Josianne Cláudia Sales Rosa

Planejamento e monitoramento da recuperação de áreas degradadas por mineração: Um framework baseado no conceito de serviços ecossistêmicos

São Paulo
2019

Universidade de São Paulo
Josianne Cláudia Sales Rosa

**Planejamento e monitoramento da recuperação de áreas degradadas por mineração: Um
framework baseado no conceito de serviços ecossistêmicos**

São Paulo
2019

Planejamento e monitoramento da recuperação de áreas degradadas por mineração: Um framework baseado no conceito de serviços ecossistêmicos

Tese apresentada à Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, como requisito para obtenção do título de doutora em Ciências.

Programa de pós-graduação: Engenharia Mineral

Área de concentração: Meio ambiente

Orientador: Luis Enrique Sánchez

São Paulo
2019

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Este exemplar foi revisado e corrigido em relação à versão original, sob responsabilidade única do autor e com a anuência de seu orientador.

São Paulo, _____ de _____ de _____

Assinatura do autor:

Assinatura do orientador:

Catálogo-na-publicação

Rosa, Josianne Claudia Sales

Planejamento e monitoramento da recuperação de áreas degradadas por mineração: Um framework baseado no conceito de serviços ecossistêmicos / J. C. S. Rosa -- versão corr. -- São Paulo, 2019.
237 p.

Tese (Doutorado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.
Departamento de Engenharia de Minas e Petróleo.

1.Recuperação de áreas degradadas 2.mineração 3.ecossistemas
4.comunidades 5.bauxita I.Universidade de São Paulo. Escola Politécnica.
Departamento de Engenharia de Minas e Petróleo II.t.

Nome: Rosa, Josianne Cláudia Sales

Título: Planejamento e monitoramento da recuperação de áreas degradadas por mineração:
Um framework baseado no conceito de serviços ecossistêmicos

Tese apresentada à Escola Politécnica da Universidade de São Paulo,
como requisito para obtenção do título de doutora em Ciências.

Aprovado em:

Banca Examinadora

Prof. Dr. Luis Enrique Sánchez

Instituição: Escola Politécnica da Universidade de São Paulo

Julgamento: _____

Profa. Aliny Patrícia Flauzino Pires

Instituição: Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Julgamento: _____

Prof.Dr. Fábio de Andrade Abdala

Instituição: Alcoa World Alumina

Julgamento: _____

Prof.Dr. Ademir Reis

Instituição: Universidade Federal de Santa Catarina

Julgamento: _____

Prof.Dr. Victoriano Ramon Vallejo

Instituição: Universidade Autônoma de Barcelona

Julgamento: _____

*Para Alice, minha afilhada e sobrinha, por
renovar minhas esperanças na vida!*

*Para Arthur meu sobrinho de coração, por me ensinar a
importância de se demonstrar afeto!*

*Obrigada por serem capazes de superar a distância física entre nós. Que os filhos de vocês
possam viver em um mundo com mais florestas!*

Agradecimentos

Desde que comecei essa pesquisa eu ouço dizer que o mais importante de um doutorado é o doutor, a pessoa que se desenvolve por meio desse árduo, longo, cansativo e gratificante trabalho de escrever uma tese. Depois de 53 meses, tendo esse projeto de pesquisa como o foco de minha vida, definitivamente não sou a mesma Josi que começou essa jornada. Nesse período mudei de casa 8 vezes, foram cinco no Brasil e três na Austrália, o que me permitiu conhecer tanta gente e viver tanta coisa, que seria injusto dizer que esta tese é apenas o produto de um projeto de pesquisa. Essa tese é o produto de uma jornada de autoconhecimento, crescimento profissional e a materialização de muitos sonhos. Essa tese é também resultado do trabalho, da dedicação, compreensão e companheirismo de muitas pessoas, por isso depois escrever mais de 200 páginas, eu não poderia deixar de reservar duas para agradecer a cada uma delas.

Eu tive muitos orientadores ao longo dessa pesquisa, mas primeiramente agradeço ao meu principal orientador Luis E. Sánchez que sempre esteve ao meu lado e foi tão generoso ao me apresentar os outros orientadores. Sánchez, obrigada por ser sempre tão compressível e paciente, especialmente, agradeço por sua empatia em relação aos problemas de cada um de seus alunos e pela seriedade que trata a pesquisa científica, foi muito enriquecedor conviver com você ao longo desses 7 anos! Muito obrigada Angus Morrison-Saunders, meu orientador Australiano, pela dedicação, atenção, paciência, companheirismo, ensinamentos sobre o processo de publicação e por cada dia dedicado a essa pesquisa (Cheers Mate). Obrigada Davide Geneletti da Universidade de Trento e Michael Huges da Murdoch University, orientadores informais e parceiros na pesquisa sobre recreação, agradeço pelo tempo dedicado, pela gentileza, confiança e seriedade com essa pesquisa. Agradeço ao Andrew Grigg, orientador no período que estive na Alcoa da Austrália, pela disponibilidade, apoio, atenção e dedicação durante os trabalhos de campo.

A minha família, obrigada mãe e pai (Elza e Josimar), irmãos (João e Pedro) e cunhadas (Andrea e Tamiris) por me receberem sempre com carinho a cada volta “pra casa”, pelo apoio incondicional, pela compressão, por torcerem e acreditarem nesta pesquisa. Todas minhas tias (Bel, Adriana, Maria e Marcia), padrinho e tios (Junior, Jamilson e Jaime), primas (Joana, Nayara, Camila, Mohara, Maile, Jaqueline, Letícia), primos (Vinicius, Clayton, Tobias), minhas Dinhas (Piedade e Efigênia) e minha amada avó Dona Rosa por sempre compreender minhas ausências nas reuniões familiares e por se esforçarem para estar comigo nos poucos momentos que estive em Belo Horizonte. Vocês são a melhor família que eu poderia ter, inspiração de cada dia! Ao Pedro, Summilla, Luísa, Dinha Benedita e Tio Jaime, assim como a equipe do DL por me proporcionarem um fim de semana libertador no meio do processo de redação desta tese.

Aos meus amigos, de BH Naty, Gu, André e Tábata, que provaram que grandes amizades são capazes de superar o tempo e a distância. Aos meus professores da PUC Minas e agora amigos, Miguel, Henrique, Virginia e Denise por estarem sempre disponíveis para conversas, pelas oportunidades e confiança. À minha querida amiga e companheira de moradia Ana Paula, com quem tive o prazer de compartilhar 3 anos de minha vida! À minha querida Juliana Livi, minha companheira de casa, minha vizinha e amiga, com quem tive o prazer de dividir vinhos, problemas e momentos de intensa felicidade. Ao Fábio pela gentileza de me ceder seu apartamento para que essa tese fosse finalizada. À família Maresias, Bruna, Diego e Cabral, pelo acolhimento e companheirismo nos meses que passei nessa linda praia escrevendo essa tese. A Mirella pelas oportunidades, confiança e ensinamentos sobre antropologia.

Agradeço também Juliana Siqueira e Carla, companheiras de pesquisa e amigas, por cada café, discussões metodológicas e festinhas de aniversários. Em especial agradeço a minha amiga Barbara Almeida por todo ensinamento, companheirismo, crescimento profissional e pela revisão desta tese. Aos meus amigos de Sampa, Rômulo, Douglas, Gabi, Léo, Paulo, Amanda. Pedro Campos e Fernando por tornarem minha vida mais divertida e aconchegante. Ao Pedro Alves pelo carinho, apoio, compreensão e amor que lidou com o meu estresse nos últimos meses de redação e preparação para defesa. Aos amigos e companheiros da USP Thammi, Gabo, Nery, Carlos, Dimas, Nunan, Francisco, Rafão, Thaís, Ingled, Fezinha e Vitor, por cada risada, encontro, conversas, contribuições para esta pesquisa e cervejas no CMR. Em especial agradeço ao Jatobá, que além das cervejas compartilha, enfrentou comigo o desafio de quantificar o estoque de carbono nas duas florestas estudadas. Agradeço à Tharcila e ao Danilo, pela empatia, educação e gentileza com que tratam as pessoas. Ao Rafael e a Sheila, amigos de São Paulo, companheiros de intercâmbio na Austrália. Às amigas, Jenny Pope, Leiliane Bozzi e Tai White-Toney, inspirações femininas, pela companhia, amizade e companheirismo na Austrália. À Barb Kelly, minha “roommate e step-mother”, pelo agradável convívio, por cada xícara de chá e pelas aulas de inglês.

A todos os professores e funcionários do departamento de Engenharia de Minas e Petróleo, pelas oportunidades de crescimento. Aos professores Omar Bitar, do Instituto de Pesquisas Tecnológicas, Rozely dos Santos do Instituto de Biociências da USP, Mariana Giannotti da Escola Politécnica da USP, pela disponibilidade, conversas e orientações informais. Ao professor Ramón Vallejo da Universidade Autônoma de Barcelona, e a professora Suely Furlan pela participação e contribuições no exame de qualificação.

A todos os funcionários da Alcoa Brasil pela agradável convivência durante os dois meses que estive em Juruti, especialmente agradeço ao Fabio Abdala, pela confiança nesta pesquisa, apoio logístico e fornecimento de dados. Agradeço também aos amigos que lá fiz Susie, Ane, Juliana Maia, Pat, Saulo, Urias e Ellen, pelo apoio e carinho que me receberam durante os trabalhos de campos. Ao instituto Vitória Régia, especialmente aos técnicos Jardson, Elvis e Adenei pelo acompanhamento nos trabalhos de campo com as comunidades do Juruti Velho. À consultoria MARCA, na pessoa de Anderson pelo apoio na coleta de dados nas áreas em recuperação. Em especial, agradeço às comunidades do PAE Juruti Velho pelas entrevistas, acomodação e carinho. Agradeço aos mais de 100 Australianos que responderam minha pesquisa online sobre recreação e mineração. A todos os funcionários da Alcoa Austrália, pela disponibilidade, carinho e auxílio durante o período que estive acompanhando as atividades da mina. Especialmente agradeço ao Cameron Richardson, Cameron Blackburn e Suellen Darvey por toda ajuda, dedicação e simpatia.

À Fundação de Amparo à Pesquisa de São Paulo – FAPESP por financiar essa pesquisa por meio do processo 2014/22927-1 e conceder um estágio de pesquisa no exterior por meio do processo 2016/23021-1. As opiniões, hipóteses e conclusões ou recomendações expressas neste material são de responsabilidade da autora e não necessariamente refletem a visão da FAPESP e da CAPES. Agradeço a Alcoa World Alumina por acreditar em minha pesquisa, por fornecer os dados, por permitir meu acesso às minas e pelo apoio. A cada um de vocês, por cada momento, por todo apoio, por cada sorriso, por cada crítica e pela energia positiva que emanam: Sou grata!

"As rosas da resistência nascem no asfalto. A gente recebe rosas, mas também vamos estar com o punho cerrado falando do nosso lugar de vida e resistência contra os mandos e desmandos que afetam nossas vidas"

Vereadora Marielle Franco, ao receber flores de um vereador durante seu último pronunciamento na Câmara. Marielle foi assassinada no Rio de Janeiro no dia 14 de março de 2018.

RESUMO

ROSA, J.C.S. Planejamento e monitoramento da recuperação de áreas degradadas por mineração: Um framework baseado no conceito de serviços ecossistêmicos. 2019. Tese (Doutorado em Ciências – Engenharia Mineral) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2019.

Como forma temporária de uso do solo, a mineração requer planejar o futuro uso da área minerada de modo a deixar um legado positivo, por meio de engajamento com as partes interessadas e afetadas. Entretanto o processo de avaliação dos resultados da recuperação de áreas degradadas está quase sempre estritamente relacionado ao monitoramento de parâmetros biofísicos, sem avaliar o benefício social resultante. A característica integradora do conceito de serviços ecossistêmicos propicia avanços no planejamento e avaliação de resultados de programas de recuperação de áreas degradadas, ao demonstrar como a restauração das funções do ecossistema, induzida pela recuperação, pode melhorar o fornecimento de serviços, o que é refletido na qualidade de vida de seus beneficiários. O objetivo desta tese foi desenvolver um *framework* que permita incorporar o conceito de serviços ecossistêmicos ao processo de planejamento, implementação e monitoramento dos programas de recuperação de áreas degradadas pela mineração. Tal *framework* foi desenvolvido inicialmente em língua inglesa e chamado de ESAR – *Ecosystem Services Assessment for Rehabilitation*. A metodologia geral da pesquisa é composta por quatro etapas sequenciais. A primeira foi a revisão da literatura e das boas práticas internacionais, quando foram levantadas informações para desenvolver uma versão preliminar do *framework*. Na segunda, o ESAR foi testado em duas minas de bauxita operadas pela empresa Alcoa, uma localizada na floresta Amazônica, Pará, Brasil e outra localizada na *jarrah forest*, na Austrália Ocidental. A terceira etapa objetivou realizar uma validação do ESAR segundo a perspectiva de profissionais da área de mineração. Finalmente, na quarta etapa o ESAR foi submetido à revisão de técnicos dos órgãos governamentais responsáveis pela regulação das minas de bauxita. Em síntese, os resultados dos testes de validação do ESAR demonstram que não se pode assumir que esforços de restauração ecológica automaticamente restauram a qualidade de vida da população afetada pela mineração, assim como a restauração da biodiversidade não necessariamente conduz à recuperação de benefícios sociais provenientes de um serviço ecossistêmico. Tanto os profissionais quanto os reguladores, brasileiros e australianos, acreditam que a análise de resultados requerida pelo ESAR é a etapa mais difícil de ser aplicada e não vem sendo praticada. Discute-se que o conceito de serviços ecossistêmicos facilita o envolvimento das partes interessadas e afetadas, desde que a coleta e análise de dados sejam planejadas e seus resultados sejam estruturados em um banco de dados integrado. A pesquisa leva a concluir que há valor em repensar ou reestruturar práticas de recuperação de áreas degradadas pela mineração de modo a acomodar o conceito de serviços ecossistêmicos ao longo de processos já estabelecidos, para que os benefícios sociais da recuperação sejam explicitamente demonstrados, facilitando a licença social para operar, bem como deixando um legado positivo pós-mineração.

Palavras-Chave: Recuperação de áreas degradadas; mineração; ecossistemas; comunidades; bauxita

ABSTRACT

ROSA, J.C.S. Planning and evaluating mine rehabilitation: A framework based on ecosystem service concept. 2019. Tese (Doutorado em Ciências – Engenharia Mineral) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2019.

Mining is a temporary land use hence companies are required to rehabilitate mined areas to ensure a positive legacy to society. Engaging with stakeholders is considered a good practice to support planning for post-mining land use. However, only biophysical indicators have been used to assess mine rehabilitation efforts, without an adequate evaluation of social outcomes. Ecosystem services assessment is a tool increasingly being used to understand the benefits that society obtains from ecosystems and is in many decision-making contexts. The integrative characteristic of the ecosystem services concept could advance planning and monitoring mine rehabilitation by translating biophysical outcomes into social benefits, and demonstrating how rehabilitation efforts could improve human well-being. This thesis developed a framework to incorporate the ecosystem services concept into the planning and monitoring process of mine rehabilitation. The framework was called ESAR – Ecosystem Services Assessment for Rehabilitation. The research was conducted in four phases. The first aimed at reviewing the literature and international best practices to develop the draft version of ESAR. In the second phase, ESAR was tested in two bauxite mines located in forest ecosystems, one in Brazil and another in Australia, both operated by the company Alcoa. The third phase aimed at validating ESAR by mining professionals from Brazil and Australia perspectives. In the last phase, government regulators of the two countries assessed ESAR. Overall the study demonstrates that meeting regulatory requirements for rehabilitation, as measured by ecological indicators, does not automatically correlate with acceptable social outcomes. Professionals and regulators see ESAR as an opportunity to engage stakeholders and demonstrate social benefits of mine rehabilitation. Both also affirmed that outcomes analysis of rehabilitation programmes is currently poorly done, and it is the most difficult step of ESAR. We argue that the ecosystem services concept facilitates stakeholders' engagement and that a structured and integrated database is required to demonstrate beneficial outcomes. In conclusion, the research showed value in reframing mine rehabilitation practices to accommodate ecosystem services alongside the well-established ecological goals so as to explicitly demonstrate the social benefits of rehabilitation.

Key words: mine rehabilitation; services; ecosystem; communities; bauxite

Lista de abreviaturas e siglas

ACP – Análise da Componente Principal
AIA – Avaliação de Impacto Ambiental
Arcojuve - Associação das Comunidades da Região de Juruti Velho
ASI - *Aluminium Stewardship Initiative*
BBOP -*Business and Biodiversity Offsets Programme*
CBD – Convention of Biology Diversity
CFEM - Compensação Financeira sobre a Exploração de Recurso Minerais
Conjus – Conselho Juruti Sustentável
DAP – Diâmetro na Altura do Peito
DAS – Diâmetro na Altura do Solo
DBCA - *Department of Biodiversity, Conservation and Attractions*
DMIRS - *Department of Mines, Industry Regulation and Safety*
EIA – Estudo de Impacto Ambiental
ESAR – *Ecosystem Services Assessment for Rehabilitation*
FGV – Fundação Getúlio Vargas
Funbio – Fundo Brasileiro de Biodiversidade
Funjus – Fundo Juruti Sustentável
GPS – *Global Positioning System*
IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IDH – Índice de Desenvolvimento Humano
IFC – *International Finance Corporation*
IJUS – Instituto Juruti Sustentável
MMPLG - *Mining Management Program Liaison Group*
ONU – Organização das Nações Unidas
OSD – Objetivos do desenvolvimento sustentável
PAE – Programa de Assentamento Agroextrativista
PDCA - *Plan-do-check-act*
PIB – Produto Interno Bruto
PRAD – Plano de recuperação de áreas degradadas
RAD – Recuperação de áreas degradadas
RAS – Restauração Sistêmica, Consultoria ambiental.
SEMAS – Secretaria de Meio Ambiente e Sustentabilidade (neste trabalho refere-se a SEMAS do estado do Pará)
SIG - Sistema de Informação Geográfica

Lista de figuras

Figura 1 - Esquema explicativo do método hipotético-dedutivo, adotado pela pesquisa	28
Figura 2: Etapas da pesquisa e produtos alcançados.....	29
Figura 3: Cascata de fornecimento de serviços ecossistêmicos. Fonte: Adaptado de Haines-Young e Potschin (2010).	32
Figura 4: Relação entre o conceito de serviços ecossistêmicos e os estágios de vida de uma mina. ..	38
Figura 5: Fotos do projeto mina de bauxita Juruti. A esquerda superior é demonstrada a ferrovia e a rodovia que ligam a mina ao porto. A direita superior apresentação a captação de água utilizada no processo de concentração mineral. A esquerda inferior pode ser visualizada uma frente de lavra, demonstrando o método de extração mineral utilizado, lavra em tiras. E a direita inferior é apresentada uma das bacias de rejeitos, com a vegetação que não foi afetada pela mina ao fundo.	53
Figura 6: Linha do tempo do desenvolvimento do Projeto Juruti e principais marcos de interesse para esta pesquisa.....	56
Figura 7: Localização da mina de Bauxita Juruti, as comunidades afetadas que compõem o PAE Juruti Velho.	60
Figura 8: Encosta do platô Capiiranga e comunidades ribeirinhas do PAE Juruti Velho	62
Figura 9: Comparação da produção do extrativismo florestal no município de Juruti entre os anos 2000 e 2009.....	63
Figura 10: Viveiros de mudas nas comunidades do PAE Juruti Velho, sendo acompanhados pelos técnicos do Instituto Vitória Régia, na mina de Juruti.	66
Figura 11: Inconformidades com o objetivo de reconformação topográfica estabelecido no PRAD, de algumas áreas em recuperação da mina na floresta Amazônica.....	67
Figura 12: Mapa das áreas em recuperação de 2012 até 2017 em comparação com as áreas onde a vegetação foi suprimida.	67
Figura 13: Localização das áreas de lavra e em recuperação da mina de bauxita na Jarrah Forest.....	70
Figura 14: Linha do tempo do desenvolvimento da mina na Jarrah Forest, e seu histórico de recuperação de áreas degradadas.	72
Figura 15: Áreas em processo de recuperação. Superior a esquerda uma área com cerca de 9 meses e ao fundo uma floresta não minerada. Superior a direita área com cerca de 4 anos. Inferior a esquerda área com cerca de 7 e anos e a direita com 20 anos, onde já possível ver vegetação de subosque.	77
Figura 16: Balanço da supressão de vegetação e recuperação na mina da Jarrah Forest – período 2004 até 2014.	81
Figura 17: O framework ESAR – Ecosystem Services Assessment for Rehabilitation.	82
Figura 18: Metodologia utilizada para identificação de ecossistemas, serviços e beneficiários afetados pelo projeto Mina de bauxita Juruti.....	94
Figura 19: Coleta de DAP e Altura Total dos indivíduos e registro das coordenadas em GPS.....	101
Figura 20: Mapa de cobertura do solo da Mina de Juruti	107
Figura 21: Produtos confeccionados nas comunidades visitadas a partir de recursos coletados na floresta ombrófila densa.	110

Figura 22: Objetivo do PRAD da mina de bauxita Juruti reformulado tendo o conceito de serviços ecossistêmicos como elemento norteador, apresentado ao empreendedor.	113
Figura 23: Castanheira em uma área em processo de supressão vegetação, pode-se visualizar suas raízes de castanheiras após o fim da supressão.	115
Figura 24: Relação entre o DAP e altura total de todos os indivíduos de <i>Bertholletia excelsa</i> amostrados no inventário florestal na região afetada pela mina de bauxita de Juruti.	116
Figura 25: Teste ANOVA para comparar as médias de carbono entre as parcelas.	120
Figura 26: Comparação da distribuição da média de carbono e do DAP das 103 parcelas. Gráfico Quantil-Quantil sem tendência – Carbono e DAP –A parcela 56 apresenta-se uma diferença significativa das demais.	121
Figura 27: Dispersão do carbono estocado acima do solo versus média do DAP dos indivíduos arbóreos analisados. Cálculo do estoque de carbono feito a partir da equação alométrica estabelecida por Silva (2007)	122
Figura 29: Frequência acumulada do carbono estocado para cada indivíduo.	123
Figura 30: No primeiro plano, área em recuperação, onde foi feito tratamento apenas com realocação do topsoil.	126
Figura 31: Localização das parcelas permanentes de áreas em recuperação, demonstrando a conectividade com a matriz da paisagem.	127
Figura 32: Emissões de CO ₂ das 20 principais operações na Austrália entre 2015 e 2016.	131
Figura 33: Mapeamento histórico da região de Huntly mine, da mina de bauxita na Jarrah Forest, a partir de imagens do satélite Landsat. A cor verde representa áreas de vegetação, enquanto que a cor rosa representa áreas onde não há vegetação. Azul são corpos hídricos.	140
Figura 34: Comparação entre os resultados da classificação pelo algoritmo e a previsão feita pela Alcoa em termos de supressão de vegetação e recuperação de áreas degradadas. A linha transversal com número em negrito demonstra a quantidade pixels corretamente classificados pelo algoritmo, de acordo com o histórico da Alcoa. Os números coloridos em verde apresentam erros menores que 1%, a cor azul mostra erros entre 1 e 5%, a cor amarela erros entre 5 e 10%, a rosa erros entre 10 e 15% e cor vermelha erros maiores que 15%.	141
Figura 35: Área de monitoramento ao longo dos anos, de acordo com as parcelas permanentes ...	142
Figura 36: Objetivos de recuperação da mina de bauxita Jarrah Forest.	144
Figura 37: Distribuição das áreas em recuperação, áreas mineradas e trilhas para bushwalking e mountain biking.	146
Figura 38: Fotos do parque Langford Park, em Jarrahdale, primeira região recuperada pela Alcoa na Austrália. À direita superior placas com as trilhas de mountain biking fornecidas no parque. À esquerda superior placa da Alcoa mencionando a homenagem do nome do parque ao gerente da mina que operou na região. À esquerda inferior mountain bikers se preparando para deixar o parque em domingo de sol. À esquerda inferior uma criança utilizando a trilha fornecida pelo parque, bem como o aspecto da vegetação recuperada.	148
Figura 39: Preferência dos bushwalkers e mountain bikers sobre áreas para recreação. Os entrevistados foram pedidos para fornecer uma nota de 1 a 5, em uma escala crescente.	151
Figura 40: Características de áreas mineradas e não mineradas na opinião de 50 bushwalkers.	153

Figura 41: Características de áreas não mineradas e áreas recuperadas na opinião de 68 mountain bikers.	154
Figura 42: Características desejáveis de uma área recuperada na opinião de bushwalkers e mountain bikers.	154
Figura 43: Localização das parcelas inventariadas para estimativa de carbono estocado pelo plano de gestão da Jarrah Forest 2013-2023. Os pontos em vermelho são as áreas inventariadas em campo e os brancos áreas onde foram feitas estimativas.	156
Figura 44: Mapa de localização das parcelas de monitoramento das áreas em recuperação da mina de bauxita na Jarrah Forest. Parcelas onde foram coletados os dados para mensurar o serviço estoque de carbono.	157
Figura 45: Distribuição no tempo e espaço das parcelas com pelo menos um indivíduo válido para as duas técnicas de recuperação implementadas. O gráfico a esquerda mostra a relação entre os indivíduos amostrados no eixo Y e os anos em que a técnica de recuperação foi implementada. O gráfico a direita mostra a localização das parcelas amostradas. Pontos azuis representam a prática de recuperação implementada pela Alcoa até 1987. Pontos verdes representam a prática atual de recuperação iniciada em 1988.	158
Figura 46: Média de carbono estocado em toneladas por hectare de acordo com a técnica implementada. As linhas de diferentes cores refere-se ao ano em que o plantio foi concluído, e essas representam o acúmulo de carbono ao longo dos anos de monitoramento. Os pontos representam a média de carbono acumulado para as parcelas que tiveram DAP medido no mesmo período. Os gráficos inferiores demonstram que houve uma queda no armazenamento de carbono devido ao corte seletivo de árvores realizado pelo empreendedor.	161
Figura 47: Densidade de indivíduos arbóreos de acordo com a técnica de recuperação implementada ao longo dos anos.	165
Figura 48: Número de árvores por hectare de acordo com a técnica de recuperação implementada.	166
Figura 49: Média e mediana do carbono estocado por árvores nas áreas da Jarrah Forest em que foi implementada a técnica de recuperação até 1987.	167
Figura 50: Média e mediana do carbono estocado por árvores nas áreas da Jarrah Forest em que foi implementada a técnica de recuperação a partir de 1988.	168
Figura 51: Análise comparativa das técnicas de recuperação de acordo com a média e mediana de carbono estocado por indivíduos de acordo com a idade das áreas em recuperação.	168
Figura 52: Média de carbono estocado por indivíduo versus o ano de plantio e ano de medição do DAP para as parcelas selecionadas, considerando a técnica implementada. Cada ponto do gráfico representa a média de carbono dos indivíduos das parcelas em que a técnica de recuperação foi implementada no mesmo ano.	170
Figura 53: Workshop com técnicos do órgão regulador DBCA da Austrália.	180
Figura 54: Workshop com técnicos da Alcoa em Juruti- Pará.	183
Figura 55: Workshop com técnicos da Alcoa Austrália.	185

Lista de quadros

Quadro 1: Descrição das técnicas de restauração desenvolvido pela Alcoa em Juruti.	64
Quadro 2: Completion criteria - Critérios de desempenho para reabilitação da mina na Jarrah Forest.	78
Quadro 3: Mapeamento dos ecossistemas potencialmente afetados pela mina Juruti.	104
Quadro 4: Matriz de identificação de serviços ecossistêmicos fornecidos, a partir das classes de cobertura do solo mapeadas. Baseado em Burkhard et al. (2012).	108
Quadro 5: Recomendação para metas de recuperação dos serviços ecossistêmicos selecionados da mina de bauxita localizada na Floresta Amazônica	114
Quadro 6: Dados das parcelas amostradas nas áreas em recuperação, abundância, riqueza, diversidade, peso e carbono estocado.	124
Quadro 7: Questões utilizadas na entrevista em profundidade com recreacionistas.	136
Quadro 8: Questões utilizadas no questionário sobre o serviço de recreação.	137
Quadro 9: Equações alométricas por espécies de eucaliptos australianos.	138
Quadro 10: Recomendação para metas de recuperação dos serviços ecossistêmicos selecionados da mina de bauxita localizada na Jarrah Forest.	145
Quadro 11: Sumários dos resultados das entrevistas em profundidade.	149
Quadro 11: Questões norteadores do workshop com os reguladores e profissionais.	176
Quadro 13: Oportunidades de aprendizagem entre as minas de bauxita do Brasil e Austrália	197

Lista de tabelas

Tabela 1: Erro de comissão e omissão para classificação da imagem RapidEye 2014.	106
Tabela 2: Inventário da área do entorno para espécies ameaçadas de extinção – Resultados para Castanheira.	116
Tabela 3: Efeito da exclusão de dados inconsistentes na base de dados do inventário florestal	118
Tabela 4: Indivíduos que apresentam DAP maior que 120, e por isso estão fora do limite estabelecido pela equação alométrica utilizada na estimativa de carbono estocado.	119
Tabela 5: Resumo das características desejáveis e indesejáveis de uma área para recreação de acordo com bushwalkers e mountain bikers	152
Tabela 7: Resultado da análise de inconsistências dos dados.	159
Tabela 8: Quantidade de parcelas e número de vezes em que houve medições de DAP em campo	159
Tabela 8: Estatística descritiva do carbono estocado de acordo com os dados válidos e inválidos ao longo dos anos de recuperação para técnica de recuperação até 1987	163
Tabela 9: Estatística descritiva do carbono estocado de acordo com os dados válidos e inválidos ao longo dos anos de recuperação para técnica de recuperação a partir de 1988.....	164

Sumário

1.	Capítulo1: Apresentação da tese	21
1.1.	Publicações decorrentes desta pesquisa	22
1.2.	Introdução ao problema da pesquisa	24
1.3.	Objetivo.....	27
1.4.	Pergunta da pesquisa	27
1.5.	Hipóteses	27
1.6.	Metodologia geral da pesquisa.....	28
2.	Capítulo 2: Revisão da literatura e das boas práticas	32
2.1.	Ecosistemas: Estrutura, funções, serviços e beneficiários	32
2.2.	Contribuições do conceito de serviços ecossistêmicos para gestão da mineração	37
2.3.	Planejamento da recuperação de áreas degradadas.....	40
2.4.	Monitoramento da recuperação de áreas degradadas	44
2.5.	Recuperação de áreas degradadas pela mineração de bauxita.....	48
3.	Capítulo 3: Caracterização das minas de bauxita estudadas	52
3.1.	A mina de Bauxita na Floresta Amazônica	52
3.1.1.	<i>O contexto histórico-institucional em que a mina se insere.....</i>	<i>54</i>
3.1.2.	<i>Caracterização do ambiente biofísico e social</i>	<i>59</i>
3.1.3.	<i>O procedimento de RAD implementado.....</i>	<i>63</i>
3.2.	A mina de bauxita na Jarrah Forest	69
3.2.1.	<i>Contexto histórico-institucional em que a mina se insere.....</i>	<i>70</i>
3.2.2.	<i>Caracterização do ambiente biofísico e social</i>	<i>75</i>
3.2.3.	<i>Histórico de procedimentos de RAD implementado.....</i>	<i>76</i>
4.	Capítulo 4: O framework: Ecosystem Services Assessment for Rehabilitation – ESAR	82
4.1.	Preceitos teóricos que fundamentam a aplicação do ESAR.....	83
4.2.	O passo a passo para aplicação prática do ESAR	85
5.	Capítulo 5: Validação do ESAR na mina de bauxita na floresta Amazônica	92
5.1.	Metodologia de validação.....	93
5.2.	Resultados da aplicação do ESAR.....	102
5.2.1.	<i>ESAR passo 1: Análise de serviços ecossistêmicos.....</i>	<i>102</i>
5.2.2.	<i>ESAR passo 2: Input para o plano de recuperação</i>	<i>111</i>
5.2.3.	<i>ESAR passo 3: Monitoramento dos serviços.....</i>	<i>114</i>
5.2.4.	<i>ESAR passo 4: Análise dos resultados.....</i>	<i>128</i>
6.	Capítulo 6: Validação do ESAR na mina de bauxita na Jarrah Forest.....	130
6.1.	Metodologia de validação.....	132
6.2.	Resultados da aplicação do ESAR.....	139
6.2.1.	<i>ESAR passo 1: Análise do fornecimento de serviços ecossistêmicos</i>	<i>139</i>
6.2.2.	<i>ESAR passo2: Input para o plano de recuperação</i>	<i>143</i>

6.2.3.	<i>ESAR passo 3: Monitoramento de serviços</i>	145
6.2.4.	<i>ESAR passo4: Análise dos resultados</i>	172
7.	Capítulo 7: Validação do procedimento ESAR com profissionais e reguladores	175
7.1.	Metodologia de validação	175
7.2.	Resultados do Workshop com os reguladores	177
7.2.1.	<i>Resultados do workshop com a SEMAS-Pará</i>	177
7.2.2.	<i>Resultados do workshop com DBCA e DMIRS</i>	180
7.3.	Resultados da validação do ESAR com profissionais	182
7.3.1.	<i>Resultados do workshop com profissionais da Alcoa Brasil – Juruti</i>	183
7.3.2.	<i>Resultados do workshop com técnicos da Alcoa Austrália</i>	185
8.	Capítulo 8: Discussão	188
8.1.	O conceito de serviços ecossistêmicos como facilitador do envolvimento das partes interessadas e afetadas	188
8.2.	Necessidades intrínsecas do conceito para facilitar o envolvimento: planejamento e organização da coleta e análise de dados	192
9.	Capítulo 9: Considerações finais	197
9.1.	Oportunidades de aprendizagem entre Brasil e Austrália	197
9.2.	Conclusão	201
9.3.	Recomendações para melhoria da recuperação de serviços ecossistêmicos em cada mina estudada	203
9.4.	Referências	204
9.5.	Apêndices	223
9.5.1.	<i>Versão original (em inglês) do framework ESAR – Ecosystem Services Assessment for Rehabilitation</i>	223
9.5.2.	<i>Roteiro de entrevistas semiestruturada utilizado para identificação de beneficiários – Mina de Bauxita Juruti</i>	224
9.5.3.	<i>Abundância, riqueza, índice de diversidade e peso fresco e seco e carbono estocado na área inventariada (103.000 hectares) da mina de Bauxita Juruti</i>	227
9.5.4.	<i>Estatística descritiva do estoque de carbono na área inventariada da mina de bauxita na Amazônia</i>	230
9.5.5.	<i>Roteiro da entrevista em profundidade utilizado para analisar o serviço de recreação</i>	231
9.5.6.	<i>Roteiro do questionário online utilizado para analisar o serviço de recreação</i>	232
9.5.7.	<i>Estatística descritiva do estoque de carbono por indivíduo para as áreas onde foi implementada a técnica de recuperação até 1987 na mina de bauxita na Jarrah Forest</i>	234
9.5.8.	<i>Estatística da descritiva do estoque de carbono por indivíduo para as áreas onde foi implementada a técnica de recuperação a partir de 1988 na mina de bauxita na Jarrah Forest</i>	235
9.5.9.	<i>Testes estatísticos de Mann - Whitney, comparando a tendência de estoque de carbono de duas técnicas de recuperação da mina na Jarrah Forest</i>	236
9.5.10.	<i>Questões utilizadas nos workshops na Austrália</i>	238

1. Capítulo1: Apresentação da tese

Essa tese é resultado do projeto de pesquisa “Avaliação dos resultados de programas de recuperação de áreas degradadas na mineração por meio de serviços ecossistêmicos” apoiada pela Fundação de Amparo à Pesquisa de São Paulo – FAPESP/CAPES (2014/22927-1) na linha de financiamento de bolsa no país e pela Fundação de Amparo à Pesquisa de São Paulo – FAPESP (2016/23021-1) na linha de financiamento de bolsas de estágios no exterior. As opiniões, hipóteses e conclusões ou recomendações expressas neste material são de responsabilidade da autora e não necessariamente refletem a visão da FAPESP e da CAPES.

Nesta tese utiliza-se o conceito de serviço ecossistêmicos para planejar e avaliar programas de recuperação de áreas degradadas pela mineração. O produto desta tese é um procedimento estruturado (chamado a partir daqui de framework) denominado de ESAR - *Ecosystem Services Assessment for Rehabilitation*. Este framework foi testado em duas minas de bauxita da empresa Alcoa World Alumina (chamada a partir daqui de Alcoa) localizadas em ecossistemas florestais, uma na Amazônia, no Pará e outra na Jarrah Forest, na Austrália.

A tese é composta por 9 capítulos. Neste primeiro, apresentam-se as publicações decorrentes da pesquisa, o problema da pesquisa, objetivo, hipóteses e metodologia geral. O segundo capítulo apresenta a revisão da literatura que abrange conceitos de ecossistema, serviços e beneficiários, as boas práticas internacionais recomendadas para a gestão da recuperação de áreas degradadas. O capítulo três apresenta as minas estudadas, os respectivos ambientes biofísicos, as comunidades do entorno e o contexto institucional. O capítulo quatro descreve o ESAR e fornece um passo a passo para sua aplicação na prática. Nos capítulos 5 e 6 são apresentados os resultados dos testes de aplicação feitos na mina de bauxita de Juruti, no Brasil e na mina de bauxita da Austrália, respectivamente. O capítulo sete apresenta os resultados dos workshops de avaliação do ESAR conduzidos com o órgão regulador de cada país e a empresa de mineração. Discute-se as hipóteses da pesquisa no oitavo capítulo, em duas seções: (i) o conceito de serviços ecossistêmicos como facilitador do envolvimento das partes interessadas e afetadas, e (ii) as necessidades intrínsecas para que o conceito de serviços ecossistêmicos enquanto facilitador do envolvimento das partes interessadas e afetadas. No último capítulo são feitas as considerações finais divididas em três tópicos: (i) oportunidades de aprendizagem identificadas em cada mina, (ii) recomendações para os empreendedores e (iii) conclusões, seguidas por referências e apêndices.

1.1. Publicações decorrentes desta pesquisa

Essa pesquisa resultou em uma série de publicações submetidas e aprovadas por revistas indexadas e em anais de congressos nacionais e internacionais. A seguir apresenta-se a lista dos trabalhos que foram publicados ou submetidos até o depósito em janeiro de 2019.

Artigos publicados ou submetidos a revistas indexadas

1. Rosa, J.C.S.; Sánchez, L.E.; Morrison-Saunders, A. 2018. Getting to “agreed” post-mining land use – An ecosystem services approach. *Impact Assessment Project Appraisal*. 36 (3): 220-229.
2. Rosa, J.C.S.; Morrison-Saunders, A; Hughes, M.; Sánchez, L.E. Planning rehabilitation to improve human well-being. Submetido ao *Journal Restoration Ecology*.
3. Rosa, J.C.S.; Souza, B.A.; Sánchez, L.E. Identificação de serviços ecossistêmicos em área de floresta mediante sensoriamento remoto. Submetido a revista *Desenvolvimento e Meio Ambiente*.
4. Rosa J.C.S.; Geneletti, D.; Morrison-Saunders, A; Sánchez, L.E.; Hughes, M. To what extent can mine rehabilitation restore recreation services provided by a forest? Learning from 50 years of practice. Submetido ao *Journal Land Use Policy*.

Artigos apresentados ou submetidos a conferências internacionais

1. Rosa, J.C.S.; Giannotti, M.; Sánchez, L.E. Does mine land rehabilitation restore ecosystem services? In: 24th World Mining Congress: Mining in a world of innovation, 2016, Rio de Janeiro. 24th World Mining Congress Proceedings: Sustainability in mining. Rio de Janeiro: IBRAM, 2016.
2. Rosa, J.C.S.; Morrison-Saunders, A.; Sánchez, L.E. Applying Ecosystem Services Assessment to mine-site rehabilitation. Oral presentation at ESP9 World conference: Ecosystem services for eco-civilization. Shenzhen, China December 11-15. 2017.
3. Rosa, J.C.S.; Sánchez, L.E.; Morrison-Saunders, A. Improving Stakeholder Engagement in Closure Planning through an Ecosystem Services Approach. Oral presentation in Planning for closure 2018 Conference. November 7-9, 2018. Santiago, Chile.
4. Rosa J.C.S.; Geneletti, D.; Morrison-Saunders, A; Sánchez, L.E.; Hughes, M. Applying ecosystem services assessment in closure planning to enhance post-mining land use outcomes: Learning from bauxite mining in Brazil and Australia. 13th International Conference on Mine Closure. Westin Perth, Western Australia, Australia: 3-5 September 2019.

Artigos apresentados em conferências nacionais

1. Rosa, J.C.S.; Souza, B.A.; Sánchez, L.E. Identificação de serviços ecossistêmicos em áreas em recuperação ambiental: O sensoriamento remoto como uma ferramenta de análise. Apresentado no Simpósio Nacional de Recuperação de áreas degradadas: Revendo princípios/ Validando conceito”. 2 a 4 de abril, 2017. Curitiba, Brasil.
2. Rosa, J.C.S. Souza, B.A.; Sánchez, L.E. Compensações de impactos sobre biodiversidade: uma análise da mineração na Amazônia e na Mata Atlântica. Apresentação oral no 4º Congresso Brasileiro de Avaliação de Impactos. 22 a 26 de outubro de 2018.

1.2. Introdução ao problema da pesquisa

Fragmentação e destruição de habitats são a segunda maior causa de perda de biodiversidade no mundo (Monastersky, 2015) e de seus benefícios fornecidos a sociedade, os chamados serviços ecossistêmicos (Hassan et al., 2005). A perda de biodiversidade está entre um dos mais significativos impactos diretos e indiretos da mineração, induzidos pela supressão de vegetação nativa (Sonter et al., 2017). A mineração frequentemente causa inevitável perda da biodiversidade (Pena et al., 2017) e seus serviços ecossistêmicos, alterando a qualidade de vida de comunidades vizinhas (Rosa e Sánchez, 2016). A adequada gestão desses impactos é uma questão chave para a continuidade da mineração em grande escala, como um requisito para garantir a licença social para operar (van der Plank et al., 2016; Dare et al., 2014). Uma das medidas de gestão previstas na hierarquia de mitigação (João et al., 2011) para controlar os impactos da mineração é a recuperação, o foco desta pesquisa.

Dado o estado de degradação dos ecossistemas naturais no mundo (Hassan et al., 2005), a prioridade para manutenção da biodiversidade e seus serviços é a conservação e proteção (Brancalion et al., 2015; Benayas 2009). Entretanto, a recuperação de ecossistemas tem também importante papel na manutenção e melhoria da qualidade de vida humana. Ações de recuperação, na maioria das vezes, objetivam aumentar a biodiversidade, o que pode conduzir ao aumento do fornecimento de serviços ecossistêmicos (Maestre et al., 2012) e consequentemente trazer melhorias à qualidade de vida das comunidades afetadas pela mineração.

Acordos internacionais já reconhecem a importância de se recuperar ou restaurar o fornecimento dos serviços ecossistêmicos para a qualidade de vida humana. A Convenção da Diversidade Biológica (CDB) passou a considerar, que “aumentar os benefícios da biodiversidade e serviços ecossistêmicos para todos” é um de seus objetivos estratégicos estabelecidos na Conferência das Partes realizada em Aichi (2010) e registrados no plano de metas de Aichi, 2011-2020. A CBD estabeleceu como meta a recuperação de ecossistemas provedores de serviços essenciais a necessidades de mulheres, comunidades indígenas e locais, pobres e vulneráveis (Meta 14 do objetivo estratégico D. Plano de Metas de Aichi). A *Aluminium Stewardship Initiative - ASI*, uma organização global que define normas para o desempenho de sustentabilidade da cadeia de alumínio, também reconhece a importância da biodiversidade e seus benefícios, por meio de seu princípio 8. A ASI estabeleceu que a área de

influência dos empreendimentos deve englobar toda a região de impactos adversos sobre a biodiversidade e serviços ecossistêmicos, bem como deve ser aplicada a hierarquia de mitigação para proteger ecossistemas, habitat, espécies e seus benefícios (ASI, 2017).

As melhorias de qualidade de vida humana promovidas pela recuperação ambiental só podem ser atestadas a partir de robustos programas de monitoramentos (Brancalion et al., 2015). Porém, iniciativas de Recuperação de Áreas Degradadas (RAD), em particular quando implementadas estão restritas ao atendimento de requisitos legais, como no caso da mineração, e nem sempre têm seus resultados avaliados (Sánchez, 2010; Palmer e Honluda, 2014). Quando é feito um acompanhamento sistemático dos resultados de RAD, são geralmente avaliados parâmetros bióticos, como o desenvolvimento da vegetação (Almeida e Sánchez, 2005), ou físicos, como as características do substrato (Silva e Corrêa, 2010; Corrêa e Bento, 2010).

Análises integradas capazes de considerar parâmetros bióticos, físicos e sociais para traçar uma trajetória da recuperação (Brancalion et al., 2015), ou avaliar as funções ecossistêmicas (Audino et al., 2014; Kollman et al., 2016) e demonstrar benefícios sociais (Aronson et al., 2010) ainda são incipientes. Por isso, os potenciais benefícios sociais das ações de recuperação não são reportados, e tem poucas chances de ganharem enfoque em planos de recuperação de áreas degradadas. Nesse sentido, o conceito de serviços ecossistêmicos atende às recentes recomendações de se realizar monitoramentos mais focados em funções ecossistêmicas, ao invés de componentes bióticos apenas (Kollman et al., 2016; Kollman et al., 2016) e a inclusão de indicadores sociais (Aronson et al., 2010).

O conceito de serviços ecossistêmicos pode expressar ao mesmo tempo, os resultados em termos de biodiversidade, por meio dos indicadores comumente usados na recuperação de áreas degradadas, e sociais, por meio dos benefícios, que influenciam a qualidade de vida humana (Slootweg et al., 2010). Entretanto, há de se estabelecer uma adequada ligação entre biodiversidade e qualidade de vida humana, considerando especialmente serviços culturais e de provisão e explorando a relação entre pessoas e natureza (Pires et al., 2018). Portanto, incorporar o conceito de serviços ao processo de planejamento e avaliação da recuperação de áreas degradada pode facilitar o engajamento das partes interessadas, ao passo que este permite incorporar às expectativas das comunidades que se beneficiarão dos ecossistemas recuperados.

A recuperação de áreas degradadas pela mineração deve ser entendida como um processo de contínuo de engajamento que vai além do restabelecimento do ecossistema (Rosa et al., 2018). Ademais, o planejamento da recuperação e do fechamento da mina deve ser acordado com as partes interessadas e afetadas por meio de um processo participativo (ASI, 2017). A descrença do sucesso da recuperação e a falta de efetiva participação social são fatores que influenciam a percepção negativa das comunidades sobre as empresas de mineração (van der Plank et al., 2016). O engajamento das partes interessadas envolve muito mais do que a participação, esse deve ser baseado em um sistema de governança em que são previstos mecanismos de resolução de conflitos (Cox et al., 2010), que são comuns à atividade de mineração. O conceito de serviços ecossistêmicos, por sua intrínseca característica integradora dos sistemas social e ecológico; e facilitador da participação de comunidades, pode auxiliar a superar tal percepção. Essa facilitação não implica na resolução de todos os conflitos que pode envolver um projeto de mineração, trata-se de caminhos possíveis na busca da licença social para operar, que envolve outros temas além da recuperação de áreas degradadas.

O caráter integrador do conceito de serviços ecossistêmicos já é reconhecido em processos de avaliação de impactos (IFC, 2012; Landsberg et al. 2013; Rosa e Sánchez, 2016) e na avaliação ambiental estratégica (Partidário e Gomes, 2013), no planejamento urbano com vistas a melhoria da qualidade de vida (Cortinovis e Geneletti, 2018), além de ser utilizado na avaliação de riscos de negócios (TEEB, 2011) e para contrabalancear impactos negativos da mineração (BBOP, 2012; ICMM, 2013).

A falta de indicadores sociais nos programas de monitoramento de RAD, a descrença pelas comunidades sobre o sucesso da recuperação e a lacuna de envolvimento das partes interessadas e afetadas no planejamento do RAD, não contribuem para garantir a licença social para operar, essencial a mineração (van der Plank et al., 2016; Dare et al., 2014). O que se pretende com esta pesquisa é desenvolver um procedimento baseado no conceito de serviços ecossistêmicos capaz de traduzir os benefícios biofísicos da recuperação em benefícios sociais, facilitando o envolvimento das partes interessadas e afetadas.

1.3. Objetivo

O objetivo da pesquisa é desenvolver e validar um procedimento estruturado (denominado nesta tese como framework) para se planejar, implementar e avaliar programas de recuperação de áreas degradadas por mineração, tendo o conceito de serviços ecossistêmicos como elemento norteador.

1.4. Pergunta da pesquisa

O conceito de serviços ecossistêmicos pode facilitar o envolvimento das partes interessadas e afetadas no planejamento e avaliação dos resultados de programas de recuperação de áreas degradadas na mineração?

1.5. Hipóteses

As hipóteses apresentadas a seguir são baseadas no entendimento de que ferramentas de planejamento e avaliação ambiental são capazes de facilitar processos participativos. A palavra “facilitar” é utilizada no sentido de: “ajudar, colaborar, favorecer e assistir” o empreendedor em seus processos, assim como o fazem outras ferramentas de gestão a exemplo dos sistemas de gestão ambiental que seguem o modelo da norma ISO 14001 e o sistema de gestão ambiental e social requerido pelos Padrões de Desempenho de Sustentabilidade Ambiental e Social da Corporação Financeira Internacional - IFC (IFC, 2012). Sendo assim, as ferramentas ou frameworks por si só não são capazes de promover o processo de envolvimento, esse depende da maneira com que o empreendedor as utiliza.

As hipóteses dessa pesquisa são:

1. Planejar e avaliar a recuperação de áreas degradadas pela mineração a partir do conceito de serviços ecossistêmicos facilita o envolvimento das partes interessadas e afetadas (especialmente beneficiários de serviços).
2. Um framework baseado no conceito de serviços ecossistêmicos facilita o envolvimento das partes interessadas e afetadas (especialmente beneficiários de serviços) no planejamento e avaliação da recuperação de áreas degradadas pela mineração, segundo a perspectiva de reguladores e profissionais da área de mineração.

1.6. Metodologia geral da pesquisa

As etapas dessa pesquisa são baseadas no método hipotético-dedutivo (Figura 1), no qual, segundo Marconi e Lakatos (2003) e Gill (2002), a partir de um problema, propõe-se uma solução que é testada a partir das hipóteses estabelecidas. São propostas soluções a um problema baseado numa conjectura, para que seja possível realizar testes de falseamento.

Figura 1 - Esquema explicativo do método hipotético-dedutivo, adotado pela pesquisa

Fonte: Baseado em Marconi e Lakatos (2003).

O problema desta pesquisa (introduzido no tópico 1.2) foi delimitado como a falta ou insuficiente envolvimento das partes interessadas e afetadas no planejamento e na avaliação dos resultados de programas de recuperação de áreas degradadas, como consequência os benefícios sociais da recuperação não são demonstrados ou reconhecidos. A proposta de solução é baseada no conceito de serviços ecossistêmicos, que já vem sendo utilizado na gestão de impactos da mineração (Rosa e Sánchez, 2015). A pesquisa resulta, então, em um framework para planejar e avaliar programas de recuperação de áreas degradadas na mineração.

A figura 2 apresenta a sequência de etapas da construção deste framework chamado de ESAR – *Ecosystem Services Assessment for Rehabilitation*. Uma versão preliminar do ESAR foi proposta a partir da revisão da literatura e boas práticas internacionalmente reconhecidas para planejar e avaliar programas de RAD na mineração. Essa versão foi testada em duas minas, o que resultou em ajustes, conduzindo a uma versão aprimorada, que foi submetida à apreciação de reguladores e profissionais da área de mineração nos dois países.

Figura 2: Etapas da pesquisa e produtos alcançados

A seguir apresenta-se o objetivo de cada etapa da pesquisa e sua abordagem metodológica. Métodos específicos de cada atividade são apresentados em capítulos posteriores, seguidos de seus respectivos resultados, facilitando a leitura e conferindo fluidez ao texto.

Etapa 1: Revisão da literatura e das boas práticas internacionais

A revisão foi focada em dois temas, a recuperação de áreas degradadas e o conceito de serviços ecossistêmicos. Para tanto utilizou-se artigos científicos, livros e guias de boas práticas levantados tanto por meio de busca livre quanto de uma análise sistemática utilizando palavras chave (*ecosystem services*, *mine rehabilitation*, *land rehabilitation e restoration*) na base de dados bibliográficos *Web of Science* e *Scopus*. O objetivo desta primeira etapa foi detalhar o problema da pesquisa e construir a primeira versão do framework ESAR.

Etapa 2: Testes de aplicação: Mina de bauxita na Amazônia e Mina de bauxita na Jarrah Forest.

O teste de aplicação do ESAR foi realizado em duas minas de bauxita da empresa, a Alcoa, uma situada em Juruti, no Pará e outra nas proximidades de Perth, na Austrália. Em cada teste foram selecionados dois serviços ecossistêmicos, devido a limitação de orçamento e tempo da pesquisa. O serviço ecossistêmico “estoque de carbono” foi selecionado para as

duas minas. Embora o estoque de não esteja diretamente relacionado com beneficiários locais, este representa uma importante função ecossistêmica, recomendada para monitoramento da recuperação (Kollmann et al., 2016), além de representar uma preocupação global por sua relação com as mudanças climáticas (Bustamante et al., 2017; Pandey et al., 2011) e pode ser utilizado em vários contextos. Os beneficiários do estoque de carbono são difusos e regionais

Para mina de bauxita na Amazônia foi selecionado o serviço ecossistêmico de provisão “Alimentos silvestres”, por meio da análise da Castanheira. O serviço cultural “Recreação” foi selecionado para o teste na mina de bauxita na Jarrah Forest. Estes serviços beneficiam populações locais e se aproximam da realidade dos beneficiários afetados pela mineração, trazendo indicadores sociais para o monitoramento da recuperação.

A base de dados dos dois testes foi obtida de documentos fornecidos pelo empreendedor e complementarmente de dados coletados em campo. Documentos analisados incluem relatórios de monitoramentos e diagnósticos preparados por diversas empresas de consultoria, são eles: Estudo de Impacto Ambiental (EIA), Plano de Recuperação de Áreas Degradadas – PRAD, relatórios de monitoramento e polígonos georreferenciados (shapefiles). Embora tenha se procurado utilizar a maioria dos dados coletados pelo empreendedor e aprovados pelo órgão ambiental, houve necessidade de coletar alguns dados em campo para identificar os beneficiários de cada serviço bem como mensurá-los. A necessidade dessa coleta de dados era esperada uma vez que, os dados usualmente coletados na gestão ambiental da mineração não são suficientes para analisar serviços ecossistêmicos (Rosa e Sánchez, 2016). Detalhes da coleta e análise de dados para mensurar cada serviço ecossistêmicos analisado são apresentados no capítulo 5 e 6.

Etapa 3: Revisão do ESAR por profissionais

Após o teste de aplicação, a primeira da versão do ESAR foi revisada e avaliada pelos profissionais da Alcoa que trabalham diretamente com gestão de programas de recuperação de áreas degradadas. O objetivo desta etapa foi verificar a aplicabilidade e a utilidade do conceito de serviços ecossistêmicos, sob a perspectiva de experientes profissionais da área de mineração.

Foram realizados dois workshops (Kaner et al., 2007), um na Austrália e outro no Brasil. Detalhes da dinâmica de cada workshop são apresentados no capítulo 7, junto aos seus resultados. De maneira geral, o ESAR foi apresentado pelos pesquisadores, seguido pela apresentação dos principais resultados dos testes de cada mina. O ESAR foi avaliado pelos profissionais, que se dividiram em grupos para discutir questões sugeridas pelos pesquisadores, seguido por uma discussão entre todos os participantes.

Etapa 4: Revisão do ESAR por reguladores

De maneira semelhante à etapa 3, realizaram-se workshops com os órgãos responsáveis por regular e avaliar os resultados dos programas de recuperação de áreas degradadas na Austrália e no Brasil. O objetivo desta etapa foi verificar a aplicabilidade e a utilidade do conceito de serviços ecossistêmicos, sob a perspectiva dos técnicos que avaliam os resultados da recuperação de cada mina. O contexto político e institucional das minas de bauxita no estado da Austrália Ocidental e no Pará, que guiaram a seleção dos reguladores que participaram desses workshops é apresentado no capítulo 3.

No caso da Austrália, foram dois workshops, um com *Department of Mines, Industry Regulation and Safety* (DMIRS), órgão regulatório de minas enquadradas na modalidade denominada de “State Agreement”, que é o caso da mina de bauxita da Jarrah Forest. O segundo workshop foi realizado com *Department of Biodiversity, Conservation and Attractions* (DBCA), órgão responsável pelo manejo florestal de áreas de domínio do Estado e de uso público. Uma vez finalizadas as atividades de recuperação e aprovadas pelo DMIRS, as áreas deverão ser “devolvidas” ao DBCA. Portanto, o DBCA participa efetivamente do processo de avaliação das práticas de recuperação.

No Brasil, o workshop foi realizado com a Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Sustentabilidade do Pará (SEMAS) em Belém. A SEMAS é responsável pelo processo de licenciamento ambiental do Mina de bauxita Juruti, bem como, do acompanhamento e avaliação do processo de recuperação de áreas degradadas. Neste caso, a floresta recuperada será “devolvida” às comunidades, que detêm o direito coletivo da área, após a aprovação da SEMAS.

2. Capítulo 2: Revisão da literatura e das boas práticas

Neste capítulo é apresentada uma revisão da literatura sobre os principais conceitos utilizados ao longo dessa tese, bem como, sobre as boas práticas internacionais recomendadas para a gestão da recuperação de áreas degradadas pela mineração. Aqui estão expostas as principais referências que fundamentaram a construção teórica do framework ESAR.

O capítulo é composto por cinco tópicos começando do mais geral, expondo o conceito de ecossistemas e como esses influenciam a qualidade de vida de populações humanas, até focando no processo de recuperação de áreas degradadas por minas de bauxita. Obviamente, essa revisão não é exaustiva e não tem a pretensão de apresentar todas referências importantes sobre os temas abordadas nessa tese.

2.1. Ecossistemas: Estrutura, funções, serviços e beneficiários

O conceito de serviços ecossistêmicos se baseia no modelo de cascata de fornecimento proposto (Figura 3) por Haines-Young e Potschin (2010). Tal modelo demonstra como a estrutura e a diversidade do ecossistema produzem funções, serviços e benefícios. As funções ecossistêmicas geram os serviços que beneficia um determinado grupo de pessoas, chamados de beneficiários.

Figura 3: Cascata de fornecimento de serviços ecossistêmicos. Fonte: Adaptado de Haines-Young e Potschin (2010).

