.; SILVA, E.; PASSOS, C. A. M.; GARCIA, R.; JUCKSCH, I. Proposta de um conjunto mínimo de indicadores biofísicos para o monitoramento da sustentabilidade em sistemas agroflorestais. **Cerne**, Lavras v.7, n.1, p.41-53, 2001.

DEAN, W. **A ferro e fogo: a historia e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. São Paulo: Companhia das Letras, 1995.

DEMATTE, J. A. M.; BORTOLETTO, M. A. M.; VASQUES, G. M.; RIZZO, R. Quantificação de matéria orgânica do solo através de modelos matemáticos utilizando colorimetria no sistema Munsell de cores. **Bragantia**, Campinas, v. 70, n. 3, p.590-597, 2011.

DIAS FILHO, M. B.; FERREIRA, J. N. Influência do pastejo na biodiversidade do ecossistema da pastagem. In: PEREIRA, O. G.; OBEID, J. A.; FONSECA, D. M. DA; NASCIMENTO JÚNIOR, D. do. (Ed.). **Simpósio sobre manejo estratégico da pastagem**. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 2008, p. 47-74.

DIEGUES, A. C. **O mito moderno da natureza intocada**. São Paulo: NUPAUB/USP, 1994.

DUNSTER, J.; DUNSTER, K. **Dictionary of natural resource management**. Vancouver: UBC Press, B.C. 1996.

DURIGAN, G.; CONTIERI, W. A.; FRANCO, G. A. D. C.; GARRIDO, M. A. O. Indução do Processo de Regeneração da Vegetação de Cerrado em Área de Pastagem, Assis, SP. **Acta Botânica Brasileira**. v. 12, n. 3, p. 421-429. 1998.

ELMQVIST, T.; FOLKE, C.; NYSTRÖM, M.; PETERSON, G.; BENGTSSON, J.; WALKER, B.; NORBERG, J. Response diversity, ecosystem change, and resilience. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v.1, n. 9, p. 488-494, 2003.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Brasília: Embrapa Produção de Informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 1999. 412p.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. Brasília: Embrapa Produção de Informação; Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2009.

ENGEL, V. L.; PARROTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P.Y. et al. (orgs.) **Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais**. Editora FEPAF, Botucatu. 340 p. 2003.

FAO. **Land resource potential and constraints at regional and country scales**. Roma: World Soil Resource Report, n. 90, 2000, 122p.

FAQUIN, V. **Diagnose do estado nutricional das plantas**. Curso de Pós-Graduação “Lato Sensu” (Especialização em Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas no Agronegócio). Lavras: UFLA/FAEPE, 2002. 77 p.

FÁVERO, C.; LOVO, I. C.; MENDONÇA, E. de SÁ. Recuperação de área degradada com sistema agroflorestal no vale do Rio Doce, Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.32, n.5, p.861-868, 2008.

FELFILI, J. M.; REZENDE, R. P. **Conceitos e métodos em fitossociologia. Comunicações Técnicas Florestais**. Brasília: Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Florestal, v. 5, n 1. 2003.

FERREIRA, F. A. **Patologia florestal; principais doenças florestais no Brasil**. Viçosa, Sociedade de Investigações Florestais, 1989. 570p.

FERREIRA, F. M.; COSTA, A. F. da; FORZZA, R. C. Aristidoideae, Chloridoideae, Danthonioideae e Pooideae (Poaceae) no Parque Estadual de Ibitipoca, Minas Gerais, Brasil. **Boletim de Botânica. Universidade de São Paulo**, São Paulo, v. 27, n. 2, 2009.

FIEDLER, N. C.; CARMO, F. C. de A. do; PEREIRA, D. P.; GUIMARÃES, P. P.; RÓS, E. B. da; MARIN, H. B. Viabilidade técnica e econômica de plantios comerciais em áreas acidentadas no sul do Espírito Santo. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 21, n. 4, p. 745-753, 2011.

FORSYTHE, W. M. Las condiciones físicas, la producción agrícola y la calidad del suelo. **X Congreso Nacional Agronómico/ II Congreso de Suelos**. 1996. 11 p.

FORSYTHE, W. M. Las propiedades físicas los factores físicos de crecimiento y la productividad del suelo. **Fitotecnia Latino Americana**, v. 4, p. 165-176, 1967.

FOSTER, G. R.; JOHNSON, C. B; MOLDENHAUER, W. C. Critical slope lengths for unanchored cornstalk and wheat straw residue. **Transactions of the American Society of Agricultural.**, v. 25, p. 935-939, 1982.

FRAGA, L. M. S.; ALMEIDA, A., P. A.; NEVES, S. de C. Capítulo IV Hidrologia e Hidrogeografia. In: SILVA, A. C.; PEDREIRA, L. C. V. Sá F.; ALMEIDA, A., P. A. (eds.). **Serra do Espinhaço Meridional: paisagens e ambientes**. Belo Horizonte: O Lutador; Diamantina: Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri - UFVJM, 2005. 272 p.

FRANCO, A. C.; NARDOTO, G. B.; SOUZA, M. P. Patterns of soil water potential and seedling survival in the cerrados of central Brazil. In: **SIMPÓSIO SOBRE O CERRADO, INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON TROPICAL SAVANNAS**, 1996, Brasília. Anais... Planaltina: Embrapa Cerrados. 1996. p. 277-280.

