

**Universidade de São Paulo
Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”**

**Serviços ecossistêmicos e a atividade minerária: um estudo de
caso no Vale do Ribeira, SP**

Mariana Hortelani Carneseca Longo

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestra em Ciências, Programa: Recursos
Florestais. Opção em: Conservação de
Ecossistemas Florestais

**Piracicaba
2014**

Mariana Hortelani Carneseca Longo
Bacharel em Ciências Biológicas

Serviços ecossistêmicos e a atividade minerária: um estudo de caso no Vale do Ribeira, SP

versão revisada de acordo com a resolução CoPGr 6018 de 2011

Orientador:
Prof. Dr. **RICARDO RIBEIRO RODRIGUES**

Dissertação apresentada para obtenção do título de
Mestra em Ciências. Programa: Recursos
Florestais. Opção em: Conservação de
Ecossistemas Florestais

Piracicaba
2014

*Aos meus pais, Luiz Fernando e Maria Inês
Ao Luccas e ao nosso bebê que está a caminho*

Dedico.

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador, Ricardo Rodrigues, pelas contribuições e conhecimentos oferecidos, e, acima de tudo, pelo incentivo e confiança depositada em mim.

Ao Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo (IPT), em especial à amiga Ligia Ferrari, diretora do CT-Floresta, e ao Dr. Oswaldo Poffo, chefe da Seção de Sustentabilidade de Recursos Florestais - SSRF, por todo o reconhecimento e apoio para o desenvolvimento desta pesquisa.

À Fapesp e à Vale pelo financiamento do projeto “Recuperação de áreas degradadas de mineração associando técnicas de bioengenharia de solos com a geração e manutenção de serviços ambientais”, em que meu projeto de pesquisa esteve amparado.

À unidade da Vale Fertilizantes, em Cajati-SP, em especial ao funcionário Henrique Miguel Martinho, pela colaboração e aprovação do desenvolvimento deste estudo.

À empresa Prominer Projetos LTDA, em nome do geógrafo João Claudio Estaiano, pela disponibilização dos dados cartográficos digitais.

À Edna Baptista Gubitoso, pesquisadora do IPT, pela atenção despendida e revisão das referências bibliográficas e da formatação da dissertação. Sua ajuda foi de extrema importância!

À Andreza Milhan, bibliotecária do IPT, pelo auxílio na pesquisa dos artigos científicos.

À Giovana Oliveira, secretária do programa de pós-graduação em Recursos Florestais, pela atenção, disponibilidade e ajuda nos momentos de dificuldades.

À Ligia Ferrari, pesquisadora do IPT, pela análise crítica do projeto de pesquisa e colaboração em diversas etapas do trabalho.

Ao Marcio Nahuz, pesquisador do IPT e coordenador do projeto Fapesp/Vale, pelas contribuições científicas e conselhos pessoais, e por, juntamente com sua esposa Taroub, ter auxiliado na elaboração do *abstract*.

Aos colegas da SSRF (Aline, Ana Paula, Carol, Lucinha, Marcio, Paula, Poffo e Stephanie), pelo incentivo e, principalmente, pelos momentos de descontração. Vocês são demais!

Aos demais colegas do CT-Floresta (Totonho, Brazolin, Raquel, Maria José, Concha, Cris, Valéria ...) pelo carinho nestes 8 anos de convívio no CT-Floresta.

Aos colegas do CT-Geo, em especial às pesquisadoras integrantes do projeto Fapesp/Vale (Sofia, Tania e a ex-estagiária Ana Clara), pela agradável companhia no trabalho.

À Amarilis Figueiredo Gallardo, ex-pesquisadora do IPT e ex-coordenadora do projeto Fapesp/Vale, pelo incentivo, confiança e por ser meu referencial de pesquisadora. É sempre muito enriquecedor trabalhar com você!

Aos colegas da pós-graduação, em especial à Vanessa (vamos lá parça!) e à Denise, pelo estímulo e pelas palavras de apoio. No fim tudo dá certo, meninas!

Aos amigos e companheiros de almoço no IPT (Serginho, Pigozzo, Erica, Aline, Johnny, Reinaldo, Vinicius, Victor, Ricardo ...) e à querida amiga Cyntinha, pelos momentos de risadas garantidas e permanente alto astral.

Às queridas amigas do ECPebolim, pelo constante apoio, encorajamento e compreensão pelas frequentes ausências nas reuniões e comemorações do grupo.

Às minhas grandes amigas e irmãs Adriana Chakour, Juliana Nunes Kury, Catuzinha e Talitona, pela amizade sincera e gratuita.

A todos os outros amigos pessoais que souberam ter paciência e entender os motivos de ausência, e torceram pela conclusão deste trabalho.

À família Piracicabana (os Rodrigues e os Longos) pelo respeito e consideração, e em especial ao Vô Nelson, Marina, Tio Marcio, Tia Vilma e Marília, por me hospedarem e me tratarem com tanto carinho nos dias em que estive em Pira.

À família Araraquarense (os Carneseca, os Hortelani e os Sedenho) por me mostrarem o conceito de família e pelas agradáveis reuniões na cozinha. *Siamo tutti nervosi!*

Ao meu irmão Luiz Fernando (Tato) e aos meus cunhados queridos (Marianinha, Luigi, Maite, Leo e Diana) pela convivência maravilhosa.

Aos meus sogros (Fausto e Jô) por terem colocado o Luquinhas no mundo e, juntamente com a Sheila, por me tratarem sempre com grande carinho.

Aos melhores e mais maravilhosos pais do mundo pelo amor e dedicação que tanto contribuíram para minha formação. Amo vocês!

E, finalmente, mas não menos importante, ao homem da minha vida – Luccas Longo, o meu menino passarinho! Agradeço imensamente pela constante paciência, dedicação, carinho, descontração e amor oferecidos para a construção desse trabalho (retribuindo suas palavras de 2007). Amo, imensidão!!!

SUMÁRIO

RESUMO.....	9
ABSTRACT	11
1 INTRODUÇÃO.....	13
1.1 Hipóteses e objetivos	18
2 REFERENCIAL TEÓRICO	21
2.1 Definição de serviços ecossistêmicos	21
2.3 Classificação dos serviços ecossistêmicos	26
2.4 Serviços ecossistêmicos no processo de avaliação ambiental	29
2.5 Capacidade da paisagem em fornecer serviços ecossistêmicos.....	32
3 MATERIAL E MÉTODO.....	37
3.1 Área de estudo	37
3.1.1 Localização geográfica e acessos	37
3.1.2 Caracterização regional	38
3.2 Metodologia de avaliação dos serviços ecossistêmicos	42
3.3 Análise estatística dos dados	52
4 RESULTADOS	53
4.1 Etapa A – Identificação dos serviços ecossistêmicos.....	53
4.2 Etapa B – Avaliação de impacto ambiental com análise de serviços ecossistêmicos	56
4.3 Etapa C – Capacidade de oferta de serviços ecossistêmicos	61
4.4 Etapa D – Análise dos diferentes cenários na oferta de serviços ecossistêmicos	62
5 DISCUSSÃO.....	71
5.1 Quais impactos decorrentes da mineração mais interferem na oferta local de serviços ecossistêmicos?	71
5.2 Como a mudança de uso e ocupação do solo decorrente da atividade minerária interfere na oferta local de serviços ecossistêmicos?.....	75
5.3 Análise crítica da metodologia de avaliação dos serviços ecossistêmicos.....	79
6 CONCLUSÕES.....	83
REFERÊNCIAS.....	87
ANEXOS	97

RESUMO

Serviços ecossistêmicos e a atividade minerária: um estudo de caso no Vale do Ribeira, SP

As atividades antrópicas vêm continuamente influenciando as transformações no ordenamento do solo. A mineração, em suas fases de operação e desativação, é um dos maiores agentes de mudança do uso do solo e alteração da paisagem, o que, conseqüentemente, resulta em modificações na dinâmica das funções ecológicas, interferindo na oferta de serviços ecossistêmicos. Considerando a inclusão da abordagem dos serviços ecossistêmicos na avaliação ambiental de empreendimentos, a partir de um estudo de caso em uma mineração de rocha fosfática (apatita), localizada no município de Cajati – SP, o presente estudo teve como objetivo responder a seguinte questão: a atividade de mineração interfere na oferta local de serviços ecossistêmicos? Para isso, o método de análise utilizado foi fundamentado em um modelo de avaliação não monetária, com base nos padrões da atividade de mineração ao longo do tempo e do espaço, bem como na capacidade das diferentes classes de uso e ocupação do solo dessa atividade em fornecer serviços ecossistêmicos. O estudo concluiu que todos os serviços ecossistêmicos avaliados são afetados pelos impactos ambientais gerados pela atividade minerária, sendo que a alteração na extensão da área ocupada por floresta nativa – tanto redução quanto aumento - é o que mais influenciou no fornecimento de serviços ecossistêmicos potenciais. Além disso, a atividade minerária ao alterar o padrão de uso e ocupação do solo e, conseqüentemente, alterar as funções ecológicas locais, reduziu progressivamente a oferta de múltiplos serviços ecossistêmicos e, por outro lado, a recuperação das áreas degradadas pela atividade minerária, recobrando o solo com espécies de gramíneas e promovendo o plantio de espécies arbóreas nativas, resultou no aumento da oferta local dos serviços ecossistêmicos potenciais. A partir destes resultados fica evidente a importância das ações de recuperação de áreas degradadas pela atividade minerária para o aumento da oferta de serviços ecossistêmicos. Dessa forma, recomendou-se inserir a análise de serviços ecossistêmicos na avaliação de impactos ambientais de empreendimentos minerários, visto que a ferramenta de avaliação baseada em serviços ecossistêmicos permite identificar conflitos e sinergias entre as atividades antrópicas e os ecossistemas, fornecendo subsídios para identificar medidas adicionais de mitigação de impactos e de compensação ambiental.

Palavras-chave: Serviços ecossistêmicos; Mineração; Avaliação de impacto ambiental; Plano de Recuperação de Áreas Degradadas - PRAD

ABSTRACT

Ecosystem services and mining activities: a case study in Vale do Ribeira, SP

Human activities have continuously influenced changes in land management. Mining in its operational and decommissioning stages, is one of the biggest agents of change in the landscape and land use, which consequently results in changes in the dynamics of the ecological functions, interfering with the supply of ecosystem services. Taking into account the ecosystem services approach in environmental project assessments and based on a case study of a rock phosphate mining operation, located in the town of Cajati - SP, this study aimed to answer the following question: does the mining activity interfere in the local supply of ecosystem services? As such, the method of analysis was based on a framework of non-monetary assessment itself based on the established patterns of the mining activity over time and space, as well as the ability of different land uses to provide ecosystem services. The result of the study was that all the analyzed ecosystem services are affected by the environmental impacts of the mining activity, and that change in the extension of the native forest (as decrease as increase) is what most affects the potential supply of ecosystem services. Moreover, as the mining activity alters the pattern of land use and occupation and consequently alters the local ecological functions, it progressively reduces the provision of multiple ecosystem services. On the other hand, the recovery of degraded areas by mining activities, covering the soil with grass species and promoting the planting of native species, allowed for the growth of the local supply of potential ecosystem services. From these results, the importance of area recovery actions is evident in increasing the supply of ecosystem services. Thus, the inclusion of the analysis of ecosystem services in the environmental impact assessment of projects is recommended, as the assessment tool based on ecosystem services allows us to identify synergies and conflicts between human activities and ecosystems, providing input to identify additional actions for impact mitigation and environmental compensation.

Keywords: Ecosystem services; Mining; Environmental impact assessment; Recovery Plan of Degraded Areas - PRAD

1 INTRODUÇÃO

Com o rápido desenvolvimento da sociedade humana, as atividades antrópicas vêm continuamente influenciando as mudanças no uso e ocupação do solo e, especialmente a partir da revolução industrial, as intervenções no solo vêm sendo intensificadas (ZHANG et al., 2010). Esta rápida transformação do uso e ocupação do solo agrava os impactos sobre os ecossistemas, incluindo, principalmente, a supressão da vegetação nativa, perda de espécies, descarte de resíduos, emissões de poluentes, alterações nos regimes de regulação e até mesmo nas atividades econômicas (FOLKE et al., 2004). Atividades como agricultura, pecuária, urbanização e, principalmente, a mineração são os maiores agentes de mudança para a aceleração da transformação do uso do solo e da alteração da paisagem.

A extração mineral é potencialmente degradadora do ambiente e, por mais que se desenvolva dentro dos melhores padrões de controle ambiental, sempre haverá um impacto residual. As principais alterações ambientais provocadas pela mineração são a supressão da vegetação, a mudança da superfície topográfica, o impacto visual, a indução de escorregamentos, a destruição da fauna, o assoreamento de cursos d'água e a mudança no nível freático (GRIFFITH, 1980; BITTAR, 1997).

O termo passivo ambiental representa, em primeiro momento, o valor monetário necessário para reparar os danos ambientais. No entanto, é utilizado frequentemente sem sentido monetário para conotar o acúmulo de danos infligidos ao meio natural por uma determinada atividade ou pelo conjunto das ações humanas. Danos esses que muitas vezes não podem ser avaliados economicamente, representando, num sentido figurado, uma “dívida” para com as gerações futuras (SÁNCHEZ, 2001).

Dentre os principais passivos ambientais decorrentes da atividade de mineração, Sánchez (2001) destaca: áreas de subsidência, áreas alagadas, pilhas de estéreis e barragens de rejeitos. Os passivos ambientais aliados à falta de proposta de uso futuro para as áreas mineradoras em processo de desativação são problemas corriqueiros para o setor de mineração. Esse fato é reconhecido pela Constituição Federal, no artigo 225, §2, que determina de forma bem específica, a recuperação das áreas degradadas pela extração mineral (BRASIL, 1988). Em

atendimento a esse dispositivo constitucional, foi instituído o Decreto nº 97.632, de 10 de abril de 1989, que exige de todos os empreendimentos de extração mineral em operação no país a apresentação de um Plano de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD) (BRASIL, 1989).

O PRAD é o instrumento técnico-gerencial e legal que estabelece o conjunto de métodos e técnicas aplicáveis à contenção da degradação em cada área específica, bem como à preparação para um novo uso, após o término da atividade extrativista, considerando as particularidades locais relacionadas ao tipo de mineração e ao ambiente físico, biótico e antrópico no qual se insere cada empreendimento (TANNO; SINTONI, 2003). De acordo com Sánchez, Silva-Sánchez e Neri, o PRAD é um componente essencial da estratégia de fechamento de toda mina, qualquer que seja o uso futuro pretendido, já que as ações de recuperação de áreas degradadas contribuem para assegurar a estabilidade física e para restabelecer parte dos serviços ecossistêmicos perdidos com a implantação da mina.

No âmbito da mineração, a recuperação de áreas degradadas é geralmente entendida como o conjunto de ações que visam tornar a área apta para algum uso produtivo, não necessariamente idêntico ao que antecedeu a atividade de mineração (SÁNCHEZ, 2001). Lott, Bessa e Vilela (2004) frisam que os objetivos da recuperação de uma determinada área degradada devem atender a requisitos individuais e o plano estabelecido deve deixar claro, previamente, o nível desejado de recuperação. Existem diversos usos potenciais para os quais as áreas degradadas podem ser destinadas, como o cultivo/pastagens, reflorestamento, área residencial ou urbana, parques e áreas de recreação, ou simplesmente, abandoná-las à sucessão vegetal (GRIFFITH, 1980).

Segundo Martins (2009), a reabilitação de uma área que foi degradada consiste em atribuir a ela uma função adequada ao novo uso pretendido, restabelecendo suas principais características, e conduzindo-a a uma situação alternativa e estável. Todavia, o retorno do ecossistema degradado a algum “estado estável alternativo” muitas vezes só será possível por meio de uma forte intervenção antrópica que coloque o ecossistema numa nova trajetória, já que no estado atual o ecossistema se manterá numa condição de degradação irreversível (RODRIGUES; LEITÃO FILHO, 2004).

De acordo com Rodrigues e Gandolfi (2004), o termo restauração é entendido como qualquer atividade de recuperação, que tenha como objetivo principal, não o retorno do ecossistema degradado à condição original, estabelecendo para isso um modelo idealizado de ecossistema, mas sim o restabelecimento dos processos ecológicos e, portanto, da integridade ecológica do ecossistema, o que está de acordo com a definição do termo pela *Society for Ecological Restoration* (SER). O termo restauração tem sido empregado mais recentemente no sentido de restauração ecológica, que tem como ênfase promover o restabelecimento dos processos ecológicos responsáveis pela reconstrução gradual dos ecossistemas, englobando aspectos bióticos e abióticos.

Uma breve revisão dos trabalhos de recuperação ambiental desenvolvidos pelas empresas mineradoras mostra claramente que alguns se enquadram no contexto da restauração ecológica, enquanto outros se aproximam ou se distanciam em função da abordagem adotada e do produto final almejado ou obtido (DIAS; ASSIS, 2011). A recuperação das áreas degradadas pelas atividades de mineração é obrigação de cada empresa, mas algumas empresas assumem compromissos mais ambiciosos e se engajam em objetivos que ultrapassam estas obrigações, desenvolvendo projetos para restaurar habitats e serviços ecossistêmicos degradados por outros agentes, vinculam ações de recuperação ambiental a seus programas sociais ou adotam voluntariamente medidas de compensação de biodiversidade visando a obtenção de um ganho líquido (SÁNCHEZ. SILVA-SÁNCHEZ; NERI, 2013).

A restauração ecológica está se tornando uma importante estratégia para aumentar a prestação de serviços dos ecossistemas, bem como reverter as perdas de biodiversidade (BULLOCK et al., 2011). Rey Benayas et al. (2009) demonstraram que ações de restauração focadas no aumento da biodiversidade podem apoiar a ampliação do fornecimento de serviços ecossistêmicos, particularmente nos biomas terrestres tropicais.

Os serviços prestados pelos ecossistemas apresentam um papel vital no bem estar do homem. Embora alguns serviços sejam facilmente reconhecidos, tais como alimentos, madeira e água potável, outros podem ser menos aparentes. A redução ou perda de alguns destes serviços e dos benefícios que eles produzem podem gerar impactos socioeconômicos que reverberam além dos danos ambientais (LANDSBERG et al., 2013).

Mesmo dada a importância dos serviços prestados pelos ecossistemas ao bem estar humano, as ferramentas padrões de avaliação de impactos ambientais não representam especificamente os impactos decorrentes de um projeto sobre os benefícios destes serviços. Integrar os serviços ecossistêmicos na avaliação de impactos resulta em uma avaliação mais compreensiva e realista dos impactos imediatos e em longo prazo (LANDSBERG et al., 2013).

Segundo Rosa e Sánchez (2012), o recente desenvolvimento do conceito de serviços ecossistêmicos para aplicação em avaliação de impactos é uma tentativa de análise integrada do território que pretende superar as deficiências da abordagem tradicional da avaliação de impactos, frequentemente tida como demasiadamente descrita e insuficientemente analítica. Mediante o estudo dos serviços ecossistêmicos, também poderá ser possível propor medidas de mitigação que possam aumentar ou pelo menos manter o desempenho do projeto analisado, assim como, melhorar a qualidade de vida dos grupos humanos afetados pelo projeto (LANDSBERG et al., 2011).

A relevância do tema sobre serviços ecossistêmicos para a contabilidade ambiental está em considerá-los tanto como passivos quanto como ativos de empreendimentos. Nem sempre os serviços ecossistêmicos são considerados na avaliação de projetos, o que gera subvalorização, caso o projeto apresente externalidades positivas, ou supervalorização, caso apresente externalidades negativas.

Baseado no conceito de internalização das externalidades, alguns instrumentos econômicos têm sido criados com o intuito de incorporar os custos, ou, no caso dos serviços ecossistêmicos, os benefícios de uma atividade com efeitos ao meio ambiente. O Brasil já conta com alguns instrumentos econômicos que são usados na área ambiental: o ICMS Ecológico, a compensação ambiental, a cobrança pelo uso e descarte da água, a cobrança de *royalties* pela extração de recursos minerais, isenção fiscal para RPPNs, etc. (YOUNG, 2007).

Neste contexto, o Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) surge como um instrumento econômico dentre muitas opções de gestão para lidar com a falha de mercado relativa à tendência à suboferta de serviços ambientais (aqui se entende como sinônimo a serviços ecossistêmicos) em decorrência da falta de interesse por parte dos agentes econômicos em atividades de proteção e uso sustentável dos recursos naturais, ou seja, a ideia por trás desse instrumento é recompensar aqueles

que produzem ou mantêm os serviços ambientais, ou incentivar outros a garantirem o provimento desses serviços, que não o fariam sem o incentivo. (SEEHUSEN; PREM, 2011).

Desde 2006, houve uma explosão de projetos de PSA no Brasil, assim como esforços para aprovar leis relacionadas ao PSA, nos níveis municipal, estadual e federal, sendo que uma larga variedade de abordagens tem sido aplicada, como o pagamento direto pelos usuários, o comércio nos mercados regulado e voluntário de carbono, os fundos governamentais, e uma mistura dessas abordagens (PAGIOLA; VON GLEHN; TAFFARELLO, 2012). No entanto, enquanto ninguém questiona a importância dos serviços ambientais para a sobrevivência da humanidade, a questão que se coloca é como regular a oferta e demanda por serviços ambientais e, conseqüentemente, pagar por esse serviço, dadas as suas características de bens públicos (SEEHUSEN; PREM, 2011) e dada a existência de instrumentos de comando e controle, que são instrumentos legais de regulamentação cujo não cumprimento das regras normalmente leva a sanções.

Neste sentido, a questão principal relacionada aos programas de PSA é se os empreendedores e proprietários de terras deveriam receber pagamentos por realizar o que já são obrigados por lei a fazer. Para Pagiola, von Glehn e Taffarello (2012), as imposições legais não têm sido eficazes para viabilizar que os objetivos de conservação sejam alcançado e a constatação de que os processos de degradação não são coibidos pela legislação tem sido a motivação primária para a adoção de novos instrumentos como o PSA. No entanto, esta abordagem cria incentivos para entrar em conformidade legal sem a necessidade de um compromisso total, pois o pagamento pode levar ao desaparecimento de outras formas de incentivos éticos para a conservação, já que alguns indivíduos podem considerar que diante do compromisso pelo pagamento, se livram da responsabilidade em conservar por outros motivos. Muradian et al. (2010) argumentam ainda que o uso prolongado de pagamentos pode levar à percepção de que se trata de um direito, perdendo o impacto motivacional.

O aumento do conhecimento sobre os serviços ecossistêmicos associados a projetos e empreendimentos, e sobre métodos para sua quantificação e valoração colaborará para a internalização de externalidades positivas e negativas e, conseqüentemente, para inclusão dos serviços ecossistêmicos na avaliação de projetos.

O tema serviços ecossistêmicos é relativamente recente na literatura científica. Uma busca dos termos “*ecosystem services*” ou “*ecosystem service*” como tópico (título, resumo ou palavra-chave) na categoria Ciência e Tecnologia do *ISI/ Web of Knowledge* resultou em 6.129 artigos, sendo que o artigo mais antigo é datado de 1983 e, 98,5% dos artigos foram publicados no período de 2000 a 2013, o que demonstra a recente divulgação dos estudos relacionados ao tema. Vale ressaltar que apenas uma pequena parcela destes artigos (1,2%) trata dos temas “serviços ecossistêmicos” e “mineração”.

Pode-se afirmar que ainda há muitos desafios relacionados ao tema serviços ecossistêmicos, dentre os quais, a própria conceituação e a insuficiência de dados primários referentes à identificação, quantificação e valoração de serviços ecossistêmicos. No entanto, considera-se que o panorama atual de desenvolvimento de mecanismos de pagamento por serviços ambientais (PSA) tende a aumentar a demanda por conhecimento técnico-científico sobre o tema. Assim, o presente estudo pretende contribuir com o avanço deste conhecimento, considerando a inclusão de aspectos dos serviços ecossistêmicos na avaliação ambiental de empreendimentos, a partir de um estudo de caso na mineração.

1.1 Hipóteses e objetivos

Diante desta contextualização, a pesquisa esteve sustentada sob as seguintes questões: “Quais impactos decorrentes da mineração mais interferem na oferta local de serviços ecossistêmicos?” e “Como a mudança de uso e ocupação do solo decorrente da atividade minerária interfere na oferta local de serviços ecossistêmicos?”.

Em função das questões estabelecidas, as hipóteses que nortearam este trabalho foram:

(i) a mineração, ao longo de sua atividade, interfere na dinâmica local das funções ecológicas e, portanto, reduz a oferta de serviços ecossistêmicos;

(ii) a implantação do Plano de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD) aumenta a oferta local de serviços ecossistêmicos.

Para responder as questões principais deste estudo, os objetivos da pesquisa foram:

1. Identificar os serviços ecossistêmicos potenciais associados à área de estudo;
2. Avaliar como os impactos ambientais decorrentes da atividade minerária de extração de rocha fosfática interferem no potencial de oferta dos serviços ecossistêmicos identificados;
3. Caracterizar o potencial das diferentes classes de uso e ocupação do solo presentes na área de estudo para fornecer os serviços ecossistêmicos;
4. Analisar as diferenças na oferta local de serviços ecossistêmicos ao longo do desenvolvimento da atividade minerária.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

Por se tratar de um assunto recente na literatura científica e, portanto, sujeito a contradições e a interpretações inadequadas, esse item terá como objetivo aprofundar teoricamente alguns assuntos importantes para a compreensão do desenvolvimento do presente estudo.

2.1 Definição de serviços ecossistêmicos

O início da elaboração dos primeiros conceitos a respeito dos serviços ecossistêmicos e da possibilidade de sua valoração ocorreu nas décadas de 60 e 70 do século passado (WATANABE, 2008). No final da década de 70, Westman (1977) sugeriu que os valores sociais dos benefícios que os ecossistemas prestam poderiam ser potencialmente enumerados para que a sociedade pudesse fazer política e tomar decisões mais informadas. O autor definiu estes benefícios sociais como “serviços da natureza”. Hoje, comumente se refere a estes serviços como “serviços ecossistêmicos”, um termo usado pela primeira vez por Ehrlich e Ehrlich (1981).

Depois de três décadas, o conceito na literatura corrente continua com pouca exatidão para distinguir como os serviços ecossistêmicos podem ser definidos, principalmente, pois a definição dos termos “serviço ecossistêmico” e “função ecossistêmica” ainda é objeto de discussão entre diversos autores, já que para alguns são sinônimos e para outros apresentam significados distintos.

Para De Groot (1992), as funções ecossistêmicas significam a capacidade dos processos e dos componentes da natureza em prover bens e serviços que satisfaçam as necessidades humanas direta ou indiretamente. Complementarmente, Costanza et al. (1997) definiu funções dos ecossistemas como sendo habitats, propriedades biológicas e sistêmicas ou processos dos ecossistemas, e bens do ecossistema (ex.: alimentação) e serviços (ex.: assimilação de resíduos) como serviços ecossistêmicos, que representam os benefícios para a população que derivam, direta ou indiretamente, das funções dos ecossistemas. Para Costanza et al. (1997), os serviços ecossistêmicos e as funções do ecossistema não apresentam uma relação direta (um pra um), ou seja, um serviço ecossistêmico pode ser resultado de duas ou mais funções do ecossistema e, por outro lado, uma função do ecossistema pode resultar em mais de um serviço ecossistêmico.

De Groot, Wilson e Boumans (2002) mantiveram a definição prévia (De GROOT, 1992), porém, aprimorando o conceito de “função” como sendo um subitem dos processos e estruturas ecossistêmicas. Cada função ecossistêmica é o resultado de diversos processos naturais do subsistema ecológico total de que ela faz parte. Os processos naturais, por sua vez são resultados de interações complexas entre os componentes bióticos (organismos vivos) e abióticos (químico e físico) dos ecossistemas através das fontes impulsoras universais de energia e matéria (De GROOT; WILSON; BOUMANS, 2002).

A Avaliação Ecossistêmica do Milênio, conduzida entre 2001 e 2005 com o intuito de avaliar as consequências das mudanças nos ecossistemas sobre o bem-estar humano, define ecossistema como sendo um complexo dinâmico de comunidades vegetais, animais e microrganismos, e seu respectivo meio, que interagem como uma unidade funcional, e os serviços ecossistêmicos são os benefícios que o homem obtém desses ecossistemas (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005).

Boyd e Banzhaf (2007) apresentam uma definição diferente. Para os autores, serviços ecossistêmicos não são os benefícios que o homem obtém dos ecossistemas, mas sim os componentes da natureza, diretamente apreciados, consumidos ou utilizados para produzir bem-estar humano, o que significa que os serviços são os produtos finais. Ou seja, processos indiretos e funções do ecossistema não são considerados serviços ecossistêmicos, pois serviços não serão benefícios, se estes não forem o produto final consumido. Por exemplo, para os autores, atividade de recreação como a pesca, geralmente classificada como sendo um serviço ecossistêmico, não pode ser considerada como tal, pois é na verdade um benefício de múltiplas entradas, sendo a junção dos componentes água e peixe (esses sim são considerados serviços) e de bens convencionais (vara, bote, etc.).

Ao contrário da definição de Boyd e Bazhaf (2007), que entendem serviços apenas como o ponto final diretamente consumível, Fisher, Turner e Morling (2009) propõem que serviços ecossistêmicos são os aspectos do ecossistema utilizados, ativamente ou passivamente, para produzir o bem-estar humano. Para os autores, o ponto chave compreende que serviços devem ser fenômenos ecológicos e que eles não precisam ser diretamente utilizados. Definido desta maneira, os serviços ecossistêmicos incluem tanto a organização ou estrutura do ecossistema como também processos e funções, caso estes sejam consumíveis ou utilizáveis pela

humanidade, tanto direta quanto indiretamente. Sendo assim, para os autores, as funções e processos tornam-se serviços se existirem humanos que se beneficiem deles.

Diante de tantos conceitos similares e divergentes encontrados na literatura científica, Haines-Young e Potschin (2010) ao realizarem uma análise dos principais artigos publicados contendo a definição de serviços ecossistêmicos e sua classificação, encontraram uma evidente separação em duas linhas de raciocínio entre os conceitos abordados, correspondendo aos termos “serviços” e “benefícios”, e o papel dos processos e funções dos ecossistemas (Figura 1).

