

Serviços ecossistêmicos na bacia hidrográfica de um reservatório hidrelétrico em cenário de extrema escassez hídrica

Carolina Rezende Savino Silveira *

Diego Rodrigues Macedo **

Marcos Callisto ***

* Bióloga (UFMG). Mestre em Ecologia (UFMG)

** Geógrafo (UFMG). Mestre em Geografia (UFMG). Doutor em Ecologia (UFMG)

*** Biólogo (UFRJ). Mestre em Ecologia (UFRJ). Doutor em Ciências (UFRJ)

Resumo Neste estudo foram avaliados serviços ecossistêmicos de regulação de processos erosivos, prestados pela manutenção da zona ripária para a conservação de cursos d'água na bacia hidrográfica de um empreendimento hidrelétrico. O objetivo deste estudo foi identificar as variáveis que contribuem para os serviços ecossistêmicos de controle de erosão e sedimentação na bacia hidrográfica do reservatório da Usina Hidrelétrica (UHE) de Nova Ponte, bacia do rio Araguari, MG. Foram analisados os tipos de uso e cobertura do solo, além de métricas de habitats físicos, em um ano de pluviosidade média regular e em um ano de escassez de chuvas. Dentre as variáveis analisadas, as relacionadas à presença de vegetação ripária e velocidade de fluxo foram as mais importantes relacionadas ao serviço ecossistêmico de controle de erosão e sedimentação nos dois períodos amostrais (2009 e 2013). Os resultados obtidos corroboram a importância da conservação da zona ripária de riachos para manutenção do serviço ecossistêmico de controle de erosão e sedimentação, além de contribuírem para manutenção do ciclo da água e recarga de aquíferos e consequente manutenção dos níveis de água em reservatórios hidrelétricos.

Palavras-chave: Zona ripária, erosão, bacia hidrográfica, energia elétrica, assoreamento.

1. Introdução

Serviços ecossistêmicos são benefícios oferecidos pelos ecossistemas e obtidos direta ou indiretamente pelo homem para sustentar a vida humana e proporcionar bem-estar social (Costanza *et al.*, 1997; MEA, 2005). Esta abordagem foi proposta inicialmente na década de 1970 com o objetivo de aumentar o nível de compreensão e o interesse do público para a conservação da biodiversidade (Gomez-Baggethun *et al.*, 2010). Nos vinte anos seguintes, esse conceito se desenvolveu e houve um aumento exponencial do número de publicações sobre o tema, resultado do aumento da demanda em relação ao conhecimento sobre a disponibilidade de recursos naturais, tais como água e solos cultiváveis (Costanza *et al.*, 1997; Daily, 1997).

Entre 2001 e 2005 foi desenvolvido o programa internacional *Millenium Ecosystem Assessment* (MEA) que teve como objetivo avaliar as consequências de mudanças nos ecossistemas para o bem-estar humano. Como resultado, o MEA concluiu que mais de 60% dos ecossistemas do mundo estão sendo degradados e usados de forma insustentável (MEA, 2005). Este programa exerceu papel fundamental na divulgação do conceito de serviços ecossistêmicos, além de demonstrar como mudanças no funcionamento ecológico de um ecossistema podem ter efeitos diretos e indiretos na qualidade de vida das pessoas (Pinto *et al.*, 2013). Os serviços ecossistêmicos identificados pelo MEA foram agrupados em quatro categorias funcionais: de provisão, de regulação, culturais e de suporte (MEA, 2005). Enquadram-se nos serviços de provisão os produtos obtidos diretamente dos ecossistemas, tais como alimentos, água e fármacos naturais. Os serviços

de regulação se relacionam aos benefícios obtidos a partir da regulação de processos ecossistêmicos, como regulação hídrica, purificação da água, controle de erosão e sedimentação, polinização e controle biológico. Os serviços culturais são os benefícios não materiais obtidos dos ecossistemas, tais como as atividades recreativas e ecoturismo. A última categoria é a dos serviços de suporte, que são aqueles necessários para a produção de todos os outros serviços ecossistêmicos. Essa categoria inclui a formação de solo, ciclagem de nutrientes e fornecimento de habitat para as comunidades biológicas (MEA, 2005).

Um dos serviços proporcionados pelos ecossistemas é a geração de energia elétrica, através de usinas que se utilizam do potencial hidráulico existente em um curso d'água. Neste sentido, a matriz energética do Brasil é majoritariamente composta por fontes renováveis, sendo, aproximadamente 70% da energia proveniente de usinas hidrelétricas (Von Sperling, 2012). Apesar de sua importância para a sociedade, a construção de reservatórios provoca alteração na hidrodinâmica fluvial (Callisto *et al.*, 2014; Periotto & Tundisi, 2013) e no transporte de sedimentos, que tendem a depositar-se no fundo da represa, assoreando o reservatório, reduzindo sua capacidade de armazenamento d'água e tempo de vida útil à geração de energia (Carvalho *et al.*, 2000). Esses sedimentos são provenientes de processos erosivos ao longo de uma bacia hidrográfica, principalmente no leito de riachos de cabeceira (Haregeweyn *et al.*, 2012; Macedo *et al.*, 2018), visto que estes representam em geral cerca de 80% do total de cursos d'água existentes. Os processos erosivos podem ser minimizados pela conservação da zona ripária (sistemas florestais estabelecidos às margens dos cursos d'água) uma vez que as raízes ajudam a reter o solo e, dependendo da

forma e distribuição das copas e do tamanho das árvores, a energia cinética resultante do impacto de chuva no solo pode ser reduzida em até 59% (Geibler *et al.*, 2012), além de contribuir para a recarga de aquíferos e manutenção de qualidade de água (Hepp e Gonçalves-Jr, 2015).

O recente cenário de escassez de chuvas observado no sudeste do Brasil (2012-2014) resultou na redução dos níveis de água estocada nos reservatórios hidrelétricos, ocasionando o comprometimento da geração de energia elétrica (ANA, 2014). Portanto, a avaliação de bens e serviços ecossistêmicos em reservatórios hidrelétricos contribui para o entendimento dos processos ecossistêmicos que garantem a geração de energia elétrica e oferecem subsídios ao uso sustentável de recursos hídricos no país. Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi identificar as variáveis ambientais que contribuem para o serviço ecossistêmico de controle de erosão e sedimentação, aferido através da estabilidade relativa do leito – LRBS (Kaufmann *et al.*, 2008; Kaufmann *et al.*, 2009) em riachos (1^a-3^a ordens *sensu* Strahler, 1957), em dois momentos: um ano com índices pluviométricos acima de média histórica (2009) e outro com valores abaixo da média histórica (2013) na

unidade hidrológica do reservatório da UHE de Nova Ponte, sudeste do Brasil. Neste estudo foi avaliado o serviço de regulação considerando os controles de processos erosivos pela manutenção da zona ripária para a conservação de cursos d'água na bacia hidrográfica de um empreendimento hidrelétrico. A hipótese de estudo foi de que em trechos de riachos com mata ripária preservada o leito é mais estável, em relação aos riachos menos protegidos.

