

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**

Departamento de Biologia Geral

**O serviço de manutenção da qualidade de água e o pagamento por
serviços ambientais para Unidades de Conservação no Brasil**

André Aroeira Pacheco

Belo Horizonte – MG

Mai de 2015

ANDRÉ AROEIRA PACHECO

**O serviço de manutenção da qualidade de água e o pagamento por
serviços ambientais para Unidades de Conservação no Brasil**

Dissertação de Mestrado apresentada ao
Departamento de Biologia Geral do
Instituto de Ciências Biológicas da
Universidade Federal de Minas Gerais para
obtenção do título de Mestre em Ecologia,
Conservação e Manejo da Vida Silvestre.

Orientação: Prof. Dr. Geraldo Wilson
Fernandes

Co-orientação: Dra. Ana Carolina de
Oliveira Neves

Belo Horizonte – MG

Mai de 2015

ao Fernandão, em algum lugar por aí, companheiro de rios, de UCs, de disciplinas eletivas mil, de festas, de LEEB, de carnavais, das várias ‘economias ecológicas’ e das valorações, das indignações, dos ideais e das muitas vontades de consertar o mundo.

[...] the world has changed dramatically. We now live in a world relatively full of humans and their built capital infrastructure. In this new context, we have to first remember that the goal of the economy is to sustainably improve human well-being and quality of life. We have to remember that material consumption and GDP are merely means to that end, not ends in themselves. We have to recognize, as both ancient wisdom and new psychological research tell us, that material consumption beyond real need can actually reduce wellbeing. We have to better understand what really does contribute to sustainable human well-being, and recognize the substantial contributions of natural and social capital, which are now the limiting factors in many countries. We have to be able to distinguish between real poverty in terms of low quality of life, and merely low monetary income. Ultimately we have to create a new model of the economy and development that acknowledges this new full world context and vision.

Robert Costanza, 2009, p.20

AGRADECIMENTOS

Aos meus familiares, amigos, companheiros de LEEB, colegas, professores e servidores da UFMG, em especial os do ECMVS.

Ao prof. Adriano, o colega da ECMVS e os representantes discentes, João e Gabriel, pela compreensão, ajuda e voto de confiança.

À Aninha, pela paciência, cuidado e atenção no momento mais difícil deste trabalho.

Ainda, ao Geraldinho, à Aninha, ao Fernando e ao Marcelinho pelas incontáveis e inestimáveis contribuições em cada parágrafo.

Ao Macaco pelas contribuições pré-parágrafos.

Aos amigos Rafael e Marina pela ajuda.

Ao Fagnão, ao Cássio e à Marina; aos amigos próximos e não mais tão próximos, aos amigos do Catimbau, da Chapada Diamantina, de Maceió, de Godofredo Viana/MA e de Macapá/PA, aos passarinhólogos em geral e todos os outros que me permitiram, me acompanharam e me obrigaram a ir a campo, momentos sem os quais eu teria enlouquecido em frente ao computador.

Aos professores/amigos Miguel, Adriano, Marcel e Yumi, que gentilmente toparam ler a minha bíblia e contribuir com meu trabalho.

Aos quase dez tutores, semi-orientadores e conselheiros que sequer conheço mas se dispuseram a me ajudar com dicas e conselhos via email, em especial o Prof. Carlos Eduardo e a Prof. Camila Amorim.

Agradeço profundamente à COPASA, na figura do Max, pela generosidade e paciência, sem os quais este trabalho não seria possível.

Ao corpo técnico do IGAM, pelo trabalho duro e por todos os dados fornecidos.

À FAPEMIG e todos os contribuintes brasileiros, por pagarem as minhas contas ao longo deste percurso.

Aos SpyroCudos: Manel, Mameira, Cofap, Hugo, Breno, Baxo e também Capita e Macaco. E às SpyriGuetes.

Ao Galo. Em especial ao Tardelli, ao Donizete, ao Kalil, ao Jô, ao Leo Silva e a São Victor. E claro, ao Ronaldinho.

RESUMO

O patrimônio natural provê inúmeros serviços à sociedade, notadamente pelas Unidades de Conservação (UCs), que têm tido reconhecimento e valorização insuficientes. Neste trabalho, mostramos o valor da manutenção da qualidade da água no Parque Nacional da Serra do Cipó (PNSC), UC situada no sul da cadeia do Espinhaço, famosa pela qualidade e abundância de suas águas. Encontramos um valor anual médio de R\$ 36,18 milhões entre 2012 e 2014 pelo método de custo de reposição, onde consideramos os custos de instalação e operação de uma Estação de Tratamento de Água que repusesse este serviço caso o PNSC não tivesse sido criado. O valor calculado tem aplicação em programas de Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA), no cálculo de cobrança pelo uso da água e de compensações ao PNSC. A revelação deste serviço demonstra a importância da UC e revela um valor desconhecido pelo público em geral, contribuindo para sensibilização e educação ambiental. Além disso, o valor 30 vezes superior ao orçamento do PNSC evidencia a vantagem econômica do investimento em conservação. Apesar da sua importância as UCs brasileiras têm tido dificuldades em captar recursos para sua adequada gestão e consolidação. Discutimos as características desta crise em quatro componentes de gestão, encontrando um passivo de pelo menos R\$ 8,7 bilhões de investimento imediato, além de uma defasagem de cerca de R\$ 400 milhões por ano no orçamento do ICMBio. Propomos como solução a este problema as bases de um Programa de PSA que pudesse arrecadar fundos para serem aplicados nas UCs brasileiras e aumentar o reconhecimento da importância destas para o bem-estar social e as atividades econômicas do Brasil. Este foi adaptado de programas bem-sucedidos de outros países usados para a conservação em áreas privadas, sendo o primeiro PSA deste porte proposto para Áreas Protegidas. O PSA serviria a todas as UCs através de um Fundo Nacional, com arrecadação baseada na cobrança por uso de dez serviços ambientais, escolhidos por já estarem estabelecidos nas transações econômicas ordinárias, funcionando como guarda-chuva para a proteção de outros inúmeros serviços ofertados em UCs. Cenários simulados para apenas três dos serviços demonstram um potencial de arrecadação que poderia resolver as pendências financeiras, enfrentando a crise orçamentária de maneira direta, rápida e definitiva.

Palavras-chave: SNUC, valoração econômica, conservação, crise orçamentária, Parque Nacional da Serra do Cipó

ABSTRACT

The natural capital provides numerous services to society, notably in the Protected Areas (PAs), which has been poorly recognized and valued. This study presents for the first time the monetary value of water quality maintenance by the Serra do Cipo National Park (SCNP). SCNP is well known for its water quality and abundance. The replacement cost method was used to value water provisioning by this national park. We found an average of R\$ 36.18 million/year for the ecosystem service between 2012 and 2014. Such value has application in payment for ecosystem services (PES) programs, in the measurement of charges for water use and in compensation to SCNP. It also demonstrates the importance of PAs in providing clean water to society and help to raise environmental awareness. The value obtained is 30 times higher than the SCNP's budget and therefore highlights the economic benefits of conservation investment. Brazilian PAs have been constrained by a limited budget, as there is an immediate deficit of at least R\$ 8.7 billion, plus a lag of about R\$ 400 million/year for the responsible agency. A solution to this problem is proposed based on a PES program that could raise funds to be invested in Brazilian CUs and increase the recognition of its importance for human welfare and economic activities in Brazil. The proposal was adapted from successful programs in other countries used for conservation on private land, and it is the first wide PES proposed for PAs. The PES would serve all PAs through a National Fund and its budget would be raised on charging ten environmental services that were chosen because they are already established in ordinary economic transactions. They could work as an umbrella, ensuring the delivery of numerous other ecosystem services by PACs. Simulated scenarios of three of these services demonstrate potential revenues that could solve the outstanding debts, facing directly, quickly and definitively the PAs budget crisis.

Keywords: SNUC, economic valuation, conservation, budget crisis, Serra do Cipo National Park

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO: SERVIÇOS AMBIENTAIS E AS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO	1
Serviços ambientais.....	1
Pagamentos por serviços ambientais.....	4
Pagamento por Serviços Ambientais no Brasil e no mundo.....	6
Áreas Protegidas.....	15
Unidades de Conservação no Brasil.....	17
Serviços ambientais em Unidades de Conservação	21
O valor dos serviços ambientais e a crise no Sistema Nacional de Unidades de Conservação.....	26
 CAPÍTULO 1 - O VALOR DA MANUTENÇÃO DA QUALIDADE DE ÁGUA NO PARQUE NACIONAL DA SERRA DO CIPÓ/MG.....	28
Introdução	28
Métodos	29
Resultados e Discussão.....	37
 CAPÍTULO 2 - A CRISE DAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO BRASILEIRAS E UMA PROPOSTA DE PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS	50
Crise financeira das Unidades de Conservação no Brasil	50
O passivo das Unidades de Conservação	55
Alternativas de financiamento para as UCs.....	56
Um Programa de Pagamento por Serviços Ambientais para as UCs.....	58
CONSIDERAÇÕES FINAIS	67
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	69

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Limites do PNSC e sua hidrografia.....	31
Figura 2 – Limites do PNSC, em vermelho, Estações de Monitoramento da qualidade da água do IGAM e ponto considerado nas medições de vazão	33
Figura 3 – Dosagem de coagulante em função da turbidez medida no rio Cipó.....	42
Figura 4: Valor do serviço realizado pelo PNSC nos anos 2012, 2013 e 2014 e a média para os três anos analisados.	44
Figura 5: Composição dos custos de tratamento em cada ano. Error! Bookmark not defined.	
Figura 6: Valor do serviço em 2012, 2013 e 2014 e a média para os três anos analisados em diferentes valores de vazão.	45

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Número de unidades e área total das UCs brasileiras nas três esferas administrativas.	19
Tabela 2 – Área total de cada bioma brasileiro, número e área de suas UCs e percentual de coberturas da área total por Unidades de Conservação considerando e desconsiderando as Áreas de Preservação Permanente.	19
Tabela 3: Diferença entre Foz e UC em cada um dos trimestres analisados para os parâmetros cuja concentração foi maior na foz em pelo menos 75% das amostras.	39
Tabela 4: Valores de turbidez medidos nas estações e valores de entrada (diferença) para o cálculo da dosagem de coagulante.	41
Tabela 5: Diferença de turbidez dentro e fora da UC e dosagem de reagentes necessária para o tratamento de água.....	42
Tabela 6 – Parâmetros e valores utilizados no cálculo do serviço ambiental.	43

INTRODUÇÃO: SERVIÇOS AMBIENTAIS E AS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO

Nesta introdução será explicado o conceito de serviços ambientais, sua utilidade para a conservação dos recursos naturais e suas aplicações práticas, em especial, os Pagamentos por Serviços Ambientais. Em seguida, será feita uma análise do panorama geral de manutenção de Áreas Protegidas no mundo e de Unidades de Conservação no Brasil, demonstrando a sua importância na geração dos serviços ambientais.

Serviços ambientais

Ao longo da história o homem estabeleceu suas comunidades em íntima relação com o meio ambiente, das quais o bem-estar e os sistemas econômicos apresentam enorme dependência, muitas vezes levando à superexploração dos recursos naturais (Daly & Farley, 2004). Assim, é cada vez mais comum a busca por novos modelos que conciliem o uso sustentável destes recursos e a manutenção das atividades econômicas. Esta busca tem se manifestado nos investimentos em conservação da biodiversidade, no delineamento de metas e diretrizes globais de proteção aos seres vivos e suas relações biológicas e no estabelecimento de práticas econômicas sustentáveis.

No cerne desta recente mobilização está a preocupação com o declínio global de serviços ambientais. Estes são derivados das funções do ecossistema, que se estabelecem naturalmente no funcionamento do meio ambiente, e beneficiam direta e indiretamente a sociedade (Daly & Farley, 2004; MEA, 2005), tendo reconhecimento cada vez maior nas áreas ecológica, política e econômica (Daily, 1997; MEA, 2005; TEEB, 2010).

De acordo com De Groot *et al.* (2002), existem quatro grandes grupos de funções ecossistêmicas gerando os serviços ambientais:

- i) Funções de provisão, que resultam em bens ou produtos de valor econômico retirados diretamente do ambiente, como alimentos, matérias-primas e recursos genéticos, medicinais e ornamentais.
- ii) Funções de habitat, em que os ecossistemas oferecem refúgio e locais de reprodução aos seres vivos, contribuindo para a diversidade biológica, a diversidade genética e a manutenção de processos evolutivos.

iii) Funções de regulação, relacionadas à capacidade dos ecossistemas se manterem funcionais e regularem processos ecológicos essenciais de suporte à vida, como polinização, regulação de gases, água e clima, ciclagem de nutrientes, decomposição, formação e retenção do solo, dentre outros.

iv) Funções de informação, que estão relacionadas à contribuição dada por ecossistemas à saúde humana pela possibilidade de reflexão, enriquecimento espiritual, desenvolvimento cognitivo, recreação e experiência estética.

A abordagem da conservação da biodiversidade sob a ótica dos serviços ambientais tem grande utilidade na educação ambiental e em políticas públicas (Daily, 1997; MEA, 2005). O fato de esta abordagem ser extremamente didática a torna útil para justificar a tomada de decisão em relação à proteção do capital natural, que muitas vezes é conflitante com a noção comum de utilidade econômica da terra. Medidas como a demarcação de áreas protegidas e aplicações de leis rígidas de controle do uso do solo acabam sendo mais bem justificadas à sociedade quando demonstrados seus benefícios socioambientais e econômicos por meio dos serviços ambientais prestados (Schroth & McNeely, 2011; Wesselink *et al.*, 2011).

Neste contexto estão sendo desenvolvidas várias ferramentas que permitem que o paradigma tradicional da conservação ambiental passe da provisão de bens e serviços específicos para a tomada de decisões que incluam o dinamismo, a complexidade, a adaptabilidade, as interconexões e a não-linearidade das respostas dos ecossistemas, preservando serviços complexos em grande escala (Turner & Daily, 2008; Fisher *et al.*, 2009; Raudsepp-Hearne *et al.*, 2010; Schroth & McNeely, 2011; Paavola & Hubacek, 2013).

Têm ganhado destaque recente os mecanismos de avaliação e valoração ambiental, que são adaptáveis ao contexto socioeconômico e permitem o desenvolvimento de políticas com foco no bem-estar humano (Paavola & Hubacek, 2013). Alguns exemplos destes mecanismos são a formação de mercados ou a indução de demandas ambientalmente favoráveis, como certificações ecológicas e geográficas, acordos em cadeias de produção, moratórias, os pagamentos por serviços ambientais e a valoração de serviços ambientais (Lambin *et al.*, 2014). Esta última é realizada por um conjunto de técnicas que permitem estimar o valor monetário de um recurso natural em relação a outros bens e serviços disponíveis na economia (Motta, 1998; Andrade &

Romeiro, 2009). A aplicabilidade destas técnicas as tornam acessíveis a outras áreas do conhecimento, conferindo adaptabilidade ao contexto do serviço ambiental estudado e subsidiando, por exemplo, os Programas de Pagamentos por Serviços Ambientais (PSA), que usam o valor do serviço para a celebração de acordos entre fornecedores e usuários.

Apesar de recentes, existem inúmeras técnicas de valoração que são aplicadas em diversos contextos e que contribuem nas iniciativas de conservação (Costanza, 1997, Pagiola, 2008; De Groot *et al.*, 2012). Os valores podem ser acessados por métodos de valoração indireta, como nas técnicas que medem custo de controle, produtividade marginal, custo de reposição, custos evitados e custo de oportunidade; ou de valoração direta, como a disposição a pagar (DAP) ou a disposição a receber (DAR) dos agentes econômicos envolvidos (veja Andrade & Romeiro, 2009).

A grande variedade de métodos reflete a diversidade de serviços que podem ser valorados, o que implica que o executor da valoração tome decisões com base nas características do serviço sob análise – resiliência, padrões de resposta, interação com outros serviços – e as limitações de cada método. Por exemplo, para um serviço de polinização pode ser usado o método de custo de reposição, onde o agente econômico tenta responder quanto seria gasto com um trabalhador assalariado ou com colmeias alugadas para repor a função do polinizador; com uma abordagem de produtividade marginal, que tentaria responder quanto da safra foi perdida em função da queda da polinização; ou com o método de custos evitados - o quanto a manutenção da mata nativa, abrigando polinizadores, contribui para minimizar os gastos com medidas de manejo necessárias na ausência de polinizadores.

Nota-se que não existe um método ideal ou livre de vieses, assim como o valor de um serviço ambiental ignora inúmeros outros serviços ambientais associados cujo valor é desconhecido – por exemplo, neste caso, os serviços de polinização de espécies arbóreas silvestres de interesse econômico e de manutenção de biodiversidade. A interconexão entre os diferentes serviços também faz com que as técnicas atualmente aplicadas se tornem menos apuradas, motivo pelo qual algumas técnicas de valoração ainda são alvo de controvérsias. Outra importante discussão por trás da matéria é sobre a mercantilização da natureza que supostamente estaria por trás de estudos de valoração. Sobre esta matéria, Costanza *et al.* (2014) afirmam que é um engano considerar a

valoração como uma privatização ou uma tentativa de transformação dos recursos naturais em *commodities*. Segundo os autores, boa parte das técnicas de valoração são para serviços que não têm valor de uso em mercados tradicionais e sublinham que os incentivos econômicos, como os Pagamentos por Serviços Ambientais, podem ser muito úteis na conservação dos serviços estudados. Assim, a revelação do valor dos serviços de polinização pode ser útil neste caso para despertar a consciência do tomador de decisão e subsidiar estratégias que valorizem o patrimônio natural. (TEEB, 2010).

Pagamentos por serviços ambientais

PSAs são instrumentos econômicos que acordam fornecedores e usuários dos serviços ambientais com foco na sustentabilidade de sua provisão em quantidade e qualidade em longo prazo (Daily *et al.*, 2009). A ideia destas transações é que usuários que se beneficiam dos serviços ambientais paguem por sua provisão, internalizando na atividade econômica os custos de geração destes serviços e corrigindo as distorções de mercados que excluem parte do capital natural da análise dos custos envolvidos (MEA, 2005; Engel *et al.*, 2008; TEEB, 2010).

As metodologias de desenho dos PSAs são variadas e dependem da análise do contexto de sua aplicação. Normalmente têm envolvido o poder público (Wunder, 2005), sendo os PSAs mais comuns relacionados a serviços de produção de água e estocagem de carbono (Guedes & Seehusen, 2011; Balvanera *et al.*, 2012). Alguns programas compensam pelo custo incorrido em ações evitadas (por exemplo, não desmate) ou pela indução de ações (por exemplo, plante árvores) (ver Porras *et al.*, 2008; Lambin *et al.*, 2014); pagadores podem ser individuais ou coletivos, como uma grande indústria que depende de determinado insumo ou usuários de água de uma metrópole que se beneficiam da preservação das nascentes em propriedades rurais; os provedores podem ser únicos ou múltiplos atores, como um proprietário que vende títulos de créditos de carbono ou uma associação de produtores que firma um acordo para ações de manejo coletivas que preservem a oferta de serviços (Lambin *et al.*, 2014).

O tipo e escala dos serviços ambientais envolvidos também é determinante para o arranjo a ser criado, como em serviços para os quais não há usuário bem definido. Por exemplo, aqueles oriundos das funções de habitat e de regulação (ciclagem de nutrientes, decomposição, formação dos solos). Neste contexto, é necessária a formação

da demanda através de ações e mecanismos do poder público, que permitam que os usuários acessem os fornecedores, como ocorre atualmente nos mercados de crédito de carbono (Farley & Costanza, 2010).

A despeito do grande interesse que têm despertado, programas de PSA têm sido bastante discutidos nas formas como são aplicados. No caso brasileiro, alguns programas têm remunerado pela conservação e recuperação de áreas de proteção permanente (APPs), como matas ciliares e encostas, cuja obrigatoriedade de conservação é definida por lei. Assim, muito se discute sobre o pagamento por parte do poder público para a implementação de medidas que seriam obrigatórias pelos produtores, bem como o fato de possivelmente “premiar” os desmatadores com incentivos à recuperação, enquanto os proprietários que cumpriram a lei não são alvos prioritários no desenho dos PSAs. De fato, muita atenção tem sido dada às áreas em situações mais críticas, mas estas questões pontuais podem e devem ser superadas em esquemas de pagamentos bem desenhados, que visem a justiça na distribuição dos recursos e prevejam a inclusão de todos os produtores em nível regional, sem prejuízo aos produtores que garantiram a preservação em suas propriedades. O ganho ambiental da regularização fundiária supera quaisquer vieses de premiação a “antigos desmatadores”, e um programa de PSA bem sucedido acaba servindo de modelo para que proprietários rurais em diferentes localidades se empenhem para alcançar tais condições de elegibilidade aos PSAs e incentiva o desenvolvimento de novos programas, tornando o cumprimento da lei desejável e economicamente viável.

Outra preocupação importante é o fato de que o estabelecimento de pagamentos por serviços ambientais pode incentivar um aumento da concentração fundiária e da transformação de tais serviços em *commodities*, sujeita às variações de humor dos mercados associados. Neste sentido, os incentivos à conservação poderiam ser facilmente superados, por exemplo, pelo aumento sazonal de valor de uma cultura, tornando economicamente vantajosa a substituição da oferta de serviços ambientais por outro tipo de atividade produtiva (Farley, 2012). Estes efeitos são profundamente indesejáveis quando se presume que o objetivo fundamental do PSA é de garantir a provisão de serviços ambientais e a conservação ambiental, e sua discussão deve ser central na tomada de decisão a esse respeito. A criação de leis específicas de preservação, como é o caso das APPs brasileiras, bem como o estabelecimento de instrumentos econômicos – multas altas, apoio técnico, subsídios etc. – podem tornar os

PSAs mais resilientes a essas questões. De qualquer modo, a incipiência dos diversos programas atualmente existentes não permitiu testar toda a problemática associada aos PSAs, de forma que não sabemos ao certo quais as consequências negativas que estão por vir e a melhor forma de saná-las. Neste sentido, vários programas de PSA têm mostrado sucesso no cumprimento de suas metas, no Brasil e no mundo até o presente momento. Algumas metodologias, a aplicabilidade e outras questões controversas dos PSAs são discutidas a seguir na análise de quatro modelos de programas de PSA de sucesso: dois desenvolvidos no Brasil e dois em outros países das Américas.

Pagamento por Serviços Ambientais no Brasil e no mundo

Brasil - Produtores de água/ANA

A preocupação com a perda progressiva de qualidade de água pelo uso inadequado do solo no Brasil levou a Agência Nacional de Águas (ANA) a desenvolver, no começo dos anos 2000, o Programa Produtor de Água (PPA). Com foco de atuação preferencial em nível de microbacias, o PPA foi desenvolvido buscando-se promover a melhoria da qualidade e a ampliação da oferta de água, além da regularização da vazão de corpos hídricos (ANA, 2013).

A proposta de financiamento do PPA foi desde o início baseada na criação de um mercado para serviços ambientais com adesão voluntária em que beneficiários dos serviços pagassem diretamente àqueles que os geravam (princípio do provedor-pagador). Assim, são elaborados arranjos locais entre fornecedores e compradores de serviços ambientais, em que aqueles são os proprietários rurais e estes podem ser toda sorte de usuários de água e fundos monetários ambientais: usuários que pagam pelo uso de recursos hídricos na taxa de água; grandes usuários de água da bacia-alvo, como hidrelétricas e empresas de saneamento; Fundo Nacional de Meio Ambiente; orçamentos federais, estaduais e municipais; Organizações Não Governamentais (ONGs); bancos de investimento oficiais; Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) e Protocolo de Kyoto; dentre outros (Jardim, 2010).

As sub-bacias elegíveis devem atender a pelo menos um dos seguintes critérios: implementação dos instrumentos de gestão de recursos hídricos previstos na Lei Federal 9.443/97 (Brasil, 1997), incluindo a cobrança pelo uso de água; Plano de Recursos Hídricos que identifique poluição difusa de origem rural, erosão e déficit de cobertura

vegetal em áreas legalmente protegidas; uso das águas para captação urbana ou industrial; uso para geração de energia elétrica; situação de conflito de uso dos recursos hídricos; localização em áreas sujeitas a eventos hidrológicos críticos recorrentes; interesse de um mínimo de proprietários rurais que viabilize a aplicação do programa (ANA, 2013).

Atualmente, existem três modalidades de pagamentos dentro do programa, sendo a primeira delas a “Conservação de Solo”. A metodologia de valoração utiliza uma adaptação simplificada da Equação Universal de Perda de Solo para criar um Percentual de Abatimento de Erosão (PAE) (Jardim, 2010; ANA, 2013). O PAE permite inferir qual o impacto das diversas formas de manejo e uso do solo sobre o carreamento de sedimentos aos cursos d’água a partir de valores de efetividade de proteção tabelados para diversos usos (*e.g.*, agricultura, área em regeneração, pastagens) e diversas formas de manejo (*e.g.*, rotação, plantio direto, plantio em níveis, plantio em faixas). Assim, os técnicos do programa podem caracterizar o nível de proteção do solo em diferentes propriedades com uma ida a campo, com os valores sendo calibrados para cada microbacia elegível (veja Chaves *et al.*, 2004; Jardim, 2010; ANA, 2013). Em contrato são definidas as estratégias de manejo adotadas por cada proprietário, como a mudança de tipo de cultura, reflorestamento, saneamento e obras que mitiguem os escoamentos superficiais e aumente a infiltração de água no solo (ANA, 2013).