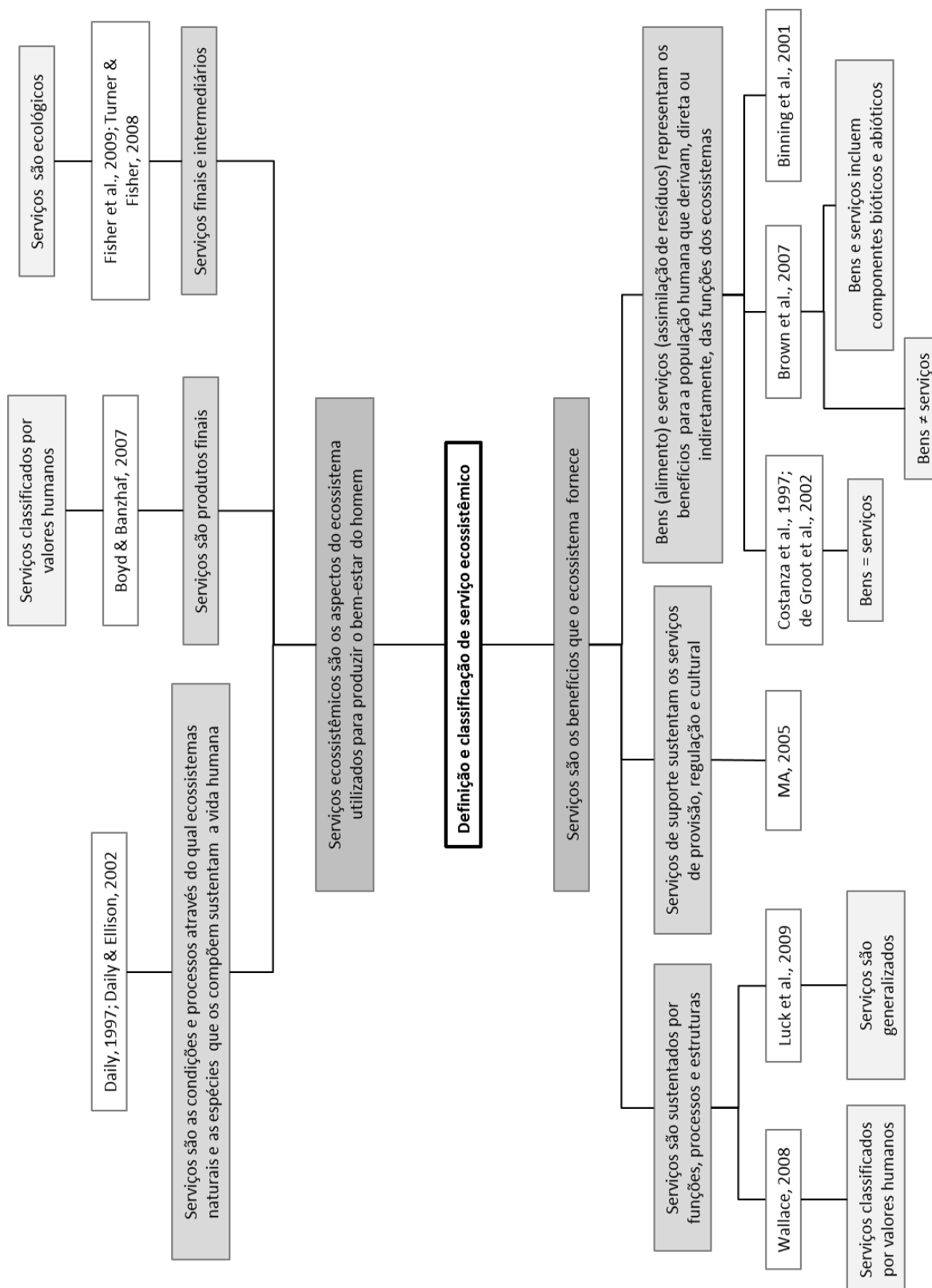


Figura 1 – Mapa conceitual mostrando as diferentes abordagens para conceituar serviços ecossistêmicos. Fonte: modificado de Haines-Young e Potschin (2010).

Com o intuito de resumir grande parte da lógica que sustenta o paradigma contemporâneo dos serviços ecossistêmicos e os elementos chave do debate que tem ocorrido em torno dele, Haines-Young e Potschin (2010) desenvolveram o conceito de “serviços em cascata” (Figura 2). O modelo tenta capturar a visão predominante de que há algo como uma cadeia de produção que liga as estruturas e os processos ecológicos em um lado e os elementos do bem-estar humano em outro, e que existe potencialmente uma série de etapas intermediárias entre eles.

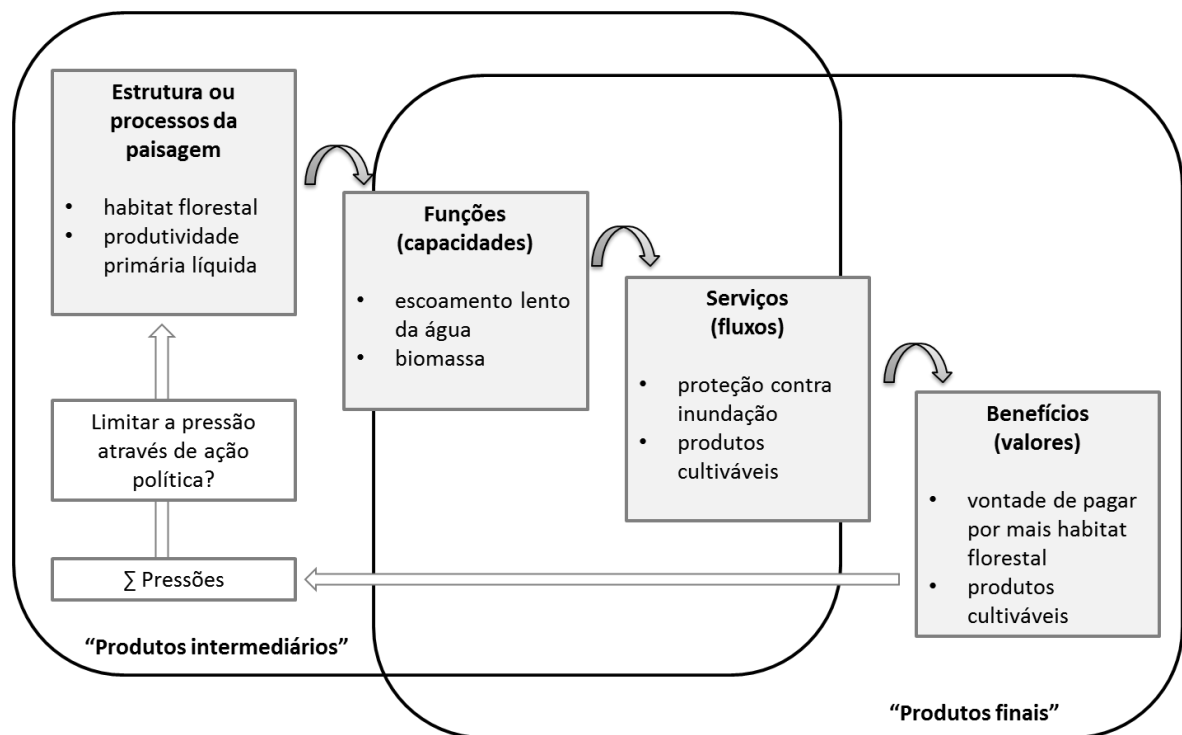


Figura 2 – Relação entre função dos ecossistemas e bem-estar do homem. Fonte: Haines-Young e Potschin (2010)

Vale ressaltar que este modelo passou por um refinamento após a revisão conceitual elaborada por De Groot et al. (2010), realizada para o estudo intitulado “*The Economics of Ecosystems and Biodiversity – TEEB*” (A Economia dos Ecossistemas e da Biodiversidade) (TEEB, 2010). Os autores separam “benefícios” de “valores”, adicionando mais uma etapa na cascata, pois argumentam que se os benefícios são os ganhos no bem-estar gerados pelos ecossistemas, então está claro que diferentes grupos da sociedade podem valorar estes ganhos de formas diferentes, em momentos diferentes e até mesmo em lugares diferentes (FISHER; TURNER; MORLING, 2009).

Ao seguir a ideia proposta no modelo de “serviços em cascata” é interessante notar a maneira particular como a palavra “função” é utilizada, indicando a capacidade do ecossistema de proporcionar algo que é potencialmente útil ao homem (POTSCHIN; HAINES-YOUNG, 2011). Portanto, na definição de que as funções significantes de um ecossistema são o que constitui um serviço ecossistêmico, uma compreensão do contexto espacial (localização geográfica), das escolhas sociais e dos valores (tanto monetário quanto não monetário) é tão importante quanto o conhecimento sobre a estrutura e dinâmica dos próprios sistemas ecológicos (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2009). Sendo assim, a mensagem principal que surge deste modelo é que não importa quantas etapas são envolvidas ou como são nomeadas cada etapa, o objetivo fundamental é compreender os mecanismos que ligam o sistema ecológico com o bem-estar humano.

2.2 Classificação dos serviços ecossistêmicos

O conceito de serviços ecossistêmicos tem se tornado um importante modelo para relacionar o funcionamento dos ecossistemas com os benefícios para bem-estar do homem (FISHER; TURNER; MORLING, 2009). Entender essa ligação é fundamental no contexto de tomada de decisões. Embora muitos estudos têm adotado a classificação de bens e serviços ecossistêmicos proposta na Avaliação Ecossistêmica do Milênio - AEM (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2003), tem havido um considerável debate sobre a adequação desta ferramenta, devido à dificuldade de se aplicar a definição e a classificação sugerida para os serviços ecossistêmicos (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2009).

O sistema de classificação desenvolvido pela AEM (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2003), divide os serviços ecossistêmicos em: serviços de provisão, incluindo água, alimentos, madeira e fibras; serviços reguladores, que afetam climas, inundações, doenças, resíduos e a qualidade da água; serviços culturais, que fornecem benefícios recreacionais, estéticos e espirituais; e serviços de suporte, tais como formação do solo, fotossíntese e ciclo de nutrientes, e que sustentam as outras três classes de serviços (Figura 3). Entretanto, esta classificação não se ajusta a todos os fins, tal como valoração de serviços

ecossistêmicos, gestão ambiental e manejo da paisagem, onde outras classificações foram criadas.

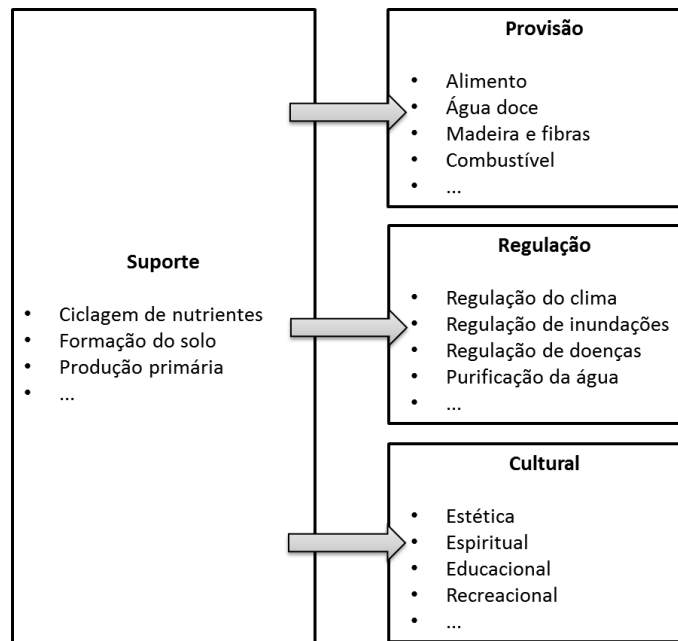


Figura 3 – Categorias de serviços ecossistêmicos de acordo com a classificação proposta na Avaliação Ecossistêmica do Milênio. Fonte: adaptado de Millennium Ecosystem Assessment (2003)

Considerando que um dos contextos para utilização do conceito de serviços ecossistêmicos é promover a educação e difundir o conhecimento acerca dos serviços e benefícios que o bom funcionamento dos ecossistemas fornece ao homem, a classificação proposta pela AEM está adequada a esta finalidade (FISHER; TURNER; MORLING, 2009), pois esta classificação divide os serviços ecossistêmicos em categorias muito compreensíveis, o que a torna de fácil acesso e popularidade.

No entanto, se a meta ou o contexto for a valoração dos serviços ecossistêmicos, a classificação proposta pela AEM não é apropriada. O principal problema desta classificação é que ela confunde os produtos finais, que são os benefícios que as pessoas realmente usufruem, com os intermediários, que são os mecanismos que dão origem a esses serviços (WALLACE, 2007). A diferenciação entre serviços intermediários, serviços finais e benefícios é fundamental para valoração de alguns serviços ecossistêmicos, evitando assim a dupla contagem de um mesmo serviço, que pode ser final ou intermediário, dependendo do benefício de interesse ao bem-estar do homem (Figura 4) (BOYD; BANZHAF, 2007; FISHER; TURNER; MORLING, 2009). Wallace (2007) define que para a valoração, o serviço

ecossistêmico é o benefício que é consumido ou utilizado pelas pessoas, e o restante é simplesmente parte dos processos e estruturas ecológicas que dão origem a este benefício.

Benefícios	Serviços finais	Serviços intermediários
Pesca recreacional	Corpo d'água População de peixe Floresta ripária	Qualidade do corpo d'água
Água potável	Qualidade do corpo d'água	Áreas úmidas



Figura 4 – Serviços e benefícios relacionados à qualidade da água. Fonte: adaptado de Boyd e Banzhaf (2007)

Para o contexto de tomada de decisão onde se pretende reconhecer se uma paisagem possui potencial de fornecer serviços ecossistêmicos é mais apropriado classificar os serviços por meio de suas características espaciais (FISHER; TURNER; MORLING, 2009). Neste caso, é importante para o tomador de decisão conhecer quais serviços são fornecidos pela paisagem e como esses serviços fluem através da paisagem. Entender a distribuição dos serviços e benefícios tão bem quanto a paisagem onde estes serviços são providos informa onde as intervenções de manejo devem ser concentradas e priorizadas.

Costanza (2008) utiliza as características espaciais como critério de classificação, descrevendo a relação entre as localizações do ecossistema que fornece o serviço e dos beneficiários. Sendo assim, o autor diferencia os serviços que não dependem da proximidade dos beneficiários (ex.: regulação do clima, estoque e sequestro de carbono) daqueles que dependem da proximidade (ex.: regulação de distúrbios, tratamento de resíduos, polinização, controle biológico), bem como aqueles serviços que possuem um fluxo direcional, do ponto de origem até o ponto de uso (ex.: fornecimento de água, regulação de nutrientes, controle de erosão) e os serviços que são utilizados *in situ*, no local de origem (ex.: formação do solo, produção de alimentos, produção de matéria prima).

Embora tenha havido várias tentativas de chegar a um esquema único de classificação para serviços ecossistêmicos, Boyd e Banzhaf (2007) concluem que não existe uma simples classificação dos serviços ecossistêmicos que seja apropriada para todos os casos. Em fato, o sistema de classificação deve informar

as características do ecossistema ou fenômeno sobre investigação e o contexto de tomada de decisão pelo qual os serviços ecossistêmicos estão sendo considerados.

2.3 Serviços ecossistêmicos no processo de avaliação ambiental

O processo de avaliação ambiental já existe há mais de 40 anos e é praticado de uma forma ou de outra na maioria dos países ao redor do mundo, tendo como princípio direcionar o olhar dos tomadores de decisão para uma melhor posição em relação ao desenvolvimento sustentável (SLOOTWEG et al., 2010). O campo da avaliação ambiental expandiu, tanto em escopo quanto em aplicação. Dois níveis de avaliação são comumente reconhecidos: Avaliação de Impacto Ambiental (AIA), aplicado no nível de projetos individuais, e Avaliação Ambiental Estratégica (AAE), que é aplicada para políticas, planos e programas.

O foco no conceito de serviços ecossistêmicos fornece uma nova maneira para abordar o manejo do meio ambiente e para conectar natureza e sociedade em processos de avaliações, e o uso da abordagem dos serviços ecossistêmicos está se tornando dominante em todos os níveis de tomada de decisão com foco ambiental (KARJALAINEN et al., 2013).

Baker et al. (2013), ao analisarem os prós e contras relativos à aplicação do conceito de serviços ecossistêmicos nas ferramentas tradicionais de avaliação ambiental (AIA e AAE), concluíram que os serviços ecossistêmicos fornecem um potencial valioso para o processo de avaliação ambiental, mas que se deve levar em consideração o contexto específico de como os serviços serão utilizados para ajudar a resolver alguns dos problemas comuns decorrentes da prática de avaliação ambiental, já que existe a necessidade de reconhecer que às vezes o uso desta abordagem pode não ser apropriado caso não forneça um valor diferencial aos métodos tradicionais.

O uso de serviços ecossistêmicos na avaliação de impactos fornece uma oportunidade para identificar conflitos e sinergias entre as atividades antrópicas e os ecossistemas, permitindo estabelecer diálogos e processos de negociação para aumentar os ganhos entre os beneficiários e evitar prejuízos, bem como para explorar os benefícios a longo prazo (HONRADO et al., 2013), além de revelar medidas adicionais de mitigação de impactos, especialmente os sociais, e medidas de gestão de riscos operacionais (LANDSBERG et al., 2013).

No entanto, observa-se que a abordagem dos serviços ecossistêmicos dentro de avaliações ambientais e de tomada de decisão introduz um novo nível de complexidade. Ainda existem muitos desafios na utilização dos serviços ecossistêmicos em avaliação de projetos, tais como: seleção dos serviços ecossistêmicos a serem avaliados; compreensão das interações entre os serviços; preferências da sociedade no que diz respeito a toda a gama de serviços; e, seleção de uma escala específica para avaliação (GENELETTI, 2011; KARJALAINEN et al., 2013).

Pesquisas sobre interações entre múltiplos serviços ecossistêmicos e a utilização em planejamento e em tomada de decisões ainda são limitadas (CARPENTER et al., 2009; BENNETT; PETERSON; GORDON, 2009). Interações entre serviços ecossistêmicos ocorrem quando múltiplos serviços respondem ao mesmo agente de mudança ou quando relações entre os próprios serviços causam mudanças em um serviço específico, alterando a provisão de um segundo (BENNETT; PETERSON; GORDON, 2009). O *tradeoff* entre os serviços ecossistêmicos ocorre quando a provisão de um serviço é aumentada aos custos da redução na oferta de outro serviço, e, por outro lado, a sinergia entre os serviços ecossistêmicos acontece quando serviços são favorecidos simultaneamente.

Embora a definição de uma classificação clara do que é serviço ecossistêmico seja importante para sua utilização em ferramentas de avaliação e planejamento ambiental, outras questões também são imprescindíveis, como a definição de metas espaciais e temporais. Sendo assim, em uma análise envolvendo a abordagem de serviços ecossistêmicos, é importante considerar a questão da escala. Por escala, entende-se a dimensão física (em espaço e tempo) de fenômenos diversos e observações (O'NEILL; KING, 1998).

O processo de avaliação ambiental concentra-se em uma área geográfica delimitada, enquanto os serviços ecossistêmicos são fornecidos e utilizados em diferentes escalas, que podem ser muito mais ampla do que os limites considerados no processo de avaliação (GENELETTI, 2011). Os serviços ecossistêmicos são ofertados num intervalo de escalas espaciais e temporais, variando entre curto e longo prazo e entre escala local e global, o que indica que os processos ecológicos que os geram podem ocorrer em níveis distintos, tais como: abordagem global, bioma, paisagem, ecossistema, frações de ecossistemas (*plots*) e em nível de plantas (HEIN et al., 2006).

Ao mesmo tempo, a avaliação ambiental e a abordagem dos serviços ecossistêmicos podem afetar diferentes grupos de interesse (*stakeholders*), em vários níveis institucionais (internacional, nacional, estadual/provincial, municipal, família e individual). Sendo assim, além dos conflitos entre as escalas espacial e temporal, os problemas com as escalas ecológica e institucional reforçam a complexidade envolvida nos estudos de serviços ecossistêmicos em avaliações ambientais (GENELETTI, 2011), o que sugere que há uma necessidade premente de utilização de abordagem multiescalares (HEIN et al., 2006). A compreensão das diferentes escalas em que os serviços ecossistêmicos operam é um passo fundamental na construção de estratégias para sua gestão (KREMEN, 2005).

Além da questão da escala, no procedimento de avaliação ambiental é essencial que o conhecimento e os valores dos grupos afetados e interessados (*stakeholders*) sejam refletidos nas várias etapas de análise. Abordar os serviços ecossistêmicos implica explorar os beneficiários destes serviços. Assim, uma grande questão é como os métodos clássicos de avaliação ambiental podem ser aprimorados para incluir os principais serviços ecossistêmicos e, ao mesmo tempo, levar em consideração os outros fatores ecológicos, socioculturais e econômicos, bem como os valores dos grupos sociais afetados e interessados (KARJALAINEN et al., 2013).

Muitos trabalhos recentes enfatizam a necessidade de se fazer uma análise holística dos serviços ecossistêmicos. Landsberg et al. (2011) desenvolveu uma ferramenta para incorporar os serviços ecossistêmicos no processo de avaliação de impacto ambiental. O método de Análise de Serviços Ecossistêmicos para Avaliação de Impactos (ESR for IA) reconhece explicitamente as interações causais entre o desempenho de um projeto, o bem-estar humano e os agentes diretos e indiretos da mudança do ecossistema, e destaca a necessidade de realização de uma avaliação integrada dos impactos do projeto e da dependência deste projeto sobre os serviços ecossistêmicos, por meio do enfoque sistemático dos serviços ecossistêmicos nas diferentes fases do processo de avaliação (escopo, análise de impacto e mitigação).

Sendo assim, fica claro que a abordagem dos serviços ecossistêmicos apresenta um valor adicional às ferramentas de avaliação ambiental, focando nas estruturas e funções ecológicas que fornecem serviços e benefícios para o homem (KARJALAINEN et al., 2013). No entanto, tem-se a necessidade de mais esforços

dedicados ao uso do conceito de serviços ecossistêmicos em estudos de avaliação ambiental, como AIA e AAE (HONRADO et al., 2013).

2.4 Capacidade da paisagem em fornecer serviços ecossistêmicos

Muitos ecossistemas têm sido convertidos em outro tipo de cobertura do solo, que pode ser decorrente dos diferentes tipos de manejo ou de uso e ocupação do solo. Esta mudança influencia as propriedades, processos e componentes do sistema que são a base para a provisão de serviços ecossistêmicos. Sendo assim, a conversão do uso do solo ou alteração do tipo de manejo pode causar a mudança na oferta de serviços ecossistêmicos, não só para um serviço específico, mas para o pacote completo de bens e serviços prestados pelo ecossistema.

Considerando que bens e serviços são os benefícios para a sociedade e que seu provimento depende tanto da capacidade da paisagem em fornecer esses benefícios quanto da demanda da sociedade, um princípio implícito da sustentabilidade é que não se pode exceder a capacidade da paisagem em fornecê-los em longo prazo (BOLLIGER; KIENAST, 2010).

Paisagens podem hospedar diversos ecossistemas, que por sua vez, apresentam diferentes funções com base na estrutura e nos processos ecológicos envolvidos (integridade ecológica). Consequentemente, a capacidade para fornecer um particular serviço ecossistêmico pode variar significativamente (BASTIAN; HAASE; GRUNEWALD, 2012). A capacidade individual do ecossistema para prover serviços está fortemente ligada às condições naturais, ou seja, cobertura natural do solo, hidrologia, características do solo, fauna, clima, topografia, entre outros, e aos impactos humanos, principalmente o uso e ocupação do solo, além das emissões e outras fontes de poluição (BURKHARD et al., 2012).

Mesmo com o crescente interesse da ciência e da política nos serviços ecossistêmicos, muitas questões ainda precisam ser resolvidas para integrar plenamente o conceito de serviços no planejamento da paisagem, na gestão e nas ações de tomada de decisão (De GROOT et al., 2010).

Uma das dificuldades é em relação à terminologia, em particular, a forma como o termo "função" é utilizado quando associado com os termos "ecossistemas" e "paisagem" (HAINES-YOUNG; POTSCHIN; KIENAST, 2012). Para estes autores, o termo "função do ecossistema" refere-se às propriedades (processos e

componentes) de um ecossistema que dão origem a um serviço, enquanto o termo "função da paisagem" teria um significado semelhante, porém mais específico, referindo-se às capacidades dos diferentes usos do solo (mosaicos de cobertura do solo) para gerar um serviço. No entanto, a intenção de ambos os significados é clara: compreender os serviços ecossistêmicos em termos de um conjunto de relações de causa-efeito.

De modo semelhante, De Groot, Wilson e Boumans (2002), definem "função do ecossistema" como a capacidade do processo natural e da estrutura do sistema para gerar bens e serviços que satisfarão as necessidades humanas, direta ou indiretamente, sendo que, processos naturais, por sua vez, são o resultado de uma complexa interação entre os componentes biótico e abiótico do ecossistema. Esses autores agrupam as funções ecossistêmicas em quatro categorias primárias: função de regulação; função de habitat; função de produção; função de informação.

Alguns autores utilizam o termo "função da paisagem" para descrever a capacidade do solo para produção de serviços ecossistêmicos (BOLLIGER; KIENAST, 2010; De GROOT et al., 2010), e a análise das funções da paisagem é uma ferramenta importante para avaliar o potencial das paisagens em oferecer serviços ecossistêmicos em um ambiente em mudança (BOLLIGER; KIENAST, 2010). Ligações entre as características do solo e as funções da paisagem são suficientemente bem apoiadas, tanto pelo conhecimento especializado quanto pela literatura científica (KIENAST et al., 2009).

Outra questão envolvendo a dificuldade na aplicação do conceito de serviços ecossistêmicos ao nível da paisagem é a ausência de dados adequados para a avaliação e quantificação dos serviços (De GROOT et al., 2010), já que muitos estudos estão focados em avaliações globais, que fornecem informações valiosas, mas não são diretamente aplicáveis para a tomada de decisão regional ou local (BURKHARD et al., 2009).

Como os serviços ecossistêmicos podem ser difíceis de medir diretamente, pesquisadores tendem a utilizar o uso e ocupação do solo como um indicador indireto para a prestação de serviços (NELSON et al., 2009; COHEN-SHACHAM et al., 2011; LARONDELLE; HAASE, 2012; KOSCHKE et al., 2012; FÜRST et al., 2013), e esses estudos geralmente assumem uma relação linear entre a estrutura dos ecossistemas presentes na paisagem e prestação de serviços (KOCK et al., 2009). Braat et al. (2008) sugeriram um modelo simplificado de associação entre os

serviços ecossistêmicos ofertados e o grau de perda da biodiversidade com os diferentes níveis de intensidade de uso e manejo do solo (Figura 5). Nota-se que quanto maior o grau de intensidade no uso do solo, menor é o potencial da paisagem em prover serviços ecossistêmicos.

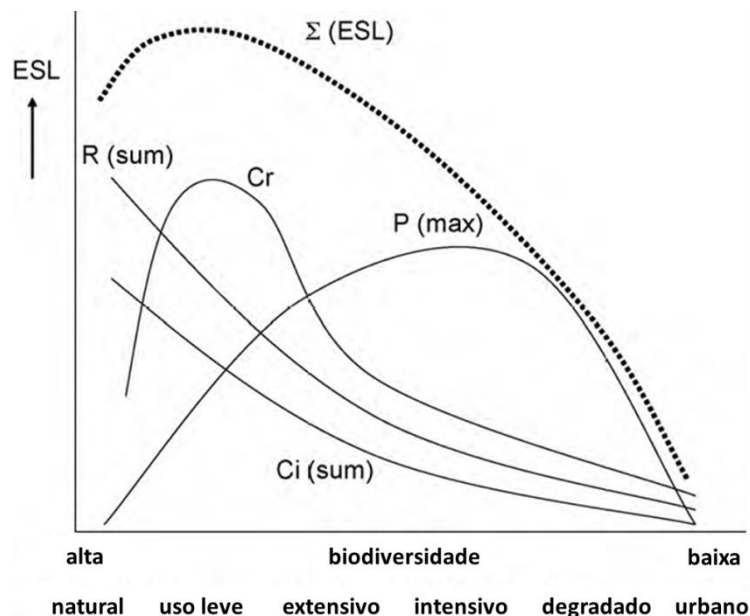


Figura 5 – Generalização da relação funcional entre os níveis de oferta de serviços ecossistêmicos (eixo Y) e grau de perda da biodiversidade (eixo X), com as diferentes intensidades de uso do solo. ESL = nível de serviço ecossistêmico; Ci = serviços culturais/informação; Cr = serviços culturais/recreação; P = serviços de provisão; R = serviços de regulação. Fonte: modificado de Braat et al. (2008)

Corroborando com o modelo de Braat et al. (2008), Baral et al. (2013) desenvolveram uma ferramenta quantitativa para avaliar os efeitos da mudança do uso e ocupação do solo ao longo de 200 anos sobre seis diferentes serviços ecossistêmicos, e concluíram que paisagens menos modificadas e áreas intactas com vegetação nativa possuem a capacidade de ofertar os serviços ecossistêmicos avaliados em melhor nível e em maior variedade.

Áreas florestadas não perturbadas tendem a apresentar melhor condição para fornecer diversos serviços ecossistêmicos (ARCOVA; CICCIO, 1999; SHVIDENKO; BARKER; PERSSON, 2005; YAPP; WALKER; THACKWAY, 2010). Cassiano (2013) ao avaliar o potencial de prestação de serviços ecossistêmicos ligados à proteção dos recursos hídricos pelos remanescentes florestais existentes em uma paisagem agrícola, concluiu que apenas 1/3 das florestas presentes ainda

possuíam um potencial pleno, ou seja, a maioria dos remanescentes florestais não está cumprindo com o papel de oferecer serviços ecossistêmicos à paisagem.

Considerando que na escala regional o manejo do solo é um dos mais importantes fatores que influenciam na oferta dos serviços ecossistêmicos (CESCHIA et al., 2010; FÜRST et al., 2010; OTIENO et al., 2011), algumas ferramentas com modelagem em escala regional têm sido desenvolvidas para simular os impactos da mudança do uso do solo sobre os serviços ecossistêmicos (METZGER et al., 2006; VILLA et al., 2009; NELSON et al., 2009).

Burkhard et al. (2009) e Kienast et al. (2009) também desenvolveram ferramentas de modelagem envolvendo funções da paisagem, com o intuito de avaliar as capacidades das diferentes paisagens na prestação de serviços ecossistêmicos. Os dois estudos utilizaram opiniões de diversos pesquisadores e especialistas para relacionar os variados aspectos das diferentes classes de uso e ocupação do solo com o potencial de gerar serviços ecossistêmicos. No entanto, cada estudo foi desenvolvido em diferentes níveis de escala, sendo que o primeiro esteve mais focado na escala regional, enquanto o segundo realizou uma avaliação global.

Outro estudo que demonstra a relação entre o uso e ocupação do solo com o potencial de fornecimento de serviços ecossistêmicos em uma paisagem regional foi realizado por Lautenbach et al. (2011), que ao desenvolverem quatro indicadores de função dos ecossistemas para avaliar se as mudanças na configuração do uso do solo ao longo de 40 anos, em um distrito na Alemanha, interferem na oferta de serviços ecossistêmicos, concluíram que houve mudança de 11% nas classes de uso do solo na área de estudo, resultando na diminuição de até 23% nos valores dos indicadores avaliados.

3 MATERIAL E MÉTODO

3.1 Área de estudo

O estudo foi conduzido no Complexo Mineroquímico da Vale Fertilizantes, Unidade Cajati. As atividades de lavra e beneficiamento mineral desta unidade vêm sendo desenvolvidas desde 1938, com a exploração de rocha fosfática (apatita) para produção de fertilizantes, ração animal e cimento.