FRANCO, F. S.; COUTO, L.; CARVALHO, A. F. DE, JUCKSCH, I.; FILHO, E. I. F., SILVA, E.; MEIRA NETO, J. A. A. Quantificação de erosão em sistemas agroflorestais e convencionais na zona da mata de minas gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v.26, n.6, p.751-760, 2002.

FREITAS, M. L. M.; SEBBENN, A. M.; ZANATTO, A. C. S.; MORAES, E. Pomar de sementes por mudas a partir da seleção dentro em teste de progênes de *Myracrodruon urundeuva* Fr. All. **Revista Instituto Florestal**, São Paulo, v. 19, n. 2, p. 65-72, dez. 2007.

GANDOLFI, S.; MARTINS, S. V.; RODRIGUES, R. R. Forest restoration: many views and objectives. In: RODRIGUES, R. R., MARTINS, S. V., GANDOLFI, S. (Eds.) **High diversity forest restoration in degraded areas**. New York: Nova Science Publishers. 2007.

GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Metodologias de restauração florestal. In: FUNDAÇÃO CARGILL (Coord.). **Manejo ambiental e restauração de áreas degradadas**. São Paulo: Fundação Cargill, 2007a. p. 109-143.

GARWOOD, N. C. Tropical soil seed banks: a review. In: LECK, M. A., PARKER, .T.; SIMPSON, R. A. (Ed.). **Ecology of soil seed banks**. San Diego: Academic Press, 1989. p. 149-209.

GAVANDE, S. A. **Física de suelos**: Principios y aplicaciones. México: Limusa-Wiley, 1972. 351p.

GERHARDT, K. Leaf defoliation of tropical dry forest tree seedlings— implications for survival and growth. **Trees—Structure and Function**, v.13, p.88–95. 1998.

GIACOMINI, S. J.; AITA, C.; VENDRUSCOLO, E. R. O. Matéria seca, relação C/N e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio em misturas de plantas e cobertura de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.27, n.2, p.325-334, 2003.

GLEASON, H. A. The individualistic concept of the plant association. **Bulletin of the Torrey Botanical Club**, New York, v. 53, p. 7-26. 1926.

GLENN-LEWIN, D. C.; PEET, R. K.; VEBLEN, T. T. **Plant Succession; theory and prediction**. London: Chapman & Hall, 1992.

GOMES, A. P. C. **Cr terios e indicadores de sustentabilidade para o manejo de florestas tropicais**. 2000. Disserta o (Mestrado) - Universidade Federal de Vi osa, Vi osa, MG.

GOVERNMENT OF WESTERN AUSTRALIA. Advisory Notes for Land Managers on River and Wetland Restoration: wetlands and fire. 2, **Water Notes**. Dispon vel em: <http://www.wrc.wa.gov.au>, 2000. Acesso em: 9 de mar o de 2011.

GRABHERR, G.; KOJIMA, S. Vegetation Diversity and Classification Systems. In: SOLOMON, A. M.; SHUGART, H. H. **Vegetation Dynamics & Global Change**. New York: Chapman & Hall. 1993. Pp. 218-232.

GREGORICH, E. G.; GREER, K. J.; ANDERSON, D. W.; LIANG, B. C. Carbon distribution and losses: erosion and depositional effects. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 47, n. 3-4, p. 291-302. 1998.

HAEUSSLER, S.; MACKINNON, A.; MEIDINGER, D.; O'NEILL, G.; SIMARD, S. Managing B.C.'s forest and rangeland ecosystems to achieve ecological resilience. In: SNETSINGER, J. et al. **Future Forest Ecosystems of B.C.: Draft Recommendations for Review and Comment**. B.C. Ministry of Forests and Range. 2006.

HERRERA, C. M.; JORDANO, P.; GUITI N, J.; TRAVESET, A. Annual variability in seed production by woody plants and the masting concept: reassessment of principles and relationship at pollination and seed dispersal. **American Naturalist** v.152, p. 576-594.1998.

HOBBS, R. J. Setting Effective and Realistic Restoration Goals: Key Directions for Research. **Restoration Ecology**, v. 15, n. 2, p. 354-357, 2007.

HOBBS, R. J.; NORTON, D. A. Ecological filters, thresholds, and gradients in the resistance to ecosystem reassembly. In: TEMPERTON, V. M., HOBBS, R. J.; NUTTLE, T.; HALE, S. **Assembly rules and restoration ecology**. Washington, DC: Island Press, 2004. p. 71-95.

HOLL, K. D. Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate, and soil. **Biotropica**, Washington, v. 31, p. 229-242, 1999.

HOLLING, C. S. Resilience and stability of ecological systems. **Annual Review of Ecology and Systematics**, n. 4, p. 1-23, 1973.

HOUGHTON, D. Trees and erosion control. **Queensland Agricultural Journal**, v. 110, n. 1, p. 9-12, 1984.

IBAMA. **Manual de recuperação de áreas degradadas pela mineração: técnicas de revegetação.** Brasília: IBAMA, 1990. 96p.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manuais técnicos em geociências:** Divulga os procedimentos metodológicos utilizados nos estudos e pesquisas de geociências. Rio de Janeiro, RJ: ISSN 0103-9598. 2007. 316 p.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Vocabulário Básico de Recursos Naturais e Meio Ambiente.** 2ª edição. Rio de Janeiro. ISBN 85-240-3766-0 (meio impresso). 2004.