Os ecossistemas são formados por conjuntos de comunidades de plantas, animais, micro-organismos e do ambiente abiótico interagindo como uma unidade funcional (Hassan et al., 2005). Embora o conceito de ecossistema esteja consolidado no campo da ecologia, a variedade de escalas espaciais que determinam um ecossistema, podendo ser de uma poça de água até uma bacia hidrográfica, torna sua análise e delimitação complexa, tarefa fundamental para a identificação de serviços ecossistêmicos. Na prática, a identificação dos serviços que os ecossistemas fornecem pode ser feita por meio de uma correlação entre um adequado mapeamento de classes de cobertura do solo ou habitats e uma lista de serviços ecossistêmicos (Burkhard et al., 2012; Rosa e Sánchez, 2016).

A estrutura de um ecossistema depende essencialmente da composição de espécies (diversidade e abundância), de sua organização espacial e estágio sucessional (Brancalion et al., 2015). A estrutura do ecossistema influencia as funções ecossistêmicas e o potencial de fornecimento de serviços, demonstrada pela relação entre a biodiversidade e a variedade de serviços fornecidos (Benayas et al., 2009). De maneira geral, quanto mais alta a biodiversidade de um ecossistema maior a variedade de serviços que esse fornece. São reconhecidos três níveis de biodiversidade: de espécies, genética e de ecossistemas. Embora os três níveis sejam importantes, no campo prático de recuperação ambiental é mais comum trabalhar com a diversidade de espécies e, quando aplicável, de ecossistemas. Também é pertinente considerar a diversidade genética, como por exemplo para a produção de mudas para o reestabelecimento da vegetação em uma área a ser recuperada, mas esse não é o foco desta pesquisa. Quando o termo biodiversidade é usado neste trabalho, o termo está limitado a diversidade de espécies e de ecossistemas.

Há de se considerar que determinar espécies chave são provedoras de serviços ecossistêmicos e podem estar associadas a ecossistemas com baixa diversidade de espécies. Neste sentido, a presença de espécies chave que determinam o fornecimento de serviços ecossistêmicos, como alimentos silvestres ou plantas medicinais também são elementos importantes da estrutura do ecossistema. Dentre as variáveis que influenciam o estágio sucessional estão, a biomassa (sendo importante o diâmetro e altura das espécies arbóreas), o volume e a área basal da floresta. Do ponto de vista da recuperação ambiental também é importante entender os estágios da sucessão ecológica para se traçar uma trajetória de recuperação (Liebsch et al., 2007).

Funções ecossistêmicas são conceituadas por de Groot et al., (2010) como “a capacidade de processos e componentes naturais fornecerem bens e serviços que satisfaçam as necessidades humanas direta ou indiretamente”. As funções ecossistêmicas descritas por de Groot dependem da integridade da estrutura e processos dos ecossistemas, dos quais derivam os serviços usufruídos pela sociedade. O conceito de serviços ecossistêmicos é uma nova maneira de entender a relação entre a natureza e a sociedade e descritos como “os benefícios que os ecossistemas fornecem a sociedade” (Hassan et al., 2005). O conceito se fundamenta no entendimento de que a economia e o bem-estar humano dependem da manutenção dos ecossistemas, naturais ou modificados, em um estado no qual suas funções sejam mantidas (Costanza et al., 1997; de Groot et al., 2010). Os ecossistemas existem sem a sua relação com homem, por outro lado o que caracteriza o fornecimento do serviço ecossistêmico é justamente a relação dos ecossistemas com o homem, que só cria consciência da existência dos ecossistemas por sua funcionalidade (Silva, 2017). Por isso o pressuposto fundamental do conceito de serviços ecossistêmicos é que não há serviços sem beneficiários (Fisher et al., 2009), sendo importante demonstrar essa relação de maneira clara em pesquisas ou utilizações práticas do conceito (Pires et al., 2018).

A sociedade representa, portanto, os beneficiários dos serviços, que são os usuários dos ecossistemas, incluindo indivíduos, famílias, grupos, comunidades, populações ou qualquer um que se beneficie de alguma forma da natureza (Landers et al., 2016). Há ainda autores que consideram as instituições que representam a sociedade ou parte dela, como beneficiários (Hein et al., 2006). Para avaliação e caracterização de beneficiários é necessário que se defina claras escalas temporais e espaciais. A escala temporal dos beneficiários está relacionada às gerações que são consideradas na análise. Quando se avalia, por exemplo, os impactos de um projeto de mineração que tem expectativa de operar por 100 anos, deve-se considerar que possivelmente duas gerações serão afetadas. Também é importante definir a escala de beneficiários, local, regional ou global que será avaliada. Os beneficiários podem ser regionais e difusos, a exemplo da população de uma cidade que se beneficia de um manancial para abastecimento de água, ou podem ser locais e específicos a exemplo de comunidade indígena extrativista que se beneficia de um pequeno fragmento florestal. A definição de tais escalas permite entender como os beneficiários acessam e dependem do fornecimento dos serviços (Hein et al., 2006).

A utilização do conceito de serviços ecossistêmicos depende, portanto, de uma análise dos sistemas ecológico e social (Geneletti et al., 2016; Sheate et al., 2012; Landers et al., 2016), a começar com uma análise do ecossistema terminando na análise de seus beneficiários (Rosa e Sánchez, 2016). Neste sentido, tem se estabelecido pelo menos duas formas de se realizar uma análise de serviços ecossistêmicos: uma com foco no sistema ecológico e outra com foco no sistema social. Há também as valorações monetárias baseadas em indicadores econômicos que não são tratadas nesta tese. Independentemente do tipo de análise escolhida deve-se demonstrar a relação entre os ecossistemas e os beneficiários (Pires et al., 2018).

Análises ecológicas são focadas na mensuração e mapeamento do fornecimento do serviço, isto é, o foco está no entendimento da estrutura e funções do ecossistema. Softwares como InVest e ARIES são bons exemplos do que há de mais moderno nesse campo. O livro de Geneletti (2016) apresenta diversos exemplos de avaliações espaciais, quantificações e análise de limiares entre os serviços. Além dessa obra, há uma série de artigos que apresentam modelos para analisar o fornecimento de serviços. A escolha do modelo mais adequado depende mais do tipo de serviço analisado e dos dados disponíveis.

Partindo da premissa de se correlacionar classes de cobertura do solo com o fornecimento de serviços (Burkhard et al., 2012), o elemento básico para mensurar ou mapear serviços é um mapa de cobertura do solo. Essa correlação envolve principalmente a atribuição de valores de fornecimento de serviços ecossistêmicos para diferentes classes de cobertura do solo (Ayanu et al., 2012; Barbosa et al., 2015). Esse mapa deve ser baseado na definição de uma adequada área de estudo, ou seja, a área de fornecimento dos serviços e área de demanda (ou local onde os beneficiários vivem e acessam os serviços) (Barbosa et al., 2015; Landsberg et al., 2013). Foi o que fez Burkhard et al., (2012), por exemplo, ao mapear estoques de serviços e suas demandas, e Dobbs et al. (2011) que mapearam os benefícios dos serviços para a população. Compreender essa relação entre as áreas de demanda e fornecimento de serviços é essencial para definir a escala mais adequada de cada contexto.

Análises sociais têm como foco os beneficiários dos serviços, ou seja, o sistema social. Procura-se entender como, com que frequência e com qual propósito os beneficiários utilizam e acessam os serviços. Destaca-se que não se trata de uma simples coleta de dados primários, mas ao invés disso, considera-se a importância de engajar as comunidades no processo, como alertam Landsberg et al. (2013). O livro de Potschin et al. (2016) traz capítulos sobre o processo

de engajamento das partes afetadas e interessadas. Em especial, o livro apresenta conceitualmente os diferentes tipos de beneficiários e métodos de análise, assim como fizeram Hein et al. (2006). Diversas abordagens podem ser utilizadas para esse tipo de análise, a exemplo de Paudyal et al. (2015), que utilizaram entrevistas semiestruturadas combinadas com a análise de imagens de satélite e fotografias para identificar e caracterizar os serviços mais importantes para comunidades locais.

Cada serviço ecossistêmico tem uma área de fornecimento diferente (Roces-Díaz et al., 2017). Da mesma maneira que cada serviço é acessado pela sociedade de formas diferentes. Essas diferenças tem uma relação direta com as categorias de serviços ecossistêmicos, são elas: provisão, regulação, cultural e suporte. Serviços de provisão são aqueles que suprem energia ou matéria para o desenvolvimento da sociedade, tais como alimento, matéria-prima para construções e água potável. Os serviços reguladores se referem à capacidade de um ecossistema em regular o clima, manter a qualidade do ar, da água e do solo e moderar eventos naturais extremos. Serviços culturais são bens não materiais que a sociedade usufrui da natureza, tais como lazer, turismo, experiências espirituais, entre outros. Por fim, os serviços de suporte mantêm os habitats dos seres vivos, sua diversidade genética e estão relacionados a ciclagem de água e nutrientes (Hassan et al., 2005).

Os serviços de provisão e cultural, de modo geral, estão relacionados a um contato físico com o ecossistema, como coleta de frutos, recreação ou extração de madeira. Já os benefícios dos serviços de regulação podem ser acessados em escala regional sem necessariamente um contato físico com o ecossistema que o fornece, como por exemplo, a regulação de doenças, promovido pelo controle biológico dos predadores de vetores. Nos dois casos, para se estabelecer o fluxo de fornecimento dos serviços, caracterizado na cascata de Haines-Young e Potschin (2010), não é necessário que os beneficiários vivam nos ecossistemas ou próximo a esses, já que os beneficiários podem se deslocar para acessar os serviços. Adicionado às diferentes de formas de distribuição das comunidades humanas nos ecossistemas, a cultura e os modos de vida de cada uma influenciam a relação dessas com os ecossistemas (Raum, 2018).

A aplicação do conceito de serviços ecossistêmicos a processos de tomada de decisão tem se consolidando como uma abordagem chamada em inglês de *Ecosystem Services Assessment* (Análise de Serviços Ecossistêmicos). Essa abordagem vem sendo conceituada,

como uma maneira de entender a complexa relação entre a sociedade e os ecossistemas, para subsidiar processos de tomada de decisão. O objetivo da abordagem é reduzir as chances da perda de qualidade de vida humana, devido ao decréscimo do fornecimento de serviços ecossistêmicos (Hassan et al., 2005; Preston e Raudsepp-Hearne, 2017; Rosenthal et al., 2015).

2.2. Contribuições do conceito de serviços ecossistêmicos para gestão da mineração

O conceito de serviços ecossistêmicos se assenta no princípio de que a qualidade de vida humana é diretamente dependente dos serviços que os ecossistemas ofertam (Hassan et al., 2005). Há uma relação, ainda que não proporcional e simples, entre biodiversidade e serviços ecossistêmicos: quanto maior a biodiversidade, mais complexo é o ecossistema e, portanto, maior será a variedade de serviços fornecidos (Maes et al., 2012). Ao mesmo tempo, há também uma relação entre a mineração e a perda de biodiversidade, consequentemente de serviços ecossistêmicos (Larondelle e Haase, 2012; Zipper et al., 2011; Rosa e Sánchez, 2016).

Embora o conceito tenha ganhado difusão mundial após a Avaliação Ecossistêmica Milênio em 2005, desde 1864, George Marsh, que publicou o livro *Man and Nature*, demonstrava a relação entre a natureza e a sociedade, ao criticar a ideia de que os recursos naturais são infinitos. O livro também demonstrava que o desmatamento causa perda de fertilidade do solo e afeta a disponibilidade hídrica. Posteriormente outros autores, como Aldo Leopold, em 1949, e Paul Sears, em 1956, relatavam funções do ecossistema que hoje são consideradas serviços. Mas somente em 1970 o termo serviços passou a ter maior uso, e essas funções dos ecossistemas foram relacionadas ao bem-estar humano, na publicação *Study of Critical Environmental Problems*, que listou diversos serviços que possivelmente diminuem à medida que as funções dos ecossistemas são reduzidas (Mooney e Erlich, 1997).

A análise de serviços ecossistêmicos só pode ser feita a partir de uma comparação temporal e/ou espacial (Barbosa et al., 2015). Em outras palavras, a análise de serviços visa entender as mudanças ambientais que influenciam o fornecimento dos serviços e, portanto, a qualidade de vida humana, ao longo do tempo ou em diferentes ecossistemas. O conceito de serviço ecossistêmicos pode ser facilmente integrado à gestão do ciclo de vida de uma mina (Figura 4) devido a sua característica de conectar os ecossistemas e qualidade de vida humana (Le et al., 2017). O conceito contribui para o processo de gestão ambiental da mineração no contexto de avaliação de impactos, compensação e recuperação.

Figura 4: Relação entre o conceito de serviços ecossistêmicos e os estágios de vida de uma mina.

Já há aplicações práticas do conceito de serviços ecossistêmicos (Rosa e Sánchez, 2015), no primeiro estágio da vida da mina, quando o estudo de impacto ambiental e social é elaborado. Tais aplicações foram impulsionadas pela Convenção da Diversidade Biológica (CDB, 2006) e pela Corporação Financeira Internacional (Setor de financiamento privado do Banco Mundial) (IFC, 2006). Em 2006 a CDB lançou as diretrizes voluntárias para avaliação de impacto inclusiva da biodiversidade, onde foi recomendado: “Identificar, em consulta com as partes interessadas, os serviços ecossistêmicos atuais e potenciais fornecidos pelos ecossistemas afetados”. Também em 2006, a IFC lançou a primeira versão de seus Padrões de Desempenho de Sustentabilidade Social e Ambiental, um conjunto de diretrizes para avaliação de impactos de projetos submetidos para possível financiamento.

Os Padrões de Desempenho de 2006 fazem uma breve menção à necessidade de avaliar os impactos de um projeto “em todos os níveis da biodiversidade” e “identificar os impactos sobre os serviços ecossistêmicos”. Já em 2012, na segunda versão de seus Padrões de Desempenho, a IFC passou a requerer que: os projetos identifiquem os serviços ecossistêmicos prioritários (parágrafo 24 do Padrão de Desempenho 6 - Conservação da Biodiversidade e Gestão Sustentável dos Recursos Naturais Vivos) e evite impactos adversos

sobre eles (parágrafo 25). Como resultado de aplicações práticas (Rosa e Sánchez, 2015), já é possível identificar uma série de avanços da avaliação de impactos sobre serviços ecossistêmicos. Dentre esses destaca-se: diagnósticos mais integrados, melhor delimitação da área de estudo (que não está presa a limites administrativos ou geográficos) e a inclusão da perspectiva da população afetada na avaliação da significância dos impactos (Rosa e Sánchez, 2016).

O segundo estágio da mina em que o conceito de serviço pode contribuir é sobre a compensação dos impactos adversos que não puderam ser evitados ou mitigados. O impulso para utilizar o conceito de serviços na gestão de grandes projetos de desenvolvimento, como a mineração tem sido feito pelo *Business and Biodiversity Offsets Programme* – BBOP. O BBOP é programa que desenvolve estratégias para alcançar a perda líquida zero em biodiversidade, ou seja, contrabalancear os impactos adversos de projetos sobre a biodiversidade, consequentemente sobre os serviços ecossistêmicos (BBOP, 2012).

Recentemente o BBOP e outros autores (Taillis et al., 2013; Sonter et al., 2018) tem focado seus esforços em desenvolver estratégias que possam compensar impactos sobre a biodiversidade e também sobre serviços ecossistêmicos. No caso das compensações de impactos sobre serviços, o objetivo é compensar os benefícios que as comunidades locais perdem quando um projeto afeta ecossistemas naturais ou seminaturais. O setor de mineração, em particular tem avançado no desenvolvimento de estratégias de compensação (ICMM, 2013) como *Global Inventory of Biodiversity Offset Policies* (IUCN et al., 2017). Tal avanço se deve ao fato de que a mineração geralmente ocorre em locais de alta biodiversidade, afetando comunidades vulneráveis e dependentes do fornecimento de serviços ecossistêmicos. Entre os ganhos em incorporar o conceito de serviços ecossistêmicos à compensação de impactos inevitáveis sobre biodiversidade está um planejamento de uma compensação que promova ganhos ambientais e sociais (Taillis et al., 2015; BBOP, 2012; ICMM, 2013).

Considerando os ganhos de incorporar o conceito de serviços ecossistêmicos à gestão da mineração supracitados, acredita-se que o conceito de serviços ecossistêmicos também tem potencial de contribuir nas fases de operação e fechamento da mina. A mineração tem uma particularidade, a característica temporária do uso solo, que obriga o empreendedor a destinar a área para um novo uso, deixando um legado positivo para a sociedade (Sánchez et

al., 2014). A continuidade da operação de uma mina depende essencialmente da capacidade do empreendedor em demonstrar a efetividade da recuperação da área degradada. Esse preceito é baseado na licença social para operar, uma aceitação do empreendimento por parte das partes interessadas e afetadas (Boutilier, 2014; Bices e Moffat, 2014). O conceito tem potencial de contribuir para o planejamento da recuperação, especificamente na definição do uso futuro da área (Rosa et al., 2018) e na avaliação de seus resultados (Larondelle e Haase, 2012).

2.3. Planejamento da recuperação de áreas degradadas

O planejamento é uma ferramenta de tomada de decisão baseada em um processo sistemático de determinar em que estágio se está, onde se deseja chegar e o melhor caminho. O planejamento visa, portanto, definir e avaliar os possíveis caminhos para se alcançar um objetivo, baseado em um processo lógico que pode ser avaliado e caso necessário corrigido. Particularmente, o planejamento ambiental trabalha com as potencialidades e fragilidades do meio ambiente para se definir e organizar intervenções humanas (Santos, 2004).

No caso da recuperação de áreas degradadas pela mineração é necessário planejar o futuro uso do solo, bem como as ações necessárias para se deixar um legado positivo para a sociedade (Sánchez et al., 2014). A recuperação de áreas degradadas está, portanto, intimamente relacionada ao uso do solo pós-mineração, que vai determinar o tipo de recuperação a ser implementada. O tipo de recuperação depende do nível de degradação e da disponibilidade de recursos que se pretende investir (Nellemann e Corcoran, 2010). Quanto mais alto o nível de degradação, mais difícil o processo de recuperação, uma vez que se o ecossistema se estabiliza em outra faixa de equilíbrio a energia (tempo e recursos) necessária para retornar o equilíbrio de antes da degradação deverá ser muito alta (Scheffer et al., 2009).

Há dois tipos de barreiras de degradação que dificultam o processo de recuperação. A primeira é abiótica, e está relacionada a desconformação da topografia, contaminação do solo, falta de matéria orgânica dentre outras. A segunda barreira é biótica e refere-se à ausência de espécies ou interações entre elas e os elementos abióticos do ecossistema (Harris e Diggelen 2006). Se a degradação afetou as estruturas físicas do ecossistema, como é caso da mineração, deve-se primeiro reestabelecer as características físicas do ecossistema, para posteriormente retornar ao equilíbrio ecológico (Jorba e Vallejo, 2010). Reestabelecer as

características do ambiente físico de áreas degradadas pela mineração é uma das maiores dificuldades do processo recuperação neste setor. Isso porque a extração mineral exige a remoção da vegetação e do solo, o que torna o processo extremamente complexo (Jorba e Vallejo, 2010). Além dessa complexidade, a recuperação no caso da mineração depende também do engajamento e acordo das diversas partes afetadas e interessadas sobre o uso futuro da área degradada (Lechner et al., 2016; van der Plank et al., 2016).

A recuperação é um termo mais amplo, e tem por objetivo reverter o quadro de degradação por meio da aplicação de técnicas que deverão estabilizar o ambiente degradado de forma que a área possa ser destinada a um novo uso (Sánchez, 2013). A restauração, por outro lado, remete ao objetivo de conduzir a área degradada ao mais próximo possível das condições originais, que eram encontradas antes da degradação (van Diggelen et al., 2001; SER, 2004). Nesse sentido a restauração ecológica é “a intervenção humana intencional em ecossistemas alterados para desencadear, facilitar ou acelerar o processo natural de sucessão ecológica” (Brancalion et al., 2015, p. 17). A reabilitação é utilizada geralmente quando o objetivo de recuperação da área é a destinação de um uso geralmente antrópico, que pode ou não ser similar ao uso encontrado antes da degradação (Piolli et al., 2008). Na prática, a reabilitação está quase sempre relacionada à ambientes contaminados.

Percebe-se, portanto, que os termos “recuperação”, “reabilitação” e “restauração” diferem principalmente em função de seus objetivos, custos, nível de degradação e anseios das partes afetadas e interessadas (van Diggelen et al., 2001; Lechner et al., 2016). O foco do texto que segue é a restauração de florestas, que é baseada na restauração ecológica. Este foco foi definido porque as minas de bauxita estudadas desenvolvem restauração ecológica com o objetivo de retornar as áreas degradadas às características (em termos de estrutura e diversidade de espécies) o mais próximo possível ao que eram antes da mineração.

A restauração ecológica, em um primeiro momento esteve estritamente ligada a aspectos ecológicos do ecossistema. O principal objetivo era auxiliar um processo ecológico natural; a sucessão florestal (Brancalion et al., 2015). Atualmente a restauração ecológica vem sendo desenvolvida como uma ciência multidisciplinar que relaciona, dentre outras, engenharia, ecologia, economia e ciências sociais, cujo objetivo é estabilizar o ambiente físico, processos ecológicos e aumentar a biodiversidade (Benayas, 2009).

Sendo assim, a restauração ecológica é baseada no planejamento de uma sequência lógica de tarefas chave. A primeira dela é realizar um diagnóstico para identificar as fontes de degradação e posteriormente identificar as melhores estratégias de restauração. Objetivos e metas de restauração devem ser traçados considerando além do diagnóstico, os custos, escalas espaciais e temporais e o envolvimento das partes afetadas e interessadas (van Diggelen et al., 2001; SER, 2004). A base para se estabelecer os objetivos e metas de restauração é um ecossistema de referência que pode ser o próprio ambiente antes da degradação, se essas forem conhecidas, ou um ambiente próximo (Brancalion et al., 2015).

Ecossistema de referência é um ecossistema natural, que pode ser utilizado como modelo ou objetivo para o planejamento da restauração ecológica e posteriormente para avaliação de seus resultados. Este ecossistema deve estar relacionado com o objetivo que se pretende atingir e pode ser obtido a partir de um conjunto de áreas naturais remanescentes ou registros históricos. Geralmente o ecossistema de referência é um conjunto de múltiplos ecossistemas, neste caso pode ser chamado também de paisagem de referência (SER, 2004; Aronson et al, 2011).

Nas últimas décadas cresceram os esforços da restauração ecológica, em certa medida porque cresceu o entendimento da sociedade de que a qualidade de vida humana depende diretamente dos benefícios fornecidos pelos ecossistemas (Hassan et al., 2005; Aronson et al., 2007). Neste sentido, o método mais tradicional ou clássico de restauração ecológica, o plantio de mudas ou reflorestamento, vem progressivamente dando lugar a outros modelos baseados na aplicação de diversos métodos de restauração simultaneamente (Brancalion et al., 2015). O foco da restauração atualmente não está mais em produzir uma floresta com base apenas na estrutura florística, mas sim na restauração dos processos e funções ecossistêmicas. Modelos mais modernos de restauração preocupam-se em incluir na avaliação dos resultados indicadores sociais, seja na forma da melhoria da qualidade de vida humana, geração de renda para os restauradores ou percepção desses quanto aos benefícios da restauração (Brancalion et al., 2014; Ruggiero et al. 2019).

Na prática do Brasil a restauração ecológica já passou por pelo menos 4 fases. O primeiro foi focado no plantio de árvores sem critérios, com objetivo de proteger o solo ou cursos d'água, época marcada pelo plantio de muitas espécies arbóreas exóticas. A recuperação da floresta da Tijuca na cidade do Rio de Janeiro é um exemplo de projeto de

restauração desenvolvido nesta época. Em uma segunda fase já na década de 1970, os projetos de restauração evoluíram para plantio de mudas nativas, com foco na sucessão florestal, diferenciando espécies pioneiras de secundárias e clímaxes. O objetivo nesta fase era basicamente criar uma fisionomia florestal. Posteriormente nos anos de 1990, a restauração ecológica passou a considerar fortemente conceitos da ecologia, especialmente a fitossociologia, fazendo com que os projetos objetivassem essencialmente a criação de cópias, em termos de estrutura e composição, de remanescentes florestais, por meio do plantio de mudas (Brançalion et al., 2015).

Na última fase histórica da restauração ecológica no Brasil, abandonou-se o objetivo de criar cópias de florestas, para direcionar a vegetação degradada a uma trajetória de restauração, atingindo uma floresta madura e com sustentabilidade ecológica. O objetivo nessa fase é restaurar os processos ecológicos que mantêm as florestas. Foi nesta fase que o monitoramento passou a ser parte essencial da restauração, sendo capaz de demonstrar se a área em restauração está seguindo uma trajetória adequada. Segundo Brancalion et al., (2015), atualmente está surgindo uma nova fase na restauração ecológica realizada no Brasil, com foco na redução de custos e geração de renda, como forma de garantir o envolvimento de proprietários rurais e comunidades do entorno da área a ser recuperada, a exemplo do pagamento por serviços ambientais (Ruggiero et al., 2019). Portanto, percebe-se que essa fase está intimamente relacionada a recuperação de serviços ecossistêmicos importantes para as partes interessadas e afetadas (Brançalion et al 2014).

A restauração de uma área minerada pode objetivar restabelecer o fornecimento de um ou poucos serviços ecossistêmicos (Zipper et al., 2011), o que pode ser mais fácil do que restaurar o ecossistema (Bullock et al, 2011), o que não resulta necessariamente em uma restauração ecológica. Bullock et al. (2011) alertam que programas de restauração focados em determinados tipos de serviços podem causar efeitos negativos na biodiversidade e no fornecimento de outros serviços. Tal fato está relacionado aos limiares (trade-offs) que há entre o fornecimento dos serviços (Rodríguez et al., 2006). Por exemplo, se a recuperação for focada em estabelecer um ecossistema que forneça o serviço “madeira”, um programa de plantio de *Pinus* será suficiente e este não resultará ganhos em termos biodiversidade ou fornecimento do serviço “recreação”. Portanto, a indicação do crescimento do fornecimento de determinados serviços nem sempre indicará o sucesso da restauração em termos

ecológicos (Pang et al., 2017). Sendo assim, tão importante quanto estabelecer o objetivo da recuperação e o uso futuro da área, é verificar periodicamente se os esforços aplicados têm sido efetivos por meio de programas de monitoramento que possibilitem traçar uma trajetória de restauração. A qualidade do monitoramento depende da determinação de indicadores e critérios de avaliação (Brancalion et al., 2015).

2.4. Monitoramento da recuperação de áreas degradadas

Um ecossistema degradado não pode ser convertido imediatamente em um ecossistema recuperado. A recuperação, em especial a restauração, é um processo longo que demanda décadas para ser realizado. Por isso é necessário que seja estabelecido um monitoramento visando verificar se a trajetória de restauração do ecossistema segue a tendência planejada (Jorba e Vallejo, 2010). O monitoramento é, portanto, a mensuração contínua de determinados indicadores ao longo do tempo, que irão demonstrar a efetividade das ações implementadas (Brancalion et al., 2015).

De maneira geral, existe uma lacuna em longos programas de monitoramento, (limitados a 5 anos) de projetos de restauração (Brancalion et al., 2015). Por isso raramente é possível encontrar longos programas de monitoramento, que façam uma análise dos indicadores antes e depois da degradação (Lechner et al., 2016; Palmer e Hondula, 2014). Ainda que não haja informações sobre o status da área antes da degradação, um longo monitoramento associado às informações de um ecossistema de referência pode guiar o processo da restauração (Laarmann et al., 2015).

Estabelecer indicadores/critérios que demonstrem que a área foi restaurada ainda é um desafio (Chaves et al., 2015). Monitoramento de indicadores como a riqueza de espécies e a abundância, podem indicar certa restauração ainda que não tenham acontecido mudanças na resiliência do ecossistema (Clements et al., 2010). Por isso, o sucesso da recuperação está diretamente relacionado ao indicador que está sendo usado no monitoramento. Por exemplo, se o indicador escolhido está focado em um grupo faunístico que rapidamente retorna ao ambiente em restauração, pode se considerar que o programa atingiu sucesso mais cedo do que se a riqueza de espécies fosse o indicador (Harris e Diggelen, 2010). Nesse sentido, é importante determinar uma ampla variedade de indicadores e critérios, para que se possa analisar se o ambiente degradado foi de fato restaurado.

A Sociedade Internacional de Restauração Ecológica propõe nove critérios que caracterizam o sucesso da restauração (SER, 2004, p.6): (1) um conjunto de espécies característico, de acordo com o ecossistema de referência; (2) número máximo possível de espécies nativas; (3) todos os grupos funcionais de plantas necessários para o desenvolvimento contínuo e estável do ecossistema; (4) um ambiente físico saudável capaz de sustentar a biota; (5) um funcionamento ecológico contínuo sem sinais de disfunção; (6) uma integração com a matriz da paisagem e fluxos ecológicos; (7) um ambiente saudável sem ou com o mínimo possível de ameaças a integridade ecológica; (8) resiliência para sustentar estresses naturais e periódicos; (9) capacidade de auto sustentação como do ecossistema de referência.

Esses critérios estão relacionados com três aspectos chave na restauração: estrutura da vegetação, diversidade de espécies e processos ecológicos. Os dois primeiros são os mais utilizados em processos de monitoramento. Atributos socioeconômicos, por outro lado são raramente utilizados para verificar o sucesso da restauração e quando são, estão relacionados com o custo econômico (Wortley et al., 2013; Nunez-Mir et al., 2015).

No contexto brasileiro, o estado de São Paulo foi pioneiro ao estabelecer um protocolo de monitoramento de programas de restauração (Portaria CBRN 01, de 14 de janeiro de 2015)¹. Segundo a portaria CBRN 01, os projetos de restauração devem conter minimamente, um diagnóstico da área a ser restaurada, uma proposta de restauração ecológica, a metodologia prevista para restauração, bem como, respectivas ações de manutenção e monitoramento. Além disso, o documento fornece metodologias para coleta de dados sobre os indicadores e uma tabela com valores de referências que auxiliará na avaliação do sucesso da restauração.

O estado já tinha estabelecido os três indicadores essenciais que devem ser considerados nos projetos de restauração, são eles: cobertura do solo com vegetação nativa; densidade de indivíduos nativos regenerantes e número de espécies nativas regenerantes (Resolução SMA 21/01 de 2001). Embora o estado de São Paulo tenha avançado, o protocolo de monitoramento ficou focado apenas em critérios ecológicos, estritamente relacionados a vegetação (Chaves et al., 2015). Porém, antes desse protocolo, havia apenas exigências

¹ CBRN – Coordenadoria de Biodiversidade e Recursos Naturais, conforme disposto no parágrafo 2º do artigo 16 da Resolução 32 da Secretaria de Meio Ambiente de 3 de abril de 2014, resolve sobre o monitoramento de projetos de restauração ecológica.

relativas ao número de espécies arbóreas que deveriam ser plantadas em reflorestamento ciliar e na recuperação de áreas degradadas na mineração (Almeida e Sánchez, 2005).

No contexto australiano, também não foi estabelecido um conjunto de indicadores que seja recomendado para monitorar qualquer processo de restauração. O que o governo fez foi publicar uma série de guias (Australian Government, 2006; Australian Government, 2016) que direcionam os empreendedores a construírem seus próprios critérios e indicadores de avaliação. Muitas empresas de mineração e outros grandes projetos de desenvolvimento são regidos por acordos entre o governo e o empreendedor, onde são definidas as responsabilidades de cada um. A experiência australiana tem demonstrado que a construção de critérios de desempenho para cada projeto, baseado em profundo processo de engajamento das partes interessadas e afetadas é o melhor caminho para recuperação de áreas degradadas (Gardner e Bell, 2007; Koch e Hobbs, 2007).

Embora a utilização dos critérios definidos pela SER e recomendações governamentais sejam as estratégias mais comuns de avaliação da restauração, outras têm sido desenvolvidas. Neri e Sánchez (2010) apresentaram três conjuntos de indicadores baseados em boas práticas que demonstram o desempenho da recuperação de áreas degradadas por minas de calcário: (i) práticas de planejamento, que estão associadas ao processo de planejar o fechamento da mina, que inclui a recuperação de áreas degradadas; (ii) práticas operacionais, que são aquelas desempenhadas no processo de implantação do plano de recuperação e (iii) práticas de gestão, estão relacionadas ao controle e gerenciamento das outras práticas. Neste caso os autores avaliaram a eficácia das minas por meio do número de prática implementadas satisfatoriamente (Neri e Sánchez, 2010).

Outro campo de monitoramento que tem se desenvolvido rapidamente é a utilização de sensoriamento remoto para realizar análises espaciais de áreas extensas, reduzindo os custos do monitoramento e fornecendo uma visão mais regional e histórica da restauração (Lechner et al., 2016; Macfarlane et al., 2017). Há por exemplo oito artigos que utilizaram imagens de satélite e/ou mapas de cobertura do solo como principais indicadores do sucesso da recuperação ambiental pós-mineração (Bao et al., 2012; Bao et al., 2014; Charou et al., 2010; Chen et al., 2009; Engelbracht et al., 2011; Lechner et al., 2016; Raval et al., 2013; Richter et al., 2008).

Muito artigos ainda focam apenas em dados de vegetação (Dowo et al., 2013; Etten et al., 2014; Valente et al., 2012; Vickers et al., 2012; Arnold et al., 2012) enquanto outros já recomendam a utilização do solo como parâmetro do sucesso da recuperação (Almeida et al., 2015; Deventer et al., 2008; Hancock et al., 2006; Lewis et al., 2010; Schimann et al., 2012). A análise multicritérios tendo como indicadores diversas variáveis, (solo, vegetação, fauna etc.) é recomendada, mas pouco praticada (Brzuidenhout et al., 2013; Liebenberg et al., 2012; Sasso et al., 2012).

Embora nenhuma dessas abordagens considere atributos sociais como indicadores diretos do sucesso da recuperação, a necessidade de incluir as partes interessadas e afetadas, especialmente as comunidades locais vêm sendo amplamente discutida no campo da restauração ecológica (van Diggelen et al., 2001) e recuperação de áreas degradadas pela mineração (van der Plank et al., 2016). Aronson et al. (2010) compilaram 115 artigos publicados entre 2000 a 2008, procurando verificar se os benefícios socioeconômicos provenientes dos processos de restauração são considerados. Os autores perceberam que apenas 3% dos artigos apresentavam algum resultado de dados sociais em seus monitoramentos, sendo estes relacionados a percepção do público sobre o potencial de sucesso do programa.

Uma revisão de 224 publicações foi feita por Kollman et al., (2016), procurou verificar como a integridade dos ecossistemas e suas funções eram consideradas em projetos de restauração ecológica. Os autores concluíram que apenas 14% das publicações consideravam apenas funções ecossistêmicas como indicadores do sucesso da restauração. A maioria dos artigos revisados (44%) estão focados tanto em aspectos bióticos quanto em funções ecossistêmicas. Os autores discutem a importância de se monitorar diversas funções ecossistêmicas ao invés de monitorar apenas componentes bióticos do ecossistema que não são capazes de demonstrar o sucesso da restauração. Derhé et al., (2016) também demonstram que um monitoramento baseado em funções ecossistêmicas é mais eficiente do que focar apenas em métricas de espécies de flora.

Entretanto, há se de ressaltar que o monitoramento de funções ecossistêmicas ou de serviços não substitui monitoramento baseado em indicadores bióticos apenas, mas sim complementar (Audino et al., 2014). De maneira geral, seja qual for o conjunto de indicadores escolhido, esse deve ser facilmente mensurável, sensível a perturbações antrópicas, flexível a

gestão adaptativa e responder a mudanças temporais (Harris e Diggelen, 2010). O processo de monitoramento da restauração deve demonstrar os resultados ecológicos alcançados, ser transparente, ter um bom custo-benefício, ser de fácil compreensão para não especialistas (Dickinson et al., 2015; Aronson et al., 2015) e os benefícios sociais (Chaves et al., 2015).

A demanda por incorporar, além de atributos econômicos, aspectos sociais que auxiliem a avaliação do sucesso da recuperação vêm crescendo (Audino et al., 2014; Kollman et al., 2016; Aronson et al., 2010). O conceito de serviços ecossistêmicos oferece a ligação mais adequada entre atributos ecológicos e sociais (Nunez-Mir et al., 2015; Haines-Young e Potschin, 2010). Já é possível identificar exemplos dessa ligação no contexto da recuperação, como a noção de pagamento por serviços ecossistêmicos (Aronson et al., 2010; Yin e Zhao, 2012).

2.5. Recuperação de áreas degradadas pela mineração de bauxita.

A mineração de bauxita apresenta certas especificidades que se relacionam diretamente ao seu processo de recuperação, dentre elas estão a técnica de lavra utilizada (lavra em tiras), ocorrência do minério em platôs e a localização superficial do minério (de 4 a 10 metros de profundidade). Tais especificidades fazem com que o empreendedor tenha possibilidade de implementar um processo de recuperação progressivo (ABAL, 2017). A recuperação progressiva pode colocar em risco a continuidade da operação, uma vez que o licenciamento ambiental de novas áreas pode ficar condicionado ao sucesso da recuperação (Salomão et al., 2007). Por outro lado, a recuperação progressiva pode facilitar o envolvimento das partes interessadas e afetadas durante a operação de modo a estabelecer um acordo sobre o uso pós-mineração (Rosa et al., 2018), as atividades de recuperação (ASI, 2017) e o fechamento da mina (Sánchez, et al., 2014).

De maneira geral as minas de bauxita operam de acordo com a seguinte sequência de atividades principais: supressão da vegetação, decapeamento, extração mineral e recuperação ambiental. A atividade de supressão da vegetação requer a realização de inventário florestal que subsidia atividades de recuperação, e o aproveitamento da madeira de interesse comercial. Há três empresas que operam minas de bauxita na Amazônia e apresentam experiência sobre recuperação de área degradadas. A experiência da Alcoa na Amazônia Brasileira data de 2009, a Mineração Rio do Norte representa uma das experiências

mais antigas (desde de 1979) de recuperação de áreas degradadas por minas de bauxita na Amazônia, em Trombetas, Pará (Parrotta e Knowles, 2001). Já a Hydro (Mineração Paragominas) também opera na Amazônia, em Paragominas, Pará desde 2007 (Abal, 2017).

As técnicas de recuperação de áreas degradadas pela mineração na Amazônia, vem sendo adaptadas ao longo tempo. Em uma primeira fase, durante os anos de 1980, as atividades de recuperação tinham por objetivo controlar a erosão para estabilizar a área degradada, que se iniciava com uma preocupação com padrões estéticos (Salomão, 2007). Essa fase coincide com o período em que a restauração ecológica no Brasil era implementada justamente com objetivo de proteger o solo (Brancalion et al., 2015). Com o avanço do conhecimento sobre a restauração ecológica, avançou também as práticas de recuperação de áreas degradadas, marcando a segunda fase da mineração de bauxita na Amazônia, quando ocorria o plantio de espécies arbóreas pioneiras, secundárias e clímaxes.

A partir da década de 2010, percebe-se o início de uma nova fase de recuperação de florestas degradadas pela mineração de bauxita na Amazônia, com a implementação da nucleação como técnica de restauração, primeiramente pela Alcoa, seguida pela Hydro e mais recentemente pela Mineração Rio do Norte (Abal, 2017). Neste caso, entende-se que a recuperação de áreas degradadas pela mineração na Amazônia se beneficia do potencial de conexão com a matriz preservada, o que acelera o processo de regeneração natural (Parrotta e Knowles, 2001), que baseia a técnica de nucleação (Reis et al., 2010).

Os resultados da restauração implementada pela Mineração Rio do Norte, na região do rio Trombetas dos anos de 1990 até os anos 2000 foram avaliados por Salomão et al., (2007) em termos de riqueza e recrutamento de espécies, e Salomão et al., (2014) em termos de mortalidade de mudas. No primeiro artigo, os autores demonstraram que as áreas de restauração mais recentes obtiveram mais sucesso do que as mais antigas, demonstrando aprendizagem da empresa, como também concluíram Parrotta e Knowles (2001). No segundo artigo, os autores demonstram que das 69 espécies presente nas áreas em restauração 24 foram consideradas inaptas para recuperação, devido ao elevado índice de mortalidade. A elevada taxa de mortalidade de espécies nas áreas em recuperação também é um desafio enfrentado pela Alcoa em Juruti (Marca Meio Ambiente, 2015).

Os resultados da recuperação ambiental durante sete anos da Hydro foram avaliados por Martins et al., (2018) em termos de recarga hídrica e quantidade de serapilheira estocada.

Foi feita uma análise comparativa entre duas áreas em restauração por meio de técnicas diferentes, são elas: plantio de mudas e regeneração natural. Segundo os autores, a indução da regeneração natural foi mais efetiva para os dois indicadores analisados, ainda que a diversidade de espécies tenha sido menor em comparação com as áreas de plantio de mudas. A menor diversidade de espécies era esperada no caso da regeneração natural, devido ao estágio inicial de recuperação.

Uma análise similar foi feita por Salomão et al., (2019), considerando abundância e riqueza de espécies para as áreas em recuperação por 18 anos da mina de bauxita localizada na região do Rio Trombetas da Mineração Rio do Norte. Os autores concluíram que em longo prazo a regeneração natural é mais eficiente para a riqueza e abundância de espécies em comparação com áreas de plantio de mudas apenas. Portanto, a associação de diferentes técnicas parece ser o caminho mais adequado para recuperação de áreas degradadas pela mineração (Salomão et al., 2019; Martins et al., 2018). O plano de recuperação de áreas degradadas da Alcoa prevê exatamente esse tipo de abordagem, por meio da técnica de nucleação (RAS, 2012; Reis et al., 2010).

No caso da recuperação de áreas degradadas pela mineração de bauxita na Austrália, a Alcoa é a empresa mais experiente (mais 50 anos), o que a tornou referência na restauração da Jarrah Forest. Nesse período diversos indicadores do sucesso da recuperação foram analisados, por meio de pesquisas científicas (Gardner e Bell, 2007) ou relatórios de monitoramento reportados ao órgão regulador. Por exemplo, foram realizados levantamentos sobre os efeitos da queimada planejada e o corte seletivo de indivíduos na fauna da floresta recuperada (Graig et al., 2007), que indicaram aumento das espécies de répteis especialmente. Dada a importância da Jarrah Forest para captação de água utilizada pela população de Perth, pesquisas foram feitas para se analisar a relação entre a recuperação e a recarga hídrica nos platôs (Croton e Reed, 2007), especialmente devido aos desafios impostos pelas mudanças climáticas (Grigg, 2017). A Alcoa também opera no Suriname, afetando comunidades indígenas, onde a exploração mineral foi finalizada em 2015. Atualmente a empresa está engajando as comunidades locais e o governo para estabelecer um acordo sobre o uso do solo pós-mineração (Alcoa, 2016).

Nota-se que embora a recuperação de áreas degradadas por minas de bauxita esteja avançando em melhores práticas de recuperação poucos avanços foram identificados no

sentido de análise de resultados. Por outro lado, na Austrália a empresa avançou no desenvolvimento de pesquisas para compreender o funcionamento do ecossistema e sua relação com as práticas de recuperação implementadas (Grant et al., 2007), embora seus esforços de monitoramento estejam focados em indicadores biofísicos (Alcoa of Australia, 2017). Nesse sentido, a recuperação progressiva de minas de bauxita apresenta-se como uma oportunidade de aprendizagem sobre planejamento e avaliação de RAD para o setor mineral.

3. Capítulo 3: Caracterização das minas de bauxita estudadas

A pesquisa conta com dois estudos de caso conduzidos em minas de bauxita na Austrália e no Brasil, da mesma empresa, a norte americana Alcoa. As duas minas afetam ecossistemas florestais com alto valor de biodiversidade e provedores de serviços ecossistêmicos. Em ambas a recuperação ambiental é desenvolvida com base nos preceitos da restauração ecológica e concomitantemente ao processo de extração mineral.

As principais razões de se utilizar estas minas como estudo de caso são:

- A empresa apresenta uma longa experiência de recuperação ambiental tanto no Brasil (desde 1985, anterior as exigências legais brasileiras), quanto na Austrália (desde 1960);
- Nas duas minas, as áreas recuperadas serão devolvidas às comunidades afetadas pela mineração e por isso o reestabelecimento do fornecimento adequado de serviços ecossistêmicos é ainda mais relevante;
- Os ecossistemas afetados, tanto na Floresta Amazônica quanto na Jarrah Forest, na Austrália, são considerados sensíveis, com alta biodiversidade e fornecem diversos serviços ecossistêmicos;
- A disposição e disponibilidade da empresa em fornecer dados para a pesquisa, permitir acesso às áreas, facilitar e apoiar os trabalhos de campo.

Neste capítulo são apresentadas as principais características de cada mina, o contexto institucional em que o projeto está inserido, bem como, é feita uma breve exposição sobre o ambiente biofísico e social.

3.1. A mina de Bauxita na Floresta Amazônica

O Projeto Juruti é composto por uma mina a céu aberto, uma usina de concentração mineral, três bacias de rejeito, estruturas de apoio (oficinas de manutenção, laboratórios, escritórios e outras instalações), uma ferrovia de 55 km e uma rodovia de 56 km, que ligam a mina ao Porto (Figura 5), localizado às margens do rio Amazonas. O projeto produz bauxita concentrada, que é encaminhada ao município de São Luís (Maranhão) para produção de alumina ou é encaminhada à exportação. O objeto de estudo desta tese é apenas a mina e suas estruturas de apoio, não fazem, portanto, parte desta pesquisa a ferrovia, a rodovia e o porto.

A extração mineral é feita por lavra em tiras, o que facilita o processo de recuperação progressiva. Nesse processo quase que imediatamente após a extração mineral ocorre o início da recuperação da área, sem que haja necessidade de estocagem de solo (CNEC, 2005).

Figura 5: Fotos do projeto mina de bauxita Juruti. A esquerda superior é demonstrada a ferrovia e a rodovia que ligam a mina ao porto. A direita superior apresentação a captação de água utilizada no processo de concentração mineral. A esquerda inferior pode ser visualizada uma frente de lavra, demonstrando o método de extração mineral utilizado, lavra em tiras. E a direita inferior é apresentada uma das bacias de rejeitos, com a vegetação que não foi afetada pela mina ao fundo.

Em Juruti está uma das maiores reservas de bauxita do mundo, são cerca de 700 milhões de toneladas distribuídas em 50 mil hectares dos platôs Guaraná, Mauri e Capiiranga (Costa et al., 2011), sendo o último, o único em exploração (durante o período desta pesquisa, 2014 a 2018). A extensão final da área diretamente afetada neste platô será de aproximadamente 5.500 hectares. A produção mineral no ano de 2018 estava em torno de 6 milhões de toneladas ao ano, com vida útil para o platô Capiiranga de aproximadamente 15 anos.

3.1.1. O contexto histórico-institucional em que a mina se insere

A atividade minerária além do fator de ocorrência geológica depende de fatores econômicos, políticos e sociais. Nesta seção é apresentado o contexto histórico e institucional em que a mina do Projeto Juruti está inserida.

O atual cenário da mineração na Amazônia Paraense é influenciado por uma série de políticas implementadas desde o regime militar, época em que foram dados diversos incentivos para expansão da ocupação da Amazônia. Neste período havia pouco controle social e ambiental de novos empreendimentos e muito incentivo ao desenvolvimento de prospecção e pesquisa mineral. Foi nesse período (na década de 1970) que o depósito de bauxita em Juruti foi descoberto (Costa et al., 2011). Entretanto, foi só a partir da Constituição Federal de 1988 que a apresentação de um plano de recuperação de áreas degradadas pela mineração passou a ser exigência legal. A pressão internacional por uma mineração sustentável e o contexto do município também influenciaram a atuação das empresas na Amazônia (Costa et al., 2011; Enriquez, 2008).

Diferentemente de outros estados como Minas Gerais, que foi pioneiro na criação de um sistema de licenciamento ambiental ainda na década de 1970 (Sánchez, 2013), o Pará tardou na regulamentação da atividade minerária. Somente em 2007 com a Lei Estadual nº 7026, a atual Secretaria de Meio Ambiente e Sustentabilidade – SEMAS, responsável pelo licenciamento ambiental foi instituída, antes disso a SEMAS estava ligada a Secretaria de ciência e tecnologia.

A mineração também modifica o contexto socioeconômico do município, especialmente pelo aumento significativo de arrecadação. Esse aumento está particularmente relacionado a arrecadação da Compensação Financeira sobre a Exploração de Recursos Minerais – CFEM, embora o modelo de CFEM brasileiro, seja criticado por ser o que menos arrecada no mundo (Monteiro, 2005; Enriquez, 2008). O estado do Pará arrecada quase 30% da CFEM do Brasil, que no ano de 2017 correspondeu 635 milhões de reais. O município de Juruti arrecadou quase 9 milhões em 2017, contando apenas com a mineração de bauxita operada pela Alcoa (DNPM, consulta em agosto de 2018²). O setor minerário representa 23,5% do Produto Interno Bruto – PIB do estado do Pará, caracterizado como segundo estado minerador do Brasil atrás apenas de Minas Gerais. Cabe ressaltar ainda, que a exportação do

²https://sistemas.dnpm.gov.br/arrecadacao/extra/Relatorios/arrecadacao_cfem_substancia.aspx

Pará saltou de US\$1,1 bilhão para 13 bilhões, especialmente devido ao aumento da produção ferro (Enriquez, 2014).

O estado do Pará concentra mais de 90% da produção de bauxita do Brasil, o que coloca o país como terceiro maior produtor de bauxita no mundo, atrás da Austrália e da China (Silva, 2017; Abal, 2017). O estado também detém a maior parte das reservas de bauxita do Brasil (74%), o que representa 11% das reservas do mundo. Apesar dessa riqueza minerária, o Pará é um dos estados brasileiros com menor índice de desenvolvimento Humano – IDH, ocupando a 24ª posição com 0,646. No caso de Juruti, o município ocupava em 2000 a posição 105, de um total de 143, com IDH de 0,389 e em 2010 passou a ocupar a posição 54, com IDH de 0,592 (IBGE consulta em agosto de 2018³). Neste contexto, a população tende a transferir as mazelas sociais, causadas pela lacuna do estado à empresa, o que aumenta os conflitos socioambientais (Costa et al., 2011). Embora a mineração seja fonte de recursos financeiros e possível indutor de desenvolvimento dos municípios e estados, essa também causa alterações nos modos de vida das comunidades locais, especialmente porque ocupa e degrada seus territórios (Gavidia e Kemp, 2017). A mineração na Amazônia acarreta conflitos específicos da região, uma vez que a floresta, que é fonte de renda, meio de vida e forma de reprodução cultural (Furlan, 2006), é gradativamente suprimida dando lugar à exploração mineral.

Tendo exposto o contexto regional que a mina se inseriu, apresenta-se a Figura 6, que sintetiza uma linha do tempo do desenvolvimento do Projeto Juruti e os principais marcos de interesse para esta pesquisa. Embora os direitos minerários para bauxita em Juruti datem 1975, somente em 2000 a pesquisa mineral ficou mais intensa na região, quando a Alcoa adquiriu a *Reynolds Metals* detentora dos direitos minerários (Costa et al., 2011). E somente em 2005, o processo de licenciamento ambiental do “Projeto Juruti” foi iniciado com a finalização do Estudo de Impacto Ambiental (CNEC, 2005). O “Projeto Juruti” recebeu a licença prévia em 2005 e a licença de instalação em 2006, iniciando a operação em 2009.

³ <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pa/juruti/>

Figura 6: Linha do tempo do desenvolvimento do Projeto Juruti e principais marcos de interesse para esta pesquisa.

Os depósitos de bauxita em Juruti coexistem com o território de diversas comunidades extrativista. O platô Capiiranga atualmente (2018) em exploração faz parte do Projeto Agroextrativista Juruti Velho (PAE Juruti Velho), que beneficia cerca de 50 comunidades. O PAE é uma modalidade de assentamento destinado a exploração de recursos naturais, sendo sua gestão realizada por uma associação de assentados (Canto, 2015). As comunidades ribeirinhas da região reivindicam a demarcação desse território no Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA) desde 1980, mas a criação do PAE Juruti Velho ocorreu somente em 2005 e a titulação coletiva foi concedida em 2009. A Associação que representa e administra o PAE Juruti Velho é Arcojuve - Associação das Comunidades da Região de Juruti Velho, fundada em 2004 (Lopes, 2012; Canto et al., 2015).

No período de instalação da mina (2006 a 2009) já era relatado a diminuição do extrativismo na região de Juruti Velho (Costa et al., 2011). Há de se compreender, especialmente, que comunidades que compõem um programa agroextrativista vivem dos diversos serviços ecossistêmicos fornecidos sazonalmente pela floresta (Ribeiro et al., 2018). A Arcojuve recebe royalties da Alcoa desde o início de sua operação em 2009, o que é uma forma de compensar a perda do uso direto da floresta (Canto, 2015). Esse pagamento é, portanto, feito nos moldes dos royalties pagos a um proprietário rural, estabelecido no Código de Mineração.

Diferentemente de outros projetos de mineração na Amazônia, o projeto Juruti foi apresentado em 2006 como proposta de desenvolvimento territorial sustentável (Abdala, 2011). A iniciativa da Alcoa foi construir um projeto de desenvolvimento sustentável para o município de Juruti, o chamado Projeto Juruti Sustentável. O projeto Juruti Sustentável se sustenta em três premissas: (i) ampla e democrática participação social na construção de um futuro sustentável; (ii) foco no território e no desenvolvimento da região; e (iii) contextualização das demandas locais e regionais e agenda global voltada a sustentabilidade (FGV, 2009). Apesar da iniciativa de desenvolvimento sustentável proposta pela Alcoa, a fase de instalação do projeto de mineração foi marcada por diversos conflitos entre a empresa e as comunidades locais, marcadas pelas intervenções do Ministério Público do estado do Pará e Federal (Costa et al., 2011).

Como parte do Projeto Juruti Sustentável, em 2008 foi criado o Conselho Juruti Sustentável (Conjus), composto por três representantes de empresas, três representantes do

poder público e nove de movimentos sociais. Como resultado de seu primeiro ano (2008), o Conjus construiu uma carta com as principais ações para o desenvolvimento de Juruti. No mesmo ano a Alcoa contratou a Fundação Getúlio Vargas (FGV) para conduzir a construção de uma agenda de desenvolvimento sustentável que culminou nos chamados indicadores de Juruti (FGV, 2009). Os indicadores de Juruti foram monitorados duas vezes pela FGV, em 2009 e 2011. A Alcoa também contratou o Fundo Brasileiro de Biodiversidade (Funbio) para criação do Fundo Juruti Sustentável (Funjus), fornecendo aporte inicial de US\$ 1,5 milhões (Monzoni, 2009, 2011). O Funjus lançou em 2009 o primeiro edital para captação de projetos locais, quando 21 projetos foram aprovados.

O diagnóstico feito pela FGV em 2008 demonstrou que a principal preocupação dos atores chave entrevistados era a baixa capacidade institucional, tanto municipal quanto estadual, para absorver as oportunidades trazidas pelo empreendimento minerário (Costa et al., 2011). De fato, o monitoramento dos indicadores de Juruti realizados em 2011⁴ demonstra que 2005 havia apenas dois profissionais na Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Juruti e que em 2010 essa já contava com 13. O mesmo monitoramento demonstrou que a coleta de resíduos sólidos pela prefeitura foi expandida de 517 domicílios no ano de 2000, para 2.792 em 2010 (aumento de 504%). A quantidade de domicílios em que o resíduo era disposto a céu aberto era de 621 em 2000 e passou a ser 256 domicílios em 2010 (diminuição de 58%). Outros indicadores relacionados ao tema: “Meio ambiente, conservação e uso dos recursos naturais” não demonstraram melhorias. Assim como em 2008, em 2010 não foi identificada nenhuma coleta e tratamento de esgoto na zona urbana de Juruti. O número de casas sem banheiro na zona rural aumentou e o município ainda não possui aterro sanitário.

Em 2015, o Conjus e o Funjus se juntaram em uma única instituição chamada de Instituto Juruti Sustentável – IJUS, que também faz a gestão dos indicadores. O IJUS condensa atualmente o tripé original do Projeto Juruti Sustentável, e é a primeira Organização da Sociedade Civil de Interesse Público - OSCIP do município de Juruti⁵. O IJUS desde então vem captando projetos em escala local, apoiando instituições sem fins lucrativos formalmente constituídas, empresas e grupos informais. O edital 001.2018 lançado pelo IJUS, no início de 2018, procurou projetos que contribuíssem para os Objetivos do Desenvolvimento

⁴ Resultados disponíveis em <http://www.indicadoresjuruti.com.br>

⁵ Informações extraídas do site: <http://ijus.org.br/>

Sustentável – ODS da Organizações das Nações Unidas - ONU. Tal fato demonstra como a atuação do IJUS tem foco no território para o desenvolvimento local, mas está alinhada às estratégias e demandas globais voltadas a sustentabilidade, conforme foi desenhado pelo Projeto Juruti Sustentável (Abdala, 2011).

A concepção formal do IJUS ajuda a promover o desenvolvimento da comunidade local por dois motivos. O primeiro é que o IJUS, com participação de diversas partes interessadas, é o responsável pelo lançamento de editais e avaliação de projetos que são apresentados por representantes das comunidades, tornando o processo mais transparente e focado nas demandas locais. Ademais os projetos apoiados pelo IJUS não se relacionam com a atividade de mineração exclusivamente e por isso contribuem para a diversificação da economia local. Conforme sugere Enriquez (2008), a diversificação econômica é um aspecto fundamental para que a mineração seja utilizada como uma alavanca para o desenvolvimento local. O segundo motivo diz respeito a concepção formal do IJUS a partir da doação inicial da Alcoa. A formalização do IJUS permite que a instituição possa se sustentar independentemente da atividade de mineração, por meio da busca de financiamento e doação de outras fontes.

A singular relação entre a empresa mineradora e as comunidades locais, torna o caso em estudo ainda mais interessante para pesquisa. Além de os resultados da recuperação ambiental estarem em acordo com os requisitos da legislação ambiental, esses devem suprir as expectativas e anseios das comunidades do PAE Juruti Velho, para quem as áreas deverão ser devolvidas ao fim da recuperação. Neste contexto, torna-se ainda mais importante estabelecer um processo de avaliação que permita indicar quando a área estará apta a ser reutilizada pelas comunidades. Os primeiros testes de recuperação das áreas mineradas, por meio do atual método de nucleação foram feitos em 2012. A aprovação do PRAD pela SEMAS foi concedida em 2013 e os primeiros resultados do programa de monitoramento apresentado em 2014. Detalhes desse processo são fornecidos na seção 3.1.3.