O empreendimento da Vale em Cajati não envolve, efetivamente, apenas a atividade de mineração, mas caracteriza-se como um Complexo Mineroquímico, agregando unidades de produção de ácidos sulfúrico e fosfórico, fosfato bicálcico, outros produtos resultantes da transformação mineral e mesmo de reprocessamento dos produtos, e rejeitos do beneficiamento primário do minério (PROMINER PROJETOS, 2009).

Além destas características, o empreendimento difere de outros projetos de mineração, pois os rejeitos gerados no beneficiamento mineral são considerados produtos, com uso em fábricas de cimento (rejeito calcítico e magnetita), em siderurgia (magnetita) e como corretivos de solos (rejeito magnesiano). Desta forma, pode-se afirmar que apenas a mina a céu aberto e os depósitos de estéril serão definitivos, e que os depósitos de rejeitos devem ser considerados como temporários, pois serão explorados ao longo do tempo, certamente ultrapassando a vida útil da mineração (PROMINER PROJETOS, 2009).

3.1.1 Localização geográfica e acessos

A área de estudo, delimitada pelo limite da propriedade da Vale, abrange uma área de 17,91 km², compreendida entre as coordenadas 24°40' e 24°45' S e 48°05' e 48°10' W, localizada no município de Cajati, SP (Figura 6).

As principais vias de acesso são a rodovia Régis Bittencourt (km 488,5) e uma estrada municipal que liga o município de Cajati ao de Itapeuna. A área de estudo está localizada a aproximadamente 3 km de distância do centro urbano do município de Cajati.

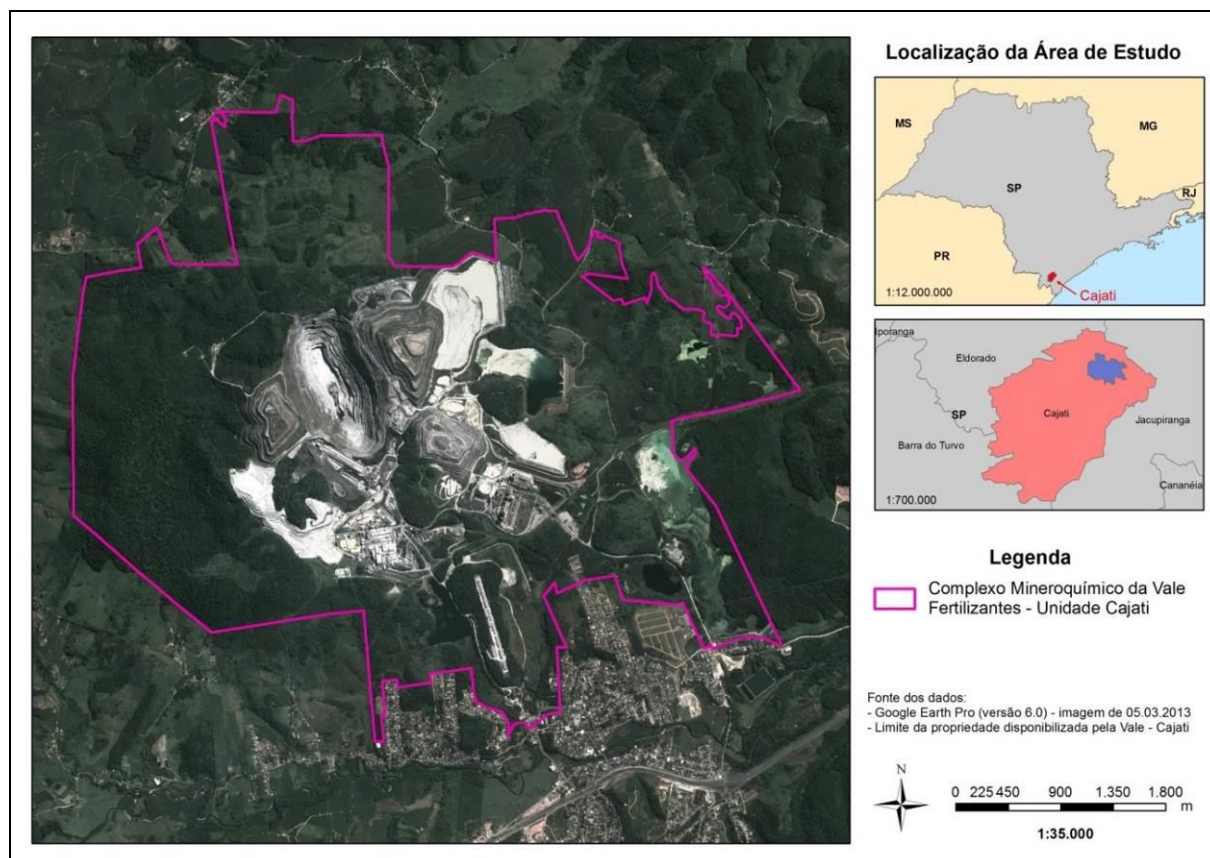


Figura 6 – Localização da área de estudo: Complexo Minerquímico da Vale Fertilizantes, Unidade Cajati, SP

3.1.2 Caracterização regional

- **Região do governo e aspectos demográficos**

O município de Cajati integra a Região de Governo (RG) de Registro, juntamente com os municípios de Itariri, Pedro de Toledo, Miracatu, Juquiá, Registro, Sete Barras, Eldorado, Jacupiranga, Pariquera-Açu, Iguape, Ilha Comprida, Barra do Turvo e Cananéia. De acordo com estimativas da Fundação SEADE, em 2008, a RG de Registro contava com 282.680 habitantes (0,7% do total estadual) e apresentava uma densidade demográfica de 23,3 hab/km², enquanto o Estado registrava 165,8 hab/km² (PROMINER PROJETOS, 2009).

Esta Região de Governo é a menos industrializada do estado de São Paulo e apresenta os mais baixos indicadores de desenvolvimento do Estado. Em 2000, menos de 70% da população da RG de Registro vivia na área urbana. No setor agrícola, destaca-se a produção de banana, sendo esta RG responsável por 72,6% da produção estadual no ano de 2007, contando com uma área cultivada de 30.226 ha. A pecuária e a produção de chá também são outras atividades de

destaque na região, sendo os municípios de Registro e Pariquera-Açu responsáveis por toda a produção nacional de chá (PROMINER PROJETOS, 2009).

No estado de São Paulo, pode-se dizer que Cajati é um exemplo típico de cidade que surgiu em função das atividades de mineração. De acordo com dados do censo demográfico de 2000 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), com quase uma década de autonomia, Cajati contava com uma população de 29.227 habitantes e o município do qual foi desmembrado (Jacupiranga), registrava 17.041 habitantes. Para 2007, o IBGE estimou uma população de 28.285 habitantes em Cajati. Em 2009, a densidade demográfica de Cajati é de 65,16 hab/km². A população masculina é pouco superior à feminina e o grau de urbanização de Cajati é de 71,84% (PROMINER PROJETOS, 2009).

- **Climatologia**

A temperatura média anual na região fica na faixa dos 22 °C. As temperaturas máximas absolutas podem atingir de 36 °C a 38 °C e as mínimas absolutas podem variar de 0 °C a 4 °C, porém a média das mínimas fica por volta de 16 °C (NIMER, 1989).

A análise dos dados das duas estações do Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE), localizadas próximos à área de estudo, revela o típico clima tropical, com grande influência da massa polar, com ocorrência de chuvas em boa parte do ano, mas com período característico de seca entre maio e setembro, quando se observa ausência de precipitação em alguns meses (PROMINER PROJETOS, 2009).

- **Hidrografia**

A área de estudo situa-se entre os rios Jacupiranguinha e Turvo, tributários do rio Jacupiranga, pertencentes à bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape, que juntamente com o Complexo Estuarino Lagunar de Iguape, Cananéia e Paranaguá, compõem a área denominada Vale do Ribeira. O rio Ribeira de Iguape drena parte dos Estados do Paraná e São Paulo e possui cerca de 470 km de extensão, sendo considerado um dos rios mais preservados do estado de São Paulo, seja pela qualidade de suas águas, seja pela baixa interferência antrópica, como a ausência de barragens e baixa densidade populacional e industrial em sua bacia hidrográfica (PROMINER PROJETOS, 2009).

- **Geologia**

No que se refere à geologia regional, a área de estudo encontra-se na província denominada Mantiqueira, integrante da unidade geológica denominada Escudo Atlântico, que, juntamente com as unidades Escudo das Guianas e Escudo Brasil Central, compõe a Plataforma Sul-Americana. O substrato desse domínio geológico é constituído, principalmente, por rochas granito-gnáissicas e granulíticas. Com as mudanças ocorridas na crosta terrestre, formaram-se diversas intrusões alcalinas e o complexo intrusivo ultrabásico-alcalino de Jacupiranga constitui a feição geológica/estrutural mais proeminente da região, recebendo a denominação de Jacupiranguito (PROMINER PROJETOS, 2009).

- **Geomorfologia**

A área do empreendimento localiza-se regionalmente nos limites das sub zonas geomorfológicas do estado de São Paulo denominadas de Morraria Costeira e Serrania do Ribeira (INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLOGICAS - IPT, 1981). Os tipos de relevo predominantes nesta área são representados por morros de topos achatados e extensos, e vertentes com perfis retilíneos a convexos. As altitudes locais variam entre 50 e 300 m, sendo esta última o ponto culminante a oeste do terreno do empreendimento representado pelo Morro Grande (GEOCONSULTORIA, 2003).

A drenagem neste relevo de morros achatados é representada por pequenos afluentes da margem esquerda do rio Jacupiranguinha (localizados entre os rios Bananal e Turvo), que apresentam densidade média, padrão subparalelo e com pequenos vales fechados. As planícies aluviais ocorrem na forma de relevos de terrenos baixos e mais ou menos planos, formando depósitos aluviais originados da deposição de materiais detríticos e depósitos aluviais junto às margens dos rios Jacupiranguinha, Bananal e Turvo. Especificamente no limite leste do terreno do empreendimento ocorre uma área de planície aluvial de um curso d'água afluente do rio Jacupiranga (GEOCONSULTORIA, 2003).

- **Pedologia**

Segundo Geoconsultoria (2003) a caracterização pedológica regional da área de estudo é representada pelos seguintes tipos de solos:

- *Podzólico Vermelho Amarelo*: solos com horizonte B textural, profundos, bem drenados, argilosos e com mediana fertilidade aparente natural, desenvolvidos nas áreas de relevo de morros, ondulado e fortemente ondulado.

- *Solos Hidromórficos e Aluviais*: solos desenvolvidos nas planícies aluviais, com condições físico-químicas variadas e formados de sedimentos diversos sob influência do lençol freático.

- *Solos Litólicos*: solos pouco desenvolvidos e rasos, que apresentam horizonte A ausente sobre rochas ou saprólitos. Ocorrem em áreas restritas de relevo mais acidentado.

Em geral, os solos da área apresentam baixa a média fragilidade, que está relacionada à suscetibilidade aos processos erosivos. As altas fragilidades estão concentradas nas planícies localizadas ao longo da rede de drenagem, pois se tratam de solos hidromórficos e pouco desenvolvidos (PROMINER PROJETOS, 2009).

• Cobertura vegetal

A área de estudo encontra-se inserida no domínio fitoecológico da Floresta Ombrófila Densa ou Floresta Tropical Pluvial. Este tipo de vegetação é caracterizado por fanerófitos (grupo de plantas cujas gemas se encontram a 25 cm, ou mais, acima do solo), com subformas de vida macro e mesofanerófitos, além de lianas lenhosas e epífitas em abundância, que o diferenciam de outras classes de formações. A característica ombrotérmica da Floresta Ombrófila Densa é decorrente dos fatores climáticos tropicais de elevadas temperaturas (médias de 25°C) e de alta precipitação distribuída durante o ano (de 0 a 60 dias secos), o que determina uma situação praticamente sem período biologicamente seco (IBGE, 2012).

O município de Cajati (SP), na qual se localiza a área de estudo, possui uma área de aproximadamente 455 km², sendo que cerca de 42% do total (190 km²) é composto por vegetação nativa remanescente. Dentre os fragmentos de vegetação identificados no município, 28 possuem área entre 50 ha e 100 ha e somente 13 possuem área superior a 200 ha (KRONKA et al., 2005).

Desde meados da década de 1940, quando se iniciaram as atividades minerárias da Vale (na época denominava-se Serrana S/A de Mineração) na área denominada Morro da Mina, a vegetação nativa já apresentava indícios de intervenções humanas de diferentes naturezas e magnitude (PROMINER

PROJETOS, 2009). No entanto, devido ao seu próprio isolamento em relação ao restante do Estado, e por ter ficado à margem do ciclo da cultura do café, o principal responsável pela derrubada das matas nativas, o Vale do Ribeira conservou muitas áreas com baixo grau de alteração antrópica (SÁNCHEZ, 1984).

Diante disto, o Vale do Ribeira é uma das regiões mais importante do Estado de São Paulo em termos de conservação da biodiversidade, pois apresenta o maior índice de vegetação natural remanescente (KRONKA, 2007), contendo a maior cobertura de florestas nativas em bom estado de conservação e, conseqüentemente, apresenta algumas das principais Unidades de Conservação do Estado. Sendo assim, qualquer ocupação antrópica nessa região poderá produzir grandes impactos da biodiversidade local.

3.2 Metodologia de avaliação dos serviços ecossistêmicos

Quadros e métodos consistentes que relacionam a sociedade humana e a economia com avaliações ambientais e avaliações de impactos têm sido desenvolvidos nas últimas décadas (Van BEUKERING; SLOOTWEG; IMMERZEEL, 2008; ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT, 2008; LANDSBERG et al., 2011). Com ênfase na análise de serviços ecossistêmicos, os métodos da “Avaliação Ecossistêmica do Milênio” (MA, 2003) e da “*A Economia dos Ecossistemas e da Biodiversidade*” (THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY, 2010) estão entre os mais difundidos. A Avaliação Ecossistêmica do Milênio (AEM) utiliza como ferramenta de avaliação o quadro FPEIR (Força motriz, Pressão, Estado, Impacto e Resposta), já o TEEB explica a ligação entre biodiversidade, serviços ecossistêmicos e bem estar humano por meio de indicadores econômicos.

Embora a importância do manejo e gestão do uso do solo seja reconhecida por ambos os métodos, este tema não é explicitamente incluído no processo de avaliação. Neste sentido, Van Oudenhoven et al. (2012) adaptaram os quadros tradicionais para incluir o ordenamento do território como sendo uma força motriz de alteração da paisagem, possibilitando a seleção de indicadores para avaliação dos efeitos da mudança do uso do solo sobre os serviços ecossistêmicos.

Assim, Van Oudenhoven et al. (2012) consideraram o conceito dos “serviços em cascata”, proposto por Haines-Young e Potschin (2010), que avalia a provisão

dos serviços ecossistêmicos por meio de um caminho estruturado que vincula as propriedades do ecossistema com suas funções e serviços, podendo resultar em benefícios e valores para a sociedade e, definiram “Força motriz” como sendo os fatores naturais e induzidos pelo homem que podem influenciar tanto diretamente (ex.: mudanças climáticas e poluição ambiental) quanto indiretamente (ex.: mudanças demográficas e econômicas) a provisão dos serviços ecossistêmicos (Figura 7).

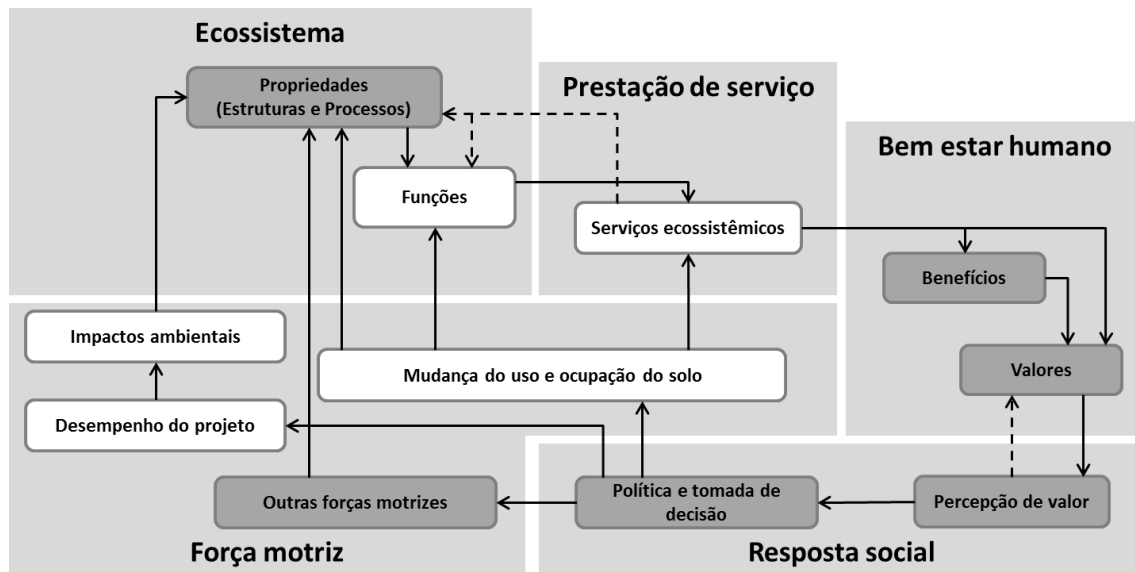


Figura 7 – Quadro para avaliar as ligações entre os fatores de mudança, a prestação de serviços ecossistêmicos e o bem-estar humano. Os campos em branco representam o escopo de avaliação do trabalho. Fonte: baseado e modificado de Van Oudenhoven et al. (2012)

O presente estudo utilizou o quadro proposto por Van Oudenhoven et al. (2012) como referencial para elaboração da metodologia de avaliação ambiental e, por se tratar de uma análise das interferências que a atividade de mineração proporciona na oferta de serviços ecossistêmicos, foram considerados como forças motrizes, ou seja, agentes de mudança, tanto os impactos ambientais decorrentes da exploração mineral e das atividades vinculadas quanto as mudanças locais no uso e ocupação do solo, na área de abrangência direta da atividade minerária. Assim, o escopo de avaliação do presente estudo está indicado nas caixas brancas apresentadas na Figura 7: desempenho do projeto, impactos ambientais, mudança do uso e ocupação do solo, funções e serviços ecossistêmicos.

O método de análise foi fundamentado em um modelo de avaliação não monetária com base em padrões das atividades humanas ao longo do tempo e do

espaço, bem como na capacidade de diferentes classes de uso do solo em fornecer serviços ecossistêmicos. O método utilizado é uma compilação e adequação de métodos já reconhecidos e está organizado em quatro etapas, de acordo com o esquema apresentado na Figura 8 e detalhado a seguir. Cada uma dessas etapas corresponde aos quatro objetivos principais desse estudo.

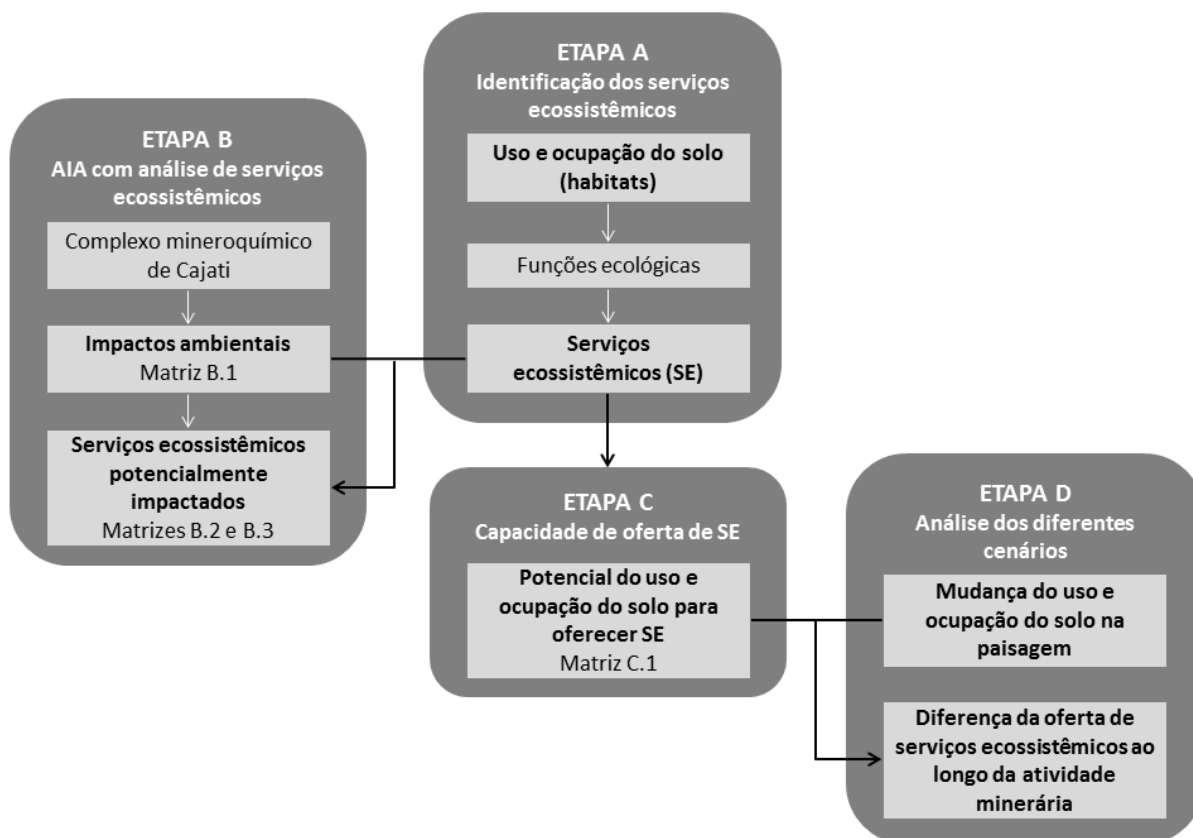


Figura 8 – Etapas correspondentes ao método de avaliação

A **Etapa A** correspondeu à identificação dos serviços ecossistêmicos potenciais a serem fornecidos pela paisagem em que se encontra a área de estudo (objetivo 1).

Para a identificação dos serviços ecossistêmicos associados aos diferentes usos e ocupações do solo na paisagem foi utilizado o conceito proposto por Haines-Young e Potschin (2010), chamado “serviços em cascata”, que avalia a oferta de serviços ecossistêmicos em um caminho estruturado, ligando propriedades ecológicas (processos e componentes) com funções e serviços.

Muitos serviços ecossistêmicos são fornecidos no nível de habitats e estão associados diretamente com uma classe particular de uso e ocupação do solo (PEH

et al., 2013). Diferentes padrões de uso e ocupação do solo fornece uma específica gama de serviços ecossistêmicos, de acordo com a intensidade de uso e a proporção de paisagem inalterada (LARONDELLE; HAASE, 2012). Neste sentido, diferentes tipos de cobertura do solo e suas condições caracterizam uma região, suas funções ecológicas e sua capacidade para fornecer um conjunto de bens e serviços ecossistêmicos (FOLKE et al., 2004).

Larondelle e Haase (2012) preferiram utilizar o termo serviços ecossistêmicos potenciais, já que uma função do ecossistema converte-se em um serviço quando surge a demanda pela função ou quando o serviço é o próprio resultado de um processo natural. Concordando com os autores, neste estudo serão considerados os serviços ecossistêmicos potenciais, independentemente da existência de demanda (Figura 9), visto que este estudo abordou previsões de cenários da paisagem em escala temporal distinta e é sabido que a demanda por serviços pode variar ao longo do tempo (BURKHARD et al., 2012).

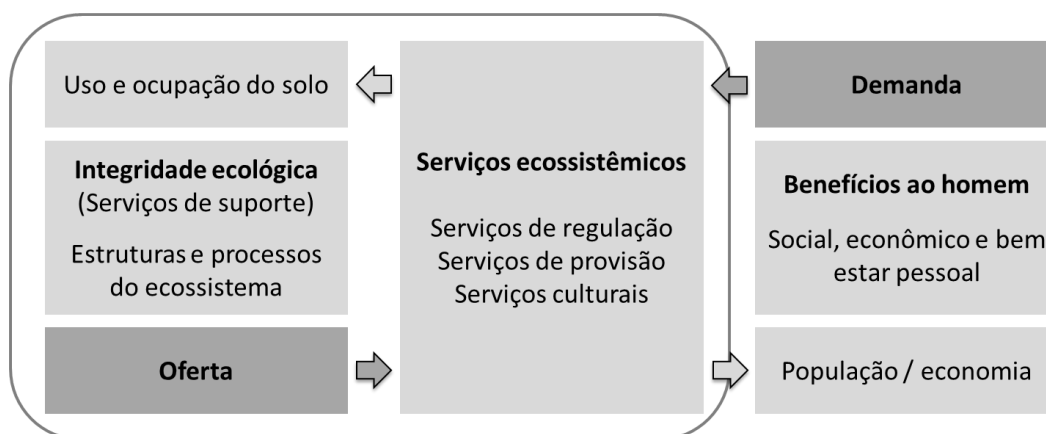


Figura 9 – Estrutura conceitual que liga a integridade dos ecossistemas, os serviços ecossistêmicos e bem-estar humano como oferta e demanda no meio ambiente. Em destaque está o foco de abordagem do estudo. Fonte: adaptado de Burkhard et al. (2012)

A partir da relação de serviços ecossistêmicos encontrados na literatura (COSTANZA et al., 1997; DAILY, 1997; De GROOT; WILSON; BOUMANS, 2002; MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005; BROWN; BERGSTROM; LOOMIS, 2007; WALLACE, 2007; BENNETT et al., 2010; De GROOT et al., 2010; MAYNARD; JAMES; DAVIDSON, 2010; THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY, 2010; LANDSBERG et al., 2011; LAUTENBACH et al., 2011; BURKHARD et al., 2012; MAES et al., 2012) foi elaborada uma lista de serviços ecossistêmicos relacionados à paisagem da área de estudo. Os serviços

ecossistêmicos potenciais identificados foram agrupados em quatro categorias: serviços de suporte (integridade ecológica dos ecossistemas), serviços de provisão, serviços de regulação e serviços culturais.

A **Etapa B** correspondeu à avaliação de como os impactos ambientais decorrentes da atividade minerária de extração de rocha fosfática interfere no potencial de oferta dos serviços ecossistêmicos (objetivo 2). Para isso, é necessário reconhecer os impactos ambientais resultantes da atividade minerária e relacioná-los com os serviços ecossistêmicos identificados na Etapa A.

Para a identificação dos impactos ambientais decorrentes da extração mineral e de atividades vinculadas ao processo, bem como da futura desativação do complexo mineroquímico, adotou-se como orientação metodológica proposta por Sánchez e Hacking (2002), segundo a qual durante esta etapa da análise dos impactos deve-se primeiro identificar os aspectos ambientais, correlacionando-os com as principais atividades que compõem o empreendimento, para em seguida identificar os impactos associados a cada aspecto ambiental. A identificação das correlações foi feita com a ajuda de uma matriz (Matriz B.1) onde foram representados dois campos de interação: um entre atividades e aspectos ambientais e outro entre aspectos e impactos ambientais.

A identificação das atividades, aspectos e impactos ambientais se deu a partir das informações obtidas no Estudo de Impacto Ambiental (EIA), elaborado em 2009 pela Prominer Projetos (2009) em virtude da ampliação das áreas de lavra de rocha fosfática e das estruturas relacionadas (depósito de estéril, de subprodutos e de rejeitos).

Os impactos identificados foram classificados de acordo com seu caráter, que pode ser positivo, quando tende a acarretar melhoria na qualidade do meio ambiente, ou negativo, quando tende a acarretar declínio da qualidade do meio ambiente, bem como de acordo com a intensidade, as dimensões do espaço geográfico em que o impacto pode ocorrer e a possibilidade de reversão. Assim, foram considerados, respectivamente, os seguintes parâmetros: Magnitude, Abrangência e Reversibilidade, conforme apresentado no Quadro 1.

Parâmetro		Classificação		
Nome	Descrição	Classe	Peso	Descrição
Magnitude	Refere-se à intensidade da alteração que o processo ou fator ambiental pode sofrer	Pequena	1	O impacto altera de forma imperceptível as características do meio ambiente
		Média	2	O impacto altera de forma pouco expressiva as características do meio ambiente
		Grande	3	O impacto altera de forma expressiva as características do meio ambiente
Abrangência	Refere-se ao espaço geográfico que pode ser atingido pelo impacto	Local	1	O impacto afeta a área do empreendimento e o entorno imediato
		Regional	2	O impacto ultrapassa a área do entorno imediato do empreendimento
		Global	3	O impacto afeta potencialmente todo o planeta
Reversibilidade	Refere-se à capacidade do sistema de retornar ao estado anterior	Reversível	1	O impacto cessa após o estímulo externo ou com a adoção de medida de mitigação
		Irreversível	2	O impacto não cessa nem com a adoção de medida de mitigação

Quadro 1 – Critérios (parâmetros e pesos) para avaliar a significância dos impactos ambientais

Para classificação dos impactos quanto a significância, para cada classe dos parâmetros foi dado um peso, variando de 1 (menor importância) até 3 (maior importância). Adotou-se como pressuposto o conceito de que todos os parâmetros considerados têm a mesma importância, ou seja, os pesos refletem a relativização no âmbito de cada parâmetro.

A identificação da significância do impacto se deu por meio da soma dos pesos resultantes da combinação das diferentes classes de parâmetro, conforme a régua de significância apresentada no Quadro 2. Dado o total de três parâmetros considerados, o valor mínimo para cada impacto é 3 e o máximo é 8. O produto final desta etapa foi a relação dos impactos ambientais gerados pela atividade de mineração de acordo com o grau de significância.

Significância do impacto					
Baixa		Média		Alta	
3	4	5	6	7	8

Quadro 2 – Pesos aplicados a cada classe de significância dos impactos

Para a relação dos serviços ecossistêmicos identificados na Etapa A com os impactos ambientais avaliados acima, foi necessária, primeiramente, reconhecer a relação existente entre os impactos e os serviços ecossistêmicos identificados, ou seja, estimar a possibilidade da ocorrência de um impacto interferir na dinâmica das funções ecológicas e, portanto, no fornecimento de serviços ecossistêmicos. Assim,

foi construída uma matriz de relação (Matriz B.2) onde em cada intersecção foi atribuído o valor referente à relação existente entre a ocorrência do impacto ambiental e a provisão dos serviços ecossistêmicos, de acordo com a escala: 0 (nulo) = não apresenta relação relevante; 1 = apresenta relação indireta; 2 = apresenta relação direta. Estes valores referem-se ao peso dado para cada relação analisada.

Posteriormente, foi construída outra matriz de relação relativa (Matriz B.3) que correlacionou a relação existente entre os impactos e os serviços ecossistêmicos, considerando os valores de significância de cada impacto. A identificação da relação relativa se deu por meio da multiplicação dos pesos resultantes da matriz anterior (0, 1 ou 2) com os valores de significância de cada impacto (3 a 8). A partir da soma dos valores da matriz pôde-se conhecer os impactos que potencialmente mais interferiram nos serviços ecossistêmicos oferecidos pela paisagem da área de estudo, bem como os serviços ecossistêmicos que sofreram mais interferências.

A **Etapas C** consistiu em caracterizar o potencial das diferentes classes de uso e ocupação do solo presentes na área de estudo para fornecer os serviços ecossistêmicos (objetivo 3).