A segunda modalidade prevista no PPA é a de “Restauração ou Conservação de Área de Proteção Permanente (APP) e/ou Reserva Legal (RL)”. Esta reconhece três níveis de restauração que variam com o sucesso do reflorestamento vistoriado em campo (carente de zelo, medianamente cuidada e bem cuidada), remunerando os proprietários de acordo com a área sob cada um dos níveis (R\$/ha), sendo a remuneração maior para as áreas bem cuidadas, onde foram aplicadas estratégias de manejo.

A terceira modalidade é a “Conservação de remanescentes de vegetação nativa”, que remunera os proprietários pela preservação de áreas extras em relação às que são elegíveis para a segunda modalidade (APP e RL). Os pagamentos variam em função do grau de conservação dos remanescentes e do déficit de APP da propriedade, podendo atingir o valor máximo de R\$ 160,00/ha/ano em propriedades sem déficit de APPs e com fragmentos de vegetação em estágio sucessional avançado e médio.

Para todas as modalidades, as metas definidas contratualmente com cada proprietário são periodicamente avaliadas e certificadas pela equipe técnica como condição para a continuidade dos pagamentos. Atualmente, o PPA está implementado em diferentes níveis em bacias no Sul, Sudeste, Centro-Oeste e Norte do Brasil (veja ANA, 2015).

Brasil - Conservador das águas – Extrema/MG

O Município de Extrema está localizado no extremo sul de Minas Gerais, na Serra da Mantiqueira, região com diversas fisionomias da Mata Atlântica e abundância de recursos hídricos, sendo responsável por 66% da água que abastece o sistema Cantareira, o principal manancial da Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) (Jardim, 2010).

A ameaça aos recursos hídricos do município, percebida no final do século passado, levou à proposição de um programa de PSA com base no PPA, da ANA. Assim, no começo da década de 2000 a gestão municipal de Extrema iniciou o desenvolvimento do “Programa Conservador das Águas (PCA). Aproveitando-se de um abrangente estudo ambiental e socioeconômico, programas anteriores de gestão da água e do mapeamento do uso do solo de sete microbacias do rio Jaguari na área do município, o PCA foi rapidamente posto em prática (Jardim, 2010). O marco inicial foi a Lei Municipal nº 2100/05 (Extrema, 2005), que determinava a criação do PCA, autorizando o executivo a prestar o suporte financeiro, atribuindo responsabilidades para os passos seguintes da operacionalização do programa e fixando o valor de referência para os pagamentos em 100 unidades fiscais de Extrema (UFEX) por hectare por ano, equivalente a R\$ 141,00 na época.

A partir deste marco inicial, medidas administrativas deram o formato ao PCA, que tem adesão voluntária e estratégias de manejo bem flexíveis, adequadas à realidade de cada propriedade. Os objetivos gerais foram de aumentar a cobertura vegetal, reduzir a poluição difusa da água, ensinar um manejo mais consciente nas propriedades e garantir a sustentabilidade das atividades implementadas por meio de pagamentos regulares. As metas propostas foram de abater a erosão e sedimentação, implantar um sistema de saneamento nas propriedades e garantir o estabelecimento das APPs e RL (Extrema, 2006a, b).

Existem algumas diferenças do PCA em relação ao PPA da ANA: em primeiro lugar, a remuneração aos produtores é feita com base na área total do imóvel, e não apenas no percentual de área manejado para o abatimento da erosão ou conservação de vegetação nativa, o que se justifica pelo foco do PCA em regularizar ambientalmente toda a propriedade e não apenas remunerar pelo serviço ofertado (Jardim, 2010). Assim, os proprietários recebem 100 UFEX/ha/ano caso façam a adesão ao programa e cumpram as metas estabelecidas no contrato, que são periodicamente fiscalizadas, sendo exigido o mínimo de dois ha de área para participação.

Um segundo ponto divergente é a forma de valorar os serviços ambientais: enquanto no PPA o cálculo é feito com base no percentual de abatimento de erosão e no grau de conservação dos remanescentes florestais, no PCA é considerado o custo de oportunidade. O custo de oportunidade considera que, ao adotar práticas conservacionistas, o produtor perde fontes potenciais de receitas de outros usos do solo, como pastagens ou agricultura, e o estabelecimento dos pagamentos visa compensar este custo. De fato, as 100 UFEX anuais superam a lucratividade das atividades econômicas comumente praticadas na região (Jardim, 2010), com a vantagem de não necessitar emprego de força de trabalho, tornando a adesão ao programa vantajosa.

As estratégias de manejo adotadas são variáveis: RLs e APPs são cercadas em todas as propriedades, com custos iniciais cobertos pelo PCA e manutenção repassada para o proprietário. Também são feitos cercamento e revegetação de voçorocas, terraceamentos em áreas agrícolas, readequação de estradas com mudança de traçado e prevenção de lixiviação, implantação de sistemas de saneamento e construção de bacias de decantação (Jardim, 2010).

Para a garantia dos pagamentos e das verbas necessárias à operação do PCA, que já somam mais de 1,5 milhão de investimento em 2015 (Tissiani, 2013), a Prefeitura de Extrema criou um Fundo Municipal que tem como fonte as receitas oriundas de dotação orçamentária, verbas federais e estaduais, cobrança pelo uso da água, doações e convênios, aplicações financeiras, créditos de carbono, dentre outros (Extrema, 2009). Diversas entidades formaram parcerias com a prefeitura no PCA com o fornecimento de insumos, monitoramento de água, financiamento de atividades, assistência técnica e planejamento de uso e ocupação do solo. Dentre estas entidades, estão o Instituto Estadual de Florestas (IEF), a Companhia de Saneamento Básico do Estado de São

Paulo (SABESP), a ANA, a ONG The Nature Conservancy (TNC), a Fundação SOS Mata Atlântica e comitês de bacia. À Prefeitura de Extrema couberam os pagamentos do PCA, o mapeamento das propriedades, assistência técnica à operacionalização do projeto e seu gerenciamento (Jardim, 2010).

O PCA se tornou referência nacional na conservação de recursos hídricos, promovendo atividades de educação ambiental e cursos em todo o território brasileiro e fomentando pesquisas científicas em diferentes níveis. Em 2010 a Fundação João Pinheiro (FJP) classificou Extrema como o melhor município do estado no quesito meio ambiente, no âmbito do Índice Mineiro de Responsabilidade Social, mesmo ano em que a prefeitura lançou o livro “Conservador das Águas”, que apresenta o desenvolvimento do PCA e promove a replicação da experiência. Dentre dezenas de premiações e menções honrosas recebidas, destaca-se o “Prêmio Internacional por Melhores Práticas para a Melhoria das Condições de Vida”, concedido pelo Programa da Organização das Nações Unidas (ONU) para Assentamentos Humanos em 2013. No mesmo ano, o PCA firmou nova parceria com a ONG TNC para remuneração dos proprietários com créditos de carbono, ampliando os benefícios aos produtores (Tissiani, 2013). Desde seu início, o PCA alcançou 7,2 mil hectares em 161 propriedades rurais, restaurando 250 nascentes e promovendo o plantio de mais de 500 mil árvores, com média atual de 700 plantios diários (Tissiani, 2013; Portal Brasil, 2014).

Costa Rica – Pago por Servicios Ambientales

Dentre os países subdesenvolvidos, a Costa Rica é considerada a pioneira no estabelecimento de PSAs. Na década de 1990 o país apresentava uma das maiores taxas de desmatamento do mundo, o que motivou a aprovação de leis que reconheciam quatro principais serviços florestais: i) a mitigação de gases de efeito estufa, ii) os serviços hidrológicos, iii) a conservação da biodiversidade, e iv) a oferta de serviços recreativos (Pagiola, 2008). Posteriormente, em 1997 foi elaborado um Programa Nacional de PSA que permitia a proprietários rurais firmar contratos com o governo para receber pelos serviços ambientais gerados em suas terras, reconhecendo explicitamente a base ecológica de sustentação das atividades econômicas do país. O nome escolhido foi *Pago por Servicios Ambientales* (PSEA). Com o auxílio deste programa, de 1997 a 2010, a Costa Rica reflorestou mais de 10% do seu território (Fonafifo, 2012).

A estrutura do PSEA se baseou em mecanismos conservacionistas já vigentes no país que foram gradativamente adaptados ao novo programa. Como forma de arrecadação para os pagamentos, foi escolhido o direcionamento de impostos específicos e pagamentos diretos pelos usuários de serviços (Fonafifo, 2012). O foco da conservação florestal no país mudava de incentivos para a indústria madeireira para a provisão de serviços ambientais. Em 2000, o PSEA já realizava pagamentos para atividades de silvicultura e conservação florestal e alguns anos mais tarde seriam acrescentados os pagamentos a sistemas agroflorestais e áreas em regeneração natural (Pagiola, 2008; Porras *et al.*, 2008; Fonafifo, 2012).

Os provedores de serviços no PSEA são proprietários de terra e o programa tem o claro objetivo de garantir a conservação ambiental em áreas naturais fora do sistema nacional de áreas protegidas. Para participar, os proprietários precisam apresentar um plano de manejo sustentável que descreve a forma de uso do solo e planos de combate a incêndio, desmatamento e caça, além das características físicas e biológicas da propriedade. Com a aprovação deste plano, começam a ser executadas as atividades previstas e os pagamentos já são iniciados, estando atrelados à realização de auditorias periódicas pela coordenação do PSEA (ver Pagiola, 2008). O gerenciamento do PSEA é feito pela Fondo Nacional de Financiamiento Florestal (Fonafifo), agência composta por representantes do setor público e privado submetida em última instância ao Ministro das Finanças da Costa Rica.

A principal forma de arrecadação do PSEA até 2008 era feita por meio de uma taxa nacional de 3,5% sobre a venda de combustíveis e estava sendo estudada a taxa direta de usuários por serviços ambientais como provisão de água e ecoturismo (Pagiola, 2008). A cobrança nos combustíveis não é claramente relacionada a estes serviços ambientais, o que significa que, embora visasse protegê-los, o PSEA não era diretamente financiado pelos usuários da água e do ecoturismo. Como pontuado por Pagiola (2008), esta tarifa compulsória acaba perdendo seu sentido educativo ao não estabelecer para o usuário a conexão entre usuários e provedores, mas tem grande potencial de arrecadação e acaba sendo utilizada por ser capaz de financiar o fornecimento de vários serviços ambientais e da estrutura da Fonafifo. Os pagamentos equivalentes para todos os proprietários feito com base na área manejada, sem que se discrimine quem fornece mais ou menos serviços de acordo com as condições e localização da propriedade, também apresentam a desvantagem de atrair apenas

participantes com baixos custos de oportunidade, não sendo adequados à realidade de produtores que têm grandes lucros no uso de suas terras (Pagiola, 2008). Ainda assim, esta é uma estratégia comumente adotada em PSAs no mundo por simplificar a operacionalização do programa, sendo comum a utilização de valores genéricos como referência para os pagamentos, como custos de oportunidade da terra, taxas arbitrárias e custos de manejo (Porras *et al.*, 2008).

Diante da baixa especificidade de cobranças e pagamentos, verifica-se uma tendência de o PSA costa-riquenho tentar desenvolver mecanismos que vinculem os pagamentos aos serviços efetivamente prestados em cada um dos quatro grupos reconhecidos em lei. Acordos pilotos foram feitos com grandes empresas dos setores de energia, agricultura e turismo nos quais a empresa paga um quarto dos custos de conservação do PSEA na área (já que usufrui de um dos quatro serviços reconhecidos pelo programa) e recebe certificados que atestam o seu comprometimento com a natureza. Já em 2005 uma lei permitiu ao estado recolher uma taxa da conta de água para aplicação no PSEA, representando uma adesão compulsória, assim como o imposto sobre os combustíveis fósseis, mas com vinculação clara ao serviço de produção hídrica. Esta taxa também avança na eficiência alocativa de recursos, que se tornam proporcionais à demanda por água nos diferentes mananciais, arrecadando em 2012 cerca de U\$ 5 milhões/ano, 20% dos custos anuais do PSEA no quinquênio 2008-2012 (Fonafifo *et al.*, 2012).

Acordos multinacionais também auxiliam na captação de receitas para o PSEA em mecanismos como o *Global Environment Facility* (GEF), estando associados como pagamentos pela manutenção da biodiversidade. Destacam-se o apoio financeiro do governo alemão via GEF e da Conservation International em contratos de reflorestamento e do estabelecimento de sistemas agroflorestais e de silvicultura. Mais recentemente a Fonafifo delimitou no país as “Zonas de Prioridade de Kyoto”, que permitiram a geração de créditos de carbono por serviços de reflorestamento, que são vendidos pelo Fundo no mercado internacional (Fonafifo *et al.*, 2012)

Problemas pontuais importantes foram apontados por Pagiola (2008) na alocação de recursos, como o estabelecimento de pagamentos inferiores aos custos de oportunidade em algumas regiões, incapazes de induzir a adesão dos proprietários e permitindo a manutenção de práticas indesejadas de uso do solo, ou gerando prejuízos

aos provedores de serviços; e o pagamento pela adoção de práticas que poderiam ser adotadas mesmo sem os pagamentos, gerando ineficiência na alocação de recursos. Ainda assim o PSEA tem enorme sucesso e, mais do que evitar que os prejuízos econômicos da conservação fossem repassados aos proprietários, o programa criou uma mentalidade de reconhecimento da importância da conservação para aqueles que reflorestaram suas áreas, para os que mantiveram suas matas e também para os que tinham perspectivas de fazer outros usos do solo e agora têm a expectativa de ingressar no programa (Pagiola, 2008). Estudos indicam que, em uma mesma região, as áreas mais florestadas se encontram em posse de participantes do PSEA (Zbinden & Lee, 2005; Sierra & Russman, 2006) e Tattenbach *et al.* (2006) estimaram que a cobertura florestal do país em 2005 era 10% maior que a de um cenário simulado sem o PSEA.

Ao fim de 2011, cerca de 865 mil hectares (aproximadamente 17% do território do país) estavam abrangidos pelo PSEA, sendo 89,5% desta área atrelada a pagamentos para se manter as áreas florestais conservadas, 3,5% destinados ao manejo florestal e 6,1% de reflorestamentos, além de mais de quatro milhões de árvores plantadas em sistemas agroflorestais (Fonafifo, 2012).

Mananciais de Nova York

Nova York (NY) é uma das maiores metrópoles do mundo, com mais de 20 milhões de habitantes, que são parcialmente abastecidos em um bem-sucedido programa de PSA que garante o fornecimento de água sem sistemas de tratamento – o NYC Watershed Programme (NWP). Em 2010 esse sistema atendia a 9 milhões de pessoas com o fornecimento de aproximadamente 4,548 milhões de m³ de água por dia (Whately & Hercowitz, 2008; Teixeira, 2011).

O NWP começou a ser pensado na década de 1980 com o crescimento da metrópole, que impulsionou a urbanização para o norte, onde a cidade tinha um sistema de abastecimento de água eficiente e de baixo custo nos mananciais de Croton, Castkill e Delaware. Esta expansão ameaçava 70% da área dos mananciais e levou ao declínio as atividades agrícolas, em favorecimento da urbanização, ocasionando rápida degradação da qualidade de água da cidade, o que demandou intervenções no sistema e aumentou os custos repassados aos consumidores (Teixeira, 2011). Esta situação também obrigou a metrópole a estudar alternativas para o gerenciamento dos recursos hídricos, e um grande projeto de tratamento foi orçado entre quatro a seis bilhões de dólares, com mais

US\$ 250 milhões anuais para operação. Neste cenário, NY optou por substituir as intervenções de engenharia por incentivos econômicos para a conservação dos mananciais, que deveriam evitar o êxodo rural e garantir a continuidade da prestação dos serviços ambientais com a fixação de novas regras de gestão, manejo ambiental e assistência financeira. Estima-se que a cidade tenha investido um montante oito vezes menor na implementação deste pacote de medidas e ainda conseguido diminuir as tarifas finais de água e esgoto da cidade (Teixeira, 2011).

As bases do programa de conservação dos mananciais foram firmadas em 1997, envolvendo a prefeitura, estado, órgãos federais e organizações comunitárias (Whately & Hercowitz, 2008). Várias estratégias foram implementadas a partir deste acordo em duas linhas de ação: i) as ações de mitigação da poluição, que incluem programas de saneamento, infraestrutura de tratamento de esgotos, gestão de resíduos e prevenção de enchentes; e ii) as ações de prevenção da poluição, como manejo de aves aquáticas, aquisição e manejo de terras, alternativas de uso do solo, restauração e preservação florestal, controle da qualidade da água e controle da poluição difusa (Whately & Hercowitz, 2008).

Um programa de aquisição de terras pelo governo foi implementado, com preços negociados de maneira justa por negociadores independentes, aumentando a área dos mananciais sob posse do município de Nova York de 3,5% para 11%. Estas passaram então a ser exploradas em atividades recreativas, com mais de 100 mil licenças de recreação já expedidas para atividades como caça, caminhadas, observação de pássaros, *trekking* na neve e outros usos (Whately & Hercowitz, 2008).

Um pouco antes da formalização dos compromissos entre os atores, o município já havia iniciado a regulação das propriedades nos mananciais, em 1990, em uma espécie de programa de PSA. Um programa voluntário que hoje abrange 95% das propriedades utilizou benefícios monetários e benefícios não monetários (melhoria da autoestima, sentimento de pertencimento associado a um esforço conjunto de preservação ambiental e melhoria do capital social geral) para estimular a melhoria de práticas de uso do solo, a preservação das matas ciliares e o desenvolvimento de planos de manejo (Isakson, 2002 *apud* Whately & Hercowitz, 2008). O plano de manejo é uma das principais ferramentas de gestão ambiental nas bacias e busca identificar quais as aptidões da propriedade de acordo com sua disponibilidade hídrica e patrimônio natural,

além de aplicar atividades econômicas compatíveis, com posterior monitoramento de resultados (Whately & Hercowitz, 2008).

A participação no programa de PSA tem uma lista variada de benefícios que podem ser acessados caso a propriedade cumpra as exigências previstas para cada programa (Whately & Hercowitz, 2008). Existem modalidades para os diferentes tamanhos de propriedade e variados programas com variados objetivos: melhorar as condições de venda dos produtos agrícolas, promover melhorias estruturais nas propriedades, isentar o pagamento de impostos, realizar repasses financeiros em contratos longos ou perpétuos para a conservação de matas ciliares e implementação de atividades agrícolas específicas (ver Whately & Hercowitz, 2008).

O sucesso da gestão dos mananciais de NY se faz na diversificação das ações de manejo, o caráter inclusivo das propostas de manejo em acordos voluntários com os proprietários rurais e a inovação aliada à pesquisa no delineamento de ações. Em 2002, 75% da cobertura florestal dos mananciais ainda estava preservada e o percentual de urbanização era de apenas 2%, mantendo o abastecimento de uma das maiores metrópoles do mundo sem a necessidade de sistema de filtração (Whately & Hercowitz, 2008). O exemplo de NY impulsionou ainda a conscientização ambiental e a adoção de medidas semelhantes em escala internacional, revertendo a lógica de grandes intervenções de engenharia para substituir, a custos muito superiores, serviços ambientais que não são adequadamente geridos (Whately & Hercowitz, 2008; Teixeira, 2011).

Áreas Protegidas

As áreas protegidas (APs) são uma das formas mais efetivas de se garantir a conservação e a oferta de serviços ambientais de maneira sustentada pela conservação *in situ* dos atributos físicos e biológicos dos ecossistemas, bem como de suas relações ecológicas. A International Union for Conservation of Nature (IUCN) define as APs como (Dudley, 2008):

“um espaço geográfico claramente definido, reconhecido, dedicado e manejado, por meios legais ou outros meios eficazes, para alcançar a conservação a longo prazo da

natureza, associando os atributos dos ecossistemas com os valores culturais”

As APs são especialmente importantes na conservação de serviços vulneráveis às atividades antrópicas, como a oferta de água de boa qualidade, a salvaguarda de biodiversidade e a mitigação das mudanças climáticas (De Groot *et al.*, 2002; Nepstad *et al.*, 2006; Andam *et al.*, 2008; Soares-Filho *et al.*, 2010). O respaldo científico para sua gestão avançou enormemente ao longo das décadas, levando ao desenvolvimento de novas técnicas de manejo, com diferentes modalidades de APs exercendo papéis complementares na conservação, pesquisa e apreciação dos patrimônios natural, social e cultural (Milano, 1999; Dudley, 2008).

Reconhecendo a importâncias das APs, a 10ª Conferência das Partes da Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB) definiu, no âmbito do Plano Estratégico para a Biodiversidade 2011-2020, vinte metas da biodiversidade (Metas de Aichi). A meta número 11 trata da representatividade mundial de áreas protegidas e determina que estas devam cobrir 17% da superfície de terras e águas continentais e 10% da superfície costeira até o ano de 2020. A meta 11 cita ainda que as APs devem ser “geridas de maneira efetiva e equitativa, ecologicamente representativas e satisfatoriamente interligadas e por outras medidas espaciais de conservação, e integradas em paisagens terrestres e marinhas mais amplas”, o que torna o alcance desta meta tarefa ainda mais complexa (Weigand Jr *et al.*, 2011).

A excelência de gestão das APs se torna especialmente importante pelo alto custo de implementação de várias unidades. Não raramente os processos de demarcação e remoção das famílias residentes são bastante atribulados, com excessos cometidos por parte do poder público, que infligem perdas materiais, econômicas e emocionais a muitas famílias. Também são objeto de crítica o modelo de conservação baseado na demarcação de grandes áreas de proteção integral, nas quais os antigos moradores são impedidos de desenvolver atividades econômicas como agricultura, pecuária e extrativismo, estando limitados ao uso turístico/recreacional. Por conta destas questões, muito se discute sobre o mito da natureza intocada que fundamenta algumas categorias de APs como um modelo de conservação da biodiversidade em longo prazo (ver Dourojeanni & Pádua, 2007). Para muitos autores, as APs são excludentes e um modelo ideal não necessitaria da restrição de convívio entre o homem e a natureza. Neste

sentido, por serem consideradas o mais eficiente mecanismo de conservação da biodiversidade e por serem uma realidade já estabelecida em todo o mundo, as APs devem integrar ao máximo possível as melhores ferramentas de gestão que minimizem os impactos associados à sua criação, enquanto se discutem novos modelos de conservação em que não seria necessário o isolamento de grandes fragmentos de biomas. Apesar das críticas, muito do que resta hoje de áreas sensíveis e bem conservadas no mundo se deve a ações de isolamento ocorridas no passado, e as APs são bem sucedidas na salvaguarda da biodiversidade (Dourojeanni & Pádua, 2007).

Em 2014, as APs mundiais totalizavam 209.429 unidades, cobrindo cerca de 33 mil km² (Juffe-Bignoli *et al.*, 2014), sendo 14% da superfície continental (incluindo a Antártida) e 3,41% da superfície marinha. Esses números mostram crescimento significativo em relação ao relatório anterior de 2003, indicando uma tendência de reconhecimento da importância das APs e da necessidade de conservação do capital natural pelos governos em todo o globo: em 50 anos, o aumento foi de 30 milhões de km² e a taxa de demarcação de APs vem praticamente dobrando a cada década nos últimos 20 anos (Juffe-Bignoli *et al.*, 2014).

No caso brasileiro, o Plano Nacional de Áreas Protegidas (PNAP) reconhece as Unidades de Conservação (UCs), as Terras Indígenas (TIs) e os territórios quilombolas como componentes do sistema de áreas protegidas. Outros elementos atuam de forma complementar às APs, como as Áreas Militares, as Áreas de Preservação Permanente (APPs) e as Reservas Legais (RL), que são importantes na conectividade da paisagem, na conservação da biodiversidade e na proteção de áreas sensíveis (e.g. Soares-Filho, *et al.* 2010; Weigand Jr *et al.*, 2011). O Brasil apresentava em 2014 quase 2,5 milhões de km² de áreas protegidas distribuídas em 1.810 UCs, TIs e territórios quilombolas, totalizando 28,4% da superfície terrestre e 1,6% da superfície costeira do País (WDPA, 2015).

No contexto da meta 11 de Aichi, ainda não existe consenso no Brasil em se utilizar as APs como unidade de cálculo, como ocorre no PNAP, ou se apenas UCs, já que a sua demarcação intenta à conservação da biodiversidade, enquanto outras APs apresentam outras prioridades. A seguir, discute-se a abrangência do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) e a oferta de serviços ambientais nestas áreas.

Unidades de Conservação no Brasil

O SNUC é constituído pelo conjunto das UCs federais, estaduais e municipais e é a principal ferramenta para o cumprimento das metas internacionais e garantir a proteção do capital natural brasileiro em longo prazo (Dourojeanni & Pádua, 2007). Foi instituído na Lei Federal nº 9.985, de 18 de julho de 2000, que estabeleceu ainda os critérios e normas para a criação, implantação e gestão das UCs (BRASIL, 2000). A mesma lei define que as UCs brasileiras são:

“espaço territorial e seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com características naturais relevantes, legalmente instituído pelo Poder Público, com objetivos de conservação e limites definidos, sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção

As UCs que integram o SNUC dividem-se em dois grupos, com características específicas: i) as unidades de proteção integral, que abrangem cinco categorias (Reserva Biológica, Estação Ecológica, Parque Nacional, Monumento Natural e Refúgio da Vida Silvestre) e visam à preservação da natureza com uso indireto dos recursos naturais (i.e., não envolvendo consumo, coleta, dano ou destruição dos recursos); e ii) as unidades de uso sustentável, composto de oito categorias de UCs (Reserva Extrativista, Área de Relevante Interesse Ecológico, Reserva de Desenvolvimento Sustentável, Floresta Nacional, Área de Proteção Ambiental, Monumento Natural, Reserva de Fauna e Reserva Particular do Patrimônio Natural) que buscam compatibilizar a conservação da natureza com o uso sustentável de parcela dos seus recursos naturais. A variedade de categorias de UCs se explica pelos diferentes objetivos de cada uma, cujas bases são especificadas na Lei do SNUC e a partir dos quais se pode definir a melhor aptidão de cada área protegida.