3.1.2. Caracterização do ambiente biofísico e social

A mina de bauxita de Juruti se situa na Bacia Sedimentar do Amazonas, localizado próximo ao chamado Lago Grande de Juruti, formado em uma planície fluvial alagada, caracterizado como Lago de barragem, que ocorre a jusante de rios por ter foz afogada ou barrada (CNEC, 2005). A área diretamente afetada pelo projeto é composta principalmente

por duas formas de relevo, os Platôs onde se localizam os depósitos de bauxita, com altitudes de 70-120 em relação ao nível do rio Amazonas, e as encostas, áreas próximas a cursos d'água (Antoniassi, 2010) onde há ocupação humana (Figura 7).

Figura 7: Localização da mina de Bauxita Juruti, as comunidades afetadas que compõem o PAE Juruti Velho. Fonte: Elaborado pela autora a partir de informações fornecidas pela Alcoa.

Os platôs de bauxita de Juruti fazem parte da formação sedimentar de Alter do chão, relacionada ao período Cretáceo. As bauxitas amazônicas são formadas em rochas sedimentares, compostas por intercalações de argilas, sílicas e areias (Lucas, 1997). Os depósitos têm recobrimentos lateríticos cuja evolução remonta ao Terciário Inferior (Paleogeno). O perfil geológico típico do platô apresenta, essencialmente a mesma sequência de horizontes, sendo essa uma camada superficial de argila caulínica de cor amarela-avermelhada com espessura de 8-10 metros, a zona mineralizada, onde é encontrada a bauxita com espessura de 1-3 metros, e uma zona saprolítica ou argilosa que varia de 1-6 metros (Antoniassi, 2010).

Os depósitos de bauxita encontram-se acima do lençol freático, cerca de 5 a 15 metros do nível médio da água (CNEC, 2005). Embora não haja cursos d'água nos platôs, há bacias internas que acumulam água durante o longo período chuvoso (dezembro a junho),

característico do clima amazônico (MME/DNPM, 1976; CNEC, 2005). Essa água infiltra lentamente pelos platôs, fazendo parte dos processos intempéricos de formação das bauxitas (Lucas, 1997; Antoniassi, 2010).

Sob a camada superficial argilosa dos platôs, encontra-se latossolos amarelos distróficos, onde há predominância de Floresta Ombrófila Densa Submontana bem conservada, tendo algumas regiões alteradas pelo extrativismo de espécies de interesse comercial e queimadas. Essa floresta se destaca pela alta diversidade de madeiras de interesse comercial e alto estoque de biomassa (Salomão, 2009). Durante o diagnóstico do Estudo de Impacto Ambiental (EIA) da mina foram encontradas mais de 500 espécies da flora e apenas 11% dessas foram comuns entre as áreas amostradas. Nessa região encontram-se espécies de valor madeireiro, medicinal e alimentício. Foram encontradas três espécies ameaçadas de extinção, a castanheira, o pau-cravo e o pau-rosa, que foram amplamente exploradas na região. Neste ambiente são encontradas espécies de grandes mamíferos, alta diversidade da herpetofauna e áreas de nidificação. Embora durante o levantamento faunístico tenha sido amostrado muitas espécies, (mais de 300 de aves, 62 espécies de mamíferos e mais de 30 espécies de anfíbios) o próprio EIA concluiu que esses números não representam nem metade da diversidade da região (CNEC, 2005).

Nas bordas dos platôs há ruptura de relevo, com vertentes côncavas caracterizadas pela presença da Floresta Ombrófila Densa das Terras Baixas, e apresentam um relevo de colinas baixas, formando vales com densa rede de drenagens. A floresta tende a se tornar mais aberta quanto mais próxima está de igarapés e rios, formando a Floresta Ombrófila Densa Aluvial, onde já há concentração de comunidades ribeirinhas (Figura 8). A floresta das regiões dos platôs é a mais conservada, possivelmente devido à ocupação humana ter se dado predominantemente em áreas próximas a igarapés e rios.

Na Floresta Ombrófila Densa Aluvial predomina os latossolos amarelos de textura média ou argilosa, associados a neossolos quartzarênicos, que são mais adequados a práticas agrícolas quando comparados ao latossolos amarelos distróficos encontrados na região dos Platôs. As comunidades vivem nessa região e desenvolvem agricultura de subsistência focada no plantio de mandioca para produção de farinha (CNEC, 2005; Costa et al., 2011). A base produtiva das famílias também é baseada, na coleta de frutos, pesca, caça e extração de

madeira nos platôs. Além disso, alguns poucos moradores criam gado, galinhas e porcos. As comunidades também utilizam diversas plantas medicinais (CNEC, 2005).

Figura 8: Encosta do platô Capiiranga e comunidades ribeirinhas do PAE Juruti Velho

A população do município de Juruti desde os anos de 1970 é predominantemente rural. Nos anos de 1970, a economia de Juruti era principalmente baseada na pecuária, apesar de desenvolver atividades de extrativismo vegetal para produção de óleos, pesca, coleta de frutos e agricultura em escala de subsistência.

De maneira geral, o extrativismo tem caído desde a chegada do empreendimento minerário no município, seja por impactos diretos (como a remoção da floresta) ou indiretos (como a indução de mudanças na economia local). Os resultados do monitoramento dos indicadores de Juruti (Figura 9) mostram que enquanto a produção do açaí tem aumentado nos últimos anos a produção de castanha tem caído. A extração mineral nos platôs não tem influência direta na coleta do açaí, uma vez que os açazeiros estão localizados nas margens dos rios e por isso não fazem parte do ecossistema afetado pela mina.

			2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Produto lenha e madeira (m³)	Lenha	Quantidade	118.000	125.000	106.000	116.160	121.000	180.000	216.000	249.000	230.000	211.600
		Valor	590	1.250	636	929	1.089	1.620	3.456	4.059	4.600	4.655
	Madeira em tora	Quantidade	12.000	12.000	10.000	5.100	5.000	12.000	10.000	15.000	13.500	12.825
		Valor	516	600	700	306	325	840	800	1.275	1.175	1.141
Produtos oleaginosos (Toneladas)	Açaí	Quantidade	45	50	160	182	218	283	170	213	117	94
		Valor	9	10	40	55	70	142	88	117	76	65
	Carvão Vegetal	Quantidade	190	200	200	216	151	216	255	306	270	256
		Valor	38	40	50	60	53	86	102	153	202	128
	Castanha-do-pará	Quantidade	385	220	66	30	150	200	60	100	60	74
		Valor	139	66	22	16	120	260	96	120	78	96
	Cumaru (amêndoa)	Quantidade	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0
		Valor	0	1	2	2	2	2	2	3	2	1
	Outros	Quantidade	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0
		Valor	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Figura 9: Comparação da produção do extrativismo florestal no município de Juruti entre os anos 2000 e 2009.
Fonte: Indicadores de Juruti (FGV) – Disponível em: <http://www.indicadoresjuruti.com.br>

De maneira geral, nas comunidades rurais não há sistema de saneamento básico. O abastecimento de água é feito através de captação direta no rio ou microsistema de captação de água por meio de poços. O esgoto é destinado para fossas rudimentares e o lixo é queimado a céu aberto. Geralmente a energia elétrica é fornecida por meio de geradores, de energia elétrica a diesel ou a gasolina que funcionam 4 horas por dia, com exceção de algumas comunidades, a exemplo de Galiléia que recebe energia 24 horas por dia, proveniente da rede do estado do Amazonas (CNEC, 2005).

Segundo o EIA, a mina causa 32 impactos negativos (6 sobre o meio físico, 9 sobre o meio biótico e 17 sobre o meio socioeconômico), sendo que desses 4 (2 sobre o meio biótico e outros 2 sobre o meio social) deverão ser corrigidos pelo desenvolvimento do PRAD. São eles: “(i) Retirada da vegetação para exploração mineral, (ii) Modificação na composição florística devido ao efeito de borda, (iii) Alteração da paisagem decorrente da implantação das obras, e (iv) Alteração da paisagem pela operação do empreendimento”. Por fim, são 5 impactos positivos e todos ocorrem sobre o meio social, e estão relacionados a aspectos econômicos.

3.1.3. O procedimento de RAD implementado

Desde 2012, a Alcoa vem implantando um processo de recuperação de áreas degradadas por meio do “método de nucleação” e vem realizando monitoramento das áreas desde 2013 (RAS, 2012). O Plano de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD) que detalha esse método foi aprovado pela SEMAS do Pará em 2013. O objetivo geral do PRAD é

“desencadear um processo de concertação entre os setores da Alcoa Juruti, atores institucionais municipais e regionais, sociedade civil organizada e órgãos de licenciamento visando melhorias na produção e no processo de reabilitação das áreas degradadas pela mineração, na perspectiva de uma inovação tecnológica” (RAS, 2012).

O método de nucleação é parte de uma abordagem de recuperação chamada de Restauração Sistêmica (Reis et al., 2010). Essa abordagem tem como princípio a integração da paisagem degradada com a paisagem conservada do entorno, promovendo fluxos ecológicos, para assim restaurar a conectividade da paisagem. O método de nucleação é composto por diversas técnicas que tem por objetivos formar trampolins ecológicos, que induzem a regeneração natural (Reis et al., 2013). Conforme resultou a revisão bibliográfica, as principais boas práticas em recuperação ambiental estão alinhadas às atividades de recuperação previstas no PRAD. Dentre elas destaca-se o uso imediato do *topsoil*, reconformação topográfica, dispersão de sementes e plantio de mudas de espécies funcionais (Neri e Sánchez, 2010; Australian Government, 2006; Jorba e Vallejo, 2010).

Foram feitos três tipos de tratamentos de recuperação de transposição no primeiro ano de implantação do PRAD, são eles; (i) *topsoil* apenas, (ii) galharia apenas e (iii) *topsoil* + galharia. Houve também plantio de mudas em alguns tratamentos (Quadro 1). O objetivo da transposição imediata do solo é preservação do banco de sementes, e da utilização da galharia é a formação de abrigos de fauna com potencial de polinização e dispersão de sementes. O plantio de espécies funcionais objetiva o aumento da diversidade da flora (Reis et al., 2010).

Quadro 1: Descrição das técnicas de restauração desenvolvido pela Alcoa em Juruti.

Objetivos listados no PRAD	Atividades relacionadas
Reorientar o processo de transposição da galharia e <i>topsoil</i>	Utilização imediata do <i>topsoil</i> (15 cm)
	Utilização da galharia
Promover melhorias no processo de mineração para a adequação topográfica	Reconformação topográfica para estabelecer uma harmonia com paisagem de entorno
Implantar os módulos de recuperação segundo o método de nucleação	Criação de módulos de 50 m por 50 m, podendo ser simples que utilizem somente <i>topsoil</i> ou mistos, onde há também galharia.
	Implantação de sistema de transposição de sementes.
	Inclusão do plantio de mudas funcionais.

Objetivos listados no PRAD	Atividades relacionadas
Criar rugosidade na paisagem para garantia da internalização da água e controle de processos erosivos dentro dos módulos	Formação de núcleos para retenção de água no sistema.
Reorientar o processo de produção de mudas funcionais envolvendo as comunidades locais	Capacitação das comunidades locais para produção e vendas de mudas funcionais para Alcoa.
Capacitar a equipe da Alcoa sobre os princípios de restauração sistêmica.	Treinamento da equipe responsável pela recuperação ambiental.
Desenvolver a divulgação continuada do PRAD para os múltiplos atores envolvidos	Divulgação do PRAD e seus resultados no contexto do programa de Comunicação Social.
Apresentar relatórios anuais sobre o processo de recuperação.	Realização de monitoramento e confecção de relatório anual demonstrando a eficiência, eficácia e efetividade do PRAD.
Elaborar pesquisa etnobotânica para identificar e caracterizar as espécies chaves para manutenção da fauna.	Desenvolvimento de pesquisa junto à comunidade local para identificar espécies importantes para fauna e para o extrativismo.
Desenvolver programa participativo de orientação e controle sobre a produção de mudas.	Definição de padrão para produção de mudas, desde a coleta até o armazenamento das mesmas.
Implementar um processo de concertação com múltiplos atores de Juruti e região para uso futuro das áreas.	Engajar os atores envolvidos para tomada de decisão coletiva sobre a destinação e uso futuro das áreas recuperadas.
Utilizar os acessos provisórios para destinação final de rejeitos.	Destinação do rejeito na área lavrada como uma maneira de adequação topográfica e utilização de rejeitos.

Fonte: RAS (2015). Adequação do plano de recuperação de áreas degradadas da Mina de Juruti/PA. Uma nova tecnologia: A nucleação.

Detalha-se, a título de exemplo, dois objetivos listados no PRAD (Quadro 1), um que vem sendo implementado na prática com sucesso e outro que tem falhado, de acordo com observações direta realizadas ao longo dos trabalhos de campo desta pesquisa. São eles: reorientar o processo de produção de mudas funcionais envolvendo as comunidades locais e promover melhorias no processo de mineração para a adequação topográfica, respectivamente.

Durante os trabalhos de campo, diversas famílias que fazem parte do programa de produção de mudas foram visitadas, o que possibilitou observar os resultados de tal programa na prática. São 4 associações que compõem o programa e produzem todas as mudas utilizadas no processo de recuperação e outras atividades da Alcoa, como doação de mudas (Alcoa, 2014). As associações são cadastradas no Registro Nacional de Sementes e Mudas – RENASEM e recebem assistência técnica do Instituto Vitória Régia (Figura 10), por isso os viveiros são padronizados, assim como as mudas. As comunidades coletam as sementes e plântulas de espécies pré-determinadas pela Alcoa nas regiões de florestas não mineradas.

Figura 10: Viveiros de mudas nas comunidades do PAE Juruti Velho, sendo acompanhados pelos técnicos do Instituto Vitória Régia, na mina de Juruti.

A partir de 2018, o programa de produção de mudas expandiu e passou a abranger atividades de plantio das mudas produzidas pelas comunidades. Em 2014, quando o empreendedor era responsável por essa atividade, o total de 18 mil mudas foram plantadas (Alcoa, 2014). Já em 2018, primeiro ano em que integrantes das comunidades realizaram o plantio, 40 mil mudas foram plantadas (Marca, 2018). Entende-se que este é um exemplo positivo de envolvimento das comunidades no processo de recuperação. A partir desse programa, as comunidades se sentem parte do processo de recuperação e tem uma fonte alternativa de geração de renda.

Por outro lado, ao visitar as áreas em recuperação percebe-se que pouca atenção tem sido dada à reconformação da topografia alterada pela extração mineral (Figura 11). A topografia da floresta ombrófila densa de submontana é naturalmente plana, e vem sendo alterada pela extração mineral devido às diferenças de profundidade que o próprio depósito de bauxita apresenta. Ao longo do processo de recuperação, as atividades de reconformação não têm sido plenamente executadas, deixando taludes de alturas variadas (de 2 a 10 metros) nas áreas em recuperação. Considerando que a floresta era utilizada como meio e modo de vida e está localizada dentro de um programa agroextrativista (PAE Juruti Velho) é necessário que se reveja os esforços despendido em deixar uma topografia mais próxima do que era encontrada antes da mineração. O empreendedor reconhece o problema e procura soluções para melhorar a reconformação topográfica conforme relatado pelos técnicos durante os trabalhos de campo.

Figura 11: Inconformidades com o objetivo de reconformação topográfica estabelecido no PRAD, de algumas áreas em recuperação da mina na floresta Amazônica.

O processo de lavra e recuperação é progressivo e por isso há áreas em diversos estágios de recuperação (Figura 12). Como a operação da mina começou em 2013, houve 73 hectares de supressão de vegetação e 41,7 hectares começaram a ser recuperados. Em 2014, as operações foram ampliadas e mais 138 hectares de floresta foram suprimidos e em 72 hectares foi iniciado o processo recuperação. Embora o empreendimento opere pelo método de lavra em tiras, há uma diferença entre a área suprimida e área recuperada, devido a abertura de acessos e implantação de estruturas permanentes.

Figura 12: Mapa das áreas em recuperação de 2012 até 2017 em comparação com as áreas onde a vegetação foi suprimida.

Ainda não há uma média de supressão e recuperação bem estabelecida, porque a mina está em processo de ampliação de sua operação. Esse efeito é devido operação da mina ter iniciado com uma produção mineral abaixo de seu potencial máximo e que vem aumentando ao longo do tempo. Além disso, as lagoas de rejeitos não estão sendo recuperadas, por dois motivos. Primeiramente, porque essas lagoas ainda não atingiram sua capacidade máxima e segundo porque o processo de recuperação a ser implementado ainda não foi detalhado.

Três equipes de consultores já conduziram o monitoramento das áreas em recuperação. No primeiro ano, o monitoramento do PRAD foi realizado a partir de uma visita de campo qualitativa da equipe de consultores da Restauração Sistêmica (RAS), autores do PRAD (RAS, 2012). A partir do segundo ano o monitoramento foi conduzido por pesquisadores do Museu Emilio Goeldi de 2013 até 2015, por meio da coleta de dados tradicionalmente utilizados em processos de reflorestamento, como mortalidade de mudas e diversidade de regenerantes (Salomão et al., 2015). A partir de 2015 o monitoramento vem sendo conduzido pela consultoria Marca. Apesar da mudança da equipe de consultores, as parcelas definidas pelos pesquisadores do Museu Emílio Goeldi foram mantidas pela consultoria Marca, bem como, os dados coletados, o que permite uma análise histórica dos dados. Pode-se perceber que o empreendedor vem utilizando os clássicos parâmetros (Wortley et al., 2013; SER, 2004) de monitoramento de RAD, quais sejam: mortalidade de mudas, diversidade de regenerantes, crescimento de mudas e riqueza de espécies.

O monitoramento do PRAD vem sendo realizado em 41 parcelas (2017). Em 2018 a Marca incluiu 25 novas parcelas de monitoramento, sendo que 4 delas em áreas que a recuperação começou em 2015, 8 em 2017 e 13 em 2018. Em todas essas áreas a técnica de recuperação foi baseada na transposição de topsoil + galharia e plantio de mudas (MARCA, 2018). A crescente ampliação de áreas em recuperação faz com que a rede de amostragem do monitoramento também seja ampliada, aumentando o custos e tempo da coleta de dados.

3.2. A mina de bauxita na *Jarrah Forest*

A operação de bauxita na Jarrah Forest está localizada no estado da Austrália Ocidental, em uma área chamada de Darling Range. Esta operação é composta por 3 complexos de minas, a Jarrahdale mine, Huntly mine e Willowdale mine (Figura 13). Os depósitos de bauxita ocorrem em toda a extensão da Darling Range, uma feição topográfica de cerca de 300 km de comprimento, alinhada na direção N-S e largura aproximada de 20 a 30 km.

A empresa detém uma concessão de lavra de 72.500 ha que abrange grande parte da porção oeste da região (parte cinza da Figura 13), e vem lavrando bauxita desde os anos de 1960. A concessão abrange terras públicas designadas como florestas estaduais para produção de madeira, ou áreas protegidas, categoria que vem proporcionalmente aumentando desde o início da mineração (Koch, 2007). Porém, a exploração mineral não ocorre em áreas protegidas.

A lavra é feita em bolsões onde ocorre a bauxita que atenda aos parâmetros de qualidade, de modo que as áreas de lavra espalhadas por toda a área de concessão mineral, vão sendo mineradas e recuperadas progressivamente. As cavas têm dimensões variáveis, sendo o tamanho médio da ordem de 20 hectares. A produção anual atual é de 24,5 Mt na mina Huntly, situada ao norte que opera desde 1976, e de 9 Mt na mina Willowdale, ao sul, em operação desde 1984. A mina de Jarrahdale foi fechada em 2001. O ritmo anual de recuperação é de cerca de 600 hectares e em cinco décadas de operação, foram recuperados cumulativamente cerca de 20.000 ha.

Figura 13: Localização das áreas de lavra e em recuperação da mina de bauxita na Jarrah Forest.

3.2.1. Contexto histórico-institucional em que a mina se insere

A operação das minas da Alcoa antecede a legislação ambiental no estado Australiano. Portanto, as minas da Alcoa estão legalmente enquadradas na modalidade denominada “State Agreement”, que difere de uma concessão de lavra, cujo órgão regulatório é o Department of Mines, Industry Regulation and Safety. Os *state agreements* são acordos entre o proponente

do projeto e o governo do estado, submetidos ao parlamento. Nesses acordos são listados os direitos e obrigações do empreendedor, bem como os termos e condições em que o projeto deve operar. Esses acordos vêm sendo feitos desde 1950 para o desenvolvimento de grandes projetos seja em dimensão territorial ou em temporal na Austrália.

As atividades de mineração de bauxita são supervisionadas por um grupo governamental multi-institucional denominado *Mining Management Program Liaison Group* - MMPLG. Compete a esse grupo aprovar os planos de lavra, definir e rever critérios para avaliar a recuperação e acompanhar as atividades de mineração e de recuperação. As minas sob a égide de um “State Agreement” são reguladas por um ato específico (o “Agreement”) cuja implementação é acompanhada pelo atualmente denominado *Department of Jobs, Tourism, Research and Innovation*⁶. As competências legais de cada departamento são exercidas de modo independente, cabendo ao MMPLG coordenar as ações.

O uso público das áreas de domínio do Estado é definido em um plano de manejo florestal, cuja última atualização data de dezembro de 2013 e estabelece objetivos para o período 2014-2023 (Conservation Commission of Western Australia, 2013)⁷. Esse plano abrange uma área de mais de 2,5Mha, sendo 1,55Mha classificados como áreas protegidas e os restantes 961.700 ha destinados à produção de madeira. A maior parte da área onde se localizam as minas é designada como “floresta estadual, reserva de madeira e reserva mista”. A gestão florestal compete ao atual *Department of Biodiversity, Conservation and Attractions*.

O texto que segue descreve os marcos importantes para esta pesquisa do desenvolvimento das minas de bauxita na Jarrah Forest (Figura 14).

⁶ Esses documentos estão disponíveis em

https://www.slp.wa.gov.au/legislation/agency.nsf/dMP_menu.htmlx&category=3

⁷ <https://www.dpaw.wa.gov.au/management/forests/managing-our-forests/161-a-plan-for-managing-our-state-s-south-west-forests>

Figura 14: Linha do tempo do desenvolvimento da mina na Jarrah Forest, e seu histórico de recuperação de áreas degradadas.

Os primeiros registros de minério de bauxita na Jarrah Forest datam do início de 1902, entretanto a Alcoa só intensificou os estudos de viabilidade econômica para exploração do minério na década de 1950. A primeira mina, a Jarrahdale começou a operar 1963, na porção mais setentrional da concessão. As atividades de recuperação ambiental tiveram início já nos anos de 1960, quando as primeiras áreas lavradas foram reflorestadas com espécies arbóreas de eucaliptos nativas da costa Leste da Austrália e, portanto, exóticas a Jarrah Forest (Koch, 2007).

O primeiro objetivo de recuperação foi estabelecido em 1966 e guiou principalmente as atividades da mina Jarrahdale, que ficou em operação até 1998, cuja reabilitação foi concluída em 2001. Entretanto, essa área ainda está sob responsabilidade do empreendedor. O objetivo estabelecido era focado no estabelecimento de uma floresta provedora de madeira. Nessa época a estratégia de recuperação era focada no plantio de espécies exóticas, tal estratégia, orientada pelo governo, decorre pelo fato de que a principal espécie arbórea da Jarrah Forest, a jarrah (*Eucalyptus marginata*) é atacada por uma doença fúngica conhecida como *dieback*, ao passo que as espécies exóticas são imunes ou menos propensas. Desse modo, o plantio de espécies exóticas possibilitaria a continuidade da produção de madeira, uma das principais funções das florestas estaduais.

As técnicas de recuperação foram mudando ao longo do tempo, devido ao avanço de conhecimento e às mudanças nas expectativas da sociedade, bem como as exigências do órgão regulador (Gardner e Bell, 2007). Em 1976, a operação da segunda mina, Huntly mine, foi iniciada e logo após o objetivo de recuperação de áreas degradadas foi revisado. Em 1977, começou a preocupação com a reconformação topográfica, visando integrar a superfície a ser recuperadas com o entorno. O primeiro plano de recuperação foi aprovado em 1979. No período 1979-87 foi feito plantio de nativas juntamente com árvores exóticas. A terceira mina, Willowdale começou a operar em 1984. E em 1988 foi estabelecido um novo objetivo de recuperação de áreas degradadas.

O objetivo de recuperação foi então definido como: *to restore a self-sustaining jarrah forest ecosystem planned to enhance or maintain water, timber, recreation, conservation and/or other nominated forest values*. Percebe-se que o objetivo é focado em quatro usos do solo que podem ser associados ao conceito de serviços ecossistêmicos.

Com esse novo objetivo, a partir de 1988, a empresa passou a utilizar exclusivamente espécies da floresta local, tanto as arbóreas quanto as do subosque para recuperação. A partir dos anos de 1990, a empresa iniciou um programa de pesquisa para aprimorar suas atividades de recuperação. O programa contava com quase 20 pesquisadores formando um centro de pesquisa na região da mina. Tal fato fez da Alcoa referência mundial em restauração ecológica, sendo uma das três instituições no mundo que mais publica artigos científicos sobre o assunto, segundo base de dados do *Scopus* (pesquisa realizada em 2017). Esse histórico de investimento na recuperação se deve ao fato de que garantir a recuperação da Jarrah Forest sempre foi uma condição fundamental para manter a operação das minas.

A partir de 1998, o processo de recuperação passou ser baseado nos chamados *completion criteria* (critérios de desempenho). Esses critérios são revisados e atualizados de acordo com as mudanças nas técnicas de recuperação e/ou nos anseios da sociedade. Nesse sentido, há diferentes grupos de critérios direcionados às práticas que foram aprovadas e implementadas em uma determinada época. O conjunto de critérios para as práticas implementadas até 1988, quando o foco era plantio de espécies exóticas foi aprovado em 2002. Para o chamando “período atual”, ou seja, práticas implementadas pós 1998 até os dias atuais (2018), o conjunto de critérios foi aprovado pela primeira vez em outubro de 1998. A primeira revisão foi feita em março de 2007 e a segunda em julho de 2015 (Figura 14) (Alcoa e Department of Industry and Resources, 2007).

Em 2005 o empreendedor recebeu um certificado da recuperação de 975 hectares na região da mina de Jarrahdale (Alcoa of Australia, 2015). O processo de certificação é baseado em doze passos, em que o empreendedor, após uma discussão inicial, submete ao *Mining Management Program Liaison Group* (MMPLG) um relatório contendo a avaliação de todos os critérios de desempenho para uma determinada área. O MMPLG revisa e fornece um parecer sobre o relatório submetido. De posse do parecer a Alcoa solicita um certificado de aceitação, baseado em relatório final, ao MMPLG, que deve fornecer um novo parecer sobre o relatório apresentado. Caso haja necessidade de implementar alguma ação corretiva, a Alcoa deve apresentar um plano de trabalho informando como essas ações serão implementadas (Alcoa and Department of Industry and Resources, 2007).

Deve ser apresentado um relatório sobre a implementação dessas ações, revisando novamente o relatório de cumprimento de todos os critérios de desempenho. Esse último

relatório fica disponível para consulta pública. Após essa consulta pública o governo juntamente com o MMPLG deve fornecer uma recomendação sobre a concessão ou não do certificado de aceitação solicitado ao ministro, que é quem concede o certificado. Caso esse certificado seja concedido, a Alcoa pode iniciar o procedimento de transferência da área de volta à gestão pública (Alcoa and Department of Industry and Resources, 2007)

3.2.2. Caracterização do ambiente biofísico e social

A Jarrah Forest está inserida na Darling range, um complexo florestal no entorno da Região Metropolitana de Perth. Essa região se estende ao longo da costa do oceano Índico por cerca de 120 km. A região apresenta um clima mediterrâneo com inverno chuvoso e verão seco (Bell et al., 1990). Os depósitos de bauxita (de 1 até 100 hectares) representam menos de 5% da floresta e estão localizadas nas regiões mais altas (Nichols et al., 1985).

A Jarrah Forest é ecossistema florestal dominado por dois tipos de eucaliptos, a jarrah (*Eucalyptus marginata*) e a marri (*Corymbia callophylla*), importantes espécies madeireiras que vem sendo exploradas desde 1919. A alta biodiversidade da floresta está contida na vegetação de subosque. Os solos da Jarrah Forest são arenosos e na maior parte da floresta são bastante permeáveis tornando-a uma importante região de captação de água. A manutenção do fornecimento de água para o abastecimento público da região metropolitana de Perth é uma das principais funções ecossistêmicas da Darling Range (Nichols et al., 1985). A população de Perth está em torno de 2 milhões de pessoas com projeção de crescimento para os próximos anos e consequente aumento da demanda de água (Bell et al., 1990).

A questão de abastecimento de água na região metropolitana de Perth vem ganhando atenção desde 1939, quando a primeira barragem para fins de abastecimento público foi construída. O risco de falta de abastecimento de água trouxe consigo atenção para as questões de conservação ambiental, que ganhou mais atenção a partir de 1946. De maneira geral, a precipitação na região do estado de *Western Australia* vem diminuindo desde os anos 1970, na região da Jarrah Forest a redução anual foi entre 15-20% (Grigg, 2017). Além da floresta desempenhar importante papel de captação de água e produção de madeira, a recreação e produtos florestais como mel, vem aumentando sua importância (Dell et al., 1989; Hughes et al., 2016).

As primeiras infraestruturas (banheiros, áreas de piquenique e estacionamentos) para o turismo começaram a ser construídas na mesma época que a mineração começou a ser desenvolvida, por volta da década de 1960 (Havel, 1989). A quantidade de áreas protegidas, como os parques nacionais, ao longo da Darling Range também tem aumentado, sendo importante indutor da recreação e ecoturismo. De maneira geral, pode-se identificar diversas infraestruturas que incentivam atividade de recreação, como áreas de piquenique, churrasqueiras públicas, estacionamentos e trilhas. Há dois tipos de trilhas principalmente as de curta distância, espalhadas por toda região e duas trilhas de longa distância. Há uma trilha de longa distância para ciclistas chamada de *Munda Biddi Trail* e outra para caminhantes chamada *Bibblumun Track* (Hughes et al., 2016; Newsome et al., 2016). Com o aumento da populacional da região metropolitana de Perth aumentou também a demanda por mais áreas de recreação e oportunidades de contribuição para o bem-estar humano (Hughes et al., 2016; Ingram e Hughes, 2009).

3.2.3. Histórico de procedimentos de RAD implementado

Os procedimentos atuais de recuperação da mina na Jarrah forest seguem, fundamentalmente, a seguinte sequência (Alcoa of Australia, 2015; Koch, 2007): escarificação do fundo do pit, recolocação de capeamento e solo superficial, reconformação topográfica, escarificação segundo curvas de nível, semeadura manual de jarra e marri mais uma mistura de cerca de 50 a 60 espécies de subosque usualmente em março e abril, plantio manual de mudas de cerca de 20 espécies recalcitrantes, aplicação de fertilizante por helicóptero no segundo inverno subsequente, cerca de 15 meses depois (Figura 15) . As sementes são atualmente compradas de fornecedores locais, uma vez que a empresa fechou seu viveiro e seu laboratório de clonagem de espécies recalcitrantes.

Figura 15: Áreas em processo de recuperação. Superior a esquerda uma área com cerca de 9 meses e ao fundo uma floresta não minerada. Superior a direita área com cerca de 4 anos. Inferior a esquerda área com cerca de 7 e anos e a direita com 20 anos, onde já possível ver vegetação de subosque.

O “Plano de Melhorias Ambientais”⁸ equivalente ao plano de recuperação de áreas degradadas da empresa, pretende atingir objetivos no quesito “gerenciamento de biodiversidade”. Para cada objetivo são estabelecidas ações, que incluem a realização de testes de campo e o desenvolvimento de pesquisa em cooperação com Universidades. Os atuais objetivos são:

- 70% de similaridade e 100% de riqueza de espécies nas áreas recuperadas em relação à floresta não minerada
- 40% da área em recuperação deve receber reposição direta de solo superficial (ou seja, sem armazenamento em pilhas)
- Proteger espécies ameaçadas de fauna que ocorrem dentro da área de mineração
- Principais grupos funcionais invertebrados representados nas áreas em recuperação
- Aumentar a confiança das partes interessadas no desenvolvimento a longo prazo da recuperação

⁸ Alcoa. WA Mining Group. Environmental Improvement Plan 2014-2018, Update February 2017.

- Minimizar a difusão da *Phytophthora*, que causa *dieback*, atribuível à mineração
- Melhorar os “valores florestais” em áreas de floresta não minerada afetadas por *dieback*

Os critérios de desempenho (Quadro 2) para avaliar o plano de recuperação foram estabelecidos pela primeira vez em 1979, sendo a última revisão de julho de 2015 (Alcoa of Australia, 2015). Embora chamados *completion criteria*, o conjunto de 22 critérios (além de subcritérios) compreende atividades de planejamento e a execução de levantamentos anteriores à supressão, além das metas de recuperação a serem atingidas.

Os critérios são agrupados em quatro categorias (1) planejamento; (2) reconformação topográfica e manejo de solo; (3) estabelecimento inicial de vegetação (primeiros 5 anos) e; (4) vegetação de 12 anos ou mais. Portanto, os critérios de desempenho monitoram a trajetória da recuperação conforme é sugerido pela teoria de restauração ecológica (Brancalion et al., 2015; SER, 2004).

Quadro 2: *Completion criteria* - Critérios de desempenho para reabilitação da mina na Jarrah Forest.

Critérios	Padrões ou metas
1. Planejamento	
1.1 Identificação do futuro uso do solo	- Plano de recuperação aprovado pelo MMPLG.
1.2. Mapeamento de <i>dieback</i>	- Área de <i>dieback</i> mapeada de acordo com os procedimentos definidos pelo empreendedor e órgão regulador.
1.3. Inventário da flora e fauna antes da supressão de vegetação	- Inventários realizados antes supressão de acordo com os procedimentos definidos pelo empreendedor e órgão regulador.
1.4. Inventário do patrimônio cultural	- Caso algum sítio seja encontrado tomar medidas para evitar impactos sobre esse e comunicar o órgão regulador, além de implementar procedimento acordado.
1.5. Planejamento da recuperação	- Implementação de plano de recuperação aprovado.
1.6. Avaliação dos aspectos visuais da paisagem na região do britador	- Implementação de programa de gestão sobre aspectos visuais.
1.7. Avaliação da necessidade de acessibilidade na região do britador	- Acordo de acesso desenvolvido com base com os padrões do órgão regulador.
1.8. Recuperação de área afetada por <i>dieback</i>	- Recuperação dessas áreas devem seguir os procedimentos específicos para áreas afetadas por <i>dieback</i> .
1.9. Manejo de queimadas	- Proteger as áreas em recuperação da queimada controlada. - Reduzir o risco de queimadas não planejadas. - Reduzir o risco de queimadas não planejadas afetarem áreas em recuperação.
2. Reconformação topográfica e manejo de solo	
2.1.1 Projeto de paisagem para reconformação das áreas de cava	- Taludes devem ter no máximo 18 graus - Nenhuma cava reconformada deve ter taludes acima de 15 graus com mais de 20 m de comprimento, exceto se for concordante com o solo da floresta do entorno.

Critérios	Padrões ou metas
2.2.1 Estabelecimento de recuperação. (a) Áreas de bota fora serão recuperadas.	- Nenhuma área maior que 0,1ha sem recuperação.
2.2.1 Estabelecimento de recuperação. (b) Adequada cobertura de solo superficial em toda a área recuperada	- Solo superficial é diretamente espalhado sobre a superfície a ser recuperada (ou alternativas pré-aprovadas) - Nenhuma área maior que 0,1 ha deve ficar sem cobertura de solo - A área total sem cobertura de solo não pode exceder 10% da cava recuperada
2.2.1 Estabelecimento de recuperação. (c) A área recuperada contém habitat adequado ⁽¹⁾ para fauna ao nível do solo	- Deve haver um habitat construído a cada 2 hectares
2.2.1 Estabelecimento de recuperação. (d) Área foi escarificada em curvas de nível	- Não deve haver escoamento descontrolado de águas pluviais ou erosão inaceitável na cava e áreas adjacentes. Por erosão inaceitável entende-se aquela que: impede o acesso a veículos 4x4, é instável e degradadora ou compromete o uso do solo. Ravinas de erosão não devem exceder: 30 cm de profundidade, 30 cm de largura, 100 m de comprimento ou áreas de sedimentação superiores a 0,1 ha. Estas áreas devem ser identificadas como parte do monitoramento de 9 meses.
2.2.1 Estabelecimento de recuperação. (e) A área da cava foi estratificada.	- A estratificação deve estar de acordo com o plano de recuperação.
2.3. Proteção de áreas de infiltração As áreas recuperadas devem estar de acordo com as recomendações para captação de água.	- Realizar monitoramento de turbidez. - Áreas devem estar estáveis sem evidências de erosão que comprometam a qualidade da água. - Não há áreas maiores que 0.1 ha com menos de 0,5 indivíduos da flora por metro quadrado, verificado por fotografia aérea nos primeiros 5 anos de recuperação.
3. Estabelecimento da vegetação inicial (primeiros 5 anos).	
3.3.1 Estabelecimento do estrato de vegetação superior (a) o número de plantas de jarra e marri devem atender ao padrão	- O número médio de caules/ha em uma cava, aos 9 meses, deve: Mínimo: 600 caules de eucalipto/ha Máximo: 1400 caules de eucalipto/ha Meta: 100 caules de eucalipto/ha (exceto em antigas pistas de transporte e cavas menores que 2 ha)
3.3.1 Estabelecimento do estrato de vegetação inferior (a) adequada diversidade de leguminosas no início da regeneração	- Mínimo de 0,5 leguminosa/m ² em média em cada cava aos 9 meses
3.3.1 Estabelecimento do estrato de vegetação inferior (b) adequada riqueza de espécies de plantas	- Aos 15 meses, a riqueza de espécies nas parcelas de monitoramento deve ser maior ou igual a 60% da riqueza média de espécies encontrada nas parcelas de monitoramento em áreas não mineradas
3.3.1 Estabelecimento do estrato inferior (c) adequada densidade de espécies de recalcitrantes	O número mínimo de sobrevivência deve ser 200 plantas por hectare.
3.4. Resiliência da vegetação Controle de espécies invasoras (ervas daninhas)	- Não há evidência de significativa introdução de ervas daninhas, que seja capaz de restringir o desenvolvimento da vegetação. - Monitoramento da vegetação de acordo com padrões definidos no plano de recuperação.
4. Vegetação com 12 anos ou mais	

Critérios	Padrões ou metas
4.1 Gestão de risco de incêndio	- 100% da área recuperada recebeu fogo prescrito ou incêndio de causas naturais ou a área está em zona de queimada programada.
4.2. Controle de <i>dieback</i> A vegetação de estrato superior não deve estar susceptível a <i>dieback</i>	- Mínimo de 200 marri por hectare ao 9º mês de monitoramento.
4.3. Controle de outras doenças	Não há evidências de outras doenças florestais nas áreas em recuperação que seja maior que do que da floresta do entorno não minerado.
4.4. Controle de insetos	As infestações de insetos nas áreas em recuperação não são maiores que nas áreas do entorno não minerado.
4.5. Seca	Não há uma variação de precipitação entre as áreas em recuperação e as áreas do entorno não minerado.

Nota: ⁽¹⁾ Neste documento, o termo hábitat designa troncos, galhadas e outros componentes vegetais não aproveitados para produção de madeira que são colocados sobre a área, após reposição do solo superficial, com a finalidade de facilitar o restabelecimento da fauna

Fonte: Alcoa's bauxite mine rehabilitation program. Completion criteria and overview of area certification process 2015 revision, Appendix A – Completion criteria.

É possível perceber que os critérios de desempenho seguem a lógica temporal da recuperação. Os primeiros estão relacionados ao planejamento da recuperação e os últimos a manutenção da floresta já estabelecida embora ainda jovem. Conforme foi relatado por muitos técnicos da Alcoa durante os trabalhos de campo, após alguns anos do estabelecimento da vegetação é difícil realizar ações corretivas. Nesse sentido, a empresa foca seus esforços de correção nos primeiros anos de estabelecimento da vegetação. Embora o Quadro 2 não mostre, cada critério de desempenho e padrão ou meta conta com uma ação corretiva caso o padrão estabelecido não seja atingido.

Esses critérios de desempenho são revisados a cada 5 anos conforme os avanços nos métodos e tecnologias de monitoramento e recuperação. Atualmente o empreendedor desenvolve pesquisas para monitorar as áreas em recuperação por meio de técnicas de sensoriamento remoto, baseado em análises temporais de imagens de satélite para diminuir os esforços de amostragem em campo (Macfarlane et al., 2017; Vasuki et al., 2018).

O último relatório trienal do empreendedor apresenta o balanço de áreas mineradas e áreas em recuperação (Figura 16). Como se trata de uma operação antiga quase não há diferença no total de áreas em que a vegetação foi suprimida e áreas em recuperação.

Figura 16: Balanço da supressão de vegetação e recuperação na mina da Jarrah Forest – período 2004 até 2014.
 Fonte: Alcoa of Australia. 2015. WA bauxite mining operations triennial environmental review 2012-2014.

Esse balanço de áreas é reportado anualmente no relatório de monitoramento ambiental do empreendedor. Neste relatório também é reportado um sumário da avaliação dos critérios de desempenho, onde são destacadas áreas que houve necessidade de implementação de ação corretiva e seus resultados. O relatório final contendo uma avaliação de todos os critérios de desempenho é feito uma vez quando o empreendedor decide se submeter ao processo de certificação da recuperação e devolver a área recuperada ao uso público. Em conversa com os funcionários da empresa, foi relatado que atualmente está em processo a elaboração de um relatório para devolver algumas áreas mais antigas que foram avaliadas como recuperadas pela Alcoa. Até a finalização dessa pesquisa, esse relatório não havia sido formalizado.

4. Capítulo 4: O framework: *Ecosystem Services Assessment for Rehabilitation – ESAR*

O produto dessa tese é o framework ESAR - “Ecosystem services assessment for Rehabilitation - ESAR” (Figura 17), que incorpora o conceito de serviços ecossistêmicos ao planejamento da recuperação de áreas degradadas e à avaliação de seus resultados. Ao mesmo tempo, o ESAR facilita o engajamento das partes interessadas e afetadas (especialmente os beneficiários dos serviços ecossistêmicos – comunidades locais) e ajuda a demonstrar os benefícios sociais da recuperação. A versão original do ESAR foi desenvolvida em inglês e está disponível no apêndice 9.1.1.

Ecosystem services assessment é uma abordagem baseada em um conjunto de procedimentos que objetivam entender a relação entre a sociedade e a natureza para fundamentar processos de tomada de decisão, de modo a evitar a perda de qualidade de vida humana (Hassan et al., 2005; Preston e Raudsepp-Hearne, 2017; Rosenthal et al., 2015). O framework ESAR foi desenvolvido com base nessa abordagem, de modo a incorporar seu conjunto de procedimentos no já conhecido processo de planejamento e avaliação da recuperação de áreas degradadas na mineração.

Figura 17: O framework ESAR – *Ecosystem Services Assessment for Rehabilitation*.

Antes de detalhar os quatro passos do ESAR, apresenta-se os três preceitos teóricos que fundamentaram seu desenvolvimento e que são indispensáveis à sua aplicação prática.

4.1. Preceitos teóricos que fundamentam a aplicação do ESAR

O ESAR foi desenvolvido com base em três preceitos teóricos, são eles: a gestão adaptativa, baseada no PDCA - *plan-do-check-act*, a integração de dados sociais e biofísicos e o engajamento com as partes interessadas e afetadas. Tais princípios são base de outros frameworks usados no planejamento e gestão ambiental, como BBOP (2012), avaliação de Impactos ambientais (Sánchez, 2013), planejamento do fechamento de mina (Sánchez et al., 2014); planejamento de recuperação de áreas degradadas (Neri e Sánchez, 2012); o planejamento ambiental (Santos, 2004) e os próprios princípios que fundamentam a aplicação do conceito de serviços ecossistêmicos.

Gestão adaptativa - Revisão, adaptação e reaplicação

O PDCA - *plan-do-check-act* é um método iterativo de gestão composto por quatro passos de planejamento e melhoria contínua de processos e produtos. São eles: planejamento, executar, verificar e agir. A gestão adaptativa é baseada, portanto na repetição ou na sucessiva reaplicação e avaliação crítica para alcançar resultados melhores (Santos, 2004). Independente da utilização do conceito de serviços ecossistêmicos recomenda-se a aplicação da gestão adaptativa no processo de monitoramento de recuperação ambiental (Harris e Diggelen, 2010). A gestão adaptativa requer que o processo de recuperação seja sempre revisado e aprimorado, com base na análise dos resultados do programa de monitoramento (Brancalion et al., 2015).

Embora um uso temporário do solo, a vida útil da mineração é da ordem de décadas. A expectativa de operação das minas, situadas nas duas regiões em que ESAR foi testado é de mais de 100 anos. Ao longo desse tempo, fatores como tecnologias de recuperação, os anseios das comunidades e expectativas de outras partes interessadas mudam. Por isso, são necessários instrumentos de planejamento e gestão capazes de serem sempre revisados e reaplicados. Sendo assim, o ESAR foi desenvolvido para ser reaplicado sempre que a mina passa a afetar novos ambientes, ecológicos e/ou sociais. Ainda que nenhum desses fatores

modem, é recomendado que se faça a reaplicação do ESAR, de 5 em 5 anos, como é recomendado para o plano de fechamento de mina (Sánchez et al., 2014).

Integração de dados sociais e biofísicos

Um dos maiores problemas da gestão ambiental, especialmente quando se trata de grandes empreendimentos, é a falta de integração das equipes de diferentes áreas de conhecimento (Morrison-Saunders et al., 2014). O ESAR, por se basear no conceito de serviços ecossistêmicos, tem como preceito a análise integrada dos sistemas social e ecológico. Dada a intrínseca característica integradora do conceito de serviços ecossistêmicos (Landsberg et al., 2013; Rosenthal et al., 2015), somente é possível trabalhar se os dois sistemas, o social e o ecológico forem analisados. O que se pretende com o conceito de serviços é justamente entender a relação entre a sociedade e a natureza (de Groot et al., 2002), portanto estabelecer esse link (Pires et al., 2018) é fundamental para aplicação do ESAR.

A coleta de dados socioeconômicos para fins de planejamento ambiental no Brasil é usualmente focada em uma escala administrativa, isto é, municípios. Esse fato está relacionado à principal fonte de dados socioeconômicos disponíveis gratuitamente, os levantamentos censitários produzidos pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (Santos, 2004). Esses dados são insuficientes para análise de serviços ecossistêmicos, porque a escala definida para essa análise não segue padrões administrativos e em nada se relacionam com o tipo de análise feita pelo IBGE. O foco do conceito de serviços ecossistêmicos é entender como comunidades locais, famílias e indivíduos se relacionam com os ecossistemas (Rosa e Sánchez, 2016).

Embora modelagens do sistema biofísico permitam identificar o potencial fornecimento dos serviços (Sharp et al., 2014; Kandziara et al., 2013; Broekx et al., 2013; Burkhard et al., 2012), somente com dados sociais é possível identificar os serviços que são realmente utilizados pelos beneficiários e a importância de cada um (Rasmussen et al., 2016). Portanto, o potencial de integração do conceito de serviços ecossistêmicos só é alcançado se houver adequada coleta e análise de dados biofísicos e sociais em um ambiente que permita a integração, a exemplo do Sistema de Informação Geográfica - SIG (Santos, 2004), ou um sistematizado e organizado banco de dados.

Engajamento com as partes interessadas e afetadas

O engajamento de *stakeholders* é um amplo, longo, contínuo e inclusivo processo de construção de relações entre o empreendedor e as partes interessadas e afetadas (IFC, 2007). Esse processo de engajamento, especialmente com as comunidades locais ou os beneficiários dos serviços impactados, não é positivo apenas para o empoderamento dessas pessoas, mas também para o empreendedor. É somente dessa maneira que o empreendedor pode garantir a licença social para operar, definida como o suporte e apoio da comunidade para o desenvolvimento de seu negócio (Bice e Moffat, 2014). Entretanto, o engajamento por si só não é capaz de garantir a resolução de conflitos e a licença social, esse deve ser baseado em um robusto sistema de governança que inclua a definição das responsabilidades e papéis das diversas partes interessadas e afetadas, bem como um processo de monitoramento com mecanismos de resolução de conflito (Cox et al., 2010).

A recuperação de áreas degradadas é um importante aspecto para se conquistar a licença social para operar, uma vez que se o empreendedor não for capaz de demonstrar que pode recuperar as áreas mineradas, será difícil assegurar a continuidade de sua operação (Boutilier, 2014). Uma forma eficaz de engajamento em RAD é por meio do envolvimento das partes interessadas e afetadas em programas de monitoramento (IFC, 2007), promovendo a adequada comunicação dos resultados (Wilker, et al., 2016). De maneira geral, diversos guias e recomendações têm sido publicados com o objetivo de melhorar o processo de engajamento, seja por instituições de financiamento (IFC, 2007), por governos (Australian Government, 2016) ou especificamente para o setor de mineração (ICMM, 2013; ASI, 2017).

4.2. O passo a passo para aplicação prática do ESAR

O framework ESAR é baseado na aplicação de quatro passos sequenciais (Figura 17), por meio de um processo de gestão adaptativa. Cada etapa, possui duas tarefas que se encaixam em processos já realizados usualmente pelas empresas, seja por exigência legal ou procedimentos internos. Entretanto, ressalta-se que o ESAR não substitui e nem exclui a importância dos planejamentos e monitoramentos tradicionalmente baseados em indicadores sobre a estrutura do ecossistema (Brancalion et al., 2015). O que se pretende com a incorporação do conceito de serviços ecossistêmicos ao processo planejamento e avaliação

de RAD é envolver às comunidades afetadas pela mineração e promover a integração dos dados de monitoramento, demonstrando seus benefícios sociais.

ESAR passo 1: Análise de serviços ecossistêmicos

A primeira tarefa prevista no passo 1 do ESAR é identificar ecossistemas afetados pela mineração, seus serviços e seus respectivos beneficiários (em particular comunidades locais afetadas). Para tanto, os EIAs dos empreendimentos são as melhores fontes de informação, porque já diagnosticaram o status da área antes da degradação causada pela mineração, tanto em termos ecológicos quanto sociais (Sánchez, 2013). Embora todas as informações necessárias à identificação de ecossistemas, serviços e beneficiários (ver Landsberg et al., 2013, um guia para análise sistemática de serviços ecossistêmicos) não seja o foco do diagnóstico de EIAs usualmente feitos no Brasil (Rosa e Sánchez, 2016), pode-se aproveitar a maioria das informações lá coletadas. Na maior parte das vezes, complementações serão necessárias, especialmente no que se referem à dados em escala local, para identificação de beneficiários dos serviços ecossistêmicos (Rosa e Sánchez, 2016). Em outras palavras, o que é requerido aqui é apresentar a situação da região afetada pelo projeto, na linguagem do conceito de serviços ecossistêmicos.

A segunda tarefa do passo 1 é, conforme recomendado (IFC, 2012; Landsberg et al., 2013), selecionar serviços ecossistêmicos importantes para a região e para as partes interessadas e afetadas, uma vez que não é possível, e nem necessário, realizar um diagnóstico sobre todos os serviços fornecidos por ecossistemas de alta biodiversidade. Para tanto, o foco dessa seleção são os beneficiários locais (as comunidades afetadas localmente), e serviços essenciais à manutenção da qualidade de vida desses (Landsberg et al., 2013; Rosa e Sánchez, 2016). Os critérios de seleção dos serviços dependem de cada caso e devem ser construídos por uma equipe multidisciplinar. A análise de serviços ecossistêmicos permite estabelecer as possibilidades de usos futuros da área degradada, de acordo com os anseios das partes interessadas e afetadas, conforme recomendado pelas boas práticas (Sánchez et al., 2014; Australian Government, 2006 e 2016). Essa análise deve resultar em uma quantificação do fornecimento dos serviços mais importantes para a região, que servirá de input para o passo 2 do ESAR.

ESAR passo 2: Input para o plano de recuperação

Para se definir o objetivo do plano de recuperação (a primeira tarefa do passo 2 do ESAR) de uma área degradada é necessário conhecer o que havia na área antes da degradação, os requisitos legais aplicáveis, os planos de uso do solo da área (se houver) e quais são os anseios das partes interessadas e afetadas para aquela área no futuro (ASI, 2017; ICMM, 2013; Sánchez et al., 2014). Isso se aplica especialmente quando o foco da recuperação é realizar uma restauração florestal (Brancalion et al., 2015).

Além de conhecimento sobre os ecossistemas afetados pelo projeto de mineração, sobre os serviços fornecidos, sobre requisitos legais e outros aspectos pertinentes, que foram adquiridos ao longo do Passo 1, para se definir o objetivo de recuperação é necessário que se faça um processo de engajamento com as partes interessadas e afetadas (ICMM, 2008; Australian Government, 2016). Especialmente, é necessário identificar quais serviços as comunidades locais esperam que sejam recuperados. Observa-se que a falta de dados ou informações sobre como quantificar um serviço ecossistêmico não pode ser um fator limitante para identificação de serviços importantes para as comunidades. Nessas situações o empreendedor deve investir em pesquisas sobre tais serviços.

Os serviços a serem recuperados, ou seja, o foco do objetivo do plano de recuperação, devem ser escolhidos estrategicamente. Dentre as variáveis estratégicas, podem ser consideradas, por exemplo: (i) requisitos legais e perspectivas dos órgãos reguladores; (ii) políticas da empresa; (iii) componentes do ecossistemas que demonstrem a recuperação ambiental (Harris e Diggelen, 2006; Jorba e Vallejo, 2010) e (iv) os anseios das partes interessadas e afetadas (Rosa et al., 2018).

A segunda tarefa do passo 2 é formular metas tangíveis para cada serviço selecionado. A escolha do método e das técnicas de recuperação estão diretamente relacionadas ao objetivo do PRAD estabelecido na tarefa anterior (Brancalion et al., 2015). As alternativas de métodos de recuperação e monitoramento a serem adotados devem ser discutidos com as partes interessadas e afetadas, considerando seus riscos e custos. Cabe ao empreendedor avaliar quais métodos e atividades se enquadram em seus padrões de custo-benefício e que melhor atendem os anseios e expectativas das partes interessadas e afetadas.

As metas devem representar a qualidade da recuperação, ou o estágio de recuperação e devem ser aferidas por meio de indicadores, construindo uma trajetória de recuperação (Almeida e Sánchez, 2005; Brancalion et al., 2015). Para tanto, projeta-se um cenário ideal (Santos, 2004), ou seja, o objetivo da recuperação, que permite a avaliação do estágio em que cada área em recuperação se enquadra no tempo. Em outras palavras, o que se pretende é avaliar a trajetória da recuperação, procurando indícios de que no futuro o objetivo do PRAD será alcançado (Brancalion et al., 2015; Neri e Sánchez, 2012).

ESAR passo 3: Monitoramento dos serviços

O passo 3 do ESAR aplica-se a partir do início dos trabalhos de recuperação. Seu objetivo é demonstrar quão distante está o cenário atual da área em recuperação do cenário futuro estabelecido no objetivo do PRAD. A primeira tarefa, portanto, é quantificar o fornecimento dos serviços em recuperação, escolhidos anteriormente, isto é, medir o avanço da recuperação em direção às metas traçadas (Baral et al., 2016). Essa é uma maneira de avaliar o desempenho do PRAD, identificar problemas, estabelecer atividades que devem ser corrigidas ou mesmo reavaliar a meta proposta, caso necessário, conforme é recomendado no monitoramento da restauração florestal (Brancalion et al. 2015), baseado na gestão adaptativa. A medida de desempenho indica a distância entre a realidade e o planejado (Santos, 2004) e poderá indicar o tempo necessário e ações corretivas para se alcançar o objetivo planejado.

Sendo assim, há de se deixar muito claro no PRAD quais são os parâmetros a serem monitorados, com qual frequência, a metodologia de coleta e análise de dados, bem como, sua utilidade para medir a trajetória de recuperação (Brancalion et al., 2015). Idealmente, em caso de restauração ecológica, o monitoramento deveria utilizar os mesmos métodos utilizados no passo 1 do ESAR, permitindo assim uma comparação com as metas estabelecidas no passo 2 (Santos, 2004).

A segunda tarefa do passo 3 é, portanto, analisar os dados coletados em comparação com metas previamente, estabelecidas. Essa etapa não é necessariamente diferente do que já vem sendo feito em muitos PRADs, entretanto há de se traduzir esses dados para a linguagem do conceito de serviços ecossistêmicos, promovendo o constante engajamento com as partes interessadas e afetadas.

Os métodos de monitoramento a serem implementados vão depender dos serviços ecossistêmicos selecionados. Diversos são os métodos para se quantificar e mapear o fornecimento de serviços ecossistêmicos (Bagstad et al., 2012; Eigenbrod et al., 2010; Burkhard et al., 2012; Kandziora et al., 2013; Sharp et al., 2014; Barbosa et al., 2015). O uso de sensoriamento remoto auxilia no processo de maneira geral, independente do serviço escolhido. Ademais, a frequência e época do ano do monitoramento de cada serviço pode ser diferente. Por exemplo, se o interesse é medir o serviço de controle de erosão, é necessário que se tenha coleta de dados em épocas chuvosas, uma vez que a água tem relação direta com a erosão. Por outro lado, se o objetivo é medir a provisão de alimentos silvestres, é necessário planejar o monitoramento de acordo com a época de colheita de cada espécie.

ESAR passo 4: Análise de resultados

O último passo do ESAR tem por objetivo estabelecer uma análise integrada dos resultados da recuperação, envolvendo as partes interessadas e afetadas. Para tanto a primeira tarefa é apresentar e discutir os resultados do monitoramento com os beneficiários e outras partes interessadas. Diversas empresas reportam seus esforços de recuperação utilizando dados sobre solo, biodiversidade e crescimento da vegetação (Aronson et al., 2010). Certamente essas informações são importantes, entretanto o ESAR é baseado em um processo contínuo de engajamento e na linguagem de serviços ecossistêmicos, onde os dados biofísicos são traduzidos em benefícios sociais. Portanto, essa tarefa não é baseada em uma simples apresentação informativa e sim na promoção do constante processo de engajamento, oportunizando a participação das partes interessadas e afetadas na avaliação dos esforços de recuperação implementados pelo empreendedor. A tarefa de validação com as comunidades auxilia o seu constante processo de envolvimento e revisão dos esforços de recuperação.

Como parte da gestão adaptativa, a última tarefa do passo 4 do ESAR prevê uma revisão crítica dos resultados alcançados, para se planejar a recuperação de novas áreas na mesma mina ou em outras situadas na região. Como resultado, espera-se que essa revisão permita identificar problemas e desenvolver medidas corretivas, conforme sugere a metodologia de PDCA (*plan-do-check-act*) já testada em outros casos de avaliação de recuperação de áreas degradadas por mineração (Neri e Sánchez, 2010).