Para avaliar a capacidade dos diferentes usos do solo na provisão de serviços ecossistêmicos foi elaborada uma matriz (Matriz C.1) onde em cada intersecção foi atribuído o valor referente à capacidade de um dado uso e ocupação do solo em fornecer o serviço, de acordo com uma escala de consistência: 0 (nulo) = não apresenta capacidade relevante; 1 = baixa capacidade relevante; 2 = capacidade relevante; 3 = média capacidade relevante; 4 = alta capacidade relevante. Como subsídio técnico para o preenchimento da matriz foram consultados diferentes trabalhos e aplicações em estudos de caso, que relacionaram as propriedades físicas de uma paisagem com a capacidade de prover bens e serviços (BRAAT et al., 2008; BURKHARD et al., 2009, 2012; KIENAST et al., 2009; MAYNARD; JAMES; DAVIDSON, 2010; VIHervaara et al., 2010; YAPP; WALKER; THACKWAY, 2010; KOSCHKE et al., 2012; HAINES-YOUNG; POTSCHIN; KIENAST, 2012; BARAL et al., 2013; FÜRST et al., 2013).

A **Etapas D** correspondeu à análise das diferenças na oferta local de serviços ecossistêmicos ao longo do desenvolvimento da atividade minerária (objetivo 4). Para isso, é necessário reconhecer as mudanças que ocorreram no uso e ocupação

do solo ao longo do desenvolvimento da atividade minerária e, com isso, identificar as diferenças na oferta local de serviços ecossistêmicos potenciais, já que cada classe de uso e ocupação do solo possui potencial distinto para fornecer serviços ecossistêmicos.

Para a identificação das mudanças do uso e ocupação do solo que ocorreram na paisagem ao longo do tempo (evolução histórica) decorrente exclusivamente da atividade mineradora, a área de estudo foi delimitada pela área de propriedade do empreendimento minerário, não abordando as áreas do entorno que por sua vez podem ter sofrido alterações nas classes de uso e ocupação do solo decorrentes de outros fatores (agentes de mudança).

A partir de imagens aéreas antigas foi possível conhecer a evolução histórica do uso e ocupação do solo na área do empreendimento. As datas avaliadas encontram-se no Quadro 3. Os mapeamentos das classes de uso e ocupação do solo das cinco situações que representam os contextos do passado (cenário 1 a 5) foram obtidos no EIA (PROMINER PROJETOS, 2009), sendo que foram realizadas checagens em campo (mai/2012; dez/2012; mai/2013; nov/2013) para validar a classificação efetuada, comparando as classes representadas no mapa de 2009 com a situação existente atualmente.

Ano	Fonte	Nº das fotos	Data do voo	Obs.
1962	Serviços Aerofotogramétricos Cruzeiro S/A e Instituto Agrônômico de Campinas	3992, 3993, 3994, 3995, 6111, 6112, 6113 e 6114	1962	Escala 1:25.000
1973	Base Aerofotogrametria S.A., Obra 189	48578, 48580, 48582, 48593 e 48595	05.07.1973	Escala 1:25.000
1981	Base Aerofotogrametria S.A., Obra 407	Faixa 15A (fotos 0018 e 0020) e faixa 16 (fotos 0021 e 0023)	jun.1981 (faixa 16) e ago.1981 (faixa 15A)	Escala 1:35.000
1997	Base Aerofotogrametria S.A., Obra 646	6894, 6895, 6987 e 6988	dez.1997	Escala 1:35.000
2009	Imagem Geossistemas e Comércio Ltda.	Imagem de satélite <i>Quickbird</i>	24.05.2009	Resolução espacial de 0,6m

Quadro 3 – Características das imagens aéreas utilizadas no estudo

Além dos cenários antigos foram estimados dois outros cenários futuros plausíveis, sendo um a situação final da área após funcionamento e extração mineral, com previsão para o ano de 2036 conforme apresentado no EIA (PROMINER PROJETOS, 2009), e o outro cenário representa a situação esperada

da área após a execução do Plano de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD) pertencente à fase de desativação da mina. Assim, os sete cenários utilizados para a análise da mudança do uso e ocupação do solo ao longo do tempo encontram-se no Quadro 4.

Cenários	Ano	Situação
1	1962	Atividade minerária
2	1973	Atividade minerária
3	1981	Atividade minerária
4	1997	Atividade minerária
5	2009	Atividade minerária
6	2036?	Situação final: máximo de ampliação das áreas de extração e depósito de materiais
7	2041?	Situação após PRAD: plantio de espécies arbóreas e cobertura superficial com herbáceas

Quadro 4 – Situações dos sete cenários analisados no estudo

Para a estimativa dos cenários futuros foi utilizado como base o mapa de uso e ocupação do solo de 2009 (cenário 5) e as previsões das ações de expansão da extração mineral e outras atividades vinculadas, bem como das ações de recuperação previstas no PRAD, ambas descritas no EIA (PROMINER PROJETOS, 2009; PROMINER PROJETOS, 2011).

Também foram consideradas as possíveis alterações naturais das classes de uso e ocupação do solo passíveis de ocorrer durante o período entre o cenário 5 (2009) e os cenários futuros: cenário 6 (previsão para 2036, conforme descrito no EIA) e cenário 7 (previsão para 2041, 5 anos após plantio), ou seja, ao longo destes períodos foi considerado o desenvolvimento da sucessão natural das áreas de vegetação nativa (regeneração natural) e desconsideradas outras pressões diretas na paisagem além da própria atividade minerária. Vale ressaltar que para a previsão do cenário 7 foi considerado o período de 5 anos após a implantação das medidas do PRAD pois é o período estimado para a estabilização da cobertura do solo, tanto pelo desenvolvimento das herbáceas quanto pela projeção das copas das árvores plantadas.

As áreas das classes de uso e ocupação do solo em cada cenário foram calculadas com auxílio do software ArcGIS 10.1 (ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE, 2011).

Para analisar o efeito da mudança do uso e ocupação do solo no fornecimento de serviços ecossistêmicos potenciais, utilizando a matriz gerada na Etapa C (Matriz C.1) foi calculada a importância relativa de cada uso e ocupação do solo no fornecimento dos serviços ecossistêmicos individualmente. Quanto maior o valor obtido, maior é a importância de certo uso e ocupação do solo na geração de benefícios ecossistêmicos ao homem. O cálculo se deu pela divisão do valor de cada célula da matriz pelo valor máximo esperado, conforme a fórmula abaixo (form. 1):

$$IR_{(x;y)} = a_{(x;y)} / a_{m\acute{a}x} \quad (1)$$

onde: ($IR_{(x;y)}$) = importância relativa para cada serviço ecossistêmico individualmente; (x) = uso e ocupação do solo (linha); (y) = serviço ecossistêmico (coluna); ($a_{(x;y)}$) = valor obtido na intersecção da linha x com a coluna y , na Matriz B.1; e ($a_{m\acute{a}x}$) = valor máximo esperado, que corresponde à “alta capacidade relevante” (valor = 4).

Também foi calculada a importância relativa correspondente aos grupos de categoria dos serviços ecossistêmicos (suporte, regulação, provisão e cultural), bem como de todos os serviços (serviços múltiplos), conforme as fórmulas (form. 2 e form. 3) abaixo:

$$IR_{(x;g)} = \sum_1^{n(g)} a_{(x;y)} / \sum_1^{n(g)} a_{m\acute{a}x} \quad (2)$$

onde: ($IR_{(x;g)}$) = importância relativa para cada grupo de serviço ecossistêmico; (x) = uso e ocupação do solo (linha); (y) = serviço ecossistêmico (coluna); (g) = grupo de categoria (suporte, regulação, provisão ou cultural); ($n(g)$) número de serviços ecossistêmicos que pertencem ao grupo; ($a_{(x;y)}$) = valor obtido na intersecção da linha x com a coluna y , na Matriz B.1; e ($a_{m\acute{a}x}$) = valor máximo esperado, que corresponde à “alta capacidade relevante” (valor = 4).

$$IR_{(x)} = \sum_1^n a_{(x;y)} / \sum_1^n a_{m\acute{a}x} \quad (3)$$

onde: (IR_x) = importância relativa para a oferta de todos os serviços; (x) = uso e ocupação do solo (linha); (y) = serviço ecossistêmico (coluna); (n) = número total de serviços ecossistêmicos analisados; ($a_{(x;y)}$) = valor obtido na intersecção da linha x com a coluna y , na Matriz B.1; e ($a_{m\acute{a}x}$) = valor máximo esperado, que corresponde à “alta capacidade relevante” (valor = 4).

Por fim, para conhecer a capacidade de cada cenário estudado em fornecer serviços ecossistêmicos como um todo, foi multiplicado o valor de importância relativa (IR) obtido pelas fórmulas 1, 2 ou 3, com a proporção de cada classe de uso e ocupação do solo em cada cenário, conforme a fórmula abaixo (form. 4).

$$CapSE_{(c;x)} = \sum_1^n (IR_{(x) \text{ ou } (x;y) \text{ ou } (x;g)} \times P_{(x;c)}) \quad (4)$$

onde: (CapSE) = capacidade do cenário (c) em fornecer serviços ecossistêmicos; (c) = cenário estudado (7 opções: 1962, 1973, 1981, 1997, 2009, Final, Após PRAD); (x) = uso e ocupação do solo; (n) = número total de classes de uso e ocupação do solo existente no cenário (c); (IR_x) = importância relativa para a oferta de todos os serviços ecossistêmicos; ($IR_{(x;y)}$) = importância relativa para cada serviço ecossistêmico individualmente; ($IR_{(x;g)}$) = importância relativa para cada grupo de serviço ecossistêmico; ($P_{(x;c)}$); = porcentagem da classe de uso e ocupação do solo (x) no cenário estudado (c).

3.3 Análise estatística dos dados

Com o intuito de testar as hipóteses de que a mineração de rocha fosfática, ao longo de sua atividade, reduz a oferta local de serviços ecossistêmicos e de que após a implantação do Plano de Recuperação de Áreas Degradadas ocorre o aumento da oferta de serviços ecossistêmicos, foi realizada análise estatística dos dados obtidos na Etapa D.

A detecção da diferenciação entre os sete cenários avaliados em relação ao potencial de oferta local de serviços ecossistêmicos deu-se por análise de variância (ANOVA), considerando o intervalo de confiança de 95% ($p < 0,05$) e, para verificar dentre os cenários avaliados quais que apresentaram diferenças significativas entre si utilizou-se do teste de Tukey ($p < 0,05$).

As análises foram realizadas pelos softwares PAST, versão 1.57 (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001) e Systat, versão 13 (Systat Software Inc.).

4 RESULTADOS

Os resultados serão apresentados de acordo com cada etapa correspondente à metodologia elaborada e que equivalem aos objetivos do estudo.

4.1 Etapa A – Identificação dos serviços ecossistêmicos

O Quadro 5 apresenta as diferentes classes de uso e ocupação do solo encontradas nos sete cenários analisados (Anexo A). No Anexo B estão apresentados os mapas de uso e ocupação do solo de cada cenário (Figura B1 a B7).

CLASSES DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO	DESCRIÇÃO
Campo antrópico	Área com predomínio de vegetação herbácea rasteira, com diferentes tipos de manejo, incluindo áreas abandonadas e degradadas. Algumas áreas de pastagem apresentam uso esporádico com agricultura.
Campo úmido antrópico	Área com predomínio da taboa (<i>Typha</i> sp.), ocupando as planícies aluviais e as áreas inundadas artificialmente. Além da predominante taboa, ocorrem também os gêneros <i>Cyperus</i> e <i>Hedychium</i> .
Cava	Área de extração do minério, composta por taludes e bermas.
Cultura	Área de agricultura, com cultivo predominante de banana.
Estrutura de disposição	Área de disposição de rejeitos, em pilhas (estéril, gesso, magnetita e calcário) e em barragens (lama).
Instalação industrial	Área com instalações de infraestrutura e unidades de apoio.
Lago	Área correspondente a corpos d'água (lago, reservatório de água limpa).
Reflorestamento	Área com plantio de eucalipto para fins comerciais, que se encontra em condições diversas de manejo.
Solo exposto	Área com ausência de cobertura superficial do solo.
Vegetação em estágio pioneiro a inicial de regeneração	Área de vegetação com fisionomia campestre a florestal, com ocorrência desde o estrato herbáceo, podendo haver estratos arbustivos abertos ou fechados geralmente com até 2 m de altura, até estrato arbóreo, com árvores entre 1,5 e 8 m. A serrapilheira, quando presente, é descontínua ou insipiente. A diversidade de espécies é baixa, com poucas espécies dominantes, sendo tipicamente heliófitas, incluindo forrageiras, espécies exóticas e invasoras. Foram identificados: assa-peixe (<i>Vernonia</i> sp.), cambará (<i>Gochnatia polymorpha</i>), leiteiro (<i>Peschieria fuchsiaefolia</i>), maria-mole (<i>Guapira</i> sp.), mamona (<i>Ricinus communis</i>), arranha-gato (<i>Acacia</i> sp.), samambaias (<i>Gleichenia</i> sp.), joá e fumo-bravo (<i>Solanum</i> sp.), alecrim (<i>Baccharis</i> sp.).
Vegetação em estágio médio a avançado de regeneração	Área de fisionomia florestal com presença de estratos de diferentes alturas, enquanto que o estrato superior é uniforme com árvores emergentes. Aparecem epífitas, trepadeiras e serrapilheira com variações de espessura. A diversidade é significativa e as espécies encontradas foram: copaíba (<i>Copaifera langsdorffii</i>), monjoleiro (<i>Senegalia polyphylla</i>), mamica-de-porca (<i>Zanthoxylum riedelianum</i>), canelas (<i>Ocotea</i> sp., <i>Nectandra</i> sp.), ipês (<i>Tabebuia</i> sp.; <i>Handroanthus</i> sp.), guapuruvu (<i>Schizolobium parahyba</i>), açoita-cavalo (<i>Luehea divaricata</i>), cedro (<i>Cedrela fissilis</i>), angico (<i>Anadenanthera</i> sp.) e pau-jacarê (<i>Piptadenia gonoacantha</i>).
Zona urbana	Área com estrutura urbana, caracterizada por concentração de núcleos populacionais.

Quadro 5 – Classes de uso e ocupação do solo presentes na área do Complexo Mineroquímico da Vale Fertilizantes, em Cajati, SP

A partir da definição do uso e ocupação do solo nos cenários estudados e por meio de consulta na literatura, foram selecionados 27 serviços ecossistêmicos com potencial de serem ofertados localmente pela paisagem, agrupados em quatro categorias: suporte (integridade ecológica), regulação, provisão e cultural (Quadro 6).

Categoria	Função ecológica / Processo ecológico	Serviços ecossistêmicos	Definição (exemplos)	Referências consultadas
Suporte (Integridade ecológica)	Formação do solo	S1. Manutenção da produtividade natural do solo	Papel dos processos naturais na formação do solo	1; 2; 3; 5; 8; 9; 10; 11
	Produção primária	S2. Manutenção da produção primária dos ecossistemas	Capacidade do ecossistema de fornecer energia utilizável (ex. produção primária) e de promover a ciclagem de nutrientes	1; 11; 13; 14
	Heterogeneidade abiótica	S3. Manutenção da diversidade biológica e genética	Importância dos ecossistemas de fornecer abrigo, alimentação e habitats para espécies. Manutenção do balanço ecológico e processos evolutivos	1; 3; 5; 7; 8; 10; 11; 13
	Acúmulo de matéria e energia	S4. Capacidade de armazenamento	Presença de nutrientes, energia e água no sistema e capacidade do sistema para armazená-los e para liberá-los quando necessário	2; 13
Regulação	Regulação do clima	R1. Manutenção de clima global favorável	Influência do ecossistema no clima global através da cobertura do solo e processos biogeoquímicos	1; 3; 4; 5; 7; 8; 9; 10; 11; 13; 14
	Regulação da composição atmosférica	R2. Manutenção da qualidade do ar	Capacidade do ecossistema para extrair elementos tóxicos e químicos da atmosfera	1; 2; 4; 5; 8; 9; 10; 11; 13; 14
	Regulação do clima	R3. Influência favorável no clima local	Influência do ecossistema no clima local através da cobertura do solo e processos biogeoquímicos	1; 3; 4; 5; 7; 8; 9; 10; 11; 13; 14
	Regulação de ameaças naturais	R4. Prevenção contra eventos extremos	Papel da cobertura do solo no amortecimento de eventos extremos (ex. inundação)	1; 2; 4; 5; 8; 9; 10; 11; 13
	Regulação do fluxo hidrológico	R5. Manutenção da drenagem, irrigação e precipitação natural	Papel da cobertura do solo na infiltração e liberação gradual da água e no estoque e retenção de água	1; 4; 5; 7; 8; 10; 11; 13
	Retenção do solo	R6. Controle de erosão e estabilização de sedimentos	Papel da cobertura do solo na estabilização da estrutura do solo	1; 2; 3; 4; 5; 7; 8; 10; 11; 13; 14
	Ciclagem da água	R7. Manutenção da qualidade da água	Papel dos processos bióticos e abióticos em remover impurezas da água (ex. filtração, purificação)	2; 4; 5; 7; 9; 10; 11; 12; 13
	Regulação da composição atmosférica	R8. Filtro de partículas de pó	Papel da cobertura do solo de remover e/ou não suspender partículas de pó da atmosfera	2; 11; 14
	Redução de ruído	R9. Atenuação da poluição sonora	Papel da cobertura do solo em atenuar os níveis de ruído	3; 9

(continua)

Quadro 6 – Funções ecológicas e serviços ecossistêmicos potenciais identificados na área de estudo

Categoria	Função ecológica / Processo ecológico	Serviços ecossistêmicos	Definição (exemplos)	Referências consultadas
Regulação	Polinização	R10. Manutenção da polinização de plantas selvagens e cultivadas	Abundância e eficácia de agentes polinizadores	1; 2; 3; 4; 5; 8; 9; 10; 11; 12; 13
	Dispersão de sementes e propágulos	R11. Manutenção da regeneração natural de espécies	Presença de fontes de sementes e propágulos na paisagem	2; 5
	Controle biológico	R12. Controle de pragas e vetores de doenças	Controle de populações de pragas e vetores de doenças através das relações tróficas	1; 2; 3; 4; 5; 6; 7; 8; 9; 10; 11
	Controle biológico	R13. Redução de herbivoria (dano em culturas)	Controle de populações de herbívoros através das relações tróficas	1; 3; 4; 6; 7; 8; 10; 11
Provisão	Provimento de recursos naturais	P1. Provisão de água para consumo	Presença de reservatórios e estoques de água para consumo	3; 4; 6; 8; 9; 10; 11; 13
	Provimento de recursos naturais	P2. Provisão de alimentos silvestres	Presença de vegetais e animais silvestres comestíveis (caça, pesca, coleta...)	1; 2; 3; 4; 6; 7; 8; 9; 10; 11; 13
	Provimento de recursos naturais	P3. Provisão de alimentos cultivados	Presença de vegetais e animais cultivados comestíveis (agricultura, aquicultura, pecuária)	1; 2; 3; 4; 6; 7; 8; 9; 10; 11; 12; 13; 14
	Provimento de recursos naturais	P4. Provisão de recursos genéticos	Presença de espécies com potencial de uso genético (resistência a patógenos, saúde...)	1; 2; 3; 4; 8; 9; 10; 11
	Provimento de recursos naturais	P5. Provisão de recursos para usos bioquímicos e medicinais	Presença de espécies e componentes abióticos com potencial de uso químico e/ou medicinal	2; 3; 4; 8; 9; 10; 11; 13
	Provimento de recursos naturais	P6. Provisão de recursos como matéria-prima	Presença de componentes bióticos e abióticos com potencial de uso (combustível, ornamentos, energia não renovável, fibras, etc...)	1; 2; 3; 4; 6; 7; 8; 9; 10; 11; 13; 14
Cultural	Provimento de informações e oportunidades	C1. Informação estética (apreciação da natureza)	Qualidade estética da paisagem baseada em diversidade estrutural, tranquilidade, beleza cênica	1; 2; 3; 4; 6; 8; 9; 10; 11; 13
	Provimento de informações e oportunidades	C2. Recreação	Características da paisagem atrativas para o turismo e atividades recreacionais	1; 2; 3; 4; 6; 8; 9; 10; 11; 12; 13; 14
	Provimento de informações e oportunidades	C3. Valores culturais, espirituais e religiosos	Características culturais e espirituais importantes da paisagem e de espécies	1; 3; 4; 6; 8; 9; 10; 11
	Provimento de informações e oportunidades	C4. Valores educacionais e científicos	Características educacionais e científicas com valores e interesses especiais	1; 2; 3; 6; 8; 9; 10; 11

Referências consultadas: (1) Costanza et al. (1997); (2) Daily (1997); (3) De Groot; Wilson; Boumans (2002); (4) Millennium Ecosystem Assessment (2005); (5) Brown; Bergstrom; Loomis (2007); (6) Wallace (2007); (7) Bennett et al. (2010); (8) De Groot et al. (2010); (9) Maynard; James; Davidson (2010); (10) The Economics of Ecosystems and Biodiversity (2010); (11) Landsberg et al. (2011); (12) Lautenbach et al. (2011); (13) Burkhard et al. (2012); (14) Maes et al. (2012)

(conclusão)

Quadro 6 – Funções ecológicas e serviços ecossistêmicos potenciais identificados na área de estudo

4.2 Etapa B – Avaliação de impacto ambiental com análise de serviços ecossistêmicos

O Quadro 7 apresenta a matriz de relação das atividades das principais fases do empreendimento minerário estudado (operação e desativação) com os aspectos ambientais responsáveis pelas mudanças das características dos meios físico, biótico e antrópico (Matriz B.1). A partir da identificação destes aspectos ambientais (agentes de mudança) foi possível identificar os prováveis impactos decorrentes das atividades do Complexo Mineroquímico da Vale Fertilizantes - Unidade Cajati.

A avaliação da significância dos impactos revelou que dentre os 32 impactos identificados, dos quais seis são positivos, 10 foram classificados com significância alta. O Quadro 8 sintetiza os atributos de cada impacto ambiental identificado.

Quadro 7 – Matriz de impactos ambientais das fases de operação e futura desativação do Complexo Minerquímico da Vale Fertilizantes, em Cajati. Fonte: adaptado de Prominer Projetos (2009)

IMPACTOS (*) Impactos positivos	ABRANGÊNCIA	MAGNITUDE	REVERSIBILIDADE	SIGNIFICÂNCIA
	Local = 1 Regional = 2 Global = 3	Pequena = 1 Média = 2 Grande = 3	Reversível = 1 Irreversível = 2	Baixa = 3-4 Média = 5-6 Alta = 7-8
Aceleração de processos erosivos	2	1	1	4
Afugentamento de fauna (incluindo espécies ameaçadas)	2	3	2	7
Alteração da morfologia do terreno	1	3	2	6
Alteração da qualidade das águas subterrâneas	2	2	2	6
Alteração da qualidade das águas superficiais	2	3	2	7
Alteração da qualidade do ar	2	1	2	5
Alteração da qualidade do solo	1	3	2	6
Alteração do nível e fluxo das águas subterrâneas	1	2	2	5
Alteração do regime hidrológico	2	3	2	7
Alterações de microclima	1	1	2	4
Alterações de uso do solo	1	3	1	5
Alterações na disponibilidade hídrica	2	2	1	5
Composição de estoques de materiais passíveis de aproveitamento futuro *	1	3	2	6
Conflitos de interesses	2	1	1	4
Criação de habitats aquáticos *	1	2	2	5
Criação de habitats terrestres *	2	3	2	7
Danos a propriedades vizinhas	1	2	1	4
Deslocamento de pessoas	2	3	2	7
Especulação imobiliária	1	3	1	5
Eutrofização de drenagens	2	2	1	5
Ganho de área de mata nativa *	2	3	2	7
Incômodo e desconforto aos vizinhos	1	3	1	5
Manutenção da arrecadação tributária *	2	3	1	6
Manutenção do nível de renda local *	2	3	1	6
Perda de área de mata nativa	1	3	2	6
Perda de espécimes da fauna	2	3	2	7
Perda de habitats aquáticos	1	2	2	5
Perda de habitats terrestres	1	3	2	6
Redução da arrecadação tributária	2	3	2	7
Redução das reservas de recursos naturais não renováveis	3	3	2	8
Redução do nível de renda local	2	3	2	7
Risco de acidentes	2	1	1	4

Quadro 8 – Avaliação da significância dos impactos ambientais das fases de operação e futura desativação do Complexo Mineral Químico da Vale Fertilizantes, em Cajati. Fonte: adaptado de Prominer Projetos (2009)

O Quadro 9 apresenta a matriz de relação (Matriz B.2) dos impactos ambientais decorrentes da extração mineral e atividades vinculadas com os serviços ecossistêmicos potenciais identificados na paisagem. Esta matriz serviu de base para a elaboração da Matriz B.3 (Quadro 10) que apresenta a significância relativa da ocorrência de um impacto interferir na dinâmica das funções ecológicas e, portanto, no fornecimento de serviços ecossistêmicos. O valor da significância relativa pode variar de 0 a 100, sendo que quanto mais próximo de 100, maior é o potencial do impacto em interferir na oferta do serviço ecossistêmico.

IMPACTOS (*) impactos positivos	SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS																											
	Suporte				Regulação												Provisão						Cultural					
	S1 . Manutenção da produtividade natural do solo	S2 . Manutenção da produção primária dos ecossistemas	S3. Manutenção da diversidade biológica e genética	S4. Capacidade de armazenamento	R1. Manutenção de clima global favorável	R2. Manutenção da qualidade do ar	R3. Influência favorável no clima local	R4. Prevenção contra eventos extremos	R5. Manutenção da drenagem, irrigação e precipitação natural	R6. Controle de erosão e estabilização de sedimentos	R7. Manutenção da qualidade da água	R8. Filtro de partículas de pó	R9. Atenuação da poluição sonora	R10. Manutenção da polinização de plantas	R11. Manutenção da regeneração natural de espécies	R12. Controle de pragas e vetores de doenças	R13. Redução de herbivoria (dano em culturas)	P1. Provisão de água para consumo	P2. Provisão de alimentos silvestres	P3. Provisão de alimentos cultivados	P4. Provisão de recursos genéticos	P5. Provisão de recursos para usos bioquímicos e medicinais	P6. Provisão de recursos como matéria-prima	C1. Informação estética (apreciação da natureza)	C2. Recreação	C3. Valores culturais, espirituais e religiosos	C4. Valores educacionais e científicos	
Aceleração de processos erosivos	1	1	2					2	2	2	1							1						1	1	1		
Afugentamento de fauna (incluindo espécies ameaçadas)			2											2	1	1	2		1	1				1	2	1	1	2
Alteração da morfologia do terreno	1	1	2					1	2	1			1					1						2	1	1	1	
Alteração da qualidade das águas aufericiais		2	1								2					1		2	1	1				1	1	1	1	1
Alteração da qualidade das águas subterrâneas		1									2							2										
Alteração da qualidade do ar						2						2													2	2	2	1
Alteração da qualidade do solo	2	2	1								2								2	2				2		1	1	1
Alteração do nível e fluxo das águas subterrâneas				2				2	2									2										
Alteração do regime hidrológico		1	2				1	2	2		1					1		2	2	2				2	1	2	1	
Alterações de microclima						1	2																		1	1		
Alterações de uso do solo	2	2	1	2	1	1	2	1	1	1								1	1	1				2	1	1	1	1
Alterações na disponibilidade hídrica		1	2				1	2	2		1					1		2	2	2				2	1	2	1	
Composição de estoques de materiais passíveis de aproveitamento futuro *				2																								
Conflitos de interesses																												
Criação de habitats aquáticos *			2	1				1	1		1								1						1	1	1	1
Criação de habitats terrestres *			2	2										1	1	1	1		2	2	1	1	2	1	1	1	2	
Danos a propriedades vizinhas																												
Deslocamento de pessoas																												
Especulação imobiliária																												
Eutrofização de drenagens				1							2					1		2	1	1				1	1	1	1	1
Ganho de área de mata nativa *	2	2	2		1	1	2	1	1	2	1	1	1	1	2	1	1		2	1	2	2	2	2	2	1	1	2
Incômodo e desconforto aos vizinhos																									1	2	1	
Manutenção da arrecadação tributária *																												
Manutenção da nível de renda local *																												
Perda de área de mata nativa	2	2	2		1	1	2	1	1	2	1	1	1	1	2	1	1		2	1	2	2	2	2	2	1	1	2
Perda de espécimes da fauna			2											2	1	1	2		1	1			1	2	1	1	2	
Perda de habitats aquáticos			2													1			2	2			1	1	1	1	2	
Perda de habitats terrestres			2	2										1	1	1	1		2	2	1	1	2	1	1	1	2	
Redução da arrecadação tributária																												
Redução das reservas de recursos naturais não renováveis				1																			2			1		
Redução do nível de renda local																												
Risco de acidentes																												

Quadro 9 – Matriz B.2: Relação entre os impactos ambientais decorrentes da extração mineral e atividades vinculadas, e os serviços ecossistêmicos potenciais identificados na paisagem. 0 (nulo) = não apresenta relação relevante; 1 = apresenta relação indireta; 2 = apresenta relação direta

IMPACTOS (*) impactos positivos	SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS																												
	Suporte				Regulação												Provisão				Cultural				Significância relativa (por impacto)				
	S1. Manutenção da produtividade natural do solo	S2. Manutenção da produção primária dos ecossistemas	S3. Manutenção da diversidade biológica e genética	S4. Capacidade de armazenamento	R1. Manutenção de clima global favorável	R2. Manutenção da qualidade do ar	R3. Influência favorável no clima local	R4. Prevenção contra eventos extremos	R5. Manutenção da drenagem, irrigação e precipitação natural	R6. Controle de erosão e estabilização de sedimentos	R7. Manutenção da qualidade da água	R8. Filtro de partículas de pó	R9. Atenuação da poluição sonora	R10. Manutenção da polinização de plantas selvagens e cultivadas	R11. Manutenção da regeneração natural de espécies	R12. Controle de pragas e vetores de doenças	R13. Redução de herbivoria (dano em culturas)	P1. Provisão de água para consumo	P2. Provisão de alimentos silvestres	P3. Provisão de alimentos cultivados	P4. Provisão de recursos genéticos	P5. Provisão de recursos para usos bioquímicos e medicinais	P6. Provisão de recursos como matéria-prima	C1. Informação estética (apreciação da natureza)		C2. Recreação	C3. Valores culturais, espirituais e religiosos	C4. Valores educacionais e científicos	Soma
Ganho de área de mata nativa*	7	14	14	14	7	7	14	7	7	14	7	7	7	7	7	14	7	7	14	14	14	14	14	14	14	7	14	259	60,0
Perda de área de mata nativa	6	12	12	12	6	6	12	6	6	12	6	6	6	6	6	12	6	6	14	14	14	14	14	14	14	7	14	222	51,4
Ateração do regime hidrológico	7	7	14	14												7	7	7	14	14	14	14	14	14	7	7	14	154	35,6
Criação de habitats terrestres*	7		14	14												7	7	7	14	14	14	7	7	14	7	7	14	147	34,0
Perda de habitats terrestres	6	12	12	12												6	6	6	12	12	12	6	6	12	6	6	12	126	29,2
Aumentamento de fauna (incluindo espécies ameaçadas)	7	14														14	7	7	14	7	7	7	7	7	14	7	14	119	27,5
Perda de espécies de fauna	7	14														14	7	7	14	7	7	7	7	7	14	7	14	119	27,5
Aterações de uso do solo	5	10	5	10	5	5	10	5	5	5	5					5	5	5	10	10	10	10	10	5	5	5	5	115	26,6
Aterações na disponibilidade hídrica	5	5	10	10												5	5	10	10	10	12	12	12	6	6	6	96	22,2	
Ateração da qualidade do solo	6	12	12	6														6	6	6	6	12	12	6	6	6	90	20,8	
Ateração da morfologia do terreno	6	6	6	12														6	12	6	6	6	6	6	6	6	90	20,8	
Ateração da qualidade das águas superficiais	6	12	6															5	10	5	5	5	5	5	5	5	65	15,0	
Eutrofização de drenagens	5		5															10	10	10	10	5	5	5	5	5	65	15,0	
Perda de habitats aquáticos	5	10	10															4	4	4	4	4	4	4	4	4	60	13,9	
Aceleração de processos erosivos	4	4	4	8																							60	13,9	
Ateração da qualidade do ar	5		10	5																							55	12,7	
Criação de habitats aquáticos*	5		10	5																							55	12,7	
Ateração do nível e fluxo das águas subterrâneas	5		10	10																							40	9,3	
Ateração da qualidade das águas subterrâneas	7	7																									35	8,1	
Redução das reservas de recursos naturais não renováveis	8		8	8																							32	7,4	
Aterações de microclima	4																										20	4,6	
Incomôdo e desconforto aos vizinhos	5																										20	4,6	
Composição de estoques de materiais passíveis de aproveitamento futuro*	6		12																								12	2,8	
Redução do nível de renda local	7																										0	0,0	
Conflitos de interesses	4																										0	0,0	
Danos a propriedades vizinhas	4																										0	0,0	
Deslocamento de pessoas	7																										0	0,0	
Especulação imobiliária	5																										0	0,0	
Manutenção da arrecadação tributária*	6																										0	0,0	
Manutenção da nível de renda local*	6																										0	0,0	
Redução da arrecadação tributária	7																										0	0,0	
Risco de acidentes	4																										0	0,0	
Soma	58	89	146	91	18	32	56	71	77	45	82	23	19	54	53	68	54	85	133	115	39	39	160	129	125	118	127		
Significância relativa (por serviços ecossistêmicos)	11,3	17,4	28,5	17,8	3,5	6,3	10,9	13,9	15,0	8,8	16,0	4,5	3,7	10,5	10,4	13,3	10,5	16,6	26,0	22,5	7,6	7,6	31,3	25,2	24,4	23,0	24,8		
Significância relativa (por categoria de serviços ecossistêmicos)	18,8				9,8														18,6				24,4						

Quadro 10 – Matriz B.3: Significância relativa dos impactos ambientais decorrentes da extração mineral e atividades vinculadas no fornecimento dos serviços ecossistêmicos potenciais identificados na paisagem

Com relação aos impactos, pode-se afirmar que a alteração na extensão da área de mata nativa é o que mais influenciou no fornecimento dos serviços ecossistêmicos potenciais, já que tanto o impacto positivo “ganho de área de mata nativa” quanto o impacto negativo “perda de área de mata nativa” apresentaram os maiores valores de significância relativa.