2. Material e Métodos

2.1 Área de Estudo

O estudo foi conduzido na unidade hidrológica de Nova Ponte (*sensu* Seaber *et al.*, 1987), em uma área de drenagem que corresponde a um *buffer* de 35 km a montante do reservatório da usina hidrelétrica de Nova Ponte, cobrindo uma área de aproximadamente 7.376 km² (Figura 1). O reservatório foi construído no trecho médio do rio Araguari, no estado de Minas Gerais, sudeste do Brasil, para fins de geração de energia elétrica.

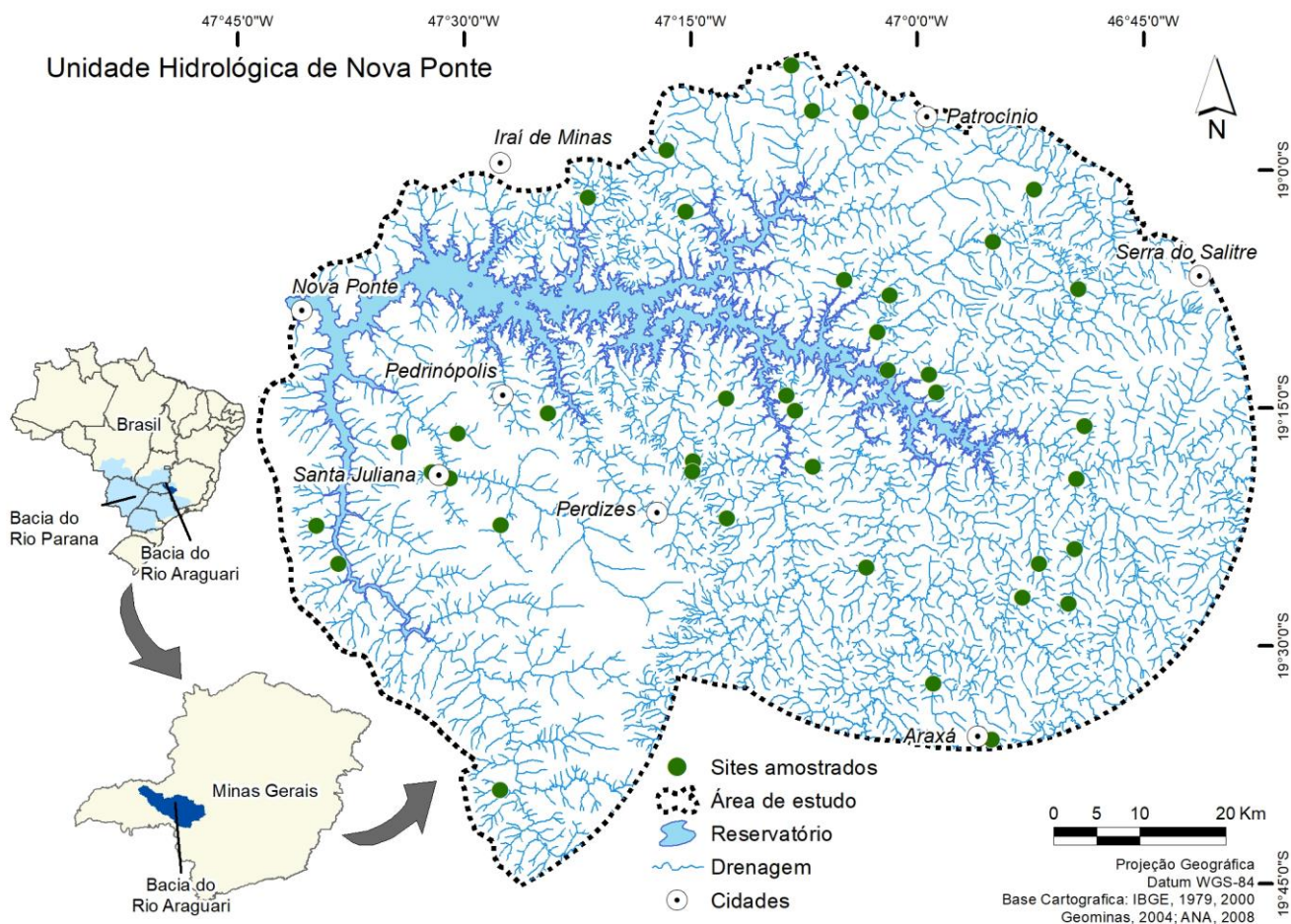


Figura 1: Unidade hidrológica de Nova Ponte, bacia do Rio Araguari, MG.
Fonte: Elaborado pelos autores a partir das bases digitais da ANA, Projeto Geominas e IBGE.

2.2 Desenho Amostral

Foram amostrados 40 riachos (1-3^a ordens, *sensu* Strahler, 1957; mapa digital escala 1:100.000) a montante do reservatório. A seleção dos sítios amostrais foi realizada através do método de amostragem espacialmente balanceada, utilizando a abordagem GRTS (*Generalized*

Random-Tessellation Stratified (Stevens & Olsen, 2004). O levantamento dos parâmetros avaliados ocorreu em setembro de 2009 e setembro de 2013, representando os anos com pluviosidade acima e abaixo da média, respectivamente (Figura 2), permitindo a análise em dois cenários distintos quanto à disponibilidade hídrica.