Limiares entre serviços e entre beneficiários

O ESAR, embora não estabeleça como uma tarefa propriamente dita, ressalta a importância de se considerar e analisar dois tipos de limiares (*trade-offs*); entre os serviços a serem recuperados e entre os beneficiários afetados. Limiares ou *trade-offs* são situações em que aumentar algo desejado pode significar diminuir outra coisa também desejada (Lazoz-Chavero et al., 2016; Rodríguez et al., 2006).

Ao estabelecer o objetivo de recuperação e avaliar seus resultados é importante entender os *trade-offs* entre os serviços a serem recuperados (Pang et al., 2017). A seleção de determinados serviços pode implicar na perda ou a não recuperação de outros serviços (Geneletti, 2016; Rosenthal et al., 2015), especialmente quando o objetivo da recuperação não for uma restauração ecológica. Por exemplo, se o fornecimento de madeira for um serviço selecionado e as atividades de recuperação são focados em algumas poucas espécies de árvores de grande porte e crescimento rápido, serviços que resultam da atividade extrativista focadas em espécies não-madeireiras, como fibras e resinas, podem não ser recuperados. Ainda que tais *trade-offs* possam não ser limitantes para recuperação ambiental, há de se explicitar e analisar tal situação com às partes interessadas e afetadas, assim como considerar requisitos legais, que podem estabelecer limites mínimos aplicáveis, a exemplo de certa diversidade de espécies arbóreas nativas.

Outro tipo de *trade-off* que requer atenção, ao se aplicar o ESAR, diz respeito aos beneficiários. Deve-se considerar que as pessoas se beneficiam diferentemente do mesmo ecossistema (Hein et al., 2006). Portanto, ao analisar os resultados de recuperação deve-se explicitamente demonstrar qual grupo de pessoas e/ou comunidade será beneficiado pelas atividades de recuperação (Lazoz-Chavero et al., 2016). Adicionado a isto, considerando a escala temporal usualmente tida na mineração e os períodos de tempo necessários para a restauração ecológica, a recuperação ambiental poderá beneficiar apenas as futuras gerações. Por isso é necessário que se estabelecer claras escalas temporais e que o engajamento das partes afetadas e interessadas seja mantido ao longo do tempo.

Há diversas maneiras e métodos para lidar com tais *trade-offs*, dentre essas destaca-se a avaliação de sustentabilidade (Morrison-Saunders e Pope, 2013), que já vem sendo aplicada a contextos de tomada de decisão utilizando o conceito de serviços ecossistêmicos (Pang et al., 2017). Outras podem ser utilizadas, como a análise de multicritérios que também

vem sendo aplicada a avaliações baseadas no conceito de serviços ecossistêmicos (Geneletti e Ferretti, 2015). O método ou abordagem a ser utilizada deve ser determinado caso a caso, entretanto para uma boa aplicação do ESAR, recomenda-se lidar explicitamente com tais *trade-offs*.

5. Capítulo 5: Validação do ESAR na mina de bauxita na floresta Amazônica

Neste capítulo, apresenta-se os resultados do processo de validação do ESAR na mina de bauxita localizada no Brasil. Com isso, procura-se testar a hipótese apresentada no capítulo 1 desta tese: “Planejar e avaliar a recuperação de áreas degradadas pela mineração a partir do conceito de serviços ecossistêmicos facilita o envolvimento das partes interessadas e afetadas (especialmente beneficiários de serviços)”. A discussão sobre o aceite ou não desta e da outra hipótese é feita no capítulo 8.

Todos passos do framework ESAR (apresentado no capítulo 4) foram testados na mina de bauxita (caracterizada no capítulo 3) localizada na floresta Amazônica.

O foco desta validação foi dois serviços ecossistêmicos: Alimentos silvestres, representado pela castanha e estoque de carbono. A castanha do Pará ou castanha do Brasil é uma semente comestível da castanheira (*Bertholletia excelsa*), uma espécie clímax da floresta ombrófila densa. A castanha é o segundo produto florestal não madeireiro em termos de importância comercial do Brasil, vendida nacionalmente e internacionalmente, perdendo apenas para o açaí, também da Amazônia (Scoles et al., 2011). A coleta da castanha foi indicada pelas comunidades ribeirinhas, nas entrevistas como uma das atividades que essas sentem falta de praticar, por isso, o serviço tem uma relação direta com os beneficiários afetados pela operação da mina. Ao usar a castanheira como indicador da recuperação, pode-se demonstrar os benefícios sociais da recuperação, além de ser uma espécie chave importante para indicar a trajetória de restauração florestal.

O armazenamento de carbono é um serviço que representa uma variável estratégica sob a perspectiva da política global da empresa e dos requisitos legais do país, já que as empresas são obrigadas a monitorar suas taxas de emissão de CO₂. Ademais o armazenamento de carbono tem uma importância global devido sua relação com as mudanças climáticas (Bustamante et al., 2017; Pandey et al., 2011) e consequente perda de qualidade de vida humana (Hassan et al., 2005). O estoque de carbono vem sendo foco de políticas de diversos países no mundo induzidos por um mecanismo proposto pela ONU chamado de REDD+ (Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal). A relação do carbono com as mudanças climáticas também é reconhecida pelo setor de produção do alumínio (ASI, 2017), que em seus princípios de sustentabilidade incentivam a redução das emissões de CO₂ em toda a cadeia produtiva.

O Brasil tem desenvolvido estudos de melhorias da quantificação da biomassa e emissões de CO₂ na Amazônia (Ometto et al., 2014). Por exemplo, o projeto em parceria com o Fundo Amazônia e o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – INPE, que desenvolveu um mapa que demonstra a biomassa da Amazônia legal. Este projeto tem por objetivo melhorar os modelos e consequentes estimativas de biomassa por meio de levantamentos de laser aerotransportados e informações de inventário florestal⁹. Neste contexto, projetos de mineração são importantes fontes de dados, uma vez que, frequentemente estão produzindo inventários florestais e suprimindo a vegetação. Ademais a mina de Juruti, assim como o município tem estreita relação com a dinâmica do carbono devido sua significativa emissão de CO₂ proveniente de geradores elétricos que utilizam combustível fóssil, a base energia local.

5.1. Metodologia de validação

O levantamento de dados do teste de validação na mina de bauxita na Amazônia foi baseado em cinco atividades; (i) análise de documentos; (ii) interpretação de imagens de satélite; (iii) coleta de dados primários do meio biofísico nas áreas em recuperação; (iv) aplicação de entrevista semiestruturada para identificar os beneficiários dos serviços - comunidades locais; (v) visitas e reuniões com o empreendedor. A seguir apresenta-se a metodologia utilizada em cada passo proposto pelo ESAR.

ESAR passo 1: Análise de serviços ecossistêmicos

A metodologia proposta por Landsberg et al., (2013) e aplicada por Rosa e Sánchez (2016) em uma mina de ferro, foi utilizada para analisar o status de fornecimento dos serviços ecossistêmicos afetados pela mina. Esta metodologia segue essencialmente três passos sequenciais de identificação e caracterização de: (i) ecossistemas; (ii) serviços e (iii) beneficiários.

Uma das principais ferramentas de identificação de ecossistemas são mapas de uso e cobertura do solo (Ayanu et al., 2012; Baral et al., 2013). Como o empreendedor não dispunha de mapas, foi confeccionado um mapa de cobertura do solo a partir de imagens do satélite RapidEye, com resolução espacial de 5m. Essas imagens foram obtidas gratuitamente pelo site

⁹ Detalhes sobre esse projeto podem ser encontradas em: www.funcate.org.br

“Geocatalogo” (<http://geocatalogo.mma.gov.br>) do Ministério de Meio Ambiente, e processadas (classificação não supervisionada e supervisionada) no programa de sensoriamento remoto, ENVI 5.3. A metodologia de processamento das imagens estruturou-se em etapas sequenciadas (Figura 18).

Figura 18: Metodologia utilizada para identificação de ecossistemas, serviços e beneficiários afetados pelo projeto Mina de bauxita Juruti.

Fonte: Rosa et al., (submetido)

Após aquisição das imagens e pré-processamento dessas, realizou-se a Análise da Componente Principal (ACP), que permitiu a verificação de elementos não visíveis na imagem composta (Crosta, 1992). Os trabalhos de campo foram realizados em dois momentos: o primeiro antecedeu a classificação supervisionada, para capturar amostras das classes de cobertura do solo e foi realizado entre os dias 8 e 18 de novembro de 2015. O segundo foi realizado entre os dias 1 e 17 de agosto de 2016 com objetivo de identificar os beneficiários dos serviços identificados, por meio da aplicação de entrevistas semiestruturadas (Rasmussen, et al., 2016).

A classificação supervisionada foi realizada a partir de uma cuidadosa coleta de amostras, utilizando o algoritmo “Maximum Likelihood” do software ENVI, mantendo o foco somente na área de interesse da cena, para diminuir interpretações conflitantes entre as classes. Foi feita a análise de acurácia da classificação a partir da matriz de confusão (Rosa et al., submetido).

A partir do mapeamento da área, foi possível identificar os serviços ecossistêmicos potencialmente afetados pela mina. A metodologia aplicada nesta etapa está de acordo com Burkhard et. al. (2012), que, por meio de uma matriz, relacionaram unidades de paisagem/classes de cobertura do solo com o fornecimento de serviços ecossistêmicos.

A identificação dos beneficiários dos serviços fornecidos foi feita por meio de uma visita de campo e conversas informais para identificar as comunidades que utilizavam a área em atual processo de extração mineral. Posteriormente 19 famílias dessas comunidades foram entrevistadas. Para tanto construiu-se um roteiro (Apêndice 9.5.2) de entrevista (Gunther, 2003) com objetivo de compreender como as comunidades utilizavam as áreas antes da mineração e com isso identificar serviços ecossistêmicos prioritários, conforme metodologia aplicada em outros estudos (Paudyal et al., 2015). Não houve preocupação de se realizar uma amostragem representativa porque o objetivo foi demonstrar a aplicabilidade do ESAR e não realizar um diagnóstico exaustivo.

As entrevistas se deram junto às famílias das comunidades, sendo que essas contaram sempre com a presença de dois ou mais membros familiares, amigos ou vizinhos. Esse tipo de entrevista é recomendado (e.g. Liampunttong, 2007; Arksey and Knight, 2011), quando a pergunta de pesquisa está bem estabelecida em torno de uma questão que todos os membros da comunidade se relacionam, o que promove uma atmosfera de confiança.

ESAR passo 2: Input para o plano de recuperação

Após a identificação dos ecossistemas afetados, seus serviços e beneficiários deve-se selecionar os serviços mais relevantes da região. Por questões de ordem orçamentária e limitada equipe de pesquisa, foram escolhidos dois serviços ecossistêmicos para serem analisados nesta pesquisa. Para aplicações na prática deve-se selecionar tantos serviços, quantos forem necessários para se representar o contexto local e a trajetória de recuperação da área.

Durante a realização das entrevistas no passo 1 também procurou-se levantar quais são os desejos dos beneficiários para o uso futuro da área minerada. Especificamente foi perguntado aos entrevistados a seguinte questão: “Como você gostaria que a área que está sendo minerada fosse devolvida para comunidade do PAE Juruti Velho?” A análise das respostas dessa pergunta foi utilizada para revisar o objetivo do PRAD da mina.

O objetivo do PRAD também foi revisado com os técnicos da Alcoa por meio de uma reunião, realizada no dia 5 de setembro de 2016, com a presença de 15 funcionários do setor de Meio Ambiente, Saúde e Segurança, do Planejamento de mina, da Sustentabilidade e das Relações Comunitárias, bem como, a presença do gerente da unidade. A versão preliminar do ESAR foi apresentada junto aos seus resultados, que estavam limitados ao passo 1. Por fim, foi proposto um novo objetivo de recuperação sobre qual houve uma discussão (Rosa et al., 2018).

Para a segunda tarefa do passo 2 do ESAR, foram definidas metas atingíveis e que fossem capazes de demonstrar a trajetória de recuperação para os dois serviços selecionados. Entretanto, somente a análise integrada de todos os serviços selecionados associados a parâmetros tradicionalmente utilizados em monitoramento de restauração florestal (Brancalion et al., 2015), deverá indicar a trajetória de recuperação da área.

As metas definidas foram baseadas na análise de diversos documentos, como: (i) inventário florestal (Terra Meio Ambiente, 2014) (ii) monitoramento de espécies ameaçadas da área de influência do projeto e das áreas em recuperação (Marca, 2015); (iii) revisão da literatura sobre a espécie (Scoles et al., 2011); e (iv) análise dos resultados das entrevistas.

ESAR passo 3: Monitoramento dos serviços

O passo 3 do ESAR diz respeito ao monitoramento, nesta pesquisa foram monitorados dois serviços ecossistêmicos, alimentos silvestres, um serviço de provisão e estoque de carbono, um serviço de regulação. O serviço de alimentos silvestres representa o contexto local da mina e se aproxima da realidade dos beneficiários afetados pela mineração trazendo indicadores mais sociais para o monitoramento. Essa aproximação se deve ao fato de o serviço estar relacionado ao benefício da floresta diretamente utilizado pelas comunidades locais. Esse tipo de monitoramento pode desmitificar certas impressões da população sobre a recuperação de áreas degradadas e contribuir para o engajamento das partes afetadas e interessadas (van der Plank et al., 2016).

Os métodos utilizados para mensurar os serviços são detalhados a seguir. Duas fontes de dados, ambas aprovadas pelo órgão ambiental, foram utilizadas nesta etapa da pesquisa, o inventário florestal (Terra Meio Ambiente, 2014) realizado antes da operação do empreendimento e os relatórios de monitoramento das áreas em recuperação (Marca, 2015).

Conforme sugerido por Rodrigues et al. (2015), em casos de restauração florestal utiliza-se sempre que possível como ecossistema de referência as informações sobre o próprio ecossistema afetado. Por isso, a quantificação de cada serviço foi feita em dois cenários, um antes da implantação da mina e o segundo durante a recuperação, no tempo desta pesquisa (2014 até 2018).

Alimentos silvestres: Castanha

A quantificação desse serviço seguiu os preceitos teóricos de Fichino et al., (2017), que mensuraram o fornecimento de alimentos silvestres com base na produção de pinhão da floresta de Araucária. Também podem ser feitas quantificações monetárias para este serviço a exemplo do que fizeram Ribeiro et al., (2018).

O cálculo do fornecimento desse serviço antes da mineração e durante a recuperação pode ser feito utilizando dados da demanda por produção de castanha ou estimando a quantidade de árvores produtoras. Não foram encontradas fontes de dados que indicassem a demanda por produção de castanhas. Entretanto, o fornecimento da produção de castanha antes da mineração e durante a recuperação, pode ser calculado pela seguinte expressão matemática:

$$SE_{Cast} = \frac{Q_{Cast} \times N}{A_{Col}} \quad [1]$$

Onde:

SE_{Cast} = Fornecimento de alimentos silvestres (kg de castanha/hectare);

Q_{Cast} = Quantidade de castanha coletada por coletor em média a cada ano (kg/pessoa);

N = Número de coletores da comunidade afetada;

A_{col} = Área total da colheita (hectare).

A quantidade de árvores produtoras de castanha na área afetada pela mineração foi calculada com base no inventário florestal (Terra Meio ambiente, 2014) realizado antes do início das atividades da mineração. A partir do inventário florestal foi possível calcular a média de árvores por hectare.

A partir do cálculo de fornecimento do serviço pode-se estimar a quantidade de mudas que deverá ser plantada para restaurar este, por meio da seguinte expressão matemática:

$$M_{Plan} = F \times \frac{SE_{Cast}}{Q_{Cast} \times (1 - T_{Mort})} \quad [2]$$

Onde:

M_{Plan} = Número de mudas a serem plantadas para recuperação do serviço ecossistêmico;

F = Fator de segurança para garantir que a meta seja atingida, considerando eventos extremos como secas e queimadas;

SE_{Cast} = Fornecimento de alimentos silvestres (kg de castanha/hectare);

Q_{Cast} = Quantidade de castanhas por árvore (kg), - segundo Brienza Junior et al., (2008), cada árvore produz em média 25 kg de castanhas por ano.

T_{Mort} = Taxa de mortalidade das mudas de castanheiras;

Entretanto, se não houve a estimativa do fornecimento do serviço, também é possível estimar a quantidade de mudas a serem plantadas por hectare, pela expressão matemática a seguir. Essa expressão é para aquelas áreas em que se objetiva obter o fornecimento desse serviço em nível o mais próximo possível àquele observado antes da mineração.

$$M_{Plan} = F \times \frac{Arv_{med}}{(1 - T_{Mort})} \quad Arv_{med} \leq 20 \quad [3]$$

Onde:

M_{Plan} = Número de mudas a serem plantadas para recuperação da capacidade de fornecimento do serviço ecossistêmico;

F = Fator de segurança para garantir que a meta seja atingida, considerando eventos extremos como secas e queimadas;

Arv_{med} = Árvores (castanheiras) por hectare em média antes da intervenção pela mineração;

T_{Mort} = Taxa de mortalidade das mudas de castanheiras.

A média do número de castanheiras por hectare é limitada a 20, uma vez que segundo Scoles et al. (2011), esse é o número máximo de castanheiras que se pode encontrar em florestas manejadas. Mesmo que o objetivo do PRAD seja aumentar o fornecimento de determinado serviço, deve-se atentar aos limites ecológicos do ecossistema e especialmente os limiares entre os serviços (Maes et al., 2012).

Utilizar as duas expressões matemáticas (2 e 3) sugeridas para calcular as mudas que devem ser plantadas é uma forma de confirmar as informações fornecidas pelas comunidades afetadas. Ademais, os dados necessários para cada equação são diferentes o que dá certa flexibilidade ao usuário, que pode escolher qual tipo de dado será coletado.

Estoque de carbono

Para estimar o estoque de carbono da floresta não minerada e em recuperação é necessário calcular a biomassa das árvores e depois fazer a conversão em carbono (Batista et al., 2014; Liebsch et al., 2002). Há dois métodos para se estimar a biomassa de árvores: o destrutivo, no qual as árvores são abatidas e pesadas e o não destrutivo, por meio de estimativas matemáticas baseadas em equações alométricas (Arevalo et al., 2002). O diâmetro do tronco é a medida mais importante de tais equações, pois esse tem forte relação com o tamanho e biomassa das árvores assim como pode ser medida com certa simplicidade e praticidade (Batista et al., 2014).

A escolha da equação alométrica para cálculo de biomassa foi realizada a partir de levantamento bibliográfico. Essencialmente, a escolha dessas equações depende de quais dados estão disponíveis (altura total, Diâmetro à altura (1,30 metro) do peito - DAP, densidade, volume etc.) e do tipo de floresta que está sendo estudada. Idealmente deveriam ser utilizadas equações especialmente desenvolvidas para floresta estudada, entretanto são poucas as equações desenvolvidas para as florestas brasileiras, que apresentam alta diversidade de espécies (Batista et al., 2014)

Utilizou-se a equação desenvolvida por Silva (2007) por essa ser recomendada para calcular a biomassa acima do solo das árvores em qualquer área na Amazônia. No desenvolvimento da equação o autor amostrou árvores com intervalo de DAP entre 4,5 e 120 cm. A equação de Silva (2007) utilizada nesta pesquisa é apresentada a seguir.

$$PF = 0,5521 * DAP^{1,6629} * Ht^{0,7224} \quad [4]$$

Onde:

PF = Peso fresco (kg)

DAP = Diâmetro a 1,30 m do solo (cm)

Ht = Altura total (metros)

Silva (2007) também calculou a porcentagem do peso seco das florestas primárias da Amazônia. Seguindo a recomendação do autor, que corrobora com outros autores (Higuchi et al., 1998), multiplica-se o peso fresco, resultante da equação acima, por 0,58, resultando no peso seco. Para obter o valor em toneladas de carbono multiplica-se o peso seco por 0,47, fator adotado pelo Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC), como porcentagem que representa o carbono estocado (IPCC, 2006). O total do carbono estocado foi dividido pelo tamanho da área amostrada no inventário florestal e no programa de monitoramento, fornecendo a quantidade em média de carbono estocado em toneladas por hectare.

Para quantificar o fornecimento do serviço antes da mineração utilizou-se os dados do inventário florestal, realizado por consultoria especializada no âmbito do licenciamento ambiental da mina (Terra Meio Ambiente, 2014). Neste inventário foram amostradas 103 parcelas de 10 X 100 metros, totalizando uma área de 103.000 hectares, onde foram amostrados um total 8.505 de indivíduos arbóreos. Nessa área todas as árvores com DAP maior que 5 cm foram identificadas e dessas árvores foram coletados Altura total, Circunferência na Altura do Peito – CAP e Altura do fuste (Terra Meio ambiente, 2014).

Há uma preferência em se medir CAP, pela facilidade em campo ao se utilizar uma fita métrica, ademais o CAP (perímetro) é facilmente convertido em DAP (diâmetro), ao se dividir seu valor por 3,14. A altura total dos indivíduos é medida por meio de um estimava do observador em solo, e por isso é uma aferição com menor grau de confiabilidade em comparação com o DAP.

Com uma base de dados tão grande foi necessário verificar se havia alguma inconsistência nos dados. Tal análise foi baseada em dois critérios:

1. A altura total não pode ser menor que a altura do fuste.
2. O DAP não pode ser medido para indivíduos com altura total menor que 1,30 metros.

Para a floresta em recuperação a quantificação do carbono que vem sendo estocado foi baseada na coleta de dados primários (Figura 19). O atual monitoramento das áreas em recuperação não inclui a coleta dos dados necessários a estimativa de biomassa (conforme descrito na seção 3.1.3.). Para tanto, foram realizados trabalhos de campo em julho de 2016 com apoio da consultoria ambiental Marca Meio Ambiente.

Figura 19: Coleta de DAP e Altura Total dos indivíduos e registro das coordenadas em GPS.

Para essa coleta de dados utilizou-se as parcelas de amostragem já definidas no programa de monitoramento. Foram amostradas 10 parcelas para as áreas em recuperação desde 2012 e 31 parcelas para as áreas em recuperação desde 2014. Cada parcela apresenta tamanho de 25 X 10 metros, totalizando uma área amostrada de 0,775 hectare, onde foram mensuradas árvores com DAP >4,5 de árvores com altura de no mínimo 1,5 metros.

ESAR passo 4: Análise de resultados

Conforme descrito no capítulo 4, o último passo do ESAR deve ser feito por meio da comparação dos resultados do monitoramento, passo 3 e as metas estabelecidas no passo 2.

Dessa forma, deve-se procurar estabelecer uma trajetória de recuperação, embora não seja possível com apenas uma medição, neste trabalho apresenta-se uma análise que poderá subsidiar futuras aplicações práticas do ESAR. Também foi feita uma análise geral do empreendimento, com o objetivo de fornecer recomendações para que o empreendedor possa melhorar a recuperação ambiental com vistas a restaurar o fornecimento de serviços ecossistêmicos.

5.2. Resultados da aplicação do ESAR

Os resultados da aplicação do ESAR à mina de bauxita na Amazônia são apresentados de acordo com os quatro passos do ESAR. Diversos serviços ecossistêmicos são fornecidos por essa floresta, especialmente produtos do extrativismo, para comunidades do PAE Juruti Velho. Também foi constatado que a distância de deslocamento influencia a atividade extrativista e, portanto, deve-se atentar às especificidades das comunidades mais próximas ao atual local de extração mineral.

O atual objetivo do plano de recuperação é genérico e não fornece base para estabelecer metas de recuperação e respectivos programas de monitoramento. Portanto, é apresentado um novo objetivo de acordo com o ESAR, bem como suas metas de recuperação. O monitoramento da recuperação é feito para dois serviços, alimentos silvestres (castanha) e estoque de carbono. Há um alto potencial de recuperar o primeiro serviço e não se pode concluir sobre a recuperação do segundo, especialmente pela ausência de dados e estágio inicial da recuperação das áreas analisadas. Entretanto é importante iniciar o monitoramento do serviço de maneira precoce para que se tenha um histórico de dados e possa se estabelecer uma trajetória de recuperação.

5.2.1. ESAR passo 1: Análise de serviços ecossistêmicos

Os resultados do mapeamento da área afetada pela mina são apresentados na seguinte ordem: identificação dos ecossistemas afetados, seus serviços e beneficiários.

Identificação de ecossistemas afetados

A Análise da Componente Principal - ACP realçou as formas de relevo, destacando a borda do platô e as cabeceiras de drenagens. A partir dessa análise, conclui-se que somente a floresta ombrófila densa (Floresta de terra firme) é afetada pela operação da mina e que os ecossistemas aquáticos e a floresta ombrófila densa aluvial não são afetados. O projeto não afeta diretamente esses ecossistemas, uma vez que todas as nascentes se encontram na porção inferior das vertentes do platô. As atividades de extração mineral estão concentradas nos platôs (Sarges et al, 2011; Gama et al, 2005, Ab'Saber, 2002).

A partir da ACP e classificação não supervisionada, foi planejada a coleta de dados para servirem como referências ou “verdades” de campo. Para cada classe pré-definida como regiões de interesse, foi coletado pelo menos um ponto de referência, que foi utilizado para testar a classificação supervisionada por meio da matriz de confusão.

Com a classificação supervisionada foi possível perceber uma concentração de áreas em processo de recuperação. Essa classe foi diferenciada tanto da vegetação nativa, quanto da vegetação degradada (áreas que sofreram distúrbios, mas em que não houve remoção total da vegetação) no entorno direto do empreendimento e de estradas e acessos (Quadro 2).

Quadro 3: Mapeamento dos ecossistemas potencialmente afetados pela mina Juruti.

Classes	Breve descrição	Coordenadas (UTM)	Fotos	
Floresta Ombrófila Densa Submontana (Floresta de terra firme)	Floresta Amazônica preservada. Ponto de monitoramento de água do empreendimento, onde não houve intervenção pelo empreendimento, embora tenha sido visualizado sinais de extrativismo.	0594551 9724690
Floresta Ombrófila Densa Submontana impactada. (Ecossistema em recuperação I)	Vegetação alterada pelo empreendimento, para realização de sondagens para pesquisa mineral. Distribuição regular de abertura de “caminhos”, o que causa degradação na vegetação marginal a esses caminhos e estradas.	0594550 9724484
Ecossistema florestal em recuperação	Área em processo de recuperação a mais de 3 anos. Nas áreas em recuperação são mantidos pequenos acessos que facilitam o processo de monitoramento. Por outro lado, esses acessos formam padrões na imagem que facilita sua classificação.	0588787 9725381
Floresta Ombrófila Densa Aluvial	Área próxima a adutora de água construída pela empresa. Vegetação fica alagada durante o período chuvoso. Entretanto, durante o período seco, a areia fica evidente ao longo da vegetação espaçada.	0589073 9730913

Classes	Breve descrição	Coordenadas (UTM)	Fotos	
Área de extração mineral	Área próxima à barragem e frente de lavra. Região com solo totalmente exposto. Essa classe inclui estradas e as áreas da mina.	0591689 9723873
Mosaico de usos (Usos antrópicos pastoris, agricultura e capoeirinhas)	São pequenas clareiras próximas aos rios e lagos, onde se localiza as comunidades. Essas comunidades desenvolvem pequenas agriculturas e ...	0586799 9729160
Ecossistema aquático – Rio e lagos	Ponto mais próximo ao lago Juruti Grande, rio presente na cena analisada.	0592549 9721998

O índice Kappa da classificação, obtido a partir da matriz de confusão, foi 0,8960 e a acurácia geral foi de 93%. Isto indica um bom resultado, com ampla diferenciação entre classes. O foco de confusão na classificação se concentrou na diferenciação entre as classes de ecossistema florestal em recuperação I e II (Tabela 1). Esses ecossistemas são compostos por uma vegetação que não foi totalmente removida, mas foi degradada pelo empreendimento e o outro refere-se às áreas onde a vegetação foi completamente removida e ações de recuperação foram implementadas.

Tabela 1: Erro de comissão e omissão para classificação da imagem RapidEye 2014.

Classe	Comissão (%)	Omissão (%)	Comissão (pixels)	Omissão (pixels)
Floresta ombrófila densa submontana	0,01	15,31	26/235545	42579/278098
Floresta ombrófila densa aluvial	69,94	10,01	44540/63684	2129/21273
Ecossistema florestal em recuperação II	2,59	51,04	684/746	2976/5831
Ecossistema florestal em recuperação I	80,04	31,59	10320/12893	1188/3761/
Área de extração mineral	0,96	2,08	353/36897	778/37322
Mosaicos de usos	91,69	99,04	684/746	6413/6475
Rios e lagos	0	0	0/88868	0/88868

Ainda que o erro de omissão tenha sido alto, isto é, o algoritmo deixou de classificar 51% dos pixels da classe “Ecossistema florestal em recuperação II”, poucos pixels de outras classes foram considerados pertencentes desta classe (erro de comissão). Além das verdades de campo, coletadas durante o trabalho de campo, o empreendedor forneceu arquivos no formato *shapefile*, das áreas que estão sendo recuperadas de acordo com o ano em que a recuperação foi iniciada (Figura 20).

De posse dessa informação, foi possível confirmar que a maior parte da classificação está correta. Algumas áreas indicadas pelo empreendedor, em que a recuperação foi iniciada em 2014, foram classificadas como área de extração mineral, porque esse processo começou depois da captura da imagem pelo satélite. Portanto, considera-se que a classificação supervisionada foi razoável para diferenciar os ecossistemas na área de estudo.

Figura 20: Mapa de cobertura do solo da Mina de Juruti

Identificação de serviços ecossistêmicos

A partir do mapa de cobertura do solo, diferenciando os ecossistemas afetados, foi possível identificar os serviços ecossistêmicos fornecidos. Ainda que o mapa de cobertura não demonstre o fornecimento de serviços ecossistêmicos, este por si só auxilia o processo de identificação dos serviços e espacialização da análise. O mapa é também um instrumento de comunicação com os beneficiários afetados, para que estes possam ser engajados no planejamento da recuperação.

Os serviços ecossistêmicos da área em estudo (Quadro 4) foram identificados (conforme fizeram Burkhard et. al., 2012), a partir das classes de cobertura do solo, cujo mapeamento possibilitou a identificação dos ecossistemas, juntamente com as informações observadas em campo e as informações extraídas do EIA do empreendimento (CNEC, 2005). Por questão de apresentação, apenas os serviços fornecidos nessa área foram mantidos na matriz de identificação dos serviços (Quadro 4).

Ecosistemas/ Classes de uso e cobertura do solo	Serviços ecossistêmicos																				Comentários baseados no estudo de impacto ambiental, trabalho de campo e relatórios de monitoramento.					
	Provisão										Regulação							Cultural		Suporte						
	Culturas agrícolas	Criação de animais	Pesca	Alimentos silvestres	Fibras e resinas	Caça	Madeira	Combustível de biomassa	Fornecimento de água	Recursos genéticos	Bioquímicos	Regulação da qualidade do ar	Regulação do clima local	Regulação da qualidade da água	Controle de erosão	Purificação de águas	Regulação de doenças	Regulação da qualidade do solo	Regulação de pragas	Polinização		Recreação	Valores educacionais	Ciclagem de nutrientes	Produção primária	Habitat
Floresta ombrófila densa submontana																										A relação dos beneficiários com a floresta não minerada é basicamente extrativista, poucos mantêm plantações de mandioca nesta área
Ecossistema florestal em recuperação I e II				?	?	?	?		?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?	?		?	?	?	?	Não há dados suficientes para inferir sobre intensidade de fornecimento de serviços ecossistêmicos nas áreas em recuperação
Floresta ombrófila densa aluvial																										Esta formação vegetal controla erosão; é um local com muitas nascentes e onde há presença de comunidades ribeirinhas
Rios e lagos																										As comunidades utilizam os rios para pesca, recreação e despejo de esgotos; ecossistemas aquáticos são responsáveis por regular fluxos de água e auxiliar na manutenção da qualidade do solo
Mosaico de usos																										Nas comunidades são criadas galinhas, gados. A vegetação é suprimida para plantar mandioca, em escala de subsistência e ocorre extração de madeira e lenha
Áreas de extração mineral																										Essa classe representa áreas de solo exposto, onde é realizada a extração mineral, áreas inativas ainda não recuperadas, ou vias permanentes, onde não há fornecimento de serviços ecossistêmicos

Quadro 4: Matriz de identificação de serviços ecossistêmicos fornecidos, a partir das classes de cobertura do solo mapeadas. Baseado em Burkhard *et al.* (2012).

Nota: Verde: Potencial máximo de fornecimento do serviço, Laranja: Potencial médio de fornecimento de serviço, Cinza: Não há fornecimento.

No quadro 4, a floresta ombrófila densa representa o ecossistema de referência e, portanto, é considerada o ponto máximo de fornecimento dos serviços. Por outro lado, a área extração mineral representa o ápice de degradação, onde não há fornecimento de serviços ecossistêmicos. Ainda que degradada, a floresta ainda oferta serviços às comunidades locais.

Identificação de beneficiários afetados

A identificação de beneficiários de serviços ecossistêmicos só foi possível a partir de trabalhos de campo, porque os dados apresentados no EIA da mina caracterizam apenas as condições de vida das famílias (habitação, saúde, educação, trabalho, renda e composição familiar) (CNEC, 2005). Ademais esses dados estão organizados por temas, agregando informações para toda a área de estudo, o que não permite compreender as diferenças entre as comunidades. Esse é um problema recorrente em EIAs no Brasil e uma das principais dificuldades de se avaliar impactos sobre serviços ecossistêmicos (Rosa & Sánchez, 2016). Para identificar os beneficiários dos serviços ecossistêmicos é necessário entender como e para qual finalidade as pessoas utilizam os ecossistemas.

O trabalho de campo foi planejado, por meio da análise espacial dos ecossistemas, de modo a entender a distribuição espacial dos serviços e dos possíveis beneficiários, ainda que esses sejam regionais e difusos. Com isso foram selecionadas as comunidades alvo do trabalho de campo, assim como fizeram Castro et al. (2008), ao planejar um levantamento rápido rural na Colômbia. A mina afeta diretamente as comunidades que compõem o PAE Juruti Velho (capítulo 3). Os direitos do PAE Juruti Velho são coletivos para cerca de 50 comunidades, com população estimada em 2005 (CNEC, 2005) de 2000 famílias. Dessas comunidades, foram selecionadas 5 como beneficiários do platô Capiiranga (atualmente em exploração), são elas; Pompom, Capiiranga, Jauri, Pau D'Arco e Galileia. As pessoas da comunidade Galileia utilizavam o Platô Capiiranga com menos frequência e ainda utilizam áreas do Platô Mauri, a ser explorado pela Alcoa. O texto que segue apresenta os resultados das entrevistas (roteiro em apêndice 9.5.2) realizadas com essas comunidades.

Todos os entrevistados nasceram em Juruti e afirmaram que a principal forma de lazer das comunidades são festividades religiosas e recreações, seja jogar bola, brincar no rio ou soltar pipa. A maioria dos entrevistados relatou que não há atividades culturais junto a natureza ou as florestas. Apenas 3 entrevistados relataram que antes da mineração ocorria a

festa da castanha em época de colheita, entretanto essa festa era realizada na sede da comunidade com objetivo de comemorar a colheita.

A principal forma de abastecimento de água das comunidades é um microssistema de captação de água de poço, construído pela prefeitura. Apenas duas famílias responderam que utilizam água diretamente do rio, isso ocorre em casas que são mais isoladas das sedes das comunidades, e apenas uma utiliza água captada diretamente de uma nascente. Sobre os usos do rio, todas as famílias relataram que o utilizam para tomar banho, dessedentação de animais, lazer, pesca e lavagem de roupas.

A segunda seção da entrevista focou na validação da identificação dos serviços ecossistêmicos da região. Os beneficiários afetados utilizavam a floresta ombrófila densa no platô onde ocorre a extração mineral para coletar principalmente, castanha do Pará (*Bertholletia excelsa*) (serviço: Alimentos silvestres) e o cipó Ambé (*Philodendron sp*), o cipó Titica (*Heteropsis spp.*) e outros cipós (Serviço: resinas e fibras) utilizados para construir paneiro, utensílio para coleta das castanhas (Figura 21).

Figura 21: Produtos confeccionados nas comunidades visitadas a partir de recursos coletados na floresta ombrófila densa.

Os entrevistados também afirmam que coletavam plantas medicinais (serviço: Medicina natural), como andiroba (*Carapa guianensis*) e copaíba (*Copaifera langsdorffii*). As áreas de platôs eram também utilizadas para extração de madeira, especialmente itaúba (*Mezilaurus itauba*) (serviço: Madeira), utilizada na construção de casas, canoas e remos.

A caça é frequente na região até os dias atuais, sendo cotias, veados, tatus, pacas e antas os animais mais visados. Dentre os serviços fornecidos que não foram afetados pela mineração, destacam-se culturas agrícolas (plantações de mandioca) e lenha (combustível de biomassa) utilizada na produção de farinha, porque são atividades desenvolvidas próximas a suas casas e não apresentam nenhuma relação com os ecossistemas dos platôs. Os serviços fornecidos pelos ecossistemas aquáticos e pela floresta ombrófila densa aluvial, como pesca, fornecimento de água, recreação, regulação da qualidade da água, controle de erosão e purificação da água também não foram afetados pela mina. Tal fato se deve à manutenção da vegetação nativa na borda do platô, que controla processos erosivos.

Quando perguntados se a mineração atualmente atrapalha algumas de suas atividades, 70% dos entrevistados disseram que não, os outros afirmaram que a mineração atrapalha principalmente a atividade de caça e a retirada de madeira. Ressalta-se que por se tratar de um programa de assentamento agroextrativista as atividades supracitadas são permitidas quando feita pelos moradores e para subsistência. Segundo os entrevistados, a caça foi prejudicada pela atividade de mineração devido a supressão de vegetação e geração de ruídos que segundo o EIA (CNEC, 2005) poderia causar o impacto “afugentamento da fauna”.

5.2.2. ESAR passo 2: Input para o plano de recuperação

A primeira tarefa do passo 2 do ESAR é selecionar os serviços que serão foco da recuperação por meio do engajamento das partes interessadas e afetadas. Diferentes critérios podem ser utilizados como uma forma de definir tais serviços. A utilização da percepção da comunidade como um critério e a óbvia necessidade de haver relação entre os serviços e o empreendimento estão entre as recomendações para seleção de serviços importantes (Landsberg et al., 2013; IFC, 2012; Rosa e Sánchez, 2015). É importante se ter um critério, fortemente relacionado aos beneficiários dos ecossistemas afetados, para indicar que o processo de recuperação gera benefícios sociais. Para o caso em estudo, este critério torna-

se ainda mais importante, uma vez que, as áreas recuperadas serão devolvidas para as comunidades afetadas pelo empreendimento.

O objetivo do PRAD do Projeto Juruti (RAS, 2012) é “desencadear um processo de concertação entre os setores da Alcoa Juruti, atores institucionais municipais e regionais, sociedade civil organizada e órgãos de licenciamento visando melhorias na produção e no processo de reabilitação das áreas degradadas pela mineração, na perspectiva de uma inovação tecnológica”. Este objetivo foi revisado após a análise dos resultados das entrevistas com os beneficiários afetados.

Os anseios das comunidades em relação às áreas em recuperação foram coletados por meio de entrevistas. Especificamente foi perguntado: “Como você gostaria que a área que está minerada fosse devolvida para comunidade do PAE Juruti Velho?”. Dentre os entrevistados, 100% responderam que apesar de não acreditar nessa possibilidade, gostariam que a área fosse devolvida como ela era antes da mineração ou o mais próximo disso. Embora o objetivo supracitado seja amplo, este está alinhado aos anseios das comunidades, já que os dois estão focados na restauração ecológica das áreas mineradas.

Em reunião com os funcionários da Alcoa foi discutido se o atual objetivo do PRAD está alinhado a esse anseio das comunidades. Os participantes da reunião concordaram que o objetivo traçado no PRAD é amplo, mas afirmam que este está alinhado as atividades atualmente desenvolvidas, que são focadas na restauração ecológica e por isso devem atender aos anseios das comunidades. Tendo o conceito de serviços ecossistêmicos como elemento norteador, o objetivo estaria mais focado na devolução das áreas comunidades (Figura 22). Os participantes concordaram que, embora o atual objetivo proposto em 2012, descreva as práticas de recuperação da mina, o objetivo norteado pelo conceito de serviços ecossistêmicos é mais focado e poderia auxiliar no desenvolvimento de metas de recuperação.

Figura 22: Objetivo do PRAD da mina de bauxita Juruti reformulado tendo o conceito de serviços ecossistêmicos como elemento norteador, apresentado ao empreendedor.

A segunda tarefa desse passo é definir metas claras atingíveis para cada serviço selecionado. Como o objetivo desta validação é demonstrar a aplicabilidade prática do framework ESAR, metas para os serviços selecionados foram desenvolvidas como exemplos (Quadro 5). Em aplicações práticas, tais metas precisam ser detalhadas e discutidas com as partes interessadas e afetadas. Para cada meta, deve haver um indicador, que guiará o programa de monitoramento dos serviços selecionados, bem como a frequência de medição. Somente com os indicadores é possível certificar que as metas estão sendo atingidas (Santos, 2004). Entretanto, ecossistemas são sistemas dinâmicos que podem ser afetados por uma série de fatores, por isso recomenda-se estabelecer um padrão que indique uma margem mínima e máxima para que se considera que a meta foi atingida.

Para cada meta deve-se prever medidas corretivas caso o monitoramento demonstre que essa não será atingida, conforme sugere o processo de gestão adaptativa. Ressalta-se que em uma possível aplicação prática um número maior de serviços deve ser selecionado e para cada um deve se estabelecer pelo menos uma meta, indicador de monitoramento e respectiva medida corretiva. Por fim, é importante estabelecer metas que sejam capazes de demonstrar a trajetória de recuperação do ecossistema. Isso significa que nem todos os indicadores devem ser monitorados ao longo de todo o processo de recuperação. Ao longo dos anos algumas metas vão sendo atingidas e novas metas podem se tornar o foco da recuperação.

Quadro 5: Recomendação para metas de recuperação dos serviços ecossistêmicos selecionados da mina de bauxita localizada na Floresta Amazônica

Serviços selecionados	Metas	Indicadores	Frequência	Margem mínima e máxima	Ação corretiva
Alimentos silvestres: Castanha	Reestabelecer a população de castanheiras	Sobrevivência de mudas	Anual – Até o X ano após o plantio	Obter entre X e Y árvores por hectare	Rever o plantio de mudas
Alimentos silvestres: Castanha	Possibilitar as comunidades locais a produção de castanha	Nº de Árvores produtivas após 15/20 anos de plantio	Anual após 15º ano de plantio até Xº ano.	Capacidade de produzir entre X e Y kg de castanha por hectare	Rever o plantio de mudas
Estoque de carbono	Reestabelecer o sequestro de carbono	Toneladas de carbono por hectare	Anual até Xº ano de recuperação.	Sequestrar entre X e Y de carbono por hectare	Revisar a densidade de árvores
Estoque de carbono	Manter a diversidade em relação ao sequestro de carbono	Índice de diversidade	Anual até Xº ano de recuperação	A diversidade deve ser no mínimo X%	Revisar a diversidade de espécies

5.2.3. ESAR passo 3: Monitoramento dos serviços

Considerando que o objetivo do PRAD (Figura 22) é a restauração dos ecossistemas afetados ao estágio mais próximo antes da mineração, tomou-se como referência do monitoramento o fornecimento da floresta encontrada antes da mineração. Para facilitar a leitura, são introduzidas informações sobre o fornecimento dos serviços antes da mineração e posteriormente, informações do monitoramento dos serviços em recuperação.

Alimentos silvestres: Castanha do Brasil

A castanheira (*Bertholletia excelsa*), da família *Lecythidaceae* (Figura 23) é uma árvore nativa da Floresta de terra firme da Amazônia de alta longevidade que produz uma semente comestível, a castanha (Melo et al., 2018). Geralmente encontra-se castanheiras em aglomerações, os chamados castanhais. A venda da castanha é uma das principais fontes de renda de diversas comunidades extrativistas da Amazônia (Scoles et al., 2011). A castanheira está ameaçada de extinção na categoria vulnerável e ocorre nos estados do Amazonas, Pará, Maranhão, Rondônia e Acre, (Marca, 2016).

Figura 23: Castanheira em uma área em processo de supressão vegetação, pode-se visualizar suas raízes de castanheiras após o fim da supressão.

Especificamente sobre a castanheira, os entrevistados relataram que cada pessoa coletava em torno de 3 a 4 latas (referenciadas como latas de tintas, possivelmente de 18 litros) de castanha por dia, cada lata era vendida em torno de 15 reais. A época de colheita vai de janeiro a abril (CNEC, 2005). Segundo os entrevistados o foco da coleta de castanha é consumo próprio e geração de renda por meio da venda de pequena parte da produção. Essa venda era feita em um comercio local, para pessoas de outras comunidades ou da área urbana de Juruti. Esses dados corroboram com os resultados de um estudo socioambiental feito pela Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA) para produtos florestais não madeireiro na região de Mamuru Arapiuns, próximo a Juruti (Tourinho et al., 2009). O estudo concluiu que na região o preço do quilo da castanha varia entre 2 a 6 reais. Segundo o estudo 96% do total da produção (5.060,9 kg) é destinado ao consumo dos próprios coletores.

A castanheira pode formar castanhais de 15 a 20 indivíduos por hectare (Scoles et al., 2011). No inventário florestal foram amostrados 51 indivíduos de castanheiras, em uma área amostrada de aproximadamente 10 hectares. A espécie estava bem distribuída na região afetada pela mina, pois foi amostrada em 51 das 103 parcelas inventariadas. Esses indivíduos apresentavam DAP variando entre 5 e 152 cm (Figura 24), e a altura variou de 5 até 28 metros. Entretanto, nota-se que é possível identificar uma concentração de indivíduos com mais de

20 metros de altura e com DAP maior que 80 cm, o que indica que são indivíduos mais velhos e produtores de castanha.

Figura 24: Relação entre o DAP e altura total de todos os indivíduos de *Bertholletia excelsa* amostrados no inventário florestal na região afetada pela mina de bauxita de Juruti.
Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados de Terra Meio ambiente (2014).

Os resultados do monitoramento do entorno da mina mostram que há em média de 3 a 4 indivíduos de castanheiras (

Tabela 2) por hectare (Marca, 2015). Essa média está de acordo com os dados do inventário florestal, que indicou um média de 5,1 castanheiras por hectare.

Tabela 2: Inventário da área do entorno para espécies ameaçadas de extinção – Resultados para Castanheira.

Parcela Permanente	Nº de quadras por parcela	Nº de quadras com ocorrência da espécie	Abundância (Nº de Ind/10 ha)
CAST-1	40	14	19
CAST-2	40	16	21
CAST-3	40	13	15
CAST-4	40	23	86
TOTAL DE CASTANHEIRAS		66	141
MÉDIA DAS CASTANHEIRAS		16,5	35,25

Fonte: Marca (2016).

Para se estimar a quantidade de mudas a serem plantadas por hectare nas áreas mineradas, tendo o objetivo de se obter o fornecimento desse serviço em nível o mais próximo possível do que era encontrado antes da mineração foi utilizada a equação 3 $[M_{Plan} = F \times \frac{Arv_{med}}{T_{Mort}}]$ (descrita na seção 5.1). Os resultados indicam que deveriam ser plantadas

pelo menos 15 castanheiras por hectare para que o fornecimento do serviço seja restaurado. Tal cálculo foi baseado no monitoramento anual das áreas em recuperação (Marca, 2015), que indicou uma taxa de mortalidade (T_{Mort}) de 60% e o inventário florestal demonstrou uma média de 5 castanheiras (Arv_{med}) por hectare. Aplicou-se arbitrariamente um fator de segurança (F) de 20%, devido a possibilidade de eventos de seca, queimadas ou aumento da taxa de mortalidade. O cálculo foi feito considerando somente a quantidade de árvores que havia antes da mineração e a taxa de mortalidade do próprio caso analisado. Entretanto, sabe-se que outros fatores, como fertilidade do solo, quantidade de ferro e presença de polinizadores, influenciam a produtividade e mortalidade da castanheira (Melo et al., 2018).

O empreendedor vem plantando em média 20 mudas de castanheiras por hectare, como forma de garantir e possivelmente aumentar o fornecimento deste serviço nas áreas recuperadas. Sendo assim, entende-se que o empreendedor está atingindo a primeira meta estabelecida (Quadro 5) para recuperar este serviço. Entretanto, plantar essas mudas não implica que o fornecimento do serviço ecossistêmico em questão será restabelecido. Há de se considerar que o serviço é caracterizado pela presença da castanha, e por isso deve-se estimar a demanda por castanhas dos beneficiários e monitorar as áreas em recuperação até pelo menos a primeira safra.

Considerando essas informações, o fornecimento do serviço ecossistêmico “Alimentos Silvestres”, focado apenas na castanha, pode ser calculado pelas equações 1 e 2 (descritas na seção 5.1 desta tese). Ao longo dos trabalhos de campo não foram estimados números exatos de pessoas que coletam ou coletavam a castanha. Ademais, o cenário de colheita mudou totalmente com início da operação da mina, o que torna essa estimativa do passado quase impossível. Essas informações não foram apresentadas no EIA (CNEC, 2005), portanto, não é possível estimar com razoável grau de confiança a quantidade de castanhas coletada antes da mineração. Recomenda-se que o empreendedor calcule o fornecimento desse serviço nos próximos platôs a serem explotados, tomando-os como referência para o monitoramento ou que estimule essa referência por meio de engajamento com as partes interessadas e afetadas.

O monitoramento da quantidade de castanha produzidas nas áreas recuperadas, só pode ser feito a partir do 15º ao 20º ano pós plantio, que é o tempo que a castanheira leva em média para produzir sua primeira safra (Scoles et al., 2011). Não foi possível realizar tal monitoramento, uma vez que as áreas em recuperação são plantios em estágios iniciais com

cerca 4 a 6 anos. Exemplos de monitoramento do fornecimento desse serviço pode ser encontrado em Ribeiro et al., (2018) e Fichino et al. (2017).

Estoque de carbono

O fornecimento do serviço de estoque de carbono na floresta antes da mineração foi calculado a partir dos dados do inventário florestal fornecido pelo empreendedor e aprovado pelo órgão ambiental. A base de dados é composta de um total de 8505 indivíduos arbóreos de 169 espécies, distribuídos em 103 parcelas. O índice de diversidade de Shannon da área inventariada foi de 4, considerado muito alto (Apêndice 9.4.3). Com objetivo de identificar eventuais anomalias de medição ou erros de transcrição de dados, foi realizada uma análise das inconsistências dos dados.

O primeiro critério utilizado foi identificar e excluir indivíduos que apresentavam a altura do fuste maior ou igual à altura total. Ao todo foram excluídos 27 indivíduos, cuja os dados foram considerados inconsistentes. Os 27 casos excluídos totalizaram 0,32% dos 8505 indivíduos presentes na base de dados. Para analisar o efeito da exclusão por parcela, foi calculada a participação percentual do número de indivíduos excluídos de cada uma em relação ao subtotal por parcela, sendo que nenhuma ultrapassou 5% da amostra (

Tabela 3). Percebe-se que as parcelas 81, 86 e 93 foram as mais afetadas, com percentuais de exclusão superiores a 3%.

Tabela 3: Efeito da exclusão de dados inconsistentes na base de dados do inventário florestal

ID da parcela	Total de indivíduos	Total de excluídos	Efeito da exclusão
81	68	3	4,4%
86	90	3	3,3%
93	64	2	3,1%
82	67	2	3,0%
79	73	2	2,7%
92	117	3	2,6%
103	92	2	2,2%
95	105	2	1,9%
19	62	1	1,6%
77	66	1	1,5%
83	66	1	1,5%
17	71	1	1,4%
99	75	1	1,3%
98	89	1	1,1%
84	102	1	1,0%
88	105	1	1,0%
Total	1312	27	

O segundo critério utilizado para análise das inconsistências dos dados foi a exclusão de indivíduos com altura total menor que 1,5 metros, casos que seria impossível medir o DAP

(Batista et al., 2014). Dos 8505 registros da base de dados, 2 apresentaram altura total igual a 1,0 metro. No entanto, estes casos já se enquadravam no primeiro critério de exclusão, o que manteve a base de dados com 8478 indivíduos.

O terceiro e último critério de análise dos dados foi verificar se os valores aferidos para DAP estavam dentro dos limites definidos pela equação alométrica escolhida (Silva, 2007) para estimar o carbono estocado. No estudo que originou a referida equação, o autor (SILVA, 2007) teve como limites de DAP 5 e 120cm. Na base de dados foram encontrados 18 indivíduos (Tabela 4) que apresentaram DAP maior do que 120 cm. Como este grupo envolve árvores de grande porte, o carbono estocado é igualmente alto. Os indivíduos foram mantidos na base de dados porque sua remoção traria uma redução significativa ao carbono estocado da área inventariada.

Tabela 4: Indivíduos que apresentam DAP maior que 120, e por isso estão fora do limite estabelecido pela equação alométrica utilizada na estimativa de carbono estocado.

Número da árvore	ID	Nome Científico	Parcela	Altura Fuste (m)	Altura Total (m)	DAP (cm)	Carbono (t)
698	4301	<i>Bertholletia excelsa</i> H. B. K.	53	13	25	152,8	6,60
935	4538	<i>Bertholletia excelsa</i> H. B. K.	56	13	25	152,8	6,60
2360	5963	<i>Parkia multijuga</i> Benth.	74	15	25	152,8	6,60
1665	5268	<i>Bertholletia excelsa</i> H. B. K.	66	13	25	150,2	6,42
933	4536	<i>Bertholletia excelsa</i> H. B. K.	56	13	25	149,6	6,37
9503	3106	<i>Bertholletia excelsa</i> H. B. K.	39	12	25	146,4	6,15
9599	3202	<i>Bertholletia excelsa</i> H. B. K.	40	13	25	143,2	5,93
1129	4732	<i>Bertholletia excelsa</i> H. B. K.	59	13	25	143,2	5,93
2404	6007	<i>Hymenaea parvifolia</i> Huber	75	14	25	141,6	5,82
1396	4999	<i>Caryocar villosum</i> (Aubl.) Pers.	63	9	15	137,2	3,81
9775	328	<i>Bertholletia excelsa</i> H. B. K.	4	13	25	136,9	5,49
9156	2759	<i>Bertholletia excelsa</i> H. B. K.	35	12	28	136,9	5,96
9675	3278	<i>Caryocar villosum</i> (Aubl.) Pers.	41	7	22	136,9	5,01
9618	171	<i>Bertholletia excelsa</i> H. B. K.	3	13	25	135,3	5,39
1228	4831	<i>Mezilaurus itauba</i> (Meisn.) Taub. ex	60	13	25	127,3	4,87
6187	939	<i>Bertholletia excelsa</i> H. B. K.	11	13	25	127,0	4,85
9320	61	<i>Caryocar villosum</i> (Aubl.) Pers.	2	13	25	121,6	4,51
1041	4644	<i>Bertholletia excelsa</i> H. B. K.	57	13	25	120,3	4,43
Total	18 indivíduos		18 parcelas				100,73

Sabe-se que o erro atribuído à Equação de Silva (2007) é de cerca de 10%, quanto à regressão que originou os valores dos coeficientes ($PF = K \times [DAP]^{\alpha} \times [AT]^{\beta}$; $\alpha = 1,6629$ e $\beta = 0,7224$). A influência da variável DAP é maior na equação, sendo que 10% de erro na medição do seu valor incorre em 17% de erro no valor do carbono calculado, enquanto 10% de erro na leitura de Altura Total (AT) representa 7% de desvio para o carbono. Entretanto, a qualidade das medidas de DAP é muito superior à qualidade das medições de altura total,

pois, enquanto o DAP é calculado com base na medida da circunferência da árvore utilizando fita métrica, a altura é estimada pelo observador situado no nível do solo.

Com a base de dados de 8478 indivíduos considerada consistente, calculou-se o carbono estocado acima do solo, para a área inventariada de 10,3 hectares. O resultado demonstrou que antes da mineração havia 1120 toneladas de carbono estocada, distribuídas em 169 espécies (Apêndice 9.4.3). Com objetivo de verificar se esse resultado poderia ser extrapolado a toda região do platô Capiiranga (área de extração mineral), fornecendo uma média de carbono em toneladas por hectare, foi realizada uma análise estatística das 103 parcelas. Com isso foi verificado se há diferença significativa entre as parcelas ou se a área inventariada pode ser considerada homogênea. Assim, a média da tonelada de carbono por parcela foi comparada, e percebeu-se que o desvio padrão é alto apenas para a parcela 56.

Foram realizados testes estatísticos paramétricos de Análise de Variância (ANOVA) para comparar as parcelas quanto às médias de carbono (Figura 25). Em um nível de 5% de significância deve-se rejeitar a hipótese nula de que o carbono estocados nas parcelas é estatisticamente igual. Isso significa que pelo menos a média de carbono estocado de um par de parcelas apresentou diferenças significativas.

Carbono (t)					
	Soma dos Quadrados	gl	Quadrado Médio	F	Sig.
Entre Grupos	24,247	102	,238	1,611	,000
Nos grupos	1235,721	8375	,148		
Total	1259,969	8477			

Figura 25: Teste ANOVA para comparar as médias de carbono entre as parcelas.

Testes post hoc (Games-Howell) indicaram que a parcela 56 é a única que não apresenta média de carbono igual às demais, a um nível de 5% de significância (Figura 26). De fato, na parcela 56 o DAP médio é muito superior às demais, fazendo com que o carbono estocado seja muito superior às demais parcelas. A parcela 56 é única onde foram amostrados dois indivíduos com DAP próximo a 150, o que fez com a média de carbono da parcela apresenta-se diferença significativa. Ademais esses indivíduos estão fora do limite de DAP da equação utilizada.

Figura 26: Comparação da distribuição da média de carbono e do DAP das 103 parcelas. Gráfico Quantil-Quantil sem tendência – Carbono e DAP –A parcela 56 apresenta-se uma diferença significativa das demais.

Conforme explica Batista et al., (2014), o DAP tem uma forte influência nas estimativas de carbono estocado (Figura 27). Por isso há uma tendência de se desenvolver equações alométricas que utilizam apenas o DAP (Nogueira et al., 2008). Nesse sentido não é possível afirmar se a diferença entre o carbono estocado na parcela 56 refere-se a um erro da própria equação ou a uma diferença na floresta.

Figura 27: Dispersão do carbono estocado acima do solo versus média do DAP dos indivíduos arbóreos analisados. Cálculo do estoque de carbono feito a partir da equação alométrica estabelecida por Silva (2007)

Tendo expostos as limitações e ressalvas dessa pesquisa discutidas anteriormente, assume-se que a média de toneladas de carbono estocado acima do solo por hectare na área inventariada antes da mineração é 108,7. A partir desse resultado calculou-se que em média cada indivíduo estoca 0,132 toneladas de carbono (Figura 28).

Os pontos apresentados na Figura 28 representam o carbono estocado associado a um determinado percentil, qual seja, 5, 10, 25, 50, 75, 90 e 95. Nota-se que há poucos indivíduos (5% ou 423) com estoque de carbono maior do que 0,5 toneladas. Mas ao mesmo tempo fica evidente a contribuição destes indivíduos no total de carbono estocado, uma vez que a média fica proeminentemente deslocada para a direita da mediana.