Por outro lado, nota-se que alguns impactos comumente encontrados na avaliação de impactos ambientais de empreendimentos, tais como, “conflitos de interesse”, “danos a propriedades vizinhas”, “deslocamento de pessoas”, “especulação imobiliária”, “manutenção de arrecadação tributária”, “manutenção do nível de renda” e “risco de acidentes”, não interferiram potencialmente no fornecimento de serviços ecossistêmicos na paisagem em estudo.

Quanto aos serviços ecossistêmicos individualmente, pode-se afirmar que o conjunto de impactos ambientais interferiram em maior proporção no fornecimento dos serviços de “provisão de recursos como matéria prima”, “manutenção da diversidade biológica e genética” e “provisão de alimentos silvestres”.

Com relação ao agrupamento por categoria de serviços ecossistêmicos, nota-se que os impactos ambientais apresentaram, em média, maiores interferências nos serviços culturais, seguidos pelos de provisão e suporte, e em menor proporção nos serviços de regulação.

4.3 Etapa C – Capacidade de oferta de serviços ecossistêmicos

O Quadro 11 apresenta a matriz (Matriz C.1) que correlaciona a capacidade dos diferentes usos do solo encontrados na paisagem estudada na oferta dos serviços ecossistêmicos potenciais.

CLASSES DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO	SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS																											
	Suporte				Regulação													Provisão						Cultural				
	S1. Manutenção da produtividade natural do solo	S2. Manutenção da produção primária dos ecossistemas	S3. Manutenção da diversidade biológica e genética	S4. Capacidade de armazenamento	R1. Manutenção de clima global favorável	R2. Manutenção da qualidade do ar	R3. Influência favorável no clima local	R4. Prevenção contra eventos extremos	R5. Manutenção da drenagem, irrigação e precipitação natural	R6. Controle de erosão e estabilização de sedimentos	R7. Manutenção da qualidade da água	R8. Filtro de partículas de pó	R9. Atenuação da poluição sonora	R10. Manutenção da polinização de plantas selvagens e cultivadas	R11. Manutenção da regeneração natural de espécies	R12. Controle de pragas e vetores de doenças	R13. Redução de herbivoria (dano em culturas)	P1. Provisão de água para consumo	P2. Provisão de alimentos silvestres	P3. Provisão de alimentos cultivados	P4. Provisão de recursos genéticos	P5. Provisão de recursos para usos bioquímicos e medicinais	P6. Provisão de recursos como matéria-prima	C1. Informação estética (apreciação da natureza)	C2. Recreação	C3. Valores culturais, espirituais e religiosos	C4. Valores educacionais e científicos	
Campo antrópico	2	3	2	2	1		1	1	2	1			1		1	1				3	1	1	1	2	2	2	2	
Campo úmido antrópico	2	3	4	4	2	2	3	4	4	3	4	1	1	2	1	3	2	1	1		2	2	2	4	4	4	4	
Cava			1					4	1														4	1		2	3	
Cultura	2	3	2	2	2	2	3	2	2	2	1	2	2	2		2	2		1	4	1	1	1	1	1	1	2	
Estrutura de disposição			1	3					1	1													3				2	
Instalação industrial			1						1	1																	1	
Lago		1	4	3	1	3	2									1		4	3	3				4	4	4	4	
Reflorestamento	3	4	3	3	2	4	4	3	4	4	3	3	3	3	1	2	3		3		2	3	4	3	3	3	3	
Solo exposto									1																			
Vegetação em estágio médio a avançado de regeneração	4	4	4	4	3	4	4	3	4	4	3	3	3	4	4	4	4		4		4	4	4	4	4	4	4	
Vegetação em estágio pioneiro a inicial de regeneração	3	4	3	3	2	3	3	2	3	3	2	2	2	4	4	4	4		3		3	3	3	4	4	4	4	
Zona urbana			1						1										1				1	1	1	1	1	

Quadro 11 – Matriz C.1: Capacidade dos diferentes usos do solo encontrados na paisagem estudada no fornecimento dos serviços ecossistêmicos potenciais. 0 (nulo) = não apresenta capacidade relevante; 1 = baixa capacidade relevante; 2 = capacidade relevante; 3 = média capacidade relevante; 4 = alta capacidade relevante

4.4 Etapa D – Análise dos diferentes cenários na oferta de serviços ecossistêmicos

A Tabela 1 e a Figura 10 apresentam a evolução do uso e ocupação do solo na paisagem local, ao longo dos sete cenários avaliados. Comparando as áreas do cenário 1 (1962) com o cenário 6 (Final, 2036), nota-se que ao longo do tempo houve uma redução da área da classe “campo antrópico” e, por outro lado, houve aumento da área das classes “estrutura de disposição” e “cava”, que correspondem às atividades diretas da mineração, locais de disposição dos rejeitos e de extração mineral, respectivamente. Também houve o aumento de área da classe “vegetação

em estágio médio a avançado de regeneração”, decorrente da ocorrência esperada da regeneração natural na área de estudo. Já o aumento significativo da área da classe “vegetação em estágio pioneiro a inicial de regeneração” no cenário 7 (Após PRAD) foi resultante das ações previstas no Plano de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD), que prevê o plantio de espécies arbóreas nativas nas áreas afetadas, diretamente ou indiretamente, pela atividade minerária.

Tabela 1 – Extensão e proporção das classes de uso e ocupação do solo existentes na área da propriedade do Complexo Mineroquímico da Vale Fertilizante, em Cajati, SP

CLASSES DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO	1962		1973		1981		1997		2009		Final (2036)		Após PRAD	
	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%
Campo antrópico	856,80	44,04	742,30	38,15	734,80	37,76	604,60	31,07	458,97	23,59	347,66	17,87	264,69	13,60
Campo úmido antrópico									82,09	4,22	101,75	5,23	101,75	5,23
Cava	17,10	0,88	20,20	1,04	33,30	1,71	48,50	2,49	82,87	4,26	114,32	5,88		
Cultura					18,40	0,95	27,80	1,43	24,42	1,25	18,20	0,94	0,72	0,04
Estrutura de disposição			61,70	3,17	137,70	7,08	274,70	14,12	292,06	15,01	580,64	29,84	31,58	1,62
Instalação industrial	1,20	0,06	43,20	2,22	47,20	2,43	56,50	2,90	81,26	4,18	78,05	4,01	62,34	3,20
Lago	23,90	1,23	21,90	1,13	24,40	1,25	26,60	1,37	32,50	1,67	31,80	1,63	146,12	7,51
Reflorestamento	125,20	6,43	38,50	1,98	25,60	1,32	162,50	8,35	98,60	5,07	64,79	3,33	64,79	3,33
Solo exposto									16,05	0,82				
Vegetação em estágio médio a avançado de regeneração	220,30	11,32	228,00	11,72	166,10	8,54	138,60	7,12	345,83	17,77	549,80	28,26	549,80	28,26
Vegetação em estágio pioneiro a inicial de regeneração	701,20	36,04	789,80	40,59	755,60	38,83	602,40	30,96	426,05	21,90	53,77	2,76	718,98	36,95
Zona urbana					2,70	0,14	3,70	0,19	5,05	0,26	5,05	0,26	5,05	0,26

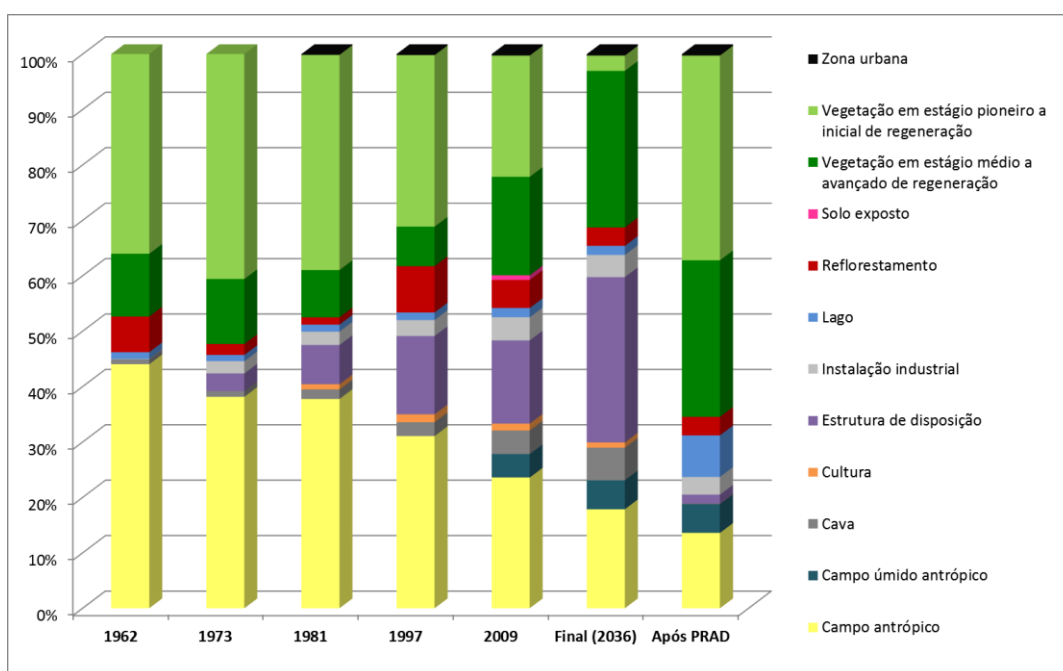


Figura 10 – Evolução das áreas das classes de uso e ocupação do solo ao longo dos sete cenários avaliados, na área do Complexo Mineroquímico da Vale Fertilizantes, em Cajati, SP

Com relação à análise do efeito da mudança do uso e ocupação do solo no fornecimento de serviços ecossistêmicos potenciais, a Tabela 2 apresenta os valores da importância relativa (varia de 0 a 1) de cada uso e ocupação do solo no fornecimento de cada do grupo de serviços ecossistêmicos (form. 2), bem como de todos juntos (form. 3). Conforme detalhado na fórmula 4, ao multiplicar os valores de importância obtidos na Tabela 2 com a porcentagem de cada classe de uso e ocupação do solo existente em cada cenário (Tabela 1), tem-se a capacidade de cada um dos sete cenários em fornecer os serviços ecossistêmicos identificados (Tabela 3).

Tabela 2 – Valores de importância relativa de cada uso e ocupação do solo no fornecimento dos serviços ecossistêmicos potenciais, para cada grupo de serviços (suporte, regulação, provisão e cultural) e para todos os serviços juntos (serviços ecossistêmicos múltiplos)

CLASSES DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO	Suporte n=4 / s=16		Regulação n=13 / s=52		Provisão n=6 / s=24		Cultural n=4 / s=16		Todos n=27 / s=108	
	soma	IR	soma	IR	soma	IR	soma	IR	soma	IR
Campo antrópico	9	0,56	11	0,21	6	0,25	8	0,50	34	0,31
Campo úmido antrópico	13	0,81	32	0,62	8	0,33	16	1,00	69	0,64
Cava	1	0,06	5	0,10	4	0,17	6	0,38	16	0,15
Cultura	9	0,56	24	0,46	8	0,33	5	0,31	46	0,43
Estrutura de disposição	4	0,25	2	0,04	3	0,13	2	0,13	11	0,10
Instalação industrial	1	0,06	2	0,04	0	0,00	1	0,06	4	0,04
Lago	8	0,50	7	0,13	10	0,42	16	1,00	41	0,38
Reflorestamento	13	0,81	39	0,75	12	0,50	12	0,75	76	0,70
Solo exposto	0	0,00	1	0,02	0	0,00	0	0,00	1	0,01
Vegetação em estágio médio a avançado de regeneração	16	1,00	47	0,90	16	0,67	16	1,00	95	0,88
Vegetação em estágio pioneiro a inicial de regeneração	13	0,81	38	0,73	12	0,50	16	1,00	79	0,73
Zona urbana	1	0,06	1	0,02	2	0,08	3	0,19	7	0,06

Tabela 3 – Valores representando a capacidade de cada cenário em fornecer localmente serviços ecossistêmicos potenciais, para cada grupo de serviços (suporte, regulação, provisão e cultural) e para todos os serviços juntos (serviços ecossistêmicos múltiplos)

CENÁRIOS	Suporte	Regulação	Provisão	Cultural	Todos
1962	71,27	50,96	40,45	75,77	55,31
1973	69,33	50,27	39,68	74,92	54,39
1981	65,59	46,21	37,22	70,49	50,68
1997	61,90	43,64	35,41	64,61	47,62
2009	62,22	45,43	36,36	65,33	48,85
Final (2036)	56,94	39,58	33,82	55,84	43,28
Após PRAD	77,28	62,35	47,49	87,71	65,02

No gráfico *box-plot*, que representa a variação dos valores obtidos de cada grupo de serviços ecossistêmicos ao longo dos cenários avaliados (Figura 11), é possível observar a ocorrência de *outliers* nos valores dos serviços de provisão e regulação. Um *outlier* é um valor discrepante do conjunto, o qual se localiza significativamente distante de quase todos os outros valores (DEVORE, 2006), sendo assim, pode-se afirmar que o valor obtido no cenário “Após PRAD” para os serviços ecossistêmicos dos grupos de provisão e regulação é diferente significativamente dos valores obtidos nos demais cenários. Ao analisar os 27 serviços ecossistêmicos como um todo, também se observa valor de *outlier* para o cenário “Após PRAD”.

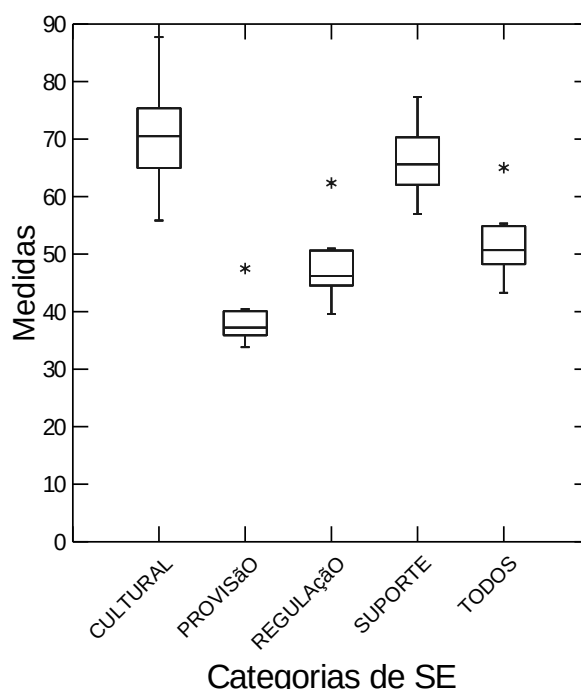


Figura 11 – Gráfico *box-plot* representando a variação dos valores da oferta local dos serviços ecossistêmicos, ao longo dos cenários avaliados, para cada grupo de serviços (suporte, regulação, provisão e cultural) e para todos os serviços juntos (serviços ecossistêmicos múltiplos). (*) = valores *outliers*

Considerando que os extremos são: o cenário 1 (1962), que representa a situação mais próxima da paisagem original, anterior a atividade minerária na região; o cenário 6 (Final), que representa a situação de maior degradação e alteração da paisagem local; e o cenário 7, que corresponde a situação após a implantação das medidas de revegetação previstas no PRAD, a Tabela 4 sintetiza a variação da capacidade destes cenários em fornecer localmente serviços ecossistêmicos potenciais.

Tabela 4 – Variação da capacidade dos cenários extremos em fornecer localmente serviços ecossistêmicos potenciais, para cada grupo de serviços (suporte, regulação, provisão e cultural) e para todos os serviços juntos (serviços ecossistêmicos múltiplos)

Serviços ecossistêmicos	1962 x Final (2036)	1962 x Após PRAD	Final (2036) x Após PRAD
Suporte	-20,1%	8,4%	35%
Regulação	-22,3%	22,3%	57,5%
Provisão	-16,4%	17,4%	40%
Cultural	-26,3%	15,7%	57%
Todos	-21,7%	17,5%	50%

As Figuras 12 e 13 mostram a evolução da disponibilidade potencial dos grupos de serviços ecossistêmicos na paisagem da área de estudo ao longo dos cenários avaliados. Nota-se que há uma tendência de redução da disponibilidade de serviços ecossistêmicos ao longo dos anos, durante a atividade de mineração, atingindo o menor valor ao término da atividade mineradora (cenário 6). Por outro lado, após as ações de revegetação e de recuperação de áreas degradadas, previstas no PRAD, observa-se que houve um aumento da disponibilidade de serviços ecossistêmicos na paisagem, em valores maiores do que os iniciais.

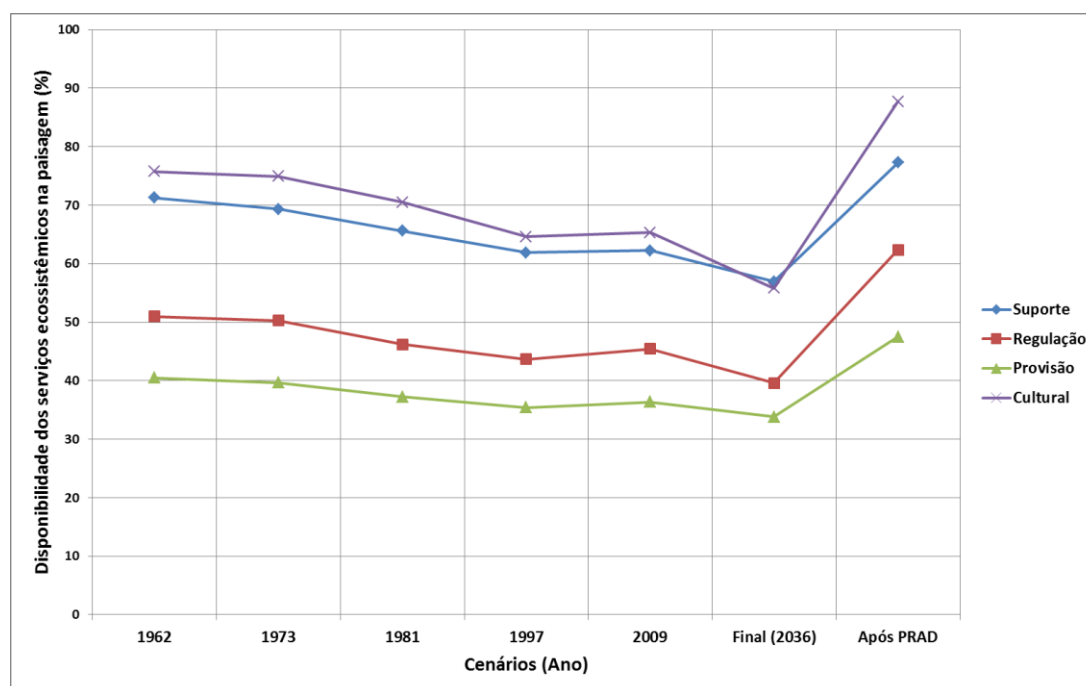


Figura 12 – Evolução da variação da oferta de serviços ecossistêmicos ao longo dos sete cenários avaliados, de acordo com os quatro grupos de categoria (suporte, regulação, provisão e cultural)

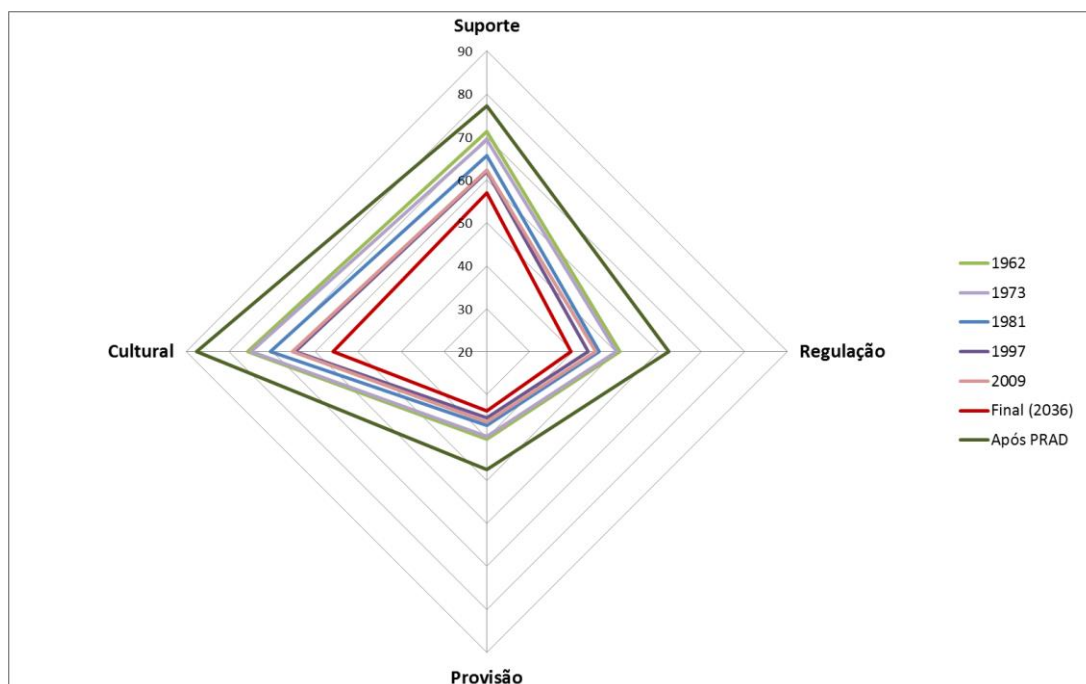


Figura 13 – Gráfico radar mostrando a variação da oferta de serviços ecossistêmicos ao longo dos sete cenários avaliados, de acordo com os quatro grupos de categoria (suporte, regulação, provisão e cultural)

Com relação aos serviços ecossistêmicos individualmente, a Tabela 5 apresenta a capacidade de cada um dos sete cenários em potencialmente fornecer cada serviço ecossistêmico. A Figura 14 corresponde ao gráfico *box-plot*, que representa a variação dos valores da oferta local de cada serviço ecossistêmico na paisagem ao longo dos cenários avaliados, e observa-se que, dentre os 27 serviços identificados, 13 apresentaram valores *outliers*, correspondentes ao cenário “Após PRAD”, o que demonstra diferença significativa aos valores obtidos nos demais cenários.

A Figura 15 mostra a variação na disponibilidade potencial de cada serviço ecossistêmico ao longo dos cenários estudados. Nota-se que há uma tendência de menor disponibilidade da maioria dos serviços no cenário correspondente ao final da atividade minerária (cenário 6), enquanto a maior disponibilidade de serviços ocorre após execução do PRAD (cenário 7).

Tabela 5 – Valores representando a capacidade de cada cenário em fornecer localmente serviços ecossistêmicos potenciais

CENÁRIOS	SERVIÇOS ECOSISTÊMICOS																										
	Suporte				Regulação									Provisão						Cultural							
	S1. Manutenção da produtividade natural do solo	S2. Manutenção da produção primária dos ecossistemas	S3. Manutenção da diversidade biológica e genética	S4. Capacidade de armazenamento	R1. Manutenção de clima global favorável	R2. Manutenção da qualidade do ar	R3. Influência favorável no clima local	R4. Prevenção contra eventos extremos	R5. Manutenção da drenagem, irrigação e precipitação natural	R6. Controle de erosão e estabilização de sedimentos	R7. Manutenção da qualidade da água	R8. Filtro de partículas de pó	R9. Atenuação da poluição sonora	R10. Manutenção da polinização de plantas selvagens e cultivadas	R11. Manutenção da regeneração natural de espécies	R12. Controle de pestes e vetores de doenças	R13. Redução de herbivoria (dano em culturas)	P1. Provisão de água para consumo	P2. Provisão de alimentos silvestres	P3. Provisão de alimentos cultivados	P4. Provisão de recursos genéticos	P5. Provisão de recursos para usos bioquímicos e medicinais	P6. Provisão de recursos como matéria-prima	C1. Informação estética (apreciação da natureza)	C2. Recreação	C3. Valores culturais, espirituais e religiosos	C4. Valores educacionais e científicos
1962	65,20	87,13	66,66	66,12	41,04	45,71	56,41	43,22	67,04	66,82	42,35	31,34	31,34	63,20	48,97	61,89	63,20	1,23	44,10	33,95	52,58	54,19	56,67	75,65	75,43	75,87	76,11
1973	62,72	83,19	65,46	65,95	39,90	44,99	54,24	41,15	64,83	64,57	40,11	30,57	30,57	63,34	52,81	63,12	63,34	1,13	44,49	29,46	52,69	53,19	57,10	74,26	74,00	74,52	76,92
1981	58,00	78,03	62,09	64,25	36,70	40,39	49,75	38,43	61,17	60,71	36,48	27,28	27,28	58,27	47,70	58,25	58,27	1,25	39,82	30,24	48,00	48,32	55,71	69,16	68,76	69,62	74,43
1997	52,85	71,15	59,15	64,47	33,82	40,43	48,21	38,06	59,87	59,20	35,21	27,80	27,80	52,83	40,17	51,08	52,83	1,37	37,99	25,80	42,64	44,73	59,94	62,23	61,65	62,90	71,66
2009	52,53	66,95	62,24	67,15	35,86	43,25	50,10	43,08	62,04	59,65	38,51	29,76	29,76	52,11	41,99	52,31	52,11	2,73	40,62	20,26	45,05	46,32	63,17	62,53	61,53	63,66	73,59
Final (2036)	44,84	52,78	59,09	71,06	32,20	37,97	43,57	41,11	58,28	55,44	35,00	26,85	26,85	41,07	33,16	41,95	41,07	2,94	35,59	15,63	39,31	40,14	69,29	51,02	49,61	52,55	70,18
Após PRAD	67,90	84,56	79,30	77,36	49,24	67,56	70,40	50,81	72,62	71,25	50,80	43,49	43,49	73,74	67,35	76,09	73,74	8,82	65,41	15,94	63,66	64,49	66,61	87,25	87,32	87,32	88,94
Final x 1962	-31,2%	-39,4%	-11,4%	7,5%	-21,6%	-16,9%	-22,8%	-4,9%	-13,1%	-17,0%	-17,3%	-14,3%	-14,3%	-35,0%	-32,3%	-32,2%	-35,0%	139,5%	-19,3%	-54,0%	-25,2%	-25,9%	22,3%	-32,6%	-34,2%	-30,7%	-7,8%
PRAD x 1962	4,1%	-2,9%	19,0%	17,0%	20,0%	47,8%	24,8%	17,6%	8,3%	6,6%	20,0%	38,8%	38,8%	16,7%	37,5%	22,9%	16,7%	617,8%	48,3%	-53,1%	21,1%	19,0%	17,5%	15,3%	15,8%	15,1%	16,9%
PRAD x Final	51,4%	60,2%	34,2%	8,9%	52,9%	78,0%	61,6%	23,6%	24,6%	28,5%	45,2%	62,0%	62,0%	79,6%	103,1%	81,4%	79,6%	199,7%	83,8%	2,0%	61,9%	60,7%	-3,9%	71,0%	76,0%	66,2%	26,7%