A criação de UCs no Brasil foi marcada por um ritmo irregular de demarcações. Os Parques Nacionais (PN), por exemplo, tiveram ciclos de criação nos intervalos dos anos 1937-1939, 1959-1961, 1971-1974 e 1979-1986 alternados com longos intervalos sem a criação de um único PN (Rocha *et al.*, 2010). Entre 1990 e 2000 o Brasil expandiu substancialmente seu conjunto de APs e UCs e chama a atenção as grandes áreas protegidas na Amazônia, como o mosaico da Terra do Meio (mais de 50.000 km² de UCs e mais de 10.000 km² de TIs), a Estação Ecológica do Grão Pará (42.000 km²) e

a Floresta Estadual de Paru (36.000 km²) (Veríssimo *et al.*, 2011). O impulso continuou no governo Lula entre 2003 e 2008, quando 74% das APs criadas no mundo foram no Brasil, em uma expansão de 80% das UCs federais no País (Jenkins & Joppa, 2009; Queiroz *et al.*, 2010). A partir de 2009, um novo ciclo de estagnação começou, com raras demarcações, principalmente em nível federal.

Segundo o Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (CNUC, 2015), em fevereiro de 2015 o Brasil tinha uma área total aproximada de 1,5 milhões de km² distribuídos em 1.940 UCs, sendo 528 mil km² em 586 unidades de proteção integral e 1,023 milhões de km² em 1.354 UCs de uso sustentável (Tabela 1).

Tabela 1 – Número de Unidades e área total das UCs brasileiras nas três esferas administrativas.

Categoria	Esfera						Total	
	Federal		Estadual		Municipal			
	Nº	Área (Km²)	Nº	Área (Km²)	Nº	Área (Km²)	Nº	Área (Km²)
Proteção Integral	143	369.164	329	158.472	114	372	586	528.008
Uso Sustentável	811	394.681	452	602.377	91	26.131	1.354	1.023.189
Total	954	763.845	781	760.849	205	26.503	1.940	1.551.197

Fonte: CNUC (2015)

A Tabela 2 mostra a distribuição de UCs no território nacional e o percentual de proteção de cada bioma:

Tabela 2 – Área total de cada bioma brasileiro, número e área de suas UCs e percentual de coberturas da área total por Unidades de Conservação considerando e desconsiderando as Áreas de Proteção Ambiental (APAs).

Bioma	Área total (mil Km ²)	Total de UCs	Área das UCs (Km ²)	Cobertura do bioma	Cobertura sem APAs
Amazônia	4.199	322	1.136.304	27,1%	23,0%
Caatinga	828	157	63.448	7,7%	1,4%
Cerrado	2.040	379	174.604	8,6%	3,3%
Mata Atlântica	1.118	1.071	110.649	9,9%	2,8%
Pampa	179	24	4.865	2,7%	0,3%
Pantanal	151	24	6.947	4,6%	4,6%
Área Continental	8.514	1.928	1.496.817	17,6%	12,7%
Área Marinha	3.556	157	54.379	1,5%	0,3%

Nota: Área Marinha corresponde ao Mar Territorial mais a Zona Econômica Exclusiva (ZEE).

Fonte: CNUC (2015).

Percebe-se que o SNUC cumpre parcialmente a meta 11 de Aichi projetada para o ano de 2020, com mais de 17% da área continental sob proteção formal. Entretanto, esta representatividade não abrange todos os biomas (Tabela 2) e a área marinha ainda se encontra muito distante da meta de 10%. O caso mais crítico é o da Mata Atlântica, que atinge pouco mais da metade da meta (9,9%), sendo 7,1% desta área composta de Áreas de Proteção Permanente (APA) (CNUC, 2015), a categoria menos efetiva à conservação ambiental e que frequentemente não abriga muitos remanescentes florestais (Dourojeanni & Pádua, 2007). Além disso, estima-se que todos os remanescentes atuais do bioma somem menos de 12% da área original (Ribeiro *et al.*, 2009), o que indica que já há um déficit de, no mínimo, 58,9 mil km² de florestas, no caso utópico de os 11,73% existentes serem destinados à conservação. A Caatinga e os Pampas também enfrentam sérios problemas no cumprimento da meta (Tabela 2).

Além das questões relativas à demarcação, mais graves são os problemas de gestão das UCs brasileiras. Estas não são geridas de forma sistêmica e são tratadas como unidades administrativas isoladas, sem integração com a paisagem ou com outras formas de APs (Weigand Jr *et al.*, 2011). Grande parte não tem regularização fundiária definida, não tem infraestrutura ou quadro de pessoal adequados à gestão, e não apresenta Plano de Manejo, o que demonstra que o Brasil não protege efetivamente seus recursos naturais e está distante do cumprimento de seus acordos internacionais (Muanis *et al.*, 2009; Weigand Jr *et al.*, 2011).

Nos últimos anos também preocupam as alterações no código florestal brasileiro (Brasil, 2012), que comprometem a integridade de APPs e RLs, reduzindo a conectividade das paisagens e consequentemente das UCs, favorecendo a perda de espécies, a fragmentação ambiental e a ocorrência de desastres naturais (Zucco *et al.*, 2011; Silva *et al.*, 2012). Além disso, os movimentos de PADDD (sigla em inglês para “*protected area downgrading, downsizing and degazettement*” - a redução, desafetação e rebaixamento de categoria de APs) têm se intensificado no Brasil para dar lugar a projetos de infraestrutura e levaram à desafetação ou redução de 3,4% da área das UCs brasileiras, com a maioria dos eventos ocorrendo após 2008 (Bernard *et al.*, 2014). Araújo *et al.*, (2012) estimam que até 2022 dezessete Parques, Reservas e Terras Indígenas serão afetadas por barragens hidroelétricas projetadas na Amazônia, com

severos impactos ambientais como perda de habitats, degradação e fragmentação (e.g., Fearnside, 2006; Vale *et al.*, 2008; Fearnside & Pueyo, 2012).

Todas estas questões comprometem um dos principais papéis das UCs brasileiras: o fornecimento de serviços ambientais (e.g., Bruner *et al.*, 2001; Andam *et al.*, 2008; Soares-Filho *et al.*, 2010).

Serviços ambientais em Unidades de Conservação

A prestação de serviços ambientais por UCs pode ser uma forte justificativa para a destinação de áreas à conservação. Os serviços ambientais que apresentam maior empatia com o grande público e os tomadores de decisão atualmente são a provisão de água e os serviços culturais (ligados à existência de belas paisagens e à oferta de atividades recreativas), como pode ser visto nos programas de PSA existentes (Guedes & Seehusen, 2011). Muitas vezes, a conservação de uma área pela oferta de um ou alguns serviços ambientais acaba por garantir a proteção de uma variedade de outros serviços que não têm grande visibilidade ou que são providos de forma indireta à população. É neste ponto que reside o principal valor da conservação por UCs.

O Parque Nacional do Iguaçu é um exemplo de sucesso neste sentido, sendo o Parque mais visitado do Brasil devido a suas quedas d'água. O parque abrange também importantes fragmentos da Mata Atlântica, que abrigam populações de espécies raras ou ameaçadas, conserva o patrimônio genético, garante a conectividade estrutural com outras paisagens, armazena carbono, sensibiliza milhares de pessoas sobre a importância da conservação e contribui para ciclos geoquímicos, circulação de correntes de ar, estabilização climática, dentre outros.

O papel das UCs na provisão de serviços ambientais é amplamente estudado, e o baixo custo de oportunidade da conservação, quando contabilizados os benefícios econômicos dos serviços ambientais gerados, já foi demonstrado em escala mundial (Costanza *et al.*, 1997; De Groot *et al.*, 2012; Costanza *et al.*, 2014; Balmford *et al.*, 2015) e para a realidade brasileira (Nepsted *et al.*, 2006; Soares-Filho *et al.* 2010; Medeiros & Young, 2011). Destaca-se o trabalho de Medeiros & Young (2011), que demonstraram que o potencial de arrecadação apenas para os serviços de fornecimento de água e madeira, estocagem de carbono e conservação da biodiversidade já são maiores que todo o montante investido para a conservação das UCs brasileiras.

A conservação da vegetação nativa é o principal papel das UCs no suprimento de serviços ambientais, pois garante a estrutura física e biológica para a persistência das espécies, fundamentais ao equilíbrio ecológico e o estabelecimento das funções ecossistêmicas que geram os serviços ambientais à sociedade. Apenas o fato de UCs e TIs existirem no papel é suficiente para que apresentem eficiência em conter o avanço da fronteira agrícola e de atividades que degradam o meio ambiente (Dourojeanni & Pádua, 2007; Soares-Filho *et al.*, 2010; Barber *et al.*, 2012). Soares-Filho *et al.* (2010) estimaram que a presença de APs respondeu por quase 40% da queda do desmatamento na Amazônia brasileira na década 2000 e são capazes de se manterem pouco alteradas mesmo em regiões de altos conflitos. No caso das UCs, Soares-Filho *et al.* (2010) e Barber *et al.* (2012) demonstraram que a proteção se estende por vários quilômetros de raio a partir da sua localização, sendo essa proteção ainda mais eficiente quanto maior a agregação das UCs e quanto maior o grau de inacessibilidade e isolamento.

Neste sentido, a estratégia do poder público no Brasil no início do século XX foi de blindar as fronteiras de expansão agrícola com um mosaico de áreas protegidas, no que parece ter sido bem-sucedido. Embora estudos em escala mais refinada precisem ser feitos para a identificação de problemas pontuais que passam despercebidos em análises em grande escala (e.g. Curran *et al.*, 2004; Liu *et al.*, 2001; Pedlowski *et al.*, 2005), a combinação de UCs de proteção integral com UCs de uso sustentável e TIs apresentou eficiência em conter o desmatamento e salvaguardar os serviços ambientais na Amazônia até o momento.

A seguir faz-se uma breve análise dos principais serviços ambientais fornecidos pelas UCs que normalmente são objeto de valoração e quantificação.

Provisão de Recursos Florestais

A provisão de recursos florestais é um dos principais serviços ambientais das florestas tropicais, tendo grande importância na região amazônica brasileira na exploração de madeira, borracha, sementes, frutos e fármacos. Não por acaso o SNUC define categorias de UCs em que é permitida a exploração comercial em bases e escalas sustentáveis. Entretanto, tais recursos são pouco explorados (TCU, 2012) e carecem de estrutura de regulamentação e fiscalização para o desenvolvimento das cadeias produtivas.

Medeiros & Young (2011) estimaram entre 1,2 e 2,2 bilhões de reais por ano o potencial de produção de madeira em toras apenas nas Florestas Nacionais e Estaduais da Amazônia em áreas de manejo segundo o modelo de concessão florestal, volume que é maior que toda a madeira nativa extraída atualmente no país. Os autores também consideram promissora a exploração de castanha-do-pará e látex para produção de borracha, que rendem atualmente R\$ 39,2 milhões e R\$ 16,5 milhões em 17 e 11 Reservas Extrativistas, respectivamente. Em ambos os casos os produtores carecem de investimentos e incentivos econômicos para a ampliação de sua capacidade de produção. Soares-Filho *et al.* (2010) pontuam ainda que as concessões para extrativismo são elemento fundamental para impedir o avanço das madeireiras em áreas menos exploradas no interior da Amazônia. Outros produtos com grande potencial de expansão na região são o açaí, o palmito, o babaçu e recursos genéticos para desenvolvimento de fármacos e novas tecnologias.

Carbono

O armazenamento de carbono tem ganhado grande importância na medida em que avança o conhecimento sobre o papel do homem no aquecimento global e se discute em nível mundial as principais estratégias de mitigação dos gases de efeito estufa. No Brasil, e em especial na Amazônia, a vegetação nativa presta um valioso serviço de mitigação das mudanças climáticas e tem incentivado os países a se organizarem para desenvolverem mecanismos de financiamento deste serviço ambiental.

As áreas protegidas são imprescindíveis no combate às mudanças climáticas por três motivos principais: i) evitam o desmatamento e a consequente queima e decomposição do material vegetal; ii) evitam o estabelecimento de atividades econômicas geradoras de gases de efeito estufa na área desmatada, como a agricultura e a pecuária; e iii) capturam carbono na regeneração florestal (Medeiros & Young 2011).

Soares-Filho *et al.* (2010) estimam que o carbono totaliza 26 ± 5 Pg (1 Petagrama = 1 bilhão de toneladas) na biomassa em forma de floresta dentro de APs da Amazônia e 47 ± 9 Pg na Amazônia como um todo. O autor estima que as APs já delimitadas irão evitar $8 \pm 2,8$ Pg de emissões de carbono até o ano de 2050, e que outra $1,4 \pm 0,2$ Pg de carbono será mantida fixada nas APs previstas para implantação no âmbito do Programa Áreas Protegidas da Amazônia (ARPA - <http://programaarpa.gov.br/pt/>), o que

representa 16% do total global de carbono com origem antropogênica emitido anualmente.

Em outra abordagem, Medeiros & Young (2011) conservadoramente estimam em R\$ 96 bilhões o valor do carbono estocado em florestas brasileiras que não foram emitidos por consequência da criação de UCs. Isto representaria um valor de “aluguel” anual entre R\$ 2,9 bilhões e R\$ 5,8 bilhões por ano do carbono estocado com potencial de venda em mercados de carbono, valor muito acima dos gastos anuais e dos investimentos necessários à manutenção e consolidação do SNUC.

Água

São inúmeros os serviços relacionados à produção de água que são influenciados pela conservação ambiental, que podem ser resumidos na oferta da água e na manutenção de sua qualidade. Isto ocorre por inúmeros fatores, a começar pela proteção física que é conferida pela cobertura vegetal, que protege nascentes e cursos d'água da insolação, libera matéria orgânica para o meio aquático e reduz o impacto da chuva na superfície terrestre, protegendo a remoção de partículas do solo e a lixiviação (Porras *et al.*, 2008). A presença da vegetação aumenta ainda a permeabilidade do solo, pela penetração das raízes e redução da velocidade de escoamento, o que facilita a infiltração de água no solo, alimentando os lençóis freáticos e reduzindo o carreamento de sedimentos, com consequente redução do assoreamento dos cursos d'água (Calder, 2005; Porras *et al.*, 2008; Castello *et al.*, 2013).

A diminuição da velocidade da água favorece ainda a perenização e a regularização da vazão dos cursos d'água por diminuir os fluxos intensos nas épocas chuvosas e facilitar a recarga dos lençóis freáticos para as épocas mais secas (Calder, 2005; Porras *et al.*, 2008). Por evitar o assoreamento, a calha natural do curso d'água consegue mitigar o extravasamento de água e as grandes cheias. Tudo isso favorece a manutenção de processos ecológicos que sustentam vários serviços ambientais, como a reprodução e sobrevivência de peixes e organismos aquáticos e as dinâmicas de alagamentos de grandes porções de mata e alimentação de lagoas marginais, vitais no fluxo de nutrientes e energia do ecossistema (Calder, 2005; Porras *et al.*, 2008; Castello *et al.*, 2013).

Com a manutenção deste intrincado e complexo sistema, cuja melhor aplicação se dá na manutenção da vegetação nas áreas de nascentes, matas ciliares e zonas úmidas, é possível garantir a oferta de água e recursos a ela relacionados na forma de serviços ambientais (De Groot *et al.*, 2006; Castello *et al.*, 2013; Wickham & Flather 2013; UNESCO, 2015). A água é utilizada para uma infinidade serviços ambientais, tais como geração de energia, abastecimento público, irrigação, recreação, contemplação e provisão de recursos – peixes, crustáceos, mariscos, vegetais aquáticos e espécies vegetais como açaí, buriti e arroz (MEA, 2005). Devido à importância de áreas úmidas na provisão de serviços ambientais, tais áreas são reconhecidas em acordos multilaterais, como a Convenção de Ramsar, em programas de PSA em todo o mundo e na delimitação de UCs (De Groot *et al.*, 2006; Porras *et al.*, 2008).

A importância das UCs para a provisão de água foi apontada por Medeiros & Young (2011), que estimaram que 80% da produção hidrelétrica do Brasil depende de fontes de água que têm pelo menos um tributário a jusante de uma UC e 9% e 26% da água para consumo humano é captada, respectivamente, diretamente em UCs ou em fontes a jusante destas. Em estudo recente, Tundisi & Tundisi (2010) estimaram que o desmatamento eleva em 100 vezes o custo de tratamento da água para abastecimento público no estado de São Paulo.

Serviços recreativos

A oferta de opções recreativas e contemplativas são serviços ambientais comumente associados às UCs, beneficiando diretamente a sociedade em um valor de uso direto, como na prática de esportes e recreação, e valor de uso indireto, como nas atividades contemplativas e na possibilidade de inspiração. A biodiversidade já é o maior atrativo turístico de alguns países em desenvolvimento que abrigam *hotspots*, como México, Belize e Costa Rica (Christ *et al.*, 2003), e a busca por esse tipo de atrativo turismo vem crescendo em todo o mundo (Rocktaeschel, 2006).

De maneira geral, o ecoturismo pode ser benéfico tanto para os consumidores dos mais de cem benefícios pessoais, sociais, econômicos e ambientais usufruídos nas visitas (Driver & Bruns, 1999), quanto para as populações residentes da área visitada. Se feito de maneira correta, os residentes podem experimentar benefícios econômicos, ambientais e sociais como o desenvolvimento de infraestrutura (comunicação,

saneamento, transporte e equipamentos públicos), a melhoria dos serviços públicos, a oferta de empregos e as melhorias na gestão ambiental (Rodrigues, 2009).

Balmford *et al.*, (2015) estudaram o fluxo mundial de visitantes de áreas protegidas em quase 100.000 APs no mundo, e estimaram em 8 bilhões a soma de todas as visitas a APs a cada ano, com gastos diretos na ordem de U\$ 600 bilhões no período. Os autores citam ainda que menos de U\$ 10 bilhões anuais são investidos na manutenção das APs mundiais, o que demonstra o descompasso entre sua importância e o investimento que atraem.

No Brasil, o fluxo anual de turistas nas UCs brasileiras chegou a 7,3 milhões de pessoas em 2014, sendo as mais visitadas os PNs Iguaçu, Tijuca, Jericoacoara e Brasília (MMA, 2015). O maior fluxo de visitantes se deve a vários fatores, como boa infraestrutura para recebimento de turistas, proximidade com grandes metrópoles e grandes atrativos – as Cataratas do Iguaçu, no PN Iguaçu; o Corcovado e o Cristo Redentor, no PN Tijuca; as praias e formações rochosas do PN Jericoacoara; piscinas naturais e o Cerrado, no PN Brasília.

Medeiros & Young (2011) estimaram que 67 PNs do Brasil tenham potencial para geração de receitas entre R\$ 1,6 e R\$ 1,8 bilhões de reais anuais, com um fluxo de pessoas estimado em 13,7 milhões de pessoas entre 2010 e 2016. A projeção dos autores indica ainda que o aproveitamento adequado do potencial dos PNs brasileiros poderia elevar o fluxo de visitantes a 20 milhões de pessoas já no ano de 2016 com impacto econômico de R\$ 2,2 bilhões, tendo em vista a ocorrência da Copa do Mundo e das Olimpíadas no país durante este período. Para as UCs brasileiras, diversos autores estimaram o valor dos serviços recreativos pelo método de custo de viagem (ver Ortiz *et al.*, 2000; Maia & Romeiro, 2008).

O valor dos serviços ambientais e a crise no Sistema Nacional de Unidades de Conservação

As UCs são importantes para a conservação e a provisão dos serviços ambientais no tempo e no espaço. O objetivo deste trabalho foi demonstrar que as UCs brasileiras têm produzido vários serviços que não são adequadamente geridos e valorizados pelo poder público e pela sociedade.

No próximo capítulo, demonstramos o valor econômico de uma UC brasileira no sul do Espinhaço mineiro, região muito importante para a produção hídrica, através da valoração do serviço de manutenção da qualidade da água.

No segundo e último capítulo, discutimos o valor econômico das UCs e o pouco investimento que têm recebido pelos órgãos gestores do Brasil, o que compromete sua adequada gestão. Propomos então as linhas gerais de um grande programa de PSA com base em programas bem-sucedidos de outros países como solução financeira para o SNUC.

CAPÍTULO 1 - O VALOR DA MANUTENÇÃO DA QUALIDADE DE ÁGUA NO PARQUE NACIONAL DA SERRA DO CIPÓ/MG

Introdução

A água é vital para a manutenção da vida e das atividades econômicas, sendo sua escassez um limitador importante da qualidade de vida, afetando principalmente as populações mais pobres (UNESCO, 2015). O Brasil é um dos países com a maior disponibilidade de água subterrânea e superficial do mundo (GWP, 2015) mas, assim como em outras partes do planeta, a proteção dos recursos hídricos não tem acompanhado o desenvolvimento econômico (WRG, 2009; WWAP, 2012). O aumento da pressão sobre os recursos naturais e os problemas crônicos de gestão desses recursos geraram uma grave crise de abastecimento nas regiões mais populosas do país (ANA, 2014). A conservação dos ecossistemas aquáticos e seus serviços ambientais são uma das principais ferramentas de combate à crise hídrica e às projeções de agravamento da escassez da água, e torna-se fundamental o reconhecimento do seu papel (De Groot *et al.*, 2006; Castello *et al.*, 2013).

Ecossistemas saudáveis fornecem água de boa qualidade para quatro grandes grupos de serviços ambientais (ver MEA 2005): i) provisão, para abastecimento humano, agropecuário e industrial, pesca e geração de energia; ii) regulação, como mitigação de enchentes e estabilização de vazões; iii) culturais, como esportes aquáticos e recreação; iv) suporte, como habitat para espécies aquáticas. Atividades econômicas como transporte, pesca, geração de energia, agricultura, abastecimento, produção de oxigênio, regulação climática e muitas outras são dependentes destes serviços ambientais e podem ser inviabilizados por estratégias de gerenciamento inadequadas (De Groot, 2002; MEA, 2005).

Existe consenso na literatura científica sobre a importância da conservação ambiental e a qualidade da água (Calder, 2005). Alterações de uso do solo levam à perda de qualidade de água pela erosão, lançamento de efluentes, contaminantes industriais, rejeitos de mineração e produtos agrícolas (Porras, 2008). Além disso, apenas a ausência da vegetação já é prejudicial pela perda da proteção que estas conferem aos cursos d'água. Sua presença melhora a infiltração de água, retém o escoamento superficial e o carreamento de poluentes, estabiliza o solo e as vazões, reduz o impacto de chuvas e ventos sobre o solo, aumenta a umidade local, favorece o

aporte de matéria orgânica aos sistemas aquáticos e protege os cursos d'água da insolação, influenciando nos parâmetros físicos e químicos de sua qualidade (Calder, 2005; Porras *et al.*, 2008; Castello *et al.*, 2013). A interconexão superficial, subterrânea e atmosférica dos diversos componentes dos ambientes aquáticos através do ciclo hidrológico (Ward & Stanford, 1979; Pringle, 2003) faz com que agressões ao meio aquático causem impactos em escalas múltiplas (Castello *et al.*, 2013), o que torna os ecossistemas aquáticos excelentes indicadores de qualidade ambiental. O monitoramento da qualidade da água torna-se então ferramenta estratégica na gestão de recursos hídricos e na conservação em ampla escala, indicando os usos da bacia e a dimensão dos seus impactos.

Apesar disso, a importância das áreas naturais para a gestão de recursos hídricos tem sido frequentemente ignorada nas políticas públicas no Brasil, bem como o papel fundamental das áreas protegidas e dos remanescentes florestais em propriedades privadas (Metzger, 2010; Zucco *et al.*, 2011; Silva *et al.*, 2012; Bernard, 2014). Recentemente, tem-se observado o aumento do desmatamento das florestas tropicais brasileiras (SOS Mata Atlântica, 2014; Fonseca *et al.*, 2015), a construção de dezenas de grandes barragens na Amazônia, o enfraquecimento do código florestal, a paralisação na criação de UCs e TIs e os cortes sequentes de verbas destinadas à gestão ambiental (Castello *et al.*, 2013; Bernard, 2014; Loyola, 2014). De maneira geral, há pouco reconhecimento pela sociedade e pelos tomadores de decisão que existe uma relação íntima entre gestão ambiental inadequada e a redução de serviços ambientais fundamentais, como a provisão da água.

Neste trabalho, pretendo mostrar a importância do Parque Nacional da Serra do Cipó (PNSC) na provisão de recursos hídricos através da análise qualitativa de suas águas e da valoração do serviço de manutenção da qualidade de água. A revelação destes valores em termos monetários é de fundamental importância para o reconhecimento pela sociedade e pelos gestores públicos do papel das UCs na conservação dos recursos hídricos, chamando a atenção para os problemas ambientais, sociais e econômicos que a crise de gestão do Sistema Nacional de UCs (SNUC) acarreta.