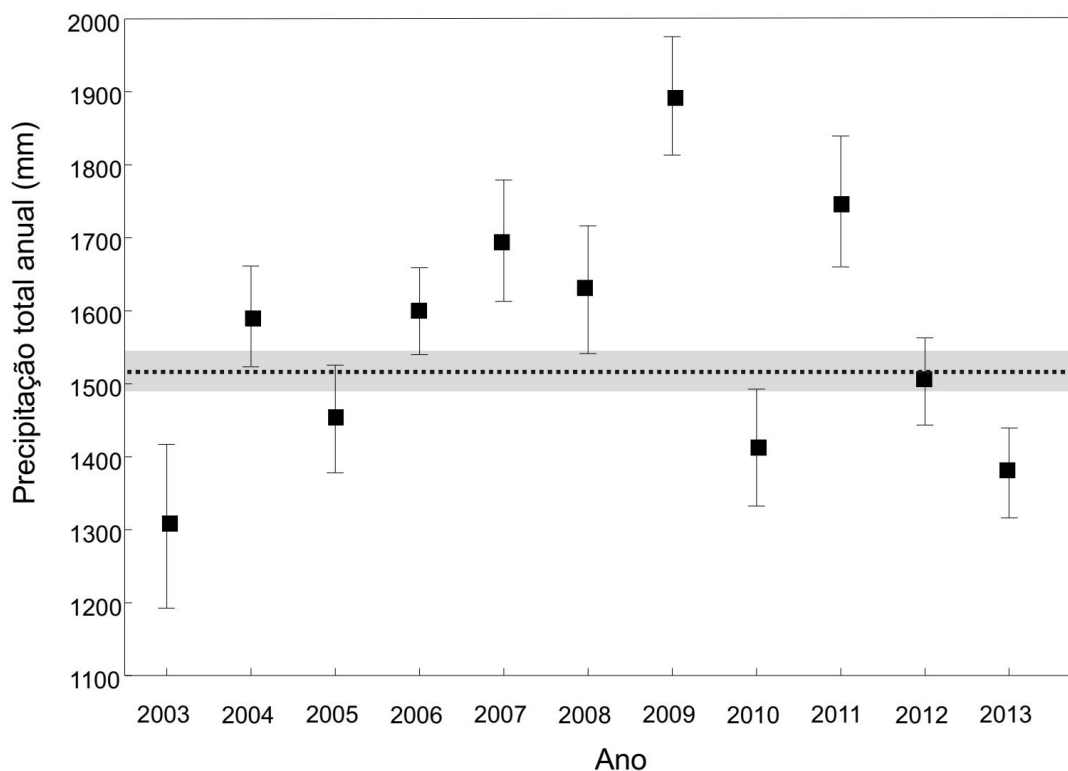


Figura 2. Dados pluviométricos em 9 estações ao longo da unidade hidrológica de Nova Ponte. Quadrados representam as médias e as barras o erro-padrão em cada ano; a linha tracejada representa a pluviosidade média anual nos últimos 30 anos, e a barra cinza representa o erro-padrão. O ano refere-se a outubro do ano anterior até setembro do ano corrente.

Fonte: (ANA, 2017).

3. Coleta de Dados

3.1 Uso e cobertura do solo

O uso e cobertura do solo foi levantado através da interpretação de imagens multiespectrais Landsat de setembro de 2009 e 2013, em conjunto com a interpretação de imagens com resolução fina (0,6 – 5 metros de resolução espacial; Google, 2017). Este método permitiu um mapeamento com boa acuidade, uma vez que as imagens Landsat permitem identificar a resposta espectral dos alvos, enquanto as imagens de resolução espacial fina permitem identificar a textura e forma dos alvos (Macedo *et al.*, 2014). As classes mapeadas utilizadas neste estudo foram as áreas agrícolas, pastagens, área de várzea e vegetação nativa. Foram identificadas as porcentagens de cada classe de uso do solo em um *buffer* de 100 metros ao longo dos riachos, do ponto coletado até a montante. As variáveis foram transformadas em arco-seno da raiz quadrada para obter uma distribuição normal.

3.2 Habitats físicos

Para a caracterização dos habitats físicos em cada riacho foram utilizados protocolos padronizados (Peck *et al.*, 2006) nos anos de 2009 e 2013. Cada trecho amostrado correspondeu a 40 vezes sua largura molhada, com comprimento mínimo de 150 metros (Peck *et al.*, 2006). Cada trecho foi dividido em onze transectos transversais e 10 seções longitudinais igualmente espaçadas, onde foram quantificadas as características físicas dos canais, como características hidrológicas (p.ex. vazão, porcentagem de fluxo suave, fluxo rápido e piscinas), condições da

vegetação ripária (p.ex. presença de dossel na margem do rio, presença de subbosque, vegetação rasteira ou solo exposto) e a presença de impacto antrópico nas margens e entorno (p.ex. presença de canais artificiais, diques, construções, estradas, canos, lixo, pastagem, silvicultura, agricultura e mineração). A partir dos dados de habitats físicos obtidos em campo foram calculadas métricas de acordo com Kaufmann *et al.* (1999). As métricas representadas por variáveis contínuas foram transformadas em $\log_{10}(x+1)$ e variáveis proporcionais foram transformadas em arco-seno da raiz quadrada, quando necessário.

3.3 Sedimento depositado

A presença de sedimento depositado é um indicativo do desequilíbrio nos processos erosivos nas margens de riachos, e este parâmetro foi avaliado através da comparação entre o diâmetro médio dos sedimentos depositado no leito (D_{gm}) e o diâmetro crítico, que é o maior sedimento móvel durante a cheia que completa a calha do riacho (raio hidráulico), ou *bed shear stress* (D_{cbf}). Tal comparação tem sido utilizada para avaliar os efeitos do aporte de sedimentos em cursos d'água (Kaufmann *et al.*, 2008; Macedo *et al.*, 2018). No geral, quando o diâmetro médio de partículas no leito do rio é menor do que o tamanho médio das partículas que o rio é capaz de mover, tem-se um leito instável (Kaufmann *et al.*, 2008). O índice de estabilidade do leito (LRBS) foi utilizado no presente trabalho como indicador dos serviços ecossistêmicos de controle de erosão e sedimentação.

Os dados de entrada para o cálculo do índice também foram aferidos através do protocolo padronizado (Peck *et al.*, 2006). O diâmetro geométrico médio foi aferido através

da avaliação visual da classe tamanho (p.ex. cascalho, areia, matacão). O diâmetro crítico foi calculado através da declividade, altura do leito sazonal (raio hidráulico), e rugosidade hidráulica representada por piscinas residuais e volume de madeira (Kaufmann *et al.*, 2009). Este índice é apresentado em escala logarítmica e chamado LRBS (*Log of Relative Bed Stability*). Valores positivos indicam que a carga de sedimentos pode ser transportada pelo fluxo, e valores negativos indicam deposição de sedimentos finos.