IGNÁCIO, É. D.; ATTANASIO, C. M.; TONIATO, M. T. Z. Monitoramento de plantios de restauração de florestas ciliares: micro bacia do ribeirão São João, Mineiros do Tietê, SP. **Revista Instituto Florestal**, São Paulo, v. 19, n. 2, p. 137-148, dez. 2007.

IMBACH, A. C. **Buscando el rumbo. Guía práctica para organizar y ejecutar procesos de auto evaluación de proyectos centrados en la sostenibilidad.** CIAT/UICN. 2000. 124p.

IMHOFF, S.; SILVA, A. P.; TORMENA, C. A. Spatial heterogeneity of soil properties in areas under elephant-grass short-duration grazing system. **Plant Soil**, Holanda, v. 219, p. 161-168, 2000.

INSTITUTO FLORESTAL SÉRIE REGISTROS. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, 2011. Publicação não periódica. Conceitos e definições correlato à ciência e à prática da restauração ecológica. ISSN 0103-3360.

JACINTHE, P. A.; LAL, R.; OWENS, L. B.; HOTHEM, D. L. Transport of labile carbon in runoff as affected by land use and rainfall characteristics. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 77, p. 111-113, 2004.

JORDANO, P.; GALETTI, M.; PIZO, M. A.; SILVA, W. R. Ligando Frugivoria e Dispersão de sementes à biologia da conservação. In: DUARTE, C.F.; BERGALLO, H.G.; DOS SANTOS, M. A.; V a, A. E. (Eds.). **Biologia da conservação:** essências. São Paulo: Editorial Rimal. 2006. p. 411-436.

KAGEYAMA, P. Y.; BIELLA, L. C.; PALERMO JR., A. Plantações mistas com espécies nativas com fins de proteção a reservatórios. In: **Congresso Florestal Brasileiro**, Campos do Jordão, SP: Sociedade Brasileira de Silvicultura, 1990. v. 1, p. 109-113.

KAGEYAMA, P.; LEPSCH-CUNHA, N. M. Singularidade da biodiversidade nos trópicos. In: GARAY, I.; DIAS, B. (org.). **Conservação da biodiversidade nos trópicos.** Petrópolis: Ed. Vozes. p.199-214. 2001.

KAGEYAMA, P. Y.; GANDARA, F. B. Recuperação de áreas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Eds.) **Matas Ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP/FAPESP. p. 249-269, 2004.

KELLER, D. R.; GOLLEY, F. B. **The Philosophy of Ecology: from science to synthesis**. Athens: The University of Georgia Press, 2000.

KENGEN, S. **A política florestal Brasileira: uma perspectiva histórica**. I SIAGEF – Porto Seguro, 2001

KENT, M.; COKER, P. **Vegetation description analyses**. London: Behaven Press, 1992.363p.

LAMB, D.; GILMOUR, D. **Rehabilitation and restoration of degraded forests**. Gland, Switzerland: IUCN, Forest Conservation, 2003. 110 p.

LARA, D. X.; FIEDLER, N. C.; MEDEIROS, M. B. de. Uso do fogo em propriedades rurais do cerrado em Cavalcante, GO. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 17, n. 1, p. 9-15, 2007.

LEPS, J.; OSBORNOVÁ-KOSINOVÁ, J.; REJMÁNEK, M.. Community stability, complexity and species life history strategies. **Vegetatio**, n. 54, p. 53–63. 1982.

LETEY, J. Relationship between soil physical properties and crop production. **Advances in Soil Science**, v. 1, p. 277-294, 1985.

MACEDO, A. C.; KAGEYAMA, P. Y.; COSTA, L. G. S. **Revegetação: matas ciliares e de produção ambiental**. São Paulo: Fundação Florestal, 1993. 26 p.

MACHADO, P. A. L. **Direito ambiental brasileiro**. 12. ed. São Paulo, SP: Malheiros, 2004.

MACIEL, C. D. de G.; POLETINE, J. P.; ALVES, I. M.; RAIMONDI, M. A.; RODRIGUES, M.; BUENO, R. R.; COSTA, R. S. da. Coroamento no controle de plantas daninhas e desenvolvimento inicial de espécies florestais nativas. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 32, n. 1, p. 119-128, 2011.

MAGALHÃES, J. P. **Evolução do direito ambiental no Brasil**. São Paulo: Ed. Juarez de Oliveira, 2002.

MAGURRAN, A. E. **Diversidad ecológica y su medición**. Barcelona: Vedral, 1989. 200 p.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. **Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações**. 2. ed. Piracicaba: POTAFOS, 1997. 319p.

MAPA DE SOLOS DO ESTADO DE MINAS GERAIS: legenda expandida / Universidade Federal de Viçosa; Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais; Universidade Federal de Lavras; Fundação Estadual do Meio Ambiente. Belo Horizonte: Fundação Estadual do Meio Ambiente, 2010. 49p.

MARÇAL, M. S.; GUERRA, A. J. T. Processo de urbanização e mudanças na paisagem da cidade de Açailândia (Maranhão). In: GUERRA, A. J. T.; CUNHA, S. B. **Impactos ambientais urbanos no Brasil**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil. 2001. 416 p.