Métodos

Área de estudo

A Serra do Cipó está situada na região central do estado de Minas Gerais, Brasil, na porção meridional da Cadeia do Espinhaço, formação montanhosa predominantemente quartizítica com cerca de 1.100 km de extensão localizada no leste brasileiro (ICMBIO, 2009).

Nesta região foi criado o Parque Nacional da Serra do Cipó (PNSC) em 1984, ocupando uma área de 316,18 km² e tendo como clima predominante o tropical de altitude do tipo Cwb (Köppen, 1931), com verões frescos e com estação seca bem pronunciada (ICMBIO, 2009). O PNSC localiza-se no divisor de águas de duas bacias, para onde partem vários tributários cujas nascentes se abrigam em seu interior: a bacia do rio São Francisco, a oeste, onde predomina o Cerrado; e a bacia do rio Doce, a leste, onde predomina a Mata Atlântica. Ao longo de seu gradiente de montanhas, formações rochosas e fitofisionomias vegetais ocorrem variações climáticas, e a precipitação total varia entre 1.200 mm e 1.700 mm anuais, com concentração nos meses de novembro a março (ICMBIO, 2009). O PNSC é famoso pela qualidade de suas águas e os ecossistemas aquáticos são o principal atrativo para os turistas (Pacheco, observação pessoal), que também servem ao abastecimento público, geração de energia, transporte, pesca, recreação e inúmeras outras atividades a jusante da UC (ICMBIO 2009). Três rios formados no PNSC deixam a UC em direção ao rio das Velhas, na bacia do São Francisco: o rio Cipó, o rio Preto de Altamira e o rio Parauninha. Na vertente leste, são cinco os cursos d'água que saem do PNSC e deságuam no rio Santo Antônio, afluente do rio Doce: os rios Picão, Peixe, Preto de Morro, Preto de Itambé e Tanque (Figura 1)

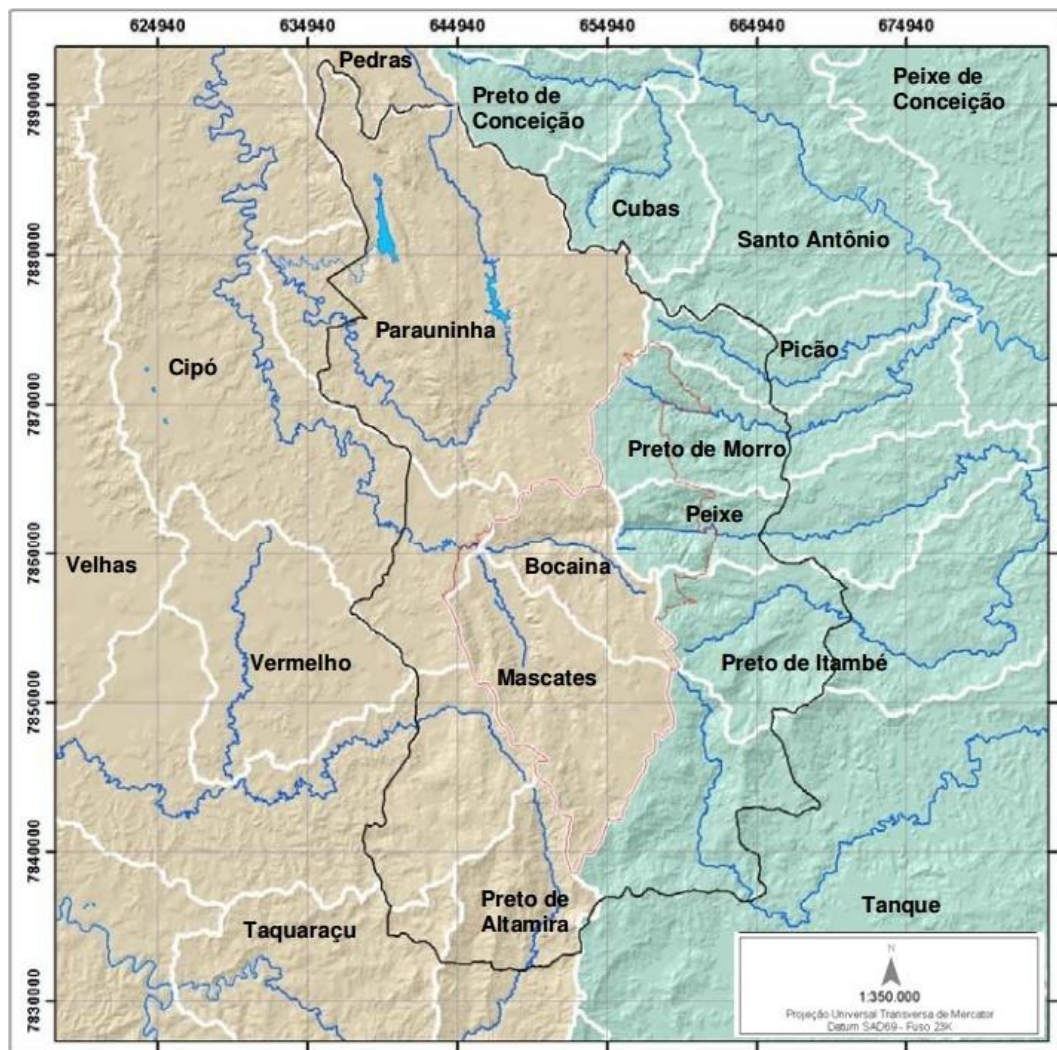


Figura 1 – Limites do PNSC e sua hidrografia

Fonte: ICMBIO (2009)

O mais importante rio do PNSC é o Cipó, formado pela união dos rios Mascates e Bocaina dentro da UC, onde é considerado de Classe Especial. O rio Cipó é classificado como Classe 1 do ponto em que deixa a UC até a sua foz no rio Paraúna (Minas Gerais, 1997) e foi classificado como Rio de Preservação Permanente por ser “curso de água ou trechos deste com características excepcionais de beleza ou dotados de valor ecológico, histórico ou turístico, em ambientes silvestres naturais ou pouco alterados” (Minas Gerais, 2004). Ao sair do o PNSC, apresenta declínio de qualidade de água por conta do uso intensivo para banho e do assoreamento provocado pelas alterações de uso do solo em suas margens (ICMBIO, 2009). Ainda assim, o rio Cipó tem excelente qualidade de água em toda sua extensão, sendo considerado um depurador das águas dos rios Paraúna e Velhas por sua importante contribuição na melhoria da qualidade de água destes rios (ICMBIO, 2009).

Valoração

O valor do serviço de manutenção de qualidade da água no rio Cipó foi calculado a partir do método de custo de reposição (ver Maia et al 2004). Para tanto, consideramos que o PNSC apresenta a condição de manejo ideal dos recursos hídricos e do uso do solo nas cabeceiras e ao longo do rio Cipó, mantendo a integridade da vegetação nativa em largas faixas nas margens do curso d'água. A qualidade de água encontrada dentro do parque é, portanto, o mais próximo da ideal. Quando o rio Cipó deixa o PNSC e múltiplos usos do solo são estabelecidos em suas margens, suas águas sofrem uma lenta e gradual alteração de qualidade que pode ser medida em diversos parâmetros físico-químicos. Consideramos que as alterações na concentração relativa de cada parâmetro à jusante do PNSC se devem à ausência do manejo ideal propiciado pelo parque, que podem ser interpretadas como a falta da provisão do serviço de manutenção da qualidade da água. Assim, o custo de reposição estimaria qual o custo monetário de se repor a qualidade de água perdida na ausência do PNSC, que está indicado na diferença entre a qualidade da água do rio Cipó dentro do PNSC e fora deste, no encontro com o rio Paraúna. Medimos este valor como os custos incorridos em uma Estação de Tratamento de Água (ETA), a melhor forma artificial de se repor o serviço em questão.

A base de dados de qualidade da água dentro e fora do PNSC foram obtidas das estações BV010 e BV162 do monitoramento das águas de Minas Gerais realizado pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) no âmbito do programa Águas de Minas (ver IGAM, 2014). A estação BV010 (19°20'34,0"S, 43°36'29,5"W) está localizada no interior do PNSC, no local onde o rio Cipó deixa a UC; e a estação BV162 (18°41'19"S, 43°59'30,0"W); está localizada próxima à foz do rio Cipó, no rio Paraúna (Figura 2). Para efeitos práticos, estas serão tratadas neste trabalho como dentro/fora da UC, respectivamente, ou como UC e Foz, quando mais apropriado.

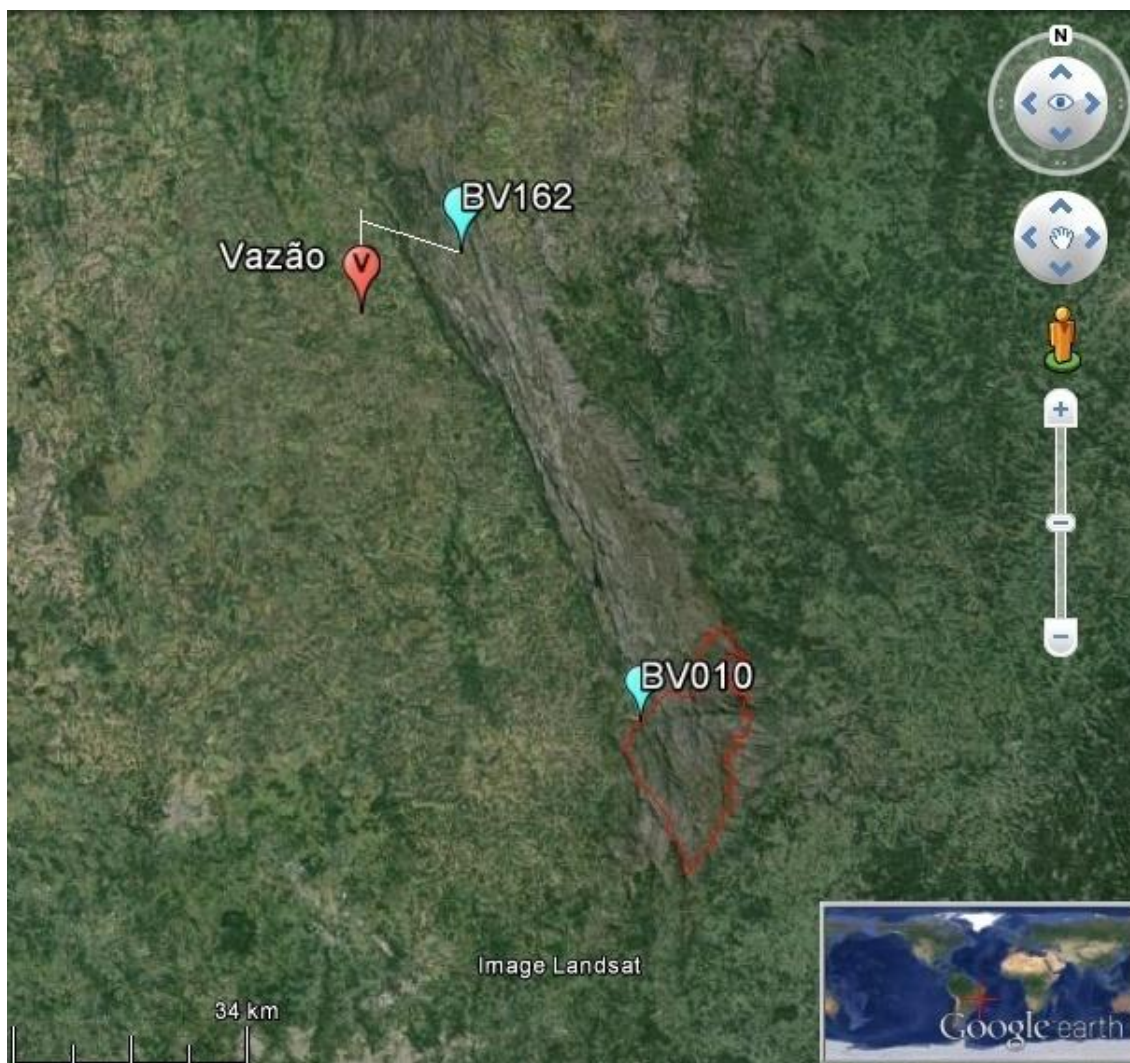


Figura 2 – Limites do PNSC, em vermelho, Estações de Monitoramento da qualidade da água do IGAM e ponto considerado nas medições de vazão

Fonte: Google Earth

O monitoramento feito nesta série é trimestral ou semestral, dependendo do parâmetro, com dados disponíveis desde abril de 2012 para o ponto dentro da UC; e desde o ano 2000, para o ponto fora da UC. São fornecidas informações sobre 19 parâmetros gerais, feito em todos os pontos do programa, além de parâmetros complementares selecionados com base nas características da bacia (ver IGAM, 2014). O fato de não haver monitoramento em nenhum outro rio dentro do PNSC inviabilizou que estes fossem incluídos no presente trabalho, por não permitir comparações da qualidade de água dentro/fora da UC que indicariam o serviço ambiental de provisão prestado.

Os valores de vazão do rio Cipó utilizados como referência nesta valoração foram estimados na “Consulta Espacial Georreferenciada: Informações hidrológicas em qualquer seção fluvial” do Atlas Digital das Águas de Minas (Atlas Digital, 2015). Para estas estimativas, foi considerada a vazão do rio no mesmo ponto da estação de monitoramento BV162, garantindo a relação correta entre vazão e qualidade da água. Com a localização do ponto no mapa, o Atlas Digital calcula a área da microbacia a montante e fornece os valores de vazão. A melhor aproximação que foi possível de se obter foi nas coordenadas 18°40'20,3"S e 43°59'33,0"W (Figura 2), com aproximadamente 2.171,98 km² de área de microbacia. Obtive os valores de Q_{mlp} , a vazão média de longo período, que representa a vazão média do rio em um período determinado; Q_{95} , que é a vazão mínima do corpo hídrico em 95% deste período; e $Q_{7,10}$, a vazão mínima de sete dias de duração com dez anos de tempo de recorrência, que é utilizada como referência para o cálculo da vazão ecológica em Minas Gerais. A vazão ecológica ($Q_{ecol.}$) é a vazão mínima que deve ser mantida no corpo hídrico em caso de intervenções, como barramentos, para que as funções e relações ecológicas possam se manter. Em Minas Gerais, a vazão ecológica varia entre 50% e 70% de $Q_{7,10}$, a depender da bacia analisada. Em seções consideradas como em condições naturais na bacia do rio das Velhas, como é o caso do rio Cipó, considera-se 70% de $Q_{7,10}$ (Minas Gerais, 2012).

O custo de reposição da qualidade da água foi calculado com base na estimativa dos custos da instalação de uma ETA com capacidade de tratar 25 l/s, cujos dados foram disponibilizados pela Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA). Os custos totais considerados foram o custo da instalação da infraestrutura, dos insumos para o tratamento e a mão de obra necessária para a operação da ETA.

Os insumos considerados foram reagentes utilizados no tratamento de água. O tratamento em uma ETA deste porte é bastante simplificado, sendo constituído de: i) coagulação, onde é acrescentado um reagente que irá agregar as partículas em suspensão; ii) floculação, decantação e filtração, que farão os coágulos se agregarem, depositarem e serem removidos; iii) desinfecção, com a adição de cloro, para eliminação de microorganismos; e iv) correção de pH com a adição de cal, já que a coagulação química tende a diminuir o pH da água (Hasegawa, 2007; COPASA, 2013). A adição de flúor também é feita pelas empresas de abastecimento, mas foi desconsiderada neste trabalho, pois sua aplicação se dá por exigências legais de

qualidade da água para abastecimento humano, não tendo relação com o serviço ambiental avaliado.

Neste processo, os reagentes adicionados à água que são de interesse para este trabalho são um coagulante, um alcalinizante e o cloro, sendo a dosagem dos dois primeiros calculadas com base na turbidez da água; e a dosagem do cloro fixada em 3 mg/l. Para estimar qual era a dosagem correta do coagulante, utilizamos medições do coagulante aplicado pela COPASA e a turbidez associada entre janeiro e abril de 2015 na ETA Bela Fama, no rio das Velhas, dos quais obtive uma regressão que permitiu prever a dosagem do coagulante de acordo com a turbidez. A esta equação aplicamos valores de turbidez medidos nas estações do IGAM da seguinte forma: o valor da turbidez dentro do PNSC foi subtraído da turbidez medida na foz, obtendo-se o acréscimo acumulado de turbidez no rio Cipó desde sua saída do PNSC. Assim, garantimos que o cálculo do serviço fosse feito unicamente sobre as diferenças de qualidade da água após a sua depreciação, não considerando a turbidez natural do rio no tratamento. Foram utilizados os dados medidos em 11 trimestres, entre abril/2012 e dezembro/2014, a maior série temporal possível, visto que abril/2012 foi a data em que a estação BV010 começou a operar. Pela limitação da periodicidade de monitoramento, o valor da turbidez medida em um trimestre foi considerado como constante para todo o trimestre para o cálculo do serviço.

O coagulante utilizado foi o sulfato ferroso clorado, enquanto o alcalinizante foi o hidróxido de sódio, de acordo com protocolo da COPASA para uma ETA que trate 25 l/s. O preço destes produtos, bem como do cloro, foi o mesmo pago pela COPASA a seus fornecedores. A dosagem do alcalinizante foi calculada em um terço da dosagem do coagulante, de acordo com protocolo fornecido pela COPASA.

A infraestrutura da ETA é composta pela estação, a casa de química, o terreno para a instalação do imóvel e os custos de energia elétrica. Para o preço do terreno, de 400 m², foi utilizado o valor do aluguel na região da foz do rio Cipó, local onde o serviço ambiental deveria ser reposto em um tratamento hipotético para que as águas que desaguam no rio Paraúna tenham a mesma condição de excelência da água dentro do PNSC. Os demais custos foram obtidos junto à COPASA com base em estruturas semelhantes instaladas pela empresa, enquanto os custos de energia elétrica foram estimados com base nos custos anual de uma ETA que a COPASA opera no rio Cipó,

também fornecidos pela empresa. Além disso, considerou-se um custo de manutenção da estrutura em 5% ao ano sobre o valor total da ETA e da casa de química. Com estimativas de 70 anos para a vida útil destas estruturas sob manutenção periódica, foi possível encontrar o seu custo em R\$/ano.

O custo da mão de obra foi estimado pelo salário e benefícios de cinco operadores de ETA. O custo destes profissionais foi obtido com base no salário bruto previsto no último concurso público da COPASA, acrescido de encargos trabalhistas e benefícios.

O valor anual do serviço de manutenção de qualidade da água fornecido pelo PNSC se dá pelo somatório de todos os custos anuais de infraestrutura, mão de obra e insumos. Em 2012, onde só existiam dados para três trimestres, o valor total calculado nestes foi multiplicado por 4/3 para estimação do valor anual, permitindo o estabelecimento de comparações com os demais anos. As estimativas de custos estão resumidas na Equação 1:

$$\textbf{Equação 1: } V_{taN} = (C_{ie} + C_{mo} + C_{insN})$$

onde:

V_{taN} – Valor total no ano N (R\$/ano);

C_{ie} – Custo anual de infraestrutura (R\$/ano);

C_{mo} – Custo anual da mão de obra (R\$/ano);

C_{insN} – Custo dos insumos no ano N (R\$/ano)

C_{ie} , C_{mo} e C_{insN} podem ser calculados pelas Equações 2, 3 e 4:

$$\textbf{Equação 2: } C_{ie} = \frac{C_{eta}}{VU_{eta}} + \frac{C_{cq}}{VU_{cq}} + C_{ter} + C_{en} + C_{man}$$

onde:

C_{eta} - Custo de instalação da ETA (R\$)

VU_{eta} – vida útil da ETA (anos)

C_{cq} – Custo da casa de química (R\$)

VU_{cq} – vida útil da casa de química (anos)

C_{ter} – custo do aluguel anual do terreno (R\$/ano)

C_{en} – custo anual da energia (R\$/ano);

C_{man} – custo de manutenção da infraestrutura (R\$/ano)

Equação 3: $C_{mo} = 5 \times C_{op}$

onde:

C_{op} – Custo de um operador de ETA (R\$/ano)

Equação 4:

$$C_{insN} = \sum_{n=1}^4 [(C_c \times DC_{tn}) + (C_a \times DA_{tn}) + (C_d \times DD)] \times \frac{Va}{4}$$

onde:

C_c – Custo do coagulante (R\$/mg)

DC_{tn} – Dosagem do Coagulante no trimestre n (mg/l)

C_a – Custo do alcalinizante (R\$/mg)

DA_{tn} – Dosagem do Alcalinizante no trimestre n (mg/l)

C_d – Custo do desinfetante (R\$/mg)

DD – Dosagem do Desinfetante (mg/l)

Va – Vazão média de longo período (Q_{mlp}) do rio Cipó (l/ano)

Resultados e Discussão

Qualidade de água

A qualidade de água ao longo de todo o rio Cipó se mostrou de ótima qualidade, atendendo aos parâmetros exigidos pelo CONAMA (Brasil, 2005) para rios de Classe 1 em 24 dos 27 parâmetros em que esta análise foi possível, na qual os parâmetros têm limites estabelecidos na legislação e existem dados disponíveis no monitoramento. Dentro da UC, o rio Cipó é classificado como de Classe Especial, ou seja, suas características naturais devem ser mantidas, tal como garantido pelo PNSC. Os seguintes parâmetros violaram os limites em uma ou mais medições e apresentaram concentração incompatível com a Classe 1 no ponto localizado fora UC:

- Alumínio Dissolvido, que no primeiro trimestre de 2013 apresentou concentração de 0,239 mg/l, superior ao limite de 0,1 mg/L, para águas enquadradas como Classe 1;

- Cor Verdadeira, nos trimestres 1 e 2 de 2013, com concentrações superiores ao limite de 75 mg Pt/L, máximo permitido pela legislação para águas enquadradas como Classe 2 e 3; e,
- Turbidez, que ultrapassou o limite máximo de 40 UNT para águas enquadradas como Classe 1 nos trimestres 1/2013, 2/2013 e 1/2014.

Para os dois primeiros parâmetros, parece ter havido pico de concentração em evento isolados, já que nas demais amostragens as concentrações se mantiveram em níveis aceitáveis. No primeiro trimestre de 2013 houve um aumento de vários parâmetros simultaneamente, provavelmente devido as fortes chuvas, típicas da época de cheia. O solo na região da Serra do Cipó é naturalmente rico em alumínio (Negreiros *et al.*, 2011) e a erosão com consequente carreamento para o rio Cipó em fortes chuvas é o provável responsável pelo aumento nos parâmetros Alumínio Dissolvido, Cor Verdadeira e Turbidez.

Alguns parâmetros não puderam ser avaliados porque a escala de detecção aplicada pelo IGAM é incompatível com a sensibilidade exigida na legislação. Por exemplo, a concentração máxima de Mercúrio Total permitida é de 0,0002 mg/L para Classe 1. A concentração de Mercúrio no rio Cipó medida foi < 0,2 mg/L, o que não permite inferir sobre sua adequação nas classes. Isto contraria a DN COPAM/CERH 01/08, que diz que os limites de detecção deverão ser pelo menos 10 vezes inferiores aos padrões definidos para a classe 1 (IGAM, 2014). Os outros parâmetros cujas análises foram impossibilitadas são Fósforo Total e Sulfeto. Este é um problema sério na medida em que mercúrio e fósforo são importantes indicadores de poluição difusa, mudanças de uso do solo e podem indicar atividades de grande impacto ambiental como garimpo e vazamentos/lançamentos de efluentes de origem industrial (Pinto, 2010; Santos, 2011).

A mudança do uso do solo ao longo do rio Cipó a jusante da UC parece ter influenciado a qualidade da água em alguns dos parâmetros monitorados, que apresentaram concentrações maiores na foz em pelo menos 75% das amostragens. A Tabela 3 apresenta a diferença das concentrações entre Foz e UC, indicando o tamanho da diferença e a frequência com que ela ocorreu para cada um destes parâmetros.

Tabela 3: Diferença entre Foz e UC em cada um dos trimestres analisados para os parâmetros cuja concentração foi maior na foz em pelo menos 75% das amostras.

