

Efeitos da mudança de cobertura do solo e precipitação na provisão de recursos hídricos

Vitor Zago de Almeida Paciello¹
Maria Hausner Burlamaqui de Mello¹
Leandro Reverberi Tambosi^{1,2,3}
Jean Paul Metzger¹
María Uriarte³

¹Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo - USP/
CEP 05508-090, São Paulo – SP, Brasil
vitor.paciello@gmail.com
mariahausnerbdemello@gmail.com
jpm@ib.usp.br

²Centro de Engenharia, Modelagem e Ciências Sociais Aplicadas, Universidade Federal do ABC/CEP 09210-580, Santo André – SP, Brasil
l.tambosi@ufabc.edu.br

³Department of Ecology, Evolution and Environmental Biology da Columbia University/ZIP CODE:10027 New York, NY, EUA
mu2126@columbia.edu

Abstract. Population growth and the expansion of human activities are expected to increase by 55% the demand for water resources in the next 35 years. This demand expansion, associated to expected changes in climatic events, highlights the need to better monitor and manage water resources to ensure its long-term provision. We investigated the effects of land cover and precipitation on the quantity and quality (turbidity and dissolved soil) of water delivered to rivers in São Paulo state, Brazil. We analyzed water quality and quantity data from 2000 to 2015 and modelled these variables as a function of the following covariates: percentage of different land cover types (forest, silviculture, sugarcane, pasture and urban), accumulated precipitation before sample collection, MODIS-Enhanced Vegetation Index (EVI), dominant soil class and watershed area. In all our models, EVI was an important predictor of water quality and quantity. Although we detected a negative effect of forest cover on turbidity, there is a positive and stronger effect of agricultural EVI, relative to forest cover, increasing turbidity. These results suggest that reducing sediment inputs into rivers will require both forest conservation and soil protection in agricultural lands. The extent of forest cover and forest EVI were negatively associated with variation in river levels, suggesting that high vegetation structure/biomass stabilizes water flow in these rivers. We conclude that high temporal resolution EVI can help understand the effect of land cover on water provision. Finally, it is essential to protect and increase forest cover to ensure the stability of water provision.

Palavras-chave: enhanced vegetation index (EVI), land use and land cover, water provision, índice de vegetação, uso e cobertura das terras, provisão hídrica

1. Introdução

Projeções da Organização das Nações Unidas indicam que até 2050 a população mundial aumentará de maneira significativa, atingindo 9 bilhões de pessoas (UN, 2015). A demanda crescente por alimentos e matéria-prima decorrentes do aumento populacional leva a mudanças no uso do solo com expansão de atividades industriais e agropastoris sobre as áreas de vegetação nativa. Estima-se que o aumento populacional levará a um aumento na demanda por recursos hídricos estimada em 55% até 2050 (UN, 2009) para suprir as atividades agrossilvipastoris, industriais e para consumo humano (Tundisi, 2014). Tendo em vista esse cenário, uma das metas de desenvolvimento sustentável da Organização das Nações Unidas visa garantir o acesso à água e saneamento a toda a população. Para atingir

esse objetivo, é essencial a criação de indicadores que auxiliem o monitoramento e a regulação da quantidade e qualidade da água em bacias hidrográficas.

Diversos estudos procuram compreender os efeitos das mudanças de uso do solo sobre a provisão de recursos hídricos para conciliar as atividades produtivas com a oferta desses recursos. Alguns autores sugerem que a redução na cobertura florestal causa uma redução da interceptação da chuva pela estrutura florestal (Bonan et al. 2002, Essery e Clark 2003) e um conseqüente aumento no escoamento superficial e na compactação e erosão do solo (Angers e Caron 1998, Devitt e Smith 2002). Os sedimentos carreados aos corpos d'água pelo aumento do escoamento superficial aumentam a turbidez e a quantidade de sólidos totais dissolvidos (STD), sendo estes dois parâmetros comumente utilizados para estimar a qualidade dos corpos d'água. Níveis altos de turbidez e de STD impedem a entrada de luz na água, afetam a respiração de peixes e ainda encarecem o tratamento de água (Cunha et al. 2016), podendo até inviabilizar a captação de água para abastecimento público (Singh e Mishra 2014). Contudo, outros autores sugerem que a redução da cobertura florestal poderia aumentar a produção de água das bacias, como conseqüência da redução da evapotranspiração potencial (Bosch e Hewlet, 1982, Lima et al., 2012). Entretanto, reduções menores que 20% da cobertura de vegetação original poderiam não influenciar a dinâmica dos corpos d'água (Bosch e Hewlet, 1982). Como conseqüência da compactação do solo, a infiltração de água e a recarga de aquíferos também são reduzidas (Lima et al, 2013), diminuindo a estabilidade do regime hídrico das bacias hidrográficas (Baker et al., 2004).

Apesar de muitos avanços terem sido feitos nas últimas décadas, o conhecimento sobre os efeitos das mudanças de uso das terras sobre a quantidade e a qualidade de água nas bacias ainda é insuficiente para uma gestão eficaz dos recursos hídricos. Portanto, é essencial compreender os efeitos das mudanças de uso das terras sobre a disponibilidade de recursos hídricos, especialmente considerando cenários de mudanças climáticas que preveem eventos de precipitação extremas e secas mais prolongadas em diversas regiões (IPCC,2013).