MARGALEF, R. Diversity and Stability: a practical proposal and a model of interdependence. Brookhaven. **Symposium Biology**, 22: 25-37. 1969.

MARGALEF, R. **Perspectives in Ecological Theory**. Chicago: Univ. of Chicago Press, 1968.

MARQUES, J. F. **Efeitos da erosão do solo na geração de energia elétrica: uma abordagem da economia ambiental**. 1995. Tese (Doutorado) – Faculdade de Economia, Administração e Contabilidade, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.

MARTINS, S. V. **Recuperação de áreas degradadas: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração**. Viçosa: Aprenda Fácil Editora, p.270, 2009.

MARTINS, S. V. **Recuperação de matas ciliares**. 2.ed. Viçosa, MG: Centro de Produções Técnicas, 2007. 255p.

MARTINS, S. V., **Recuperação de Matas Ciliares**. Viçosa: Editora Aprenda Fácil, MG, 2001.

MARTINS, S. V., RODRIGUES, R. R., GANDOLFI, S., CALEGARI, L. Sucessão ecológica: fundamentos e aplicações na restauração de ecossistemas florestais. In: MARTINS, S. V. (Ed.). **Ecologia de florestas tropicais do Brasil**. Viçosa: Editora UFV. 2009. p.

MASSAD, T. J.; CHAMBERS, J. Q.; ROLIM, S. G.; JESUS, R. M.; DYER, L. A. Restoration of Pasture to Forest in Brazil's Mata Atlântica: The Roles of Herbivory, Seedling Defenses, and Plot Design in Reforestation. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 201, p. 257–267. 2011.

MAY, R. M. Stability in randomly fluctuating versus deterministic environments. **American Naturalist**, n. 107, p. 621–650, 1973.

MCCANN, K. S. The diversity-stability debate. **Nature**, v. 405, p. 228-233. 2000.

MCCUNE, B.; MEFFORD, M. J. **PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data, version 6**. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A. 2011.

MEDEIROS, M. B.; FIEDLER, N. C. Incêndios florestais no Parque Nacional da Serra da Canastra: desafios para a conservação da biodiversidade. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 14, n. 2, p. 157-168. 2004.

MELLO, N. A. Degradação física dos solos sob integração lavoura pecuária. In: MELLO, N. A.; ASSMANN, T. S. (Ed.). In: **Anais do 1º Encontro de Integração Lavoura-Pecuária no Sul do Brasil**. Pato Branco: CEFET-PR, 2002. p. 43-60.

MELLONI, R.; MELLONI, E. G. P.; ALVARENGA, M. I. N.; VIEIRA, F. B. M. Avaliação da qualidade de solos sob diferentes coberturas florestais e de pastagem no sul de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 2461-2470, 2008.

MELO, A. C. G.; RESENDE, R. U.; REIS, C. M. **Guia para monitoramento de reflorestamento para restauração**. São Paulo: SMA, 2010. (Circular Técnica, 1).

MELO, V. A. **Poleiros artificiais e dispersão de sementes por aves em uma área de reflorestamento, no estado de Minas Gerais**. 1997. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.

MENDONÇA, M. J. C. de; DIAZ, M. del C. V.; NEPSTAD, D.; MOTTA, R. S. DA; ALENCAR, A.; GOMES, J. C.; ORTIZ, R. A. The economic cost of the use of fire in the Amazon. **Ecological Economics**, v. 49, p. 89-105. 2004.

MENEZES, R. S. C.; SAMPAIO, E. V. S. B. Simulação dos fluxos e balanços de fósforo em uma unidade de produção agrícola familiar no semi-árido paraibano. In: SILVEIRA, L. M.; PETERSEN, P.; SABOURIN, E. (Org). **Agricultura familiar e agroecologia no semi-árido: avanços a partir do Agreste da Paraíba**. Rio de Janeiro: AS-PTA, 2002. p. 249-260.

METZGER, J. P. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas? In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E. de; MORAES, L. F. D. de; ENGEL, V. L.; GANDARA, F. B. (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. p. 49-76.

MILARÉ, E. **Direito do ambiente: doutrina, prática, jurisprudência, glossário**. São Paulo: Ed. Revista dos Tribunais, 2001.

MINAS GERAIS. LEI Nº 14.309 de 19 de junho de 2002. Dispõe sobre as Políticas Florestal e de Proteção à Biodiversidade no Estado.

MINAS GERAIS. LEI Nº 2.606 de 1 de janeiro de 1962. Fica criado o Instituto Estadual de Florestas.

MINAS SUSTENTÁVEL. Áreas do Cerrado e Mata Atlântica são recuperadas pelo Governo Aécio Neves. **Net**, Belo Horizonte, jan. 2010. Disponível

em:<http://minassustentavel.wordpress.com/2010/01/07/areas-do-cerrado-e-mata-atlantica-sao-recuperadas-pelo-governo-aecio-neves/> Acesso em: 09.08.2011.