Figura 28: Frequência acumulada do carbono estocado para cada indivíduo.

O valor de carbono estocado encontrada nesta pesquisa é comparável a uma estimativa de biomassa acima do solo de toda a Amazônia legal, feita por pesquisadores do Instituto Nacional de Pesquisas na Amazônia (Nogueira et al., 2008). Nesse artigo pode-se verificar que a região de Juruti está localizada em uma área que apresenta em média 376 toneladas de biomassa seca por hectare. Isso representa em média 176,7 toneladas de carbono por hectare. Considerando a escala do mapa fornecido por Nogueira et al. (2008), na ordem de 1: 1000 km, o resultado encontrado pelos autores corrobora com o resultado desta pesquisa.

A quantificação de carbono acima do solo, que vem sendo estocado nas áreas em recuperação foi feita a partir da coleta de dados apenas no ano de 2016. Neste caso não foi possível realizar análises estatísticas que comparem o tipo de tratamento implementado ou que indicassem a trajetória de recuperação das áreas. Sendo assim, o texto que segue é baseado em uma análise qualitativa e por isso esses resultados não indicam o sucesso da recuperação. Futuras análises, e associadas a dados de abundância e diversidade de espécies, podem demonstrar a trajetória da recuperação das áreas.

Foram amostrados 378 indivíduos de 11 espécies distribuídos em 31 parcelas. O empreendedor aplicou três diferentes técnicas de recuperação nessas parcelas. Ressalta-se que é normal que as técnicas mudem ao longo do tempo, procurando estabelecer o que melhor se adapta à região em recuperação (Brancalion et al., 2015).

Até 2012, a Alcoa realizava a transferência imediata somente do solo superficial (chamado a partir de aqui de *topsoil*). Em segundo momento, iniciou os trabalhos de plantio associado a transferência do *topsoil*. Mas a partir de 2014, além da transferência do *topsoil*, a galharia (os restos de madeira e raízes resultantes da atividade de supressão da vegetação) começou a ser transferida. E por fim a prática que sendo implementada atualmente (2018) é a transferência imediata do *topsoil* misturado à galharia e o plantio de espécies chave. Conforme descrito no capítulo 3, a produção e plantio dessas espécies chave vem sendo realizado pelas comunidades do PAE Juruti Velho, uma boa prática de engajamento das partes interessadas e afetadas no processo de recuperação.

As diferenças nos tratamentos influenciaram a quantidade de carbono estocada em cada parcela. Em muitas parcelas, não foi amostrado nenhum indivíduo, porque não havia nenhuma árvore com DAP maior que 5cm. Conforme supracitado, a equação utilizada para estimar o carbono estocado (Silva, 2007) sugere que sua utilização deve ser para populações com DAP entre 5 e 120. Além disso, algumas parcelas foram afetadas por um incêndio em 2017 e outras foram tratadas com *topsoil* apenas, que não apresentou um bom resultado.

O índice de diversidade de Shannon para área amostrada foi de 0,8 o que é considerado muito baixo, mas admissível dado o estágio inicial da floresta em recuperação. O peso seco dos indivíduos amostrados somou 5275,54 kg, que multiplicados por 0,47 (fator de conversão de carbono segundo IPCC, 2006) são convertidos a 2479,5 kg de carbono. Portanto tem-se 2,47 toneladas de carbono estocado (Quadro 6) na área amostrada de 0,775 hectare. Há de se considerar que as áreas em recuperação nesta mina são bastante jovens. Sendo assim, era esperado encontrar um baixo estoque de carbono, bem como baixo índice de diversidade.

Quadro 6: Dados das parcelas amostradas nas áreas em recuperação, abundância, riqueza, diversidade, peso e carbono estocado.

Parcelas	Tratamento	Abundância	Riqueza	Peso Seco (kg)	Carbono (t)
12P01	Apenas <i>Topsoil</i>	0	0	0	0
12P02	Apenas <i>Topsoil</i>	0	0	0	0
12P03	Apenas <i>Topsoil</i>	0	0	0	0
12P04	Apenas <i>Topsoil</i>	9	1	40,3	0,02
12P05	Apenas <i>Topsoil</i>	16	2	121,05	0,06
12P06	Plantio e <i>Topsoil</i>	15	4	113,09	0,05
12P07	Plantio e <i>Topsoil</i>	4	1	30,42	0,01
12P08	Plantio, <i>Topsoil</i> e galharia	0	0	0	0
12P09	Plantio, <i>Topsoil</i> e galharia	0	0	0	0
12P10	Apenas <i>Topsoil</i>	0	0	0	0
14P01	Galharia e <i>Topsoil</i>	0	0	0	0
14P02	Galharia e <i>Topsoil</i>	0	0	0	0

Parcelas	Tratamento	Abundância	Riqueza	Peso Seco (kg)	Carbono (t)
14P03	Galharia e <i>Topsoil</i>	26	1	235,97	0,11
14P04	Plantio, <i>Topsoil</i> e galharia	35	4	401,17	0,19
14P05	Plantio, <i>Topsoil</i> e galharia	30	4	292,25	0,14
14P06	Plantio, <i>Topsoil</i> e galharia	55	4	545,78	0,26
14P07	Plantio, <i>Topsoil</i> e galharia	3	1	35,57	0,02
14P08	Plantio, <i>Topsoil</i> e galharia	0	0	0	0
14P09	Plantio, <i>Topsoil</i> e galharia	0	0	0	0
14P10	Plantio, <i>Topsoil</i> e galharia	0	0	0	0
14P11	Plantio, <i>Topsoil</i> e galharia	0	0	0	0
14P12	Plantio, <i>Topsoil</i> e galharia	0	0	0	0
14P13	Plantio, <i>Topsoil</i> e galharia	14	2	261,98	0,1
14P14	Plantio, <i>Topsoil</i> e galharia	0	0	0	0
14P15	Plantio, <i>Topsoil</i> e galharia	8	1	143,15	0,07
14P16	Plantio, <i>Topsoil</i> e galharia	19	1	369,63	0,17
14P17	Plantio, <i>Topsoil</i> e galharia	24	2	503,33	0,24
14P18	Plantio, <i>Topsoil</i> e galharia	10	1	140,03	0,07
14P19	Plantio, <i>Topsoil</i> e galharia	0	0	0	0
14P20	Plantio, <i>Topsoil</i> e galharia	0	0	0	0
14P21	Plantio, <i>Topsoil</i> e galharia	0	0	0	0
14P22	Plantio, <i>Topsoil</i> e galharia	8	2	122,52	0,06
14P23	Plantio, <i>Topsoil</i> e galharia	16	2	304,76	0,14
14P24	Plantio, <i>Topsoil</i> e galharia	41	4	830,43	0,39
14P26	Plantio, <i>Topsoil</i> e galharia	17	2	273,83	0,13
14P27	Plantio, <i>Topsoil</i> e galharia	2	2	26,36	0,01
14P28	Plantio, <i>Topsoil</i> e galharia	17	2	333,44	0,16
14P30	Plantio, <i>Topsoil</i> e galharia	2	1	27,21	0,01
14P31	Plantio, <i>Topsoil</i> e galharia	7	4	123,27	0,06
Total Geral		378	11	5275,54	2,47

A seguir são discutidos os fatores que podem ter influenciado o baixo estoque de carbono, o primeiro deles é o tratamento de recuperação implementado. É possível perceber que há áreas em que a recuperação foi iniciada em 2012 em que houve pouco ou nenhum crescimento de indivíduos arbóreos (Figura 29). Nessas áreas apenas *topsoil* foi transferido e não houve crescimento da vegetação. Posteriormente, o empreendedor percebeu que a melhor estratégia era implementar um tratamento baseado na transferência de *topsoil* e galharia associada ao plantio de espécies chave, o que vem sendo implementado desde 2014.

Figura 29: No primeiro plano, área em recuperação, onde foi feito tratamento apenas com realocação do *topsoil*.

Outro fator que pode influenciar o crescimento das espécies arbóreas nas áreas em recuperação é a distância com a floresta ombrófila densa que não foi afetada pela mineração (Figura 30), ou seja, a conectividade das áreas em recuperação com a matriz da paisagem. Quanto mais próxima a área a ser recuperada estiver de uma área de vegetação nativa maior a probabilidade de que propágulos cheguem a área a ser recuperada (Brançalion et al., 2015). A chegada desses propágulos aumenta a diversidade e densidade de indivíduos na área em recuperação.

Percebe-se que parcelas como 14P06, 14P23, 14P24, 14P16 e 14P17, que estão na borda do platô (Figura 30) apresentam maior densidade de indivíduos e às vezes maior diversidade em comparação com outras parcelas. Embora a análise feita nessa pesquisa não possa ser conclusiva em relação a trajetória de recuperação, essa serve como alerta para que o empreendedor verifique a necessidade de ações corretivas para algumas áreas, que podem não alcançar os resultados de recuperação desejados. Deve-se, portanto, investigar as razões da ausência de estocagem de carbono para se investir em ações corretivas.

Figura 30: Localização das parcelas permanentes de áreas em recuperação, demonstrando a conectividade com a matriz da paisagem.

5.2.4. ESAR passo 4: Análise dos resultados

De maneira geral, o objetivo de recuperação da mina de Juruti, assim como a ausência de metas, faz com que o empreendedor invista seus esforços no plantio e monitoramento de determinadas espécies, com pouca atenção ao ecossistema e seus benefícios. Por outro lado, merece destaque o processo de envolvimento das comunidades (já em andamento), por meio da inclusão dessas no programa de produção e plantio de mudas, uma boa prática de engajamento das partes interessadas e afetadas que tem potencial de melhorar a comunicação dos resultados da recuperação (IFC 2007; Wilker, et al., 2016)

Analisando os resultados do serviço ecossistêmicos “alimentos silvestres” (castanha), já é possível afirmar que o empreendedor tem potencial de recuperar tal serviço. O empreendedor vem plantando um número de mudas (20/hectare) maior do que a média encontrada no entorno da mina, na floresta não minerada (5/hectare). Neste caso, o empreendedor pode investir seus esforços em entender os motivos da alta taxa de mortalidade da espécie entre outros fatores ecológicos. Há diversos fatores que podem influenciar o crescimento da castanheira e poucos estudos tem sido feito para entender a ecologia da espécie. Melo et al., (2018) alertaram para tal lacuna, ao estudarem a relação do crescimento da castanheira e as propriedades do solo de uma área degradada por mineração de bauxita na região do Rio Trombetas. No caso deste serviço é necessário monitorar o fornecimento da castanha em si, demonstrando o benefício social da recuperação. Entretanto devido ao longo tempo que é necessário (15 a 20 anos) para primeira colheita (Scoles et al., 2011), o empreendedor deve avançar em outros indicadores que demonstrem o desenvolvimento da espécie.

No que diz respeito ao serviço ecossistêmico estoque de carbono foi encontrado em média 107 toneladas de carbono por hectare na área não minerada. Para a área em recuperação foi encontrada 2,47 toneladas em 0,775 hectare de área amostrada. Enquanto que para área não minerada, ainda que com ressalvas, foi possível estabelecer uma média por hectare, para área em recuperação não foi possível aprofundar as análises. Essa conclusão deve-se à limitação de uma medição (o ano de 2016) e poucas amostras (apenas 31 parcelas). Sendo assim, não é possível traçar uma trajetória de recuperação para esse serviço ecossistêmico. Ademais, a equação utilizada nesta pesquisa não é adequada ao contexto de Juruti. Conforme demonstram os resultados do monitoramento os intervalos de DAP da região

ultrapassam o valor limite da equação (120 cm), e há muitos indivíduos com DAP menor que 4,5cm no caso das áreas em recuperação. Tal resultado demonstra a lacuna do desenvolvimento de equações adequadas ao contexto amazônico e reforça a necessidade e a possibilidade de se avançar nessa área de conhecimento.

Desafios para quantificar estoques de carbono estão relacionados ao desenvolvimento de equações alométricas mais assertivas (Chave et al., 2014), que dependem de dados provenientes de técnicas destrutivas (Batista et al., 2014) e inventários florestais. Traçar a trajetória de recuperação para esse serviço só será possível caso o empreendedor invista tempo e recursos para desenvolver uma equação alométrica mais adequada ao seu contexto, baseada na medida de DAP apenas (Chave et al., 2014). Conforme Nunes (2011) e Chave et al., (2014) indicam, o intervalo de DAP das árvores amostradas é o que mais influencia a superestimação ou subestimação da biomassa florestal para equações alométricas. Ademais a inadequada estimativa visual da altura total das árvores também contribui para superestimativas e subestimativas (Batista et al., 2014; Nogueira et al., 2008).

Neste contexto a mina de Juruti tem a oportunidade de construir sua própria equação, uma vez que já supprime a vegetação, uma das questões mais limitantes na elaboração de equações alométricas (Batista et al., 2014). O inventário florestal é sempre desenvolvido antes da supressão da vegetação devido a um requisito legal, fornecendo a base do que havia de carbono estocado na área antes da mineração e a possibilidade de se construir equações alométricas. Tal oportunidade vai ao encontro de outras ações do empreendedor como o Projeto Locomotiva Verde. O projeto busca compensar as emissões de carbono da ferrovia, por meio do plantio de árvores em áreas já degradadas do entorno do projeto, e ainda não conta com programa de monitoramento.

O desenvolvimento de uma equação alométrica para mina de Juruti avançar para o monitoramento do serviço por meio de sensoriamento remoto permitirá uma análise da trajetória de recuperação otimizando tempo e custos de trabalho de campo e avançando em uma fronteira do conhecimento de importância global. Estimar carbono estocado em florestas por meio de técnicas de sensoriamento remoto vem sendo aplicado a diversos contextos, como para entender a relação da dinâmica de carbono e mudanças climáticas na África Central (Djomo e Chimi, 2017), para emissões e sequestro de carbono influenciados principalmente pelo desmatamento na Amazônia brasileira (Ometto et al., 2014).

6. Capítulo 6: Validação do ESAR na mina de bauxita na *Jarrah Forest*

Neste capítulo são apresentados os resultados do processo de validação do ESAR na mina de bauxita localizada na Jarrah Forest, Austrália. Essa validação foi feita durante um estágio de pesquisa no exterior com duração de 12 meses. Nesse período, as atividades da mina foram acompanhadas diariamente por três meses. Assim como no capítulo 5, neste capítulo procura-se testar a seguinte hipótese: “Planejar e avaliar a recuperação de áreas degradadas pela mineração a partir do conceito de serviços ecossistêmicos facilita o envolvimento das partes interessadas e afetadas (especialmente beneficiários dos serviços).

Dois serviços ecossistêmicos foram o foco desta validação: recreação e estoque de carbono. O serviço de recreação está claramente expresso no objetivo de recuperação da mina, que é “Estabelecer o ecossistema Jarrah Forest para melhorar ou manter a conservação da biodiversidade, madeira, água, recreação e outros valores da floresta” (Alcoa of Australia, 2017). Dentre os serviços elencados nesse objetivo recreação é o que mais se aproxima dos beneficiários (partes interessadas e afetadas) por fornecer benefícios diretos. A importância da recreação também está destacada no plano de gestão da Jarrah Forest e sobre a qual a mineração deve evitar e corrigir impactos (Conservation Commission of Western Australia, 2013). O mesmo plano reconhece a recreação como um importante serviço ecossistêmico (chamado de “goods and environmental servisse”) para região de Perth.

Embora, o serviço de estoque de carbono não esteja destacado no objetivo do plano de recuperação da mina, sua importância é reportada globalmente, devido a sua relação com as mudanças climáticas que já afetam a Austrália (Bustamante et al., 2017; Pandey et al., 2011; ASI, 2017) e consequente perda de qualidade de vida humana (Hassan et al., 2005). A Alcoa reporta regularmente suas emissões para o órgão regulador e em seu relatório de sustentabilidade (<https://www.alcoa.com/sustainability/en/default.asp>). Sendo assim o serviço de estoque de carbono é variável estratégica do ponto de vista tanto da política global da empresa como dos requisitos legais australianos.

O plano de gestão da Jarrah Forest também reconhece o estoque carbono como importante serviço da floresta que deve ser mantido. Esse plano reporta os efeitos das mudanças climáticas na região de Perth, como a redução de 15% da taxa de precipitação (Conservation Commission of Western Australia, 2013). Em 2012 o governo australiano criou

o *Clean Energy Regulator*¹⁰, um órgão responsável por controlar fontes de emissões de CO₂. Ainda que o governo australiano tenha avançado em controlar essas fontes, não foram feitas análises sobre o balanço de carbono (sequestro e emissões). O próprio plano de gestão da Jarrah forest indica a necessidade de se realizar uma análise do ciclo e da dinâmica do carbono, considerando seus múltiplos usos da floresta, inclusive a mineração (Conservation Commission of Western Australia, 2013).

As atividades da Alcoa ocuparam a 13ª posição dentre as maiores fontes de emissão de gases de efeito estufa, na Austrália entre 2015 e 2016 (Figura 31). Os valores apresentados nesta figura são referentes às operações da Alcoa, excluindo as atividades de pré-extração mineral.

Figura 31: Emissões de CO₂ das 20 principais operações na Austrália entre 2015 e 2016.

Fonte: (Clean Energy Regulator, 2018) Disponível em:

[http://www.cleanenergyregulator.gov.au/NGER/National%20greenhouse%20and%20energy%20reporting%20data/a-closer-look-at-emissions-and-energy-data/australias-highest-emitters-\(scope-1\)-and-cumulative-percentage-for-2014-15](http://www.cleanenergyregulator.gov.au/NGER/National%20greenhouse%20and%20energy%20reporting%20data/a-closer-look-at-emissions-and-energy-data/australias-highest-emitters-(scope-1)-and-cumulative-percentage-for-2014-15)

¹⁰ Informações sobre a atuação desse órgão, bem como, dados de emissões podem ser encontradas em: <http://www.cleanenergyregulator.gov.au/>

As atividades de pré-extração mineral incluem: a supressão da madeira de interesse econômico, supervisionada pelo governo através da *Forest Products Commission*¹¹, supressão da vegetação que pode ser utilizada como combustível de biomassa pela Simcoa¹², e supressão do restante da vegetação, material vegetal que é queimado (Alcoa of Austrália, 2015; Koch, 2007). Os valores reportados pela Alcoa ao *Clean Energy Regulator* (Figura 31) não incluem as emissões provenientes da queimada do restante de material vegetal. O empreendedor procura soluções para destinação desse material com objetivo de evitar a queimada e minimizar as emissões de CO₂, que no ano de 2016 ultrapassaram 24.000 toneladas (Alcoa of Austrália, 2017).

6.1. Metodologia de validação

O levantamento de dados para validação do ESAR na mina australiana utilizou cinco abordagens: (i) revisão da literatura sobre a recuperação ambiental da mina; (ii) observações em campo mediante estágio de acompanhamento das atividades de recuperação no escritório do empreendedor e visitas de campo (iii) entrevistas em profundidade e aplicação de questionários com beneficiários do serviço ecossistêmico de recreação e (iv) análise de dados secundários de monitoramento das áreas em recuperação, fornecidos pelo empreendedor. Os métodos utilizados para aplicação de cada passo do ESAR são detalhados a seguir.

ESAR passo 1: Análise de serviços ecossistêmicos

Após uma análise preliminar da mina de bauxita na *Jarrah Forest*, pode-se considerar que a primeira etapa do ESAR havia sido realizada, ainda que o conceito de serviços ecossistêmicos não tenha sido explicitamente utilizado. Os benefícios ofertados pelo ecossistema afetado pela mineração vêm sendo foco de pesquisas há décadas, consolidadas em um livro ainda em 1989 (Dell et al., 1989). Com base nesta fonte é possível identificar diversos serviços ecossistêmicos, como madeira, recarga hídrica, polinização, regulação do

¹¹ A *Forest Products Commission* é um órgão do governo responsável pela gestão sustentável e desenvolvimento de produtos florestais na *Western Australia*. Informações detalhada sobre esse órgão podem ser encontradas em: www.fpc.wa.gov.au

¹² Simcoa – *Silicon Metal Company of Australia* é uma indústria produtora de silício, que utiliza biomassa como combustível. Detalhes sobre a operação da Simcoa na Austrália pode ser encontrada em: www.simcoa.com.au

clima, recreação etc. Por isso, os resultados deste passo são baseados somente em levantamentos bibliográficos.

É esperado que o conceito de serviços ecossistêmicos seja implicitamente incluído em diversos planejamentos ou processos de tomadas de decisão (Geneletti, 2016). No caso da Austrália Ocidental, a legislação ambiental de 1986 já utilizava o termo “environmental values” que pode ser associado ao conceito de serviços ecossistêmicos. Segundo essa legislação, os valores ambientais estão relacionados aos benefícios utilizados ou a condição saudável do ecossistema, sendo que esses devem ser protegidos. O mesmo documento estabelece que a atual geração deve assegurar a diversidade, saúde e produtividade dos ecossistemas de modo a manter ou melhorar os benefícios para as próximas gerações (EPA, 1986). A utilização implícita do conceito de serviços ecossistêmicos em diversos processo de tomada de decisão se deve ao fato de que o conceito é somente uma nova maneira de entender a relação entre a natureza e a sociedade, e desde 1864 autores como George Marsh, posteriormente Aldo Leopold, em 1949, e Paul Sears, em 1956 já descreviam as funções da natureza (Mooney e Erlich, 1997), que atualmente são relacionadas ao conceito de serviços.

ESAR passo2: Input para o plano de recuperação

A mina de bauxita na Jarrah Forest está em operação há mais de 50 anos, e neste período o empreendedor revisou seu objetivo de recuperação duas vezes. Atualmente (e desde 1988), o objetivo de recuperação da mina é focado em três serviços ecossistêmicos: produção de madeira, captação de água e recreação (Gardner e Bell, 2007). Esse objetivo é acompanhado por um conjunto de critérios de desempenho, que foram estabelecidos por um longo (10 anos) processo de engajamento com as partes afetadas e interessadas (Alcoa of Australia, 2015). Para cada critério de desempenho, há um método de monitoramento, e estes estão relacionados a metas de recuperação (descritos no capítulo 5).

Sendo assim, o segundo passo do ESAR foi considerado como realizado, ainda que o conceito de serviços ecossistêmicos não tenha sido utilizado explicitamente. Portanto, os resultados desse passo são baseados em levantamentos bibliográficos, revisão de documentos e conversas com o empreendedor. Uma tarefa deste passo do ESAR é selecionar serviços que serão foco de monitoramento do passo 3, para esta pesquisa dois serviços ecossistêmicos, recreação e estoque carbono foram selecionados.

ESAR passo 3: Monitoramento dos serviços

Os dados utilizados para monitorar o serviço de recreação foram coletados ao longo desta pesquisa, já os dados para estimar o estoque de carbono foram fornecidos pelo empreendedor. Os métodos utilizados para mensurar a recuperação de cada um deles são detalhados a seguir.

Recreação

Para analisar o serviço ecossistêmico de recreação foram utilizadas três técnicas normalmente aplicadas para se avaliar serviços culturais (Hermes et al., 2018): análise espacial, entrevistas em profundidade e questionário online.

Dois grupos de recreacionistas foram o foco dessa análise, *bushwalkers* e *mountain bikers*. Bushwalking é uma tradicional forma de recreação na Austrália, definida como uma caminhada na natureza com foco na apreciação do natural e seu entorno (Hughes et al., 2016)¹³.

Análise espacial das áreas em recuperação das áreas utilizadas pelos recreacionistas

Como base para compreender a relação dos recreacionistas e a mineração foi feita uma análise espacial das regiões utilizadas para recreação, as áreas em recuperação e as áreas em processo de extração mineral. O objetivo dessa análise foi sobrepor as áreas em recuperação, as áreas não mineradas e as trilhas utilizadas pelos bushwalkers e mountain bikers. Os dados (formato shapefile) das áreas em recuperação e em processo de extração mineral dos últimos 50 anos foram fornecidos pela Alcoa em junho de 2017. Os dados com as informações sobre as trilhas utilizadas pelos recreacionistas foram acessados nos sites “Trails WA” e “Walks GPS” (<http://trailswa.com.au/> e <https://www.walkgps.com.au/>). Essas trilhas são onde os bushwalkers e mountain bikers oficialmente costumam ir para recreação. Obviamente, entende-se que os recreacionistas podem acessar outras áreas da floresta que não foram demarcadas como trilhas oficiais. Entretanto os sites acessados são amplamente utilizados pela população de Perth, conforme indicado durante as entrevistas.

¹³ Tradução livre. Definição em inglês: Bushwalking is a traditional form of recreation in Australia, defined as “nature-based walking for leisure with focus on experiencing the natural surroundings” (Hughes et al., 2016, p.1312).

Há duas trilhas de longa distância demarcadas pelo governo, uma para cada tipo de atividade de recreação. A trilha utilizada pelos bushwalkers é a *Bibbulmun Track* e a utilizada pelos mountain bikers é a *Munda Biddi Trail*. A gestão de cada trilha é de responsabilidade de uma fundação, que possui um site (<https://www.bibbulmuntrack.org.au/> e <https://www.mundabiddi.org.au/>), onde foi possível coletar informações e baixar o shapefile de cada uma. A análise espacial foi feita no software QGIS 2.18.

Entrevistas em profundidade

Entrevista é uma técnica qualitativa que tem sido recomendada para analisar a cascata de fornecimento dos serviços ecossistêmicos em diversos contextos, como: identificar partes interessadas e afetadas, obter um entendimento detalhado sobre o serviço (Raum, 2018), priorizar ou ranquear serviços importantes (Pleasant et al., 2014), chegar a um acordo sobre o futuro uso do solo pós mineração (Rosa et al., 2018) e identificar preferências de paisagens (Kulczyk et al., 2018; Agimass et al., 2018).

Nesta pesquisa, as entrevistas foram realizadas em língua inglesa com os representantes de clubes/associações de *bushwalkers* e *mountain bikers*. Quinze representantes foram contatados por e-mail e telefone, desses dez aceitaram participar livre e gratuitamente da entrevista. As entrevistas foram realizadas entre os meses de outubro de 2017 e fevereiro de 2018. As respostas foram gravadas e transcritas em língua inglesa. A análise do conteúdo das entrevistas direcionou a estruturação do questionário online.

As entrevistas foram baseadas em sete questões abertas (Quadro 7). As questões foram traduzidas apenas para ser apresentadas nesta tese. A versão original desse roteiro é apresentada no apêndice 9.5.5. Os objetivos das questões foram: (i) identificar as características de áreas naturais que são atrativas para recreação, (ii) entender a percepção dos recreacionistas sobre a recuperação das áreas em recuperação, e (iii) identificar melhorias para o processo de recuperação implementado.

Quadro 7: Questões utilizadas na entrevista em profundidade com recreacionistas.

1. Onde você normalmente vai para fazer *bushwalking* ou *mountain biking*?
2. Tendo em mente a última vez que você foi fazer *bushwalking* ou *mountain biking* e os lugares que você visitou. Quais são as características mais desejáveis em uma área para se fazer *bushwalking* ou *mountain biking*?
3. Tendo em mente o último lugar que você visitou e não gostou. Quais são as características que você costuma evitar quando vai fazer *bushwalking* ou *mountain biking*?
4. Você visitou uma área em recuperação nos últimos 12 meses? Você viu alguma diferença entre essa área e uma não minerada? Se sim, quais?
5. Você tem alguma sugestão para melhorar as áreas em recuperação, para fins de recreação?
6. Você acredita que a próxima geração (seus filhos e netos) irá acessar as áreas recuperadas para recreação?
7. Eu vou te mostrar 6 fotos, por favor dê uma nota de 1 a 5 para cada uma delas de acordo com sua preferência para recreação.

Na última questão utilizou-se seis fotos para avaliar a percepção dos entrevistados sobre as áreas em recuperação e a floresta não minerada (Flick, 2009; Tonge et al.; 2013). As fotos foram mostradas aleatoriamente uma a uma e foi pedido que o entrevistado avaliasse cada foto com uma nota de 1 a 5, de acordo com sua preferência para recreação. A nota 5 representava uma área de preferência muito alta, a nota 3 neutra e 1 uma área de preferência muito baixa. As fotos utilizadas nessa questão são apresentadas na seção de resultados.

Questionário online

O questionário é uma técnica bastante utilizada para analisar o fornecimento de serviços ecossistêmicos, especialmente os serviços culturais. É comum ver autores utilizando tal técnica para identificar a preferência de usuários em relação às áreas naturais como fizeram Agimass et al., (2018) e Vieira et al., (2018), ou avaliarem a percepção da população sobre o processo de restauração como fizeram Brancalion et al., (2014).

O questionário utilizado nesta pesquisa foi baseado na adaptação das perguntas do roteiro das entrevistas em profundidade. A única pergunta que não foi utilizada no questionário estava relacionada a percepção dos entrevistados sobre fotos das áreas em recuperação e não mineradas. As alternativas para as perguntas do questionário foram definidas a partir das análises das respostas das entrevistas em profundidade. As perguntas do questionário foram traduzidas para português e são apresentadas no Quadro 8. A versão completa do questionário em inglês é apresentada apêndice 9.5.6.

Quadro 8: Questões utilizadas no questionário sobre o serviço de recreação.

1. Nos últimos 12 meses você acessou a Jarrah Forest com fins de recreação?
2. Indique qual atividade você normalmente realiza?
3. Liste os três lugares mais comuns que você normalmente visita (*para bushwalking ou mountain biking*).
4. A lista abaixo inclui uma série de características, avalie-as em termos de sua preferência para recreação.
5. A lista abaixo inclui uma série de características, utilizando as opções listadas, indique se essas podem estar presentes em áreas de florestas que foram mineradas e recuperadas, em áreas não mineradas ou em ambas.
6. A lista abaixo inclui uma série de ações para melhorar as práticas de recuperação com vistas a recreação, utilizando as opções fornecidas indique a sua preferência para cada uma delas.
7. Considerando as duas sentenças indique o seu grau de concordância com cada uma delas.

O questionário foi desenvolvido na plataforma do Surveygizmo¹⁴ e distribuído aos representantes dos clubes/associações que participaram da entrevista. Esses representantes repassaram o questionário aos membros dos clubes e associações. O link do questionário também foi divulgado em grupos de recreacionistas no Facebook. O questionário ficou disponível online para ser respondido de fevereiro a abril de 2018, quando os resultados foram baixados e analisados.

Estoque do carbono

Para analisar a estocagem de carbono no período anterior a mineração tomou-se como referência o valor calculado pelo governo local no plano de gestão da Jarrah Forest 2014-2023 (Conservation Commission of Western Australia, 2012). A análise do estoque de carbono nas áreas em recuperação foi realizada com base em dados coletados pela Alcoa desde 1991 até 2005. Segundo os técnicos esses dados são coletados de acordo com o desenvolvimento de pesquisas, não há, portanto, uma coleta de dados sistemática e atualizada. Esses dados foram fornecidos pelo empreendedor em formato Excel, compondo uma planilha de 31453 linhas com medição de DAP de 297 parcelas de 20 X 20 metros. Nessa base de dados há informações sobre 27 espécies de árvores, o ano de plantio e o ano em que o DAP foi medido em cada parcela. Ressalta-se que a diversidade de espécies dessa floresta está na vegetação de sub-bosque e não na vegetação arbórea como no caso da floresta Amazônica.

Com uma base de dados tão grande, foi necessário analisar possíveis inconsistências, uma ressalva feita pelos próprios técnicos da Alcoa que forneceram a base de dados. Esses técnicos relataram a dificuldade em manter a organização desse banco de dados pelo longo

¹⁴ Licença fornecida pela *Murdoch University* ao professor Michael Hughes, colaborador desta pesquisa.

período que a restauração florestal requer. Os dados foram considerados válidos caso esses atendessem a dois critérios:

1. Ser uma espécie para a qual havia equação alométrica disponível na literatura.
2. Haver medição do Diâmetro na Altura do Peito – DAP (altura = 1,30m) e que esse fosse maior ou igual a 5 cm.

Como no caso brasileiro, utilizou-se equações alométricas para estimar o estoque de carbono da floresta em recuperação (Arevalo et al., 2002). O DAP é a medida mais importante para estimar o estoque de carbono por meio de equações, pois esse tem forte relação com o tamanho e biomassa das árvores, assim como, o DAP pode ser medido com certa simplicidade e praticidade (Batista et al., 2014; Nogueira et al., 2008).

Primeiramente foi calculada a biomassa seca acima do solo dos indivíduos arbóreos utilizando as equações alométricas recomendadas por Morley et al. (2004), desenvolvidas para cada espécie de eucalipto da Jarrah Forest (Quadro 9). Posteriormente o carbono estocado foi obtido multiplicando o valor da biomassa seca por 0,47, fator adotado pelo Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC), como porcentagem que representa o carbono estocado de indivíduos arbóreos (IPCC, 2006).

Quadro 9: Equações alométricas por espécies de eucaliptos australianos.

Espécies	Equação alométrica
<i>E. marginata</i> (Jarrah)	$\ln \text{Biomassa} = 2.33 \ln \text{DAP} - 2.74$
<i>C. calophylla</i> (Marri)	$\ln \text{Biomassa} = 2.45 \ln \text{DAP} - 2.82$
<i>E. patens</i>	$\ln \text{Biomassa} = 2.33 \ln \text{DAP} - 2.74$
<i>E. maculata</i>	$\ln \text{Biomassa} = 2.49 \ln \text{DAP} - 2.55$
<i>E. resinífera</i>	$\ln \text{Biomassa} = 2.40 \ln \text{DAP} - 2.37$
<i>E. megacarpa</i>	$\ln \text{Biomassa} = 2.83 \ln \text{DAP} - 3.63$

Foi feita uma análise do carbono estocado ao longo dos anos, procurando estabelecer uma trajetória de recuperação do serviço. Para tanto, o carbono estocado foi calculado sempre considerando uma variável (anos) que relacionou o tempo decorrido da implementação da recuperação até o ano de medição do DAP. Essa variável foi calculada a partir da base teórica do cálculo do incremento médio anual, obtido pela razão entre o DAP numa dada remedição e a idade da árvore nessa remedição (Batista et al., 2014). Por fim procurou-se compreender o que poderia influenciar o estoque de carbono ao longo do tempo nas áreas em recuperação, por meio de análises estatísticas dos dados.

ESAR passo 4: Análise dos resultados

No passo 4 do ESAR, foi feita uma comparação dos resultados do monitoramento com as metas estabelecidas no passo 2. O objetivo do passo 4 é estabelecer uma trajetória de recuperação de cada um dos serviços analisados, discutindo com as partes interessadas e afetadas o potencial de recuperação de cada serviço e se necessário propondo medidas corretivas. Também foi feita uma avaliação crítica da recuperação dos dois serviços, procurando direcionar a segunda tarefa do passo 4, que é aprender com a experiência para melhorar a recuperação de novas áreas.

6.2. Resultados da aplicação do ESAR

Os resultados são apresentados de acordo com os quatro passos do ESAR. Resumindo, verificou-se que o planejamento da recuperação de áreas degradadas desta mina seguiu alguns preceitos e tarefas estabelecidas no ESAR, ainda que o conceito de serviços ecossistêmicos não tenha sido utilizado explicitamente. Os resultados indicam que a mina afeta os ecossistemas florestal e aquático relacionados a Jarrah Forest. O objetivo de recuperação da mina está alinhado aos anseios dos beneficiários afetados, e é centrado em três serviços ecossistêmicos. Embora, o empreendedor apresente um conjunto de critérios de desempenho para monitorar o processo de recuperação, não há um critério direcionado exclusivamente ao serviço de recreação. Concluiu-se que há potencial de recuperação dos dois serviços analisados, embora o empreendedor deva investir na estruturação de um banco de dados e em programas de monitoramento que envolvam as partes interessadas e afetadas.

6.2.1. ESAR passo 1: Análise do fornecimento de serviços ecossistêmicos

Pesquisadores associados à Alcoa fizeram um mapeamento das mudanças na cobertura do solo para região da mina estudada (Vasuki et al., 2018). Os autores mapearam as mudanças da cobertura do solo durante 25 anos (de 1988 a 2014) na região da Huntly mine, por meio de interpretação de uma série temporal de 14 imagens do satélite Landsat (Figura 32).

A interpretação das imagens utilizou três classes: vegetação, não-vegetação e corpos d'água. Embora a Jarrah Forest seja manejada para outros fins pode se perceber que o que é considerado “não-vegetação” corresponde essencialmente às áreas em processo de extração

mineral. Portanto, mesmo uma análise baseada em três classes de cobertura é útil para esta pesquisa, porque a área afetada pela mina pode ser dividida em ecossistema florestal e ecossistemas aquáticos. Além disso, a floresta é bastante homogênea e dominada por duas espécies de eucalipto (Dell et al., 1989), conforme descrito na seção 3.2.

Figura 32: Mapeamento histórico da região de Huntly mine, da mina de bauxita na Jarrah Forest, a partir de imagens do satélite Landsat. A cor verde representa áreas de vegetação, enquanto que a cor rosa representa áreas onde não há vegetação. Azul são corpos hídricos.

Fonte: Vasuki et al., 2018 p. 5.

A análise da mudança na cobertura do solo indicou que em aproximadamente 10 anos após a implementação da recuperação de uma área, o algoritmo a classifica como vegetação (Vasuki et al., 2018). Isso não significa que essa área em recuperação tenha atingido as mesmas características em termos de composição e diversidade de espécies de florestas não mineradas, nem que os critérios de desempenho da recuperação tenham sido atingidos. Conforme os autores afirmam (Vasuki et al., 2018), essa análise não indica a qualidade da recuperação, e sim demonstra o histórico de mudanças nos ecossistemas. Entretanto, novas

análises podem ser feitas utilizando imagens de satélites de melhor resolução para verificar, por exemplo, a densidade de árvores. A densidade de árvores é um dos critérios de desempenho da recuperação da mina (veja a lista completa dos critérios de desempenho na seção 3.2.3 - Quadro 2).

A acurácia da classificação foi avaliada por meio da comparação da área em hectares classificada como não-vegetação com o registro da Alcoa de área em que a vegetação foi suprimida por ano (Figura 33). De maneira geral, a acurácia foi de 75%, avaliada como boa pelos autores (Vasuki et al., 2018), considerando que a resolução espacial da imagem do Landsat é de 30 metros.

Alguns fatores que podem ter influenciado essa acurácia são a baixa quantidade de amostras (141 para cada ano) utilizadas para treinar o algoritmo que classifica as imagens; e a data em que a imagem foi capturada comparada com a data do registro de supressão da vegetação. Conforme ressaltado pelos autores 141 amostras é considerado um número baixo para treinar o algoritmo. Ademais deve-se atentar a distribuição dessas amostras por toda a imagem, tarefa considerada difícil pelos autores. Os autores também consideram que no momento em que a imagem foi capturada pelo satélite, a supressão de vegetação poderia não ter ocorrido ainda, o que levou a um erro de comissão e omissão alto sempre relacionado ao ano anterior e o seguinte da classificação (Figura 33).

		Alcoa Prediction													
		1988	1990	1991	1992	1994	1997	2000	2002	2006	2007	2008	2010	2011	2014
RF prediction	1988	87.24	1.09	0.47	0.04	0.00	0.02	0.27	2.09	0.45	0.05	0.00	0.07	1.20	0.86
	1990	4.71	83.98	16.02	0.53	0.12	0.30	0.08	0.12	0.02	0.00	0.00	0.07	0.60	0.19
	1991	0.58	4.61	57.69	5.86	0.35	0.21	0.09	0.07	0.02	0.00	0.04	0.00	0.43	0.48
	1992	0.60	1.99	4.77	74.27	10.76	1.29	0.11	0.25	0.15	0.05	0.08	0.09	0.09	0.19
	1994	0.80	1.26	2.56	4.97	67.59	3.36	0.09	0.06	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	1997	0.00	0.09	1.24	0.89	3.86	80.34	0.32	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.34	0.00
	2000	0.02	0.09	2.90	0.89	1.83	4.80	81.98	3.67	0.10	0.00	0.00	0.00	0.17	0.00
	2002	0.19	0.49	4.18	1.15	3.88	3.68	7.43	76.94	2.82	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	2006	3.28	4.29	8.95	8.70	9.13	4.94	8.15	14.08	87.26	28.76	2.03	0.57	0.95	0.67
	2007	1.29	1.11	0.00	0.18	0.08	0.10	0.15	0.10	1.14	60.00	20.52	2.63	0.09	0.10
	2008	0.07	0.23	0.38	0.84	0.49	0.43	0.26	0.21	1.52	3.08	64.42	8.88	0.00	0.00
	2010	0.34	0.26	0.21	0.89	0.81	0.06	0.31	0.28	1.77	3.93	9.64	82.41	3.52	0.00
	2011	0.89	0.45	0.60	0.80	1.08	0.46	0.76	1.69	3.17	1.00	2.45	4.36	77.92	8.84
	2014	0.00	0.06	0.04	0.00	0.02	0.02	0.00	0.44	1.57	3.13	0.83	0.92	14.69	88.69

Figura 33: Comparação entre os resultados da classificação pelo algoritmo e a previsão feita pela Alcoa em termos de supressão de vegetação e recuperação de áreas degradadas. A linha transversal com número em negrito demonstra a quantidade pixels corretamente classificados pelo algoritmo, de acordo com o histórico da Alcoa. Os números coloridos em verde apresentam erros menores que 1%, a cor azul mostra erros entre 1 e 5%, a cor amarela erros entre 5 e 10%, a rosa erros entre 10 e 15% e cor vermelha erros maiores que 15%.

Fonte: Vasuki et al., 2018 p. 9.

Esse artigo (Vasuki et al., 2018) representa um dos resultados do investimento da Alcoa em pesquisas para otimizar os custos do processo de monitoramento das áreas em recuperação. Durante os trabalhos de campo foi observado que a Alcoa também vem investindo em pesquisas para estabelecer métodos de monitoramento utilizando drones. De fato, a área de monitoramento vem crescendo progressivamente (Figura 34) com o aumento das parcelas permanentes, embora não seja feito um monitoramento histórico e sistemático das áreas em recuperação.

Figura 34: Área de monitoramento ao longo dos anos, de acordo com as parcelas permanentes
Fonte: Elaborado pela autora a partir de dados fornecidos pela Alcoa em 2017.

A Jarrah forest atualmente é manejada por zonas, de acordo com os múltiplos usos da floresta. Esses usos incluem: a produção de madeira, conservação da biodiversidade, recreação, provisão de água, minimização das mudanças climáticas por meio do sequestro de carbono, recursos genéticos, valores cênicos, mineração e produção de bens-não madeireiro como mel, flores silvestres e sementes (Conservation Commission of Western Australia, 2013; Havel, 1989). A identificação dos serviços que são fornecidos (Burkhard et al., 2009) pela floresta pode ser feita por meio da associação da descrição desses usos a uma lista de serviços ecossistêmicos (Hassan et al., 2005). Dentre esses serviços estão: Madeira, Recreação, Provisão de água, Recarga hídrica e regulação de fluxos de água, Controle de erosão, Estoque de carbono, Regulação da qualidade do ar, Recursos genéticos, Valores espirituais e de inspiração, Polinização e Recursos ornamentais.

Os beneficiários da Jarrah forest são os aproximadamente 2 milhões de habitantes da região metropolitana de Perth, que expressam uma crescente demanda por fornecimento de água e áreas de recreação que contribuam para o bem-estar individual e comunitário (Hughes et al., 2016). Essa população está dividida em diversas pequenas cidades localizadas ao longo da costa da Austrália Ocidental.

6.2.2. ESAR passo2: Input para o plano de recuperação

A partir dos levantamentos realizados no passo 1 do ESAR, deve-se definir o objetivo de recuperação por meio do engajamento das partes interessadas e afetadas, com foco especial para os beneficiários. No caso da mina de bauxita na Jarrah Forest foi possível perceber que o primeiro objetivo de recuperação (Figura 35) estabelecido em 1978 era focado em criar uma floresta produtora de madeira e resistente ao fungo *Phytophthora cinnamoni*, identificado em 1965. Tal fungo (soil-borne pathogen) é disseminado pelo solo e causa uma doença na floresta chamada de *dieback* (descoberta na década de 1950) (McDougall et al., 2002).

Naquela época (1978), o empreendedor e o governo decidiram utilizar árvores exóticas à Jarrah Forest, que eram resistentes a *dieback*. Essas espécies são nativas da Austrália oriental e de grande interesse madeireiro, o foco do uso da floresta naquele tempo. Percebe-se então que o serviço ecossistêmico mais relevante nos primeiros anos de recuperação das áreas mineradas era a madeira. De fato, a madeira ainda é um serviço importante da Jarrah Forest e vem sendo explorado pelo governo há décadas.

Com o passar do tempo o uso da floresta, ou a demanda por serviços ecossistêmicos foi mudando conforme mudaram os anseios da população da região de Perth. Ao mesmo tempo o conhecimento e tecnologia de controle da *dieback* foram sendo ampliados. Na década de 1960, as primeiras infraestruturas para recreação foram implementadas na Jarrah Forest (Havel, 1989) e até os dias atuais, as atividades de recreação e apreço da população pela floresta vem crescendo (Hughes et al., 2016).

Esse contexto conduziu o empreendedor e o governo a revisarem o objetivo de recuperação da mina, que desde 1988 é focado em quatro benefícios ou serviços ecossistêmicos: madeira, fornecimento de água, recreação e outros produtos florestais (Figura 35). O objetivo de 1978 era: “Estabelecer uma floresta de eucalipto funcional e auto-

sustentável”. Já o atual objetivo (e desde 1988) é: “Estabelecer o ecossistema Jarrah Forest para melhorar ou manter a conservação da biodiversidade, madeira, água, recreação e outros valores da floresta” (Alcoa of Australia, 2017).

Objetivo de recuperação até 1987

Establishing a functioning and self-sustaining eucalypt forest

Objetivo atual de recuperação:

Establishing a self-sustaining Jarrah forest ecosystem planned to enhance or maintain conservation, **timber, water, recreation, and other forest values.**

Figura 35: Objetivos de recuperação da mina de bauxita Jarrah Forest.

Neste contexto, percebe-se que a primeira tarefa do Passo 2 do ESAR, que é selecionar os serviços que serão recuperados por meio do engajamento das partes interessadas e afetadas, foi realizada pela Alcoa. Conforme descrito no capítulo 4, diferentes critérios podem ser utilizados para selecionar serviços importantes. Um critério fundamental é a percepção das partes interessadas e afetadas, especialmente os beneficiários dos serviços. Para esta pesquisa, selecionou-se dois serviços para fins de teste: recreação e estoque de carbono.

Acredita-se que dentre os três serviços que são foco do objetivo de recuperação (Figura 35), a recreação representa o serviço mais próximo aos beneficiários. Já o serviço de estoque de carbono foi selecionado por ser um serviço regional e que também foi analisado para mina de bauxita na Amazônia (capítulo 5). Trata-se, portanto, de um serviço que pode ser analisado em diferentes minas.

A segunda tarefa deste passo é definir metas claras e tangíveis para cada serviço selecionado. Como o objetivo desta validação é demonstrar a aplicabilidade prática do

framework ESAR, as metas para os serviços selecionados aqui foram definidas pela autora como exemplos (Quadro 10). Em aplicações práticas, tais metas precisam ser detalhadas e discutidas com as partes interessadas e afetadas.

Para cada meta deve haver um indicador, bem como, deve-se estabelecer a frequência, compondo o programa de monitoramento dos serviços selecionados. Os indicadores são uma forma de verificar se as metas estão sendo atingidas (Santos, 2004). Uma série de fatores pode influenciar a recuperação, por isso recomenda-se estabelecer uma margem, para que a meta seja considerada atingida ou que se verifique a necessidade de implementar uma medida corretiva.

Quadro 10: Recomendação para metas de recuperação dos serviços ecossistêmicos selecionados da mina de bauxita localizada na Jarrah Forest.

Serviço selecionado	Metas	Indicadores	Frequência de monitoramento	Margem para que a meta seja considerada atingida	Ação corretiva
Recreação	Reestabelecer locais de recreação de acordo com as partes interessadas e afetadas	Nível de satisfação dos usuários em relação às áreas recuperadas	Anual	O nível de satisfação deve estar em X e Y, escala estabelecida por meio do engajamento com as partes interessadas e afetadas	Revisar as atividades de recuperação de acordo com as recomendações dos beneficiários
Estoque de carbono	Reestabelecer o sequestro de carbono	Toneladas de carbono por hectare	Anual até Xº ano de recuperação.	Sequestrar entre X e Y de carbono por hectare	Revisar a densidade de árvores

6.2.3. ESAR passo 3: Monitoramento de serviços

Nesta seção são apresentados os resultados do monitoramento dos serviços ecossistêmicos recreação e estoque de carbono. Considerando que as atividades de recuperação para esta mina são guiadas pela restauração ecológica, tem-se como referência para comparação, o fornecimento dos serviços nas áreas não mineradas do entorno da mina.

Recreação

Conforme descrito na seção 6.1, a análise desse serviço ecossistêmico é baseada em três métodos: Análise espacial das áreas em recuperação, em extração mineral e as trilhas

utilizadas para bushwalking e mountain biking; entrevistas em profundidade, e questionário online.

A análise espacial mostrou que os recreacionistas evitam as trilhas uns dos outros. Isso se deve à percebida incompatibilidade das atividades, enquanto que *bushwalking* é uma atividade silenciosa e de contemplação, *mountain biking* é uma atividade de velocidade e que gera ruídos. Os *bushwalkers* evitam as áreas em recuperação, enquanto que os *mountain bikers* não o fazem (Figura 36).

Figura 36: Distribuição das áreas em recuperação, áreas mineradas e trilhas para bushwalking e mountain biking. Fonte: Elaborado pela autora com base nas shapefiles fornecidas pela Alcoa (2017) e das trilhas dos sites: <http://trails.wa.com.au/> and <https://www.walkgps.com.au/>

É possível encontrar trilhas de mountain biking na região da mina de Jarrahdale ao norte, a área recuperada mais antiga, cuja atividades de recuperação foram finalizada em 2001. Entretanto, atualmente não foi identificada nenhuma trilha de *bushwalking* em áreas previamente mineradas. Essa região de Jarrahdale ficou conhecida entre os *mountain bikers* após ter sido criado um parque chamado de Langford Park (Figura 37), em 1975. O parque Langford Park foi criado pela Alcoa e apresenta um histórico da recuperação na região, sendo seu nome uma homenagem ao primeiro gerente da mina de 1961 até 1972. No parque há infraestrutura para recreação como: mesas de piquenique, churrasqueiras e estacionamento, o que contribui para popularidade da região entre os *mountain bikers*.

O parque representa as primeiras práticas de recuperação implementadas pela Alcoa, quando eram plantadas espécies exóticas de eucaliptos e quando não havia preocupação com a vegetação de sub-bosque (Burton et al., 2012). Durante as entrevistas os bushwalkers afirmaram que o ecossistema desse parque não é natural. É perceptível que os bushwalkers preferem áreas de floresta natural mais antigas, que não se pareçam com uma plantação de eucaliptos.

Figura 37: Fotos do parque Langford Park, em Jarrahdale, primeira região recuperada pela Alcoa na Austrália. À direita superior placas com as trilhas de *mountain biking* fornecidas no parque. À esquerda superior placa da Alcoa mencionando a homenagem do nome do parque ao gerente da mina que operou na região. À esquerda inferior *mountain bikers* se preparando para deixar o parque em domingo de sol. À esquerda inferior uma criança utilizando a trilha fornecida pelo parque, bem como o aspecto da vegetação recuperada.

Toda a região da Jarrah Forest é visitada tanto por bushwalkers quanto por mountain bikers, que costumam dirigir até 150 km para acessar uma área de recreação. Quando questionados sobre as características mais desejáveis de uma área para recreação, os entrevistados em um primeiro momento responderam coisas genéricas como “área de mata natural”, “local silencioso e tranquilo” ou “exercita-se, saúde e benefícios da mata”. Ao serem questionados a se aprofundar nas respostas, foi possível perceber que há um grupo de entrevistados que prefere uma área de mata totalmente natural e há um outro que prefere áreas com infraestruturas, como banheiro ou estacionamentos. Por outro lado, áreas que não são desejáveis para recreação são aquelas que foram desmatadas recentemente ou que a mineração ainda está no entorno e por isso é possível ouvir os ruídos da operação.

As diferenças entre uma área não minerada e uma área em recuperação estiveram centradas na falta de vegetação de sub-bosque, ou pela semelhança da área em recuperação à uma plantação de eucaliptos (Quadro 11). Embora os entrevistados reconheçam que a

Jarrah Forest é destinada a múltiplos usos, eles afirmam que procuram áreas bem preservadas para fins de recreação. Nesse sentido, um *mountain biker* afirma: “when you go to the hill and see a farmland, it is quite nice, but an area where trees are being cleared, mining is going on, there is nothing to see or enjoy”.

Quadro 11: Sumários dos resultados das entrevistas em profundidade.

Percepções sobre uma área não minerada			Percepções sobre uma área recuperada.		
Bushwalkers	Mountain Bikers	Ambos	Bushwalkers	Mountain Bikers	Ambos
Muitas árvores grandes e velhas	Árvores que fornecem sombra	Áreas nativas são silenciosas e trazem paz	Não é agradável para caminhar	São área barulhentas porque a mineração está no entorno	Não há diversidade de plantas
A forma do solo é natural, o que faz a caminhada prazerosa.	A natural forma do solo que já tem subidas e descidas.	Existem diversas espécies de flores nativas	A forma do solo não é natural	Não há flores, fauna ou mesmo diversidade de plantas	Não há garantias de que são seguras para recreação
Há uma diversidade de espécies de subosque e fauna.	Alguma infraestrutura também é desejável.	Rios, lagos, cachoeiras são encontradas na floresta nativa	Essas áreas são compostas por espécies exóticas	Normalmente parecem uma plantação de eucaliptos	São áreas compostas apenas por árvores jovens.

Quando perguntados se a próxima geração irá utilizar as áreas em recuperação para fins de recreação, a maioria dos entrevistados (8 pessoas) acreditam que sim. Por outro lado, eles afirmam que a próxima geração ainda deverá preferir áreas mais preservadas, assim como a geração atual. Um *mountain biker* destacou que atualmente eles já estão utilizando áreas recuperadas e um *bushwalker* afirmou que as áreas utilizadas atualmente não são totalmente intocadas. Nas palavras de um *mountain biker*: “Mountain biking came to Western Australia as a younger sport like 15 – 20 years ago. So, yes! Actually, the current generation are using it. In addition, bikers go to the bush to have fun and be healthy through riding. Of course, we prefer a nice bush (nature in general) but we do not go because of the bush.” Nas palavras de um *bushwalker* “Yes, as I am visiting areas affected by the timber industry now, but if the mining could rehabilitate it for a similar bush would be better”

As entrevistas procuraram coletar sugestões para melhor a atual prática de recuperação. A primeira resposta dada por todos os entrevistados foi restaurar a floresta como era antes da mineração. Alguns deles posteriormente sugeriram que poderiam ser construídas infraestruturas (como área de visitante, estacionamentos, trilhas), enquanto

outros afirmaram que infraestruturas atraem mais pessoas que causam ruídos e degradação. Houve também sugestões de incluir informações históricas do processo de mineração, bem como envolver os recreacionistas no processo de recuperação.

Os resultados da última pergunta, baseada na análise de seis fotos (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**) sugerem que os *bushwalker* apresentam uma noção mais restrita sobre áreas preferidas para recreação. Tal fato é evidenciado ao verificar que nem todos os *bushwalkers* avaliaram com preferência muito alta as fotos E e F (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**), que demonstram áreas que não foram mineradas. As outras fotos (**Erro! Fonte de referência não encontrada.** A, B, C e D) mostram áreas em processo de recuperação. A foto A apresenta uma área em que atividades de recuperação (estratificação do solo, dispersão de sementes e construção de habitat haviam acabado de ser realizadas, e por isso é a área com menor preferência para recreação para todos os entrevistados.

A foto B representa uma área recuperada há mais de 40 anos por meio da técnica utilizada até 1987 (plantio de mudas de espécies exóticas) na região e Jarrahdale, em que há uma maior preferência por parte dos *mountain bikers*. A foto C representa a atual técnica de recuperação (e a partir de 1988), sendo a foto de uma área em recuperação mais bem avaliada entre ambos os recreacionistas. A foto D também representa as práticas atuais de recuperação, mas em uma área que foi necessário reduzir a densidade de árvores para melhorar a captação de água, o que fez com essa fosse avaliada com menor preferência para a recreação tanto por *bushwalkers* quanto por *mountain bikers*.

Figura 38: Preferência dos bushwalkers e mountain bikers sobre áreas para recreação. Os entrevistados foram pedidos para fornecer uma nota de 1 a 5, em uma escala crescente.

O texto que segue apresenta os resultados do questionário online que foi respondido por 148 pessoas (69 bushwalkers, 79 mountain bikers). Todos os respondentes visitaram a Jarrah Forest nos últimos 12 meses e visitam a região com fins recreativos entre 1 e 20 anos. Não havia requisitos para responder a todas as questões, por isso cada pergunta apresenta um número de respondentes diferentes, isso porque algumas pessoas optaram por pular determinadas questões.

Uma lista de características desejáveis para se fazer bushwalking e mountain biking derivadas da análise das entrevistas, foram avaliadas pelos respondentes do questionário online. Os resultados foram agrupados em características desejáveis e indesejáveis (Tabela 5) de acordo com os 51 bushwalkers e 71 mountain bikers que responderam a essa questão.

A presença de flores silvestres foi a única característica avaliada como desejável por todos os bushwalkers (51). Para 50 deles (98%) as características desejáveis são: superfície do solo natural, local silencioso e tranquilo, e presença de árvores grandes. A presença de árvores velhas foi avaliada por 49 (96%) de respondentes como desejável. As características mais indesejáveis são: presença de diferentes tipos de uso do solo para 13 respondentes (25%), e vegetação de subosque espaçada para 10 (20%).

Dos 71 mountain bikers que responderam a essa questão, as características listadas como desejáveis foram a superfície do solo natural por 68 (96%), e áreas montanhosas por 65 (91%). As áreas sombreadas foram listadas por 63 pessoas (89%), árvores velhas por 61 (86%), seguido por árvores grandes por 60 (84%) e trilhas com boa manutenção por 59 (83%). As características menos desejadas foram uma vegetação de sub-bosque espaçada, de acordo com 7 pessoas (10%), e presença de diferentes usos do solo segundo 6 respondentes (8%).