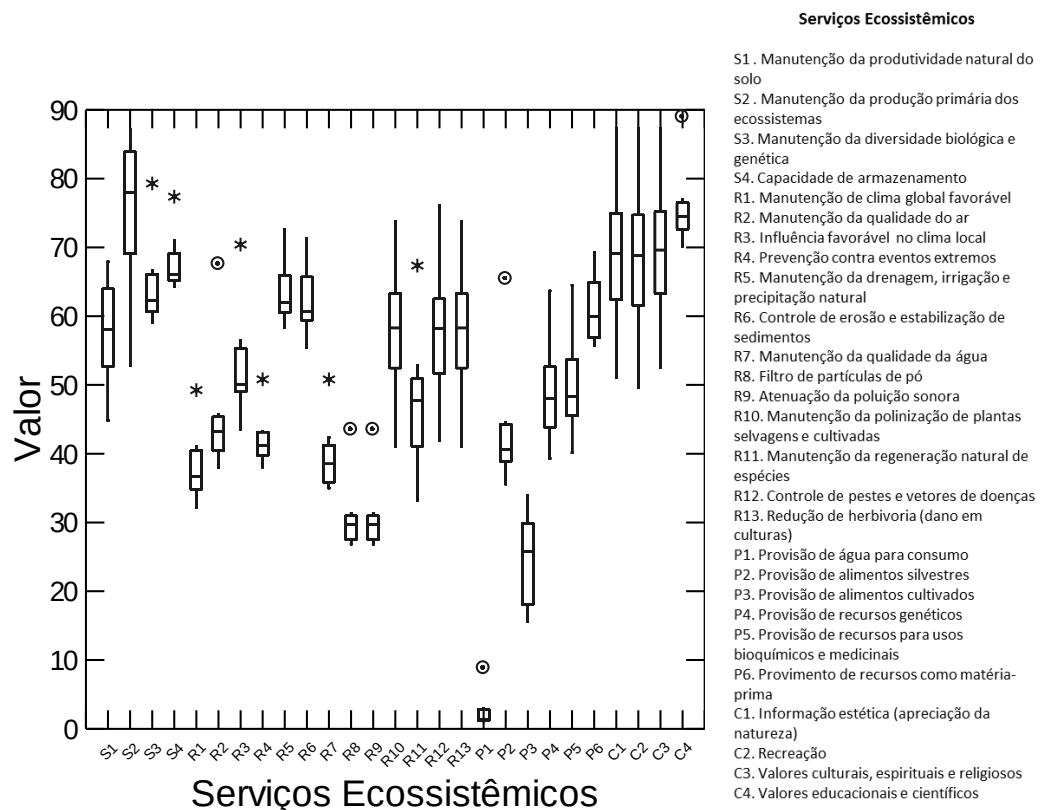


Figura 14 – Gráfico *box-plot* representando a variação dos valores da oferta local de cada serviço ecossistêmico, ao longo dos cenários avaliados. (*) e (o) = valores *outliers*

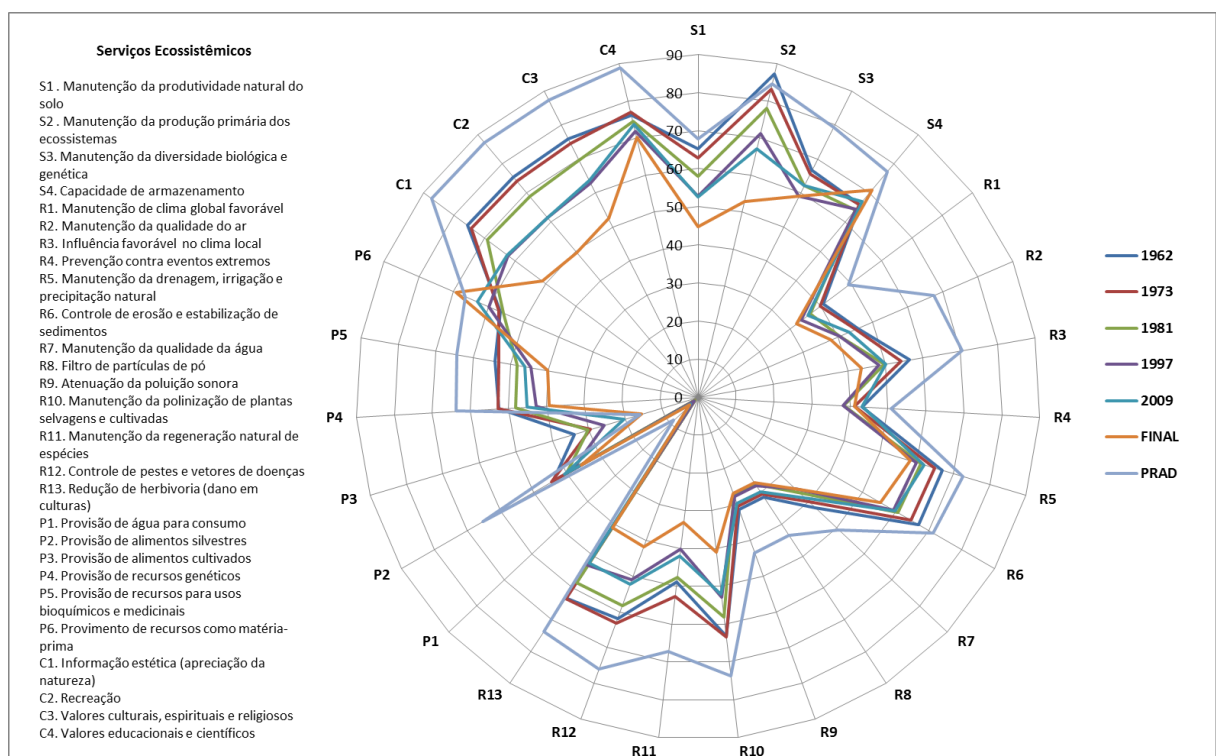


Figura 15 – Gráfico radar mostrando a variação da oferta de cada serviço ecossistêmico ao longo dos sete cenários avaliados

Com o objetivo de verificar se houve diferença significativa entre os valores obtidos para cada cenário avaliado (Tabela 5) foi realizada a análise de variância (ANOVA), com o intervalo de confiança de 95% (Tabela 6), resultando em diferença altamente significativa dos valores entre os grupos ($p\text{-valor} = 0,000432$), ou seja, houve variação significativa dos valores obtidos para o conjunto de serviços ecossistêmicos potencialmente ofertados entre os cenários avaliados.

Tabela 6 – Valores obtidos na análise de variância (ANOVA) para os sete cenários avaliados (1962, 1973, 1981, 1997, 2009, Final, Após PRAD)

<i>Fonte da variação</i>	<i>SQ</i>	<i>gl</i>	<i>MQ</i>	<i>F</i>	<i>valor-P</i>	<i>F crítico</i>
Entre grupos	7906,76	6	1317,793	4,310868	0,000432	2,148686
Dentro dos grupos	55635,76	182	305,691			
Total	63542,52	188				

Para verificar dentre os cenários avaliados quais apresentaram diferenças significativas entre as médias utilizou-se do teste de Tukey (Tabela 7), sendo que o cenário 7 “Após PRAD” apresentou diferença significativa ($p < 0,05$) quando comparado aos cenários 3 (1981), 4 (1997), 5 (2009) e 6 (Final). Sendo assim, pode-se afirmar que, nestes casos, a distribuição das classes de uso e ocupação do solo na situação após a implantação das medidas propostas no PRAD, permite maior oferta local de serviços ecossistêmicos.

Tabela 7 – Valores do teste de Tukey para comparação das médias dos serviços ecossistêmicos potenciais oferecidos nos sete cenários avaliados (1962, 1973, 1981, 1997, 2009, Final, Após PRAD). $df = 27$. (*) = valores significativamente diferentes ($p < 0,005$)

	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 5	Cenário 6	Cenário 7
	1962	1973	1981	1997	2009	FINAL	PRAD
1962		1,0000	0,9598	0,6722	0,8239	0,1490	0,3894
1973	0,2731		0,9869	0,7898	0,9072	0,2270	0,2778
1981	1,3760	1,1030		0,9954	0,9997	0,7109	0,0414*
1997	2,2850	2,0120	0,9088		1,0000	0,9707	0,0048*
2009	1,9210	1,6480	0,5448	0,3640		0,9054	0,0121*
FINAL	3,5760	3,3030	2,2000	1,2910	1,6550		0,0001*
PRAD	2,8850	3,1580	4,2610	5,1700	4,8060	6,4610	

Vale ressaltar que o cenário 6, que representa a situação final da atividade minerária, ou seja, corresponde ao cenário de maior degradação e alteração da paisagem local, não apresentou diferença significativa com os demais cenários estudados, além do cenário 7 (Após PRAD).

5 DISCUSSÃO

Por se tratar de uma análise das interferências que a atividade de mineração proporciona na oferta de serviços ecossistêmicos, os resultados obtidos nesse estudo foram discutidos conforme as duas forças motrizes analisadas na metodologia de avaliação aplicada, que considera como agentes de mudança tanto os impactos ambientais decorrentes da exploração mineral quanto as mudanças locais no uso e ocupação do solo, na área de abrangência direta da atividade minerária.

Sendo assim, nesse item procurou-se responder as seguintes questões: Quais impactos decorrentes da mineração mais interferem na oferta local de serviços ecossistêmicos? – que contempla os objetivos 1 e 2 desse estudo; e, Como a mudança de uso e ocupação do solo decorrente da atividade minerária interfere na oferta local de serviços ecossistêmicos? – o que contempla os objetivos 1, 3 e 4 desse estudo. Por fim, procurou-se discutir sobre a metodologia de avaliação elaborada e aplicada nesse estudo.

5.1 Quais impactos decorrentes da mineração mais interferem na oferta local de serviços ecossistêmicos?

Conhecer os serviços ecossistêmicos que são mais afetados pelos impactos decorrentes da atividade minerária permite, conseqüentemente, reconhecer as funções ecológicas mais afetadas, permitindo propor e adaptar as medidas mitigatórias e compensatórias para a realidade dos efeitos negativos da atividade (LANDSBERG et al., 2011; BAKER et al., 2012; HONRADO et al., 2013). Ou seja, o reconhecimento dos serviços e funções ecológicas existentes na paisagem que será impactada por um empreendimento permite, no momento do planejamento e avaliação da viabilidade ambiental, adaptar as atividades e os aspectos do projeto com o intuito de evitar maiores impactos negativos sobre os ecossistemas mais frágeis. Vale destacar que esta abordagem não é comumente considerada nos estudos de avaliação ambiental, principalmente naqueles referentes às atividades de mineração, como é o caso do empreendimento minerário analisado no presente estudo.

Utilizando a abordagem dos serviços ecossistêmicos para a avaliação dos impactos ambientais decorrentes da atividade minerária na área de estudo, pode-se

afirmar que dentre os 27 serviços potenciais a serem ofertados localmente pela paisagem, todos foram influenciados ou afetados pelos impactos gerados pela atividade minerária, sendo que a alteração na extensão da área de mata nativa é o que mais influenciou no fornecimento dos serviços ecossistêmicos como um todo, já que tanto o impacto negativo “Perda de área de mata nativa” quanto o impacto positivo “Ganho de área de mata nativa” apresentaram os maiores valores de significância relativa (Quadro 10).

O impacto negativo “Perda de área de mata nativa” está relacionado diretamente com as ações de supressão da vegetação e interferências em áreas de preservação permanente decorrentes da expansão das áreas necessárias para disposição de estéreis e rejeitos, resultantes da atividade minerária. Já o impacto positivo “Ganho de área de mata nativa” está diretamente relacionado com as atividades de revegetação (plantio de espécies arbóreas e cobertura do solo com gramíneas) previstas para recuperação das áreas degradadas.

O impacto “Ganho de área de mata nativa” apresentou maior valor de significância relativa se comparado com o impacto “Perda de área de mata nativa”, porém, considerando que a área de estudo encontra-se em uma das regiões mais importantes do Estado de São Paulo em termos de conservação da biodiversidade, pois apresenta os maiores valores de cobertura florestal em bom estado de conservação, é de se esperar que a perda destes remanescentes, resultante da atividade minerária, seja de maior relevância e, portanto, apresente um maior impacto ambiental para a região. Mesmo com a recuperação das áreas degradadas e, conseqüentemente, aumento da área de floresta nativa na região, estas áreas não terão as mesmas condições e propriedades ecológicas (processos e componentes) que a formação florestal original, principalmente se considerar que a atividade de extração mineral altera significativamente os componentes abióticos, que são difíceis de recuperar.

A perda e a degradação das florestas naturais são acompanhadas da redução na oferta de muitos serviços ecossistêmicos. Comparado às demais classes de uso e ocupação do solo, os ambientes florestais naturais apresentam a maior capacidade de prover serviços ecossistêmicos (BURKHARD et al., 2009; KOSCHKE et al., 2012; FÜRST et al., 2013) e, conseqüentemente, apresentam as maiores estimativas na valoração destes serviços (COSTANZA et al., 1997). As florestas provêm diversos serviços ecossistêmicos incluindo conservação do solo e da água,

influências positivas no clima local, mitigação de mudanças climáticas globais e outros distúrbios ambientais, conservação da biodiversidade, melhoria das condições de vida urbana e periurbana, proteção de heranças culturais e naturais, recursos de subsistências para muitas comunidades rurais e indígenas, geração de empregos e oportunidades recreacionais e educacionais (SHVIDENKO; BARBER; PERSSON, 2005; YAPP; WALKER; THACKWAY, 2010).

Segundo Honrado et al. (2013), análises explícitas para os serviços de suporte, regulação, provisão e culturais permitem avaliações mais completas e específicas dos impactos, possibilitando assim o reconhecimento de *tradeoffs*, bem como a priorização das medidas de mitigação e monitoramento dos impactos. Sendo assim, considerando os serviços ecossistêmicos agrupados por categoria, nota-se que os impactos ambientais apresentaram, em média, maiores interferências nos serviços culturais, seguidos pelos de provisão e suporte, e em menor proporção nos serviços de regulação (Quadro 10), o que demonstra que a maior interferência da atividade minerária ocorre nos serviços diretamente relacionados ao bem-estar da população envolvida, que representam o provimento de recursos naturais (serviços de provisão) e provimento de informações e oportunidades (serviços culturais).

Ao identificar os serviços ecossistêmicos que são mais afetados pelo empreendimento avaliado é possível reconhecer os *stakeholders*, diretos ou indiretos, que serão afetados negativamente ou positivamente (SLOOTWEG et al., 2010; LANDSBERG et al., 2011). Neste sentido, com relação aos serviços ecossistêmicos individualmente, pode-se afirmar que os serviços de “Provisão de recursos como matéria prima”, “Manutenção da diversidade biológica e genética” e “Provisão de alimentos silvestres” foram os mais afetados pelos impactos ambientais decorrentes do empreendimento minerário, enquanto que os serviços menos afetados foram: “Manutenção do clima global favorável”; “Atenuação da poluição sonora”; e “Filtro de partículas de pó” (Quadro 10).

No caso estudado, a atividade minerária interfere significativamente na provisão de recursos naturais e de alimentos silvestres e, conhecer os beneficiários que utilizam e que, muitas vezes, dependem destes serviços ecossistêmicos permite melhor planejar e priorizar as ações de mitigação dos impactos, propondo opções socioeconômicas para aumentar ou, pelo menos, manter o bem estar da população afetada. De acordo com o EIA do empreendimento (PROMINER PROJETOS, 2009), não consta no Plano de Gestão Ambiental nenhuma medida mitigadora ou programa

social para atenuar os prejuízos relacionados aos serviços ecossistêmicos de provisão mais comprometidos pelos impactos ambientais (“Provisão de recursos como matéria prima” e “Provisão de alimentos silvestres”), o que demonstra que a abordagem empregada pelo método de avaliação ambiental utilizado, e que é o comumente aplicado, não levou em consideração todos os aspectos relacionados ao bem-estar da população envolvida ou não constatou a necessidade destas ações mitigadoras, pois não identificou beneficiários para isso.

Vale ressaltar que estes serviços de provisão estão diretamente relacionados à ocorrência do ambiente florestal na paisagem (oferta de matéria prima e alimentos silvestres) e que, como visto anteriormente, a “Perda de área de mata nativa” é o segundo impacto com maior valor de significância relativa, o que revela que esta atividade minerária ao reduzir a extensão dos ecossistemas florestais na paisagem compromete não só a oferta dos serviços de suporte e de regulação, que estão relacionados com os processos e funções ecológicas presentes no sistema, como também compromete diretamente o bem-estar da população envolvida, por interferir na oferta de alguns serviços de provisão.

Ao avaliar exclusivamente os impactos ambientais decorrentes da atividade minerária, nota-se que dentre os 32 impactos identificados, nove não interferiram potencialmente no fornecimento de serviços ecossistêmicos na paisagem em estudo: “Conflitos de interesse”; “Danos a propriedades vizinhas”; “Especulação imobiliária”; “Manutenção da arrecadação tributária”; “Manutenção do nível de renda local”; “Risco de acidentes”; “Redução do nível de renda”, “Redução da arrecadação tributária”; e “Deslocamento de pessoas” (Quadro 10). Destaca-se que os três últimos impactos foram considerados de alta significância, de acordo com a metodologia adaptada do EIA (PROMINER PROJETOS, 2009) e ressalta-se que todos estes impactos estão relacionados a aspectos socioeconômicos, tais como, manutenção de emprego, geração de taxas e tributos, dispensa de mão de obra, consumo de produtos, insumos e serviços, o que demonstra que o uso da abordagem de serviços ecossistêmicos na avaliação de impacto ambiental de empreendimentos e projetos, com foco nos serviços potenciais ofertados localmente pela paisagem sem levar em consideração a análise econômica da atividade, acaba por subdimensionar a interferência na esfera social e econômica.

Este fato demonstra que uma consideração adequada dos efeitos de um planejamento espacial sobre os serviços ecossistêmicos não pode ser limitada

somente à análise do ambiente biofísico, mas também deve incluir questões socioeconômicas, o que também é destacado por diversos autores (COWLING et al., 2008; ROUNSEVELL; DAWSON; HARRISON, 2010; GENELETTI, 2011; HONRADO et al., 2013; ROSA; SÁNCHEZ, 2013).

A partir destes resultados recomenda-se inserir a análise de serviços ecossistêmicos na avaliação de impactos ambientais de empreendimentos, visto que a ferramenta de avaliação baseada em serviços ecossistêmicos permite identificar conflitos e sinergias entre as atividades antrópicas e os ecossistemas, fornecendo subsídios para identificar impactos que podem ser evitados, bem como medidas adicionais de mitigação de impactos e de compensação ambiental, relacionadas principalmente aos aspectos ambientais que interferem na oferta dos serviços ecossistêmicos que são diretamente ligados ao bem-estar da população local, como é o caso dos serviços de provisão e dos serviços culturais.

5.2 Como a mudança de uso e ocupação do solo decorrente da atividade minerária interfere na oferta local de serviços ecossistêmicos?

A análise de variância (ANOVA) entre os valores obtidos dos serviços ecossistêmicos potencialmente ofertados ao longo do tempo demonstrou haver variação altamente significativa ($p < 0,001$) entre os sete cenários avaliados, o que revela que a atividade de extração mineral de rocha fosfática ao alterar os padrões locais de uso e ocupação do solo influencia nas propriedades, processos e componentes dos ecossistemas, interferindo na oferta local de serviços ecossistêmicos.

Considerando que o cenário 6 (Final) representa a situação de maior degradação e alteração da paisagem, e o cenário 1 (1962) representa a situação mais próxima da paisagem original, anterior a atividade minerária na região, os valores apresentados na Tabela 3, que correspondem a capacidade potencial de cada cenário em ofertar serviços ecossistêmicos, demonstram que ao longo dos anos e até o término da atividade minerária houve redução de 21,7% da capacidade da paisagem em fornecer localmente serviços ecossistêmicos como um todo (serviços ecossistêmicos múltiplos), observando uma tendência de redução progressiva da disponibilidade de serviços ecossistêmicos ao longo dos anos (Figura 11).

Resultado semelhante foi encontrado por Bian e Lu (2012), que ao analisarem o efeito da mudança do uso do solo na valoração de serviços ecossistêmicos em uma área de mineração ativa de carvão na China, entre o período de 1990 a 2005, concluíram que tanto o valor total dos serviços ecossistêmicos como os valores individuais de cada serviço diminuíram progressivamente ao longo do tempo.

Com uma abordagem parecida, Baral et al. (2013) ao avaliarem os efeitos da mudança do uso e ocupação do solo ao longo de 200 anos em uma paisagem na Austrália, concluíram que houve significativa redução na oferta de seis diferentes serviços ecossistêmicos após a supressão de vegetação nativa e conversão do uso do solo para pastagem.

A oferta de serviços ecossistêmicos culturais foi a que mais sofreu redução (-26,3%), seguido pelos serviços de regulação (-22,3%), suporte (-20,1%) e os de provisão (-16,4%), fato este também observado em outros estudos, que demonstraram que os serviços de regulação e os culturais apresentam valores ótimos em paisagem naturais ou seminaturais, com gradual declínio para áreas com uso do solo intensificado (BRAAT et al., 2008; SCHNEIDERS et al., 2012).

Com relação aos serviços ecossistêmicos individualmente, dentre os 27 serviços potenciais somente três (“Capacidade de armazenamento”, “Provisão de água para consumo” e “Provisão de recursos como matéria-prima”) não apresentaram redução, pelo contrário, houve aumento na oferta dos serviços na situação final da atividade minerária (cenário 6). O aumento de 7,5% que teve o serviço ecossistêmico “Capacidade de armazenamento” está relacionado com o aumento das áreas de disposição de estéreis (bota-fora), que apresentam a capacidade para armazenar recursos (matéria-prima, nutrientes e energia) e liberá-los quando necessário, o que é o esperado após o término da atividade minerária que prevê o reaproveitamento dos depósitos de rejeitos.

A atividade minerária, além da produção de áreas de bota-fora, também altera significativamente a paisagem por meio da construção de barragens nos cursos d’água naturais, resultando na formação de lagos, implicando no aumento do estoque potencial de água na paisagem (aumento em área e não volume), o que explica o aumento de 139,5% da oferta do serviço ecossistêmico “Provisão de água para consumo” quando comparada a situação final da paisagem após o término da atividade minerária e a situação da paisagem mais próxima da original (Tabela 5).

No entanto, vale ressaltar que nem sempre disponibilidade de água indica que este recurso pode ser utilizado para consumo, principalmente se o aumento do estoque deste recurso for resultante de uma atividade que possui o potencial de alterar a qualidade da água por meio de contaminação e aumento de particulados, como é o caso da atividade de mineração.

Larondelle e Haase (2012) também utilizaram da abordagem do conceito de funções e serviços ecossistêmicos para avaliar as mudanças no uso do solo causadas por uma mineração a céu aberto na Alemanha e demonstraram que o cenário correspondente à paisagem durante a mineração apresenta a pior condição para a provisão de sete serviços ecossistêmicos e, assim como obtido neste estudo, o serviço de provisão de água para consumo apresentou maior disponibilidade no cenário correspondente à paisagem durante a mineração.

Já o aumento de 22,3% que o serviço “Provisão de recursos como matéria-prima” apresentou ao final da atividade minerária (cenário 6) não condiz com a realidade, pois não representa a verdadeira disponibilidade de componentes bióticos e abióticos com potencial de utilização pelo homem. O aumento deste serviço está relacionado principalmente ao aumento da “Cava” na classe de uso e ocupação do solo, o que não significa que houve aumento na disponibilidade do recurso mineral como matéria prima, muito pelo contrário, houve a exploração da rocha e, portanto, reduziu a disponibilidade deste recurso. Este resultado equivocado é decorrente da metodologia de avaliação utilizada, que considera a extensão de cada classe de uso e ocupação do solo como área potencial para fornecer os serviços ecossistêmicos.

Considerando a situação após as ações de recuperação das áreas degradadas previstas no PRAD (cenário 7), a paisagem apresentou aumento de 50% na oferta local de serviços ecossistêmicos se comparado com a situação final, após o término da atividade minerária (cenário 6), e aumento de 17,5% na capacidade de oferta de serviços ecossistêmicos se comparada com a situação considerada próxima da original (cenário 1) (Tabela 4).

A distribuição das classes de uso e ocupação do solo na situação após a implantação das medidas propostas no PRAD permite maior oferta local de serviços ecossistêmicos na paisagem, conforme demonstrou o teste de Tukey, ao nível de 95% de significância, para a comparação de médias dos valores dos serviços ecossistêmicos potenciais (Tabela 7). O cenário “Após PRAD” apresentou diferença significativa ($p < 0,05$) quando comparado aos cenários 3 (1981), 4 (1997), 5 (2009) e

6 (Final). Vale ressaltar que mesmo apresentando aumento de 17,5% na capacidade de oferta de serviços ecossistêmicos quando comparado o cenário “Após PRAD” com a situação considerada próxima da original (cenário 1), não foi encontrada diferença significativa.

Além disso, os gráficos de *box-plot* demonstraram que os valores obtidos para o cenário “Após PRAD” para os serviços ecossistêmicos dos grupos de provisão e regulação (Figura 11), bem como para 13 serviços avaliados independentemente (Figura 14), apresentaram variação discrepante do conjunto de dados analisados (*outliers*), ou seja, pode-se afirmar que o cenário resultante do plantio de espécies arbóreas e da revegetação com gramíneas proporciona maior oferta local de serviços ecossistêmicos na área estudada.

Este resultado corrobora com alguns estudos que demonstraram a positiva relação entre aumento da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos em áreas restauradas comparando com ecossistemas degradados (DODDS et al., 2008; REY BENAYAS et al., 2009; REY BENAYAS; BULLOCK, 2012; SCHNEIDERS et al., 2012).

Larondelle e Haase (2012) ao compararem a oferta de serviços ecossistêmicos em três diferentes cenários de uso do solo pós-mineração, cada um com objetivo distinto, sendo turismo, agricultura e reflorestamento, concluíram que a paisagem recuperada por meio do reflorestamento apresenta potencial maior de prover serviços ecossistêmicos.

Resultado semelhante foi encontrado por Wang et al. (2009) que analisaram três possíveis cenários para a situação pós-mineração em uma área de mineração de carvão na China. Os autores concluíram que o cenário composto pelo mosaico de uso industrial com áreas em processo de restauração da vegetação nativa apresentou maior índice de serviços ecossistêmicos (*eco-service*), comparado com os outros dois cenários, expansão da urbanização e desenvolvimento da agricultura intensiva.

Para um contexto distinto da mineração, Thackway, Frakes e Lesslie (2006) observaram que houve um aumento dos serviços ecossistêmicos, tais como produtividade do solo, controle efetivo na erosão do solo, controle de salinidade e recuperação da fauna e da flora nativa, na área de uma fazenda na Austrália, após a regeneração natural da vegetação de topos de morros e o plantio de 20.000 árvores.

E no âmbito nacional, Zolin et al. (2011) demonstraram por meio do projeto “Conservador das Águas”, no município de Extrema – MG, que a recuperação de pastagens por meio de reflorestamento com espécies nativas reduz em até 57% a perda do solo, que corresponde no presente estudo ao serviço ecossistêmico “Controle de erosão e estabilização de sedimentos”.

Ao comparar serviços ecossistêmicos individualmente ao invés de grupos de serviços (suporte, regulação, provisão e cultural) é possível observar a ocorrência de *tradeoffs* na oferta destes serviços pela paisagem (YAPP; WALKER; THACKWAY, 2010), ou seja, enquanto a recuperação de áreas degradadas permite o aumento da oferta de diferentes serviços ecossistêmicos, a oferta de outros serviços pode ser reduzida, como é o caso da “Provisão de recursos como matéria prima”, que foi o único serviço que apresentou redução na oferta (-3,9%) no cenário “Após PRAD” ao comparar com o cenário referente à situação final da atividade minerária (Tabela 5). Este fato pode ser explicado pela mudança do objetivo de uso da cava, que com a implantação do PRAD, ao invés de extração mineral passa-se a ser utilizada como lago, não mais apresentando potencial de uso para obtenção deste recurso mineral.

A partir destes resultados fica evidente a importância das ações de recuperação de áreas para o aumento da oferta de serviços ecossistêmicos em paisagens degradadas. Vale destacar que, no estudo de caso abordado, as ações de recuperação previstas no PRAD (implantação de cobertura vegetal herbácea e plantio de espécies arbóreas nativas) não se caracterizam como ações de restauração ecológica, pois não apresentam como objetivo principal o restabelecimento dos processos ecológicos responsáveis pela reconstrução gradual dos ecossistemas. Assim, espera-se que em áreas restauradas com enfoque ecológico a provisão de serviços ecossistêmicos seja maior do que em áreas que passaram por um processo de recuperação no sentido amplo da palavra.

5.3 Análise crítica da metodologia de avaliação dos serviços ecossistêmicos

A partir dos resultados obtidos neste estudo foi possível identificar algumas limitações com relação à elaboração e à aplicação da metodologia de avaliação utilizada:

- Por não utilizar a abordagem de demanda dos serviços ecossistêmicos identificados e, principalmente, por não efetuar uma avaliação monetária dos

serviços potencialmente ofertados, a avaliação dos impactos ambientais decorrentes da atividade minerária com enfoque nos serviços ecossistêmicos afetados acaba por subdimensionar a interferência nos serviços ecossistêmicos pela esfera social e econômica.

- A identificação da capacidade das classes de uso e ocupação do solo em fornecer serviços ecossistêmicos (Etapa C) foi efetuada por meio de consultas em diferentes trabalhos publicados, que correspondem, principalmente, a aplicações em estudos de caso internacionais que relacionaram as propriedades físicas de uma paisagem com a capacidade de prover bens e serviços. Deve-se considerar que as paisagens analisadas nos estudos de caso consultados diferem da paisagem em que se encontra a área de estudo. Sendo assim, uma sugestão para aperfeiçoamento da metodologia adotada é consultar especialistas para calibrar os valores atribuídos à capacidade de um dado uso e ocupação do solo em fornecer os serviços ecossistêmicos identificados (Matriz C.1).

- A metodologia adotada considera para a avaliação do potencial dos diferentes uso e ocupação do solo em fornecer serviços ecossistêmicos ao longo do tempo tanto as propriedades físicas de cada classe de uso e ocupação quanto a sua distribuição e proporção na paisagem avaliada, correspondendo a padrões quantitativos, porém, desconsidera a qualidade em que se encontram os diferentes uso e ocupação do solo, ou seja, não leva em consideração os padrões qualitativos. Neste sentido, o método de avaliação identifica a capacidade potencial para a oferta local de um serviço ecossistêmico, que é o que foi encontrado neste estudo quando os dados apontaram que houve o aumento do serviço "Provisão de água para consumo" devido à ampliação das áreas de estoque de água (provenientes do barramento de cursos d'água), ou seja, houve o aumento da disponibilidade potencial de água, porém não foi avaliado se a qualidade deste recurso natural possibilita sua utilização para consumo. Posto isto, uma sugestão para aperfeiçoamento da metodologia adotada é considerar para a avaliação do potencial dos diferentes uso e ocupação do solo em fornecer serviços ecossistêmicos, além dos padrões quantitativos, os padrões qualitativos de cada classe de uso e ocupação do solo.

- Por se tratar de uma mineração que vêm sendo desenvolvida na região do Vale do Ribeira desde 1938, não foi possível obter fotos aéreas que representassem o cenário original, anterior à atividade minerária. Assim, foi

considerada a foto aérea mais antiga disponível para representar o cenário mais próximo ao original, porém, sabe-se que este não representa fielmente a situação original, o que pode ter comprometido a avaliação da oferta local de serviços ecossistêmicos ao longo do tempo, já que é esperado que o cenário original apresentasse maiores índices de cobertura florestal nativa, com poucas intervenções humanas, o que corresponde a um maior potencial em ofertar serviços ecossistêmicos.