MINAS, H. A. de. Subsídios para a instituição de uma política Ambiental no País. In: **Direito florestal**. Minas Gerais: Movimento Editorial da Revista da Faculdade de Direito da UFMG. 1978.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Fragmentação de Ecossistemas**: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas/ RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. de (orgs.). Brasília: MMA/SBF. 2003. 510p. ISBN – 87166-48-4.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE: Brasília, **Áreas Protegidas**, MMA. 2005.

MONTAÑO, M. M.; ARCE, J. J. C.; LOUMAN, B. **Uso de principios, criterios e indicadores para monitorear y Evaluar las acciones y efectos de políticas en el manejo de los recursos naturales**. Turrialba, Costa Rica: CATIE. (Serie técnica. Informe técnico / CATIE no. 347. 2006. 73 p. ISBN 9977-57-422-7.

MONTEBELLER, C. A. **Influência dos Perfis de Precipitação nas Perdas de Solo e Água**. 2009. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.

MORAES, L. F. D. de; CAMPELLO, E. F. C.; FRANCO, A. A. Restauração florestal: do diagnóstico de degradação ao uso de indicadores ecológicos para o monitoramento das ações. **Oecologia Australis**, v. 14, n. 2, p. 437-451, 2010.

MORESSI, M.; MORAES NETO, A.; CREPALDI, R. A.; CARBONARI, V.; DEMÉTRIO, M.F.; SILVESTRE, R. Eficiência do controle mecânico de formigas cortadeiras (*Atta laevigata*) no reflorestamento com espécies nativas. **Biológico**, São Paulo, v.69, suplemento 2, p.471-473, 2007.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and Methods of Vegetation Ecology**. New York: John Wiley & Sons, Inc. 1974.

MUNSELL, A. H. **A color notation**. Boston: G. H. Ellis, 1905. 90p.

NALON, C. F.; ATTANASIO, C. M.; LE BOURLEGAT, J. M. G.; dos SANTOS, M. B.; GANDOLFI, S. Indicadores de Avaliação e Monitoramento de Áreas Ciliares em Recuperação: Algumas Observações. In: Barbosa, L. M. (coord.) **II Simpósio de Atualização Recuperação de Áreas Degradadas**. São Paulo: Anais Instituto de Botânica, p. 42-53, 2009.

NAPPO, M. E.; GOMES, L. J.; CHAVES, M. M. F. Reflorestamentos mistos com essências nativas para a recomposição de matas ciliares. Lavras, MG: **Boletim Agropecuário** - Universidade Federal de Lavras. Editora UFLA. 31p, 1999.

NEVES, S. de C.; ALMEIDA, A., P. A.; FRAGA, L. M. S. Capítulo II Fisiografia. In: SILVA, A. C.; PEDREIRA, L. C. V. Sá F.; ALMEIDA, A., P. A. (eds.). **Serra do Espinhaço Meridional: paisagens e ambientes**. Belo Horizonte: O Lutador; Diamantina: Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri - UFVJM, 2005. 272 p.

NOFFS, P. S.; GALLI, L. F.; GONÇALVES, J. C. **Recuperação de áreas degradadas da Mata Atlântica: “uma experiência da CESP”**. 2ª edição. Brasília: MMA, 2000.

ODUM, E. P. The strategy of ecosystem development. **Science**, v. 164, p. 262-270. 1969.

OLIVEIRA, R. E.; ENGEL, V. L. A Restauração Ecológica em Destaque: Um retrato dos últimos vinte e oito anos de publicações na área. **Oecologia Australis**, v.15, n. 2, p. 303-315,2011.

OLIVEIRA, R. E. **O estado da arte da ecologia da restauração e sua relação com a restauração de ecossistemas florestais no bioma Mata Atlântica**. 2011. Tese (Doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônomicas, Botucatu, SP.

PADOVEZI, A. **O processo de restauração ecológica de APPs na microbacia do Campestre, Saltinho – SP: uma proposta de diálogo entre conhecimentos**. 2006. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP.

PALMER, M. A.; AMBROSE, R. F.; POFF, N. L. Ecological Theory and Community Restoration Ecology. **Restoration Ecology**, v. 5, n. 4, p. 291-300, 1997.

PARENTE, H. N.; MAIA, M. O. Impacto do pastejo sobre a compactação dos solos com ênfase no Semiárido. **Revista Trópica – Ciências Agrárias e Biológicas**. v. 5, n. 3, 2011.

PARSONS, A. J.; DUMONT, B. Spatial heterogeneity and grazing processes. **Animal Research**, v.52, p.161-179. 2003.

PEDROTTI, A.; MÉLLO JUNIOR, A. V. **Avanços em Ciências do solo: A física do solo na produção agrícola e qualidade ambiental**. São Cristovão: Editora UFS, Aracajú: Fapitec, 2009. 212p.

PEREIRA, R. M. **Gestão da qualidade aplicada ao inventário de florestas plantadas**. 2009. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, MG.

PEREIRA, T. P.; CARVALHO, J. C.; LIMA, M. C. **Análise do Desempenho de um Modelo Físico para o Ensaio de Inderbitzen**. I Simpósio sobre Solos Tropicais e Processos Erosivos no Centro Oeste, Unb, Brasília, DF, p. 109-115. 2003.

PETERSON, G.; ALLEN, C. R.; HOLLING, C. Ecological resilience, biodiversity, and scale. **Ecosystems**, n. 1, p. 6-18. 1998.