Tabela 5: Resumo das características desejáveis e indesejáveis de uma área para recreação de acordo com bushwalkers e mountain bikers

Características de uma boa área para recreação	Bushwalkers (n=51)				Mountain bikers (n=71)			
	Desejáveis		Indesejáveis		Desejáveis		Indesejáveis	
	N	%	N	%	N	%	N	%
Local silencioso e tranquilo	50	98	0	0	56	79	1	1
Superfície do solo natural	50	98	0	0	68	96	2	3
Trilhas com boa manutenção	35	69	1	2	59	83	0	0
Áreas montanhosas	32	63	1	2	65	91	1	1
Infraestruturas (ex. estacionamento)	27	53	4	8	43	61	5	7
Presença de fauna nativa	48	94	1	2	50	70	2	3
Rios, lagos e cachoeiras	46	90	0	0	50	70	2	3
Vegetação de subosque de espaçada	20	39	10	20	23	32	7	10
Áreas sombreadas	41	80	0	0	63	89	1	1
Presença de diferentes tipos de uso do solo	18	35	13	25	35	49	6	8
Árvores velhas	49	96	0	0	61	86	1	1
Flores silvestres	51	100	0	0	52	73	1	1
Árvores grandes	50	98	0	0	60	84	1	1

As diferenças entre as áreas não mineradas e áreas recuperadas foram avaliadas por 50 bushwalkers (Figura 39). Estão presentes em áreas recuperadas, as árvores jovens para 13 (26%) e espécies exóticas para 10 (20%) pessoas. A presença de espécies exóticas é uma característica das áreas recuperadas mais antigas, especialmente na região de Jarrahdale.

Por outro lado, foram listadas como presentes em áreas não mineradas, as árvores velhas por 30 (60%), a Grass tree¹⁵ por 23 (46%), a superfície natural do solo por 29 (58%) e um subosque diverso por 27 (54%) pessoas. Essa percepção dos entrevistados está coerente com as atuais práticas de recuperação, com exceção da ausência do subosque diverso.

Por fim, características compartilhadas por ambas áreas são: árvores jovens para 32 (64%), flores para 31 (62%) e ambiente seguro para recreação para 30 (60%) respondentes. A

¹⁵ A *grass tree* é um tipo de arbusto australiano que cresce cerca de um centímetro por ano e é bastante admirado pelos recreacionistas, por indicar uma floresta em bom estágio de conservação.

percepção dos entrevistados das áreas em recuperação não serem um ambiente seguro para recreação não foi confirmada pelos respondentes do questionário.

Figura 39: Características de áreas mineradas e não mineradas na opinião de 50 bushwalkers

As diferenças entre as áreas mineradas e não mineradas foram avaliadas por 68 mountain bikers (Figura 40). As características de áreas não mineradas são: presença de árvores velhas para 49 (72%), árvores grandes para 38 (55%) e forma natural do solo para 32 (47%) respondentes. De fato, essas características são mais difíceis de serem encontradas nas áreas em recuperação devido ao estágio de recuperação e a atividade de estratificação do solo, que deixa a superfície do solo não natural (Croton e Ainsworth, 2007). Por outro lado, está presente tanto em áreas não mineradas quanto em áreas recuperadas, fauna para 53 (77%), flores para 54 (79%) e um ambiente seguro para recreação para 56 (82%) respondentes.

Figura 40: Características de áreas não mineradas e áreas recuperadas na opinião de 68 *mountain bikers*.

Quando perguntados sobre o possível uso futuro da área minerada 117 pessoas forneceram sua opinião (Figura 41). Dessas 68 (58%) indicaram que é muito desejável uma área o mais não natural e próximo possível ao que era encontrado antes da mineração. Ademais, 64 (58%) respondentes afirmaram que trilhas separadas para as duas atividades de recreação é muito desejável. E por fim para 52 (44%) é muito desejável que haja trilhas com uma boa manutenção.

Figura 41: Características desejáveis de uma área recuperada na opinião de *bushwalkers* e *mountain bikers*.

Por fim, 117 respondentes opinaram sobre a possibilidade da próxima geração (filhos e netos) utilizar as áreas recuperadas para fins recreação e sobre a importância dessas áreas no futuro. Desses 57 (48,7%) e 49 (44%) concordam que as áreas recuperadas serão mais aceitas pela próxima geração e serão importantes locais de recreação, respectivamente.

De maneira geral percebe-se que o questionário online confirmou a percepção dada pelos entrevistados. Em síntese os bushwalkers tem uma maior resistência a utilizar as áreas recuperadas. É possível verificar também que a percepção de parte dos respondentes sobre os resultados da recuperação está relacionada às práticas de recuperação mais antigas implementadas pela Alcoa, quando havia plantio de espécies exóticas e falta de diversidade da vegetação de sub-bosque. Há também percepções relacionadas às práticas atuais, como a natural superfície do solo, que é vista tanto por bushwalkers quanto por mountain bikers como uma característica presente nas áreas não mineradas. De fato, uma das atividades de recuperação implementadas pela Alcoa trata-se da descompactação do solo, por meio de estratificação (Croton e Ainsworth, 2007). Tal prática resulta em uma superfície como uma ondulação não natural que dificulta a atividade de recreação.

Estoque de carbono

A análise da estocagem de carbono na floresta não minerada foi baseada nos valores estimados pelo governo local e apresentados no plano de gestão da Jarrah Forest 2013-2023 (Conservation Commission of Western Australia, 2013). Neste plano foi estimado que há em média 121 toneladas de carbono acima do solo por hectare na Jarrah Forest. Tal valor está de acordo com as estimativas feitas por Hingston et al., (1981), que encontraram em média 131 toneladas de carbono por hectare na região de Dwellingup.

O plano da Jarrah Forest não diferencia áreas mineradas ou exploradas pela indústria de madeira e por isso apresenta valores entre 30 e 143 toneladas de carbono acima do solo. Essas medidas foram feitas utilizando os dados de inventários florestais realizados pela indústria de madeira para uma área de 2,251,600 hectares (Figura 42). Obviamente essas parcelas não apresentam uma distribuição homogênea, portanto foram feitas extrapolações para áreas onde não havia sido realizado inventário. Essas áreas compreendem especialmente as áreas protegidas onde a extração de madeira não é permitida.

Figura 42: Localização das parcelas inventariadas para estimativa de carbono estocado pelo plano de gestão da Jarrah Forest 2013-2023. Os pontos em vermelho são as áreas inventariadas em campo e os brancos áreas onde foram feitas estimativas. Fonte: <https://www.dpaw.wa.gov.au/management/forests/managing-our-forests/59-preparing-the-forest-management-plan-2014-2023>

Tendo expostas as ressalvas e limitações desta pesquisa, considera-se que a média de carbono estocado na Jarrah Forest como referência para comparação do carbono estocado acima do solo nas áreas em recuperação é de 121 toneladas por hectare. O texto a seguir apresenta os resultados da estimativa de carbono acima do solo das áreas em recuperação feita a partir da base de dados fornecida pela Alcoa.

Essa base de dados é referente ao processo de recuperação implementado de 1966 até 1998 (Figura 43) em diferentes áreas. Nessa base de dados há informações das medidas de DAP entre 1991 e 2005, o tipo de técnica de recuperação implementada e a espécie de árvore identificada. Não há descrição do manejo das áreas em recuperação de fatores que poderiam influenciar a estocagem de carbono ao longo dos anos como, queimadas e corte

seletivo de árvores para melhorar a captação de água e/ou para utilização da madeira (Craig et al., 2010). Por fim, durante a medição do DAP não foi dado um número de identificação às árvores de cada parcela, o que não permite analisar o incremento anual das árvores, dificultando a análise do estoque do carbono acima do solo.

Figura 43: Mapa de localização das parcelas de monitoramento das áreas em recuperação da mina de bauxita na Jarrah Forest. Parcelas onde foram coletados os dados para mensurar o serviço estoque de carbono.

A primeira técnica implementada, no período 1978-87 foi baseada no plantio de mudas de espécies exóticas, com eventual semeadura de espécies nativas. A segunda técnica

implementa a partir de 1988 foi feita exclusivamente por meio de sementeiras de espécies da floresta local, tanto de espécies arbóreas quanto de sub-bosque. Do ponto de vista da localização das áreas em recuperação, percebe-se que há uma concentração de parcelas da técnica até 1987 na região norte, em Jarrahdale, a primeira mina a iniciar a recuperação e, obviamente, nos primeiros anos de operação da Alcoa (Figura 44).

Figura 44: Distribuição no tempo e espaço das parcelas com pelo menos um indivíduo válido para as duas técnicas de recuperação implementadas. O gráfico a esquerda mostra a relação entre os indivíduos amostrados no eixo Y e os anos em que a técnica de recuperação foi implementada. O gráfico a direita mostra a localização das parcelas amostradas. Pontos azuis representam a prática de recuperação implementada pela Alcoa até 1987. Pontos verdes representam a prática atual de recuperação iniciada em 1988.

Com uma base dados tão grande e devido ao alerta dos profissionais da Alcoa, que forneceram os dados, foi feita uma análise das possíveis inconsistências dos dados (Tabela 6). Dos 31453 indivíduos apresentados na base de dados, 30730 apresentaram espécies com equações alométricas disponíveis para cálculo da biomassa. Das 31453 árvores, 14664 apresentaram dados válidos de DAP para pelo menos um tronco da árvore. Partes dessas árvores (2731) apresentaram DAP menor que 5cm e por isso não entraram na análise.

Não é possível afirmar o que levou a ausência da medição de DAP para 14058 árvores, mais da metade dos dados. Em conversa com os técnicos da empresa, verificou-se a possibilidade de perda de dados quando houve migração de sistema ou computadores, ou ainda que os dados obtidos em campo não foram digitalizados. Após essa análise apenas 46,1% dos dados ou seja 14504 foram considerados válidos (**Erro! Autoreferência de**

indicador não válida.)). Portanto, os dados foram perdidos por falta de medição ou problemas com a organização de um banco de dados.

Tabela 6: Resultado da análise de inconsistências dos dados.

Critérios	Dados válidos - Técnica até 1987		Dados válidos -Técnica a partir de 1988		Total de dados válidos	
	N: 4913	%	N: 26540	%	N: 31453	%
Equação alométrica disponível	4546	92,5	26184	98,6	30730	97,7
DAP > 5 mensurado	3584	72,9	11080	41,7	14664	46,6
Total de dados válidos por técnica	3478	70,8	11026	41,5	14504	46,1

Analisando a quantidade de medições de DAP em campo para os dados validos percebe-se que houve inconsistência de medições ao longo dos anos de recuperação (Tabela 7). Na técnica implementada até 1987, apenas em 19 parcelas houve 4 medições e não houve nenhuma parcela que foi medida 4 vezes para técnica implementada a partir de 1988.

Tabela 7: Quantidade de parcelas e número de vezes me que houve medições de DAP em campo

	Técnica até 1987				Técnica a partir de 1988		
	1	2	3	4	1	2	3
Nº de vezes que houve coleta de dados							
Nº de parcelas	31	11	16	19	145	11	64
Nº de parcelas válidas	30	9	15	19	43	1	64
Porcentagem de parcelas válidas	96,8	81,8	93,8	100,0	29,7	9,1	100,0
Número de indivíduos (total)	1319	792	1127	1675	16384	1075	9081
Número de indivíduos (válidos)	619	430	992	1437	2097	353	8576
Porcentagem de indivíduos válidos	46,9	54,3	88,0	85,8	12,8	32,8	94,4

Com a base de dados válida, o carbono foi calculado de acordo com cada técnica implementada. A análise de dados foi feita separadamente para cada técnica, porque há três principais fatores influenciam a estocagem de carbono, são eles: a composição florística da floresta, densidade de árvores e a equação alométrica utilizada. A composição florística e a densidade de árvores influenciam o tipo de floresta estudada e seu estágio sucessional (Brancalion et al.,2015). Ademais, a equação alométrica a ser utilizada é definida de acordo com a espécie de árvores analisadas, e também influencia o cálculo da biomassa e, consequentemente, do carbono estocado (Batista et al. 2014). As duas técnicas implementadas resultam em florestas diferentes de acordo com os três fatores supracitados e por isso não podem ser analisadas conjuntamente.

Para calcular o carbono estocado ao longo dos anos de acordo com cada técnica de recuperação implementada foi necessário considerar uma variável em relação ao tempo decorrido da implementação da técnica até o ano de medição do DAP. Conforme descrito na metodologia essa variável é calculada pela razão entre o DAP da árvore numa dada remediação e a idade da árvore nessa remediação. A partir dessa variável o carbono estocado ao longo dos anos por hectare foi calculado para cada uma das técnicas de recuperação implementada.

Os resultados da estocagem de carbono ao longo dos anos demonstram uma trajetória crescente de acúmulo de carbono (Figura 45), conforme era esperado (Batista et al., 2014). Os dados relacionam a quantidade de carbono estocado por hectare com o ano de medição e também com a idade dos indivíduos, e estão categorizados por ano de plantio. Em comparação com a média encontrada na floresta não minerada (121 toneladas/hectare), percebe-se que há uma tendência de recuperação do serviço.

Figura 45: Média de carbono estocado em toneladas por hectare de acordo com a técnica implementada. As linhas de diferentes cores refere-se ao ano em que o plantio foi concluído, e essas representam o acúmulo de carbono ao longo dos anos de monitoramento. Os pontos representam a média de carbono acumulado para as parcelas que tiveram DAP medido no mesmo período. Os gráficos inferiores demonstram que houve uma queda no armazenamento de carbono devido ao corte seletivo de árvores realizado pelo empreendedor.

A partir de uma análise preliminar percebe-se uma tendência de maior estoque de carbono nas áreas em que foi implementada a técnica até 1987. A diferença da estocagem de carbono entre as técnicas pode estar relacionada a pelo menos três fatores. O primeiro fator está relacionado à falta de constância da coleta de dados em campo. Nota-se que para a maior parte das parcelas válidas só foi feita uma única medição de DAP, o que não permite uma análise histórica do processo de recuperação.

A distribuição dos dados válidos ao longo dos anos foi bastante variada, o que dificultou uma adequada análise da trajetória de recuperação. Obviamente nos primeiros anos de recuperação muitas árvores apresentavam DAP menor que 5 cm e por isso não foram mensuradas. Percebe-se que há uma maior concentração de dados válidos entre 11 e 15 anos (Tabela 8 e Tabela 9) de recuperação, considerando ambas as técnicas. Tal fato também demonstra a inconstância do monitoramento realizado. Para a técnica a partir de 1988 há menor frequência de medições de DAP em campo e menor intervalo entre os anos de medições em campo.

Tabela 8: Estatística descritiva do carbono estocado de acordo com os dados válidos e inválidos ao longo dos anos de recuperação para técnica de recuperação até 1987

Parâmetros	Técnica até 1987															
	Idade (anos)															
	5	6	8	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	25	30
Total de parcelas	2	2	2	2	10	18	16	15	27	15	26	9	15	12	2	4
Parcelas válidas	2	2	2	2	10	18	16	14	27	15	26	9	15	11	2	2
Porcentagem de parcelas válidas (%)	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	93,3	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	91,7	100,0	50,0
Total de indivíduos	313	156	81	140	214	416	377	340	708	337	768	192	388	239	111	133
Indivíduos válidos	86	61	33	49	201	373	329	267	550	297	541	169	245	184	44	49
Porcentagem de indivíduos válidos (%)	27,5	39,1	40,7	35,0	93,9	89,7	87,3	78,5	77,7	88,1	70,4	88,0	63,1	77,0	39,6	36,8
Soma de carbono (t)	0,3	1,1	0,6	1,1	16,8	20,6	18,8	20,8	42,2	26,9	41,8	19,8	23,5	23,2	2,6	4,7
Área total das parcelas (ha)	0,08	0,08	0,08	0,08	0,40	0,72	0,64	0,60	1,08	0,60	1,04	0,36	0,60	0,48	0,08	0,16
Área das parcelas válidas (ha)	0,08	0,08	0,08	0,08	0,40	0,72	0,64	0,56	1,08	0,60	1,04	0,36	0,60	0,44	0,08	0,08
Densidade total de indivíduos por hectare	3913	1950	1013	1750	535	578	589	567	656	562	738	533	647	498	1388	831
Densidade indivíduos válidos por hectare	1075	763	413	613	503	518	514	477	509	495	520	469	408	418	550	613
Carbono por hectare - válidos (t/ha)	4,3	14,2	7,3	14,4	42,1	28,6	29,3	37,1	39,1	44,8	40,2	55,0	39,2	52,8	33,1	58,2
Média de carbono por indivíduo (t)	0,004	0,019	0,018	0,023	0,084	0,055	0,057	0,078	0,077	0,090	0,077	0,117	0,096	0,126	0,060	0,095
Mediana de carbono por indivíduo (t)	0,003	0,012	0,015	0,021	0,038	0,034	0,033	0,043	0,042	0,053	0,049	0,061	0,063	0,055	0,038	0,088
Desvio-padrão de carbono (t)	0,003	0,018	0,013	0,016	0,137	0,075	0,070	0,109	0,110	0,124	0,097	0,159	0,104	0,145	0,059	0,046
Coeficiente de variação (%)	69,1	94,9	72,0	66,7	163,5	135,6	123,1	139,7	143,4	137,4	125,1	135,6	108,6	114,6	98,2	48,5

Tabela 9: Estatística descritiva do carbono estocado de acordo com os dados válidos e inválidos ao longo dos anos de recuperação para técnica de recuperação a partir de 1988

Parâmetros	Técnica a partir de 1988															
	Idade (anos)															
	1	6	8	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	25	30
Total de parcelas	111	12	0	32	32	48	54	34	28	0	8	0	0	0	0	0
Parcelas válidas	1	10	-	32	32	48	54	34	28	-	8	-	-	-	-	-
Porcentagem de parcelas válidas (%)	0,9	83,3	-	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	-	100,0	-	-	-	-	-
Total de indivíduos	14099	1068	-	2405	1182	2145	3019	1265	1033	-	324	-	-	-	-	-
Indivíduos válidos	1	509	-	2218	1120	2026	2800	1195	951	-	206	-	-	-	-	-
Porcentagem de indivíduos válidos (%)	0,0	47,7	-	92,2	94,8	94,5	92,7	94,5	92,1	-	63,6	-	-	-	-	-
Soma de carbono (t)	0,00	2,9	-	26,8	15,2	35,8	49,7	24,7	34,4	-	5,6	-	-	-	-	-
Área total das parcelas (ha)	4,44	0,48	-	1,28	1,28	1,92	2,16	1,36	1,12	-	0,32	-	-	-	-	-
Área das parcelas válidas (ha)	0,04	0,40	-	1,28	1,28	1,92	2,16	1,36	1,12	-	0,32	-	-	-	-	-
Densidade total de indivíduos por hectare	3175,5	2225	-	1879	923	1117	1398	930	922	-	1013	-	-	-	-	-
Densidade indivíduos válidos por hectare	25	1273	-	1733	875	1055	1296	879	849	-	644	-	-	-	-	-
Carbono por hectare - válidos (t/ha)	0,0323	7,3	-	21,0	11,9	18,6	23,0	18,2	30,7	-	17,5	-	-	-	-	-
Média de carbono por indivíduo (t)	0,0013	0,006	-	0,012	0,014	0,018	0,018	0,021	0,036	-	0,027	-	-	-	-	-
Mediana de carbono por indivíduo (t)	0,0013	0,004	-	0,009	0,011	0,013	0,014	0,016	0,018	-	0,021	-	-	-	-	-
Desvio-padrão de carbono (t)	-	0,005	-	0,010	0,011	0,015	0,015	0,018	0,103	-	0,026	-	-	-	-	-
Coeficiente de variação (%)	-	83,7	-	84,1	79,4	87,4	83,6	85,0	284,9	-	96,8	-	-	-	-	-

O segundo fator refere-se as diferenças florestais (composição florística e densidade de indivíduos) que a técnica de recuperação resulta, ou seja, as espécies utilizadas e o número de árvores por hectare. As espécies utilizadas em cada técnica de recuperação são diferentes, o que implica em diferença na taxa de estoque de carbono. Na técnica implementada até 1987 foram utilizadas espécies exóticas e na técnica implementada a partir de 1988 foram utilizadas espécies da floresta local.

A densidade de indivíduos por hectare (Figura 46) é um dos critérios de desempenho da recuperação reportado ao órgão regulador conforme descrito no capítulo 3 (Quadro 2). Na técnica implementada até 1987 havia maior controle do número de indivíduos por hectare, uma vez que as mudas eram plantadas em um espaçamento fixo de 4 metros por 4 metros, resultando em média 800 indivíduos por hectare. Por outro lado, na técnica implementada a partir de 1988 não há controle do número de indivíduos por hectare, havendo uma margem mínimo e máxima de 600 a 1400 indivíduos, sendo o número ideal 1000. Não há como controlar a quantidade de sementes que germinarão e sobreviverão, após a semeadura direta praticada nessas áreas.

Figura 46: Densidade de indivíduos arbóreos de acordo com a técnica de recuperação implementada ao longo dos anos.

O terceiro fator que pode ter influenciado o estoque de carbono está relacionado ao manejo das áreas em recuperação que controla o número de árvores por hectare. Sabe-se que são realizadas diversas atividades planejadas nas áreas em recuperação como parte do

manejo florestal, a exemplo de queimadas, corte seletivo de árvores entre outras (Craig et al., 2010). Na base de dados repassada pela empresa não há informações sobre atividades que poderiam influenciar a estocagem de carbono. O número de indivíduos por parcela na técnica até 1987 se manteve mais constante. O número de indivíduos por parcela da técnica a partir de 1988 decresceu ao longo do tempo. É possível perceber que no de 2001 houve uma queda brusca da quantidade de árvores nas parcelas onde foi implementada a técnica de recuperação a partir de 1988 (Figura 47). Segundo empreendedor em 2001 houve atividades de corte seletivos de arvores em diversas áreas em recuperação com objetivo de aumentar a captação de água. Obviamente, o número de árvores tem forte relação com a quantidade de carbono armazenada ao longo dos anos e por isso a semelhança entre as figuras 47 e 45.

Figura 47: Número de árvores por hectare de acordo com a técnica de recuperação implementada.

Tendo em vistas a influência desses fatores na análise do estoque de carbono decidiu-se apresentar os resultados da estatística descritiva da estocagem de carbono por indivíduo. Conforme recomenda Batista et al., (2014) as análises de crescimento são feitas por indivíduos e para isso deve-se criar um número de identificação para cada árvore, que deve ser

considerado durante todas as coletas de dados em campo. Não existe tal informação na base de dados analisada, o que dificultou a análise histórica da recuperação, não sendo possível analisar o crescimento de cada indivíduo. Neste sentido, foi calculada a média e a mediana de carbono em toneladas por indivíduo de mesma idade.

Foram calculados intervalos de confiança (95%) para a média e para a mediana de carbono estocado por indivíduo. A estocagem de carbono nas áreas onde foi implementada a técnica de recuperação até 1987 (Figura 48) apresentou intervalo de confiança da média e mediana variando ao longo dos anos. Tal resultado se deve a presença de alguns indivíduos de grande porte, a exemplo das parcelas de com idade de 11 anos e 25 anos, e ao número de indivíduos válidos para cada idade considerada. Considerando as análises de assimetria e curtose (Apêndice 9.5.7) para cada distribuição, conclui-se que há um forte desvio de normalidade para as distribuições de frequências consideradas para cada um desses anos.

Figura 48: Média e mediana do carbono estocado por árvores nas áreas da Jarrah Forest em que foi implementada a técnica de recuperação até 1987.

No caso das áreas em que foi implementada a técnica de recuperação a partir de 1988 os intervalos de confiança (95%) para a média e para a mediana de carbono estocado por indivíduo, mostraram-se mais estreitos, com exceção das parcelas de 15 anos (Figura 49). Neste ano verifica-se que há poucos indivíduos de grande porte que influenciaram a média, fato constatado ao se analisar a mediana que atenua a influência de tais indivíduos na medida de posição central. Ao verificar a assimetria e curtose dos dados (Apêndice 9.5.8) verifica-se

que não há um desvio de normalidade tão grande ao longo dos anos quanto a técnica de recuperação implementada até 1987.

Figura 49: Média e mediana do carbono estocado por árvores nas áreas da Jarrah Forest em que foi implementada a técnica de recuperação a partir de 1988.

A partir desses resultados foi realizada uma análise comparativa entre as técnicas de recuperação para a variável *Carbono por indivíduo*, a partir do cálculo de médias e medianas para os dados agrupados por idade. A Figura 50 apresenta os resultados obtidos, incluindo intervalos de confiança de 95%, onde é possível verificar que há diferença na estocagem de carbono para as duas técnicas.

Figura 50: Análise comparativa das técnicas de recuperação de acordo com a média e mediana de carbono estocado por indivíduos de acordo com a idade das áreas em recuperação

Quando se analisa a média e mediana do carbono estocado por indivíduos de acordo com o ano de plantio, percebe-se que os indivíduos seguem a mesma tendência crescente de

estocagem de carbono (Figura 51). Os dados estão agrupados por ano de plantio e divididos pela técnica de recuperação implementada.

Figura 51: Média de carbono estocado por indivíduo versus o ano de plantio e ano de medição do DAP para as parcelas seleccionadas, considerando a técnica implementada. Cada ponto do gráfico representa a média de carbono dos indivíduos das parcelas em que a técnica de recuperação foi implementada no mesmo ano.

Ainda que a análise da estocagem de carbono tenha sido feita por indivíduo ao invés de por hectares, percebe-se que a diferença entre as técnicas se mantém. Tal fato evidencia que as diferenças de medição e as diferenças entre as parcelas (número de indivíduos especialmente) influenciam a análise da estocagem de carbono. Neste caso, deve se considerar que a floresta apresenta três fases de crescimento, que é explicada por uma curva sigmoide de crescimento (Batista et al., 2014). Na primeira fase chamada de crescimento monotônico, há um crescimento mais rápido e relativamente linear, quando a biomassa da floresta aumenta significativamente. A segunda fase é marcada por um ponto de inflexão em que a aceleração do crescimento das árvores diminui, embora a curva se mantenha sempre positiva. Por fim na terceira fase chamada de assíntota, ocorre a estabilização da curva, isto é, com o passar dos anos a taxa de crescimento das árvores se tornam gradativamente menores.

Analisando a mesma época de crescimento da floresta (entre 11 e 15 anos), percebe-se que há um potencial de maior de estocagem de carbono nas áreas onde foi implementada a técnica até 1987. Para verificar se esse resultado é estatisticamente significativo foram feitos testes de hipóteses para a variável *Carbono por hectare*, utilizando o teste não paramétrico de Mann-Whitney. Esse teste é indicado para dados com forte assimetria e foi aplicado separadamente aos grupos de dados com idades de 11, 12, 13, 14 e 15 anos (Apêndice 9.5.9). Todos os testes, com exceção do ano 13, indicaram que deve-se rejeitar a hipótese que a tendência de estocagem de carbono por hectare é mesma para as áreas em que foram implementadas técnicas de recuperação diferentes. Tais resultados indicam que a técnica implementada até 1987 é mais eficiente na estocagem de carbono do que a técnica a partir de 1988.

Reconhecendo as limitações já discutidas para análise desse serviço ecossistêmico, considera-se que há uma tendência da técnica até 1987 ser mais eficiente na recuperação do serviço do que a técnica a partir de 1988. Embora o cálculo do estoque de carbono tenha sido feito com essa base de dados para as duas técnicas, ressalta-se que a falta de organização, padronização e planejamento da coleta de dados prejudica a condução de análises e extração de importantes informações acerca da recuperação das áreas degradadas.

6.2.4. ESAR passo4: Análise dos resultados

O passo 4 do ESAR propõe que os resultados do monitoramento sejam apresentados e discutidos com os beneficiários dos serviços ecossistêmicos. Os resultados foram apresentados para os profissionais da Alcoa e enviados os participantes das entrevistas e questionário via e-mail. Os resultados não foram discutidos com as partes afetadas, especialmente devido a limitação de recursos e tempo desta pesquisa. Há uma série de referências (Potschin et al., 2016; Australian Government, 2016; IFC, 2007; Lechner et al., 2016; van der Plank et al., 2016; ICMM, 2013) que demonstram como realizar esse tipo de apresentação de maneira participativa, promovendo o constante engajamento das partes interessadas e afetadas. Portanto, há de se considerar que o conceito de serviços ecossistêmicos, especialmente as categorias de provisão e cultural, fornece uma oportunidade de traduzir os dados do monitoramento biofísicos em benefícios sociais (Wilker, et al., 2016; Rosa et al., 2018).

Deve-se destacar que esta mina já avançou no envolvimento das partes interessadas e afetadas necessário para se construir o objetivo do plano de recuperação e desenvolvimento dos critérios de desempenho de avaliação. Ganhos também foram obtidos no entendimento ecológico da floresta e sua trajetória de recuperação por meio da dedicação de diversos pesquisadores da empresa. Sendo assim, o passo 1 e 2 do ESAR foram considerados aplicados ainda que o conceito de serviços ecossistêmicos não tenha sido explicitamente utilizado. O texto que segue, conduz uma revisão crítica sobre o potencial de recuperação dos dois serviços monitorados, com objetivo de melhorar os resultados das práticas implementadas.

A partir dos resultados do monitoramento do serviço de recreação foi possível concluir que há espaço para conduzir um monitoramento baseado na percepção das partes interessadas e afetadas, facilitando o processo de engajamento. Embora a mina australiana tenha desenvolvido durante os últimos 20 anos metas de recuperação e critérios de desempenho para monitorá-las, não há um critério específico sobre recreação, um serviço ecossistêmico bastante valorizado atualmente na região. Portanto, a inclusão das associações ou clubes de recreacionistas no planejamento e monitoramento da recuperação enriqueceria os atuais critérios de desempenho. Ademais o engajamento com essa parte interessada e afetada poderia contribuir para modificar a percepção desses em relação às práticas implementadas pelo empreendedor. Conforme os resultados demonstraram, alguns

recreacionistas relacionam a recuperação atual com as primeiras práticas de recuperação (técnica até 1987) que não são mais implementadas. Neste sentido, considera-se que há um potencial de recuperação do serviço de recreação e esse depende mais da forma de comunicação dos resultados, do que da mudança da técnica de recuperação atualmente implementada.

Sobre o serviço ecossistêmico de estoque de carbono, verifica-se que embora haja diferenças na quantidade de carbono estocado segundo a prática de recuperação implementada, há uma tendência de recuperação deste serviço. Quando é feita uma análise comparativa entre as técnicas de recuperação, nota-se que há probabilidade da técnica implementada até 1987 ser mais eficiente na estocagem de carbono. Como ressaltado na seção anterior, a insuficiente organização de um banco de dados prejudicou o monitoramento desse serviço. Os resultados demonstraram, que mais de 50% dos dados fornecidos pelo empreendedor não puderam ser utilizados nesta pesquisa. Dado o tempo necessário para se recuperar uma floresta, é necessário que a empresa desenvolva e mantenha um organizado e sistematizado banco de dados que permita uma análise histórica de resultados, essencial para planejar o fechamento da mina (Sánchez et al., 2014).

A técnica implementada a partir de 1988 mostra uma melhor tendência de recuperação do serviço de recreação enquanto que a técnica implementada até 1987 mostra melhor tendência de recuperação para o estoque de carbono. Portanto, durante a análise dos resultados da recuperação é necessário considerar os *trade-offs* entre os serviços, como explicitado no ESAR. Essa análise deve ser baseada em múltiplos serviços, quantos sejam necessários para demonstrar os anseios e necessidades das partes interessadas e afetadas.

Também faz parte do passo 4 do ESAR conduzir uma revisão crítica para aprender com experiência e melhorar a recuperação de novas áreas. Percebe-se que o aprendizado nessa mina tem sido focado no melhoramento das práticas de recuperação e no desenvolvimento e implementação de novas tecnologias de monitoramento. A Alcoa na Austrália investiu e continua investindo em pesquisa sobre o ecossistema Jarrah Forest por meio de convênios com diversas instituições de pesquisa (Gardner e Bell, 2007). Com isso percebe-se que o empreendedor se beneficia do maior entendimento ecológico sobre o funcionamento da floresta e sua recuperação. Por outro lado, o processo de comunicação dos benefícios sociais

da recuperação, a organização de um banco de dados e um planejamento da coleta e análise de dados históricos ainda requer avanços.

7. Capítulo 7: Validação do procedimento ESAR com profissionais e reguladores

Neste capítulo apresenta-se os resultados do processo de validação do ESAR com profissionais da Alcoa e técnicos do órgão regulador na Austrália e no Brasil. Por meio deste capítulo, procura-se testar a seguinte hipótese, apresentada no capítulo 1 dessa tese: “Um framework baseado no conceito de serviços ecossistêmicos facilita o envolvimento das partes interessada e afetadas (especialmente beneficiários de serviços) no planejamento e avaliação da recuperação de áreas degradadas pela mineração, segundo a perspectiva de reguladores e profissionais da área de mineração”. A discussão sobre o aceite ou não desta e da outra hipótese é apresentada no capítulo 8.

7.1. Metodologia de validação

A validação do ESAR, tanto com os profissionais quanto com os técnicos dos órgãos reguladores seguiu a mesma metodologia, permitindo assim uma comparação entre os resultados. Para tanto, foram feitos cinco workshops conduzidos por meio da mesma dinâmica. Foram dois com os profissionais da Alcoa, um na Austrália em Perth e um no Brasil em Juruti, Pará. Com os técnicos dos órgãos reguladores da Austrália foram feitos dois workshops, devido ao contexto do local (Capítulo 3, seção 3.2.). Já no Brasil foi feito um workshop com o regulador estadual.

A dinâmica dos workshops seguiu a seguinte ordem: (i) abertura, com breve introdução sobre a aplicação do conceito de serviços ecossistêmicos a diferentes contextos decisórios, em especial a gestão da mineração, (ii) apresentação do ESAR, (iii) discussão em grupo guiada por três perguntas (Quadro 12), (iv) discussão geral; e (v) apresentação dos principais resultados da pesquisa; (vi) finalização e agradecimentos.

Notas sobre a discussão geral dos workshops no Brasil foram tomadas pela autora e seu orientador. Na Austrália, as notas dos workshops foram tomadas pelo supervisor do estágio de pesquisa no exterior. As questões são apresentadas no Quadro 12, e representa a versão utilizada nos workshops no Brasil. As questões em inglês utilizadas nos workshops na Austrália podem ser encontradas no Apêndice 9.5.10.

Quadro 12: Questões norteadoras do workshop com os reguladores e profissionais

- a- O conceito de serviços ecossistêmicos poderia ser útil para planejar e avaliar programas de recuperação de áreas degradadas? Como?
- b- Quais são os desafios para planejar e monitorar áreas em recuperação? Você acredita que o ESAR poderia ajudar a enfrentar tais desafios?
- c- Quais passos do ESAR você considera o(s) mais difícil(eis) de se aplicar na prática? Como esses passos poderiam ser melhorados?

A preparação para o workshop com os técnicos dos órgãos reguladores na Austrália, tanto o DMIRS - *Department of Mines, Industry Regulation and Safety* e o DBCA - *Department of Biodiversity, Conservation and Attractions*, teve início em meados de dezembro 2017, mediante apresentação dos objetivos da pesquisa via e-mail. Os contatos, mediados pelo Prof. Angus Morrison-Saunders, supervisor do estágio no exterior, culminaram na marcação do workshop para o dia 2 de fevereiro de 2018, nas instalações do DMIRS e no dia 1 de fevereiro de 2018 no escritório regional de Dwellingup do DBCA.

No total participaram de cada workshop cinco técnicos do governo. O primeiro contato com o órgão regulador brasileiro – SEMAS - foi via e-mail em agosto de 2018, com a técnica responsável por acompanhar a operação da Alcoa. Este workshop foi marcado para o dia 05 de setembro de 2018, em Belém, na sede do órgão regulador. No total participaram desse workshop sete técnicos do governo.

Os workshops com os profissionais da Alcoa foram realizados nos dias 22 de fevereiro de 2019, na Austrália e no dia 12 de setembro de 2018 em Juruti. Na Austrália, o primeiro contato para realização do workshop foi feito com o responsável por supervisionar os estudantes de pós-graduação. Tal profissional enviou um convite aos profissionais chave que poderiam contribuir com a pesquisa, devido sua área de atuação. No total participaram desse workshop seis técnicos. No Brasil, o primeiro contato foi com a técnica responsável pelo processo de recuperação de áreas degradadas da mina de bauxita na Amazônia. Tal técnica convidou os profissionais de dois setores da empresa: o setor de meio ambiente, saúde e segurança, e o setor de relações sociais e institucionais. No total participaram desse workshop quinze técnicos.

7.2. Resultados do Workshop com os reguladores

A seguir são apresentados os resultados dos workshops realizados com os órgãos responsáveis por regular as operações da Alcoa no Brasil e na Austrália. Embora, workshops sejam utilizados como técnicas de engajamento e consulta às partes interessadas, nesta pesquisa o objetivo de se realizar os workshops foi capturar a percepção e contribuições dos atores sobre o ESAR. É uma forma de validação do framework desenvolvido, não houve a pretensão de se realizar um engajamento das partes interessadas que deve ser motivado pelo empreendedor. Em resumo, os resultados demonstram que enquanto que no Brasil os técnicos listaram como o conceito de serviços ecossistêmicos pode ser útil no processo de recuperação de áreas degradadas, na Austrália os técnicos acreditam que o atual processo realizado por eles já engloba o conceito ainda que esse não seja explicitamente utilizado. Ambos concordam que o passo 4 do ESAR é o mais difícil de ser realizado na prática e atualmente não vem sendo feito pelo empreendedor.

7.2.1. Resultados do workshop com a SEMAS-Pará

No workshop com a SEMAS, órgão regulador estadual do Pará, houve a participação de toda a equipe da gerência de metais não metálicos, responsáveis por fiscalizar a operação da Alcoa. O workshop teve duração de 2 horas e no total participaram sete funcionários, com formação em diversas áreas do conhecimento (biologia, geologia, antropologia e engenharia).

Primeiramente os técnicos relataram como é feito o processo de fiscalização das operações da mina de bauxita na Amazônia. A SEMAS é responsável por emitir as licenças ambientais previstas na legislação de acordo com o processo de licenciamento ambiental. A mesma equipe também é responsável por fiscalizar o cumprimento das condicionantes ambientais e sociais previstas nessas licenças, bem como, aprovar o plano de recuperação de áreas degradadas e seus respectivos relatórios anuais de monitoramento.

A seguir é apresentada uma síntese da discussão geral do workshop, ou seja as respostas dos participantes, baseada nas três questões norteadoras.

- a- O conceito de serviços ecossistêmicos poderia ser útil para planejar e avaliar programas de recuperação de áreas degradadas? Como?**

O conceito é útil para aprimorar o envolvimento com os atores chave (partes interessadas e afetadas) no processo de planejamento da recuperação. Os participantes do workshop afirmaram que no caso da mina em Juruti, o conceito de serviços é especialmente útil porque a operação da mina causa impactos em uma área de direitos coletivos de várias comunidades, e se faz mais necessário ouvi-las. Portanto neste caso, quando a mineração acabar, as comunidades continuarão a viver na região tendo a floresta recuperada como meio de vida e fonte de renda.

O conceito também é útil na integração dos dados dos diversos meios (físico, social e biótico). Na região da Amazônia, há uma tendência de se olhar para a floresta considerando apenas as questões ecológicas, e o conceito de serviços ecossistêmicos pode fazer uma integração entre essas questões e os anseios das comunidades. O conceito de serviços requer uma análise mais integrada, e demonstra o que os dados do meio biofísico significam em termos sociais. Atualmente é comum que o órgão regulador receba e faça análises dentro de três caixas separadas, o meio biótico, físico e social. Entende-se que o conceito de serviços ecossistêmicos permite a integração entre os três meios.

Segundo os participantes o conceito é útil também por oportunizar a participação das comunidades no planejamento do futuro uso da área pós-mineração, que atualmente é feito pelo empreendedor e órgão regulador. Em outras palavras a responsabilidade pela tomada de decisão sobre o uso futuro da área é dividida com as comunidades que detêm os direitos da área a ser recuperada. Portanto, o conceito pode ajudar a responder a seguinte questão: O que as comunidades poderão fazer quando a mina fechar?

b- Quais são os desafios para planejar e monitorar áreas em recuperação? Você acredita que o ESAR poderia ajudar a enfrentar tais desafios?

Foram relatados dois desafios de se planejar e monitorar os resultados da recuperação de área mineradas, são eles: (i) a definição de indicadores que demonstrem os resultados da recuperação e, (ii) a análise desses resultados.

Atualmente, não há indicadores pré-definidos que possam demonstrar se a área em recuperação segue uma trajetória esperada. Ademais, no caso da Alcoa não há metas claras de recuperação, o que dificulta o estabelecimento da própria trajetória de recuperação. Tal

fato torna o acompanhamento e fiscalização da recuperação mais difícil porque não se sabe o que será avaliado.

Diretamente relacionado a isso, tem-se relatórios puramente informativos, que não apresentam análises sistematizadas de dados sobre os resultados do monitoramento. Com esse tipo de relatório não é possível concluir se a área está sendo recuperada ou não. Também não é feita uma análise histórica dos dados, ou seja, cada relatório apresenta apenas os dados do ano que se refere, o que torna a avaliação mais difícil.

Foi declarado pelos participantes que: “não sabemos como o conceito de serviços pode ajudar a enfrentar esses desafios. Pelo que foi apresentado, sim ajudaria a definir as metas de recuperação e a apresentação relatórios mais analíticos e integrados, mas é preciso ver resultados práticos”.

**c- Quais passos do ESAR você considera o(s) mais difícil(eis) de se aplicar na prática?
Como esses passos poderiam ser melhorados?**

Os passos listados como mais complexos de serem aplicados na prática, tanto do ponto de vista de serem executados pelo empreendedor como avaliados pelo órgão regulador, são: O Passo 2, especialmente o engajamento com as partes interessadas e afetadas para se definir as metas de recuperação e o Passo 4, a análise dos resultados. Durante a discussão geral, não foram fornecidas sugestões para se superar as dificuldades listadas.

Foi declarado pelos participantes que: “pode ser difícil certificar que todos as partes interessadas e afetadas estão engajadas no processo de definição do objetivo da recuperação e suas metas. Ademais, há de se considerar que os conflitos que a operação da mina e as comunidades locais enfrentam poderá dificultar a definição desse objetivo.” A análise dos resultados tem sido um desafio para todas as operações, bem como, receber relatórios mais analíticos e não meramente informativos. Os participantes destacaram que a análise integrada de resultados e dados não depende do conceito de serviços ecossistêmicos e atualmente não vem sendo feita, por isso não se sabe se o passo 4 do ESAR seria de fato executado pelo empreendedor.

7.2.2. Resultados do workshop com DBCA e DMIRS

Os workshops com os reguladores na Austrália foram realizados em dois dias. No escritório de Dwellingup do *Department of Biodiversity, Conservation and Attractions* (DBCA) com a participação de quatro técnicos (Figura 52) e na *Mineral House*, em Perth, sede do *Department of Industry Regulation, Mining, Industry Regulation and Safety* (DMIRS) com a participação de cinco técnicos. Cada workshop durou em média 2 horas.

Figura 52: Workshop com técnicos do órgão regulador DBCA da Austrália

No início do workshop, os técnicos do governo resumiram sua atuação no que se refere à recuperação de áreas degradadas pelas minas de bauxita da Alcoa. O DBCA atua como “proprietário do solo”, uma vez que toda a área minerada é floresta estadual, mas a mineração não é autorizada em reservas florestais. O DBCA zela para que as áreas recuperadas atendam aos critérios que possibilitem os novos usos pós-mineração. Nesse sentido, o DBCA participou da elaboração e da revisão dos critérios de desempenho (*completion criteria*) e deverá emitir uma declaração de encerramento da recuperação, como ato final que assinala o recebimento da área pelo Estado. Já o DMIRS atua como órgão fiscalizador das operações e por isso precisa aprovar os resultados do monitoramento das áreas em recuperação no âmbito do MMPLG.

Os técnicos do DBCA relataram que o órgão regulador não precisa considerar as comunidades afetadas caso não haja demanda pelo uso da terra (por exemplo, recreação). No entanto, em qualquer contexto é esperado que a empresa de mineração consulte as partes interessadas e afetadas, conforme é descrito nos guias elaborados pelo governo (Australian Government, 2016).

O texto que segue apresenta as respostas dos participantes do workshop de acordo com as três perguntas norteadoras.

a- O conceito de serviços ecossistêmicos poderia ser útil para planejar e avaliar programas de recuperação de áreas degradadas? Como?

Na área de concessão da Alcoa, o uso do solo pós-mineração é definido pelo Estado como “florestal” e não há realmente possibilidades de outro uso, porém “dentro desse cenário, há certas opções”. Portanto, uma contribuição do conceito de serviços ecossistêmicos poderia estar na escolha de usos pós-mineração dentro dessas “opções” de usos florestais.

Considerando o longo período desde o início da recuperação das áreas degradadas pela Alcoa, houve mudanças nas expectativas das partes interessadas, por exemplo, o aumento da demanda pelo uso recreativo da floresta e maior importância para a captação de água em detrimento da produção de madeira. Essa mudança de expectativa induziu uma revisão do objetivo de recuperação. Nesse sentido, o planejamento da recuperação ambiental na Austrália Ocidental, em particular nas minas de bauxita, já é feito utilizando-se uma abordagem similar à do ESAR, a terminologia é diferente, mas a essência não. Todavia, o passo 4, referente à análise de resultado é pouco praticado, especialmente em termos de comunicação com as partes afetadas.

Acredita-se que o ESAR poderia ser útil se futuramente as atividades de recuperação incorporarem expectativas e anseios das comunidades aborígenes ou em casos que a operação da mina afete esse grupo. As comunidades aborígenes utilizam a floresta como meio e modo de vida e por isso apresentam fortes relações culturais com essa. O conceito de serviços ecossistêmicos nesse sentido poderia ser útil para identificar os usos da floresta antes da mineração e também acordar o futuro uso pós-mineração.

b- Quais são os desafios para planejar e monitorar áreas em recuperação? Você acredita que o ESAR poderia ajudar a enfrentar tais desafios?

Na Austrália, a recuperação de áreas degradadas já enfrenta novos desafios impostos pelas mudanças climáticas, no sentido principalmente do decréscimo do regime pluviométrico e da mudança na dinâmica ecológica da floresta. Pode ser necessário rever os critérios de desempenho da recuperação (*completion criteria*) adotados pela Alcoa, uma vez que houve

uma redução de cerca de 30% da precipitação na região da Jarrah Forest. A floresta não perturbada pela mineração já sofre estresse hídrico e poderá ser necessário reduzir a meta de 1500 indivíduos arbóreos por hectare das áreas em recuperação.

A recuperação da Alcoa visa múltiplos usos da floresta (conservação de biodiversidade, produção de madeira, captação de água e recreação), e trabalhar com esses múltiplos usos é sempre um desafio. Os técnicos relataram que não sabem como o conceito de serviços ecossistêmicos pode ajudar superar esses dois desafios.

**c- Quais passos do ESAR você considera o(s) mais difícil(eis) de se aplicar na prática?
Como esses passos poderiam ser melhorados?**

Entende-se que não há passos dos ESAR de difícil execução porquê de certa maneira o ESAR já vem sendo aplicado, no contexto de recuperação de áreas degradadas da Austrália Ocidental. Talvez o passo 4, a análise de resultados seja a mais complexa de ser executar. No âmbito do que já vem sendo vendo na prática australiana os órgãos reguladores reconhecem que a análise de resultados requer melhorias.

A relação entre governo e empresas de mineração tem mudado no que se refere à recuperação. No passado, o governo era mais prescritivo e as empresas esperavam que fosse dito o que elas deveriam fazer, mas agora o governo incentiva as empresas a investigarem e proporem soluções para recuperação ambiental. Portanto, o órgão regulador estaria aberto a uma abordagem como o ESAR e somente com resultados práticos poder-se-ia avaliar a dificuldade de se aplicar um de seus passos.

7.3. Resultados da validação do ESAR com profissionais

Os resultados dos workshops realizados com técnicos da Alcoa no Brasil e na Austrália são apresentados a seguir. Em síntese, enquanto que no Brasil os técnicos listaram como o conceito de serviços ecossistêmicos pode ser útil no enfretamento do desafio de definir indicadores para monitorar o processo de recuperação, na Austrália os técnicos afirmam que o conceito já vem norteando suas atividades ainda que implicitamente. Entretanto, os técnicos australianos afirmam que o uso explícito do conceito poderia auxiliar o empreendedor a garantir a licença social para operar. Ambos se preocupam com os liminares entre os anseios dos beneficiários dos serviços e outras partes interessadas.

7.3.1. Resultados do workshop com profissionais da Alcoa Brasil – Juruti.

O workshop foi realizado no dia 12 de setembro de 2018, com a participação de 15 técnicos da Alcoa que atua na operação da Amazônia (Figura 53), incluindo profissionais das diversas áreas de conhecimento (engenharia de minas, licenciamento ambiental, relações institucionais e recuperação de áreas degradadas).

Figura 53: Workshop com técnicos da Alcoa em Juruti- Pará.

O texto que segue apresenta as respostas dos participantes do workshop de acordo com as três perguntas norteadoras.

a- O conceito de serviços ecossistêmicos poderia ser útil para planejar e avaliar programas de recuperação de áreas degradadas? Como?

Dentro do contexto que a mina de Juruti se insere, considerando que as comunidades utilizavam a área como modo e meio de vida, o conceito de serviços ecossistêmicos é muito útil. Durante a discussão geral foram listadas três utilidades do conceito de serviços: (i) identificar e acompanhar as mudanças nos anseios da comunidade sobre o uso do solo pós-mineração, (ii) estabelecer indicadores para o processo de monitoramento, e (iii) estabelecer um acordo sobre quando a área pode ser considerada recuperada.

Em um sentido mais amplo, entende-se que o conceito é útil no envolvimento das comunidades no processo de planejamento da recuperação, fazendo com que a comunidade se sinta parte desse processo. As comunidades poderiam passar a defender a recuperação, atuando junto com a empresa, uma vez que elas fazem parte do processo de planejamento e

monitoramento. Sendo assim, os resultados do monitoramento poderiam ser transmitidos a outros membros das comunidades por aqueles que participaram do processo de definição dos indicadores, facilitando a comunicação dos resultados. O envolvimento das comunidades também possibilita que a empresa estabeleça um acordo com essas sobre a devolução da área recuperada.

b- Quais são os desafios para planejar e monitorar áreas em recuperação? Você acredita que o ESAR poderia ajudar a enfrentar tais desafios?

O principal desafio da recuperação de áreas degradadas da mina de Juruti atualmente é o monitoramento. Esse desafio está relacionado à falta de indicadores de monitoramento definidos na legislação ou pelo órgão ambiental. Como resultado a empresa não sabe se o que está sendo monitorado e a frequência de monitoramento são adequados. A falta de indicadores dificulta o processo de recuperação, uma vez que não se sabe se a área está seguindo a trajetória esperada.

No contexto de Juruti a área deverá ser devolvida às comunidades locais, e assim sem o estabelecimento de indicadores não há previsão de quando essa devolução deve ser feita. Tal fato, complica o planejamento estratégico da operação, pois não se sabe por quantos anos a área em recuperação será responsabilidade da empresa. Os técnicos relataram que o ESAR poderia ajudar a definir esses indicadores por meio da identificação dos anseios das comunidades. Como resultado, entende-se que o empreendedor e as comunidades poderiam chegar a um acordo sobre quando a área estaria recuperada.

c- Quais passos do ESAR você considera o(s) mais difícil(eis) de se aplicar na prática? Como esses passos poderiam ser melhorados?

Os participantes do workshop identificaram dois passos do ESAR como os mais complexos de serem executados na prática: o Passo 2 a definição dos serviços que serão recuperados e o Passo 3 o monitoramento.

A parte mais complexa do ESAR de ser aplicada na prática é a identificação dos anseios das comunidades, ou seja, selecionar os serviços mais importantes para as partes interessadas e afetadas. Os técnicos questionaram quem são essas partes interessadas e afetadas, quem devem participar desse processo de envolvimento e como identificá-los. Questionaram ainda

se esses anseios não podem mudar ao longo do tempo e como lidar com isso. Também relataram que os anseios podem ser diferentes entre os atores e mesmo entre os membros das comunidades. Por exemplo, os anseios da população mais jovem são diferentes dos anseios dos mais velhos que utilizavam a floresta antes da mineração. Então, como manejar e atender anseios discrepantes?

O monitoramento e a análise dos resultados são as partes mais difíceis de serem realizadas, porque atualmente isso não é feito pelos empreendedores. Portanto os técnicos acreditam que o empreendedor terá dificuldade de executar tais passos na prática. Para esse passo é necessário ainda desenvolver habilidades e construir conhecimentos específicos nessa área. Os técnicos não identificaram maneiras de superar as dificuldades relatadas.

7.3.2. Resultados do workshop com técnicos da Alcoa Austrália.

No workshop com a Alcoa na Austrália, estiveram presentes seis técnicos (Figura 54), incluindo o gerente da mina e cinco profissionais da área de meio ambiente.

Figura 54: Workshop com técnicos da Alcoa Austrália.

O texto que segue apresenta as respostas dos participantes do workshop de acordo com as três perguntas norteadoras.

a- O conceito de serviços ecossistêmicos poderia ser útil para planejar e avaliar programas de recuperação de áreas degradadas? Como?

No contexto da operação na Austrália é difícil pensar em que medida o conceito pode contribuir, devido sua longa experiência de sucesso da recuperação. Entretanto, há situações específicas em que o conceito poderia ser útil, como quando: (i) a mina afeta áreas em que é

necessário focar em um uso do solo específico, ou (ii) afeta um grupo específico de pessoas, em que é necessário estabelecer um acordo prévio, como os aborígenes ou fazendeiros. Nestas situações, o conceito ajudaria a responder a seguinte questão: O que deve ser recuperado na área que será devolvida?

De maneira geral o conceito de serviços ecossistêmicos poderia ser útil para desenvolver a avaliação de impacto social e para consequentemente assegurar a licença social para operar. Isso se deve ao fato de o conceito exigir o envolvimento das partes interessadas e afetadas, especialmente as comunidades locais. Especificamente, o ESAR poderia auxiliar a demonstrar os benefícios sociais da recuperação e consequentemente assegurar a licença social para operar. Tal fato se deve ao que é requerido no Passo 4 do ESAR, a análise de resultados. Neste passo, o empreendedor deve discutir seus resultados com as comunidades afetadas e outras partes interessadas. Entretanto, os técnicos questionaram como essa discussão seria feita na prática. Especialmente como a discussão deve ser conduzida quando a operação da mina afeta grupos de pessoas com diferentes expectativas e anseios. Por exemplo, no caso da mina na Jarrah Forest, há grupos conservacionistas que esperam a restauração da floresta em termos biológicos para fins de conservação, há também os recreacionistas que desejam uma floresta restaurada, mas com certas infraestruturas que viabilizem a recreação.

b- Quais são os desafios para planejar e monitorar áreas em recuperação? Você acredita que o ESAR poderia ajudar a enfrentar tais desafios?

O principal desafio da mina na Jarrah Forest, atualmente, é realizar o monitoramento de áreas com grandes extensões espaciais, que crescem a cada ano. A empresa já vem investindo em pesquisas no âmbito do sensoriamento remoto e geoprocessamento para desenvolver métodos de otimizar tais monitoramentos. Outro desafio relatado, é lidar com as mudanças climáticas que já afetam a região da Austrália, em particular a Jarrah Forest. Não se sabe estimar como as mudanças climáticas influenciam e influenciarão os resultados da recuperação. Os participantes não identificaram como o conceito de serviços ecossistêmicos pode auxiliar a superar esses desafios utilizando.

c- Quais passos do ESAR você considera o mais difícil de se aplicar na prática? Como esses passos poderiam ser melhorados?

Foram identificados três desafios para se aplicar o ESAR na prática. O primeiro seria conciliar todas as diferentes expectativas das partes interessadas e afetadas em relação a recuperação. Por exemplo, há um grupo de pessoas que procuram por mais infraestrutura na floresta, o que facilitaria o turismo e a recreação. Por outro lado, há um grupo que deseja a floresta exatamente como era antes da mineração, isto é, sem nenhuma infraestrutura. Para superar este desafio os técnicos colocam que o ESAR deve avançar em detalhar como os limites entre os beneficiários devem ser considerados e analisados.

O segundo desafio refere-se à possibilidade de focar a recuperação em alguns serviços ecossistêmicos em detrimento da restauração ecológica. O foco em determinados serviços pode não conduzir a restauração da biodiversidade. Por fim, os técnicos colocaram que é difícil integrar o ESAR ao atual processo burocrático e administrativo requerido pelo órgão regulador. As regras para recuperação e os critérios de avaliação já foram acordados com esse órgão e mudá-los seria um grande desafio na prática.

8. Capítulo 8: Discussão

Neste capítulo é respondida à pergunta de pesquisa apresentada no capítulo 1 desta tese, qual seja: “o conceito de serviços ecossistêmicos pode facilitar o envolvimento das partes interessadas e afetadas no planejamento e avaliação dos resultados de programas de recuperação de áreas degradadas na mineração?”. Em resumo, argumenta-se que “sim”, o conceito de serviços ecossistêmicos facilita o envolvimento das partes interessadas e afetadas, especialmente pela participação desses no processo de planejamento e avaliação da recuperação. O conceito oferece a possibilidade de traduzir os resultados ecológicos da recuperação em benefícios sociais. Tal resposta se baseia nos resultados descritos nos capítulos 6, 7 e 8, fazendo com as duas hipóteses expostas nesta tese sejam aceitas.

A argumentação que fundamenta o aceite das hipóteses é apresentada em dois tópicos. No primeiro, discute-se como o conceito facilita o envolvimento das partes interessadas nas duas minas em que o ESAR foi aplicado, de acordo com os resultados dos testes e a perspectivas dos profissionais da mineração e reguladores da Austrália e do Brasil. No segundo tópico, são discutidas as necessidades intrínsecas ao conceito de serviços ecossistêmicos, enquanto facilitador do envolvimento das partes interessadas e afetadas.

8.1. O conceito de serviços ecossistêmicos como facilitador do envolvimento das partes interessadas e afetadas

Serviços ecossistêmicos têm sido conceituados como uma maneira de comunicar e compreender a relação entre a natureza e o ser humano (Fish et al., 2016). Por isso, o conceito fornece uma visão antropocêntrica para se comunicar questões ecológicas ou biofísicas (Scholte et al., 2016; Slootweg et al., 2010). Nesse sentido, há um entendimento que é mais fácil comunicar os benefícios da natureza, como medicina natural, madeira ou alimentos, do que conceitos como diversidade de espécies, riqueza ou abundância. O conceito de serviços ecossistêmicos é apresentado como uma maneira de se traduzir a importância da biodiversidade e da natureza em si às partes interessadas e afetadas (Slootweg et al., 2010; Geneletti, 2016), facilitando o processo de envolvimento dessas (Rosa et al., 2018).

Embora o envolvimento das partes interessadas e afetadas seja uma boa prática internacional recomendada tanto no processo de avaliação dos impactos (Morrison-Saunders et al., 2003), quanto no planejamento de fechamento da mina (Sánchez et al., 2014), seu uso

ainda é incipiente. Há uma lacuna de requerimentos ou orientações por parte do governo brasileiro sobre o envolvimento de partes interessadas e afetadas. Essa lacuna não é uma condição particular do Brasil, como Morrison-Saunders et al. (2016) concluíram, as empresas que operam em países africanos enfrentam os mesmos desafios, assim como Jha-Thakur et al. (2008) que encontraram resultados similares para a Índia.