- Para o cálculo da capacidade de um cenário em fornecer serviços ecossistêmicos (form. 4) utiliza-se a porcentagem que cada classe de uso e ocupação do solo representa na área estudada, ou seja, quanto maior for a extensão de uma dada classe de uso e ocupação do solo, que corresponde diretamente a certo serviço ecossistêmico, maior será o potencial da oferta local deste serviço. No entanto, esta relação direta nem sempre ocorre para todos os serviços avaliados, como é o caso do serviço “Provisão de recursos como matéria-prima”, que está relacionado principalmente ao aumento da classe “Cava”, o que não significa que houve aumento na disponibilidade do recurso mineral como matéria prima, muito pelo contrário, houve a exploração da rocha (o que aumenta a área da classe “Cava”) e, portanto, reduziu a disponibilidade deste recurso para o homem. Sendo assim, uma sugestão para aperfeiçoamento da metodologia adotada é considerar, no caso de recursos naturais não renováveis, a área efetiva para a exploração do recurso, desconsiderando a área que já foi explorada.

6 CONCLUSÕES

Os resultados obtidos neste estudo permitiram chegar às seguintes conclusões:

- Todos os serviços ecossistêmicos avaliados foram afetados pelos impactos ambientais gerados pela atividade minerária de rocha fosfática (apatita), sendo que a alteração na extensão da área de floresta nativa é o que mais influenciou no fornecimento de serviços ecossistêmicos potenciais, já que tanto o impacto negativo “Perda de área de mata nativa”, que está relacionado diretamente com as ações de supressão da vegetação e interferências em áreas de preservação permanente decorrentes da expansão das áreas necessárias para disposição de estéreis e rejeitos, quanto o impacto positivo “Ganho de área de mata nativa”, que está diretamente relacionado com as atividades de revegetação (plantio de espécies arbóreas e cobertura do solo com gramíneas) previstas para recuperação das áreas degradadas, apresentaram os maiores valores de significância relativa. No entanto, mesmo com a recuperação das áreas degradadas e, conseqüentemente, aumento da área de floresta nativa na região, estas áreas não terão as mesmas condições e propriedades ecológicas (processos e componentes) que a formação florestal original que foi suprimida.

- Considerando os serviços ecossistêmicos individualmente e agrupados por categoria foi constatado que a maior interferência da atividade minerária ocorreu nos serviços diretamente relacionados ao bem-estar da população envolvida, que representam o provimento de recursos naturais (serviços de provisão: Provisão de recursos como matéria prima; Provisão de alimentos silvestres; Provisão de alimentos cultivados) e provimento de informações e oportunidades (serviços culturais: Informação estética; Recreação; Valores culturais, espirituais e religiosos; Valores educacionais e científicos). No entanto, nenhuma medida mitigadora ou programa social para atenuar os prejuízos relacionados a estes serviços ecossistêmicos, que são aqueles mais comprometidos pelos impactos ambientais, está descrita no Plano de Gestão Ambiental elaborado no Estudo de Impacto Ambiental, o que demonstra que a abordagem empregada pelo método de avaliação ambiental utilizado, e que é o comumente aplicado, não leva em consideração todos os aspectos relacionados ao bem-estar da população envolvida.

- Pela metodologia de avaliação utilizada neste estudo, a maioria dos impactos ambientais relacionados aos aspectos socioeconômicos, tais como “Conflitos de interesse”; “Danos a propriedades vizinhas”; “Especulação imobiliária”; “Manutenção da arrecadação tributária”; “Manutenção do nível de renda local”; “Risco de acidentes”; “Redução do nível de renda”, “Redução da arrecadação tributária”; e “Deslocamento de pessoas”, não apresentou interferência direta na oferta de serviços ecossistêmicos, o que demonstra que o uso da abordagem de serviços ecossistêmicos na avaliação de impacto ambiental de empreendimentos e projetos, com foco nos serviços potenciais ofertados localmente pela paisagem sem levar em consideração a análise econômica da atividade, acaba por subdimensionar a interferência na esfera social e econômica.

- A atividade minerária ao alterar o padrão de uso e ocupação do solo e, consequentemente, alterar as funções ecológicas locais, reduziu progressivamente a oferta de múltiplos serviços ecossistêmicos. Os serviços culturais foram os que mais sofreram redução por conta da atividade minerária, seguido pelos serviços de regulação, suporte e, por fim, os de provisão, sendo que ao final da atividade minerária, houve a redução de 21,7% da capacidade local em fornecer serviços ecossistêmicos como um todo.

- Com relação aos serviços ecossistêmicos individualmente, dentre os 27 serviços potenciais somente três, “Capacidade de armazenamento”, “Provisão de água para consumo” e “Provisão de recursos como matéria-prima”, não apresentaram redução, pelo contrário, houve aumento na oferta dos serviços na situação final da atividade minerária. Ressalta-se que estes serviços estão diretamente relacionados com cenários resultantes da mineração, tais como, criação de bota-fora (depósitos de material estéril e de rejeitos) que serão reaproveitados, barragem de cursos d’água e criação de lagos que permite o aumento do estoque de água na paisagem, e expansão da área de lavra. No entanto, vale destacar que nem sempre disponibilidade de água indica que este recurso pode ser utilizado para consumo, principalmente se o aumento do estoque deste recurso for resultante de uma atividade que possui o potencial de alterar a qualidade da água por meio de contaminação e aumento de particulados, como é o caso da atividade de mineração. Cabe destacar também que a expansão na área da cava não significa que houve aumento na disponibilidade do recurso mineral como matéria prima, muito pelo contrário, houve a exploração da rocha e, portanto, reduziu a disponibilidade deste

recurso. Estes resultados equivocados são decorrentes da metodologia de avaliação utilizada, que considera a extensão de cada classe de uso e ocupação do solo como área potencial para fornecer os serviços ecossistêmicos.

- A recuperação das áreas degradadas pela atividade minerária, por meio de cobertura superficial do solo com gramíneas e plantio de espécies arbóreas nativas, pode promover o aumento da oferta local dos serviços ecossistêmicos potenciais. O cenário resultante da recuperação das áreas degradadas apresentou aumento de 50% na oferta local de serviços ecossistêmicos se comparado com a situação final (após o término da atividade minerária), e aumento de 17,5% na capacidade de oferta de serviços ecossistêmicos se comparada com a situação considerada próxima da original. No entanto, vale destacar que grande parte do aumento na capacidade de oferta de serviços ecossistêmicos quando comparada com a situação mais próxima da original se deu pela regeneração natural das áreas degradadas e não pela implantação das ações do PRAD, dado que este cenário encontrava-se em uma situação de degradação significativa e o cercamento da área permitiu a regeneração das áreas degradadas.

- A implantação das ações contidas no PRAD aumentou a capacidade potencial de oferta local dos serviços ecossistêmicos dos grupos de provisão e regulação, bem como de 13 dos 27 serviços avaliados independentemente. No entanto, as ações de recuperação previstas no PRAD não se caracterizam como ações de restauração ecológica, pois não apresentam como objetivo principal o restabelecimento dos processos ecológicos responsáveis pela reconstrução gradual dos ecossistemas. Assim, espera-se que em áreas restauradas com enfoque ecológico a provisão de serviços ecossistêmicos seja maior do que em áreas que passaram por um processo de recuperação no sentido amplo da palavra.

- A metodologia de avaliação dos serviços ecossistêmicos adotada neste estudo apresentou algumas limitações com relação à sua elaboração e aplicação, sendo que para aperfeiçoar esta metodologia sugere-se: consultar especialistas para calibrar os valores atribuídos à capacidade de um dado uso e ocupação do solo em fornecer os serviços ecossistêmicos identificados; e, considerar para a avaliação do potencial dos diferentes uso e ocupação do solo em fornecer serviços ecossistêmicos, além dos padrões quantitativos, os padrões qualitativos de cada classe de uso e ocupação do solo.

REFERÊNCIAS

- ARCOVA, F.C.S.; CICCIO, V. Qualidade da água de microbacias com diferentes usos do solo na região de Cunha, Estado de São Paulo. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 56, p. 125-134, dez. 1999.
- BAKER, J.; SHEATE, W.R.; PHILLIPS, P.; EALES, R. Ecosystem services in environmental assessment – help or hindrance? **Environmental Impact Assessment Review**, New York, v. 40, p. 1-13, 2013.
- BARAL, H.; KEENAN, R.J.; FOX, J.C.; STORK, N.E.; KASEL, S. Spatial assessment of ecosystem goods and services in complex production landscapes: A case study from south-eastern Australia. **Ecological Complexity**, Amsterdam, v. 13, p. 35-45, 2013.
- BASTIAN, O.; HAASE, D.; GRUNEWALD, K. Ecosystem properties, potentials and services: the EPPS conceptual framework and an urban application example. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 21, p. 7-16, 2012.
- BENNETT, E.M.; PETERSON, G.D.; GORDON, L.J. Understanding relationship among multiple ecosystem services. **Ecology Letters**, Oxford, v. 12, p. 1394-1404, 2009.
- BENNETT, L.T.; MELE, P.M.; ANNETT, S.; KASEL, S. Examining links between soil management, soil health, and public benefits in agricultural landscapes: an Australia perspective. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 139, p. 1-12, 2010.
- BIAN, Z.; LU, Q. Ecological effects analysis of land use change in coal mining area based on ecosystem service valuing: a case study in Jiawang. **Environmental Earth Sciences**, Heidelberg, v. 68, n. 6, p. 1619-1630, 2013.
- BITTAR, O.Y. **Avaliação da recuperação de áreas degradadas por mineração na Região Metropolitana de São Paulo**. 1997. 193 p. Tese (Doutorado em Engenharia Mineral) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1997.
- BOLLIGER, J.; KIENAST, F. Landscape functions in a changing environment. **Landscape Online**, Nürtingen, v. 21, p. 1-5, 2010.
- BOYD, J.; BANZHAF, S. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 63, p. 616-626, 2007.
- BRAAT, L.; KLOK, C.; WALPOLE, M.; KETTUNEN, M.; PERALTA-BEZERRA, N.; TEN BRINK, P. Changes in ecosystem services. In: BRAAT, L.; TEN BRINK, P. (Ed.). **The cost of policy inaction: the case of not meeting the 2010 biodiversity target**. Wageningen: Alterra, 2008. chap. 5, p. 87-118.
- BRASIL. Constituição da República Federativa do Brasil, de 05 de outubro de 1988. Dispõe sobre a Constituição Federal. **Diário Oficial**, Brasília, 05 out. 1988. Seção 1, p. 1.

_____. Decreto n. 97.632, de 10 de abril de 1989. Dispõe sobre a regulamentação do Artigo 2º, inciso VIII, da Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, e dá outras providências. **Diário Oficial**, Brasília, 12 abr. 1989. Seção 1, p. 5517.

BROWN, T.C.; BERGSTROM, J.C.; LOOMIS, J.B. Defining, valuing and providing ecosystem goods and services. **Natural Resources Journal**, Albuquerque, v. 47, p. 329-376, 2007.

BULLOCK, J.M.; ARONSON, J.; NEWTON, A.C.; PYWELL, R.F.; REY-BENAYAS, J.M. Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 26, n. 10, p. 541-549, 2011.

BURKHARD, B.; KROLL, F.; MÜLLER, F.; WINDHORST, W. Landscapes capacities to provide ecosystem services: a concept for land-cover based assessments. **Landscape Online**, Nürtingen, v. 15, p. 1-22, 2009.

BURKHARD, B.; KROLL, F.; NEDKOV, S.; MÜLLER, F. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 21, p. 17-29, 2012.

CARPENTER, S.R.; MOONEY, H.A.; AGARD, J.; CAPISTRANO, D.; DeFRIES, R.S.; DÍAZ, S.; DIETZ, T.; DURAIAPPAH, A.K.; OTENG-YEBOAH, A.; PEREIRA, H.M.; PERRINGS, C.; REID, W.V.; SARUKHAN, J.; SCHOLLES, R.J.; WHYTE, A. Science for managing ecosystem services: beyond the millennium ecosystem assessment. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v. 106, p. 1305-1312, 2009.

CASSIANO, C.C. **O papel dos remanescentes florestais na manutenção da qualidade da água em microbacias agrícolas**. 2013. 116 p. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2013.

CESCHIA, E.; BÉZIAT, P.; DEJOUX, J.F.; AUBINET, M.; BERNHOFER, C.; BODSON, B.; BUCHMANN, N.; CARRARA, A.; CELLIER, P.; DI TOMMASI, P.; ELBERS, J.A.; EUGSTER, W.; GRÜNWALD, T.; JACOBS, C.M.J.; JANS, W.W.P.; JONES, M.; KUTSCH, W.; LANIGAN, G.; MAGLIULO, E.; MARLOIE, O.; MOORS, E.J.; MOUREAUX, C.; OLIOSO, A.; OSBORNE, B.; SANZ, M.J.; SAUNDERS, M.; SMITH, P.; SOEGAARD, H.; WATTENBACH, M. Management effects on net ecosystem carbon and GHG budgets at European crop sites. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 139, p. 363–383, 2010.

COHEN-SHACHAM, E.; DAYAN, T.; FEITELSON, E.; de GROOT, R.S. Ecosystem service trade-offs in wetland management: drainage and rehabilitation of the Hula, Israel. **Hydrological Sciences Journal**, Oxford, v. 56, p. 1582-1601, 2011.

COSTANZA, R. Ecosystem services: multiple classification systems are needed. **Biological Conservation**, Essex, v. 141, p. 350 -352, 2008.

COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; De GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R.V.; PARUELO, J.; RASKIN, R.G.; SUTTON, P.; van den BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, London, v. 387, p. 253-260, 1997.

COWLING, R.M.; EGOH, B.; KNIGHT, A.T.; O'FARRELL, P.J.; REYERS, B.; ROUGET, M.; ROUX, D.J.; WELZ, A.; WILHELM-RECHMAN, A. An operational model for mainstreaming ecosystem services for implementation. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, v. 105, p. 9483-9488, 2008.

DAILY, G. (Ed.). **Nature's services**: societal dependence on natural ecosystem. Washington: Island Press, 1997. 392 p.

De GROOT, R.S. **Functions of nature**: evaluation of nature in environmental planning, management and decision making. Groningen: Wolters-Noordhoff, 1992.

De GROOT, R.S.; WILSON, M.A.; BOUMANS, R.M.J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 41, p. 393-408, 2002.

De GROOT, R.S.; ALKEMADE, R.; BRAAT, L.; HEIN, L.; WILLEMEN, L. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning management and decision making. **Ecological Complexity**, Amsterdam, v. 7, p. 260-272, 2010.

DEVORE, J. L. **Probabilidade e estatística**: para engenharia e ciências. São Paulo: Pioneira Thomson Learning, 2006. 692 p.

DIAS, L.E.; de ASSIS, I.R. Restauração ecológica em áreas degradadas pela mineração. In: SIMPÓSIO DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA: DESAFIOS ATUAIS E FUTUROS, 6., 2011, São Paulo. **Anais...** São Paulo: SMA, Instituto de Botânica, 2011. p. 79-87.

DODDS, W.K.; WILSON, K.C.; REHMEIER, R.L.; KNIGHT, G.L.; WIGGAM, S.; FALKE, J.A.; DALGLEISH, H.J.; BERTRAND, K.N. Comparing ecosystem goods and services provided by restored and native lands. **BioScience**, Washington, v. 58, p. 837-845, 2008.

THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY. **Ecological and economics foundations**. Cambridge: Earthscan, 2010. 456 p.

EHRlich, P.; EHRlich, A. **Extinction**: the causes and consequences of the disappearance of species. New York: Random House, 1981. 305 p

ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE. **ArcGIS Desktop**: release 10. Redlands, 2011.

FISHER, B.; TURNER, R.K.; MORLING, P. Defining and classifying ecosystem services for decision making. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 68, p. 643-653, 2009.

FOLKE, C.; CARPENTER, S.; WALKER, B.; SCHEFFER, M.; ELMQVIST, T.; GUNDERSON, L.; HOLLING, C.S. Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 35, p. 557-581, 2004.

FÜRST, C.; VOLK, M.; PIETZSCH, K.; MAKESCHIN, F. Pimp your landscape: a tool for qualitative evaluation of the effects of regional planning measures on ecosystem services. **Environmental Management**, New York, v. 46, p. 953–968, 2010.

FÜRST, C.; FRANK, S.; WITT, A.; KOSCHKE, L.; MAKESCHIN, F. Assessment of the effects of forest land use strategies on the provision of ecosystem services at regional scale. **Journal of Environmental Management**, London, v. 127, p. S96-S116, 2013. Supplement.

GENELETTI, D. Reasons and options for integrating ecosystem services in strategic environmental assessment of spatial planning. **International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management**, Oxfordshire, v. 7, n. 3, p. 143-149, 2011.

GEOCONSULTORIA. **Plano de recuperação de áreas degradadas (PRAD) da atividade de mineração do Complexo**. Cajati, 2003. 30 p.

GRIFFITH, J.J. **Recuperação conservacionista de superfícies mineradas: uma revisão de literatura**. Viçosa: SIF, 1980. 51 p.

HAINES-YOUNG, R.; POTSCHIN, M. **Methodologies for defining and assessing ecosystem services**. Nottingham: University of Nottingham; CEM, 2009. 69 p. (Final report, JNCC, project code C08-0170-0062).

_____. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: RAFFAELLI, D.G.; FRID, C.L.J. (Ed.). **Ecosystem ecology: a new synthesis**. New York: Cambridge University Press, 2010. chap. 6, p.110-139.

HAINES-YOUNG, R.; POTSCHIN, M.; KIENAST, F. Indicators of ecosystem service potential at European scales: mapping marginal changes and trade-offs. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 21, p. 39-53, 2012.

HAMMER, O.; HARPER, D.A.T.; RYAN, P.D. PAST: Palaeontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, Valencia, v. 4, 9p., 2001.

HEIN, L.; van KOPPEN, K.; de GROOT, R.S.; van IERLAND, E. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 57, p. 209-228, 2006.

HONRADO, J.P.; VIEIRA, C.; SOARES, C.; MONTEIRO, M.B.; MARCOS, B.; PEREIRA, H.M.; PARTIDÁRIO, M.R. Can we infer about ecosystem services from EIA and SEA practise? A framework for analysis and examples from Portugal. **Environmental Impact Assessment Review**, New York, v. 40, p. 14-24, 2013.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro, 2012. 275 p. (Série Manuais Técnicos em Geociências, 1).

INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Mapa geomorfológico do Estado de São Paulo**. São Paulo, 1981. v. 1, Escala 1:1.000.000.

KARJALAINEN, T.P.; MARTTUNEN, M.; SARKKI, S.; RYTKÖNEN, A. Integrating ecosystem services into environmental impact assessment: An analytic-deliberative approach. **Environmental Impact Assessment Review**, New York, v. 40, p. 54-64, 2013.

KIENAST, F.; BOLLIGER, J.; POTSCHIN, M.; de GROOT, R.S.; VERBURG, P.H.; HELLER, I.; WASCHER, D.; HAINES-YOUNG, R. Assessing landscape functions with broad-scale environmental data: insights gained from a prototype development for Europe. **Environmental Management**, New York, v. 44, p. 1099-1120, 2009.

KOCK, E.W.; BARBIER, E.B.; SILLIMAN, B.R.; REED, D.J.; PERILLO, G.M.E.; HACKER, S.D.; GRANEK, E.F.; PRIMAVERA, J.H.; MUTHIGA, N.; POLASKY, S.; HALPERN, B.S.; KENNEDY, C.J.; KAPPEL, C.V.; WOLANSKI, E. Non-linearity in ecosystem services: temporal and spatial variability in coastal protection. **Frontiers in Ecology and the Environment**, Washington, v. 7, p. 29-37, 2009.

KOSCHKE, L.; FÜRST, C.; FRANK, S.; MAKESCHIN, F. A multi-criteria approach for an integrated land-cover-based assessment of ecosystem services provision to support landscape planning. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 21, p. 54-66, 2012.

KREMEN, C. Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? **Ecology Letters**, Oxford, v. 8, p. 468-479, 2005.

KRONKA, F.J.N. (Coord.). **Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo**: regiões administrativas de São José dos Campos (litoral), Baixada Santista e Registro. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente; Imprensa Oficial, 2007. 137 p.

KRONKA, F.J.N.; NALON, M.A.; MATSUKUMA, C.K.; KANASHIRO, M.M.; YWANE, M.S.S.; PAVÃO, M.; DURIGAN, G.; LIMA, L.P.R.; GUILLAUMON, J.R.; BAITELLO, J.B.; BORGIO, S.C.; MANETTI, L. A.; BARRADAS, A.M.F.; FUKUDA, J.C.; SHIDA, C.N.; MONTEIRO, C.H.B.; PONTINHAS, A.A.S.; ANDRADE, G.G.; BARBOSA, O.; SOARES, A.P.; JOLY, C.A.; COUTO, H.T.Z. **Inventário florestal da vegetação nativa do Estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente; Instituto Florestal; Imprensa Oficial, 2005. 200 p.

LANDSBERG, F.; TREWEEK, J.; STICKLER, M.M.; HENNINGER, N.; VENN, O. **Weaving ecosystem services into impact assessment**: a step-by-step method. Abbreviated version 1.0. Washington: World Resources Institute, 2013. 46 p.

LANDSBERG, F.; OZMENT, S.; STICKLER, M.M.; HENNINGER, N.; TREWEEK, J.; VENN, O.; MOCK, G. **Ecosystem services review for impact assessment**: introduction and guide to scoping. Washington: World Resources Institute, 2011. 34 p.

LARONDELLE, N.; HAASE, D. valuing post-mining landscapes using an ecosystem services approach: an example from Germany. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 18, p. 567-574, 2012.

LAUTENBACH, S.; KUGEL, C.; LAUSCH, A.; SEPPELT, R. Analysis of historic changes in regional ecosystem service provisioning using land use data. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 11, p. 676-687, 2011.

LOTT, C.P.M.; BESSA, G.D.; VILELA, O. Reabilitação de áreas e fechamento de minas. **Brasil Mineral**. Edição Especial Mineração e Meio Ambiente, São Paulo, n. 228, p. 26-31, 2004.

MAES, J.; PARACCHINI, M.L.; ZULIAN, G.; DUNBAR, M.B.; ALKEMADE, R. Synergies and trade-offs between ecosystem service supply, biodiversity and habitat conservation status in Europe. **Biological Conservation**, Essex, v. 155, p. 1-12, 2012.

MARTINS, S.V. **Recuperação de áreas degradadas**: ações em áreas de preservação permanente, voçorocas, taludes rodoviários e de mineração. Viçosa: Aprenda Fácil, 2009. 268 p.

MAYNARD, S.; JAMES, D.; DAVIDSON, A. The development of an ecosystem services framework for South East Queensland. **Environmental Management**, New York, v. 45, p. 881-895, 2010.

METZGER, M.J.; ROUNSEVELL, M.D.A.; ACOSTA-MICHLIK, L.; LEEMANS, R.; SCHROTER, D. The vulnerability of ecosystem services to land use change. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 114, p. 69-85, 2006.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and human well-being**: a framework for assessment. Washington: Island Press, 2003. 245 p.

_____. **Ecosystems and human well-being**: synthesis. Washington: Island Press, 2005. 137 p.

MURADIAN, R.; CORBERA, E.; PASCUAL, U.; KOSOY, N.; MAY, P.H. Reconciling theory and practice: an alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 69, p. 1202-1208, 2010.

NELSON, E.; MENDOZA, G.; REGETZ, J.; POLASKY, S.; TALLIS, H.; CAMERON, D.R.; CHAN, K.M.A.; DAILY, G.C.; GOLDSTEIN, J.; KAREIVA, P.M.; LONDSORF, E.; NAIDOO, R.; RICKETTS, T.H.; SHAW, M.R. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. **Frontiers in Ecology and the Environment**, Washington, v. 7, p. 4-11, 2009.

NIMER, E. **Climatologia do Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE, 1989. 421 p.

O'NEILL, R.V.; KING, A.W. Hommage to St Michael: or why are there so many books on scale? In: PETERSON, D.L.; PARKER, V.T. (Ed.). **Ecological scale**: theory and applications. New York: Columbia University Press, 1998. chap. 1, p. 3-15.

ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT. **Strategic environmental assessment and ecosystem services**. Paris, 2008. Disponível em: <<http://www.oecd.org/environment/environment-development/41882953.pdf>>. Acesso em: 12 fev. 2014.

OTIENO, M.; WOODCOCK, B.A.; WILBY, A.; VOGIATZAKIS, I.N.; MAUCHLINE, A.L.; GIKUNGU, M.W.; POTTS, S.G. Local management and landscape drivers of pollination and biological control services in a Kenyan agro-ecosystem. **Biological Conservation**, Essex, v. 144, p. 2424–2431, 2011.

PAGIOLA, S.; VON GLEHN, H.C.; TAFFARELLO, D. Experiências do Brasil em pagamentos por serviços ambientais. In: _____. (Org.). **Experiências do Brasil em pagamentos por serviços ambientais**. São Paulo: SMA, CBRN, 2012. cap. 20, p. 321-336.

PEH, K.S.H.; BALMFORD, A.; BRADBURY, R.B.; BROWN, C.; BUTCHART, S.H.M.; HUGHES, F.M.R.; STATTERSFIELD, A.; THOMAS, D.H.L.; WALPOLE, M.; BAYLISS, J.; GOWING, D.; JONES, J.P.G.; LEWIS, S.L.; MULLIGAN, M.; PANDEYA, B.; STRATFORD, C.; THOMPSON, J.R.; TURNER, K.; VIRA, B.; WILLCOCK, S.; BIRCH, J.C. TESSA: a toolkit for rapid assessment of ecosystem services at sites of biodiversity conservation importance. **Ecosystem Services**, Amsterdam, v. 5, p. e51-e57, 2013.

POTSCHIN, M.B.; HAINES-YOUNG, R.H. Ecosystem services: exploring a geographical perspective. **Progress in Physical Geography**, London, v. 35, p. 575-594, 2011.

PROMINER PROJETOS. **Estudo de Impacto Ambiental – EIA**: Bunge Fertilizantes, Cajati – SP (Processo SMA 13.623/03). São Paulo, 2009. 10 v. (Relatório elaborado para Bunge Fertilizantes S/A).

_____. **Atendimento da informação técnica nº 05/2011/IEUM**: Vale Fertilizantes S.A., Cajati – SP (Processo SMA 13.623/03). São Paulo, 2011. 28 p. (Relatório elaborado para Vale Fertilizantes S.A).

REY BENAYAS, J.M.; BULLOCK, J.M. Restoration of biodiversity and ecosystem services on agricultural land. **Ecosystems**, New York, v. 15, p. 883-899, 2012.

REY BENAYAS, J.M.; NEWTON, A.C.; DIAZ, A.; BULLOCK, J.M. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. **Science**, Washington, v. 325, p. 1121-1124, 2009.

RODRIGUES, R.R.; GANDOLFI, S. Conceitos tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP; FAPESP, 2004. p. 235-247.

RODRIGUES, R.R.; LEITÃO FILHO, H.F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP; FAPESP, 2004. 320 p.

ROSA, J.C.S.; SÁNCHEZ, L.E. Aspectos metodológicos da avaliação de impactos ambiental por meio de serviços ecossistêmicos. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE AVALIAÇÃO DE IMPACTOS, 1., 2012, São Paulo. **Anais eletrônicos...** São Paulo: ABAI, 2012. Disponível em: <http://avaliacaodeimpacto.org.br/wp-content/uploads/2012/10/157_Rosa__Sanchez_servi%C3%A7os_ecossistemicos_final.pdf>. Acesso em: 02 jan. 2014.

_____. Revisiting the EIS of a mining project using ecosystem services. In: ANNUAL MEETING OF THE INTERNATIONAL ASSOCIATION FOR IMPACT ASSESSMENT, 33., 2013, Calgary. **Proceedings...** Calgary: IAIA, 2013. p. 1-5.

ROUNSEVELL, M.D.A.; DAWSON, T.P.; HARRISON, P.A. A conceptual framework to assess the effects of environmental change on ecosystem services. **Biodiversity and Conservation**, London, v. 19, p. 2823-2842, 2010.

SÁNCHEZ, L.E. Mineração ou preservação no Alto Vale do Ribeira/SP?. **Ciência da Terra**, Salvador, v. 10, p. 26-29, 1984.

SÁNCHEZ, L.E. **Desengenharia**: o passivo ambiental na desativação de empreendimentos industriais. São Paulo: EDUSP, 2001. 254 p.

SÁNCHEZ, L.E.; HACKING, T. An approach to linking environmental impact assessment and environmental management systems. **Impact Assessment and Project Appraisal**, Guildford, v. 20, p. 25-38, 2002.

SÁNCHEZ, L.E.; SILVA-SÁNCHEZ, S.S.; NERI, A.C. **Guia para planejamento do fechamento de mina**. Brasília: Instituto Brasileiro de Mineração, 2013. v. 1, 223 p.

SCHNEIDERS, A.; Van DAELE, T.; Van LANDUYT, W.; Van REETH, W. Biodiversity and ecosystem services: complementary approaches for ecosystem management? **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 21, p. 123-133, 2012.

SEEHUSEN, S.E.; PREM, I. Por que pagamos por serviços ambientais? In: GUEDES, F.B.; SEEHUSEN, S.E. (Org.). **Pagamentos por serviços ambientais na Mata Atlântica**: lições aprendidas e desafios. Brasília: MMA, 2011. p. 15-53.

SHVIDENKO, A.; BARBER, C.V.; PERSSON, R. Forest and woodlands systems. In: MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and human well-being**: current state and trends. Washington: Island Press, 2005. chap. 21, p. 585-621.

SLOOTWEG, R.; RAJVANSI, A.; MATHUR, V.B.; KOLHOFF, A. **Biodiversity in environmental assessment**: enhancing ecosystem services for human well-being. New York: Cambridge University Press, 2010. 456 p.

TANNO, L.C.; SINTONI, A. **Mineração & municípios**: bases para planejamento e gestão dos recursos minerais. São Paulo: IPT, 2003. 177 p.

THACKWAY, R.; FRAKES, I.; LESSLIE, R. Reporting trends in vegetation assets, states and transitions at the farm level: a southern tablelands case study. In: THE CONFERENCE ON VEGETATION FUTURES, 6., 2006, Albury. **Proceedings...** Albury: Veg Futures, 2006. p. 1-13.

Van BEUKERING, P. J.H.; SLOOTWEG, R. & IMMERZEEL, D. **Valuation of ecosystem services and strategic environmental assessment**: influential case studies. Utrecht: The Netherlands Commission for Environmental Assessment. 2008. 97 p.

Van OUDENHOVEN, A.P.E.; PETZ, K.; ALKEMADE, R.; HEIN, L.; De GROOT, R.S. Framework for systematic indicator selection to assess effects of land management on ecosystem services. **Ecological Indicators**, Amsterdam, v. 21, p. 110-122, 2012.

VIHERVAARA, P.; KUMPULA, T.; TANSKANEN, A.; BURKHARD, B. Ecosystem services: a tool for sustainable management of human-environment systems: case study finnish forest lapland. **Ecological Complexity**, Amsterdam, v. 7, p. 410-420, 2010.