PICKETT, S. T. A.; CADENASSO, M. L.; MEINERS, S. J. Ever since Clements: from succession to vegetation dynamics and understanding to intervention. **Applied Vegetation Science**, v. 12, p. 9-21. 2008.

PICKETT, S. T. A.; OSTFELD, R. S. The shifting paradigm in ecology. In: KNIGHT, R. L.; BATES, S. F. (eds). **A New Century for Natural Resources Management**. Washington, DC: Island Press, 1995. p.

PILLAR, V. D. P. **Dinâmica Temporal da Vegetação**. Porto Alegre: UFRGS, Departamento de Botânica. 1994.

PIMM, S. L. **The balance of Nature? Ecological issues in the conservation of species and communities**. Chicago: The University of Chicago Press. 1991.

PIMM, S. L. The complexity and stability of ecosystems. **Nature**, n.307, p. 321-326. 1984.

PIÑA RODRIGUES, F. M. C.; LOPES, L.; BLOOMFIELD, V .K. Análise do desenvolvimento de espécies arbóreas de Mata Atlântica em sistema de plantio adensado para a revegetação de áreas degradadas em encostas, no entorno do Parque Estadual do Desengano (RJ). In: SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 3, Ouro Preto, 1997. **Anais...** Viçosa-MG : SOBRADE; UFV/DPS/DEF. 1997, p.283-291.

POLITANO, W. Avaliação mediante o emprego de imagens aéreas das condições ligadas ao uso da terra e erosão acelerada de uma área com solos arenosos provenientes da formação Bauru. In: **CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA**, 17., 1988, Iperó. Resumos... Iperó: CENTRO Nacional de Engenharia Agrícola/Sociedade Brasileira de Engenharia Agrícola, 1988, p. 48.

PRADO JUNIOR, C. **História Econômica do Brasil**. 43^a. ed. São Paulo: Brasiliense, 1998.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação**. Londrina. 2001. 318 p. ISBN 85-902002-1-3.

RABELLO, A.; RAMOS, F. N.; HASUI, E. Efeito do tamanho do fragmento na dispersão de sementes de Copaíba (*Copaifera langsdorffii* Delf.). **Biota Neotropica**, v.10, n.1, p. 47-54. 2010.

RAMSAR. Information Sheet on Ramsar Wetlands (RIS). Disponível em: http://www.ramsar.org/ris/key_ris_index.htm. 2008.

REGENSBURGER, B.; COMIN, J. J.; AUMOND, J. J. Integração de técnicas de solo, plantas e animais para recuperar áreas degradadas. **Ciência Rural**, Santa Maria, SC. v.38, n.6, set, 2008.

REINERT, D. J.; REICHERT, J. M.; VEIGA, M.; SUZUKI, L. E. A. S. Qualidade física do solo. In: **XVI Reunião Brasileira de Manejo e Conservação do Solo e Água**, 2006. Anais...Aracaju, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, UFS e Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2006.

REIS, A.; KAGEYAMA, P.Y. Restauração de áreas degradadas utilizando interações interespecíficas. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES L.F.D; ENGEL V.L.; GANDARA, F.B (Org.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF. 2003, p. 98-110.

RODRIGUES R. R.; LEITÃO FILHO, H. F.; CRESTANA, M. S. M. Abastecimento de Água do município de Iracemápolis, SP. In: **Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas**. Curitiba: Universidade Federal do Paraná - UFPR; Fundação de Pesquisas do Paraná, 1992. p. 407-416.

RODRIGUES, E. **Edge effects on the regeneration of forest fragments in North Paraná**. Tese de Ph. D. Harvard University. 1998.

RODRIGUES, R. R. Restauração de áreas degradadas no estado de São Paulo: iniciativas com base nos processos ecológicos. In: **Reunião anual de pesquisa ambiental. Resumos**. São Paulo: SMA, 2002.

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

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; ATTANASIO, C. M.; NAVE, A. G. Adequação ambiental de propriedades agrícolas com ênfase na restauração de grandes extensões de mata ciliar. In: BARBOSA, L.M. coord. **II Simpósio de Atualização em Recuperação de Áreas Degradadas**. Anais. Moji-Guaçu, SP: Instituto de Botânica, 2008. p. 69-91.

RODRIGUES, R. R.; LIMA, R. A. F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experiences in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, 2009.

ROOK, A. J.; TALLOWIN, J. R. B. Grazing and pasture management for biodiversity benefit. **Animal Research**, v.52, p.181-189, 2003.

RUIZ-JAEN, M. C.; AIDE, T. M. Vegetation structure, species diversity, and ecosystem processes as measures of restoration success. **Forest Ecology and Management**. v. 218, p. 159-173, 2005.

SANKARAN, M.; MCNAUGHTON, S. J. Determinants of biodiversity regulate compositional stability of communities. **Nature**, v.401, p.691-693. 1999.

SANTOS, R. D.; LEMOS, R. C. de; SANTOS, H. G. dos; KER, J. C., ANJOS, L. H. C. dos. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. 5.ed. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência de Solo/Folha de Viçosa, 2005. 100p.

SARCINELLI, O.; MARQUES, J. F.; ROMEIRO, A. R. Custos e benefícios da adoção de práticas e medidas para conservação do solo agrícola: um estudo de caso na micro bacia hidrográfica do córrego Oriçanguinha. **Informações Econômicas**, São Paulo, v.39, n.4, abr. 2009.