4. Análises dos dados

O conjunto de variáveis foi analisado separadamente entre os anos de 2009 e 2013. A primeira etapa foi analisar os coeficientes de correlação de *Pearson* para identificar as variáveis altamente correlacionadas ($r > |0,70|$), sendo mantidas as que possuíam maior correlação com o LRBS. Para padronizar as análises, se uma variável fosse correlacionada com um conjunto de dados (2009 ou 2013), foi eliminada nos dois conjuntos temporais. Na sequência foi realizado um Teste-*t* pareado para identificar quais variáveis foram significativamente diferentes entre os dois anos, incluindo o LRBS. Para definir um conjunto de variáveis ambientais que melhor explicaria a estabilidade do leito dos riachos, foram realizadas regressões lineares múltiplas utilizando o procedimento *best-subsets*. A escolha dos melhores modelos foi baseada nos valores corrigidos do Critério de Informação Akaike (AICc), observando o critério $\Delta AICc < 1$ para escolher o melhor modelo como o menor número de variáveis (Burnham & Anderson, 2002). Os modelos foram validados pela análise de normalidade (Harrel, 2001) e autocorrelação espacial dos resíduos (Diniz-Filho *et al.*, 2003; Rangel *et al.*, 2010).

5. Resultados

A partir da caracterização de uso do solo nas micro-bacias de contribuição dos riachos amostrados, constatou-se que a unidade hidrogrológica de Nova Ponte apresenta 50% de influência antrópica por atividades agrícolas e 14% por pastagens. No entanto, 36% da área é coberta por vegetação nativa. Dentre todos os usos analisados, nenhum foi correlacionado, no entanto, apenas as porcentagens de vegetação nativa e áreas de várzea apresentaram diferenças significativas ($p < 0,05$) entre os anos avaliados.

Inicialmente foram avaliadas 21 métricas de habitat físico e 7 métricas de uso e ocupação do solo. A variabilidade média das métricas é apresentada de modo comparativo entre 2009 e 2013 (Tabela 1). Após a análise de correlação de *Pearson* foram selecionadas 13 métricas, dentre estas apenas 8 foram significativamente diferentes ($p < 0,05$), entre os anos amostrados (Tabela 2).

O modelo selecionado para cada um dos anos amostrados combinou três variáveis: em 2009 (% de vegetação nativa, fluxo rápido e velocidade) com poder explicativo de 29,1 % ($F_{3,36} = 4,93$; $p < 0,005$) e em 2013 (% de vegetação nativa, cobertura lenhosa e velocidade) com poder explicativo de 49,8 % ($F_{3,36} = 11,92$; $p < 0,005$; Tabela 3). As métricas 'fluxo rápido' (2009; $\beta = 3,605$), 'vegetação nativa' (2009; $\beta = 1,579$ e 2013; $\beta = 0,898$) e 'cobertura lenhosa' (2013; $\beta = 0,822$) influenciaram positivamente a estabilidade do leito. A métrica 'velocidade' apresentou correlação negativa (2009; $\beta = -3,481$ e 2013; $\beta = -1,001$) com a estabilidade do leito dos riachos

6. Discussão

A caracterização da unidade hidrogrológica da UHE Nova Ponte realizada em dois momentos (2009 e 2013) permitiu avaliar dois cenários distintos quanto à disponibilidade hídrica, além da influência do uso e ocupação do solo e métricas de habitat físico sobre os serviços ecossistêmicos de controle de erosão e sedimentação. No decorrer do período amostrado houve aumento da vegetação ripária (cobertura lenhosa e vegetação nativa), o que foi representativo para os habitats fluviais em escala local, contribuindo para a redução dos processos erosivos nas margens dos riachos (Ligeiro *et al.*, 2014, Hepp & Gonçalves-Jr, 2015), corroborando a hipótese testada neste estudo.

A erosão apresenta causas multifatoriais que atuam em diferentes escalas espaciais (Frota & Nappo, 2012). Em escala regional, os fatores geodinâmicos (geologia, solos, relevo) são estáveis no curto período analisado, e neste sentido, apenas fatores locais foram analisados, incluindo à oscilação pluviométrica observada entre 2009 e 2013. Na unidade hidrogrológica de Nova Ponte, observa-se degradação de qualidade ambiental devido à pressão de atividades antrópicas (Ligeiro *et al.*, 2013; Macedo *et al.*, 2016; Macedo *et al.*, 2018; Silva *et al.*, 2018). Quando ocorre a substituição da cobertura vegetal nativa por agricultura ou pasto, formam-se crostas na superfície do latossolo devido à floculação de argilas que se comportam funcionalmente como siltes e areias finas (Curi, 2008). A degradação da superfície do solo pelas crostas ocorre pelo adensamento e consequente obstrução e redução dos poros, que por sua vez, provocam aumento da resistência hidráulica. Essas consequências causam a redução da infiltração e da condutividade da água (p. ex. Brandão *et al.*, 2006; Bedaiwy, 2008; Ries & Hirt, 2008) e, consequentemente, favorecem a erosão e degradação ambiental.

A estrutura física dos riachos desempenha um importante papel na dinâmica entre o fluxo de água e formação de processos erosivos. Em geral, os riachos apresentam morfologia variável, com uma grande diversidade de substratos criados pela variação no regime de fluxo tanto longitudinalmente como transversalmente ao canal (Santos *et al.*, 2014). O resultado é a presença de porções de corredeiras e áreas de deposição e erosão. Apesar de ter sofrido pouca variação entre os anos estudados, a porcentagem de fluxos rápidos nos riachos (quedas, cascadas, rápidos e corredeiras) influenciou positivamente a estabilidade do leito do riacho. Tal fato pode ser explicado, uma vez que nestes locais o fluxo das águas é mais intenso não permitindo a sedimentação de grãos finos (FISRWG, 1998). Em contrapartida, a velocidade média da água nos riachos aumentou em 2013, quando comparada a 2009, sendo que este fator influenciou negativamente a estabilidade do leito dos riachos.

Ao analisar comparativamente os anos de 2009 e 2013 observam-se aumento da zona ripária, e melhora do índice LRBS. A estabilização do índice LRBS indica menor erosibilidade das margens dos riachos, provavelmente relacionada ao aumento da vegetação ripária. Em estudos anteriores, Castro *et al.* (2013) e Frota & Nappo (2012), evidenciaram a importância de zonas ripárias para a conservação ambiental, apontando a retenção do solo como fator vital para proteção dos riachos, uma vez que estas contribuem para redução de processos erosivos dos canais diminuindo o assoreamento dos cursos d'água (Naiman *et al.*, 2000).