Parâmetro	[Foz] - [UC]										
	2/12	3/12	4/12	1/13	2/13	3/13	4/13	1/14	2/14	3/14	4/14
Alcalinidade total		37,6		6,3		44,2		13,9		46,7	
Bário total (x1000)		28,1		-8,2		2,7		7,7		2,1	
Cálcio total	13,6	11,2	15,3	1,4	1,9	12,9	15,6	3,5	6,3	12,2	20,7
Cloreto total	0,32	0,34	0,43	1,00	0,04	0,43	-0,13	0,09	-0,02	0,70	0,92
Coliformes totais (/1000)	5,7	16,7	-10,7	7,0	17,1	2,1	-19,1	37,0	52,9	3,9	0,6
Cond. elétrica	74	94	-108	12	8	79	94	24	54	89	117
Dureza total	33,7	33,8	51,7	1,5	8,1	35,1	44,4	12,2	26,2	37,5	51,4
Estreptoc. fecais		180		-1000		71		87		26	
Feoftina a	0,6	0,0	0,0	0,0	-0,3	0,0	0,3	1,2	0,6	1,2	-1,0
Magnésio total		1,5	3,3	-0,6	0,8	0,7		0,8		1,7	-0,1
Manganês total		0,01	0,01	0,05	0,04	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01
Nitrato	0,2	0,3	0,8	0,0	0,1	0,2	-4,6	-0,7	0,1	0,1	0,4
Nitrito (x1000)	-3	2	-1	3	-5	5	3	1	3	2	87
pH <i>in loco</i>	1,8	1,3	1,2	2,9	1,5	1,7	0,8	1,5	1,1	0,7	0,7
Potássio dissolv.		0,2		0,2		0,4		0,5		0,4	
Sódio diss.		1,9		0,4		1,7		0,6		1,4	
Sólidos dissolv.	45	47	55	13	11	46	22	19	36	38	55
Sólidos em susp.	-10	30	6	72	88	0	6	44	2	5	1
Sólidos totais	35	79	62	85	99	45	28	63	38	43	56
Turbidez (UNT)	2,2	1,4	0,5	109,1	67,7	2,5	2,6	-100,8	3,8	0,2	3,5

Notas: valores em negrito foram maiores dentro da UC; unidades de medida de acordo com CONAMA 357/05; alguns parâmetros têm monitoramento semestral, com medições apenas no 1º e 3º trimestres do ano.

Os demais parâmetros não apresentaram um padrão claro que permitisse diferenciar UC e foz por aumento ou redução de sua concentração. As variações na concentração dos parâmetros físico-químicos são importantes indicadores do uso do solo da bacia e das atividades de degradação da água. Neste sentido, é difícil afirmar com precisão o que influencia as alterações observadas sem um minucioso estudo *in loco*, mas é possível especular a esse respeito. Por exemplo, os maiores valores de turbidez, sólidos dissolvidos, sólidos em suspensão e sólidos totais na foz já eram esperados, pois refletem um maior aporte de sedimentos ao corpo hídrico. Os processos erosivos também favorecem o aumento da concentração de manganês na água, já que é um elemento muito abundante nas rochas da região da área de estudo (ICMBIO, 2009). Estes provavelmente se devem a uma redução das matas ciliares e mudanças de uso do solo, que prejudicam os serviços de contenção das partículas carregadas pelos

escoamentos superficiais. O principal uso do entorno do rio Cipó a jusante do PNSC é de propriedades rurais com atividades agrossilvipastoris, com presença de gado e culturas próximos às margens dos cursos d'água (ICMBIO 2009). O aumento da concentração de *Streptococcus* Fecais e Coliformes Totais, como encontrados neste trabalho, são indicadores de aumento da presença de fezes de origem humana ou animal na água (Chagas *et al.*, 1981), podendo também ser atribuídas a estas propriedades rurais.

Valores menores de pH e alcalinidade na UC são relacionados (França *et al.*, 2010) e eram esperados, já que as águas de cabeceira da Serra do Cipó são naturalmente ácidas devido à concentração de compostos húmicos (ácidos húmicos e fúlvicos) (Callisto & Gonçalves Jr, 2002), que tornam suas águas de coloração mais escura. Os parâmetros Potássio Dissolvido, Dureza Total, Cloreto Total, Magnésio Total, Cálcio Total, Bário total, Feoftina a, Nitrito e Nitrato podem ser explicado por condições naturais do ambiente e pelo carreamento de solo, não sendo objeto de preocupação quanto à qualidade da água, principalmente pela adequação aos limites exigidos para Classe 1 e baixa concentração em que foram encontrados. Parâmetros que são indicadores de poluição de origem industrial ou lançamento de esgotos não mostraram comportamento diferente entre UC e foz, indicando que tais atividades não são preocupantes para a contaminação no rio Cipó.

Dentre os fatores que garantem a preservação das águas do rio Cipó, destaca-se a proteção de suas nascentes e de sua parte alta em uma UC de Proteção Integral, o enquadramento das águas como Classe Especial ou Classe 1 e o *status* de “Rio de Preservação Permanente”, que aumenta as restrições de atividades econômicas, como as que modificam o leito do rio e revolvem o seu sedimento (Minas Gerais, 2004). Tais iniciativas de gestão mostram que existem precedentes legais que se implementados de maneira correta podem garantir a conservação dos recursos hídricos com grande eficiência.

Valor do serviço

A Tabela 4 apresenta os valores de turbidez medidos dentro e fora do PNSC no monitoramento trimestral, e a diferença entre eles, utilizada para o cálculo do serviço:

Tabela 4: Valores de turbidez medidos nas estações e valores de entrada (diferença) para o cálculo da dosagem de coagulante.

Trimestre	Turbidez (UNT)		
	fora do PNSC	dentro do PNSC	diferença
2/2012	3,30	1,14	2,16
3/2012	2,26	0,90	1,36
4/2012	1,67	1,15	0,52
1/2013	114,00	4,93	109,07
2/2013	70,20	2,52	67,68
3/2013	3,47	0,99	2,48
4/2013	4,24	1,62	2,62
1/2014	73,20	174,00	-100,80
2/2014	4,29	0,53	3,76
3/2014	1,58	1,37	0,21
4/2014	4,68	1,21	3,47
Média	25,72	17,31	8,41

No primeiro semestre de 2014, onde uma chuva forte fez com que a turbidez se apresentasse maior dentro da UC, o valor da dosagem de reagente considerada foi zero, ou seja, não foi possível calcular o impacto do serviço de proteção da UC no curso d'água com os dados de que disponho. Vale ressaltar que não existe serviço ambiental negativo prestado pelo PNSC, já que esta UC apresenta o uso do solo próximo do ideal para favorecer a qualidade de água; ao contrário, considero que, não fosse esse o caso, tal chuva poderia ter levado a consequências piores para a qualidade da água do rio Cipó.

A Figura 3 apresenta a relação entre turbidez e a dosagem de coagulante associada obtida a partir do tratamento de água na estação Bela Fama:

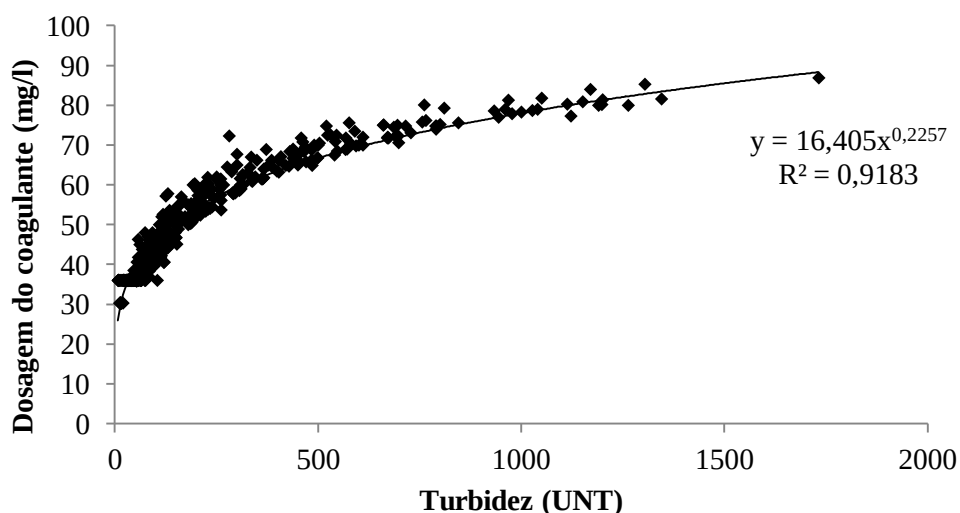


Figura 3 – Dosagem de coagulante em função da turbidez medida no rio Cipó.

A curva de melhor ajuste foi uma regressão de potência quadrática, com $R^2 = 0,9183$. Percebe-se no gráfico e na equação que pequenas variações da turbidez (menos de 10 UNT), como foi observada neste estudo, têm pequena influência na dosagem do coagulante

Isto fez com que a diferença entre a maior e a menor dosagem dos insumos não chegasse a 100%, tornando os custos de tratamento pouco variáveis ao longo dos trimestres (Tabela 5).

Tabela 5: Diferença de turbidez dentro e fora da UC e dosagem de reagentes necessária para o tratamento de água

Trimestre	Diferença de Turbidez dentro e fora da UC (UNT)	Dosagem do coagulante (mg/l)	Dosagem do alcalinizante (mg/l)
2/2012	2,16	19,52	6,51
3/2012	1,36	17,58	5,86
4/2012	0,52	14,15	4,72
1/2013	109,07	47,30	15,77
2/2013	67,68	42,47	14,16
3/2013	2,48	20,14	6,71
4/2013	2,62	20,39	6,80
1/2014	< 0	0	0
2/2014	3,76	22,12	7,37
3/2014	0,21	11,53	3,84
4/2014	3,47	21,72	7,24

Esta pequena influência da turbidez na dosagem do coagulante é desejável, já que a periodicidade das amostragens torna obrigatório que se adote um valor de turbidez constante ao longo do trimestre, o que não é necessariamente verdadeiro no comportamento natural do rio Cipó. Neste caso, como a turbidez influencia relativamente pouco na dosagem dos insumos e, conseqüentemente, no custo final do tratamento, a extrapolação do valor da turbidez para todo o trimestre não implica em uma generalização grosseira do valor real do serviço ambiental. Neste sentido, muito mais importante é saber o patamar da diferença entre foz e UC do que as pequenas variações que podem ocorrer ao longo do trimestre. Este patamar é acessível pelas 11 medições trimestrais disponíveis, mostrando pequena variação de turbidez na estação seca e maior variação na estação chuvosa, com o arraste de sedimentos para o rio Cipó a partir dos escoamentos de água da chuva.

Os valores dos demais parâmetros inseridos nas Equações 2, 3 e 4 e as medições de vazão do rio Cipó são apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 – Parâmetros e valores utilizados no cálculo do serviço ambiental.

Sigla	Descrição	Valor	Unidade de medida
C_{eta}	Custo da estação (25 l/s)	780.000	R\$
VU_{eta}	Vida útil da estação	70	anos
C_{cq}	Custo da casa química	250.000	R\$
Vu_{cq}	Vida útil da casa de química	70	anos
C_{man}	Custo de manutenção	51.500	R\$/ano
C_{ter}	Aluguel do terreno	1.000	R\$/ano
C_{en}	Custo de energia	7.700	R\$/ano
C_{op}	Custo de 1 operador de ETA	22.800	R\$/ano
C_c	Custo Sulfato Ferroso Clorado	0,62	R\$/kg
C_a	Hidróxido sódio	2,59	R\$/kg
C_d	Cloro líquido	2,50	R\$/kg
DD_t	Dosagem desinfetante	3,0	mg/l
Va Q_{mlp}	Vazão média de longo período	29,8	m ³ /s
Va Q_{7,10}	Vazão mínima de 7 dias consecutivos e com período de retorno de 10 anos	4,64	m ³ /s
Va Q₉₅	Vazão mínima esperada em 95% do tempo	6,13	m ³ /s

O valor do serviço ambiental de manutenção da qualidade de água do rio Cipó para 1.000 m³ de água foi calculado em R\$ 33,04 para 2012, R\$ 56,01 para 2013 e R\$ 26,36, para 2014, com média de R\$ 38,47 ao longo dos três anos analisados (Figura 4):

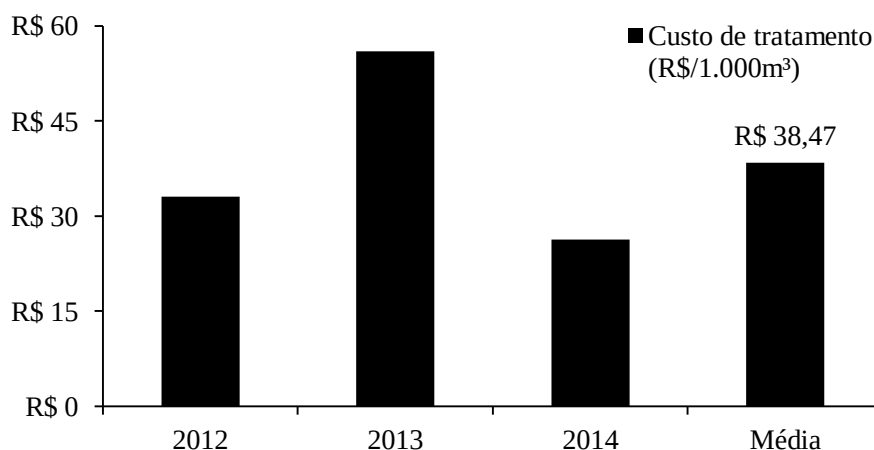


Figura 4: Valor do serviço realizado pelo PNSC nos anos 2012, 2013 e 2014 e a média para os três anos analisados.

O valor do serviço ambiental encontrado é próximo ao valor encontrado no Parque Dois Irmãos/PE em exercício valorativo semelhante, que foi de cerca de R\$ 36,40/1.000 m³ (CEPAN, 2012); e menor que os custos incorridos à COPASA na ETA que a empresa opera na Serra do Cipó, que variou entre R\$ 41,34 e R\$ 101,94 entre março de 2014 e fevereiro de 2015 apenas para os insumos, de acordo com dados fornecidos pela empresa. Esta diferença se explica pelo foco da COPASA em tratar toda a turbidez da água, e não apenas a diferença entre os valores mensurados dentro e fora da UC, como foi feito neste trabalho.

Em comparação com os instrumentos de cobrança pelo uso da água, verifica-se que os valores aqui encontrados são pelo menos o triplo dos valores cobrados pelas distribuidoras nos estados de Minas Gerais, São Paulo, Rio de Janeiro e Pernambuco a seus usuários (ver CEPAN, 2012). Estes instrumentos não visam cobrir os custos de tratamento, que são bastante superiores, mas sim incentivar um consumo racional de água, indicar ao usuário o valor real do produto e arrecadar recursos para a recuperação de bacias hidrográficas. É possível que os valores praticados nestes instrumentos estejam aquém do valor real do serviço ambiental de manutenção de qualidade da água dos mananciais de captação, e trabalhos como este auxiliam no refinamento destas análises.

O componente que teve maior influência no custo de tratamento (R\$/1.000m³) foi o custo dos insumos, com 99,49% dos custos totais do tratamento da água em média. Para o cálculo dos custos de infraestrutura e mão de obra por volume de água, que foram fixos ao longo dos anos, foi dividido o custo anual destes pela vazão média de longo período. Mão de obra e infraestrutura representaram 0,32% e 0,21% dos custos, respectivamente.

Com base na vazão média de longo período de 29,8 m³/s, o valor médio anual do serviço de manutenção da qualidade de água é de R\$ 36.175.738,48. O valor encontrado para o serviço ambiental realizado pelo rio Cipó pode ser extrapolado em diferentes cenários de vazões, com diferentes interpretações (Figura 5).

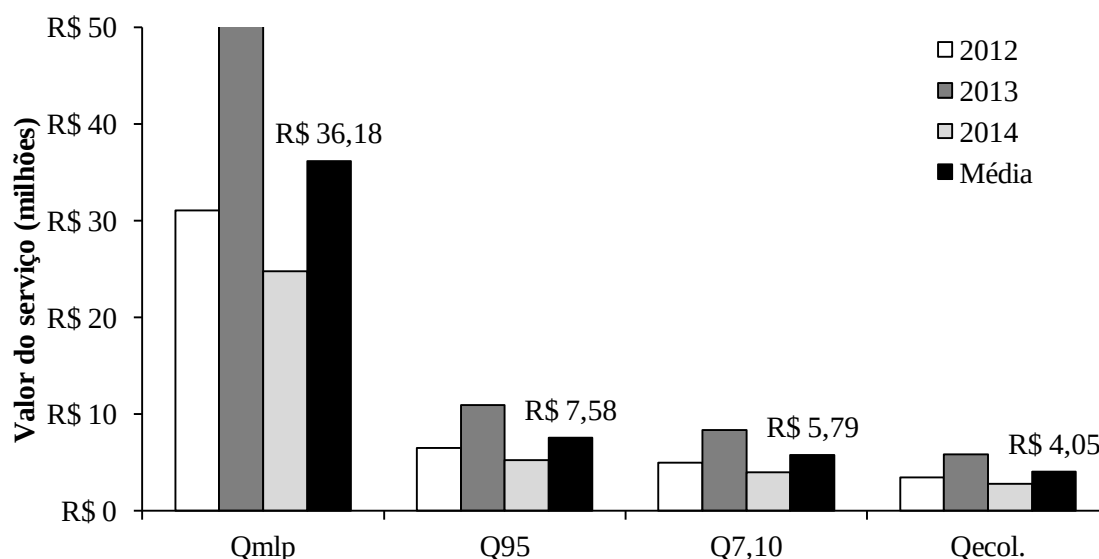


Figura 5: Valor do serviço em 2012, 2013 e 2014 e a média para os três anos analisados em diferentes valores de vazão.

Considerando-se a vazão média de longo período (Q_{mlp}), o valor chegou ao máximo de 52,7 milhões de reais por ano para o serviço, em 2013. Como a vazão Q_{95} expressa a vazão mínima em 95% do período hidrológico, o volume mínimo de água que passa pelo rio Cipó, em condições naturais, pode ser calculado como uma vazão constante igual a Q_{95} durante 95% do ano e 0 m³/s nos 5% restante. Neste cenário extremo o rio Cipó ainda geraria um serviço de 7,2 milhões de reais no ano. A vazão $Q_{7,10}$ mostrou um valor ainda mais extremo, de média 5,79 milhões de reais por ano, numa hipótese extremamente improvável de a vazão mínima média de sete dias consecutivos com um período de retorno de 10 anos se manter por um ano inteiro. Mais importante é o cálculo da vazão ecológica ($Q_{ecol.} = 70\%$ de $Q_{7,10}$), aproximadamente R\$

4,05 milhões. Assim, a melhor indicação do valor do serviço prestado entre 2012 e 2014 é a média com a vazão Q_{mlp} , de R\$ 36,18 milhões por ano, e o valor mínimo anual do serviço pode ser estimado com segurança em cerca de R\$ 7,2 milhões. A redução do fluxo do rio Cipó à sua vazão ecológica por desvio ou captação de água representaria uma perda de R\$ 32,13 milhões anuais, valor que dificilmente seria internalizado ou compensado no âmbito dos licenciamentos ambientais.

Não foi encontrada nenhuma outra tentativa de valoração com metodologia semelhante mesmo em programas de PSA já estabelecidos. Assim, esperamos que a metodologia proposta neste trabalho possa contribuir em exercícios valorativos futuros para programas de PSA com propriedades rurais, em acordos com UCs ou em instrumentos de cobrança pelo uso da água. Este se mostrou facilmente replicável em sua metodologia, principalmente quando se considera que o monitoramento do IGAM utilizado como base de dados é realizado em ampla escala, com metodologias de coleta e quantificação padronizados. Os valores encontrados para o serviço ambiental são realistas e comparáveis a outros estudos, podendo se ajustar às diferentes condições de qualidade da água e revelando com relativa precisão o papel de cada usuário e fornecedor sobre a qualidade da água. Devido às restrições de uso do rio Cipó, foi encontrada apenas uma outorga de uso de suas águas no banco de dados do IGAM até 2011, que será discutida adiante, com os demais usos de suas águas sendo considerados “uso insignificante”, ou seja, captações e derivações superficiais de menos de 1l/s e acumulações de volume máximo igual a 5.000 m³. Caso houvessem grandes usuários, o valor do serviço que o PNSC fornece diretamente a eles poderia ser calculado com base no valor do serviço ambiental por m³ e no volume outorgado.

O valor do serviço se restringe a um único rio dentre pelo menos oito de volume expressivo que deixam o PNSC, e é possível afirmar que é uma subestimação do valor do serviço prestado por toda a UC. Dados sobre a qualidade de água dos outros rios não estavam disponíveis para serem utilizados neste trabalho, mas não há qualquer razão para se supor que não sejam de qualidade equivalente ou bem próxima à do rio Cipó (ICMBIO, 2009), já que não há nenhuma diferença de manejo e usos permitidos entre estes rios, que estão protegidos da degradação antrópica. Assim, os valores anuais do serviço prestado por todo o PNSC são maiores que o valor expresso no presente trabalho, que se limita à valorar apenas o serviço ambiental prestado pelo rio Cipó.

A lei do SNUC reconhece a importância do fornecimento de água por UCs em seu Art. 47, em que prevê a contribuição financeira pelas empresas de abastecimento às UCs que lhe fornecem água. A COPASA possui uma ETA em operação no rio Cipó a custos muito reduzidos devido à ótima qualidade da água, para a qual está outorgada uma captação de 35 l/s, de acordo com dados do portal InfoHidro (<http://portalinfohidro.igam.mg.gov.br/>). Segundo o ofício nº 718/2013 da Procuradoria da República do Município de Sete Lagoas (PRM-SL), a COPASA aproveita a “excepcional qualidade de água” do rio Cipó poucos metros depois que o rio deixa o PNSC e jamais contribuiu com recursos financeiros à UC como disposto no Art. 47. Neste sentido, considerando-se o valor de R\$ 38,47/1.000 m³ para o serviço ambiental fornecido pelo PNSC calculado neste trabalho, a COPASA se beneficia de um serviço de R\$ 42.461,65 por ano prestado pelo PNSC, representando mais de R\$ 212 mil ao longo dos cinco anos de vigência da outorga. Este valor poderia servir como ponto de partida para as tratativas de regularização dessa questão, iniciadas pela PRM-SL, e seria importante para a UC, representando cerca de 4% de acréscimo ao seu orçamento anual. Esta decisão também poderia servir de exemplo para outras UCs no estado e para o fortalecimento do PNSC como provedor de serviços à sociedade e à população de entorno, questão fundamental para a mitigação dos conflitos locais.

As águas da Serra do Cipó são tidas como alternativa estratégica para o abastecimento da Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH), cuja captação e transporte é possível por gravidade, o que torna seus custos reduzidos (Parreiras, 2015). É fundamental que, a exemplo do que foi feito em Nova York e em outras metrópoles no mundo, se valorize e se invista na preservação deste recurso valioso, especialmente em tempos de crise hídrica. A escassez hídrica que afeta o sudeste brasileiro, incluindo a RMBH, demonstram que a atual forma de gestão de recursos hídricos é incompatível com as necessidades atuais e futuras. A conservação de áreas de nascentes e a proteção da água com regras rígidas de uso do solo têm importância central em uma nova forma de planejamento e gestão, como demonstrado neste trabalho.

O valor estimado neste trabalho soma-se ao encontrado por Pacheco *et al.* (não publicado), em valoração dos serviços recreativos do PNSC (R\$ 12,04 milhões/ano) e ao valor encontrado por Resende *et al.* (2013) para o serviço de estocagem da diversidade de plantas, de pouco mais de R\$ 40 milhões/ano. Serviços de valoração são importantes por demonstrarem em uma linguagem acessível à sociedade e aos

tomadores de decisão a importância das UCs. O desconhecimento desta importância é um dos grandes entraves à sua popularização e ao reconhecimento das UCs e outras APs como estratégia fundamental de sustentação das atividades econômicas e geração de bem-estar (TEEB, 2010; TCU, 2012).

Além da educação ambiental, o valor calculado mostra o descompasso entre a importância econômica do PNSC e o investimento que recebe. O valor calculado neste trabalho em 2012, de R\$ 36,56 milhões, supera em 30 vezes o orçamento destinado à UC no mesmo ano (R\$ 1,22 milhões, segundo informações da administração do PNSC), evidenciando que a contribuição do PNSC em termos de bem-estar à sociedade supera os seus custos de gestão. O ótimo retorno de investimentos nas áreas naturais e protegidas é evidenciado em muitos outros estudos em escala mundial (Costanza *et al.*, 1997; Medeiros & Young, 2011; Costanza *et al.*, 2014; Balmford *et al.*, 2015) e na comparação dos valores próprio PNSC (Resende *et al.*, 2013; Pacheco *et al.*, não publicado).

Estas questões evidenciam o grave descompasso entre os serviços ambientais e o investimento em conservação feitos no âmbito do SNUC. Esta questão será aprofundada no próximo capítulo, onde será discutida a profunda crise gerencial e orçamentária pela qual passam as UCs brasileiras, e a necessidade de criação de mecanismos que remunerem as UCs de forma eficiente, com base nos serviços que ofertam. A produção hídrica é apenas uma pequena parte da grande variedade de serviços ambientais ofertados pelo PNSC, que beneficia a sociedade pela grande diversidade de seu patrimônio genético, com um dos mais altos índices de endemismo do mundo (Giulietti *et al.*, 1987); o armazenamento de carbono; a oferta de serviços recreativos; a regulação climática; e inúmeros outros serviços de regulação e suporte (ver De Groot, 2002; MEA, 2005). A melhoria da gestão otimizaria a oferta de serviços pelas UCs, gerando mais valor e fortalecendo o desenvolvimento econômico de forma racional e sustentável.

Pelo desenho metodológico e pela natureza deste serviço ambiental, quanto maior a degradação no entorno do PNSC, maior é o valor ofertado pela UC, pois haverá maior diferença nos valores de turbidez da água, aumentando os custos de tratamento. Assim, a intenção deste trabalho não é incentivar o aumento do valor produzido, mas explicitá-lo, e entendo que quanto menor for o custo de tratamento das águas do rio

Cipó na sua foz, melhor terá sido o ordenamento do uso do solo a montante e menor será a necessidade da UC no monopólio da prestação deste serviço. Neste ponto, teremos chegado, como sociedade, a um alto nível de racionalidade no uso dos recursos ambientais.