SAYRE, R.; ROCA, E.; SEDAGHATKISH G.; YOUNG, B.; KEEL, S.; ROCA R.; SHEPPARD, S. **Natureza em Foco: Avaliação Ecológica Rápida**. Arlington, Virginia: The Nature Conservancy. 2003.182 p. ISBN: 1-886765-18-9

SCHENATO, R. B.; ELTZ, F. L. F.; ROVEDDER, A.P. **Teor de carbono em solos arenosos: comparativo entre área de revegetação, campo nativo e solo arenizado**. XXXI Congresso Brasileiro de Ciência do Solo. Gramado, RS. 4 p. 2007.

SCHULZE, E. D.; MOONEY, H. A. **Biodiversity and Ecosystem Function**. New York: Springer study edition. 1994. 531p. ISBN 3-540-58103-0.

SEGIP - The State Environmental Goals and Indicators Project. Evaluation criteria. In: BERGQUIST, G. et al. **Prospective indicators for state use in performance agreements**. Florida: SEGIP/Florida Center for Public Management, 1995.

SEITZ, R. A. A regeneração natural na recuperação de áreas degradadas. In: **Anais Simpósio Sul Americano e Simpósio Nacional – Recuperação de Áreas Degradadas**. Foz do Iguaçu: FUPEF, 1994.

SEYMOUR, R. S.; HUNTER, M. L. JR. **New forestry in eastern spruce-fir forests: principles and applications to Maine**. Maine: Agricultural and Forest Experiment Station, Misc. Publication, 1994. 716p.

SHAFER, C. L. **Nature Reserves: Island Theory and Conservation Practice**. Washington, DC: Smithsonian Institution Press, 1991.

SIGNELL, S. A.; ABRAMS, M. D. Influence of rocky landscape features and fire regime on vegetation dynamics in Appalachian Quercus forests. **Journal of Vegetation Science**. v. 17, p. 675-684. 2006.

SILVA, F., E. P.; CARNEIRO, E. X.; CARNEIRO, C. Avaliação da compactação de solos em áreas de pastagem no Município de Porto Velho-RO- Amazônia ocidental. **Primeira Versão**, ano II, n. 108, p. 6-xx, 2002.

SILVA, A. C. Capítulo III Solos. In: SILVA, A. C.; PEDREIRA, L. C. V. Sá F.; ALMEIDA, A., P. A. (eds.). **Serra do Espinhaço Meridional: paisagens e ambientes**. Belo Horizonte: O Lutador; Diamantina: Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri - UFVJM, 2005. 272 p.

SILVA, A. M.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; LIMA, J. M. de; AVANZI, J. C.; FERREIRA, M. M. Perdas de solo, água, nutrientes e carbono orgânico em Cambissolo e Latossolo sob chuva natural. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 40, n. 12, p.1223-1230, 2005.

SILVEIRA, C. J. A.; COELHO, A. N. **Nota Técnica para o Programa de Fomento Florestal – IEF**. Belo Horizonte: IEF, 2008. Disponível em: <http://www.ief.mg.gov.br/images/stories/notatecnica/nota_tecnica_fomento_ambientam%5B1%5D.pdf>. Acesso em: 10 jan. 2012.

SIQUEIRA, L. P. de. **Monitoramento de áreas restauradas no interior do Estado de São Paulo, Brasil**. 2002. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP.

SIQUEIRA, L. P. de; MESQUITA, C. A. B. **Meu pé de Mata Atlântica: experiências de recomposição florestal em propriedades particulares no corredor central**. Rio de Janeiro: Instituto Bio Atlântica, ed. 1. 2007. 188p.

SMIT, C.; BÉGUIN, D.; BUTTLER, A.; MÜLLER-SCHÄRER, H. Safe sites for tree regeneration in wooded pastures: a case of associational resistance? **Journal of Vegetation Science**. v. 16, p. 209-214, 2005.

SOBREVILA, C.; BATH, P. **Evaluacion Ecologica Rapida; un manual para usuarios de América Latina y el Caribe**. The Nature Conservancy, Arlington, USA. 1992.

SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL SCIENCE & POLICY WORKING GROUP. **The SER International Primer on Ecological Restoration**. 2ª versão. 2004. Disponível em: www.ser.org/content/ecological_restoration_primer.asp. Acesso: 25/09/2011.

SOUTO, P. C.; SOUTO, J. S.; SANTOS, R. V. ARAÚJO, G. T.; SOUTO, L. S. Decomposição de esterco disposto em diferentes profundidades em área degradada no semi-árido da Paraíba. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 29, n.1, 2005.

SOUZA, F. M.; BATISTA, J. L. F. Restoration of seasonal semideciduous Forest in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, Cambridge, v. 196, p. 275-285, 2004.

SUTHERLAND, J. P. The fouling community at Beaufort, North Caroline: a study in stability. **American Naturalist**, 118, p. 499-519. 1981.

SWIOKLO, M. T. Legislação florestal: evolução e avaliação. In: **CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO**, 6., 1990, Campos do Jordão - SP. Trabalho Apresentado... Campos do Jordão – SP, 1990.