Variável (código - descrição)	Transformação	2009	2013
		Média ± Desvio Padrão	Média ± Desvio Padrão
LRBS - Diâmetro Crítico (dimensões m/m)		-1,67 ±0,87	0,08 ±0,57
<i>Uso e Cobertura do solo</i>			
%_Natural100 - Porcentagem de cobertura natural em um <i>buffer</i> de 100 metros	$\sqrt{(\arcsen(x))}$	56,33 ±12,48	65,65 ±10,72
%_Agricultura100 - Porcentagem de agricultura em um <i>buffer</i> de 100 metros	$\sqrt{(\arcsen(x))}$	19,77 ±14,43	12,78 ±10,49
%_Pasto100 - Porcentagem de pasto em um <i>buffer</i> de 100 metros	$\sqrt{(\arcsen(x))}$	19,91 ±15,91	15,88 ±13,16
%_Áreas úmidas100 - Porcentagem de áreas úmidas em um <i>buffer</i> de 100 metros	$\sqrt{(\arcsen(x))}$	4,28 ±9,07	5,22 ±10,83
<i>Habitat fisico (fluxos)</i>			
Xvel - Velocidade Média	$\text{Log}_{10}(x+1)$	0,08 ±0,05	1,28 ±0,29
Q - Descarga instantânea (m ³ /s)	$\text{Log}_{10}(x+1)$	0,04 ±0,04	0,06 ±0,12
Pct_fast - Porcentagem de rápidos e corredeiras	$\sqrt{(\arcsen(x))}$	28,76 ±13,85	28,15 ±17,88
<i>Habitat fisico (dossel)</i>			
XCL - Média dossel árvores grandes	$\text{Log}_{10}(x+1)$	0,79 ±0,41	1,00 ±0,44
XCS - Média dossel árvores pequenas	$\text{Log}_{10}(x+1)$	1,22 ±0,33	1,36 ±0,39
XMW - Média subbosque lenhoso	$\text{Log}_{10}(x+1)$	1,29 ±0,26	1,41 ±0,26
XMH - Média subbosque ervas	$\text{Log}_{10}(x+1)$	1,18 ±0,35	1,06 ±0,48
XGW - Média rasteira lenhosa	$\text{Log}_{10}(x+1)$	1,05 ±0,28	1,17 ±0,34
XGH - Média rasteira ervas	$\text{Log}_{10}(x+1)$	1,45 ±0,28	1,12 ±0,48
XGB - Média solo exposto	$\text{Log}_{10}(x+1)$	1,38 ±0,50	1,07 ±0,37
XC - Média cobertura dossel	$\text{Log}_{10}(x+1)$	1,35 ±0,36	1,50 ±0,43
XM - Média cobertura subbosque	$\text{Log}_{10}(x+1)$	1,58 ±0,18	1,61 ±0,24
XG - Média cobertura rasteira	$\text{Log}_{10}(x+1)$	1,61 ±0,22	1,51 ±0,28
XCM - Média dossel + subbosque	$\text{Log}_{10}(x+1)$	1,80 ±0,20	1,89 ±0,25
XCMW - Média dossel lenhoso + subbosque	$\text{Log}_{10}(x+1)$	1,63 ±0,31	1,78 ±0,32
XCMG - Média dossel + subbosque + cobertura do solo	$\text{Log}_{10}(x+1)$	2,04 ±0,13	2,08 ±0,16
XCMGW - Média dossel lenhoso + subbosque + cobertura do solo	$\text{Log}_{10}(x+1)$	1,73 ±0,29	1,90 ±0,26
<i>Habitat fisico (impacto antrópico)</i>			
X_HALL - Proporção de impacto humano de todos os tipos		0,13 ±0,11	0,22 ±0,10
X_HAG - Proporção de impacto humano agrícola		0,08 ±0,11	0,19 ±0,12
X_HNOAG - Proporção de impacto humano não agrícola		0,09 ±0,08	0,09 ±0,10

Tabela 1: Relação das métricas avaliadas e média e desvio-padrão dos valores em 2009 e 2013 na unidade hidrológica de Nova Ponte, bacia do Rio Araguari, MG.

Variável	t-valor	p-valor
Lrbs*	-15,40	<0,001
Pct_fast*	-20,91	<0,001
Xvel*	-25,53	<0,001
%_Áreas úmidas100*	-2,84	0,007
%_Pasto100	1,98	0,055
%_Agricultura100	1,02	0,312
%_Natural100*	-11,28	<0,001
XMH	1,25	0,217
XGB*	3,04	0,004
XG	1,90	0,065
XCMGW*	-2,89	0,006
X_HALL	-0,36	0,724
X_HNOAG	-1,13	0,264

* apresentaram diferenças significativas entre 2009 e 2013

Tabela 2: Resultado do teste-T pareado.

Código da variável	β	R^2	F
<i>Modelo 2009</i>	-3,216	0,291	4,935
%_Natural100	1,579		
Pct_fast	3,605		
Xvel	-3,481		
<i>Modelo 2013</i>	-1,184	0,498	11,928
Xvel	-1,001		
%_Natural100	0,898		
XCMGW	0,822		

Tabela 3: Modelos de regressão linear múltipla que explicam a estabilidade do leito dos riachos em 2009 e 2013 na unidade hidrológica de Nova Ponte, bacia do Rio Araguari, MG.

Alguns estudos (p. ex. Gash *et al.*, 1996) demonstram o importante papel das formações florestais como fator regulador do clima, ao manter um alto fluxo de vapor d'água para a atmosfera, via evapotranspiração. Para Correia *et al.* (2007), a contribuição arbórea na ciclagem regional de água (quantidade de água evaporada da superfície terrestre que retorna na forma de chuvas) representa considerável porção do balanço de água em uma bacia hidrográfica. Assim, mudanças nos percentuais de cobertura vegetal nativa decorrentes de desflorestamentos que levem à diminuição de evapotranspiração, potencialmente poderão modificar o balanço de água, com potenciais consequências na região e seu entorno. Portanto, mesmo em cenários de seca, microbacias com zonas ripárias preservadas, tal como observado na UHE Nova Ponte, poderão contribuir para a melhoria do microclima local através da evapotranspiração, além de aumentar a recarga dos aquíferos, através da absorção de água pelas raízes das plantas. Nesse sentido, a conservação dos riachos a montante de reservatórios hidrelétricos, assim como da vegetação ripária, são medidas fundamentais para garantir a qualidade e perenidade de cursos d'água (Hepp & Gonçalves-Jr, 2015), e a manutenção do volume de barramentos hidrelétricos, garantindo a geração de energia para sociedade.

A proteção das zonas ripárias tem sido garantida pelo Código Florestal, que define tais áreas, como áreas de preservação permanente (APP). No entanto as recentes modificações do Código Florestal, levaram a uma redução na extensão de vegetação nativa a ser conservada, enfraquecendo assim o papel das florestas na proteção dos recursos hídricos (Casatti, 2010; Tundisi, 2014). No presente estudo, alguns sítios amostrais apresentaram diminuição em seu estado de conservação, o que reforça a necessidade de reestruturação de políticas públicas que valorizem o capital natural e incentivem a restauração de áreas degradadas (Tambosi *et al.*, 2015) principalmente aquelas localizadas nas margens de cursos d'água.