VILLA, F.; CERONI, M.; BAGSTAD, K.; JOHNSON, G.; KRIVOV, S. ARIES (Artificial Intelligence for Ecosystem Services): a new tool for ecosystem services assessment, planning and valuation. In: INTERNATIONAL BIOECON CONFERENCE ON ECONOMIC INSTRUMENTS TO ENHANCE THE CONSERVATION AND SUSTAINABLE USE OF BIODIVERSITY, 11., 2009, Venice. **Proceedings...** Venice: BioEcon, 2009. p. 1-10.

WALLACE, K.J. Classification of ecosystem services: problems and solutions. **Biological Conservation**, Essex, v. 139, p. 235-246, 2007.

WANG, R.; LI, F.; YANG, W.; ZHANG, X. Eco-service enhancement in peri-urban area of coal mining city of Huaibei in East China. **Acta Ecologica Sinica**, Amsterdam, v. 29, p. 1-6, 2009.

WATANABE, M.D.B. **Mata nativa e cana-de-açúcar: cálculo do valor dos serviços ecossistêmicos vinculados aos ciclos da água, do carbono e do nitrogênio utilizando a análise energética**. 2008. 195 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos) – Faculdade de Engenharia de Alimentos, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008.

WESTMAN, W. How much are nature's services worth? **Science**, Washington, v. 197, p. 960-964, 1977.

YAPP, G.; WALKER, J.; THACKWAY, R. Linking vegetation type and condition to ecosystem goods and services. **Ecological Complexity**, Amsterdam, v. 7, p. 292-301, 2010.

YOUNG, C.E.F. **Mecanismos de financiamento para a conservação no Brasil**. Grupo de Economia do Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável / GEMA. Rio de Janeiro: Instituto de Economia – UFRJ, 2007. Disponível em: <http://www.ie.ufrj.br/gema/pdfs/Young_2007_mfcb.pdf>. Acesso em: 17 mar. 2014.

ZHANG, J.; FU, M.; TAO, J.; HUANG, Y.; HASSANI, F.P.; BAI, Z. Response of ecological storage and conservation to land use transformation: A case study of a mining in China. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 221, p. 1427-1439, 2010.

ZOLIN, C.A.; FOLEGATTI, M.V.; MINGOTI, R.; SÁNCHEZ-ROMÁN, R.M.; PAULINO, J.; GONZÁLES, A.M.G.O. Minimização da erosão em função do tamanho e localização das áreas de floresta no contexto do programa "Conservador das águas". **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 35, p. 2157-2166, 2011.

ANEXOS

Anexo A**Documentação fotográfica das classes de uso e ocupação do solo****Foto A1 – Classe “Campo antrópico”.****Foto A2 – Classe “Campo úmido antrópico”****Foto A3 – Classe “Cava”****Foto A4 – Classe “Cultura”****Foto A5 – Classe “Estrutura de disposição” –
pilha de calcário****Foto A6 – Classe “Estrutura de disposição” –
bacia de rejeitos**

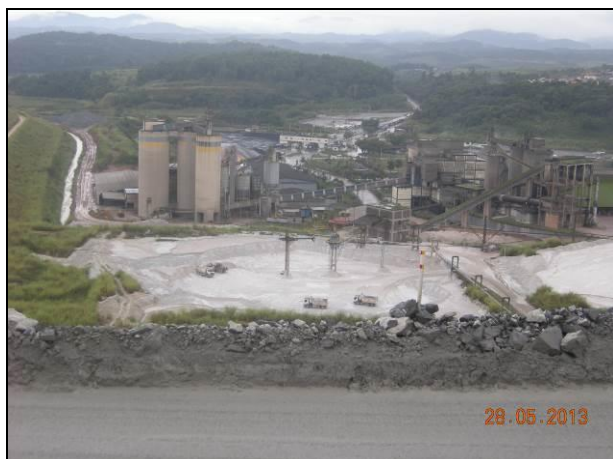


Foto A7 – Classe "Instalação industrial"



Foto A8 – Classe "Lago"



Foto A9 – Classe "Reflorestamento"



Foto A10 – Classe "Solo exposto"



Foto A11 – Classe "Vegetação em estágio pioneiro a inicial de regeneração" (em destaque)



Foto A12 – Classe "Vegetação em estágio médio a avançado de regeneração"

Anexo B

Mapas de uso e ocupação do solo

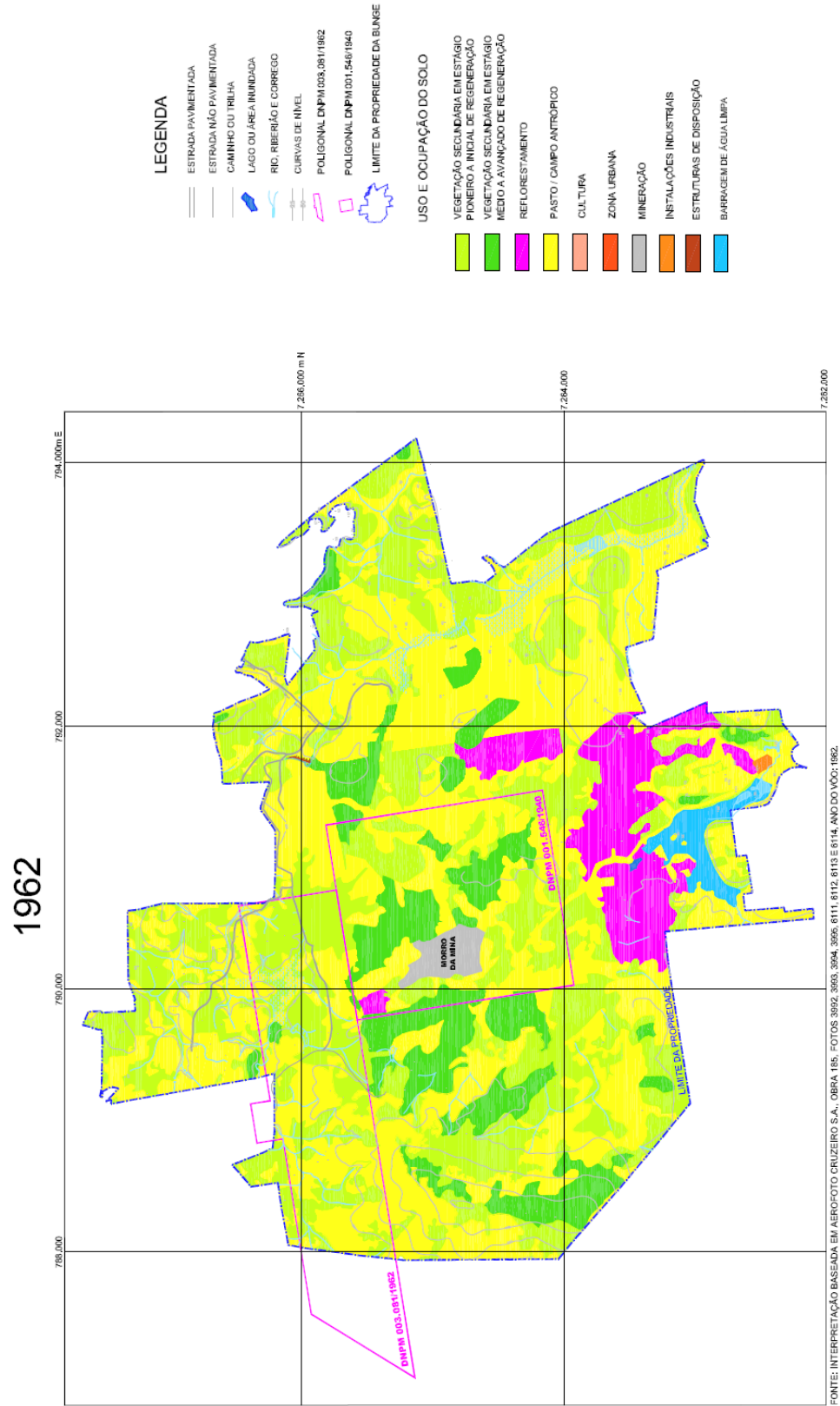


Figura B1 – Mapa de uso e ocupação do solo do cenário 1 (1962). Fonte: Prominer Projeto (2009)

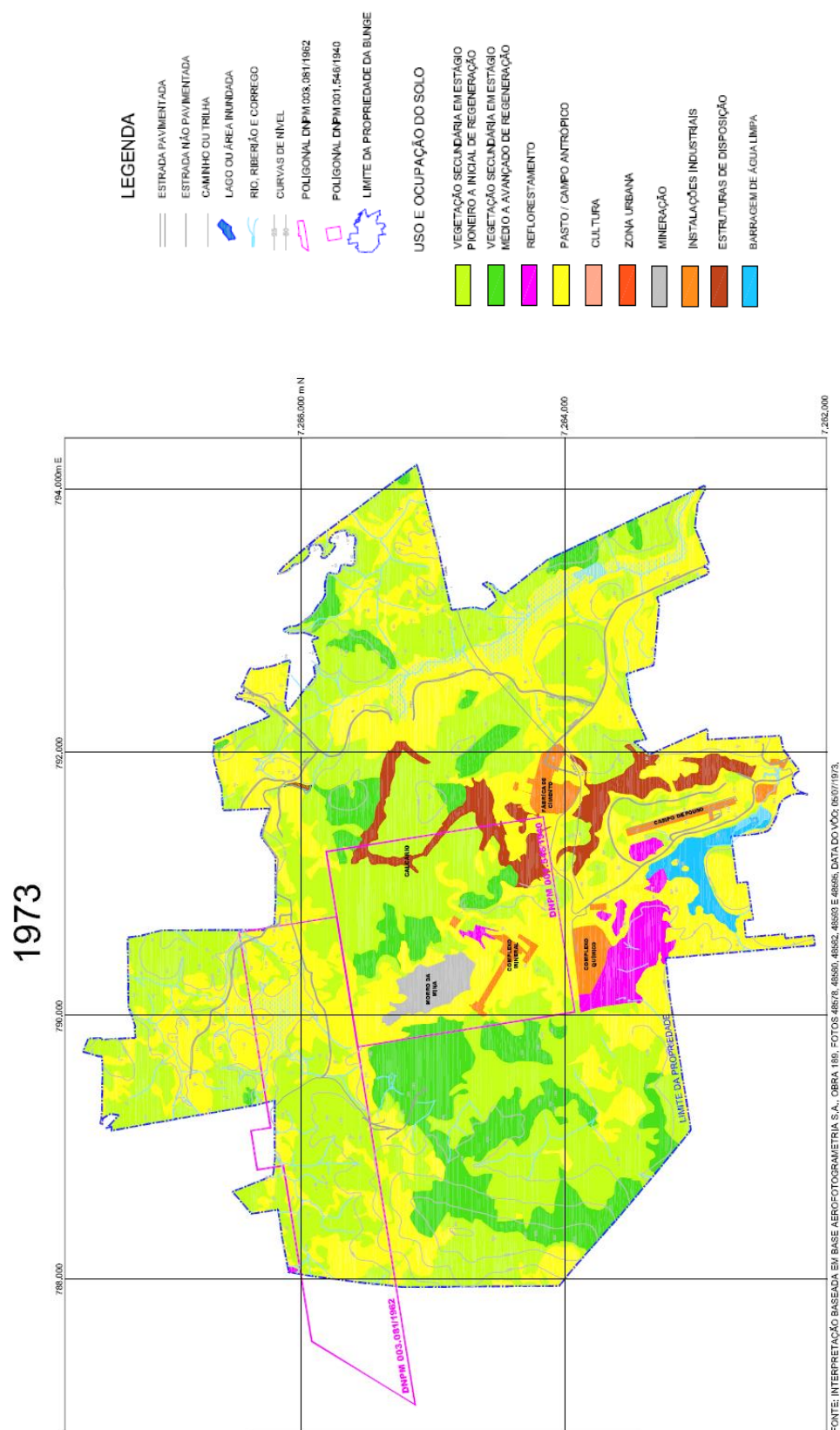


Figura B2 – Mapa de uso e ocupação do solo do cenário 2 (1973). Fonte: Prominer Projeto (2009)

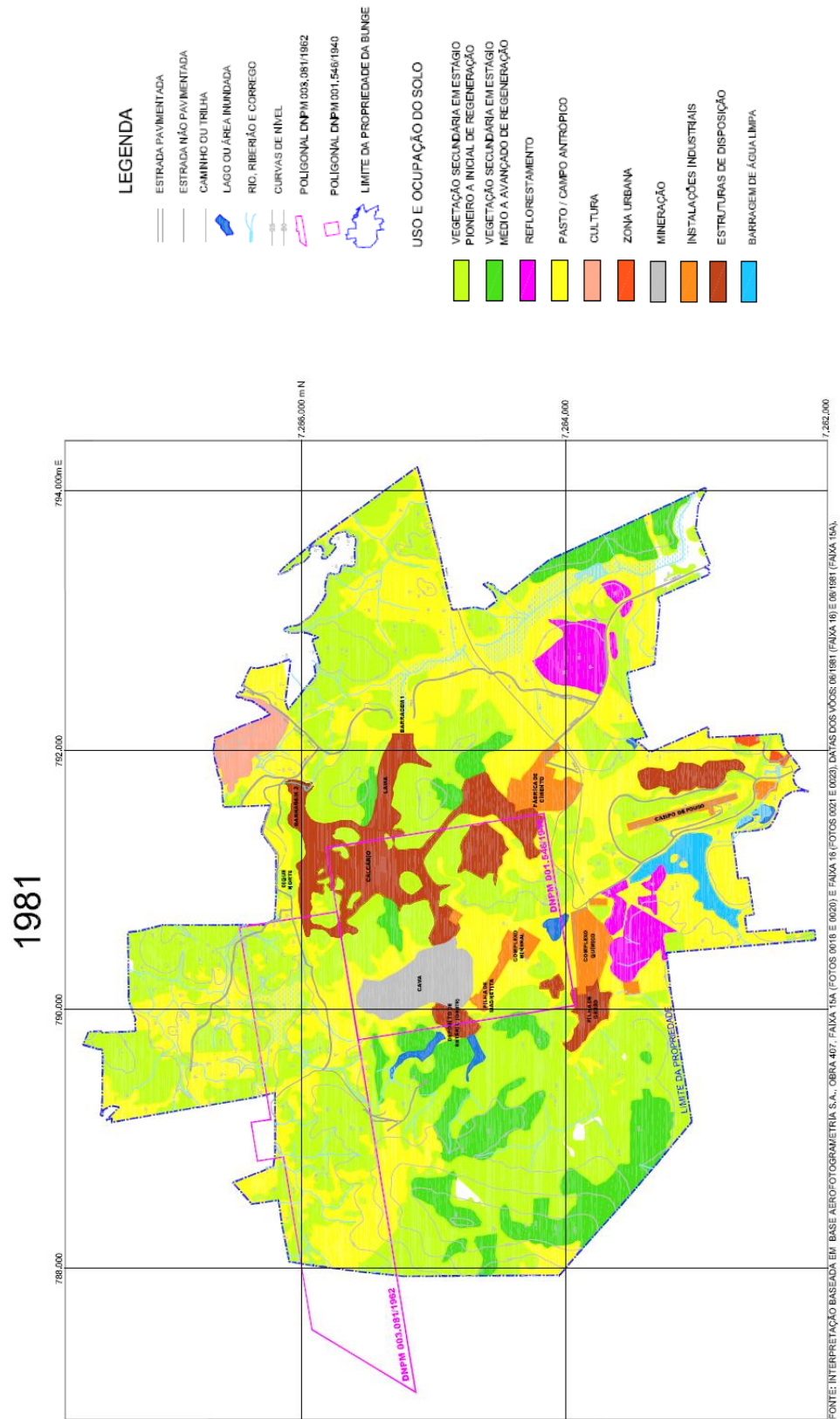


Figura B3 – Mapa de uso e ocupação do solo do cenário 3 (1981). Fonte: Prominer Projeto (2009)

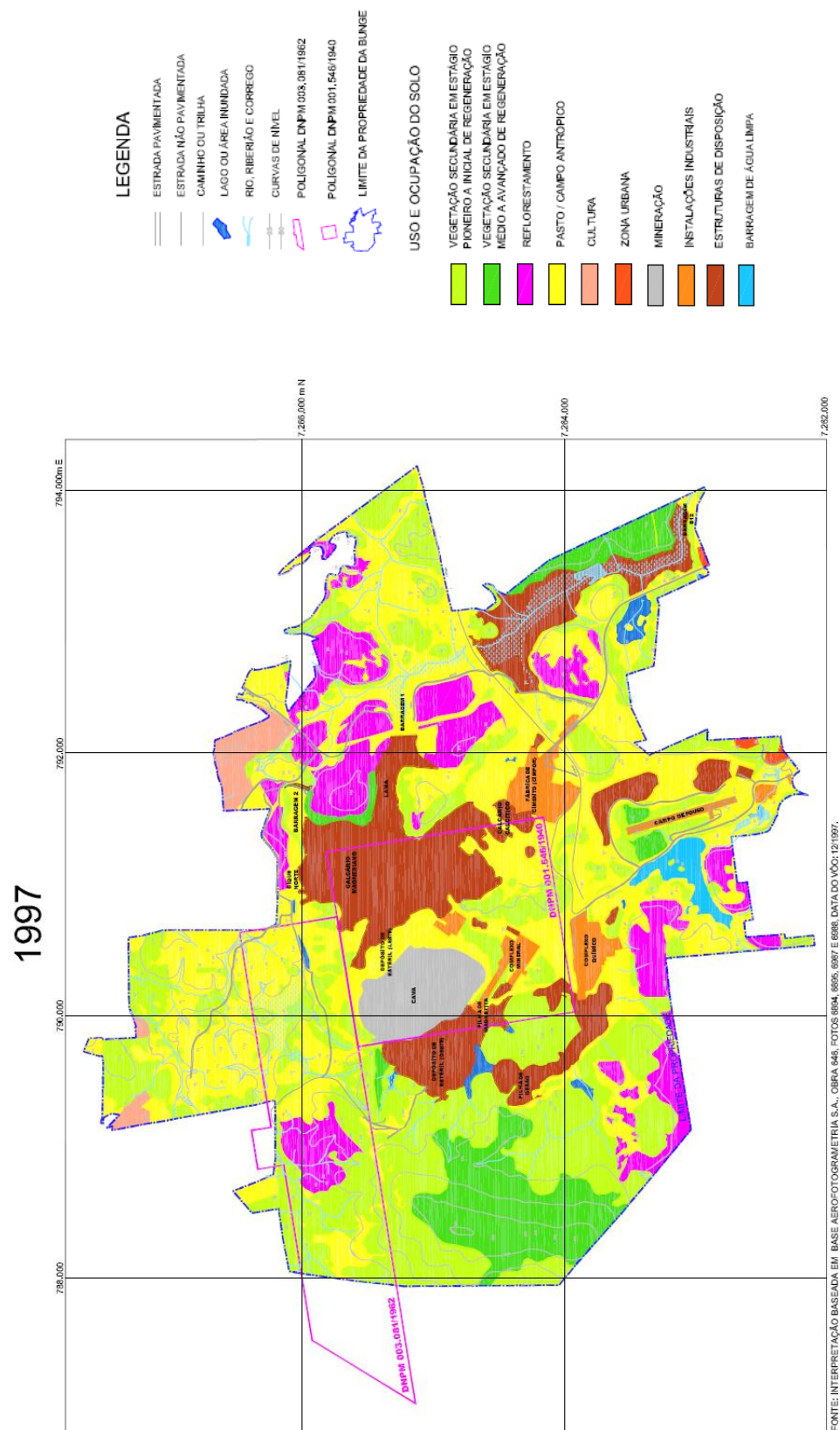


Figura B4 – Mapa de uso e ocupação do solo do cenário 4 (1997). Fonte: Prominer Projeto (2009)

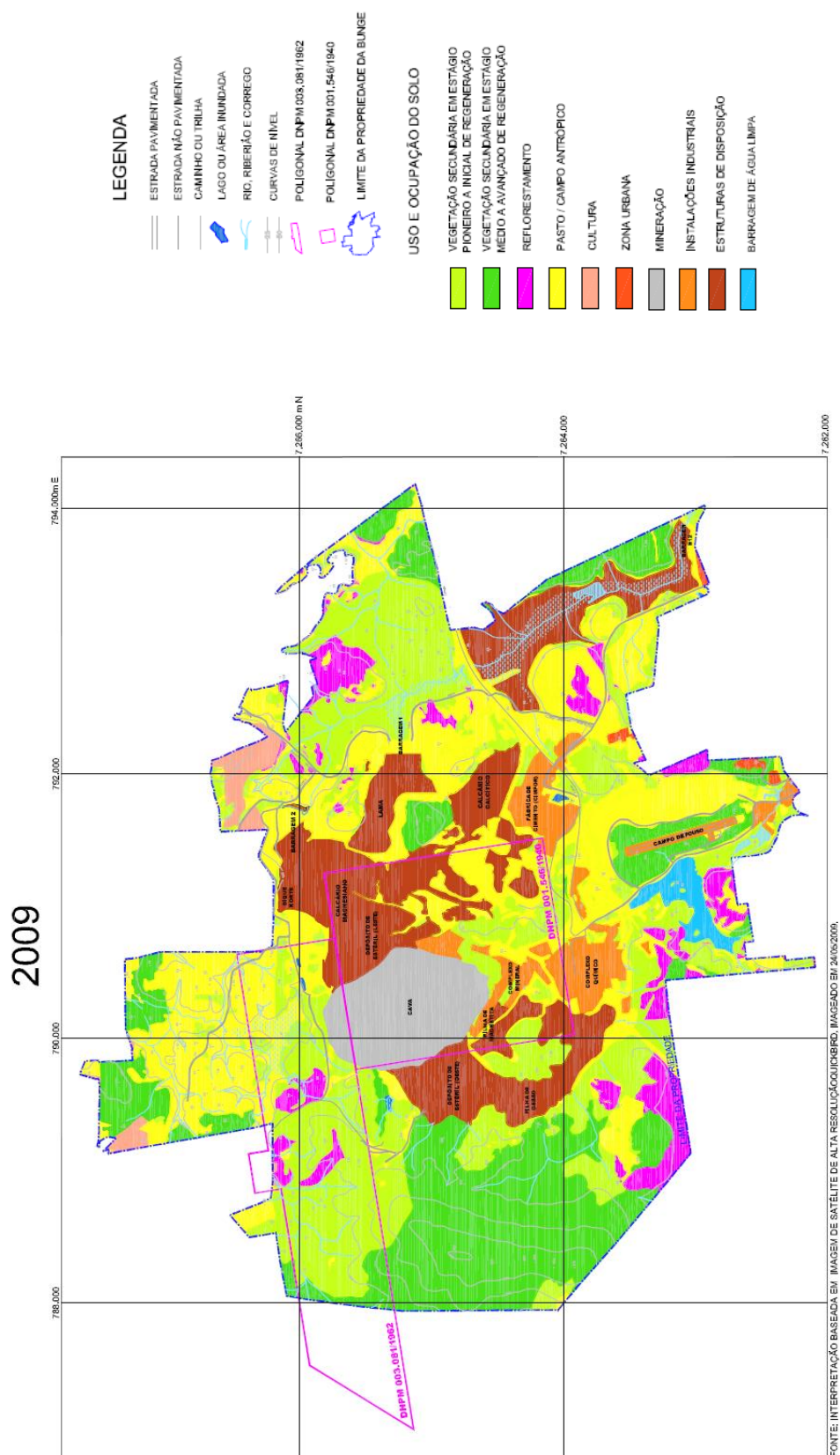


Figura B5 – Mapa de uso e ocupação do solo do cenário 5 (2009). Fonte: Prominer Projeto (2009)

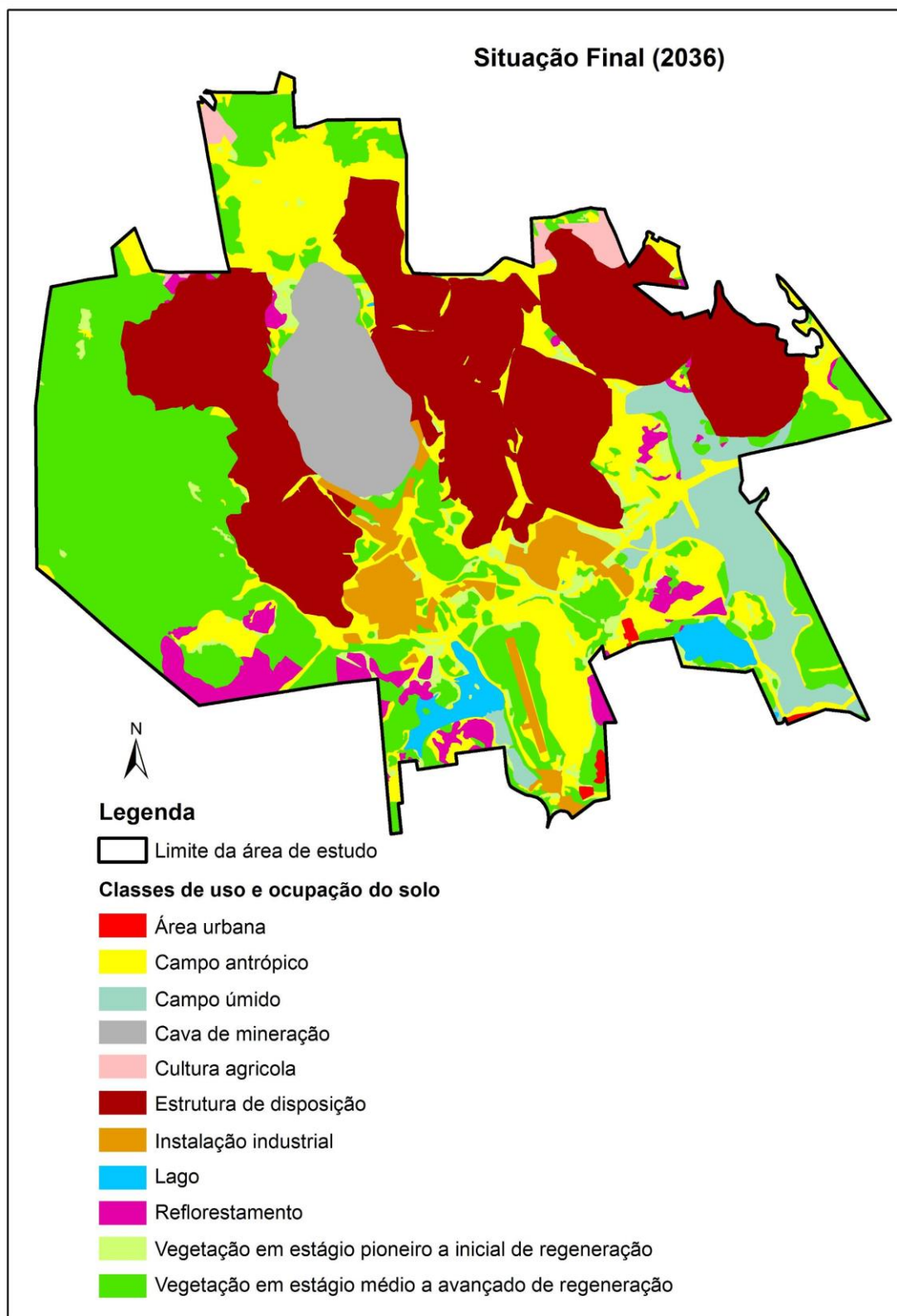


Figura B6 – Mapa de uso e ocupação do solo do cenário 6 (Situação final - 2036)

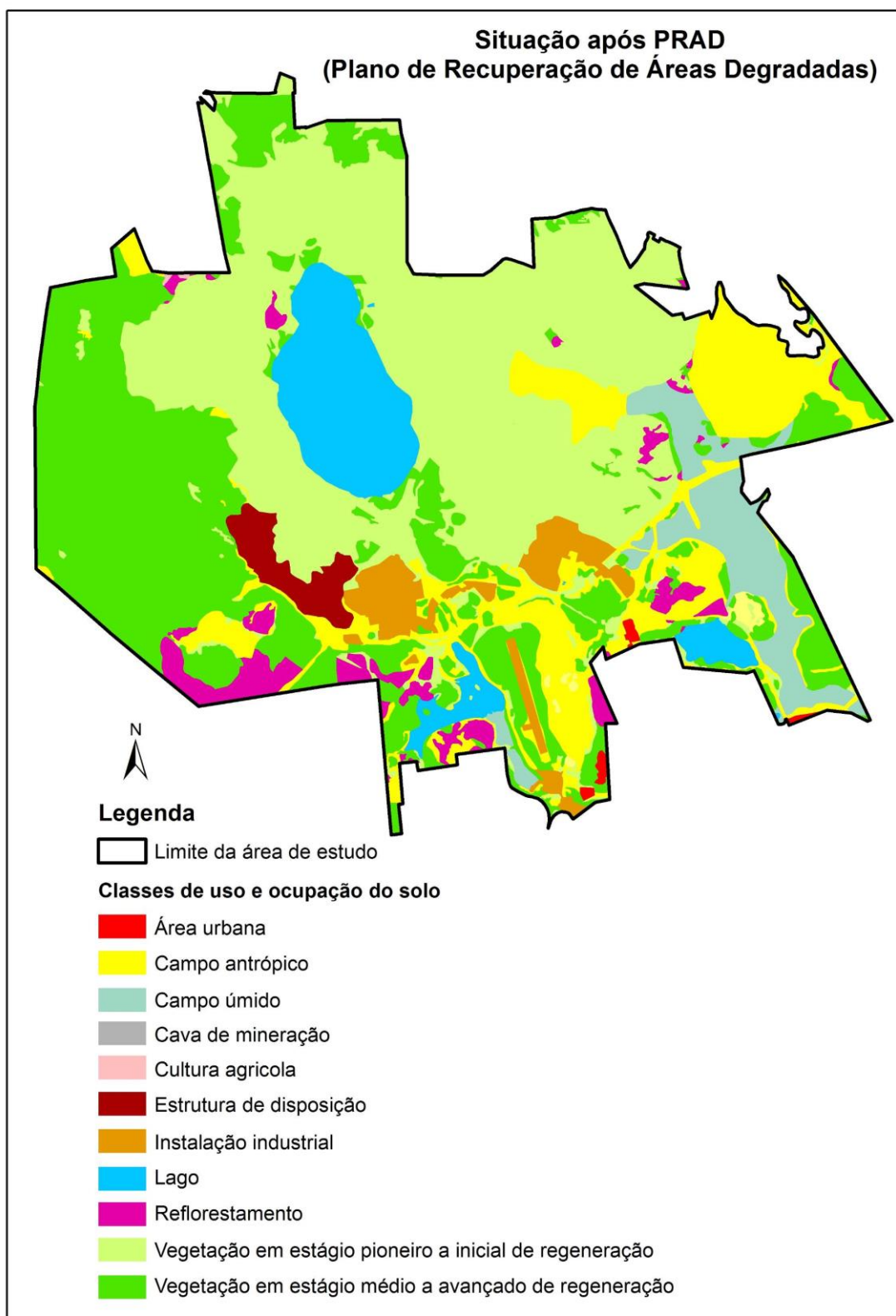


Figura B7 – Mapa de uso e ocupação do solo do cenário 7 (Situação após PRAD)