O potencial do conceito de serviços ecossistêmicos em melhorar o envolvimento de comunidades locais em particular já foi identificado no campo de avaliação de impacto (Rosa e Sánchez, 2016; Baker et al., 2013). Esse potencial se deve à intrínseca necessidade do conceito em identificar e incluir a perspectiva das comunidades afetadas no processo de avaliação. Para tanto é fundamental que se tenha um adequado processo de engajamento dos beneficiários dos serviços. O engajamento é um longo processo baseado em um conjunto de atividades focadas no diálogo e desenvolvimento da comunidade por meio da participação social no planejamento e implementação do projeto (Australian Government, 2016; IFC, 2007). Independentemente da incorporação do conceito de serviços ecossistêmicos, as boas práticas internacionais recomendam que a gestão da mineração seja baseada em profundo processo de envolvimento das partes interessadas e afetadas. Esse processo deve ser iniciado o mais cedo possível, feito com transparência e ao longo de todo o ciclo de vida da mina (IFC, 2007; ICMM, 2013).

Conforme os resultados dessa pesquisa apontaram, ainda que a mina localizada na Jarrah Forest atinja bons resultados em termos biofísicos, a percepção da população local não corroborou com tais resultados, no caso de serviço ecossistêmico de recreação. A inclusão da abordagem de serviços ecossistêmicos ao planejamento e avaliação de programas de recuperação de áreas degradadas fornece a oportunidade de se construir abordagens socioecológicas mais integradas. Para isso, há de se ter cuidado de não utilizar o conceito de serviços ecossistêmicos sem a devida ligação com a qualidade de vida humana (Pires et al., 2018), o que pode atrapalhar o processo de envolvimento das partes interessadas e afetadas. Nesse sentido, ressalta-se que não é possível utilizar o conceito de serviços ecossistêmicos sem entender as relações entre a natureza e as populações humanas (Pires et al., 2018). Conforme afirmam Honrado et al. (2013), ignorar as populações humanas removeria o princípio fundamentador do conceito de serviços ecossistêmicos.

Os resultados desta pesquisa demonstram que nas duas minas em que o ESAR foi testado, as comunidades e empreendedores já estão de acordo sobre o futuro uso do solo. Entretanto, muito trabalho é ainda necessário para se construir um programa de monitoramento que demonstre os benefícios sociais da recuperação, especialmente para a mina na floresta amazônica. Esse acordo sobre o uso futuro do solo para ambas as minas se deve ao processo de envolvimento precoce que a Alcoa iniciou nos dois países (Abdala, 2011; Alcoa of Australia, 2015). No caso do Brasil, esse envolvimento foi muito focado na planejamento e gestão com as partes interessadas e afetadas sobre as mudanças induzidas pela mineração e pouca atenção foi dada ao processo de recuperação ambiental (Abdala, 2011). E na mina na Jarrah Forest esse envolvimento se deu no processo de planejamento da recuperação, especialmente na definição do objetivo de recuperação e dos critérios de desempenho para sua avaliação (Alcoa of Australia, 2015).

O conceito de serviços ecossistêmicos pode, nesse sentido, oferecer uma linguagem que conecte empreendedor, comunidades e órgão regulador, avançando sobre a construção de um programa de monitoramento que envolva as partes interessadas e afetadas. Isso seria feito por meio da seleção e monitoramento dos serviços ecossistêmicos importantes para essas partes, especialmente comunidades locais. Com isso, as perspectivas das comunidades seriam diretamente incluídas no processo de planejamento e avaliação da recuperação ambiental, promovendo um acordo entre as partes interessadas e afetadas, conforme é recomendado pelas melhores práticas internacionais (Australian Government, 2016; ICM, 2008; IFC, 2007) e ressaltado pelos princípios do planejamento do fechamento de mina (Sánchez et al., 2014).

Como os profissionais da Alcoa ressaltaram durante os workshops, a inclusão do conceito de serviços ecossistêmicos ao processo de planejamento e avaliação da recuperação ambiental não necessariamente implicaria realizar atividades de recuperação totalmente diferentes daquelas que já são realizadas, mas o conceito requer participação social. Ademais os profissionais brasileiros da Alcoa afirmaram durante o workshop que o prévio acordo sobre a seleção de serviços a serem recuperados deverá favorecer a devolução das áreas às comunidades. Embora o envolvimento das partes interessadas e afetadas, por meio de participação social, exija tempo e recursos, esse fornece melhores resultados a longo prazo, como a melhoria da comunicação dos resultados da recuperação e a manutenção da licença

social para operar (van der Plank et al., 2016; Boutilier, 2014; Bices e Moffat, 2014; Dare et al., 2014).

Tendo exposto como o conceito de serviços ecossistêmicos facilita o envolvimento das partes interessadas e afetadas, ressalta-se que o ESAR não substitui o atual processo de planejamento e monitoramento da recuperação de áreas degradadas utilizado pelas empresas de mineração. Entende-se que o conceito de serviços ecossistêmicos pode facilitar esse envolvimento se for utilizado como uma abordagem complementar, com devida atenção aos *trade-offs* que sua utilização pode induzir. Conforme relatado nos workshops, há que se considerar os *trade-offs* entre as diversas expectativas e anseios das partes interessadas. Também há de se analisar os *trade-offs* entre os serviços que estão sendo recuperados ou que se pretende recuperar, como visto para o caso da mina na Jarrah Forest, onde a técnica de recuperação mais eficiente na estocagem de carbono não é capaz de recuperar o serviço de recreação.

Em aplicações práticas, especialmente a casos onde a mineração afeta comunidades altamente dependentes dos benefícios dos ecossistemas, como na mina de bauxita na Amazônia (Gavidia e Kemp, 2017), deve-se ter atenção à possibilidade de focar apenas em serviços de provisão, em detrimento da restauração e conservação da biodiversidade (Ridder, 2008) ou outras categorias de serviços (Benayas et al., 2009). Tal situação seria inaceitável para áreas com alto valor de biodiversidade. Do mesmo modo que focar apenas na restauração da biodiversidade sem considerar as necessidades e valores das comunidades locais é inaceitável em uma situação que a mineração afeta comunidades dependentes e/ou vulneráveis. Conforme colocado pelas orientações da IFC (2012), as empresas que operam em regiões onde há comunidades vulneráveis devem avaliar seus impactos sobre serviços ecossistêmicos, de modo a evitar, minimizar, recuperar e compensar efeitos adversos sobre eles.

Neste sentido, o ESAR coloca a importância de se envolver tanto as partes afetadas quanto interessadas. Durante esse envolvimento é necessário considerar e direcionar claramente os *trade-offs* que possam surgir entre as categorias de serviços, entre os interesses dos beneficiários e a maximização do fornecimento de determinado grupo de serviços em detrimento da conservação da biodiversidade (Ridder, 2008). O ESAR se sustenta no fundamento que deve haver um acordo sobre o objetivo da recuperação e deve-se selecionar

quantos serviços forem necessários para demonstrar se esse objetivo está sendo alcançado. Não se deve, portanto, focar em um pequeno grupo de serviços, ainda que esse seja indicado pelas partes afetadas, ainda que isso implique em analisar diversos trade-offs. Como discutido anteriormente, esta pesquisa tratou de apenas dois serviços em cada mina por questões de ordem prática.

A falta de envolvimento das partes interessadas e afetadas é uma lacuna em diferentes processos de tomada de decisão (Morrison-Saunders et al., 2003; Jha-Thakur et al., 2009; Sánchez et al., 2014) e requer esforço do setor minerário para ser superada. Embora com recursos limitados, a equipe dessa pesquisa se aproximou das partes interessadas por meio de workshops com os governos e das partes afetadas por meio de entrevistas. Para alcançar um envolvimento verdadeiro e duradouro, muito mais precisará ser feito pelos empreendedores que desejam utilizar o ESAR e demonstrar os benefícios sociais da recuperação que esses vêm implementando.

8.2. Necessidades intrínsecas do conceito para facilitar o envolvimento: planejamento e organização da coleta e análise de dados

A utilização do conceito de serviços ecossistêmicos depende da quantificação e mapeamento do fornecimento dos serviços, bem como de seus beneficiários. Diversos modelos, métodos e softwares estão sendo desenvolvidos com objetivo de estimar o fornecimento de serviços ecossistêmicos, de maneira não monetária, (Broekx et al., 2013; Grand-Clement et al., 2013). Como resposta às dificuldades de se analisar alguns serviços, tem surgido ferramentas de análise que utilizam a interpretação de imagens de satélite como fonte de informações confiáveis, de baixo custo e com a opção de observações rápidas, frequentes e contínuas (Feng et al., 2010; Kerr et al., 2003).

O conceito de serviços ecossistêmicos representa uma oportunidade de direcionar a necessidade de incluir no monitoramento da recuperação de áreas degradadas por mineração, indicadores de funções ecossistêmicas (Kollman et al., 2016; Audino et al., 2014) e indicadores sociais (Aronson et al., 2010). Isso não significa que o atual processo de monitoramento de RAD, baseado em indicadores da vegetação ou diversidade de espécies deva ser substituído por um monitoramento de serviços ecossistêmicos. A possibilidade de substituição dos processos de monitoramento gera uma preocupação sobre o sucesso da

recuperação em termos de biodiversidade. Conforme relataram os técnicos da Alcoa na Austrália aplicar o ESAR pode conduzir o foco da recuperação seja apenas alguns serviços, em detrimento da restauração ecológica. Ao mesmo tempo, o foco apenas em monitoramento de vegetação e de biodiversidade não é suficiente para indicar o sucesso da recuperação.

Ao utilizar o ESAR como uma abordagem complementar, deve-se atentar principalmente a análise integrada dos dados e ao encadeamento metodológico que a cascata de fornecimento (Figura 3) de serviços ecossistêmico pressupõe (Rosenthal et al., 2015). A aplicação do conceito de serviços ecossistêmicos é fundamentada na análise e quantificação do sistema ecológico que representa o fornecimento de serviços, mas é também baseada na análise e quantificação do sistema social, que representa a demanda pelos serviços (Preston e Raudsepp-Hearne, 2017; Geneletti, 2016; Pires et al., 2018). A coleta de dados ecológicos não é essencialmente diferente do que vem sendo realizado na prática de gestão da mineração (Rosa e Sánchez, 2016).

A escolha do método para coletar dados sociais necessárias a quantificação de serviços ecossistêmicos deve ser analisada caso-a-caso após o mapeamento dos ecossistemas. Há recomendações para uma combinação de métodos que demonstrem o modo de vida e utilização dos serviços pelos beneficiários (Rasmussen et al., 2016). A escolha desses métodos deve considerar os custos financeiros e a disponibilidade de tempo para realizar trabalhos de campo. O sensoriamento remoto pode auxiliar o planejamento do trabalho de campo de forma a minimizar os custos e tempo, sem prejudicar a qualidade dos dados (Castro et al., 2008).

As minas de bauxita geralmente ocorrerem em áreas de florestas que fornecem uma série de serviços ecossistêmicos de várias categorias, como visto para as duas minas estudadas. Tais serviços contribuem para a qualidade de vida uma variedade de pessoas, famílias, grupos ou comunidades, de maior ou menor grau de vulnerabilidade social. No atual processo de monitoramento, as empresas tendem a focar apenas em indicadores bióticos (Aronson et al., 2010) para demonstrar resultados de restauração ecológica, o que não é capaz de demonstrar como a recuperação pode beneficiar a qualidade de vidas das pessoas que a mineração afetou ou afeta.

Os indicadores bióticos e de biodiversidade são difíceis de ser compreendidos pelas partes interessadas e afetadas, que não são especialistas, mas podem conhecer

profundamente o ambiente em que vivem (conhecimento ecológico tradicional). O contínuo processo de envolvimento requerido pelo conceito de serviços ecossistêmicos, bem como sua capacidade de traduzir aspectos ecológicos em benefícios sociais favorece a compreensão dos resultados da recuperação (Rosa et al., 2018).

Recuperar biodiversidade e indicadores de vegetação não garante a recuperação de serviços ecossistêmicos. Como visto para a mina de bauxita na Jarrah Forest, restaurar a diversidade de espécies não significou a automática restauração do serviço de recreação. Tal resultado pode estar relacionado à falta de um critério de desempenho especificamente direcionado a este serviço. Embora o monitoramento dessa mina conte com 22 critérios de desempenho, acredita-se que a restauração da floresta em termos ecológicos seria o suficiente para restaurar seu valor para recreação, o que não foi constatado na prática. Percebe-se que embora as práticas de recuperação resultem em bons indicadores ecológicos, os beneficiários (recreacionistas) não percebem tal resultado.

Nesse caso, é importante traduzir os resultados ecológicos da recuperação em benefícios sociais, em contínuo processo de envolvimento das partes interessadas e afetadas, especialmente porque a percepção dessas partes pode estar influenciada por práticas antigas de recuperação como encontrado no caso da Jarrah Forest ou pelo ceticismo em relação à recuperação, como encontrado no caso da mina na floresta amazônica. Da mesma forma, para a mina de bauxita na Amazônia, obter sucesso no plantio da castanheira não significa a restauração do serviço de fornecimento de alimentos silvestres, uma vez que o serviço é caracterizado pela coleta dos frutos da castanheira, que pode não ocorrer depois 15 a 20 anos após o plantio.

É importante que se tenha um estruturado e organizado banco de dados que permita a análise histórica dos resultados da recuperação. Cabe destacar que a geração que participa do processo de decisão sobre o uso futuro da área minerada pode não ser a mesma a se beneficiar da recuperação. Tal fato, foi percebido no caso da mina de bauxita na Jarrah Forest, onde o primeiro objetivo de recuperação era focado na recuperação do serviço de madeira, preocupação da geração da época e que hoje não atende aos anseios da população local que deseja a recuperação do serviço de recreação. O mesmo pode ocorrer para mina de bauxita na Amazônia, uma vez que, quando a primeira colheita de castanha nas áreas recuperadas puder ser realizada a atual geração que demonstra interesse por tal serviços pode não mais

realizar tal atividade, assim como, a próxima geração pode não apresentar interesse por tal serviço.

Sendo assim, o setor minerário enfrenta ainda o desafio de acordar sobre o uso futuro da área com uma geração, para que a próxima usufrua dos benefícios de tal área. Somente com um estruturado e organizado banco de dados, associado ao transparente e profundo engajamento das partes interessadas e afetadas, o sucesso da recuperação poderá ser demonstrado.

Avançar na coleta de dados sobre os serviços ecossistêmicos de nada adianta se não houver avanços na organização e análise dos dados para produção de conhecimento. Conforme relatados pelos participantes dos cinco workshops, tanto no Brasil quanto na Austrália, o passo 4 do ESAR é o mais difícil de ser realizado, sendo essa uma atividade pouco ou insuficientemente praticada nos dois países. Sem análise de resultados não é possível aprender com o processo e implementar adequadas medidas corretivas, conforme preconizado no uso da gestão adaptativa (Harris e Diggelen, 2006). Uma das possíveis causas dessa dificuldade, reconhecida pelos participantes, é ausência de um banco de dados estruturado que integre e facilite a análise de resultados ao longo do tempo da recuperação.

Conforme os resultados da análise do serviço ecossistêmico “armazenamento de carbono” para as duas minas demonstrou, houve perda de grande parte dos dados, especialmente pela falta de organização do empreendedor. Considerando que a recuperação de uma floresta requer décadas, é fundamental que o empreendedor invista na construção de um banco de dados que permita de fato analisar a trajetória de recuperação da mina (Brancaion et al., 2015).

Os resultados dessa tese para a estocagem de carbono demonstram o desafio de analisar dados de uma mina que opera há 50 anos e não organizou um banco de dados. Conforme foi apresentado no capítulo 5 para a mina de bauxita brasileira foi possível estabelecer uma referência sobre a quantidade de carbono estocado na floresta não minerada. Para a mina de bauxita australiana ainda que com ressalvas foi possível analisar uma tendência de sequestro de carbono. Tais resultados demonstram a necessidade da mina brasileira que opera a apenas 9 anos em iniciar imediatamente uma estruturação de um banco de dados, considerando as necessidades discutidas no capítulo 6, como frequência de medição, identificação de árvores e descrição do manejo das áreas.

A estrutura do banco de dados para análise de serviços ecossistêmicos não é a mesma de um banco de dados de um projeto de restauração florestal. No caso dos serviços, é necessário que se preveja uma interface entre dados sociais e ecológicos, (Pires et al., 2018; Fish et al., 2009). O conceito de serviços ecossistêmicos não é o único caminho para se avançar sobre a análise de resultados, produzindo conhecimento e não apenas gerando dados agregados, entretanto o conceito requer tal avanço. Portanto, entende-se que sem o adequado planejamento, coleta e análise de dados integrados, ainda que com participação social, a aplicação prática do ESAR pode não alcançar os resultados esperados.

9. Capítulo 9: Considerações finais

Neste capítulo são apresentadas as considerações finais desta tese, divididas em três tópicos: (i) as oportunidades de aprendizagem que diferentes operações de mesmo empreendedor podem oferecer; (ii) a conclusão da tese; e (iii) um sumário das recomendações para cada mina em que o ESAR foi testado, objetivando melhorar a recuperação de serviços ecossistêmicos.

9.1. Oportunidades de aprendizagem entre Brasil e Austrália

A análise de dois projetos de mineração operados pela mesma empresa permitiu identificar oportunidade de aprendizagem para ambas. Obviamente, uma mina que opera há mais de 50 anos oferece mais oportunidades de aprendizado do que uma mina que opera há 9. Porém, tal fato deve ser visto como uma oportunidade para a mina de bauxita na Amazônia antecipar problemas, bem como encurtar o caminho para o processo de envolvimento das partes interessadas e afetadas. Foram identificadas quatro oportunidades de aprendizado para a mina de bauxita na Amazônia e duas para mina de bauxita na Jarrah Forest (Quadro 13), detalhadas a seguir.

Quadro 13: Oportunidades de aprendizagem entre as minas de bauxita do Brasil e Austrália

Oportunidades	Mina de bauxita na Amazônia	Mina de bauxita na Jarrah Forest
Clara definição do objetivo de recuperação de áreas degradadas	✓	
Construção de critérios de desempenho de sólida base científica e envolvimento das partes interessadas e afetadas	✓	
Inclusão da perspectiva das partes interessadas e afetadas na avaliação das áreas em recuperação		✓
Participação das partes interessadas e afetadas no processo de recuperação		✓
Otimização de custos de trabalhos de campo por meio de monitoramento remoto das áreas em recuperação	✓	
Investimento em pesquisa sobre a ecologia da floresta, melhorando os processos de restauração ecológica.	✓	

O atual objetivo de recuperação da mina de bauxita na Jarrah Forest (Figura 35) é focado na restauração da floresta, especialmente de quatro usos do solo. Tal objetivo auxiliou o desenvolvimento de metas e critérios de desempenho para se avaliar se a recuperação alcançará os resultados esperados. Por outro lado, o objetivo de recuperação da mina de

bauxita na Amazônia é muito amplo e dificulta o processo de estabelecer as metas de recuperação. Ainda que o plano de recuperação da mina de Juruti apresente indicadores abióticos, bióticos e sociais, na prática somente parâmetros relacionados à vegetação vêm sendo monitorados. Nesse contexto, há uma oportunidade para a Alcoa no Brasil de revisar seu objetivo de recuperação, procurando deixá-lo mais focado nos benefícios sociais da floresta, por meio de envolvimento das partes interessadas e afetadas, conforme foi feito pela Alcoa na Austrália. Tendo um claro acordo sobre objetivo de recuperação com as partes interessadas e afetadas, é possível avançar para metas de recuperação e seus respectivos indicadores ou critérios de desempenho.

Durante mais de 50 anos de operação da Alcoa na Austrália, a empresa envolveu as diversas partes interessadas e afetadas no processo de construção de critérios de desempenho para monitorar o processo de recuperação ambiental (Koch e Hobbs, 2007). A Alcoa no Brasil enfrenta um desafio de monitoramento, relacionado à lacuna de critérios e indicadores que demonstrem que seu objetivo será alcançado. Portanto, a empresa tem a oportunidade de preencher essa lacuna promovendo um processo de envolvimento das partes interessadas e afetadas para construir seus critérios de desempenho, se tornando um exemplo de uma boa prática para recuperação de áreas degradadas pela mineração na Amazônia. Conforme demonstrado pelos resultados do workshop, o órgão regulador estadual reconhece a lacuna de critérios de desempenho para monitoramento e está aberto a propostas do empreendedor.

As minas nos dois países incluem a participação de comunidades locais no processo de recuperação, no caso do Brasil por meio da produção e plantio de mudas e no caso da Austrália por meio da compra de sementes. A mina na Austrália avançou mais no processo de envolvimento das partes interessadas para estabelecer o objetivo de recuperação, entretanto a participação da população local na implementação das práticas de recuperação no caso da Alcoa no Brasil parece mais efetiva. Isso porque as comunidades da Amazônia não são somente fornecedoras de recursos da recuperação, mas sim atores ativos no processo de restauração florestal. Nesse sentido, há uma oportunidade para a Alcoa da Austrália sobre a inclusão das partes afetadas no processo de restauração. Os australianos de maneira geral se envolvem voluntariamente em diversos projetos de restauração ao longo da costa da Austrália Ocidental, e se mostram disponíveis e dedicados ao processo de restauração e conservação

da Jarrah Forest, a exemplo da participação nas entrevistas e pesquisa online realizada por esta pesquisa. Por isso, há uma oportunidade da Alcoa na Austrália de construir um processo mais participativos de restauração que auxilie o envolvimento das partes interessadas e afetadas.

A mina de bauxita na Amazônia prevê em seu plano de recuperação o processo de avaliação das áreas pelas comunidades locais. Embora tal processo não esteja sendo implementado sistematicamente ainda, percebe-se que o envolvimento no processo de restauração já é benéfico para essa operação. Ademais, trata-se de uma mina jovem onde os resultados da recuperação ainda não são notáveis. A participação das partes interessadas e afetadas deve ser estendida a todos os passos do ESAR, portanto há também uma oportunidade para a Alcoa na Austrália incluir o nível de satisfação das partes afetadas como um critério de desempenho da recuperação. Especialmente porque áreas recuperadas serão devolvidas ao uso público e serão importantes para recreação das atuais e próximas gerações na Austrália. O nível de satisfação de beneficiários é um indicador descrito no plano de gestão da Jarrah Forest relacionado a recreação (Conservation Commission of Western Australia, 2013), e utilizar critérios biofísicos apenas, para avaliar a restauração desse serviço não são suficientes. Portanto, a mina de bauxita na Austrália pode avançar no processo de avaliação das áreas em recuperação por meio da avaliação da percepção das partes afetadas. O contínuo envolvimento das partes interessadas e afetadas nos programas de monitoramento (Vogt et al., 2011) pode aumentar as chances de a mineração demonstrar seu legado positivo (Sánchez et al., 2014; Australian Government, 2016).

As operações na Austrália já começaram a incorporar um processo de monitoramento via imagens de satélite devido aos altos custos de monitoramento que a grande e crescente área em recuperação requer. Tal desafio será enfrentado pelas operações no Brasil em breve, tendo em vista as escalas temporal e espacial da mina de bauxita na Amazônia. O mapeamento feito por Vasuki et al., (2018), baseado em interpretação de imagens, para a mina na Jarrah Forest é um exemplo de monitoramento que poderia ser incorporado pela mina de bauxita na Amazônia. Portanto, a Alcoa no Brasil tem oportunidade de antecipar esse desafio e iniciar o mais breve possível um processo de monitoramento das áreas em recuperação que requer menos esforços de campo. Por exemplo, o monitoramento da estocagem de carbono, um tema de interesse global, pode ser feito a partir de sensoriamento

remoto. Neste contexto há uma oportunidade para a mina na floresta amazônica construir sua própria equação alométrica, monitorar a dinâmica do carbono em sua operação e gradualmente incluir um monitoramento remoto, via interpretação de imagens de satélite e estruturação de um banco de dados. O uso de sensoriamento remoto, por meio de laser aerotransportados (tecnologia LIDAR - Light Detection And Ranging) para estimar a altura total das árvores fornece uma medida mais acurada do que a estimativa por um observador em campo (Ometto et al., 2014; Lefsky, et al., 2002), que já é foco de pesquisa da Alcoa na Austrália (Vasuki et al., 2018;).

A prática de recuperação da Alcoa na Austrália vem sendo recomendada como uma boa prática internacional especialmente devido aos 20 anos de investimento em pesquisa feito pela empresa (Bell e Hobbs, 2007). Como resultado desse longo período de desenvolvimento de pesquisa, a Alcoa é listada como a terceira instituição no mundo que mais publica quando se busca o termo “mine rehabilitation” na base de dados bibliográficos Scopus (busca feita em julho de 2018). Os resultados do processo de recuperação da mina na Jarrah compuseram uma edição especial da revista *Restoration Ecology* em 2007. Como uma oportunidade de aprendizado, a Alcoa Brasil deveria investir esforços em construir parcerias com instituições de pesquisa, bem como poderia criar centros de pesquisas para investigar o funcionamento ecológico da floresta amazônica e melhorar o desempenho da recuperação.

A necessidade de se investir em pesquisas que ajudem o empreendedor a entender o processo ecológico da floresta e sua recuperação é uma tarefa movida continuamente por novos desafios. Um dos atuais desafios da mina na Jarrah Forest é compreender como as mudanças climáticas influenciam os resultados da recuperação e otimizar o processo de monitoramento de áreas tão extensas, conforme relatado nos workshops tanto pelos técnicos do órgão regulador e pelos profissionais da Alcoa. Por isso atualmente as pesquisas da Alcoa na Austrália são focadas nesses temas (Grigg et al., 2017 Vasuki et al., 2018). Nesse sentido, o investimento em pesquisa deve ser visto como uma oportunidade de antecipar problemas com a recuperação e consequentemente conflitos com as partes interessadas e afetadas no longo prazo.

9.2. Conclusão

Esta tese teve por objetivo desenvolver e validar um procedimento estruturado para se planejar, implementar e avaliar programas de recuperação de áreas degradadas por mineração, tendo o conceito de serviços ecossistêmicos como elemento norteador. O procedimento (framework) desenvolvido foi intitulado ESAR – *Ecosystem Services Assessment for Rehabilitation*. O ESAR foi testado a duas minas de bauxita localizadas em ecossistemas florestais em dois países (Brasil e Austrália) e operadas pela mesma empresa. O ESAR também foi validado por profissionais da área de mineração e por técnicos de órgãos reguladores no Brasil e na Austrália.

O framework ESAR foi desenvolvido e aplicado nas duas minas de bauxita tendo como base as boas práticas internacionais sobre planejamento e avaliação da recuperação de áreas degradadas pela mineração, fornecendo uma integração entre os sistemas ecológico e social. Assim, o ESAR assiste a empresa a alcançar resultados ecológicos enquanto explicitamente demonstra os benefícios sociais da recuperação, de modo a atender as demandas e anseios das partes interessadas e afetadas. Dessa forma, o ESAR facilita o processo de envolvimento das partes interessadas e afetadas durante o processo de decisão sobre o uso futuro da área pós-mineração, a implementação e avaliação da recuperação. Tais resultados levam a concluir que as duas hipóteses colocadas por esta tese devem ser aceitas.

Em síntese, com os testes de validação do ESAR foi possível concluir que nas duas minas não se pode assumir que esforços de restauração ecológica automaticamente restauram a qualidade de vida dos beneficiários de serviços afetados pela mineração. Assim como a restauração da biodiversidade não necessariamente conduz à recuperação de benefícios sociais provenientes de um serviço ecossistêmico. Tal conclusão é baseada nos testes de aplicação do ESAR nas minas de bauxita. O caso da Austrália demonstrou que embora os critérios de desempenho baseado em indicadores ecológicos tenham sido atendidos a recuperação do serviço de recreação ainda requer avanços. No caso do Brasil, o ESAR demonstra a necessidade e oportunidade de se desenvolver um objetivo de recuperação mais focado que permita estabelecer as metas e critérios de avaliação da recuperação. A análise do serviço de carbono em ambos os casos demonstrou a impossibilidade de se monitorar a recuperação ambiental sem um adequado banco de dados.

Os resultados dos workshops demonstraram que a hipótese de que o ESAR facilita o envolvimento das partes interessadas e afetadas de acordo com a perspectiva dos reguladores e profissionais da mineração deve ser aceita. Conclui-se, portanto que enquanto a Austrália (tanto profissionais quanto reguladores) acredita que o ESAR de certo modo (implicitamente) já é aplicado à atual prática de planejamento da recuperação, no Brasil tanto profissionais quanto reguladores veem valor no ESAR por esse oportunizar a definição de critérios de avaliação e promover um acordo sobre o futuro uso do solo pós-mineração. Entretanto, nos dois países o passo do ESAR mais difícil de ser realizado na prática segundo os participantes do workshop é a análise dos resultados.

O ESAR é apresentado como o produto desta tese porque acredita-se que esse framework promove uma ligação adequada entre os sistemas social e ecológico, traduzindo resultados biofísicos da recuperação em benefícios sociais. Nesse sentido, há valor em repensar ou reestruturar práticas de recuperação de áreas degradadas pela mineração de modo a acomodar o conceito de serviços ecossistêmicos ao longo de processos já estabelecidos, para que os benefícios sociais da recuperação sejam explicitamente demonstrados. Por fim, acredita-se que essa tese bem como suas publicações decorrentes, são relevantes para o setor de mineração que precisa avançar: (i) no envolvimento das partes interessadas e afetadas; (ii) em estruturar e manter um banco de dados; (iii) e demonstrar o sucesso da recuperação, como requisito da licença social para operar.

Como a mineração é um uso temporário do solo, as empresas têm a responsabilidade de retornar uma área recuperada apta a prover benefícios sociais, garantindo um legado positivo pós mineração. Nesse sentido, a tese também é relevante para os reguladores que desejam avançar em desenvolver critérios de avaliação da recuperação de áreas degradadas pela mineração, chegar a um acordo sobre o uso futuro do solo de modo participativo e garantir que haverá um legado positivo pós-mineração especialmente para populações locais afetadas.

9.3. Recomendações para melhoria da recuperação de serviços ecossistêmicos em cada mina estudada

Neste tópico são sumarizadas as recomendações para cada uma das minas estudadas com base nos resultados encontrados nesta pesquisa.

Recomendações para a mina de bauxita localizada na Floresta Amazônica

- Revisar seu objetivo de recuperação por meio de envolvimento das partes interessadas, de modo a deixá-lo mais claro e focado nos usos (ou serviços) importantes para essas.
- Desenvolver critérios de desempenho, bem como metas de recuperação da mina.
- Desenvolver uma equação alométrica para o contexto de Juruti para estimar o balanço de carbono da operação.
- Investir em pesquisa para gradualmente desenvolver um programa de monitoramento remoto, de modo a otimizar os trabalhos de campo.
- Monitorar espécies chave, que representem serviços ecossistêmicos importantes para as partes interessadas e afetadas, como a castanheira.
- Desenvolver e manter um banco de dados, para auxiliar a análise histórica e a trajetória de recuperação das áreas mineradas, de modo a facilitar a demonstração dos benefícios sociais da recuperação.
- Investir em pesquisa sobre a ecologia da floresta para melhorar certas lacunas da recuperação, como a alta mortalidade de mudas.

Recomendações para a mina de bauxita localizada na Jarrah Forest

- Desenvolver metas de recuperação para o serviço de recreação, por meio do envolvimento das partes interessadas e afetadas.
- Incluir as partes interessadas e afetadas (a exemplo dos clubes de recreacionistas) no processo de planejamento e monitoramento das áreas em recuperação.
- Desenvolver e manter um banco de dados, bem como, organizar e sistematizar os dados já coletados.
- Planejar as coletas de dados para que esses forneçam análises históricas, permitindo construir uma trajetória de recuperação.

9.4. Referências

- Abal – Associação Brasileira de Alumínio. 2017. Bauxita no Brasil: Mineração responsável e competitividade. São Paulo, abril de 2017.
- Abdala F. 2011. Sustainable Juruti Model: a case of pluralist governance to drive mining and local development in the Amazon region. *In*: Sagebien J, Lindsay NM. editors. Governance Ecosystems: CSR in the Latin American Mining Sector. London: Palgrave Macmillan. p. 233-244
- Agimass, F., Lundhede, T., Panduro, T. E., Jacobsen, J. B. 2018. The choice of forest site recreation: A revealed preference analysis using spatial data. *Ecosystem Services*. 31:445-454.
- Alcoa, 2014. Relatório de Informação Ambiental Anual – RIAA: Alcoa Mina de Bauxita de Juruti. Pará, Brasil.
- Alcoa, 2016. Alcoa Sustainability Report. Alcoa Corporation. New York, USA. 81p.
- Alcoa of Australia. 2015. Alcoa's bauxite mine rehabilitation program: Completion criteria and overview of area certification process. 2015 revision.
- Alcoa of Australia. 2015. WA bauxite mining operations triennial environmental review 2012-2014. Alcoa of Australia limited 2015.
- Alcoa of Australia. 2017. Annual Environmental Review 2016. Alcoa WA mining Operations. Alcoa of Australia Limited 2017.
- Alcoa and Department of Industry and Resources, 2007. Darling Range bauxite mine rehabilitation completion criteria. Revised and formally accepted by Mining Management Program Liaison Group (MMPLG), in 15 March 2007, Western Australia.
- Almeida, R.O.P.O; Sánchez, L.E. Revegetação de áreas de mineração: critérios de monitoramento e avaliação do desempenho. *Revista Árvore*. 29 (1): 47-54. 2005.
- Antoniassi, J.L. 2010. A Difração de raios X com o método de Rietveld aplicada a bauxitas de Porto Trombetas, PA. Dissertação (Mestrado). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.
- Arksey H, Knight P.T. 2011. Approaches to interviewing. *In*: Arksey H, Knight PT. Interviewing for Social Scientists. London: SAGE. p. 74-88.
- Arts, J., Caldwell, P.; Morrison-Saunders, A. 2001. Environmental Impact Assessment Follow-up: Good Practice and Future Directions – Findings from a Workshop at the IAIA 2000 Conference. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 19(3), 175-185.
- Arevalo, L. A.; Alegre, J. C.; Vilcahuaman, L. J. 2002. Metodologia para estimar o estoque de carbono em diferentes sistemas de uso da terra. Documentos 73. Embrapa Florestas. Colombo, Paraná, 2002.
- Aronson, J.; Blignaut, J. N.; Milton, S. J.; Maitre, D. L.; Esler, K. J.; Limouzin, A.; Fontaine, C.; Wit, M. P. de; Mugido, W.; Prinsloo, P.; Elst, L. van der; Lederer, N. 2010. Are socioeconomic benefits of restoration adequately quantified? A meta-analysis of recent papers (2000-2008) in *Restoration Ecology* and 12 other scientific journals. *Restoration Ecology*. 18(2): 143-154.

Aronson, J.; Milton, S.J. Blignaut, J.N. (editors). 2007. Restoring natural capital: science, business and practice. Washington, D.C. Island Press.

ASI – Aluminium Stewardship Initiative. 2017. ASI Performance Standard. Australia: ASI, 31p. Disponível em: www.aluminium-stewardship.org.

Audino, L.D., Louzada, J., Comita, L. 2014. Dung beetles as indicators of tropical forest restoration success: Is it possible to recover species and functional diversity? *Biological Conservation*. 169:248-257.

Australian Government – Department of Industry Tourism and Resources, 2006. Mine Rehabilitation: Leading practice sustainable development program for the mining industry. Commonwealth of Australia, Canberra.

Australian Government, 2016. Community Engagement and development: Leading practice sustainable development program for the mining industry. Commonwealth of Australia, Canberra.

Australian Government. 2006. Mine Rehabilitation: Leading practice sustainable development program for the mining industry. Commonwealth of Australia 2006.

Ayanu, Y.Z.; Conrad, C.; Nauss, T.; Wegmann, M.; Koellner, T. 2012. Quantifying and Mapping Ecosystem Services Supplies and Demands: A Review of Remote Sensing Applications. *Environmental Services & Technology*.

Bagstad, K.L.; Johnson, G.W.; Voigt, B.; Villa, F. 2012. Spatial dynamics of ecosystem service flows: A comprehensive approach to quantifying actual services. *Ecosystem Service*. 4: 117-125.

Baker J.; Sheate W.; Phillips P.; Eales R. 2013 Ecosystem services in environmental assessment – Help or Hindrance? *Environmental Impact Assessment Review*.40:3–13.

Bao, N.; Lechner, A.; Fletcher, A.; Erskine P.; Mulligan, D.; Bai, Z. 2014. SPOTing long-term changes in vegetation over short-term variability. *International Journal of mining reclamation and Environment*. 28 (1): 2-24.

Bao, N.; Lechner, A.; Johansen, K.; Ye, B. 2014. Object-based classification of semiarid vegetation to support mine rehabilitation and monitoring. *Journal of Applied Remote Sensing*. 8: 083564-1 - 083564-18.

Baral, H.; Keenan, R.; Fox, J.C.; Sotrk, N.E.; Kasel, S. 2013. Spatial assessment of ecosystem goods and services in complex production landscapes: A case study from south-eastern Australia. *Ecological Complexity*. 13: 35-45.

Barbosa, C.C.A.; Atkinsona, P.M. Dearing, J. A. 2015. Remote sensing of ecosystem services: a systematic review. *Ecological indicators*, 52: 430–443.

Batista, J.L.F.; do Couto, H.T.Z.; Silva Filho, D.F. 2014. Quantificação de recursos florestais: árvores, arvoredos e florestas. São Paulo: Oficina de texto.

Benayas, J. M. R.; Newton, A. C.; Diaz, A.; Bullock, J. 2009. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: A Meta-Analysis. *Science*, v. 325, p. 1121– 124.

- Bell, R.W.; Shcofield, N.J.; Loh, L.C.; Bari, M.A. 1990. Groundwater response to reforestation in the Darling range of Western Australia. *Journal of Hydology*. 115:297-317.
- Bezuidenhout, J.J.; Liebenberg, D.; Claassens, S.; Van Rensburg, V. 2013. Application of evolutionary algorithms to develop a rule set for assessing the rehabilitation status of asbestos mines in South Africa. *Environmental Earth Science*. 70: 3267–3275.
- Bice, S.; Moffat, K. 2014. Social licence to operate and impact assessment. *Impact Assessment and Project Appraisal*. 32 (4): 257-262.
- Boutilier, R. G. 2014. Frequently asked questions about the social licence to operate. *Impact Assessment and Project Appraisal*. 32 (4): 263-272.
- Brancalion, P. H. S.; Rodrigues, R. R.; Gandolfi, S. *Restauração Florestal*. Oficina de Textos. São Paulo, 2015.
- Brancalion, P. H. S.; Cardozo, I.V.; Camatta, A.; Aronson, J.; Rodrigues, R. R. 2014. Cultural ecosystem services and popular perceptions of the benefits of an ecological restoration project in the Brazilian Atlantic Forest. *Restoration Ecology*. 22 (1): 65-71.
- Brandt, J.S.; Kuemmerle, T., Li, H.M.; Ren, G.P.; Zhu, J.G.; Radeloff, V.C. 2012 Using Landsat imagery to map forest change in southwest China in response to the national loggingban and ecotourism development. *Remote Sensing Environmental*, 121:358–369.
- Brienza Júnior, S.; Pereira, J. F.; Yared, J. A.; Mourão Júnior, M.; Gonçalves, D. A.; Galeão, R. R. 2008. Recuperação de áreas degradadas com ase em sistema de produção florestal energético-madeireiro: indicadores de custos, produtividade e renda. *Amazônia: Ciência & Desenvolvimento*, 4: (7), 197 – 219.
- Bryce, R.; Irvine, K. N.; Church, A.; Fish, R.; Ranger, S.; Kenter, J. O. 2016. Subjective well-being indicators for large-scale assessment of cultural ecosystem services. *Ecosystem Services*. 21:268-269.
- Broekx, S. et al., 2013. A web application to support the quantification and valuation of ecosystem services. *Environmental Impact Assessment Review*. 40:65-74.
- Bullock, J. M.; Aronson, J.; Newton, A. C.; Pywell, R. F.; Rey-Benayas, J. M. 2011. Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. *Trends in Ecology and Evolution*. 26 (10): 541-549.
- Bullock C.; Joyce D.; Collier M. 2018. An exploration of the relationships between cultural ecosystem services, socio-cultural values and well-being. *Ecosystem Services*. 31:142-152.
- Burger JA. 2015. Mined land reclamation in the Appalachian coalfields: a case for an ecosystem reclamation approach. In: Tibbet M. editor. *Mining in Ecologically Sensitive Landscapes*. Clayton South/Leiden: CSIRO Publishing/CRC Press. p. 7-27.
- Burton, M.; Jasmine, S.; White, B. 2012. Public preferences for timeliness and quality of mine site rehabilitation: The case of bauxite mining in Western Australia. *Resources Policy*. 37:1-9.
- Burkhard, B.; Krool, F.; Nedkov, S.; Muller, F. 2012. Mapping ecosystem service supply, demand and budgests. *Ecological Indicators*. 21: 17-29.

Business and Biodiversity Offsets Programme – BBOP. 2012. Biodiversity Offset Design Handbook. Washington, D.C.: Forest Trends. 101 p.

Bustamante, M.M.C.; Roitman, I.; Aide, T.M.; Alencar, A.; ANDERSON, L.O.; Aragão, L.; Asner, G. P.; Barlow, J.; Berenguer, E.; Chambers, J.; Costa, M.H.; Fanin, T.; Ferreira, L. G.; Ferreira, J.; Keller, M.; Magusson, W. E.; Ales-Barquero, L.; Morton, D.; Ometto, J. H. B.; Palace, M.; Peres, C.A.; Silvério, D.; Trumbore, S.; Vieira, I.C.G. 2016. Toward an integrated monitoring framework to assess the effects of tropical forest degradation and recovery on carbon stocks and biodiversity. *Global Change Biology*. 22:92-109.

Canto, O.; Almeida, J.; Bastos, R. Z.; Farias, A.; Menezes, J. 2015. Mineradora Alcoa: Território e conflito no município de Juruti-Pará-Amazônia-Brasil. *Revista GeoAmazônia*. 3 (5): 63-79.

Casado-Arzuaga, I.; Onaindia, M.; Madariaga, I.; Verburg, PH. 2014. Mapping recreation and aesthetic value of ecosystem in the Bilbao Metropolitan Greenbelt (northern Spain) to support landscape planning. *Landscape Ecology*. 29(8): 1393–1405.

Castro, F.; Silva-Forberg, M. C.; Wilson, W.; Brondizio, E. S.; Moran, E. F. 2008. Uso de sensoriamento remoto em levantamento rápido rural: uma experiência na Colômbia. In: Batistella, M. Moran, E. F. (organizadores). *Geoinformação e monitoramento ambiental na América Latina*. Editora Senac. São Paulo: 2008.

Chan, K.M.A.; Satterfield, T. 2016. Managing cultural ecosystem services for sustainability. In: Potschin M., Haines-Younh, R., Fish, R., Turner, K. (editors). *Routledge Handbook of ecosystem services*. Routledge: Oxon and New York.

Charou, E.; Stefouli, M.; Dimitrakopoulos, D.; Vasiliou, E.; Mavrantza, O. D. 2010. Using remote sensing to assess impact of mining activities on Land and Water Resources. *Mine Water Environment*. 29:45 – 52.

Chaves, R.B.; Duringan, G.; Brancalion, P.H.S.; Aronson, J.; 2015. On the need of legal frameworks for assessing restoration projects success: new perspectives from São Paulo state (Brazil). *Restoration Ecology*. 23(6): 754–759.

Chave, J.; Rejou-Mechain, M.; Burquez, A.; Chidumayo, E.; Colgan, M.; Delitti, W.B.C.; Duque, A.; Fearnside, P.M.; Goodman, R.C.; Henry, M.; Martínez-Yrizar, A.; Mugasha, W.A.; Muller-Landau, H.C.; Mencuccini, M.; Nelson, B.W.; Ngomanda, A.; Nogueira, E.M.; Ortiz-Malavassi, E.; Pelissier, R.; Ploton, P.; Ryan C.M.; Saldarriaga, J.G.; Vieilledent, G. 2014. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology*. 20(10): 3177-3190.

Chazdon R.L. 2008. Beyond deforestation: Restoring forest and ecosystem services on degraded lands. *Science*. 320: 1458-1460.

Chen, Y.; Li, D. 2009. Monitoring of Landscape Change for Waste Land Rehabilitation in Haizhou Opencast Coal Mine. *WSEAS Transactions on Information Science and Applications*. 6(3): 447 – 456.

- Clements, W. H.; Vieira, N. K. M.; Church, S. E. 2010. Quantifying restoration success and recovery in a metal-polluted stream: a 17-year assessment of physicochemical and biological responses. *Journal of Applied Ecology*. 47: 899-910.
- Congalton, R. G. 1991. A review of assessing the accuracy of classification of remotely sensed data. *Remote Sensing of Environment*. 37: 35-46.
- Convention on Biological Diversity (CBD). 2006. Impact assessment: Voluntary guidelines on biodiversity-inclusive impact assessment. Decision VIII/28. Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity. 8th Meeting, Curitiba, Brazil.
- Corrêa, R. S.; Bento, M. A. B. 2010. Qualidade do substrato minerado de uma área de empréstimo revegetada no distrito federal. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 34: 1435 – 1443.
- Costa, E. J. M.; Carmo, E. D.; Patrício, J. C. dos S.; Lima, M. C. M.; Tavares, R. da R.; Fernandes, R. D.; Aguiar, S. F.; Reis, W. C. 2011. O projeto Juruti Sustentável: uma proposta alternativa de desenvolvimento territorial? In: Fernandes, F.R., Enriquez, M.A., Alamino, R., Recursos Minerais & Sustentabilidade territorial. Rio de Janeiro: CETEM, pp. 229-258.
- Costanza, R. et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*. 387: 253 - 260.
- Conservation Commission of Western Australia., 2013. Forest management plan 2014-2023. State of Western Australia, Perth.
- Cortinovis, C.; Geneletti, D. 2018. Ecosystem services in urban plans: What is there, and what is still needed for better decision. *Land use Policy*. 70: 298-312.
- Corrêa, R. S.; Bento, M. A. B. 2010. Qualidade do substrato minerado de uma área de empréstimo revegetada no Distrito Federal. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 34(4): 1435-1443.
- Cox, M., G. Arnold, and S. Villamayor Tomás. 2010. A review of design principles for community-based natural resource management. *Ecology and Society* 15(4): 38.
- CNEC - Consórcio Nacional de Engenheiros Construtores. Estudo de Impacto Ambiental do Projeto Juruti: Identificação, caracterização e avaliação de impactos ambientais. Juruti, 2005.
- Craig, M. D.; Hobbs, R. J.; Grigg, A. H.; Garkaklis, M. J.; Grant, C. D.; Fleming, P. A.; Hardy, G. E. St. J. 2010. Do Thinning and Burning Sites Revegetated after Bauxite Mining Improve Habitat for Terrestrial Vertebrates? *Restoration Ecology*. 18(3): 300-310.
- Cristescu, R. H.; Rhodes, J.; Frere, C.; Banks, P. B. 2013. Is restoring flora the same as restoring fauna? Lessons learned from koalas and mining rehabilitation. *Journal of Applied Ecology*. 50: 423-4231.
- Crósta, A. P. Processamento digital de imagens de sensoriamento remoto. São Paulo, 173P. 1992. Tese de Doutorado. Instituto de Geociências, Universidade de Campinas. 173p. 1992.
- Croton, J.T., Ainsworth, G.L. 2007. Development of a winged tine to relieve mining-related soil compaction after bauxite mining in Western Australia. *Restoration Ecology*. 15(4): S48-S53.

- Croton, J.T., Reed, A.J., 2007. Hydrology and bauxite mining on the Darling Plateau. *Restoration Ecology*. 15(4): S40-S47.
- Dare, M(Lain); Schirmer J; Vanclay F. 2014. Community engagement and social licence to operate. *Impact Assessment and Project Appraisal*. 32(3): 188-197.
- Darvill, R.; Lindo, Z. 2015. Quantifying and mapping ecosystem service use across stakeholder groups: Implications for conservation with priorities for cultural values. *Ecosystem Services*. 13:153-161.
- de Groot, R.S. et al. 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecological Complexity* 7: 260-272.
- de Groot, R., M. Wilson, R. Boumans. 2002. A typology for the description, classification and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41:393-408.
- Dell, B.; Havel, J. J.; Malajczuk, N. (editors). 1989. *The Jarrah Forest: a complex Mediterranean ecosystem*. Kluwer Academic Publishers, London, UK.
- Derhé, M.A.; Murphy, H.; Monteith, G.; Menendez, R. 2016. Measuring the success of reforestation for restoring biodiversity and ecosystem functioning. *Journal of applied Ecology*. 53:1714-1724.
- Deventer, P.W.; Boem, A. A.; Hattingh, J. M. 2008. Soil quality as a key success factors in sustainable rehabilitation of kimberlite mine waste. *The journal of the Southern African Institute of mining and metallurgy*. 108: 131-137.
- Dobbs, C.; Escobedo, F. J.; Zipperer, W. C. 2011. A framework for developing urban forest ecosystem services and goods indicators. *Landscape and Urban Planning*. 99: 196-206.
- Dowo, G. M.; Kativu, S. Tongway, D.J. 2013. Application of ecosystem function analysis (EFA) in assessing mine tailings rehabilitation: na example from the Mhangura Copper Mine Tailings Zimbabwe. *The journal of the Southern African Institute of mining and metallurgy*. 113:923 – 930.
- Djomo, A. N.; Chimi, C. D. 2017. Tree allometric equations for estimation of above, below and total biomass in a tropical moist forest: Case study with application to remote sensing. *Forest Ecology and Management*. 391: 184-193.
- Eigenbrod, F.; Armsworth, P. R.; Anderson, B. J.; Heinemeyer, A.; Gillings, S.; Roy, D. B.; Thomas, C. D.; Gaston, K. J. 2010. The impact of proxy-based methods on mapping the distribution of ecosystem services. *Journal of Applied Ecology*. 47: 377–385.
- Enriquez, M. A. R. S. *Maldição ou dádiva? Os dilemas do desenvolvimento sustentável a partir de uma base mineira*. São Paulo: Signus Editora. 2008.
- Enriquez, M. A. R. S. *Plano de Mineração do Estado do Pará. 2014-2030*. Secretaria de Estado de Indústria, Comercio e Mineração. Belém, Pará, 2014.

Engelbracht, J; Inggs, M.R.; Makusha, G. 2011. Detection and monitoring of surface subsistence associated with mining activities in the Witbank coalfields, South Africa, using differential radars interferometry. *South African Journal of Geology*. 114: 77-94.

Environmental Protection Agency – EPA. 1986. Environmental Protection Act 1986. Western Australia.

Etten, E.J.B.; McCullough, C.D.; Lund, M.A. 2014. Setting goals and choosing appropriate reference sites for restoring mine pit lakes as aquatic ecosystems: case study from south west Australia. *Mining Technology*. 123 (1): 9 – 19.

Fichino, B.S.; Pivello, V.R.; Santos, R.F. 2017. Trade-offs among ecosystem services under different pinion harvesting intensities in Brazilian Araucaria Forests. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*. 13(1):139-149.

Fish R.; Saratsi E.; Reed M.; Keune H., 2016. Stakeholder participation in ecosystem service decision-making. In: Potschin M, Haines-Young R, Fish R, Turner K. editors. *Routledge Handbook of Ecosystem Services*. London and New York: Routledge. p. 256–270.

Fisher, B.; Turner, K.; Morling, P. 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision marking. *Ecological Economics*. 68: 643-653.

Flick, U. 2009. *An introduction to qualitative research*. 4th ed., London: SAGE Publications Ltd.

Gardner, J.G.; Bell, T.D. 2007. Bauxite mining restoration by Alcoa World Alumina Australia in Western Australia: Social, Political Historical and Environmental contexts. *Restoration Ecology*. 15(4): S3-S10.

Gavidia, M.C.; Kemp D. 2017. Company-community relations in the mining context: a relational justice perspective. In: Lukasiewicz A, Dovers S, Robin L, McKay J, Schilizzi S, Graham S. (editors). *Natural Resources and Environmental Justice: Australian Perspectives*. Victoria: CSIRO Publishing. p. 79-89.

Geneletti D., (editor). 2016. *Handbook on Biodiversity and ecosystem services in impact assessment*. Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK. Northampton, MA, USA.

Geneletti, D.; Ferretti. V.; 2015. Multicriteria analysis for sustainability assessment: concepts and case studies. In: A. Morrison-Saunders, J. Pope and A. Bond (eds.) *Handbook of Sustainability Assessment*, Cheltenham: Edward Elgar, pp. 235–265.

Gissi, E.; Burkhard, B.; Verburg, P. H. 2015. Ecosystem services: building informed policies to orient landscape dynamics. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*. 11(3): 185 – 189.

Goeft, U.; Alder, J. 2001. Sustainable Mountain Biking: A case study from the Southwest of Western Australia. *Journal of Sustainable Tourism*. 9(3):193-211.

Grandy, A. S.; Fraterrigo, J. M.; Billings, S. A. Soil Ecosystem Resilience and Recovery. In: Wall, D. H. (editor) *Soil Ecology and Ecosystem Services*. Oxford University Press. United Kingdom, 2012.

- Grand-Clement, E.; Anderson, K.; Smith, D.; Luscombe, D.; Gatis, N.; Ross, M.; Brazier, R. E. 2013. Evaluating ecosystem goods and services after restoration of marginal upland peatlands in South-West England. *Journal of Applied Ecology*. 50: 324-334.
- Grant, C.D.; Norman, M.A.; 2006. Investigating thinning and burning operation in 10 – to 13 year-old rehabilitated bauxite mines in the Jarrah Forest. Alcoa World Alumina Australia (ISSN 1320-4807).
- Grant, C.D.; Ward, S.C.; Morley, S.C.; 2007. Return of ecosystem function to restored bauxite mines in Western Australia. *Ecology Restoration*. 15(4): S94-S103.
- Grigg, A.H. 2017. Hydrological response to bauxite mining and rehabilitation in the jarrah forest in south west Australia. *Journal of Hydrology: Regional Studies*. 12:150-164.
- Gunther, H. 2003. Como elaborar um questionário? Laboratório de Psicologia Ambiental. Série: Planejamento de Pesquisa de Pesquisa nas Ciências Sociais. Universidade de Brasília.
- Haines-Young, R.; Postchin, M. 2010. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In Raffaelli, D.G., Frid, C.L.J. (eds) *Ecosystem Ecology: A new synthesis*. Cambridge University Press, Cambridge. 110-139p.
- Hancock, G.R.; Grabham, M.K.; Martin, P.; Evans, K.G.; Bollhofer, A. 2006. A methodology for the assessment of rehabilitation success of post mining landscapes— sediment and radionuclide transport at the former Nabarlek uranium mine, Northern Territory, Australia. *Science of the Total Environment*. 354: 103 – 119.
- Harris, J. A.; Diggelen, R. Ecological restoration as a project for global society. In: Van Andel, J. Aronson, J. (editors). *Restoration Ecology*. Blackwell Science, 2006.
- Hassan, R. M.; Scholes, R.; ASH, N. *Ecosystems and Human Well-Being: current state and trends*. Washington: Island Press, 2005.
- Havel, J.J.; 1989. Land use conflicts and the emergence of multiple land use. In: Dell, B.; Havel, J. J.; Malajczuk, N. (editors). *The Jarrah Forest: a complex Mediterranean ecosystem*. Kluwer Academic Publishers, London, UK.
- Hein, L.; Koppen, K.V.; de Groot, R.S.; Ierland, E.C.V. 2006. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological Economics*. 57: 209-228.
- Hermes, J.; Berkel, D.V.; Burkhard, B.; Plieninger, T.; Fagerholm, N.; von Haaren, C.; Albert, C. 2018. Assessment and valuation of recreational ecosystem services of landscapes. *Ecosystem Services*. 31:289-295.
- Higuchi, N.; Santos, J.; Ribeiro, R. J.; Minette, L.; Biot, Y. 1998. Biomassa da parte aérea da vegetação da floresta úmida de terra-firme da Amazônia brasileira. *Acta Amazônica*. 28(2): 153-166.
- Hingston, F.; Dimmock, G.; Turton, A. 1981. Nutrient distribution in a jarrah (*Eucalyptus marginate* Donn ex Sm.) ecosystem in south-west Western Australia. *Forest Ecology and Management*. 3:183-207.

- Honrado J.P.; Vieira C.; Soares C.; Monteiro M.B.; Marcos B.; Pereira H.M.; Partidário M.R. 2013. Can we infer about ecosystem services from EIA and SEA practice? A framework for analysis and examples from Portugal. *Environmental Impact Assessment Review*. 40, 14-24.
- Hughes, M.; Tye, M.; Chandler, P. 2016. Urban fringe bushwalking: eroding the experience. *Society & Natural Resources*. 29(11): 1311-1324.
- Kandziora, M.; Burkhard, B.; Muller, F. 2013. Mapping provisioning ecosystem services at the local scale using data of varying spatial and temporal resolution. *Ecosystem Services*. 4:47-59.
- Kaner, S.; Lind, L.; Toldi, C.; Fisk, S.; Berger, D. 2007. *Facilitator's Guide to Participatory Decision-Making*. Second Edition. San Francisco, Jossey-Bass Publishing.
- Kerr, J. T.; Ostrovsky, M. 2003. From space to species: ecological applications of remote sensing. *Trends Ecol. Evolution*. 18: 299– 305.
- Koch, J.M. 2007. Alcoa's Mining and Restoration Process in South Western Australia. *Restoration Ecology*. 15(4): S11-S16.
- Koch, J.M.; Samsa, G.P.; 2007. Restoring Jarrah Forest trees after bauxite mining in Western Australia. *Restoration Ecology*. 15(4): S1-S25.
- Koch, J.M.; Hobbs, R.J. 2007. Synthesis: Is Alcoa successfully restoring a Jarrah Forest ecosystem after bauxite mining in Western Australia? *Restoration Ecology*. 15(4): S137-144.
- Kollmann, J.; Meyer, S.; Bateman, R.; Conradi, T.; Gossner, M.M.; Mendonça Jr.; M.S.; Fernandes, G.W.; Hermann, J.M.; Koch, C.; Muller, S.C.; Oki, Y.; Overbeck, G.E.; Paterno, G.B.; Rosenfield, M.F.; Toma, T.S.P.; Weisser, W.W. 2016. Integrating ecosystem functions into restoration ecology – recent advances and future directions. *Restoration Ecology*. 24(6): 722-730.
- Kulczyk, S.; Wozniak, E.; Derek, M. 2018. Landscape facilities and visitors: An integrated model of recreational ecosystem services. *Ecosystem Services*. 31:491-501.
- Ingram, C.B.; Hughes, M. 2009. *Where People Play: Recreation in the Southern Darling Range, South Western Australia*. Resolve Global Pty Ltd, Perth.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. *Introdução ao Processamento Digital de Imagens. Manuais Técnicos em Geociências n.9*. 2001.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. *Censo Demográfico 2010. Cidades: 2010*.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. *Produção da Extração Vegetal e Silvicultura. Série 2004 a 2014*.
- International Council on Mining & Metals [ICMM], 2008. *Planning for integrated mine closure: toolkit*. ICMM, London, UK.
- International Council on Mining & Metals [ICMM], 2013. *Community development toolkit. A set of 20 revised and updated tools intended for use throughout the mining project cycle*. ICMM, London, UK.