TANSLEY, A. G. The use and abuse of vegetational concepts and terms. **Ecology**. v. 16, p. 284-307. 1935.

TAVARES, S. R. de L. **Curso de recuperação de áreas degradadas: a visão da Ciência do Solo no contexto do diagnóstico, manejo, indicadores de monitoramento e estratégias de recuperação**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2008. 228 p. ISSN 1517-2627.

TEIXEIRA, W. G.; SCHROTH, G.; FACCIN, O. P.; HUNE, B.; ZECH, W. Avaliação de parâmetros físico-químicos e hídricos do solo como indicadores da recuperação de áreas degradadas na Amazônia Ocidental. In: **SIMPÓSIO NACIONAL DE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS**, 3., 1997, Viçosa, MG. **Anais...** Viçosa: UFV, 1997. p. 166-174.

THOMPSON, I.; MACKAY, B.; McNULTY, S.; MOSSELER, A. **Forest Resilience, Biodiversity, and Climate Change**. A synthesis of the biodiversity/resilience/stability relationship in forest ecosystems. Montreal: Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Technical Series, n. 43, 67 p. 2009.

TIVY, F. Ecosystem and disturbance. In: **Biogeography: a study of plants in the ecosphere**. Essex: Longman Scientific & Technical, 1993. p.293-310.

TOMAZI, A. L.; ZIMMERMANN, C. E.; LAPS, R. R. Poleiros artificiais como modelo de nucleação para restauração de ambientes ciliares: caracterização da chuva de sementes e regeneração natural. **Biotemas**, v. 23, n.3, p. 125-135, 2010.

TRES, D. R.; SANT'ANNA, C. S.; BASSO, S.; LANGA, R.; RIBAS JR., U.; REIS, A. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, supl. 1, p. 312-314, jul. 2007.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **America's wetlands: our vital link between land and water**. Office of Wetlands, 1995.

UEHARA, T. H. K.; GANDARA, F. B. **Monitoramento de áreas em recuperação**: subsídios à seleção de indicadores para avaliar o sucesso da restauração ecológica. São Paulo: Secretaria de Meio Ambiente, 2011. 68 p. ISSN 1981-6235.

UEHARA, T. H. K.; CASAZZA, E. F. Avaliação da efetividade do Projeto de Recuperação de Matas Ciliares do Estado de São Paulo: uma contribuição ao desenvolvimento de instrumentos de políticas públicas para a conservação ambiental. **Cadernos da Mata Ciliar**, n. 5, 2011.

VAN STRAALLEN, N. M. Evaluation of bioindicator systems derived from soil arthropod communities. **Applied Soil Ecology**, v. 9, p. 429-437, 1998.

VAVRA, M.; PARKS, C. G.; WISDOM, M. J. Biodiversity, exotic plant species, and herbivory: The good, the bad, and the ungulate. **Forest Ecology and Management**, v.246, n.1, p.66-72, 2007.

VELOSO, H. P.; RANGEL, F., A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, Departamento de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 124 p. 1991.

VIDRA, R. L.; SHEAR, T. H. Thinking Locally for Urban Forest Restoration: A Simple Method Links Exotic Species Invasion to Local Landscape Structure. **Restoration Ecology**, v. 16, n. 2, p. 217-220, 2008.

VIEIRA, D. L. M.; SCARIOT, A. Principles of Natural Regeneration of Tropical Dry Forests for Restoration. **Restoration Ecology**. v. 14, n. 1, p. 11–20, 2006.

VILCHEK, G. E. Ecosystem health, landscape vulnerability, and environmental risk assessment. **Ecosystem Health**, v.4, n.1, mar.1998, p. 52-60.

WAINER, A. H. **Legislação ambiental do Brasil: subsídios para a história do Direito Ambiental**. Rio de Janeiro: Forense, 1991.

WALKER, L. R.; del MORAL R. **Primary Succession and Ecosystem Rehabilitation**. Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press, 2003.

WATANABE, S. **Glossário de Ecologia**. 2ª edição. São Paulo: Publicação ACIESP n. 103. 1997.

WEBSTER, J. R.; WAÍDE, J. B.; PATTEN, B. C. Nutrient recycling and the stability of ecosystems. In: HOWELL, F. G.; GENTRY, J. B.; SMITH, M. H. (eds.). **Mineral cycling in southeastern ecosystems ERDA**. Washington: Symposium series, 1975. p. 1-27.

WHITMORE, T. C. **Tropical rain forests dynamics on the far east**. Oxford: Clarendon, 1984. 352 p.

WILLIAMS, R.; MARTINEZ, N. Simple rules yield complex food webs. **Nature**, London, v. 404, p. 180-183, 2000.

WWF CENTRAL AMÉRICA. **Monitoreo Ecológico del Manejo Forestal en el Trópico Húmedo: Una Guía Para Operadores Forestales y Certificadores con Énfasis en Bosques de Alto Valor Para la Conservación**. San José, Costa Rica: WWF Central América. 2004. 98p.

ZAMORA, R.; GARCIA-FAYOS, P.; GOMEZ-APARICIO, L. Las interacciones planta-planta y planta-animal en el contexto de la sucesión ecológica. In: VALLADARES, F. (Ed.). **Ecología del bosque mediterráneo en un mundo cambiante**. EGRAF, Madrid, España, p. 371-393. 2004.