Em tempos de escassez hídrica, a vulnerabilidade do setor elétrico pode ser amenizada através da conservação da zona ripária dos riachos a montante de reservatórios hidrelétricos (Tognetti *et al.*, 2002). Nesta perspectiva os programas de pagamentos por serviços ambientais podem ser uma boa estratégia para conservação. Rosenberg (2012) sugere que as hidrelétricas poderiam pagar a proprietários rurais a montante de seus empreendimentos para conservar as microbacias através da manutenção da cobertura vegetal e/ou adoção de práticas sustentáveis de manejo e conservação do solo. Desse modo haveria redução de processos erosivos e de assoreamento, aumentando a vida útil dos reservatórios, além de reduzir os custos de manutenção. Neste sentido poderiam ser estabelecidos acordos autônomos entre agentes privados quando os compradores e os vendedores voluntariamente realizariam acordos visando à conservação da natureza, assim como o valor de serviços ecossistêmicos prestados pela conservação da zona ripária (Van Noordwijk *et al.*, 2007). Adicionalmente haveria envolvimento do Estado, por meio de mecanismos de pagamentos públicos, que financiaria programas de pagamento por meio da receita de tributos (Wunder, 2005). A base legal de pagamento por serviços ambientais é prevista no Código Florestal Brasileiro (Lei Nº. 12.651/2012) e deve, portanto, ser colocada em prática em bacias de empreendimentos hidrelétricos no Brasil.

7. Conclusão

Como visto, a zona ripária exerce um importante serviço ecossistêmico de controle de erosão e sedimentação. Os resultados apresentados destacam a importância da vegetação ripária para conservação de recursos hídricos sob a perspectiva de serviços ecossistêmicos, além de demonstrar a relação de impacto de atividades antrópicas e dependência de hidrelétricas à manutenção da zona ripária em riachos de cabeceira. Neste contexto, investimentos na recomposição de zonas ripárias são fundamentais para garantir a continuidade de serviços ecossistêmicos que elas oferecem às populações ribeirinhas e à sociedade como um todo.

8. Agradecimentos

Agradecemos pelos financiamentos à CEMIG (Companhia Energética de Minas Gerais), Programa P&D ANEEL (GT-487 e GT-599) (Projeto de Pesquisa e Desenvolvimento da Agência Nacional de Energia Elétrica) e Programa Peixe-Vivo. Aos apoios da CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior), CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) e FAPEMIG (Fundação de Amparo a Pesquisa do estado de Minas Gerais). MC

recebeu bolsa de produtividade do CNPQ (nº 303380/2015-2). DRM recebeu apoio da Pró-Reitoria de Pesquisa da UFMG e do CNPQ (projeto nº 402907/2016-7).

9. Referências

ANA - Agência Nacional de Águas. 2014. Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil. Encarte Especial sobre a Crise Hídrica. Brasília, Distrito Federal. [online] URL: <http://www3.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos>

ANA - Agência Nacional de Águas. 2017. Hidroweb. Brasília, Distrito Federal. [online] URL: <http://hidroweb.ana.gov.br/>

Bedaiwy MNA. 2008. Mechanical and hydraulic resistance relations in crust-topped soils. *Catena* **72**: 279-281. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2007.05.012>

Brandão VS, Silva DD, Ruiz HA, Pruski FF, Schaefer CRGR, Martinez MA, Menezes SJMC. 2006. Resistência hidráulica da crosta formada em solos submetidos a chuvas simuladas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* **30**: 13-21. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832006000100002>

Burnham K, Anderson D. 2002. *Model Selection and Multi-Model Infer: a practical information-theoretic approach*. New York, NY: Springer.

Callisto M, Hughes RM, Alves CBM, Lopes JM. 2014. *Ecological conditions in hydropower basins*. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais. http://www.cemig.com.br/pt-br/A_Cemig_e_o_Futuro/sustentabilidade/nossos_programas/ambientais/peixe_vivo/Documents/Ecological_Conditions_in_Hydropower_Basins.pdf

Carvalho NO, Júnior NPF, Santos PMC, Lima JEFW. 2000. *Guia de avaliação de assoreamento de reservatórios*. Brasília: ANEEL. http://www.aneel.gov.br/documents/656835/14876406/Guia_avaliacao_assoreamento_2000.pdf/d90d6de5-ba75-4610-9a46-8f49287e03a6

Casatti L. 2010. Alterações no Código Florestal Brasileiro: impactos potenciais sobre a ictiofauna. *Biota Neotropica* **10**: 31-34. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032010000400002>

Castro MN, Castro RM, Souza PC. 2013. A importância da mata ciliar no contexto da conservação do solo. *Renefara* **4**: 230-241. <http://www.fara.edu.br/sipe/index.php/renefara/article/view/172>

Correia FWS, Manzi AO, Cândido LA, Santos RMN, Pauliquevis, T. 2007. Balanço de umidade na Amazônia e sua sensibilidade às mudanças na cobertura vegetal. *Ciência e Cultura* **59**: 39-43. http://cienciaecultura.bvs.br/scielo.php?script=sci_arttext&id=S0009-67252007000300016

Costanza R, d'Arge R, De Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill RV, Paruelo J, Raskin RG, Sutton P, van den Belt M. 1997. The value of

the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* **387**: 253-60. <https://doi.org/10.1038/387253a0>

Curi N, Marques JJG, Marques AFSM, Fernandes EI. 2008. Solos, geologia, relevo e mineração. In: Scholforo, JRS, Oliveira AD, Carvalho LMT. (Eds). *Zoneamento ecológico-econômico do Estado de Minas Gerais: zoneamento e cenários exploratórios*, 73-88. [online] URL: http://www.zee.mg.gov.br/pdf/componentes_geofisico_biotico/3solos_geologia_relevo_e_mineracao.pdf

Daily GC, Alexander S, Ehrlich PR, Goulder L, Lubchenco J, Matson PA, Mooney HA, Postel S, Schneider SH, Tilman D, Woodwell GM. 1997. Ecosystem services: benefits supplied to human societies by natural ecosystems. *Issues in Ecology* **2**: 18-25. <https://www.esa.org/esa/wp-content/uploads/2013/03/issue2.pdf>

Diniz-Filho JAF, Bini LM, Hawkins BA. 2003. Spatial autocorrelation and red herrings in geographical ecology. *Glob. Ecol. Biogeogr.* **12**: 53-64. <https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2003.00322.x>

FISRWG - Federal Interagency Stream Restoration Working Group. 1998. *Stream corridor restoration: principles, processes, and practices*. Federal Interagency Stream Restoration Working Group. Washington, DC: United States Department of Agriculture. https://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/stelprdb1044574.pdf