Para obter uma melhor compreensão sobre os efeitos da cobertura da terra e da precipitação sobre a provisão dos recursos hídricos é essencial contar com séries temporais sobre volume e qualidade dos corpos d'água aliados a séries temporais de dados climáticos. Estas informações devem ser aliadas a séries históricas de uso e cobertura das terras. Apesar do aumento na disponibilidade de mapeamentos temporais sobre uso e cobertura das terras em larga escala (Rudorff et al. 2010, Hansen et al. 2013), estes mapeamentos geralmente não refletem detalhes da dinâmica de cobertura das terras em intervalos temporais pequenos como, por exemplo, mudanças na cobertura das terras devido a colheita, a diferentes estágios de crescimento das culturas ou a mudanças sazonais e fenológicas da vegetação nativa. Uma alternativa a estas limitações pode ser combinar mapeamentos de uso das terras realizados com intervalos anuais ou decenais com índices de vegetação gerados com resoluções temporais mensais ou semanais.

Tendo em vista a necessidade de desenvolver indicadores sobre a qualidade e quantidade de água, bem como de melhor compreender os efeitos da cobertura das terras sobre a provisão dos recursos hídricos, o presente trabalho tem os seguintes objetivos: i) quantificar o efeito da cobertura florestal e da precipitação sobre a turbidez e a concentração de STD nos corpos d'água e a variação no nível dos rios; ii) avaliar a contribuição do uso de séries temporais de imagens MODIS-EVI na melhoria dos modelos para previsão de quantidade e qualidade dos recursos hídricos.

2. Metodologia de Trabalho

A área de estudo está localizada no estado de São Paulo (Figura 1) e abrange os biomas do cerrado e da Mata Atlântica. Conforme a classificação de Köppen, o clima da região é subtropical com temperaturas médias anuais entre 16 e 20°C e precipitação entre

1300-2200 mm (Alvarez et al. 2013). As bacias do litoral (Baixada Santista, Ribeira do Iguape e Litoral Sul) apresentam altitude que variam de 0 a 150 m e são separadas pela Serra do Mar das demais bacias, que apresentam altitude entre 400 a 1500 m.

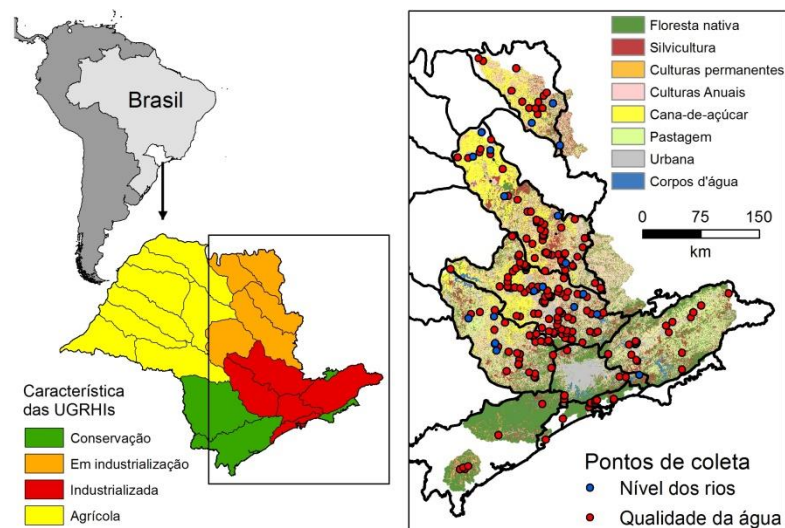


Figura 1. Localização dos pontos de coleta de qualidade de água e nível dos rios e principais classes de uso e cobertura das terras nas bacias estudadas em diferentes unidades de gerenciamento de recursos hídricos (UGRHI) do estado de São Paulo.

Utilizamos dados de turbidez e STD medidos pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), abrangendo um período de janeiro de 2000 a novembro de 2014 com medições a cada dois meses. Utilizamos dados de cotas dos rios e precipitação fornecidos pelo Departamento de Águas e Energia Elétrica do estado de São Paulo (DAEE) com frequência de medição diária entre 2000 e 2015. Para cada ponto de monitoramento de qualidade de água, associamos a precipitação acumulada nos sete dias anteriores a coleta. Para os dados de nível dos rios fizemos uma análise prévia visando identificar quais valores de precipitação acumulada estavam mais correlacionados com o nível do rio em cada bacia. Desta forma, calculamos a precipitação acumulada variando de dois até oito dias antes da medida da cota dos rios, sendo que para cada bacia foi utilizado o intervalo de precipitação mais correlacionado com as medidas de nível dos rios.