CAPÍTULO 2 - A CRISE DAS UNIDADES DE CONSERVAÇÃO BRASILEIRAS E UMA PROPOSTA DE PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS

Crise financeira das Unidades de Conservação no Brasil

A importância ecológica na geração de serviços ambientais e a área física ocupada pelas Unidades de Conservação (UCs) vêm crescendo em todo o mundo (Juffe-Bignoli *et al.*, 2014). Paralelamente, temos acompanhado o aumento da extinção de espécies, a defaunação terrestre e marinha, o colapso na oferta de serviços ambientais importantes, a quebra de resiliência das fronteiras ecológicas planetárias e o aumento das taxas de perda de biodiversidade (Rockstrom *et al.*, 2009; Butchart *et al.*, 2010; Hoffmann *et al.*, 2010; Dirzo, 2014; McCauley *et al.*, 2015; Steffen *et al.*, 2015). Parte desses problemas se deve à deficiência na implementação e gestão de algumas áreas protegidas (APs), que têm seu importante papel na conservação prejudicado (James *et al.*, 1999; Bruner *et al.* 2004; Nepstad *et al.*, 2006; Waldron *et al.*, 2013). Não por acaso, a meta 11 de Aichi define que, além da expansão da área de cobertura, indicadores qualitativos de gestão e integração regional devem ser trabalhados, sem os quais o papel das APs fica comprometido (Juffe-Bignoli *et al.*, 2014).

A gestão adequada e eficiente de uma UC requer uma boa coordenação entre componentes técnicos e operacionais com fatores adjacentes à área, como o desenho da unidade, o planejamento regional de mosaicos e corredores e a vontade política (Faria, 2004; Hockings *et al.*, 2006; Fonseca, 2012). Para lograr êxito, alguns fatores devem ser observados (Faria, 2004; Brasil, 2009; Muanis *et al.*, 2009):

- i)** regularização fundiária, que assegure o domínio institucional sobre o território protegido, dando autoridade aos funcionários e legitimidade às ações de manejo implementadas, além de reduzir os conflitos com a população local;
- ii)** delimitação física implantada e bem sinalizada, que assegure ser de conhecimento de todos a existência da UC, seus objetivos e os usos permitidos;
- iii)** infraestrutura básica e **iv)** adequada dotação orçamentária, que dêem condições de trabalho ao corpo técnico, garantindo a efetividade das ações e a agilidade na tomada de decisão;
- v)** corpo técnico capacitado e em número suficiente, que permita a implantação das ações de manejo e a realização de atividades diversas de fiscalização, monitoramento e atendimento a visitantes e pesquisadores;

vi) reconhecimento e apoio local e regional, que dêem respaldo à existência da UC e suas atividades de manejo, reduzindo conflitos e garantindo e melhor efetividade das ações de gestão;

vii) plano de manejo em execução, com monitoramento e atualização constante; e,

viii) conhecimento científico que fundamente as atividades realizadas.

O nível ótimo ou mesmo eficiente das condições de gestão pode ser apontado para poucas UCs brasileiras (Dourojeanni & Pádua, 2007; TCU, 2012; Fonseca, 2012). A realidade mais comum é a gestão precária devido à falta de vontade política em sua implantação, que resultam em déficit de estrutura, instrumentos e recursos financeiros e humanos (Dourojeanni & Pádua, 2007). Esta também é a realidade de países sul-americanos e países subdesenvolvidos em geral, onde o orçamento é limitado (James *et al.*, 1999) e as UCs são afetadas pela extração ilegal de recursos, ausência de mão de obra qualificada, conflitos fundiários, expansão agropecuária e planejamento ineficiente (Amend & Amend, 1992). Nos países desenvolvidos, que geralmente apresentam menor biodiversidade, James *et al.* (1999) encontraram investimentos 13 vezes maiores nas UCs se comparado ao investimento realizado pelos países subdesenvolvidos.

WWF (1999) concluiu que 41% das UCs brasileiras federais de uso indireto poderiam ser classificados como de Risco Extremo ou Risco Alto de não cumprirem os objetivos para os quais foram criadas, por falta de implantação, demarcação, funcionários, plano de manejo e recursos financeiros. Em auditoria realizada nas UCs federais amazônicas, TCU (2012) encontrou a maioria dos Parques Nacionais (PNs) sem atividades de educação ambiental ou visitação, além de UCs de uso sustentável sem exploração econômica, precariedade nas infraestruturas de apoio à pesquisa e ausência de dados relevantes à gestão pela falta de monitoramento da biodiversidade.

Os principais componentes da gestão das UCs brasileiras apresentam em comum a insuficiente destinação de recursos, mesmo com o amparo técnico-científico existente, reflexo da irrelevância que a sociedade dá às UCs por desconhecer sua importância (Dourojeanni & Pádua, 2007; Faria, 2004; TCU, 2012). O TCU (2012) aponta que o Brasil é o pior país do mundo em termos de aplicação de recursos por área de UC e apenas 3,7% dos gestores das UCs estudadas na Amazônia consideram suas receitas adequadas à demanda.

Dividimos os principais componentes da gestão de UCs em quatro grandes grupos: Plano de Manejo e Conselho Consultivo; Recursos Humanos; Regularização Fundiária; Infraestrutura e Operação. Estes ainda são pouco estudados em esforços dispersos e não-coordenados (Muanis *et al.*, 2009), mas uma síntese é feita a seguir.

Plano de manejo e Conselho Consultivo

De acordo com a Lei do SNUC, o Plano de Manejo (PMa) é um “documento técnico mediante o qual, com fundamento nos objetivos gerais de uma unidade de conservação, se estabelece o seu zoneamento e as normas que devem presidir o uso da área e o manejo dos recursos naturais, inclusive a implantação das estruturas físicas necessárias à gestão da unidade” (Brasil, 2000). A elaboração do PMa é crucial para que se planeje as ações de gestão com base em informações detalhadas dos componentes da biodiversidade, definindo-se a infraestrutura, orçamento, atividades permitidas, recursos humanos, objetivos e metas de cada zona identificada na UC. Assim, sua ausência é obstáculo intransponível ao alcance dos objetivos de criação da UC.

A elaboração e aplicação do PMa demandam a mobilização de técnicos experientes de diversas áreas e atualização periódica, e as projeções do custo de implantação são imprecisas. Brasil (2009) estima sua elaboração em R\$ 300 mil reais por UC, representando 11% dos custos totais de administração e operação do SNUC com atualização a cada 10 anos; Muanis *et al.* (2009) utilizam um valor de referência de R\$ 3,00/ha.

Apenas 8% das UCs do Brasil têm PMa (Fonseca, 2012). Em nível federal o problema é menor e o PMa existia em 30% das UCs em 2008 (Muanis *et al.*, 2009) e em 50% das UCs na Amazônia (Verissimo *et al.*, 2011). Entretanto, mesmo neste bioma apenas 11% estão totalmente implementados (TCU, 2012), o que indica que o desafio é grande em todo o país, sendo mais crítico nos âmbitos estadual e municipal e fora da Amazônia Legal.

Os Conselhos Consultivos e Deliberativos não apresentam panorama muito diferente. Importantes para a melhoria das condições de gestão das UCs, garantindo equilíbrio e transparência na tomada de decisões e a participação dos diferentes atores interessados, os CCDs ainda precisam ser criados em 61,5% das UCs federais (Muanis *et al.*, 2009). O custo da implantação dos Conselhos foi estimado para a Amazônia e

varia de acordo com as formas de acesso às UCs e a complexidade logística das reuniões. Estes estão entre R\$ 56 mil e R\$ 170 mil para implantação, com mais R\$ 28 a R\$ 56 mil anuais para a manutenção de suas atividades (Brasil, 2009; Muanis *et al.*, 2009).

Assim, apenas para as 320 UCs federais, o custo de criação dos PMA inexistentes é de cerca de R\$ 67 milhões, e a implantação dos Conselhos com os custos de referência do bioma amazônico demandam entre R\$ 11 e R\$ 34 milhões.

Recursos humanos

O efetivo pessoal das UCs brasileiras é crítico, apresentando situações extremas como a Estação Ecológica Terra do Meio/PA, uma das maiores UCs tropicais terrestres do planeta, que em 2013 tinha apenas dois servidores para dar conta de todas as atividades em seus 33,7 mil km² (TCU, 2012). Uma equipe treinada e qualificada é de extrema importância para as atividades de rotina da UC, mas até o simples aumento da densidade de pessoal no campo, com equipamentos adequados, reflete em grande aumento de eficiência na gestão das UCs (Bruner *et al.*, 2001; Vreugdenhil, 2003). A presença física dos funcionários aumenta a sensação de força institucional e melhora a fiscalização, orientação e vigilância da área da UC, além da relação com a comunidade de entorno.

Não existe um consenso sobre o número de funcionários/área de um sistema de UCs, o que varia muito de acordo com as características locais (Faria, 2004), mas o déficit no SNUC é claro. Nas UCs federais, a densidade é de um funcionário pra cada 1.872 km² (Onaga & Drummond, 2007). Para a Amazônia, menos de 2% dos gestores considera que tem número de funcionários adequado - 84% das UCs nesse bioma tem menos de cinco servidores (TCU, 2012).

Brasil (2009) estima que o SNUC necessite de 19 mil funcionários para todas as suas UCs, e que 99% do efetivo considerado ideal para trabalhos de campo e 33% do pessoal de curso superior ainda precisa ser contratado. Caso isso ocorresse, o custo dos funcionários chegaria a R\$ 618 milhões (Brasil, 2007; 2009).

Regularização fundiária

O Brasil apresenta um grande passivo fundiário em suas UCs, com demandas que envolvem os estudos de titularidade, a demarcação efetiva e, quando pertinente, a desapropriação (Brasil, 2009). Os estudos realizados têm demonstrado que as UCs brasileiras são compostas de mosaicos patrimoniais de terras públicas com ocupações irregulares, terrenos particulares, imóveis sem uso, propriedades de domínio indefinido ou contestável, terras devolutas e toda a sorte de ocupação (Guatura *et al.*, 1996; Brasil, 2009; Rocha *et al.*, 2010). Esta questão cria grande instabilidade e prejudica a gestão das UCs, que não têm seus objetivos logrados, e os proprietários de terras, que por vezes não recebem indenização, não são reassentados ou têm suas atividades produtivas e formas de vida prejudicadas. Rocha *et al.* (2010) observam que a questão temporal não influencia na regularização dos PNs brasileiros e as UCs antigas e novas apresentam passivos, sintomas de um problema crônico na demarcação das UCs no país.

Segundo o TCU (2012) as UCs federais têm 54 mil km² de terras privadas irregulares, sendo 55% deste total na Amazônia, enquanto dados do ICMBio apontam um número quatro vezes maior e indicam que 30% da área destas UCs que deveria ser desapropriada apresenta pendências (Ângelo & Magalhães, 2011).

TCU (2012) estima que seriam necessários R\$ 7,1 bilhões para as indenizações em todo o país; Roberto Vizentin, presidente do ICMBio, estima em R\$ 12 bilhões (Bragança, 2013); e Brasil (2009) projeta R\$ 20 bilhões, citando que é difícil uma estimativa precisa pelo quadro de desconhecimento da realidade fundiária de cada UC. Um inventário que identifique a validade de todas as ocupações e títulos de posse nas UCs do país é urgente (Muanis *et al.*, 2009; Rocha *et al.*, 2010).

Infraestrutura e operação

Infraestrutura e operação são requisitos fundamentais para a operacionalização das atividades previstas no PMA, demandando recursos para a aquisição dos equipamentos básicos de funcionamento da UC – escritório, centro de visitante, veículos, trilhas, sinalização, portarias, guaritas, equipamentos turísticos, alojamentos, dentre outros – e recursos para as atividades de rotina ou extraordinárias – manutenção e abastecimento de veículos, comunicação, manutenção, reposição de estoque, materiais de escritório e afins. Os recursos operacionais são fundamentais para o funcionamento

da UC, sendo a prioridade dos gestores por determinar se haverá ou não execução de atividades ordinárias e de campo (Faria, 2004; Brasil, 2009).

De acordo com Muanis *et al.* (2009), a infraestrutura das UCs amazônicas avaliadas era inexistente ou insuficiente em 82% dos casos e em 75% das UCs que conseguiram recursos para este fim, a implementação ainda estava na fase inicial. Pode-se projetar cenário semelhante ou pior para as demais UCs no Brasil, cujas condições pioram nas esferas estadual e municipal (Brasil, 2009) e em biomas como o Cerrado e a Caatinga. Brasil (2009) estima em pouco mais de R\$ 1 bilhão os investimentos necessários para infraestrutura e equipamentos em todas as UCs do país.

Os recursos para operações de rotina variam de R\$ 220 a R\$ 775 mil por ano para UCs em diferentes níveis de implantação e atividades (Muanis *et al.*, 2009). Brasil (2009) estima que os gastos operacionais sejam 10% dos custos recorrentes totais do SNUC, aproximadamente R\$ 95 milhões anuais no cenário ideal de gestão projetado.

O passivo das Unidades de Conservação

É percebida a existência de um grande passivo na consolidação do SNUC que não permite às UCs brasileiras desempenharem adequadamente o seu papel, comprometendo a conservação do patrimônio natural nacional e dificultando o cumprimento dos acordos internacionais do qual o Brasil é signatário. Ainda existe um longo caminho para o cumprimento da meta 11 de Aichi.

O caminho a ser percorrido passa necessariamente por um aumento substancial nos recursos destinados às UCs que viabilize sua efetiva implementação e operacionalização. O valor necessário para esta tarefa é de difícil mensuração, mas pode ser estimado. Muanis *et al.* (2009) calcularam em R\$ 700 milhões para a consolidação de todas as UCs federais em infraestrutura, conselho e PMA. Para este mesmo cenário, Brasil (2009) estima investimentos pendentes de R\$ 611 milhões, além de adicionais R\$ 979 milhões para as UCs estaduais. Considerando-se o passivo fundiário com estimativas de R\$ 7,1 bilhões a R\$ 20 bilhões, podemos estimar um déficit entre R\$ 8,7 bilhões e 21,6 bilhões na consolidação das UCs brasileiras.

Apesar disso, o Ministério do Meio Ambiente não figura nem entre os 15 maiores orçamentos dos 39 ministérios existentes no Brasil, com menos de 0,15% do total de verbas federais (Brasil, 2009; Bernard *et al.*, 2014). O Ministério também tem

seu orçamento contingenciado com frequência, chegando a quase 75% do total entre 2005 e 2010 (Portal da Transparência, 2015a). O orçamento médio do ICMBio, órgão executor do SNUC, foi cerca de R\$ 466 milhões de reais por ano entre 2010 e 2014, com baixo crescimento no período (5,6% por ano, em média), sendo 65% a 75% desse valor dedicado às despesas administrativas e pagamento dos servidores (Portal da Transparência, 2015a). O que pode ser destinado para a consolidação das UCs é ínfimo e está muito aquém das necessidades atuais do SNUC. A aplicação de recursos apenas para a regularização fundiária (mais de 80% do passivo) foi de pouco mais de R\$ 102 milhões entre 2010 e 2014, sendo R\$ 99,5 milhões para uma única UC no Piauí em um acordo excepcional para o PN Serra das Confusões (Portal da Transparência, 2015b). Nos últimos três anos a verba anual média executada para este fim não chegou a R\$ 1 milhão (Portal da Transparência, 2015b), o que significa dizer que neste ritmo as UCs brasileiras não estarão consolidadas antes do ano 9.114, mesmo se não for criada mais nenhuma UC.

Com a projeção de adicionais R\$ 860 milhões por ano necessários para a operação de todo o sistema (ver Brasil, 2009) temos um cenário em que, para cumprir a meta 11 de Aichi até a data limite, em 2020, o Brasil precisa desembolsar com suas UCs a partir de 2016 um valor médio entre R\$ 2,6 bilhões e R\$ 5,18 bilhões anuais. Este cenário é improvável diante do histórico de investimentos.

Alternativas de financiamento para as UCs

Formas de financiamento complementares ao orçamento público têm sido apontadas para a solução do déficit de receita das UCs (Brasil, 2009; Muanis *et al.*, 2009), como fontes efetivas de financiamento que apresentam potencial de crescimento de receita, e mecanismos indiretos de financiamento (Brasil, 2009). Como exemplo de fontes efetivas com potencial de crescimento, tem-se o Fundo Nacional do Meio Ambiente (FNMA), cooperações internacionais, compensações ambientais, arrecadação com visitas e concessão de serviços nas UCs, multas e *royalties* (ver Brasil, 2007; 2009). Os mecanismos indiretos são exemplificados pelo Fundo de Direitos Difusos, o ICMS Ecológico e o Fundo de Participação Estadual Verde (ver Brasil, 2007; 2009). Estas receitas não acrescentam mais que algumas dezenas de milhões de reais ao SNUC (Brasil 2009; Muanis *et al.*, 2009) e dificilmente atingirão um nível significativo que reverta o quadro visto para as UCs. Por exemplo, as doações e empréstimos

internacionais representaram cerca de U\$ 17 milhões por ano entre 1990 e 2006 e a visitação aos PNs e as concessões de prestação de serviços nas UCs (portarias, lanchonetes, lojas, estacionamentos) geraram, juntas, R\$ 25 milhões em 2008 (Brasil 2007; 2009), enquanto os déficits são de bilhões.

Por outro lado, alternativas que buscam um retorno financeiro às UCs pela exploração dos serviços ambientais que estas ofertam apresentam boas perspectivas em médio e longo prazo. É o caso das concessões para exploração de recursos florestais, da prospecção de moléculas e fármacos, do extrativismo e dos pagamentos por serviços ambientais.

Alguns destes modelos têm sido trabalhados recentemente com geração de receitas insignificantes para o SNUC apesar do enorme valor dos serviços ambientais que geram, o que evidencia um equívoco na construção dos mecanismos de arrecadação. Por exemplo, nas concessões florestais em UCs, o governo tem trabalhado com a formação de cadeias produtivas que estabelecem transações comerciais e geram impostos que são parcialmente transferidos às UCs (Brasil, 2009). O retorno financeiro da exploração destas florestas em 10 anos irá reverter ao SNUC R\$ 31 milhões (Brasil, 2009) para um serviço que é estimado entre R\$ 12 bilhões e R\$ 22 bilhões apenas na produção de toras de madeira na Amazônia (Medeiros & Young, 2011), valor que por si só equivale aos déficits de investimento de todas as UCs do Brasil e que o ICMBio levaria de 30 a 50 anos para executar com o orçamento atual. Nestes termos, a exploração florestal projetada pelo governo reverte para as UCs brasileiras, na melhor das hipóteses, 0,26% do valor do serviço ambiental explorado.

Situação semelhante ocorre com outros serviços ambientais: a exploração de recursos genéticos também é capaz de gerar lucros vultosos às indústrias de medicamentos. Um exemplo é o do imunossupressor ciclosporina, desenvolvido a partir de amostras de solo coletadas no PN Hardangervida, na Noruega, que gerou U\$ 1,2 bilhões à indústria até a década de 2000 (Laird *et al.*, 2003). No Brasil, até 2009 a prospecção de fármacos e tecnologias não tinha gerado nenhum recurso para a conservação das UCs e do serviço ambiental do qual depende (Brasil, 2009). Episódios de biopirataria e exploração de recursos genéticos brasileiros, como o óleo de pau-rosa (*Aniba rosaeodora*) usado no perfume francês Chanel n° 5 e as seringueiras brasileiras (*Hevea brasiliensis*) plantadas na Malásia são exemplos da gestão deficiente dos

recursos naturais do Brasil, um dos países com a mais rica biodiversidade no mundo. Vários estudos demonstram que o valor dos serviços ambientais nas UCs brasileiras é muito maior do que a importância que lhe é conferida em valores monetários (Soares-Filho *et al.*, 2010; Medeiros & Young, 2011; Pacheco *et al.*, não publicado).

Na análise deste cenário, fica perceptível que a crise gerencial das UCs é constantemente agravada por opção política das autoridades competentes, cujo modelo de desenvolvimento negligencia o papel da criação e do adequado manejo das UCs como base de sustentação do sistema econômico pela oferta de serviços ambientais. Faz-se necessário, portanto, que a destinação de recursos ao SNUC seja o mais independente possível da boa vontade dos tomadores de decisão, como ocorre atualmente. Discutimos a seguir as diretrizes de um Programa de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) capaz de valorizar, melhorar e ampliar o sistema de UCs brasileiras baseado no justo pagamento aos serviços prestados por elas à sociedade.

Um Programa de Pagamento por Serviços Ambientais para as UCs

Os Programas de PSA atualmente aplicados em território brasileiro se dedicam à ideia do pagamento pelos serviços ambientais em terras privadas, estimulando os proprietários das áreas provedoras de serviços a conservarem suas parcelas de vegetação nativa (ver Guedes & Seehusen, 2011). Predominam as iniciativas de proteção à água e ao armazenamento de carbono em programas de pequena escala e com arranjo institucional simplificado (ver Guedes & Seehusen, 2011). Tais programas são de extrema importância para estimular a manutenção da vegetação nativa em pé nas regiões onde as formas de uso do solo não têm preocupação com o manejo sustentável dos serviços ambientais, especificamente em propriedades privadas, mas que não têm utilidade para a melhoria da gestão das UCs. Ainda assim, estas iniciativas são importantes já que a proteção em áreas privadas deve ser associada com as APs quando se planeja a conservação em escala mais ampla, fornecendo serviços ambientais e formando corredores ecológicos. O PSA para UCs proposto aqui será chamado de Programa de Pagamento por Serviços Ambientais de Unidades de Conservação – PSAUC.

Dado o caráter nacional do SNUC e um modelo ideal de gestão integrada das UCs federais, estaduais e municipais, o esquema ideal para o PSAUC é de um programa em nível nacional. Este deve ser simples em sua estrutura e remunerar o maior número

possível de serviços ambientais em todos os biomas brasileiros de forma indistinta, baseada exclusivamente nas carências das UCs locais. Assim, sua implementação é agilizada e são economizados recursos em estudos, arranjos e estruturas complexas em escalas locais, como acontece nos arranjos tradicionais de PSAs. Normalmente, estes projetos tendem a serem condicionais, diferenciados e com alvos específicos (Wunder *et al.*, 2008), tornando a mobilização dos atores e as etapas de implementação mais lentas e custosas. Além disso, exigem maior rigor técnico na valoração dos serviços e na avaliação caso a caso das medidas de manejo, como acontece nos programas Produtores de Água (ANA) e Conservador das Águas (Extrema/MG), o que aumenta a complexidade das cobranças e pagamentos.

Para o PSAUC não deve existir preocupação pela ineficiência na alocação de recursos num primeiro momento, em que UCs não tão importantes na oferta de serviços ambientais receberiam recursos iguais ou maiores que UCs de maior importância. A conservação deve ser pensada de forma sistêmica e a crise gerencial do SNUC não é pontual ou regional, mas perpassa as UCs do Brasil em todas as regiões, categorias e níveis de administração pública. Ao se manter o foco no SNUC como um todo e não em unidades isoladas, o conjunto das áreas protegidas recebe por seus serviços ambientais em conjunto e financiam a gestão de todas as UCs.

A forma ideal de se introduzir o PSAUC é por meio de um decreto que indicasse de maneira clara as atribuições do arcabouço institucional responsável por sua gestão e as linhas gerais do Programa, impondo a cobrança pelos serviços ambientais nas transações comerciais através de impostos e compensações, como explicado adiante. Assim, todos aqueles que usufruírem dos serviços ambientais estarão contribuindo para sua conservação no dia-a-dia. A existência de uma legislação simplifica o processo do PSA por dispensar a anuência dos usuários sobre o pagamento dos serviços que usufruem (Geluda & Young, 2005). Estes não são injustos, já que as UCs são fundamentais para a geração de serviços ambientais e a manutenção do meio ambiente ecologicamente equilibrado, como impõe a Constituição Brasileira de 1988, sendo usufruídos coletivamente. Os pagamentos por serviços ambientais seriam uma contrapartida essencial à sua gestão, beneficiando a todos os brasileiros.

A previsão legal para o PSAUC não existe, mas propostas de leis relativas a PSAs não são novidade no Brasil. O Projeto de Lei (PL) 792/2007, em tramitação no

Congresso Brasileiro, propõe a criação da Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (PNPSA). Esta determina a criação do Fundo Federal de Pagamento por Serviços Ambientais (FFPSA) e propõe categorias de prestação de serviços ambientais elegíveis para o recebimento por PSAs no Brasil. Os pagamentos seriam por serviços relacionados a água, carbono e biodiversidade, e um dos subprogramas previstos trata de pagamento a UCs e TIs. Entretanto, o foco da PNPSA é a celebração de acordos voluntários entre provedores e usuários de serviços ambientais, e apenas algumas UCs seriam beneficiadas pontualmente caso conseguissem realizar acordos. Esta possibilidade já é prevista parcialmente nos Art. 33, 47 e 48 da Lei que institui o SNUC para a remuneração de UCs no uso de imagem, no uso de recursos hídricos e na geração e distribuição de energia elétrica em UCs (Brasil, 2000). Na prática, estes pagamentos já são realidade nos estados que regulamentaram os referidos artigos e a situação das UCs pouco mudaria com a aprovação da PNPSA, não sendo capaz de alterar o estado atual de gestão do SNUC. Ainda assim, o projeto pode ser considerado um avanço para os modelos tradicionais de PSA que visam a conservação em terras privadas.