Frota PV, Nappo ME. 2012. Processo erosivo e a retirada da vegetação na bacia hidrográfica do Açude Orós, CE. *Revista Geonorte* **4**: 1472-1481. <http://www.periodicos.ufam.edu.br/revista-geonorte/article/view/2046>

Gash JHC, Nobre CA. 1996. Climatic effects of Amazonian deforestation: some results from ABRACOS. *American Meteorological Society* **78**: 823-830. [https://doi.org/10.1175/1520-0477\(1997\)078%3C0823:CEOADS%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0477(1997)078%3C0823:CEOADS%3E2.0.CO;2)

Geibler C, Lang AC, Oheimb G, Hardtle W, Baruffol M, Scholten T. 2012. Impact of tree saplings on the kinetic energy of rainfall - The importance of stand density, species identity and tree architecture in subtropical forests in China. *Agricultural and Forest Meteorology* **156**: 31-40. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2011.12.005>

Google. 2016. *Google Earth*. Mountain View, CA: Google, Inc.

Gómez-Baggethun E, De Groot R, Lomas PL, Montes C. 2010. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics* **69**: 1209-1218. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.007>

Haregeweyn N, Melesse B, Tsunekawa A, Tsubo M, Mesehesha D, Balana B. 2012. Reservoir sedimentation and its mitigating strategies: a case study of Angareb reservoir (NW Ethiopia). *Journal of Soils and Sediments* **12**: 291-305.

Harrel F. 2001. *Regression modeling strategies, with applications to linear models, logistic regression, and survival analysis*. New York, NY: Springer-Verlag.

- Hepp LU, Gonçalves JFJ. 2015. A decomposição de detritos em riachos como serviço ecossistêmico de regulação e suporte prestado pela natureza. In: Parron LM, Garcia JR, Oliveira EB, Brown GG, Prado RB. (Org). *Serviços Ambientais em Sistemas Agrícolas e Florestais do Bioma Mata Atlântica*. Brasília: EMBRAPA, 226-233. [online] URL: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1024082/servicos-ambientais-em-sistemas-agricolas-e-florestais-do-bioma-mata-atlantica>
- Kaufmann PR, Faustini JM, Larsen DP, Shirazi MA. 2008. A Roughness-Corrected Index of Relative Bed Stability for Regional Stream Surveys. *Geomorphology* **99**: 150-170. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2007.10.007>
- Kaufmann PR, Larsen DP, Faustini JM. 2009. Bed stability and sedimentation associated with human disturbances in Pacific Northwest streams. *JAWRA Journal of American Water Resources Association* **45**: 434-459. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2009.00301.x>
- Kaufmann PR, Levine EG, Robison CS, Peck DV. 1999. Quantifying Physical Habitat in Wadeable Streams. Washington DC: US Environmental Protection Agency. [online] URL: <https://archive.epa.gov/emap/archive-emap/web/html/phyhab.html>
- Ligeiro R, Ferreira W, Castro D, Firmiano KR, Silva D, Callisto M. 2014. Benthic macroinvertebrates in headwater streams: multiple approaches to ecological studies in drainage basins. In: Callisto M, Hughes RM, Alves CBM, Lopes JM. (Org). *Ecological conditions in hydropower basins*. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais, 127-158. http://www.cemig.com.br/pt-br/A_Cemig_e_o_Futuro/sustentabilidade/nossos_programa_s/ambientais/peixe_vivo/Documents/Ecological_Conditions_in_Hydropower_Basins.pdf
- Ligeiro R, Hughes RM, Kaufmann PR, Macedo DR, Firmiano KR, Ferreira W, Oliveira DR, Melo AS, Callisto M. 2013. Defining quantitative stream disturbance gradients and the additive role of habitat to explain invertebrate richness. *Ecological Indicators* **25**: 45-57. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.09.004>
- Macedo DR, Hughes RM, Ferreira WR, Firmiano KR, Oliveira DR, Ligeiro R, Kaufmann PR, Philip R, Callisto M. 2016. Development of a benthic macroinvertebrate multimetric index (MMI) for Neotropical Savanna headwater streams. *Ecological Indicators* **64**: 132-141. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.12.019>
- Macedo DR, Hughes RM, Kaufmann PR, Callisto M. 2018. Development and validation of an environmental fragility index (EFI) for the neotropical savannah biome. *Science of Total Environment* **635**: 1267-1279. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.216>
- Macedo DR, Pompeu PS, Morais L, Castro M, Alves CBM, França J, Sanches B, Uchôa J, Callisto M. 2014. Sampling site selection, land use and cover, field reconnaissance and sampling. In Callisto M, Hughes RM, Alves CBM, Lopes JM. (Org). *Ecological conditions in hydropower basins*. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais, 61-83. http://www.cemig.com.br/pt-br/A_Cemig_e_o_Futuro/sustentabilidade/nossos_programa_s/ambientais/peixe_vivo/Documents/Ecological_Conditions_in_Hydropower_Basins.pdf
- MEA - Millenium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystem and human well-being: Synthesis*. Washington D.C.: Island Press. <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>
- Naiman RJ, Bilby RE, Bisson PA. 2000. Riparian ecology and management in the Pacific coastal rain forest. *AIBS Bulletin* **50**: 996-1011. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2000\)050\[0996:REAMIT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2000)050[0996:REAMIT]2.0.CO;2)
- Peck D, Herlihy A, Hill B, Hughes R, Kaufmann P, Klemm D, Lazorchak J, McCormick F, Peterson S, Ringold P, Magee T, Cappaert M. 2006. *Environmental Monitoring and Assessment Program-Surface Waters Western Pilot Study: field operations manual for wadeable streams*. Washington, DC: US Environmental Protection Agency. <https://archive.epa.gov/emap/archive-emap/web/html/fomws.html>
- Periotto NA, Tundisi JG. 2013. Ecosystem Services of UHE Carlos Botelho (Lobo-Broa): a new approach for management and planning of daams multiple-uses. *Brazilian Journal of Biology* **73**: 471-482. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842013000300003>
- Pinto R, Jonge VN, Neto JM, Domingos JC, Patrício J. 2013. Towards a DPSIR driven integration of ecological value, water uses and ecosystem services for estuarine systems. *Ocean e Coast Management* **72**: 64-79. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2011.06.016>
- Rangel TFLVB, Diniz-Filho JAF, Bini LM. 2010. SAM: a comprehensive application for Spatial Analysis in Macroecology. *Ecography* **33**: 46-50. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.06299.x>
- Ries JB, Hirt U. 2008. Permanence of soil surface crusts on abandoned farmland in the Central Ebro Basin/Spain. *Catena* **72**: 282-296. <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2007.06.001>
- Rosenberg R. 2012. *Mecanismos Voluntários de Pagamento por Serviços Ambientais: Por que não ocorrem no Brasil? Um estudo focado em empresas de geração de hidrelétrica e de abastecimento público de água*. Dissertação de Mestrado. Brasília: Universidade de Brasília. [online] URL: http://repositorio.unb.br/bitstream/10482/11753/1/2012_Re_natoRosenberg.pdf
- Santos HA, Cunha SF, Silva ITCE, Martins MI, Siqueira CHIA, Barbosa AS. 2014. Stream sedimentological analyses based on the use of rapid evaluation protocols. In Callisto M, Hughes RM, Alves CBM, Lopes JM. (Org). *Ecological conditions in hydropower basins*. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais, 85-100. http://www.cemig.com.br/pt-br/A_Cemig_e_o_Futuro/sustentabilidade/nossos_programa_s/ambientais/peixe_vivo/Documents/Ecological_Conditions_in_Hydropower_Basins.pdf
- Seaber PR, Kapinos FP, Knapp GL. 1987. *Hydrologic units map*. Geological Survey Water-Supply Paper 2294, Denver,