International Finance Corporation - IFC. 2007. Stakeholder Engagement: A good practice handbook for companies doing business in emerging markets. IFC, Washington, DC.

International Finance Corporation - IFC. 2012 Performance Standards on Environmental and Social Sustainability. Washington, DC: IFC. 2012.

International Union for Nature Conservation – IUCN. 2017. The Biodiversity Consultancy (TBC), Intergovernmental Forum on Mining, Minerals, Metals and Sustainable Development (IGF) (2017). Understanding Government Biodiversity Offset Policies in the Mining Sector.

Intergovernmental Panel on Climate Change – IPCC. 2006. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds), 2006.

Jacob, C.; Vaissiere, A.C.; Bas, B.; Calvet, C. 2016. Investigating the inclusion of ecosystem services in biodiversity offsetting. *Ecosystem Services*. 21:92-102.

Jha-Thakur U.; Fischer T.B.; Rajvanshi A. 2009. Reviewing the design stage of EIA follow-up: looking at open cast coal mines in India. *Impact Assessment and Project Appraisal* 27 (1): 33-44.

Jha-Thakur U.; Fischer T.B. 2008. Are open cast coal mines in India casting a shadow on the Indian Environment? *International Development Planning Review*. 30 (4): 441-459.

Jorba, M.; Vallejo, V. R. (coordinadores). Manual para la restauración de canteras de roca caliza em clima mediterráneo. Generalitat de Catalunya. 2010.

Laarmann, D.; Korjus, H.; Sims, A.; Kangur, A.; Kiviste, A.; Stanturf, A. 2015. Evaluation of afforestation development and natural colonization on a reclaimed mine site. *Restoration Ecology*. 23 (3): 301-309.

Lamb, D.; Erskine, P.D.; Fletcher, A. 2015. Widening gap between expectations and practice in Australian minesite rehabilitation. *Ecological Management & Restoration* 16(3): 186-195,

Landers, D.H.; Nahlik, A.M.; Rhodes, C.R. 2016. The beneficiary perspective. In: POSTCHIN M., HAINES-YOUG, F. TURNER K. (editors). *Routledge Handbook of Ecosystem Services*. London and New York: Routledge. 2016.

Landsberg, F.; Treweek, J.; Mercedes, S.M.; Henninger, N.; Venn, O. 2013. Weaving ecosystem services into impact assessment: A step-by-step method. Abbreviated version 1.0. Washington, DC: World Resources Institute.

Lausch, A.; Herzog, F.; Blascke, T.; Tischendorf, L. 2015. Understanding and quantifying landscape structure – A review on relevant process characteristics, data models and landscape metrics. *Ecological Modelling*, 295: 31-41.

Larondelle, N.; Haase, D. 2012. Valuing post-mining landscapes using an ecosystem services approach – An example from Germany. *Ecological Indicators*. 18:567-574.

Layke, C.; Mapendembe, A.; Brown, C.; Walpole, M.; Winn, J. 2012. Indicators from the global and sub-global Millennium Ecosystem Assessment: An analysis and next steps. *Ecological Indicators*. 17: 77-87.

- Lazoz-Chavero E.; Zinda J.; Bennett-Curry A.; Balvanera P.; Bloomfield G.; Lindell C.; Negra C.; 2016. Stakeholders and tropical reforestation: challenges, trade-offs, and strategies in dynamic environments. *Biotropica*. 48(6):900-914.
- Le, J.T.; Levin, L.A.; Carson, R.T. 2017. Incorporating ecosystem services into environmental management of deep-seabed mining. *Deep-Sea Research II*. 137:486-503.
- Lei, K.; Pan, H.; Lin, C.; 2016. A landscape approach towards ecological restoration and sustainable development of mining areas. *Ecological Engineering*. 90:320-325.
- Lechner, A.M.; Kassulke, O.; Unger, C. 2016. Spatial assessment of open cut coal mining progressive rehabilitation to support the monitoring of rehabilitation liabilities. *Resources Policy*. 50:234-243.
- Lefsky, M. A.; Cohen, W. B.; Harding, D. J.; Parker, G. G.; Acker, S. A.; Gower, S. T. 2002. Lidar remote sensing of above-ground biomass in three biomes. *Global Ecology Biogeography*. 11: 393–399.
- Liamputtong P. 2007. Traditional Interviewing Research Methods Appropriate for Researching Vulnerable People. In: *Researching the Vulnerable: A Guide to Sensitive Research Methods*. London: SAGE. p. 95-117.
- Liebsch, D.; Goldenberg, R.; Marques, M.C.M. 2007. Florística e estrutura de comunidades vegetais em uma cronosequência de Floresta Atlântica no estado do Paraná, Brasil. *Acta Botânica Brasileira*. 21(4): 983-992.
- Liebenberg, D.; Classens, S.; Rensburg, L. V. 2012. A multidisciplinary approach for the assessment of rehabilitation at asbestos mines in South Africa. *Environmental Earth Science*. 67: 1237 – 1244.
- Lima, A.T.; Mitchell, K.; O’Connell, D.W.; Verhoeven, J. 2016. The legacy of surface mining: Remediation, restoration, reclamation and rehabilitation. *Environmental Science & Policy*. 66: 227-233.
- Liamputtong P. 2007. Traditional Interviewing Research Methods Appropriate for Researching Vulnerable People. In: *Researching the Vulnerable: A Guide to Sensitive Research Methods*. London: SAGE. p. 95-117.
- Lopes, L. O. do C. Conflito socioambiental e (Re)organização territorial: mineradora Alcoa e comunidades ribeirinhas do projeto agroextrativista Juruti Velho, Município de Juruti – Pará – Amazônia – Brasil. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2012.
- Lucas, Y. 1997. The bauxite of Juruti. In: Carvalho, A., Boulangé, B., Melfi, A.J., Lucas, Y. (editores). *Brazilian bauxites*. São Paulo: USP, FAPESP. 107-136p.
- Macfarlane, C.; Grigg, A.H.; Draws, M.I. 2017. A standardised Landsat time series (1973–2016) of forest leaf area index using pseudo invariant features and spectral vegetation index isolines and a catchment hydrology application. *Remote Sensing Applications: society and Environment*. 6: 1-14.

- Maes, J.; Paracchini, M. L.; Zulian, G.; Dunbar, M.B.; Alkemade, R. 2012. Synergies and trade-offs between ecosystem service supply, biodiversity, and habitat conservation status in Europe. *Biological Conservation*. 155: 1-12.
- Maestre et al., 2012. Plant species richness and ecosystem multifunctionality in Global Drylands. *Science* 325: 214 – 218.
- Marca Consultant, 2015. Relatório técnico científico: monitoramento da flora nas áreas de mineração da Alcoa, Município de Juruti. Belém, Pará.
- Marconi, M.de A.; Lakatos, E.M. Fundamentos de Metodologia Científica. 5.ed São Paulo: Atlas, 2003.
- Martins, W.B.R.; Vale, R.L. do.; Ferreira, G.C.; Andrade, V.M.S. de; Dionísio, L.F.S.; Rodrigues, R.P.; Oliveira, F.de A.; Souza, G.M.P.de. 2018. Litterfall, litter stock and water holding capacity in post-mining forest restoration ecosystem, Eastern Amazon. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*. 13(3): 1-9.
- Mascarenhas, A.; Ramos, T.B.; Hasse, D.; Santos, R. 2016. Participatory selection of ecosystem services from spatial planning: Insights from the Lisbon Metropolitan Area, Portugal. *Ecosystem Services*. 18:87-99.
- Mayer, M.; Woltering, M. 2018. Assessing and valuing the recreational ecosystem services of Germany's national parks using travel cost models. *Ecosystem Services*. 31: 371-386.
- Mayer, J. D.; Brennan, K.E.C.; Moir, M.L. 2007. Invertebrates and the Restoration of a Forest Ecosystem: 30 Years of Research following Bauxite Mining in Western Australia. *Restoration Ecology*. 15(4): S104:S115.
- McDougall, K.L.; Hardy, G.E.St.J.; Hobbs, R.J. 2002. Distribution of *Phytophthora cinnamomi* in the northern Jarrah (*Eucalyptus marginata*) forest of Western Australia in relation to dieback age and topography. *Australian Journal of Botany*. 50:107-114.
- Melo, V.F.; Batista, A.H.; Barbosa, J.Z.; Barbeiro, L.; Gomes, R.; Dultra, M.T.M. 2018. Soil quality and reforestation of the Brazil nut tree (*Bertholletia excels* Bonpl.) after laterite-type bauxite mining in the Brazilian Amazon forest. *Ecological Engineering*. 125:111-118.
- MME – MINISTÉRIO DE MINAS E ENERGIA. DNPM – DEPARTAMENTO NACIONAL DE PRODUÇÃO MINERAL. Projeto Radam Brasil – Programa de integração nacional. Folha SA.21-Santarém; geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra. Levantamento de recursos naturais. Vol. 10. Rio de Janeiro, 1976.
- Mooney, H.A.; Ehrlich, P. 1997. Ecosystem services: a fragmentary history. In: Daily, G.C., *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*. Washington: Island Press, p. 11-19.
- Morley, S.; Grant, C.; Hobbs, R.; Cramer, V. 2004. Long-term impact of prescribed burning on the nutrient status and fuel loads of rehabilitated bauxite mines in Western Australia. *Ecology and Management*. 190: 227-239.
- Morrison-Saunders A.; Arts J, Baker J. 2003. Lessons from Practice: Towards successful follow-up. *Impact Assessment and Project Appraisal* 21(1), 43-56.

- Morrison-Saunders A.; Pope J. 2013. Conceptualising and managing trade-offs in sustainability assessment. *Environmental Impact Assessment Review* 38:54–63.
- Morrison-Saunders, A.; Pope, J.; Gunn, J.A.E.; Bond, A.; Retief, F. 2014. Strengthening impact assessment: a call for integration and focus. *Impact Assessment Project Appraisal*. 32 (1): 2-8.
- Monteiro, M. De A. 2005. Mineração industrial na Amzônia e suas implicações para o desenvolvimento regional. *Novos cadernos NAEA*. 8(1): 141-187.
- Monzoni, M. (Org.). *Juruti sustentável: uma proposta de modelo para o desenvolvimento local*. São Paulo: FGV; Juruti: ALCOA; São Paulo: FUNBIO, 2008.
- Monzoni, M. (Org.). *Indicadores de Juruti: para onde caminha o desenvolvimento do município*. São Paulo: FGV, 2009.
- Monzoni, M. (Org.). *Indicadores de Juruti: monitoramento 2011*. São Paulo: FGV, 2011.
- MOONEY, H.A.; EHRLICH, P. Ecosystem services: a fragmentary history. In: Daily, G.C. (org.), *Natures's services: Societal dependence on natural ecosystems*. Washington: Island Press, 1997, p. 11-19.
- MME – MINESTERIO DE MINAS E ENERGIA. DNPM – DEPARTAMENTO NACIONAL DE PRODUÇÃO MINERAL. Projeto Radam Brasil – Programa de integração nacional. Folha SA.21-Santarém; geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra. Levantamento de recursos naturais. Vol. 10. Rio de Janeiro, 1976.
- Nellemann, C.; Corcoran E. (eds). *Dead Planet, Living Planet – Biodiversity and Ecosystem Restoration for Sustainable Development: A Rapid Response Assessment*. United Nations Environment Programme, GRID-Arendal. 2010.
- Neri, A. C.; Sánchez, L. E. 2010. A procedure to evaluate environmental rehabilitation in limestone quarries. *Journal of Environmental Management*. 91: 2225-2237.
- Newsome, D.; Stender, K.; Annear, R.; Smith, A. 2016. Park management response to mountain bike trail demand in South Western Australia. *Journal of Outdoor Recreation and Tourism*. 15:26-34.
- Neuman, L. 2006. Survey Research. In: *Social Research Methods: Qualitive and quantitative approaches*. Pearson International Edition. Sixth edition. New York.
- Nichols, O.G.; Carbon, B.A.; Colquhoun, I.J.; Croton, J.T.; Murray, N.J. 1985. Rehabilitation after bauxite mining in South-Western Australia. *Landscape Planning*. 12:75-92.
- Nogueira, E.M.; Fearnside, P. M.; Nelson, B. W.; Barbosa, R. I.; Keizer, E.W.H. 2008. Estimates of forest biomass in the Brazilian Amazon: New allometric equations and adjustments to biomass from wood-volume inventories. *Forest Ecology Management*. 256:1853-1867.
- Nunez-Mir, G.; Iannone III, B. V.; Curtis, K.; Fei, S. 2015. Evaluating the evolution of forest restoration research in a changing world: a “big literature” review. *New Forest*. 46:669-682.
- Nunes, S. do S. S. 2011. Estimativas de biomassa e carbono e indicadores para restauração de secundárias em Paragominas, Pará. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. Universidade de São Paulo (Dissertação). Piracicaba, 2011.

- Olse, R. L.; Carroll, R. O.; Doyle, E.; Stanley, G. 2012. Evaluation of rehabilitation alternatives at the abandoned Avoca mining site in Ireland. *Environmental Impact*. 162: 375 – 387.
- Ometto, J. P.; Aguiar, A. P.; Assis, T.; Soler, L.; Valle, P.; Tejada, G.; Lapola, D.M.; Meir, P. 2014. Amazon forest biomass density maps: tackling the uncertainty in carbon emission estimates. *Climatic Change*.
- Orsi, F.; Geneletti, D. 2013. Using geotagged photographs and GIS analysis to estimate visitor flows in natural areas. *Journal for Nature Conservation*. 21:359-368
- Palmer, M.A.; Hondula, K.L. 2014. Restoration as mitigation: Analysis of stream mitigation for coal mining impacts in Southern Appalachia. *Environmental Science & Technology*. 48: 10552-10560.
- Pang, X.; Nordstrom, E.M.; Bottcher, H.; Trubins, R.; Mortberg, U. 2017. Trade-offs and synergies among ecosystem services under different forest management scenarios – The LECA tool. *Ecosystem Services*. 28: 67-79.
- Pandey, D.; Agrawal, M.; Pandey, J.S. 2011. Carbon footprint: current methods of estimation. *Environmental monitoring assessment*. 178: 135-160.
- Partidario M.R.; Gomes R.C. 2013. Ecosystem services inclusive strategic environmental assessment. *Environmental Impact Assessment Review*. 40: 36-46.
- Parrotta, J.; Knowles, O.H. 2001. Restoring tropical forests on lands mined for bauxite: Examples from the Brazilian Amazon. *Ecological Engineering*. 17: 219-239.
- Paudyal, K.; Baral, H.; Burkhard, B.; Bhandari, S.; Keenan, R.J. 2015. Participatory assessment and mapping of ecosystem services in a data-poor region: Case study of community-managed forests in central Nepal. *Ecosystem Services*. 13: 81-92.
- Pearman, G. 2009. 101 Things to do with the hole in the ground. Eden Project
- Pena, J.C. de C.; Goulart, F.; Fernandes, G.W.; Hoffmann, D.; Leite, F.S.F.; dos Santos, N.B.; Soares-Filho, B.; Sobral-Souza, T.; Vancine, M.H.; Rodrigues, M. 2017. Impacts of mining activities on the potential geographic distribution of eastern Brazil mountaintop endemic species. *Perspectives in ecology and conservation*. 15:172-178.
- Petrova, S.; Marinova, D. 2015 Using ‘soft’ and ‘hard’ social impact indicators to understand societal change caused by mining: Western Australia case study. *Impact Assessment and Project Appraisal*, 33(1): 16-27.
- Piolli, A. L.; Celestini, R. M.; Magon, R. Teoria e Prática em Recuperação de Áreas Degradadas: Plantando a semente de um mundo melhor. Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. Serra Negra, 2008.
- Pires, A. P.F.; Amaral, A. G.; Padgurschi, M.C.G.; Joly, C.A.; Scarano, F.R. 2018. Biodiversity research still falls short of creating links with ecosystem services and human well-being in a global hotspot. *Ecosystem Service*. 34:68-73.
- Potschin M.; Haines-Young R.; Fish R.; Turner K., (editors). 2016. *Routledge Handbook of Ecosystem Services*. London and New York: Routledge.

Pleasant, M. M.; Gray, S. A.; Lepczyk, C.; Fernandes, A.; Hunter, N.; Ford, D. 2014. Managing cultural ecosystem services. *Ecosystem Services*.

Polizzi, C.; Simonetto, M.; Barausse, A.; Chaniotou, N.; Kankanen, R.; Keranen, S.; Manzardo, A.; Mustajarvi, K.; Palmeri, L.; Scipioni, A. 2015. Is ecosystem restoration worth the effort? The rehabilitation of a Finnish river affects recreational ecosystem services. *Ecosystem Services*.

Preston S.M.; Raudsepp-Hearne, C. 2017. Value of Nature to Canadians Study Taskforce. Completing and Using Ecosystem Service Assessment for Decision-Making: An Interdisciplinary Toolkit for Managers and Analysts. Ottawa, ON: Federal, Provincial, and Territorial Governments of Canada.

Ramirez-Gomez, S. O. I.; Torres-Vitolas, C. A.; Schreckenber, K.; Honzak, M.; Cruz-Garcia, G. S.; Willcock, S.; Palacios, E.; Pérez-Miñana, E.; Verweij, P. A.; Poppy, G. M. 2015. Analysis of ecosystem services provision in the Colombian amazona using participatory research and mapping techniques. *Ecosystem Services*. 13: 93 – 107.

Raum, S. 2018. A framework for integrating systematic stakeholder analysis in ecosystem services research: Stakeholder mapping for forest ecosystem services in the UK. *Ecosystem Services*. 29:170-184

RAS. 2012. Adequação do Plano de recuperação de áreas degradadas da mina de Juruti/PA: Uma nova tecnologia – A Nucleação. Alcoa World Alumina Brasil.

Rasmussen, L.V.; Mertz, O.; Christensen, A.E.; Danielsen, F.; Dawson, N.; Xaydongvanh, P. 2016. A combination of methods needed to assess the actual use of provisioning ecosystem services. *Ecosystem Services*. 17:75-86

Raval, S.; Merton, R. N.; Laurence, D. 2013. Satellite based mine rehabilitation monitoring using WorldView-2 imagery. *Mining Technology*. 122 (4): 200- 207.

Raymond, C.; Kenter, J. O.; Plieninger, T.; Tuner, N. J.; Alexander, K. A. 2014. Comparing instrumental and deliberative paradigms underpinning the assessment of social values for cultural ecosystem services. *Ecological Economics*. 107: 145-156.

Reis A.; Bechara, F. C.; Espíndola M. B.; Vieira, N. K. 2003. Restauração de Áreas Degradadas: A Nucleação como Base para os Processos Sucessionais. *Revista Natureza & Conservação*. v. 1, n. 1.

Reis, A.; Bechara, F. C.; Tres, D. R. 2010. Nucleation in tropical ecological restoration. *Scientia Agrícola*. 67 (2): 244-250.

Ribas; C. R.; Schmidt, F. A.; Solar, R. R. C.; Campos, R. B. F.; Valentim, C. L.; Schoereder, J. H. 2012. Ants as indicators of the sucess of rehabilitation efforts in deposits of gold mining tailings. *Restoration Ecology*. 20(6): 712 – 720.

Richter, N.; Staenz, K.; Kaufmann, H. 2008. Spectral unmixing of airborne hyperspectral data for baseline mapping of mine tailings areas. *International journal of remote sensing*. 29 (13): 3937-3956.

Ribeiro, S. M. C.; Soares Filho, B.; Costa, W. L.; Bachi, L.; Oliveira, A. R.; Billota, P.; Saadi, A.; Lopes, E.; O’Riordan, L.; Pennacchio, H. L.; Queiroz, L.; Hecht, S.; Rajão, R.; Oliveira, U.;

- Sampaio, C. C. 2018. Can multifunctional livelihoods including recreational ecosystem services (RES) and non-timber forest products (NTFP) maintain biodiverse forests in the Brazilian Amazon? *Ecosystem Service*. 31: 517-526.
- Richards, D. R.; Tunçer, B. 2018. Using image recognition to automate assessment of cultural ecosystem services from social media photographs. *Ecosystem Services*. 31: 318-325.
- Roces-Díaz, J.V.; Burkhard, B.; Kruse, M.; Muller, F.; Díaz-Varela, E.R.; Álvarez-Álvarez, P. 2017. Use of ecosystem information derived from forest thematic maps for spatial analysis of ecosystem services in northwestern Spain. *Landscape Ecology*. 13: 45-57.
- Rodríguez, J.P.; Beard Jr. T.D.; Bennett, E M.; Cumming, G.S.; Cork, J.C.; Agard, J.; Dobson, A.P.; Peterson, G.D. 2006. Trade-offs across space, time, and ecosystem services. *Ecology and Society* 11(1): 28.
- Rosa, J.C.S.; Sánchez, L.E. 2016. Advances and challenges of incorporating ecosystem services into impact assessment. *Journal of Environmental Management*. 180:485-492.
- Rosa, J.C.S.; Sánchez, L.E. 2015. Is ecosystem service improving impact assessment? Evidence from recent international practice. *Environmental Impact Assessment Review*. 50:134-142.
- Rosa, J. C. S.; Sánchez, L. E. Morrison-Saunders, A. 2018. Getting to “agreed” post-mining land use – An ecosystem services approach. *Impact Assessment Project Appraisal*. 36(3) 220-229.
- Rosenthal A.; Verutes G., McKenzie E., Arkema K.K., Bhagabati N., Bremer L.L., Olwero N., Vogl A.L., 2015. Process matters: a framework for conducting decision-relevant assessments of ecosystem services. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*. 11(3):190-204.
- Ruiz-Jaen, M.C.; Aide, T.M. 2005. Restoration success: How is it being measured? *Restoration Ecology*. 13(3): 569-577.
- Ruggiero, P. G.C.; Metzger, J.P.; Tambosi, L. R.; Nichols, E. 2019. Payments for ecosystem services programs in the Brazilian Atlantic Forest: Effective but not enough. *Land Use Policy*. 82:283-291.
- Salomão R.P.; Gomes, V.H.F.; Brienza Junior, S.; Salomão. G.N.; Hage, A.L.F. 2019. Indicadores de sustentabilidade da restauração florestal em áreas mineradas na Amazônia. *Brazilian Journal of Development*. 5(2):1251-1259.
- Salomão, R.P.; Ferreira, L.V.; Sanna, M. Conservação e monitoramento da vegetação e das unidades de paisagem nas áreas de mineração da Alcoa, município de Juruti, estado do Pará. Relatório Técnico-Científico - Ano 2. Museu Paraense Emílio Goeldi/Alcoa/Fidesa. Vol. 1 e 3: Vegetação e Unidades de Paisagens. 166 p. 2009
- Salomão, R.P.; Brienza Júnior, S.; Rosa, N. A. 2014. Dinâmica de Reflorestamento em áreas de restauração após mineração em unidade de conservação na Amazônia. *Revista Árvore*. 38(1): 1-24.
- Salomão, R.P.; Rosa, N.A.; Morais, K. A.C. 2007. Dinâmica de regeneração natural de árvores em áreas mineradas na Amazônia. *Boletim Museu Emilio Goeldi*. 2(2): 85-139.

Sánchez L.E.; Silva-Sánchez S.S.; Neri A.C. 2014. Guide for Mine Closure Planning. Brasília: IBRAM – Brazilian Mining Association. Available at: <http://www.ibram.org.br/sites/1300/1382/00004552.pdf>

Santos, R. F. Planejamento ambiental: teoria e prática. Oficina de texto. São Paulo, 2004.

Sasso, P. D.; Ottolino, M. A.; Caliandro, L. P. 2012. Identification of quarries rehabilitation scenarios: A case within the metropolitan area of Bari (Italy). *Environmental Management*. 49: 1174 – 1191.

Scheffer, M.; Bascompte, J.; Brock, W. A.; Brovkin, V.; Carpenter, S. R.; Dakos, V.; Held, H.; van Nes, E. H.; Rietkerk, M.; Sugihara, G. 2009. Early-warning signals for critical transitions. *Nature*. 461 (3): 53-59.

Schimann, H.; Petit-Jean, C.; Guitet, S.; Reis, T.; Domenach, A. M.; Roggy, J. C. 2012. Microbial bioindicators of soil functioning after disturbance: The case of gold mining in tropical rainforests of French Guiana. *Ecological Indicators*. 20: 34 – 41.

Scoles R.; Gribell R.; Klein G.N. 2011. Crescimento e sobrevivência de castanheira (*Bertholletia excelsa* Bonpl.) em diferentes condições ambientais na região do rio Trombetas, Oriximiná, Pará. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais*. 6(3): 273-293.

Scholte S.L.S.; Maya T.; van Teeffelen A.J.A.; Veburg P.H. 2016. Public support for Wetland Restoration: What is the link with ecosystem services values? *Wetlands* 36:467-481.

Sharp, R.; Chaplin-Kramer, R.; Wood, S.; Guerry, A.; Tallis, H.; Ricketts, T. (eds.). *INVEST tip User's Guide: Integrated Valuation of Environmental Services and tradeoffs*. The Natural Capital Project, Stanford. 2014.

Scheffer, M.; Bascompte, J.; Brock, W. A.; Brovkin, V.; Carpenter, S. R.; Dakos, V.; Held, H.; van Nes, E. H.; Rietkerk, M.; Sugihara, G. 2009. Early-warning signals for critical transitions. *Nature*. 461 (3): 53-59.

Silva, M.B. da 2017. Exploração da bauxita e dinâmicas espaciais em Juruti (PA). Universidade federal do Amazonas (Dissertação). Manaus, Amazonas.

Silva, R.P. 2007. Alometria, Estoque e Dinâmica da Biomassa de Florestas Primárias e Secundárias na região de Manaus (AM). Tese (doutorado). INPA / UFAM. Manaus, 2007.

Silva, L. C. R.; Corrêa, R. S. 2010. Evolução da qualidade do substrato de uma área minerada no cerrado revegetada com *Stylosanthes* spp. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. 14 (8): 835 – 841.

Slootweg R., Rajvanshi A., Mathur V.B., Kolhoff A., 2010. Biodiversity in environmental assessment: Enhancing ecosystem services for human well-being. Cambridge: Cambridge University Press.

SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL – SER. The SER International Primer on Ecological Restoration. 2004.

- Sonter, L.J.; Herrera, D.; Barrett, D.J.; Galford, G.L.; Moran, C.J.; Soares-Filho, B.S. 2017. Mining drives extensive deforestation in the Brazilian Amazon. *Nature Communications* 8(1013): 1-7p.
- Sonter, L.J.; Gourevitch, J.; Koh, J.; Nicholson, C.C.; Richardson, L.L.; Schwartz, A.J.; Singh, N.; Watson, K.B.; Maron, M.; Ricketts, T.H. 2018. Biodiversity offsets may miss opportunities to mitigate impacts on ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 16(3): 143-148.
- Tallis, H.; Kennedy, C.M.; Ruckelshaus, M.; Goldstein, J.; Kiesecker, J.M. 2015. Mitigation for one & all: an integrated framework for mitigation of development impacts on biodiversity and ecosystem services. *Environmental Impact Assessment Review*. 55:21-34.
- Terra Meio Ambiente. Inventário Florestal. Mina de Bauxita Juruti. Juruti, 2014.
- Tibbet, M. (editor.), 2015. Mining in Ecologically Sensitive Landscape. Clayton South/Leiden: CSIRO Publishing /CRC Press.
- Tourinho, M. M.; Gama, J. R. V.; Mattar, P. N.; Santos, S. R. M. (Coords.) Pesquisa Socioambiental na região Mamuru Arapiuns – Pará. Universidade Federal Rural da Amazônia. Instituto Sócio Ambiental e dos Recursos Hídricos. Belém, 2009.
- Tonge, J.; Moore, S.; Ryan, M.; Beckley, L. 2013. Using Photo-Elicitation to Explore Place Attachment in a Remote Setting. *The Electronic Journal of Business Research Methods*, 11:1 41–50.
- Treweek, J. Ecological Impact Assessment. Oxford: Blackwell Science, 1999.
- Turner, M.; Gardner, R. H.; O'Neill, R. T. Landscape Ecology in theory and practice: Pattern and process. Springer: Nova York, 2003.
- Valente, T.; Gomes, P.; Pamplona, J.; Torre, M. L. 2012. Natural stabilization of mine waste-dumps - Evolution of the vegetation cover in distinctive geochemical and mineralogical environments. *Journal of geochemical exploration*. 123: 152 – 161.
- van der Plank, S.; Walsh, B.; Behrens, P. 2016. The expected impacts of mining: Stakeholder perceptions of proposed mineral sands mine in rural Australia. *Resources Policy*. 58:129-136.
- van Digglen, R.; Grootjans, A.P.; Harris, J.A. 2001. Ecological Restoration: State of the Art or State of the Science? *Restoration Ecology*. 9(2): 115–118.
- Vasuki, Y.; Yu, L.; Holden, E.; Kovesi, P.; Wedge, D.; Grigg, A.H. 2018. The spatial-temporal patterns of land cover changes due to mining activities in the Darling Range, Western Australia: A visual analytics approach. *Ore Geology Reviews*. In press.
- Vickers, H.; Gillespie, M.; Gravina, 2012. A. Assessing the development of rehabilitated grasslands on post-mined landforms in north west Queensland, Australia. *Agriculture, Ecosystem and Environment*. 163:72-84.
- Vieira, F. A. S.; Bragagnolo, C.; Correia, R. A.; Malhado, A. C. M.; Ladle, R. 2018. A salience index for integrating multiple user perspectives in cultural ecosystem service assessments. *Ecosystem Services*. 32: 182-192.

- Vigerstol, K. L.; Aukema, J. E. 2011. A comparison of tools for modelling freshwater ecosystem services. *Journal of Environmental Management*. 92: 2403-2409.
- Vrebos, D.; Staes, J.; Vandenbroucke, T.; D'Haeyer, T.; Johnston, R.; Muhumuza, M.; Kasabeke, C.; Meire, P. 2015. Mapping ecosystem service flows with land cover scoring maps for data-scarce regions. *Ecosystem Services*. 13: 28- 40.
- Vymazal, J. 2012. Restoration of areas affected by mining. *Ecological Engineering*. 43:1-4.
- Ward, S.C.; Koch, J.M. 1996. Biomass and nutrient distribution in a 15.5 years old forest growing on a rehabilitated bauxite mine. *Australian Journal of Ecology*. 21: 309-315.
- Wilker, J.; Rusche, K.; Benning, A.; MacDonald, M.A.; Blaen, P. 2016. Applying ecosystem benefit valuation to inform quarry restoration planning. *Ecosystem Services*. 20:44-55.
- Willcock, S.; Camp, B. J.; Peh, K S-H. 2017. A comparison of cultural ecosystem service survey methods within South England. *Ecosystem Services* 26:445-450.
- Woortmann, C. P. I. B. 2010. Equações alométricas, estoques de biomassa e teores de carbono e nitrogênio de campinaranas da Amazônia Central. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (Dissertação). Manaus, 2010.
- Wortley, L.; Hero, J.M.; Howes, M. 2013. Evaluating ecological restoration success: A review of the literature. *Restoration Ecology*. 21 (5): 537-543.
- Zipper C.E.; Burger J.A.; Skousen J.G.; Angel P.N.; Barton C.D.; Davis V.; Franklin J.A. 2011. Restoring Forests and Associated Ecosystem Services on Appalachian Coal Surface Mines. *Environmental Management* 47(5):751-765.

9.5. Apêndices

A seguir são apresentados os apêndices citados ao longo da tese.

9.5.1. Versão original (em inglês) do framework ESAR – Ecosystem Services Assessment for Rehabilitation

9.5.2. Roteiro de entrevistas semiestruturada utilizado para identificação de beneficiários
– Mina de Bauxita Juruti

Perguntas “quebra gelo”

Ficha Nº _____ Comunidade _____

1- Você nasceu em Juruti?

☐ Sim ☐ Não, mora aqui há quanto tempo? _____

2- Onde morava antes? _____

Serviços culturais

3- Quais as principais atividades de lazer ou recreação da comunidade?

Atualmente _____

Onde? _____

Antes: _____

A distância mudou? _____

4- Como vocês utilizam ou utilizavam florestas para alguma atividade cultural como festas etc.?

Atualmente: _____

Onde? _____

Antes: _____

A distância mudou? _____

☐ Não utilizam.

Serviços provisão

5- Forma de abastecimento de água?

☐ Poço ☐ Nascente ☐ Rio Encanada ☐ Outro, Qual? _____

6- Quais os usos que você faz da água?

☐ Lazer ☐ Dessedentação de animais

☐ Lavar roupas ☐ Outros, quais? _____

Você ou algum conhecido coletam ou coletavam, criam ou criavam, plantam ou plantavam...						
Serviços	Quais?	Nos platôs?	E agora onde? Aumentou a distância?	Frequência?	Quantidade?	Destino?
Fibras e Resinas						
Plantas medicinais						
Frutos, sementes, castanhas						
Planta ornamental						
Lenha						
Madeira						
Peixes						
Tartaruga						
Outros?						
Culturas agrícolas						

Relação mineração – beneficiários

- 1- Dentre as atividades que você realizava nos platôs, quais você considera a mais importante e/ou que sente mais falta?

- 2- Gostaria de voltar a fazer? ☐ Sim ☐ Não, por que? _____

- 3- Acha que seus filhos ou netos irão querer fazer essas atividades?

- 4- Você tem deixado de realizar alguma coisa, atividade ou produzir algo por causa da mineração?

☐ Sim. O que? _____

☐ Não

- 5- O projeto de mineração atrapalha suas atividades atuais de alguma maneira?

☐ Sim. Qual? _____

Como? _____

☐ Não

- 6- Como você gostaria que área que está minerada fosse devolvida para comunidade do PAE Juruti Velho?

Caracterização e agradecimento

1- Idade do respondente _____ 2- Número de pessoas na família _____

3- Sexo _____ 4- Ocupação do respondente _____

5- Gostaria de falar mais alguma coisa? Alguma sugestão?

9.5.3. Abundância, riqueza, índice de diversidade e peso fresco e seco e carbono estocado na área inventariada (103.000 hectares) da mina de Bauxita Juruti.

Parcelas	Abundância	Riqueza	H' Diversidade	Peso fresco (kg)	Peso seco (kg)	Carbono (kg)	Carbono (t)
1	58	36	3,42	39993,41	23196,2	10902,2	10,9
2	108	28	2,61	41141,8	23862,2	11215,3	11,22
3	75	26	2,87	43701,03	25346,6	11912,9	11,91
4	108	37	3,21	57844,29	33549,7	15768,4	15,77
5	86	40	3,41	52355,65	30366,3	14272,2	14,27
6	81	39	3,43	30613,06	17755,6	8345,1	8,35
7	95	36	3,29	33062,39	19176,2	9012,8	9,01
8	112	42	3,2	33225,49	19270,8	9057,3	9,06
9	56	35	3,43	41584,17	24118,8	11335,8	11,34
10	105	41	3,21	56923,94	33015,9	15517,5	15,52
11	75	36	3,29	50891,81	29517,2	13873,1	13,87
12	88	30	3,06	27906,86	16186,0	7607,4	7,61
13	117	34	3,08	34633,8	20087,6	9441,2	9,44
14	77	34	3,09	25838,3	14986,2	7043,5	7,04
15	93	42	3,51	31958,01	18535,6	8711,8	8,71
16	64	35	3,32	38373,09	22256,4	10460,5	10,46
17	71	39	3,51	56831,8	32962,4	15492,3	15,49
18	99	48	3,56	40193,11	23312,0	10956,6	10,96
19	62	34	3,29	42875,53	24867,8	11687,9	11,69
20	51	28	3,14	34541,21	20033,9	9415,9	9,42
21	99	39	3,35	46287,62	26846,8	12618,0	12,62
22	98	34	3,03	39134,45	22698,0	10668,1	10,67
23	60	37	3,46	36764,25	21323,3	10021,9	10,02
24	78	33	3,12	33383,39	19362,4	9100,3	9,1
25	68	36	3,37	43744,48	25371,8	11924,7	11,92
26	40	27	3,18	16437,51	9533,8	4480,9	4,48
27	58	35	3,34	16197,64	9394,6	4415,5	4,42
28	75	39	3,32	25897,81	15020,7	7059,7	7,06
29	63	26	2,86	26149,48	15166,7	7128,3	7,13
30	67	31	3,1	21104,2	12240,4	5753,0	5,75
31	106	26	2,38	26565,66	15408,1	7241,8	7,24
32	83	37	3,36	36246,47	21023,0	9880,8	9,88
33	71	39	3,4	25535,38	14810,5	6960,9	6,96
34	89	35	3,17	38905,57	22565,2	10605,7	10,61
35	85	34	3,11	64968,21	37681,6	17710,3	17,71
36	85	37	3,23	38032,02	22058,6	10367,5	10,37
37	68	34	3,32	31455,09	18244,0	8574,7	8,57

Parcelas	Abundância	Riqueza	H' Diversidade	Peso fresco (kg)	Peso seco (kg)	Carbono (kg)	Carbono (t)
38	104	37	3,22	43454,25	25203,5	11845,6	11,85
39	89	32	3,22	56763,88	32923,1	15473,8	15,47
40	105	35	3,24	53613,71	31096,0	14615,1	14,62
41	108	33	2,92	63164,74	36635,5	17218,7	17,22
42	71	32	3,25	33041,36	19164,0	9007,1	9,01
43	77	32	3,2	53873,81	31246,8	14686,0	14,69
44	83	31	3,17	57660,51	33443,1	15718,3	15,72
45	89	43	3,57	44976,26	26086,2	12260,5	12,26
46	96	32	3,01	55832,78	32383,0	15220,0	15,22
47	79	29	3,15	60180,16	34904,5	16405,1	16,41
48	100	27	2,76	49914,4	28950,4	13606,7	13,61
49	63	32	3,09	48891,18	28356,9	13327,7	13,33
50	79	32	3,22	34534,58	20030,1	9414,1	9,41
51	68	32	3,15	43438,89	25194,6	11841,4	11,84
52	113	30	2,9	33413,57	19379,9	9108,5	9,11
53	73	32	3,24	59213,05	34343,6	16141,5	16,14
54	76	37	3,31	66928,6	38818,6	18244,7	18,24
55	86	24	2,21	33389,96	19366,2	9102,1	9,1
56	44	25	2,97	89310,49	51800,1	24346,0	24,35
57	79	36	3,29	58055,54	33672,2	15825,9	15,83
58	73	32	2,83	52327,2	30349,8	14264,4	14,26
59	64	38	3,45	68688,82	39839,5	18724,6	18,72
60	75	32	3,17	48688,56	28239,4	13272,5	13,27
61	65	32	3,12	37876,47	21968,4	10325,1	10,33
62	63	36	3,34	42463,73	24629,0	11575,6	11,58
63	92	36	3,23	45770,94	26547,1	12477,2	12,48
64	95	29	2,92	31182,52	18085,9	8500,4	8,5
65	82	32	3,15	35232,47	20434,8	9604,4	9,6
66	82	27	2,74	48189,87	27950,1	13136,6	13,14
67	105	32	3	39215,66	22745,1	10690,2	10,69
68	88	39	3,24	59009,25	34225,4	16085,9	16,09
69	74	36	3,34	35549,74	20618,8	9690,9	9,69
70	89	40	3,37	47061,89	27295,9	12829,1	12,83
71	76	29	3,08	37915,23	21990,8	10335,7	10,34
72	88	31	3,07	41243,7	23921,3	11243,0	11,24
73	79	36	3,22	47486,76	27542,3	12944,9	12,94
74	58	32	3,3	46474,97	26955,5	12669,1	12,67
75	82	30	2,8	47695,29	27663,3	13001,7	13
76	80	35	3,17	36001,09	20880,6	9813,9	9,81
77	66	26	2,91	32499,23	18849,6	8859,3	8,86

Parcelas	Abundância	Riqueza	H' Diversidade	Peso fresco (kg)	Peso seco (kg)	Carbono (kg)	Carbono (t)
78	78	34	3,19	31202,87	18097,7	8505,9	8,51
79	73	34	3,27	36090,96	20932,8	9838,4	9,84
80	59	26	2,93	33952,57	19692,5	9255,5	9,26
81	68	29	3,06	34121,66	19790,6	9301,6	9,3
82	67	30	3,2	19509,13	11315,3	5318,2	5,32
83	66	23	2,83	16708,39	9690,9	4554,7	4,55
84	102	37	3,36	33054,94	19171,9	9010,8	9,01
85	88	31	3,05	26982,67	15649,9	7355,5	7,36
86	90	30	2,86	39899,99	23142,0	10876,7	10,88
87	94	32	3,18	20530,77	11907,8	5596,7	5,6
88	105	24	2,8	34722,16	20138,9	9465,3	9,47
89	91	24	2,8	25611,06	14854,4	6981,6	6,98
90	107	30	2,75	31087,65	18030,8	8474,5	8,47
91	91	34	3,02	27029,18	15676,9	7368,2	7,37
92	117	33	3,07	35356,83	20507,0	9638,3	9,64
93	64	26	2,86	36715,56	21295,0	10008,7	10,01
94	82	23	2,77	41548,58	24098,2	11326,1	11,33
95	105	25	2,59	33253,33	19286,9	9064,9	9,06
96	91	28	3,01	33415,29	19380,9	9109,0	9,11
97	86	25	2,77	34078,49	19765,5	9289,8	9,29
98	89	30	2,99	27727,22	16081,8	7558,4	7,56
99	75	39	3,31	31748,49	18414,1	8654,6	8,65
100	82	28	3,05	29453,62	17083,1	8029,1	8,03
101	100	27	2,75	29978,78	17387,7	8172,2	8,17
102	84	28	2,89	32780,37	19012,6	8935,9	8,94
103	92	31	3,06	29801,01	17284,6	8123,8	8,12
Total Geral	8478	169	4	4107884,7	2382573,1	1119809,4	1119,85

9.5.4. Estatística descritiva do estoque de carbono na área inventariada da mina de bauxita na Amazônia.

Estatísticas	Altura - Fuste (m)	Altura - Total (m)	DAP (cm)	Peso fresco (kg)	Carbono (t)
Contagem	8478	8478	8478	8478	8478
Soma	-	-	-	4.107.884,70	1.119,80
Média	6,6	10,0	14,9	484,5	0,132
Média aparada (5%)	6,4	9,6	13,0	271,3	0,074
Mediana	6,0	9,0	10,8	136,0	0,037
Variância	10,7	19,1	176,9	2000158,0	0,149
Desvio Padrão	3,3	4,4	13,3	1414,3	0,386
Mínimo	2,0	3,0	5,1	18,3	0,005
Máximo	27,0	36,0	152,8	24200,0	6,597
Amplitude	25,0	33,0	147,7	24181,7	6,592
Amplitude interquartil	5,0	5,0	10,5	338,2	0,092
Assimetria	0,85	1,27	4,04	9,42	9,42
Curtose	1,26	2,47	25,34	116,99	116,99

9.5.5. Roteiro da entrevista em profundidade utilizado para analisar o serviço de recreação

1. Where do you most commonly go for (bushwalking/mountain biking) in the Darling Ranges?
2. What do you think are the most desirable characteristics of an area for (bushwalking/mountain biking)? Thinking about the last time you went (bushwalking/mountain biking) and the place(s) you visited.
3. What do you think are the characteristics of an area that you would avoid when (bushwalking/mountain biking)? Thinking about a time you went (bushwalking/mountain biking) and did not enjoy the place.
4. Have you accessed some mining rehabilitated area for recreation in the last 12 months? Did you see some differences between the natural and rehabilitated area?
5. Do you have some suggestions to improve rehabilitated mining areas for recreation purposes?
6. Do you think that the next generation (children and grandchildren) will access mining rehabilitated area for recreation?
7. I will show you 6 images in turn to view, please rate each one in terms of respect to preferences to recreate in.

9.5.6. Roteiro do questionário online utilizado para analisar o serviço de recreação

1. Have you recreated in the Darling Range in the last 12 months?

Yes	
No	
I don't know	

2. Please indicate which activity you mainly do in the Darling Range:

Bushwalking	
Mountain Biking	
Other	

3. Please list the three most common sites in the Darling Range that you visit for mountain biking or bushwalking

4. The list below includes a range of different features and characteristics. Please rate the desirability of each in terms of your opinion of a good area for bushwalking or mountain biking

Characteristics	Very desirable	Desirable	Neutral	Undesirable	Very undesirable
Quiet, peaceful					
Natural landforms					
Well-maintained trails					
Hilly areas					
Facilities (e.g. car parking, toilets, picnic tables etc.)					
Presence of native fauna					
Streams, rivers, lakes, and/or waterfalls					
Sparse understory vegetation					
Tree canopy that provides shade					
Presence of different land use types					
Old trees					
Wildflowers					
Large trees					

5. The list below includes a range of different features and characteristics. Using the options provided, indicate whether you think they could be present in a forest area that has been rehabilitated after mining, an area not previously mined, or both.

Characteristics	Present in rehabilitated mine area	Present in area not previously mined	Present in both types of areas	Neither one nor other	I don't know
Young trees					
Old trees					
Large trees					
Exotic species (non-native)					
Diverse understory vegetation					
Natural landform					
Safe environment for bushwalking					
Fauna					
Flowers					
Grass trees					

6. The list below includes a range of possible characteristics and features of a rehabilitated mine area. Please indicate the desirability of each using the scale provided.

Characteristics	Very desirable	Desirable	Neutral	Undesirable	Very undesirable
Signs with information about past mining activities.					
A restored area as natural as it was before mining					
Car parking areas					
Maintained recreation trails					
Areas with visitor facilities (toilets, picnic tables etc).					
Separate trails for bushwalkers and mountain bikers.					

7. Considering the following statements please indicate to what extent you agree or disagree using the scale provided.

Sentences	Very desirable	Desirable	Neutral	Undesirable	Very undesirable
When compared with the current generation, future generations will probably consider rehabilitated mining areas to be more acceptable as sites for recreation activities					
Rehabilitated mining areas will be important recreation sites for future generations.					

9.5.7. Estatística descritiva do estoque de carbono por indivíduo para as áreas onde foi implementada a técnica de recuperação até 1987 na mina de bauxita na Jarrah Forest

		Idade das áreas em recuperação															
		5	6	8	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	25	30
Carbono (t)	Contagem	313	156	81	140	214	416	377	340	708	337	768	192	388	239	111	133
	N válidos	86	61	33	49	201	373	329	267	550	297	541	169	245	184	44	49
	Média	,00405	,01862	,01766	,02347	,08383	,05529	,05703	,07787	,07675	,09043	,07721	,11711	,09608	,12629	,06010	,09498
	Mediana	,00299	,01191	,01518	,02091	,03770	,03436	,03333	,04345	,04184	,05281	,04854	,06059	,06253	,05535	,03848	,08754
	Mínimo	,00129	,00145	,00223	,00129	,00213	,00141	,00161	,00197	,00129	,00168	,00175	,00205	,00264	,00159	,00265	,01814
	Máximo	,01376	,06923	,06037	,07007	1,09860	,77421	,51208	,80059	1,01153	1,01893	,84647	,90004	,76537	,72735	,24780	,23875
	Percentil 05	,00135	,00291	,00241	,00518	,00493	,00342	,00432	,00486	,00376	,00483	,00450	,00743	,00810	,00346	,00322	,02439
	Percentil 25	,00205	,00646	,01044	,01077	,01328	,01552	,01738	,02307	,01962	,02644	,02316	,03113	,03615	,01708	,01679	,06624
	Percentil 75	,00508	,02548	,01899	,02861	,09951	,06400	,06326	,08355	,08843	,09951	,09204	,13281	,12050	,20776	,08578	,12251
	Percentil 95	,01031	,06094	,04463	,06253	,30478	,17862	,22010	,31914	,27875	,32621	,28502	,46336	,32004	,42963	,16384	,17197
	Range	,01247	,06779	,05814	,06878	1,09647	,77279	,51047	,79862	1,01024	1,01725	,84473	,89799	,76273	,72576	,24515	,22061
	Desvio Padrão	,00279	,01767	,01271	,01566	,13706	,07499	,07020	,10880	,11004	,12425	,09659	,15877	,10437	,14473	,05900	,04607
	Variância	,00001	,00031	,00016	,00025	,01879	,00562	,00493	,01184	,01211	,01544	,00933	,02521	,01089	,02095	,00348	,00212
	Assimetria	1,407	1,531	1,615	1,249	4,191	4,414	2,889	3,553	4,069	3,718	3,273	2,869	2,787	1,336	1,367	,760
	Curtose	1,439	1,578	3,140	1,677	22,144	28,684	10,511	15,624	23,325	17,921	14,993	9,089	10,602	1,200	1,544	,836

9.5.8. Estatística da descritiva do estoque de carbono por indivíduo para as áreas onde foi implementada a técnica de recuperação a partir de 1988 na mina de bauxita na Jarrah Forest

		Idade das áreas em recuperação								
		1	6	10	11	12	13	14	15	17
Carbono (t)	Contagem	14099	1068	2405	1182	2145	3019	1265	1033	324
	N válidos	1	509	2218	1120	2026	2800	1195	951	206
	Média	,00129	,00576	,01210	,01354	,01767	,01776	,02069	,03613	,02721
	Mediana	,00129	,00444	,00935	,01051	,01306	,01406	,01592	,01832	,02057
	Mínimo	,00129	,00129	,00129	,00129	,00129	,00129	,00129	,00129	,00145
	Máximo	,00129	,03694	,07934	,08197	,11387	,12087	,13320	1,36437	,18369
	Percentil 05	,00129	,00148	,00205	,00255	,00273	,00246	,00302	,00332	,00332
	Percentil 25	,00129	,00238	,00469	,00590	,00680	,00695	,00829	,00917	,00954
	Percentil 75	,00129	,00760	,01620	,01774	,02327	,02422	,02721	,03219	,03655
	Percentil 95	,00129	,01567	,03116	,03455	,04893	,04636	,05573	,07879	,06382
	Range	0,00000	,03565	,07805	,08068	,11258	,11958	,13191	1,36308	,18225
	Desvio Padrão		,00482	,01017	,01075	,01543	,01486	,01758	,10295	,02634
	Variância		,00002	,00010	,00012	,00024	,00022	,00031	,01060	,00069
	Assimetria		2,340	1,942	1,976	1,941	1,836	2,035	8,932	2,730
	Curtose		7,867	5,519	5,862	5,049	5,170	5,983	90,126	11,715

9.5.9. Testes estatísticos de Mann - Whitney, comparando a tendência de estoque de carbono de duas técnicas de recuperação da mina na Jarrah Forest.

11 anos após implementação da técnica de recuperação	12 anos após implementação da técnica de recuperação	13 após implementação da técnica de recuperação																																																																										
<div><div><div>Hypothesis Test Summary</div><table><tr><th></th><th>Null Hypothesis</th><th>Test</th><th>Sig.</th><th>Decision</th></tr><tr><td>1</td><td>The distribution of Carbon por hectare is the same across categories of Técnica.</td><td>Independent-Samples Mann-Whitney U Test</td><td>3,303E-6¹</td><td>Reject the null hypothesis.</td></tr></table><div>Asymptotic significances are displayed. The significance level is ,05.</div></div><div><div>Independent-Samples Mann-Whitney U Test</div><div>Técnica</div><div><div>Técnica a partir de 1988</div><div>Técnica até 1987</div></div><table><tr><td>Total N</td><td>42</td></tr><tr><td>Mann-Whitney U</td><td>20,000</td></tr><tr><td>Wilcoxon W</td><td>548,000</td></tr><tr><td>Test Statistic</td><td>20,000</td></tr><tr><td>Standard Error</td><td>33,862</td></tr><tr><td>Standardized Test Statistic</td><td>-4,134</td></tr><tr><td>Asymptotic Sig. (2-sided test)</td><td>,000</td></tr><tr><td>Exact Sig. (2-sided test)</td><td>,000</td></tr></table></div></div>		Null Hypothesis	Test	Sig.	Decision	1	The distribution of Carbon por hectare is the same across categories of Técnica.	Independent-Samples Mann-Whitney U Test	3,303E-6 ¹	Reject the null hypothesis.	Total N	42	Mann-Whitney U	20,000	Wilcoxon W	548,000	Test Statistic	20,000	Standard Error	33,862	Standardized Test Statistic	-4,134	Asymptotic Sig. (2-sided test)	,000	Exact Sig. (2-sided test)	,000	<div><div><div>Hypothesis Test Summary</div><table><tr><th></th><th>Null Hypothesis</th><th>Test</th><th>Sig.</th><th>Decision</th></tr><tr><td>1</td><td>The distribution of Carbono por hectare is the same across categories of Técnica.</td><td>Independent-Samples Mann-Whitney U Test</td><td>,005</td><td>Reject the null hypothesis.</td></tr></table><div>Asymptotic significances are displayed. The significance level is ,05.</div></div><div><div>Independent-Samples Mann-Whitney U Test</div><div>Técnica</div><div><div>Técnica a partir de 1988</div><div>Técnica até 1987</div></div><table><tr><td>Total N</td><td>66</td></tr><tr><td>Mann-Whitney U</td><td>235,000</td></tr><tr><td>Wilcoxon W</td><td>1.411,000</td></tr><tr><td>Test Statistic</td><td>235,000</td></tr><tr><td>Standard Error</td><td>69,455</td></tr><tr><td>Standardized Test Statistic</td><td>-2,836</td></tr><tr><td>Asymptotic Sig. (2-sided test)</td><td>,005</td></tr></table></div></div>		Null Hypothesis	Test	Sig.	Decision	1	The distribution of Carbono por hectare is the same across categories of Técnica.	Independent-Samples Mann-Whitney U Test	,005	Reject the null hypothesis.	Total N	66	Mann-Whitney U	235,000	Wilcoxon W	1.411,000	Test Statistic	235,000	Standard Error	69,455	Standardized Test Statistic	-2,836	Asymptotic Sig. (2-sided test)	,005	<div><div><div>Hypothesis Test Summary</div><table><tr><th></th><th>Null Hypothesis</th><th>Test</th><th>Sig.</th><th>Decision</th></tr><tr><td>1</td><td>The distribution of Carbono por hectare is the same across categories of Técnica.</td><td>Independent-Samples Mann-Whitney U Test</td><td>,078</td><td>Retain the null hypothesis.</td></tr></table><div>Asymptotic significances are displayed. The significance level is ,05.</div></div><div><div>Independent-Samples Mann-Whitney U Test</div><div>Técnica</div><div><div>Técnica a partir de 1988</div><div>Técnica até 1987</div></div><table><tr><td>Total N</td><td>70</td></tr><tr><td>Mann-Whitney U</td><td>306,000</td></tr><tr><td>Wilcoxon W</td><td>1.791,000</td></tr><tr><td>Test Statistic</td><td>306,000</td></tr><tr><td>Standard Error</td><td>71,498</td></tr><tr><td>Standardized Test Statistic</td><td>-1,762</td></tr><tr><td>Asymptotic Sig. (2-sided test)</td><td>,078</td></tr></table></div></div>		Null Hypothesis	Test	Sig.	Decision	1	The distribution of Carbono por hectare is the same across categories of Técnica.	Independent-Samples Mann-Whitney U Test	,078	Retain the null hypothesis.	Total N	70	Mann-Whitney U	306,000	Wilcoxon W	1.791,000	Test Statistic	306,000	Standard Error	71,498	Standardized Test Statistic	-1,762	Asymptotic Sig. (2-sided test)	,078
	Null Hypothesis	Test	Sig.	Decision																																																																								
1	The distribution of Carbon por hectare is the same across categories of Técnica.	Independent-Samples Mann-Whitney U Test	3,303E-6 ¹	Reject the null hypothesis.																																																																								
Total N	42																																																																											
Mann-Whitney U	20,000																																																																											
Wilcoxon W	548,000																																																																											
Test Statistic	20,000																																																																											
Standard Error	33,862																																																																											
Standardized Test Statistic	-4,134																																																																											
Asymptotic Sig. (2-sided test)	,000																																																																											
Exact Sig. (2-sided test)	,000																																																																											
	Null Hypothesis	Test	Sig.	Decision																																																																								
1	The distribution of Carbono por hectare is the same across categories of Técnica.	Independent-Samples Mann-Whitney U Test	,005	Reject the null hypothesis.																																																																								
Total N	66																																																																											
Mann-Whitney U	235,000																																																																											
Wilcoxon W	1.411,000																																																																											
Test Statistic	235,000																																																																											
Standard Error	69,455																																																																											
Standardized Test Statistic	-2,836																																																																											
Asymptotic Sig. (2-sided test)	,005																																																																											
	Null Hypothesis	Test	Sig.	Decision																																																																								
1	The distribution of Carbono por hectare is the same across categories of Técnica.	Independent-Samples Mann-Whitney U Test	,078	Retain the null hypothesis.																																																																								
Total N	70																																																																											
Mann-Whitney U	306,000																																																																											
Wilcoxon W	1.791,000																																																																											
Test Statistic	306,000																																																																											
Standard Error	71,498																																																																											
Standardized Test Statistic	-1,762																																																																											
Asymptotic Sig. (2-sided test)	,078																																																																											

14 anos após implementação da técnica de recuperação

Hypothesis Test Summary			
	Null Hypothesis	Test	Sig.
1	The distribution of Carbono por hectare is the same across categories of Técnica.	Independent-Samples Mann-Whitney U Test	,001
Asymptotic significances are displayed. The significance level is ,05.

Total N	48
Mann-Whitney U	94,000
Wilcoxon W	689,000
Test Statistic	94,000
Standard Error	44,087
Standardized Test Statistic	-3,266
Asymptotic Sig. (2-sided test)	,001

15 anos após implementação da técnica de recuperação

Hypothesis Test Summary			
	Null Hypothesis	Test	Sig.
1	The distribution of Carbono por hectare is the same across categories of Técnica.	Independent-Samples Mann-Whitney U Test	,000
Asymptotic significances are displayed. The significance level is ,05.

Total N	55
Mann-Whitney U	157,000
Wilcoxon W	563,000
Test Statistic	157,000
Standard Error	59,397
Standardized Test Statistic	-3,721
Asymptotic Sig. (2-sided test)	,000

9.5.10. Questões utilizadas nos workshops na Austrália.

- 1) Could the ecosystem services concept be useful for mine rehabilitation (planning and monitoring)?
[Useful for what? How?]
- 2) Do you see value in using ESAR in current monitoring carried out by Alcoa?
- 3) What would be difficult to apply in practice? What do you suggest to remedy this?