Assim como na PNPSA, a criação de um Fundo Nacional de PSA que atenda especificamente ao programa com a indicação de suas fontes de receitas e possibilidades de uso é fundamental para o PSAUC. A exemplo do modelo costa-riquenho, com a Fonafifo, este fundo deve ser subordinado ao ICMBio, centralizando as atividades de arrecadação, gestão e aplicação de recursos (Pagiola, 2008). As atividades de planejamento, regulamentação, execução, fiscalização e monitoramento continuariam a cargo do ICMBio, que possui corpo técnico, estrutura e experiência adequados à gestão do SNUC e que também faria a articulação com os órgãos estaduais e municipais para a gestão das UCs. O PSAUC estaria, portanto, totalmente integrado aos órgãos públicos responsáveis pela gestão das UCs brasileiras já existentes.

As receitas obtidas pelo programa devem ser prioritariamente destinadas à consolidação e operação das UCs existentes, conforme discutido anteriormente. Mas é fundamental que novas unidades sejam criadas e cubram os déficits de cada bioma, especialmente em situações críticas como na Mata Atlântica e Pampas, que dificilmente chegarão aos 17% da área do bioma protegida, como proposto pela meta 11 de Aichi. Esta tarefa teria grande impulso com o aumento das receitas, contribuindo para que novas UCs fossem criadas no modelo ideal, ou seja, consolidadas dentro do prazo legal e com mecanismos de gestão estabelecidos, situação incomum no cenário atual. Para as

UCs existentes, a aplicação de recursos deve priorizar as que apresentem as piores perspectivas: aquelas totalmente inseridas em matrizes inóspitas, como o PN das Emas, no Cerrado, cercado por estradas e monoculturas, fracamente conectado a outras UCs; aquelas situadas no arco do desmatamento e em regiões de expansão da fronteira agropecuária, como algumas UCs do Pará, Amazonas, Mato Grosso, Rondônia, Maranhão e Tocantins; as UCs com maiores índices de desmatamento e degradação; UCs no entorno de áreas urbanas; e as UCs com serviços ambientais, espécies ou biomas especiais que estejam sob iminente ameaça ou localizadas em áreas prioritárias para a conservação. Todos estes casos são normalmente identificados e estudados pelos órgãos do governo e pela comunidade científica, o que facilita a escolha e aplicação dos critérios.

Um programa de PSA adequado deve ter como foco que o volume de arrecadação seja superior à necessidade mínima de receita. Como demonstrado a seguir, o PSAUC tem potencial para atingir esse foco e em longo prazo a resolução dos déficits de consolidação das UCs poderia liberar receitas para iniciativas complementares de fortalecimento da gestão ambiental no Brasil. Assim, podem ser foco de atuação no futuro a criação e manutenção de bancos de dados públicos para pesquisa, financiamento de atividades de pesquisa dentro das UCs, capacitação de estudantes e cientistas, monitoramento de biodiversidade em todos os níveis, ações de educação ambiental e divulgação científica, publicidade, fomento ao turismo nacional e internacional, fortalecimento das comunidades no entorno das UCs, reflorestamento e restauração ambiental em áreas contíguas às UCs, criação de corredores ecológicos, atividades interministeriais de fomento ao uso de tecnologias e processos ambientalmente adequados, atividades de saneamento ambiental, financiamento de programas de PSA privados adjacentes às UCs e que as beneficiem, fortalecimento dos órgãos de controle, dentre outros. A integração do SNUC a atividades complementares que não se restringem à gestão das UCs, com participação dos vários setores da sociedade, é fundamental para o seu fortalecimento e não podem ser ignoradas (Pagiola, 2008; TCU, 2012).

A escolha dos serviços que serão o foco de arrecadação do programa passa a ser então um ponto importante para o sucesso e a aceitação do PSAUC. Sabe-se que muitos serviços ambientais importantes são fornecidos de forma indireta e são de difícil quantificação, sendo tecnicamente inviável um esquema de PSA que inclua os seus

benefícios, como ocorre com os serviços de regulação climática e a ciclagem de nutrientes, por exemplo. Assim, os serviços ambientais elegíveis devem ter como características a comprovada relação de causa e efeito, com bases científicas, entre conservação ambiental e oferta do serviço; a facilidade de sensibilizar as pessoas sobre a relação entre conservação, geração de serviços ambientais e bem estar, aumentando a empatia com o programa e a sensibilização ambiental; preços formados e existência de mercados que possam ser vinculados aos serviços, que facilitam a criação dos mecanismos de arrecadação sem a necessidade de se desenvolver novas técnicas de valoração e regras de mercado.

Estes serviços ambientais serão chamados aqui de serviços guarda-chuva, utilizando sua importância estratégica na economia para arrecadar recursos de PSA que protegerão todos os outros tipos de serviços ambientais nas UCs. Este modelo é semelhante ao adotado nos programas nacionais de PSA da Costa Rica e do México que pagam pela conservação em propriedades privadas (ver Pagiola, 2008; Muñoz-Piña *et al.*, 2008). Sugerimos como possibilidades de ponto de partida para o PSAUC os serviços guarda-chuva de i) produção e manutenção de qualidade da água; ii) produção madeireira; iii) extrativismo vegetal; iv) armazenamento de carbono; v) turismo; vi) valor estético; vii) conservação de patrimônio genético; viii) transporte; ix) produção pesqueira; e x) abrigo de linhas de transmissão e antenas de comunicação.

Pelo caráter simplificado e abrangente do PSAUC, a forma de arrecadação mais simples e mais eficiente se baseia no bem-sucedido modelo costa-riquenho de PSA, com tarifas únicas em escala nacional sobre serviços ambientais explorados corriqueiramente nas atividades econômicas. Naquele país, o PSA foi instituído e financiado em grande parte por uma tarifa de 3,5% sobre a venda de combustíveis fósseis (ver Pagiola, 2008). Não é difícil relacionar os efeitos ao ambiente do uso de combustíveis fósseis – produção de gases de efeito estufa, emissão de poluentes em forma gasosa e sólida e alteração climática, por exemplo - aos serviços ambientais que mitigam estes impactos - captura de carbono, produção de oxigênio, mitigação do efeito estufa e filtragem de poluentes realizados pelas UCs terrestres e marinhas. Não por acaso, atividades como a extração de petróleo e minerais pagam compensações financeiras na forma de *royalties* pela exploração de recursos naturais.

Considerando-se o preço médio de R\$ 3,301 da gasolina e R\$ 2,788 do diesel no Brasil em fevereiro de 2015 (ANP, 2015) e o volume de venda de 44,3 bilhões de litros de gasolina e 60 bilhões de litros de diesel em 2014 (Abdala, 2015), uma taxa de 3,5% sobre os combustíveis fósseis no Brasil teria potencial de arrecadar R\$ 10,97 bilhões por ano apenas para estes combustíveis. Este cenário mostra que o percentual de arrecadação praticado na Costa Rica poderia ser menor no Brasil, reduzindo o impacto na conta final ao consumidor, principalmente se fosse combinado com uma arrecadação sobre outras atividades que usufruem dos serviços ambientais.

A viabilidade de criação de novas taxas ou da destinação de taxas existentes deve ser objeto de estudo de órgãos competentes do governo, para que não se inviabilize atividades cruciais para a geração de emprego e renda no país. Entretanto, a manutenção destas atividades sem a devida internalização dos prejuízos ambientais que causam, ou, em outras palavras, sem o reconhecimento dos importantes serviços ambientais de que usufruem, é danosa à própria atividade econômica e ao bem-estar humano em longo prazo, tornando estas atividades insustentáveis (Daly & Farley, 2004; MEA, 2005; Costanza *et al.*, 2014). Muitos outros setores da economia podem ser alvos do pagamento pelos serviços ambientais dos serviços guarda-chuva escolhidos:

i) Produção e manutenção de qualidade da água: este é um dos principais serviços ambientais utilizados em programas de PSA no planeta, como ocorre na França, na Holanda, na Alemanha e no Reino Unido, chegando a bilhões de dólares em alguns casos (Brasil, 2009). No Brasil, 26% e 9% da captação de água para consumo humano é feita a jusante e dentro de UCs, respectivamente, enquanto 80% da energia hidrelétrica é gerada em cursos d'água com pelo menos um tributário a jusante de UCs (Medeiros & Young, 2011). Além disso, a manutenção da vegetação nativa nas UCs favorece a recarga de aquíferos e a estabilidade dos regimes de chuva em grande escala, favorecendo regiões distantes da própria unidade. As principais fontes de arrecadação por este serviço podem ser na cobrança pelo uso da água e outorgas; tributação de usinas hidrelétricas, termelétricas e empresas de saneamento; e estabelecimento de tarifas diferenciadas para atividades poluidoras em geral e consumidoras de água, como mineração e produção de *commodities* agrícolas.

ii) Produção madeireira: Medeiros & Young (2011) estimam um potencial de produção entre 1,2 e 2,2 bilhões de reais anuais apenas nas UCs da Amazônia. Parte

destes valores deve ser destinada ao PSAUC por meio de compensações sobre a exploração da biodiversidade, e não apenas pela tributação das atividades econômicas na cadeia produtiva.

iii) Extrativismo vegetal: o extrativismo de produtos florestais é importante em todo o país, com alta diversidade de plantas com potencial de produção em larga escala e de exploração em menor escala dentro de UCs de Uso Sustentável. A exploração destes produtos pode ser feita com o pagamento de compensações pelo uso da biodiversidade, como ocorre nos itens **ii** e **vii** pelas cooperativas e grandes empresas envolvidas no comércio.

iv) Armazenamento de carbono: Queiroz *et al.* (2010) demonstram a viabilidade do pagamento de créditos de carbono pelo REDD (sigla em inglês para Redução de Emissão de Carbono por Desmatamento e Degradação) tornarem a conservação da Amazônia mais rentável do que as atividades agropecuárias tradicionais na região, mesmo com baixos valores de pagamento por tonelada de carbono. O aumento do interesse internacional nesta iniciativa é crescente e se manifesta em diversos acordos que já foram firmados no país (Queiroz *et al.*, 2010). Neste contexto, a certificação das UCs brasileiras tem de fato o potencial de gerar um grande volume de recursos no “aluguel” do estoque de carbono pelo PSAUC (Soares-Filho *et al.*, 2010), que Medeiros & Young (2011) calculam em no mínimo R\$ 3 bilhões anuais. Na Costa Rica, a Fonafifo já vende créditos de carbono para financiar seu programa de PSA (Fonafifo *et al.*, 2012).

v) Turismo: o ecoturismo é uma das maiores vocações das áreas protegidas, e geralmente o serviço ambiental oferecido tem mais valor econômico do que todo o orçamento da UC (ver Balmford *et al.*, 2015). Assim, existem muitas fontes potenciais de arrecadação ao PSAUC com a visitação, as concessões e a venda de produtos em UCs. Em regiões onde há grande vocação para o ecoturismo nas UCs, como os PNs de Iguaçu e da Tijuca, podem ser avaliadas formas de arrecadação ou contribuição pelas atividades econômicas que se beneficiam do fluxo de pessoas, como as redes hoteleiras, o trabalho de guias, o aluguel de veículos e equipamentos, o uso de serviços de transporte, dentre outros. É necessário um cuidado especial para não sobretaxar os visitantes, em especial os de baixa renda e moradores locais, para não prejudicar a visitação nas UCs e seu papel fundamental na educação ambiental. Neste sentido, existe

vasta literatura sobre os mecanismos de cobrança e exploração comercial do turismo em UCs (Brown, 2001; Eagles *et al.*, 2002; Spergel, 2002; Font *et al.*, 2004; Eagles & Hillel, 2008).

vi) Valor estético: o pagamento pelo valor estético das UCs já é previsto no Art. 33 da Lei do SNUC e pode ser aplicado em trabalhos remunerados de fotografia, filmagens de filmes e novelas e na produção de itens de consumo que utilizem paisagens consagradas das UCs brasileiras. Para este serviço ambiental, podem ser cobradas compensações ou percentuais de arrecadação sobre os produtos econômicos derivados das atividades citadas.

vii) Conservação de patrimônio genético: a arrecadação na exploração do patrimônio genético é uma das principais fontes potenciais de receitas. O potencial de prospecção no Brasil é imenso devido a suas altas taxas de endemismos e o acúmulo do conhecimento de povos indígenas e populações tradicionais sobre os produtos naturais. A arrecadação pode se dar com cobrança sobre atividades de prospecção ou pela tributação da comercialização de produtos desenvolvidos a partir de substâncias, moléculas e outros recursos retirados de biomas brasileiros. Os principais produtos relacionados a este serviços são novas tecnologias industriais e drogas.

viii) Transporte: pedágios sobre os deslocamentos realizados dentro de estradas, rios, lagos e áreas marinhas pertencentes a UCs brasileiras. O tráfego acarreta prejuízos à biodiversidade como atropelamentos, compactação do solo, poluição sonora, invasão de espécies nativas, despejo de lixo e princípios de incêndios e, quando inevitável, podem-se cobrar taxas que irão apoiar a mitigação destes danos nas UCs de todo o país.

ix) Produção pesqueira: as UCs são de fundamental importância para a manutenção da biota aquática, em áreas de manguezais, marismas, apicuns, rios, mares e lagoas, servindo de local de alimentação e reprodução de peixes e outros organismos aquáticos, berçários e abrigo de juvenis e rotas migratórias, além de prestarem serviços relacionados à qualidade da água. Estes serviços extrapolam a área física das UCs e beneficiam os ecossistemas no entorno, sendo um pilar de sustentação da atividade pesqueira pela manutenção do equilíbrio ecológico. Assim, o pagamento por estes serviços ambientais pode ser uma fonte de receita importante para o SNUC, na forma de

tributações específicas sobre a produção pesqueira e de compensações ambientais na pesca recreativa e na instalação de criadouros comerciais em ambientes naturais.

x) Abrigo de linhas de transmissão e antenas de comunicação: a passagem de linhas de transmissão e antenas de comunicação em UCs já foi abordada em programa de PSA no Estado do Rio de Janeiro pela disponibilização de terreno e proteção das estruturas. O pagamento de taxas por estes serviços ao PSAUC pode ser viabilizado na forma de aluguéis anuais.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O valor de R\$ 39,64 milhões anuais demonstra a importância das UCs para o fornecimento e a conservação de serviços ambientais no tempo e no espaço. É de extrema importância que se resolvam os problemas de gestão das UCs brasileiras para que serviços vitais como a manutenção da qualidade de água sejam conservados e sua oferta seja ampliada. O Brasil vive uma grave crise hídrica em suas principais metrópoles que se relaciona diretamente com a má gestão ambiental, um problema crônico que não foi enfrentado de frente em nenhum momento de sua história.

Um programa de PSA pode contribuir para a solução destes problemas, nunca tendo sido proposto ou discutido no Brasil, e o PSAUC pode ser um ponto de partida por se basear em modelos bem-sucedidos na conservação em áreas privadas. É desejável que se façam melhorias ao projeto, adaptando-o às realidades locais e substituindo-se gradativamente as formas de arrecadação por meio de estimativas de valores mais apurados dos serviços ambientais. Muito também deve ser discutido em relação aos serviços elegíveis, os valores envolvidos e o arcabouço institucional. Se implementado de forma séria e bem planejada, o PSAUC pode favorecer a criação das áreas protegidas, melhorar a gestão das UCs existentes, incentivar o desenvolvimento de mecanismos, processos e equipamentos ambientalmente favoráveis e ajudar a criar uma cultura de valorização ambiental pela inclusão de todos os setores da sociedade no pagamento pelos serviços ambientais. Além disso, a criação de um fundo independente com receitas fixas pré-estabelecidas tornariam o PSAUC independente da boa vontade de gestores públicos para a obtenção de recursos. Isto é importante visto que nem sempre os tomadores de decisão têm conhecimento da importância estratégica do SNUC para a sustentação das atividades econômicas, negligenciando os recursos naturais e reduzindo constantemente os recursos financeiros destinados a esta área.

Projetamos ainda que o sucesso com modelos como este poderia ser replicado a outras modalidades de áreas protegidas, como as TIs, que também demonstram grande eficiência na salvaguarda dos serviços ambientais, e os remanescentes em áreas privadas. Estes recursos seriam valiosos ao orçamento também limitado de órgãos importantes da gestão pública brasileiras, como o Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA) e a Fundação Nacional do Índio (FUNAI), e às atividades de

demarcação de TIs, resolução de conflitos fundiários, assistência técnica, fiscalização, estudos antropológicos e em campanhas de valorização das culturas indígenas.

Não existe produção, inovação, desenvolvimento tecnológico e aumento de bem-estar humano que não respeitem e não valorizem os serviços ambientais, e não existe oferta de serviços ambientais sem um sistema forte, integrado e bem gerido de APs. Este é um caminho que começou a ser percorrido recentemente e carece de discussão e aprimoramento, mas é uma questão fundamental para a conservação do patrimônio natural e a valorização da questão ambiental de um dos países de maior biodiversidade no mundo. Cada real aplicado na conservação hoje é um investimento que será aproveitado por inúmeras gerações.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abdala, V. Vendas de combustíveis crescem 5,3% em 2014 no país, mostra ANP. Agência Brasil. Disponível em <http://agenciabrasil.ebc.com.br/economia/noticia/2015-02/vendas-de-combustiveis-crescem-53-em-2014-no-pais-mostra-anp> (Acesso em Abril 2015).

Amend, S. & Amend, T. 1992. La ocupación humana en los parques nacionales de América del Sur: un problema fundamental. PARKS. IUCN, Gland, Suíza: 3(1):5-10.

ANA - Agência Nacional de Águas. 2000. Portaria nº 196, de 30 de agosto de 2013. Aprova o Manual Operativo do Programa Produtor de Água, instrumento de caráter orientador ao desenvolvimento e habilitação de projetos e às formas de apoio prestado aos parceiros no âmbito do Programa. Disponível em: <http://produtordeagua.ana.gov.br> (Acesso em Março 2015).

ANA - Agência Nacional de Águas. 2014. Encarte Especial sobre a Crise Hídrica. Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil informe 2014. Disponível em <http://conjuntura.ana.gov.br/docs/crisehidrica.pdf> (Acesso em Abril 2015)

ANA - Agência Nacional de Águas. 2015. Portal do SNIRH - Mapa do Programa Produtores de Água. Disponível em: <http://www2.snirh.gov.br/home/webmap/viewer.html?webmap=b313aea335ea407f844a2b1f9e70473b> (Acesso em Março 2015).

Andam, K. S.; Ferraro, P. J.; Pfaff, A.; Sanchez-Azofeifa, G. A. & Robalino, J. A. 2008. Measuring the effectiveness of protected area networks in reducing deforestation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105(42), 16089–16094.

Andrade, D. C. & Romeiro, A. R. 2009. Serviços ecossistêmicos e sua importância para o sistema econômico e o bem-estar humano. Texto para Discussão. IE/UNICAMP, Campinas, n. 155.

Ângelo, C. & Magalhães, J. C. 2011. Maioria dos parques tem área irregular. Folha de São Paulo, Caderno Ciência. Disponível em: www1.folha.uol.com.br/fsp/ciencia/fe1303201101.htm (Acesso em Abril 2015).

ANP - Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis. 2015. Sistema de Levantamento de Preços. Disponível em http://www.anp.gov.br/preco/prc/Resumo_Mensal_Index.asp (Acesso em Abril 2015)

Atlas Digital das Águas de Minas. 2015. Consulta Espacial Georreferenciada: Informações hidrológicas em qualquer seção fluvial. Disponível em: http://www.atlasdasaguas.ufv.br/velhas/Informacoes_secao_fluvial/Informacoes_secao_fluvial.html (Acesso em Abril 2015).

Balmford, A.; Green, J. M.; Anderson, M.; Beresford, J.; Huang, C.; Naidoo, R. et al. 2015. Walk on the Wild Side: Estimating the Global Magnitude of Visits to Protected Areas. *PLoS Biol* 13(2).

Balvanera, P.; Uriarte, M.; Almeida-Lenero, L.; Altesor, A.; Declerck, F.; Gardner, T. et al. 2012. Ecosystem services research in Latin America: The state of the art. *Ecosystem Services*, 2(2012), 56–70.

Barber, C. P.; Cochrane, M. A.; Souza, C. & Veríssimo, A. 2012. Dynamic performance assessment of protected areas. *Biological Conservation*, 149(1), 6-14.

Bernard, E.; Penna, L. A. O.; & Araújo, E. 2014. Downgrading, downsizing, degazettement, and reclassification of protected areas in Brazil. *Conservation Biology*, 28(4), 939-950.

Bragança, D. 2013. “O passivo fundiário é só a ponta do iceberg”, afirma Vizentin. *O Eco*. Disponível em: <http://www.oeco.org.br/reportagens/27548-o-passivo-fundiario-e-so-a-ponta-do-icebergafirma-vizentin> (Acesso em Abril 2015).

BRASIL. 1997. Lei Nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19433.htm (Acesso em Abril 2015).

Brasil. 2000. Lei Nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de

Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm (Acesso em Abril 2015).

Brasil. 2007. Pilares para o Plano de Sustentabilidade Financeira do Sistema Nacional de Unidades de Conservação 1ª ed. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 100 p. Disponível em: http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf2008_dap/_publicacao/149_publicacao16122010111249.pdf (Acessado em Fev. 2015)

Brasil. 2009. Pilares para o Plano de Sustentabilidade Financeira do Sistema Nacional de Unidades de Conservação 2ª ed. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 72 p. Disponível em: http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf2008_dap/_publicacao/149_publicacao16122010113443.pdf (Acessado em Fev. 2015)

Brasil. 2012. Lei Federal nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm (Acesso em Março 2015).

Brasil. 2015. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf> (Acesso em Março 2015).

Brown, C. R. 2001. Visitors Use Fees in Protected Areas - Synthesis of the North American Experience and Recommendations for Developing Nations. The Nature Conservancy, Alex C. Walker Educational and Charitable Foundation & Graduate Program in Sustainable Development and Conservation Biology, University of Maryland.

Bruner, A.; Gullison, R. E.; Rice, R. E. & Fonseca, G. A. B. 2001. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science* 291:125-128.

Bruner, A. G.; Raymond, E. G. & Balmford, A. 2004. Financial costs and shortfalls of managing and expanding protected-area systems in developing countries. *BioScience* 54.12: 1119-1126.

Butchart, S. H. M.; Walpole, M.; Collen, B.; Van Strien, A.; Scharlemann, J. P. W.; Almond, R. E. A. *et al.* 2010. Global biodiversity: Indicators of recent declines. *Science* 328(5982): 1164–1168.

Calder, I. R. 2005. *The Blue Revolution – integrated land and water resources management*, 2nd edition. Earthscan Publications, London.

Callisto, M. & Gonçalves Jr, J. F. 2002. A vida nas águas das montanhas. *Ciência Hoje*, 31(182), 68-71.

Castello, L.; McGrath, D. G.; Hess, L. L.; Coe, M. T.; Lefebvre, P. A.; Petry, P. *et al.* 2013. The vulnerability of Amazon freshwater ecosystems. *Conservation Letters*, 6(4), 217-229.

CEPAN - Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste. 2012. Pagamento por serviços ambientais no estado de Pernambuco - Valoração Econômica do Serviço Ambiental de Qualidade da Água no Parque Estadual de Dois Irmãos, v.3. Recife.

Chagas, S. D.; IARIA, S. T. & CARVALHO, J. P. P. 1981. Bactérias indicadoras de poluição fecal em águas de irrigação de hortas que abastecem o município de Natal - Estado do Rio Grande do Norte (Brasil). *Rev. Saúde Pública*. Vol.15, n.6, pp. 629-642 .

Chaves, H. M. L.; Braga, B.; Domingues, A. F.; Dos Santos, D. G. 2004. Quantificação dos Benefícios Ambientais e Compensações Financeiras do “Programa do Produtor de Águas” (ANA): 1. Teoria. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, Vol. 9 (3): 5-14.

Christ, C.; Hilel, O.; Matus, S. & Sweeting, J. 2003. *Tourism and Biodiversity – mapping tourism’s global footprint*. Conservation International, Washington (DC).

CNUC - Cadastro Nacional de Unidades de Conservação. 2015. Cadastro Nacional de UCs – Dados Consolidados. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs/dados-consolidados> (Acesso em Abril 2015).

COPASA, 2013. Relatório de qualidade da água – 2013 – Serra do Cipó. Disponível em: http://www2.copasa.com.br/servicos/relatorioqualidade/2013/SERRA%20DO%20CIP%C3%93_DTMV_2013.pdf (Acesso em Abril de 2015).

Costanza, R. 2009. A new development model for a 'Full' world. *Development*, 52(3), 369-376.

Constanza, R. A.; D'Arge, R.; De Groot, R.; Farberk, R.; Grasso, M.; Hannon, B. et al. 1997. The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital. *Nature*, 253-55.

Costanza, R.; De Groot, R.; Sutton, P.; Van Der Ploeg, S.; Anderson, S. J.; Kubiszewski, I.; Farber, S. & Turner, R. K. 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, v. 26, p. 152-158.

Curran, L. M.; Trigg, S. N.; McDonald, A. K.; Astiani, D.; Hardiono, Y. M.; Siregar, P.; Caniago, I. & Kasischke, E. 2004. Lowland forest loss in protected areas of Indonesian Borneo. *Science* 303, 1000–1003.

Daily, G. C. 1997. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington. 392pp.

Daily, G. C.; Polasky, S.; Goldstein, J.; Kareiva, P. M.; Mooney, H. A.; Pejchar, L.; Ricketts, T. H.; Salzman, J. & Shallenberger, R. 2009. Ecosystem services in decision making: time to deliver. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7 (1), 21–28.