CO: United States Geological Survey.
https://pubs.usgs.gov/wsp/wsp2294/pdf/wsp_2294_a.pdf

Silva DRO, Herlihy AT, Hughes RM, Macedo DR, Callisto M. 2018. Assessing the extent and relative risk of aquatic stressors on stream macroinvertebrate assemblages in the neotropical savanna. *Science of Total Environment* **633**: 179–188. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.127>

Stevens DL, Olsen AR. 2004. Spatially balanced sampling of natural resources. *Journal of American Statistical Association* **99**: 262–278.
<http://dx.doi.org/10.1198/016214504000000250>

Strahler AN. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Eos, Transactions American Geophysical Union* **38**(6): 913-920.
<https://doi.org/10.1029/TR038i006p00913>

Tambosi LR, Vidal MM, Ferraz SFB, Metzger PM. 2015. Funções eco-hidrológicas das florestas nativas e o Código Florestal. *Estudos Avançados* **29**: 151-162.
<http://dx.doi.org/10.1590/S0103-40142015000200010>

Tognetti SS, Mendoza G, Aylward B, Southgate D, Garcia L. 2002. *Guía para el desarrollo de opciones de pago por servicios ambientales (PSA) de las cuencas hidrológicas*. El Departamento de Ambiente del Banco Mundial, con apoyo del Bank- Netherlands Watershed Partnership Program (BNWPP). [online] URL:

https://www.researchgate.net/publication/267224641_Guia_para_el_desarrollo_de_opciones_de_pago_por_servicios_ambientales_PSA_de_las_cuencas_hidrologicas

Tundisi JG. 2014. *Recursos hídricos no Brasil problemas desafios e estratégias para o futuro*. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências.

Van Noordwijk M, Leimona B, Emerton L, Tomich TP, Velarde SJ, Kallesoe M, Sekher M, Swallow B. 2007. Criteria and indicators for environmental service compensation and reward mechanisms: realistic, voluntary, conditional and pro-poor: CES Scoping Study Issue. *World Agroforestry Centre* **2**: 37-46. [online] URL:
https://www.researchgate.net/publication/23954736_Criteria_and_indicators_for_environmental_service_compensation_and_reward_mechanisms_realistic_voluntary_conditional_and_pro-poor

Von Sperling E. 2012. Hydropower in Brazil: Overview of Positive and Negative Environmental Aspects. *Energy Procedia* **181**: 10-118.
<https://doi.org/10.1016/j.egypro.2012.05.023>

Wunder S. 2005. *Pagos por servicios ambientales: principios básicos esenciales*. Jakarta: Centro Internacional de Investigaciones Forestal – CIFOR.
http://www.cifor.org/publications/pdf_files/OccPapers/OP-42S.pdf

Ecosystem services in hydroelectric power plant reservoir in hydric scarcity scenario

Carolina Rezende Savino Silveira *
Diego Rodrigues Macedo **
Marcos Callisto ***

* Biologist (UFMG). Master in Ecology (UFMG)

** Geographer (UFMG). Master in Geography (UFMG). Doctor in Ecology (UFMG)

*** Biologist (UFRJ). Master in Ecology (UFRJ). Doctor in Sciences (UFRJ)

ABSTRACT In this study the regulation service was evaluated provided by the maintenance of the riparian zone for the conservation of water courses in the hydrographic basin of a hydroelectric project. This study aims to identify the variables that contribute the most to the ecosystem service of erosion and siltation control in the hydrographic basin of the Nova Ponte Hydroelectric Power Plant (NPHP), Araguari river basin, MG. Were analyzed types of land use and occupation as well a physical habitat metrics in years of regular average rainfall and one with rainfall. Among these variables, presence of native vegetation at riparian zone and flow characteristics were the most important related to the ecosystem service of erosion and sedimentation control in the two sample periods (2009 and 2013). The results obtained corroborate the importance of the conservation of the riparian zone of headwaters for maintenance of the ecosystem service of erosion and sedimentation control, besides contributing to the maintenance of the water cycle and recharge of aquifers and consequent maintenance of water levels in hydroelectric reservoirs.

Key words: Riparian forest, erosion, watershed, hydropower, sedimentation.

Informações sobre os autores

Carolina Rezende Savino Silveira

Endereço para correspondência: Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas, Laboratório de Ecologia de Bentos, Av. Antônio Carlos, 6627 – Pampulha 31270-901. CP. 486, Belo Horizonte, MG.

E-mail: carolrsavino@gmail.com

Link para o currículo lattes: <http://lattes.cnpq.br/2610013660206335>

Diego Rodrigues Macedo

Endereço para correspondência: Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Geociências, Departamento de Geografia, Av. Antônio Carlos, 6627 – Pampulha 31270-901 Belo Horizonte, MG.

E-mail: diegorm@ufmg.br

Link para o currículo lattes: <http://lattes.cnpq.br/0805217613268162>

Marcos Callisto

Endereço para correspondência: Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Biológicas, Laboratório de Ecologia de Bentos, Av. Antônio Carlos, 6627 – Pampulha 31270-901. CP. 486, Belo Horizonte, MG.

E-mail: callistom@ufmg.br

Link para o currículo lattes: <http://lattes.cnpq.br/4097793138747810>

Artigo Recebido em: 15-01-2018

Artigo Aprovado em: 09-05-2018