Daly, H. & Farley, J. 2004. *Ecological Economics: Principles and Applications*. Washington: Island Press.

De Groot, R.; Wilson, M. A.; Boumans, R. M. 2002. A typology for the classification, description, and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41, 393-408.

De Groot, R.; Stuij, M.; Finlayson, M. & Davidson, N. 2006. *Valuing wetlands: guidance for valuing the benefits derived from wetland ecosystem services*. International Water Management Institute.

De Groot, R.; Brander, L.; Van Der Ploeg, S.; Costanza, R.; Bernard, F.; Braat, L. et al. 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem services*, 1(1), 50-61.

Dirzo, R.; Young, H. S.; Galetti, M.; Ceballos, G.; Isaac, N. J. & Collen, B. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science*, 345(6195), 401-406.

Dourojeanni, M. J. & Pádua, M. J. Biodiversidade: a hora decisiva. Editora UFPR, 2007.

Driver, B. & Bruns, D. 1999. Concepts and uses of the benefits approach to leisure. *In*: Jackson, E.; Burton, T. (Eds.). *Leisure studies: Prospects for the twenty-first century* (pp. 349–369). State College, PA: Venture.

Dudley, N. (Ed.). 2008. *Guidelines for Applying Protected Area Management Categories*. Gland, Switzerland: IUCN.

Eagles, P. & Hillel, O. 2008. Improving Protected Area finance through tourism. *In*: SECRETARIAT OF THE CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. *Protected Areas in Today's World: Their Values and Benefits for the Welfare of the Planet*. Montreal, Technical Series n°36. p 77-86.

Eagles, P.; McCool, S.; Haynes, C. D. 2002. *Sustainable Tourism in Protected Areas: Guidelines for Planning and Management*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, (UK).

Engel, S.; Pagiola, S. & Wunder, S. 2008. Designing payments for environmental services in theory and practice: an overview of the issues. *Ecological Economics* 65, 663–674.

Extrema. 2005. Lei nº 2.100 De 21 de dezembro de 2005. Cria o Projeto Conservador das Águas, autoriza o executivo a prestar apoio financeiro aos proprietários rurais e dá outras providências. Disponível em: http://www.comitepcj.sp.gov.br/download/Lei-2100-05_Extrema-MG.pdf (Acesso em Março 2015).

Extrema. 2006a. Decreto nº 1.703 de 06 de abril de 2006. Regulamenta a lei nº 2.100/05 que cria o projeto conservador das águas, autoriza o executivo a prestar apoio financeiro aos proprietários rurais e dá outras providências. Disponível em:

http://www.comitepcj.sp.gov.br/download/Decreto-1703-06_Extrema-MG.pdf (Acesso em Março 2015).

Extrema. 2006b. Decreto nº 1.801 de 01 de setembro de 2006. Estabelece critérios para implantação do Projeto Conservador das Águas criado pela Lei Municipal nº 2.100/05 e dá outras providências. Disponível em: http://www.comitepcj.sp.gov.br/download/Decreto-1703-06_Extrema-MG.pdf (Acesso em Março 2015).

Extrema. 2009. Lei nº 2.482 De 13 de fevereiro de 2009. Institui o Fundo Municipal para Pagamentos por Serviços Ambientais e dá outras providências. Disponível em: <http://extrema.mg.gov.br/conservadordasaguas/lei-n-2482-fmpsa.pdf> (Acesso em Março 2015).

Faria, H. H. 2004. Eficácia de gestão de Unidades de Conservação gerenciadas pelo Instituto Florestal de São Paulo, Brasil. Tese de Doutorado. Desenvolvimento Regional e Planejamento Ambiental, Faculdade de Ciências e de Tecnologia, Universidade Estadual Paulista de Presidente Prudente.

Farley, J. & Costanza, R. 2010. Payments for ecosystem services: from local to global. *Ecological Economics*, 69(11), 2060-2068.

Fearnside, P. M. 2006. Dams in the Amazon: Belo Monte and Brazil's hydroelectric development of the Xingu river basin. *Environmental Management* 38:16–27.

Fearnside, P. M. & Pueyo, S. 2012. Underestimating greenhouse-gas emissions from tropical dams. *Nature Climate Change* 2:382–384. DOI: 10.1038/nclimate1540.

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

Fonafifo. 2012. Costa Rica Tropical forests: A Motor for Green Growth - Río +20 The future we want. Ministry of the Environment, Energy and Telecommunications, San José, CR. Disponível em: <http://www.fonafifo.go.cr/actualidad/noticias/2014/CR-Tropical-Forests.pdf> (Acesso em Abril 2014).

Fonafifo; Conafor & Ministerio de Medio Ambiente del Ecuador. 2012. Lecciones aprendidas para REDD+ desde los programas de pago por servicios ambientales e incentivos para la conservación. Ejemplos de Costa Rica, México y Ecuador. pp. 176.

Fonseca, A.; Souza Jr., C. & Veríssimo, A. 2015. Boletim do desmatamento da Amazônia Legal (janeiro de 2015) SAD (p. 10). Belém: Imazon.

Fonseca, R. L. 2012. Indicações para aplicação de um SIG simplificado para auxiliar a gestão em unidades de conservação no Brasil. Dissertação de Mestrado. Gestão Ambiental e Territorial, Departamento de Geografia, Universidade Federal de Brasília.

Font, X.; Cochrane, J.; Tapper, R. 2004. Pay per nature view: understanding tourism revenue for effective management plans. Leeds (UK): Leeds Metropolitan University. 47p.

França, J.; Sales, S.; Cruz, V.; Resende, R.; Santos, R. C.; Souza, R.; Freitas, A.; Ribeiro, A. & Callisto, M. 2010. Avaliação ecológica rápida da qualidade das águas (parâmetros físicos e químicos) dos riachos no RVS Mata do Junco, Capela, SE. Anais do III Encontro de Recursos Hídricos em Sergipe, Aracajú.

Geluda, L. & Young, C. E. F. 2005. Pagamentos por serviços ecossistêmicos previstos na lei do SNUC - teoria, potencialidades e relevância *In*: III Simpósio de Áreas Protegidas, 2005, Pelotas. III Simpósio de Áreas Protegidas. p.572 - 579

Giulietti, A. M.; Menezes, N. L.; Pirani, J. R.; Meguro, M. & Wanderley, M. G. L. Flora da Serra do Cipó, Minas Gerais: caracterização e lista de espécies. Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo 9:152. 1987.

Guatura, I. S.; Correa, F & Costa, J. P. O. 1996. A questão fundiária: roteiro para a solução dos problemas fundiários nas Áreas Protegidas de Mata Atlântica. Cadernos da Reserva da Biosfera MAB/UNESCO, São Paulo, n. 1.

Guedes, F. B. & Seehusen, S. E. 2011. Pagamentos por Serviços Ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios. Brasília: MMA, 2011. 272 p. ISBN 978-85-7738-157-9.

GWP - Global Water Partnership. 2015. Website – South America. Disponível em: <http://www.gwp.org/en/gwp-in-action/South-America/> (Acesso em maio 2015).

Hassegawa, B. K. D. F. 2007. Gerenciamento ambiental em estações de tratamento de água de médio porte: elaboração de um instrumento para análise ambiental e operacional com base na ISO 14.001: 2004. Dissertação de Mestrado. Engenharia Ambiental. Pós Graduação em Recursos Hídricos, Universidade Federal de Ouro Preto.

Hockings, M.; Leverington, F.; Dudley, N. & Valentine, J. C. P. 2006. Evaluating Effectiveness: A framework for assessing management effectiveness of protected areas. Best Practice Protected Area Guidelines Series No. 14. WCPA. Suíça. 105p.

Hoffmann, M.; Hilton-Taylor, C.; Angulo, A.; Böhm, M.; Brooks, T. M.; Butchart, S. H. M.; Carpenter, K. E.; Chanson, J.; Collen, B. et al. 2010. The impact of conservation on the status of the world's vertebrates. *Science* 330, 1503–1509.

ICMBIO – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2009. Plano de Manejo do Parque Nacional da Serra do Cipó. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Brasília.

IGAM - Instituto Mineiro de Gestão das Águas. 2013. Identificação de municípios com condição crítica para a qualidade de água na bacia do rio das Velhas. Relatório 2013, Belo Horizonte. Disponível em: http://www.igam.mg.gov.br/images/stories/ARQUIVO_SANEAMENTO/estudo-saneamento-rio-das-velhas.pdf (Acesso em Abril 2015).

IGAM - Instituto Mineiro de Gestão das Águas. 2014. Qualidade das águas superficiais de Minas Gerais em 2013 – Relatório Executivo. Belo Horizonte, 68p.

James, A.; Gaston, K.; Balmford, A. 1999. Balancing the earth's accounts. *Nature* 401: 323–324.

Jardim, M. H. 2011. Pagamentos por serviços ambientais na gestão de recursos hídricos: o caso do município de Extrema-MG. Dissertação de Mestrado. Desenvolvimento Sustentável. Centro de Desenvolvimento Sustentável. Universidade de Brasília, Brasília.

Jenkins, C. N. & Joppa, L. 2009. Expansion of the global terrestrial protected area system. *Biological Conservation*, 142(10), 2166-2174.

Juffe-Bignoli, D.; Burgess, N. D.; Bingham, H.; Belle, E. M. S.; De Lima, M. G.; Deguignet, M. et al. 2014. Protected Planet Report 2014. UNEP-WCMC: Cambridge, UK.

Köppen, W. 1931. Klimakarte der Erde. Grundriss der Klimakunde, 2nd Ed., Berlin and Leipzig.

Laird, S.; Johnston, S.; Wynberg, R.; Lisinge, E. & Lohan, D. 2003. Biodiversity access and benefit-sharing policies for Protected Areas: And Introduction. United Nations University Institute of Advanced Studies, Tokyo.

Lambin, E. F.; Meyfroidt, P.; Rueda, X.; Blackman, A.; Börner, J.; Cerutti, P. O. et al. 2014. Effectiveness and synergies of policy instruments for land use governance in tropical regions. *Global Environmental Change*, 28, 129-140.

Liu, J. G.; Linderman, M.; Ouyang, Z. Y.; An, L.; Yang, J.; Zhang, H. M. 2001. Ecological degradation in protected areas: the case of Wolong Nature Reserve for giant pandas. *Science* 292, 98–101.

Loyola, R. 2014. Brazil cannot risk its environmental leadership. *Diversity and Distributions*, 20: 1365–1367. doi: 10.1111/ddi.12252

Maia, A. G. & Romeiro, A. R. 2008. Validade e confiabilidade do método de custo de viagem: um estudo aplicado ao Parque Nacional da Serra Geral. *Econ. Apl., Ribeirão Preto*, v. 12, n. 1, Mar. Disponível em: <http://www.revistas.usp.br/ecoa/articleview/973> (Acesso em Maio 2015)

Maia, A. G.; Romeiro, A. R. & Reydon, B. P. 2004. Valoração de recursos ambientais – metodologias e recomendações .Texto Para Discussão. IE/UNICAMP, 116.

McCauley, D. J.; Pinsky, M. L.; Palumbi, S. R.; Estes, J. A.; Joyce, F. H. & Warner, R. R. 2015. Marine defaunation: Animal loss in the global ocean. *Science*, 347(6219), 1255641.

MEA - Millennium Ecosystem Assessment. 2005. Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis.

Medeiros, R. & Young, C. E. F. 2011. Contribuição das unidades de conservação brasileiras para a economia nacional: Sumário Executivo. UNEP-WCMC, Brasília.

Milano, M. S. 1999. Unidades de conservação no Brasil: mito e realidade. *In*: Congresso Internacional de direito ambiental. Anais. São Paulo, IMESP.

Minas Gerais. 1997. Deliberação Normativa nº 20, de 24 de junho de 1997. Dispõe sobre o enquadramento das águas da bacia do rio das Velhas. Disponível em: <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=115> (Acesso em Abril 2015).

Minas Gerais. 2004. Lei nº 15.082, de 27 de abril de 2004. Dispõe sobre rios de preservação permanente e dá outras providências. Disponível em: <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=147> (Acesso em Abril 2015).

Minas Gerais. 2012. Resolução Conjunta SEMAD-IGAM nº 1548, de 29 de março 2012. Dispõe sobre a vazão de referência para o cálculo da disponibilidade hídrica superficial nas bacias hidrográficas do Estado. Disponível em <http://www.igam.mg.gov.br/images/stories/CTIG/4-r-c-semad-igam-no-1548-versao-publicada.pdf> (Acesso em Maio 2015).

MMA - Ministério do Meio Ambiente. 2015. Ranking de visitantes de Unidades de Conservação 2012-2014. Disponível em: http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/Ranking_Visitantes_UC_2012_a_2014.pdf (Acesso em Abril 2015).

Motta, R. S. 1997. Manual para valoração econômica de recursos ambientais. IPEA/MMA/PNUD/CNPq. Rio de Janeiro.

Muanis, M. M.; Serrão, M. & Geluda, L. 2009. Quanto custa uma Unidade de Conservação federal?: uma visão estratégica para o financiamento do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (Snuc)." Rio de Janeiro: Funbio.

Muñoz-Piña, C.; Guevara, A.; Torres, J. M. & Braña, J. 2008. Paying for the hydrological services of Mexico's forests: analysis, negotiations and results. *Ecological Economics* 65, 725–736.

Negreiros, D.; Fernandes, G. W.; Berbara, R. L. L.; Rodarte, L. H. O. & De Ulhôa Barbosa, N. P. 2012. Physicochemical characterization of quartzitic degraded soils and adjacent areas of rupestrian fields, Serra do Cipó, MG, Brazil. *Neotropical Biology and Conservation*, 6(3), 156-161.

Nepstad, D.; Schwartzman, S.; Bamberger, B.; Santilli, M.; Ray, D.; Schlesinger, P.; Lefebvre, P. et al. 2006. Inhibition of Amazon deforestation and fire by parks and indigenous lands. *Conservation Biology* 20:65–73.

Onaga, C. A. & Drumond, M. A. 2007. Efetividade de gestão em unidades de conservação federais do Brasil. Implementação do Método Rappam–Avaliação Rápida e Priorização da Gestão de Unidades de Conservação. IBAMA, Brasília.

Ortiz, R. A; Motta, R. S. & Ferraz, C. 2001. Estimando o valor ambiental do Parque Nacional do Iguaçu: uma aplicação do Método de Custo de Viagem. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada – IPEA, Rio de Janeiro.

Paavola, J. & Hubacek, K. 2013. Ecosystem services, governance, and stakeholder participation: an introduction. *Ecology and Society: a journal of integrative science for resilience and sustainability*, 18(4).

Pagiola, S. 2008. Payments for environmental services in Costa Rica *Ecological Economics*, 65 (4), May, pp 712–724.

Parreiras, M. 2015. Multa por desperdício de água pode vigorar em um mês. Estado de Minas. Disponível em: http://www.em.com.br/app/noticia/gerais/2015/01/24/interna_gerais,611096/multa-para-desperdicio.shtml (Acesso em Maio 2015).

Pedlowski, M. A.; Matricardi, E. A. T.; Skole, D.; Cameron, S. R.; Chomentowski, W.; Fernandes, C. & Lisboa, A. 2005. Conservation units: a new deforestation frontier in the Amazonian state of Rondonia, Brazil. *Environ. Conserv.* 32, 149–155.

Pinto, T. M. M. Gerenciamento dos resíduos de mercúrio nos serviços de saúde. 2010. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Brasília: MMA. 46 p.

Porras, I. T.; Grieg-Gran, M. & Neves, N. 2008. All that glitters: A review of payments for watershed services in developing countries (No. 11). IIED.

Portal Brasil. 2014. Conservador das Águas é referência nacional em preservação hídrica. Disponível em: <http://www.brasil.gov.br/meio-ambiente/2014/09/conservador-das-aguas-e-referencia-nacional-em-preservacao-hidrica> (Acesso em Abril 2015).

Portal da Transparência. 2015a. Execução Orçamentária - Consulta por Programa de Governo. Disponível em: <http://www3.transparencia.gov.br/TransparenciaPublica/jsp/execucao/execucaoPorProgGoverno.jsf> (Acessado em Março 2015).

Portal da Transparência. 2015b. Gastos diretos por tipo de despesa em 2010, 2011, 2012, 2013 e 2014. Despesa: Inversões Financeiras - Aquisição de Imóveis, Órgão Superior MMA. Disponível em: <http://www.portaltransparencia.gov.br/> (Acessado em Março 2015).

Pringle, C. 2003. What is hydrologic connectivity and why is it ecologically important? *Hydrol. Process.*, 17, 2685-2689

Queiroz, J. M.; Young, C. E. F. & Medeiros, R. 2010. Expansão e financiamento de unidades de conservação na Amazonia brasileira a partir do potencial de redução das emissões de carbono por desmatamento. *Desenvolvimento em Debate*, v.1, n.1, p.71-89. Disponível em: http://desenvolvimentoemdebate.ie.ufrj.br/pdf/dd_1_2.pdf (Acessado em Março 2015).

Raudsepp-Hearne, C.; Peterson, G. D. & Bennett, E. M. 2010. Ecosystem service bundles for analyzing tradeoffs in diverse landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107:5242-5247.

Resende, F. M.; Fernandes, G. W. & Coelho, M. S. 2013. Economic valuation of plant diversity storage service provided by Brazilian rupestrian grassland ecosystems. *Brazilian Journal of Biology*, 73:709-716.

Ribeiro, M. C.; Metzger, J. P.; Martensen, A. C.; Ponzoni, F. J. & Hirota, M. M. 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological conservation*, 142(6), 1141-1153.

Rocha, L. G. M.; Drummond, J. A. & Ganem R. S. 2010. Parques Nacionais Brasileiros: Problemas fundiários e alternativas para a sua resolução. *Revista de Sociologia e Política* 18:205–226.

Rockström, J.; Steffen, W. L.; Noone, K.; Persson, Å.; Chapin III, F. S.; Lambin, E. F.; Lenton, T. M. & Scheffer, M. et al. 2009. Planetary Boundaries: Exploring the Safe Operating Space for Humanity, *Ecology and Society* 14 (2): 32

Rocktaeschel, B. M. M. M. 2006. Terceirização em áreas protegidas - estímulo ao ecoturismo no Brasil. São Paulo: Editora Senac.

Rodrigues, C. G. O. 2009. O uso do público em parques nacionais: a relação entre as esferas pública e privada na apropriação da biodiversidade. Tese de Doutorado. Centro de Desenvolvimento Sustentável da Universidade de Brasília. Brasília (DF).

Santos, w. R. B. 2011. Remoção de nitrogênio ou fósforo presente em efluentes agroindustriais pela precipitação de estruvita. Dissertação de Mestrado (Engenharia de Processos). Centro de Tecnologia, Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, RS.

Schroth, G. & McNeely, J. A. 2011. Biodiversity conservation, ecosystem services and livelihoods in tropical landscapes: towards a common agenda. *Environmental management*, 48(2), 229-236.

Sierra, R. & Russman, E. 2006. On the efficiency of environmental service payments: a forest conservation assessment in the Osa Peninsula, Costa Rica. *Ecological Economics* 59, 131–141.

Silva, J. A. A. D.; Nobre, A. D.; Manzatto, C. V.; Joly, C. A.; Rodrigues, R. R.; Skorupa, L. A. et al. 2011. O Código Florestal e a Ciência: contribuições para o diálogo.

Soares-Filho, B.; Moutinho, P.; Nepstad, D.; Anderson, A.; Rodrigues, H.; Garcia, R. & Maretti, C. 2010. Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(24), 10821-10826.

SOS Mata Atlântica. 2014. Divulgados novos dados sobre o desmatamento da Mata Atlântica. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/17811/divulgados-novos-dados-sobre-o-desmatamento-da-mata-atlantica/> (Acesso em Abril 2015).

Spergel, B. 2002. Financiamento de áreas protegidas. *In*: Terborgh, J.; Schaik, C; Davenport, E. & Rao, M. (orgs.). Tornando os parques eficientes: estratégias para a conservação da natureza nos Trópicos. Curitiba: Editora UFPR / Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, p. 363-380.

Steffen, W.; Richardson, K.; Rockström, J.; Cornell, S. E.; Fetzer, I.; Bennett, E. M.; Biggs, R.; Carpenter, S. R.; De Vries, W. et al. 2015. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science* 347 (6223): 1259855.

Tattenbach, F.; Obando, G. & Rodríguez, J. 2006. Mejora del excedente nacional del Pago de Servicios Ambientales. FONAFIFO, San José.

TCU - Tribunal de Contas da União. 2012. Auditoria operacional: Governança das Unidades de Conservação do bioma Amazônia. Relatório. Disponível em: http://www.socioambiental.org/sites/blog.socioambiental.org/files/nsa/arquivos/auditoria_tcu_uc_bioma_amazonia_2013.pdf (Acessado em março 2015).

TEEB - The Economics of Ecosystems and Biodiversity. 2010. A Economia dos Ecossistemas e da Biodiversidade: Integrando a economia da natureza. Uma síntese da abordagem, conclusões e recomendações do TEEB.

Teixeira, C. G. 2011. Pagamento por serviços ambientais de proteção às nascentes como forma de sustentabilidade e preservação ambiental. Dissertação de Mestrado. Direito Socioambiental. da Pontifícia Universidade Católica do Paraná, Curitiba.

Tissiani, C. 2013. Destaques - ONU reconhece iniciativa pioneira de PSA. Disponível em: <http://www.tnc.org.br/nossas-historias/destaques/premio-dubai-extrema-paulo-henrique.xml> (Acesso em Março 2015).

Tundisi, J. G. & Tundisi, T. M. 2010. Potencial impacts of changes in the Forest Law in relation to water resources. *Biota Neotrop.* 10 (4). Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/pt/fullpaper?bn01110042010+pt>. (Acesso em Agosto 2015).

Turner, R. K. & Daily, G. C. 2008. The ecosystem services framework and natural capital conservation. *Environmental and Resource Economics*, 39(1), 25-35.

Unesco - Organização das Nações Unidas para a educação, a ciência e a cultura. 2015. Water for a sustainable world. The United Nations World Water Development Report 2015. Disponível em: <http://unesdoc.unesco.org/images/0023/002318/231823E.pdf> (Acesso em Abril 2015).

Vale, M. M.; Cohn-Haft, M.; Bergen, S. & Pimm, S. L. 2008. Effects of future infrastructure development on threat status and occurrence of Amazonian birds. *Conservation Biology* 22:1006–1015.

Veríssimo, A.; Rolla, A.; Vedoveto, M. & Futada, S. M. 2011. Áreas Protegidas na Amazônia Brasileira: Avanços e Desafios. IMAZON/ISA, Belém/São Paulo.

Vreugdenhil, D. 2003. Modeling the financial needs of protected area systems: An application of the “Minimum Conservation System” design tool. Paper presented at the Fifth World Parks Congress, September, Durban, South Africa.

Waldron, A.; Mooers, A. O.; Miller, D. C.; Nibbelink, N.; Redding, D.; Kuhn, T. S. et al. 2013. Targeting global conservation funding to limit immediate biodiversity declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(29), 12144-12148.

Ward, J. V. & Stanford, J. A. 1979. The ecology of regulated streams. Springer-Verlag, New York.

WDPA - World Database on Protected Areas. 2015. Protected Planet - Brazil, Latin America and Caribbean. Disponível em: <http://www.protectedplanet.net/country/BR> (Acesso em Março 2015).

Weigand Jr, R.; Silva, D. & Silva, D. 2011. Metas de Aichi: situação atual no Brasil. Brasília, DF: UICN, WWF-Brasil e IPÊ.

Wesselink, A.; Paavola, J.; Fritsch, O. & Renn, O. 2011. Rationales for public participation in environmental policy and governance: practitioners’ perspectives. *Environment & Planning A* 43:2688-2704. <http://dx.doi.org/10.1068/a44161>

Whately, M. & Hercowitz, M. 2008. Serviços ambientais: conhecer, valorizar e cuidar. Instituto Socioambiental.

Wickham, J. D. & Flather, C. H. 2013. Integrating biodiversity and drinking water protection goals through geographic analysis. *Diversity and Distributions*, 19(9), 1198-1207.

WRG - Water Resources Group. 2009. Charting our water future: Economic frameworks to inform decision-making. Washington, DC, 2030 WRG.

Wunder, S. 2005. Payments for environmental services: some nuts and bolts. Vol. 42, pp. 1-32. Jakarta, Indonesia: CIFOR.

Wunder, S.; Engel, S. & Pagiola, S. 2008. Taking stock: a comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries. *Ecol. Econ.* 65, 834–852.

WWAP - World Water Assessment Programme. 2012. The United Nations World Water Development Report 4: Managing Water under Uncertainty and Risk. Paris, UNESCO.

WWF. 1999. Áreas Protegidas ou Espaços Ameaçados. Relatório do WWF sobre o grau de implementação e vulnerabilidade das Unidades de Conservação Federais Brasileiras de Uso Indireto. Série Técnica I. Brasília, DF: WWF. 18p.

Zbinden, S. & Lee, D. 2005. Paying for environmental services: an analysis of participation in Costa Rica's PSA Program. *World Development* 33, 255–272.

Zucco, C. A.; Oliveira-Santos, L. G. R. & Fernandez, F. A. 2011. Protect Brazil's land to avert disasters. *Nature*, 470(7334), 335-335.