A partir da localização geográfica dos pontos de monitoramento de qualidade e de quantidade dos recursos hídricos, fizemos a delimitação das bacias por interpretação visual de imagens ASTER com resolução espacial de 30 m. Consideramos apenas as áreas que drenam para os pontos de coleta. Em cada bacia, calculamos a porcentagem de cobertura florestal nativa e das principais classes de uso do solo (cana-de-açúcar, áreas urbanas, pastagens, silviculturas) baseadas em uma composição de mapeamentos provenientes de diferentes fontes (remanescentes de vegetação nativa, silvicultura e áreas urbanas obtidos junto ao Instituto Florestal de São Paulo (IF) e ao Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais, mapeamento de cana-de-açúcar elaborado pelo projeto Canasat, e mapeamento de áreas de pastagem a partir de imagens LANDSAT). Excluímos de nossas análises bacias com menos de 600 ha de área, com porcentagem de cobertura urbana maior que 50% ou com menos de 12 amostras de qualidade da água ou precipitação no período estudado. Nos modelos de STD também excluímos as bacias da Baixada Santista devido à variância 100 vezes maior nos valores de STD em relação às demais bacias. Ao todo, utilizamos 6.485 amostras de 163 pontos de coleta para os modelos de STD, 11.122 amostras de 188 pontos para os modelos de turbidez e 71.309 amostras de 31 pontos para os modelos de volume de água.

Para estimar a quantidade e densidade de vegetação fotossinteticamente ativa nas bacias, utilizamos imagens MODIS-EVI (NASA EOSDIS, 2016) com resolução espacial de 250 m. A partir destas imagens, calculamos os valores médios de EVI em cada bacia para as áreas cobertas por vegetação florestal nativa (EVI_floresta) e para as áreas ocupadas por atividades antrópicas (EVI_matriz), resultando em uma série temporal com valores de EVI no período analisado. Para os dados de qualidade ou cota dos rios que não coincidiam com as datas das imagens MODIS, estimamos os valores de EVI por interpolação aritmética.

Analisamos os dados por uma abordagem de modelos lineares mistos generalizados. Usamos como variável resposta de qualidade de água os valores de turbidez e de STD. Como variável resposta de quantidade de água, calculamos a razão entre a cota diária e a cota média de cada rio para o período estudado. Como covariáveis, usamos a porcentagem de cobertura florestal, os valores médios de EVI_matriz e EVI_floresta das bacias, e a precipitação acumulada. Para os modelos de STD e turbidez, também incluímos a porcentagem de cobertura de cana-de-açúcar e áreas urbanas. Como a área das bacias, o tipo de solo e a formação geológica predominante podem influenciar a capacidade de infiltração de água, o risco de erosão e o tempo de residência da água na bacia, também testamos estas informações como covariáveis. Utilizamos a identificação de cada bacia como variável aleatória em todos os modelos. Usamos o logaritmo natural das variáveis turbidez, STD, área da bacia e chuva acumulada.

Para cada variável resposta, geramos modelos com todas as combinações possíveis entre os efeitos aditivos das covariáveis e de interação entre a vegetação (porcentagem de cobertura florestal, EVI_matriz ou EVI_floresta) e a chuva acumulada. Realizamos todas as análises com a função `lmer()` do pacote `lme4` do software estatístico R (*R Development Core Team*, 2008) e comparamos os modelos utilizando o critério de informação de Akaike. Devido a não normalidade dos resíduos nos modelos selecionados para qualidade de água, eliminamos da análise os dados que apresentaram distância de *cook* 4 vezes maior que a média da distância de *cook* em relação ao melhor modelo. Para turbidez, eliminamos 561 amostras, enquanto para STD, eliminamos 277 amostras.

A seguir estão exemplos de modelos completos usados para a variação da cota dos rios (equação 1) e para a turbidez e sólidos totais dissolvidos (equação 2):

$$\text{Variação na cota} \sim \% \text{ floresta} + \text{EVI_floresta} + \text{prec.} + \text{Área} + \text{EVI_floresta} * \text{prec.} + \text{ID_bacia} \quad (1)$$

$$\begin{aligned} \text{Índice de qualidade} \sim \% \text{ floresta} + \% \text{ cana} + \% \text{ urbana} + \text{prec.} + \text{EVI_floresta} + \text{EVI_matriz} + \\ \text{EVI_floresta} * \text{prec.} + \text{EVI_matriz} * \text{prec.} + \text{ID_bacia} \quad (2) \end{aligned}$$

Onde % floresta é a porcentagem de cobertura florestal, %cana é a porcentagem de cobertura de áreas de plantio de cana-de-açúcar e %urbana porcentagem de área urbana nas bacias. EVI_matriz é o valor médio do índice de vegetação das áreas de atividades antrópicas. EVI_floresta é o valor médio do índice de vegetação nas áreas de floresta nativa. Prec é a precipitação acumulada, Área é a área da bacia, e ID_bacia é a variável aleatória que identifica cada bacia.

3. Resultados e Discussão

O melhor modelo selecionado para cada uma das variáveis estudadas possui as covariáveis de EVI. Para os modelos de STD e turbidez, o uso de EVI aumenta em 0,05 e 5% a porcentagem da variância explicada pelas variáveis fixas (R^2_m), respectivamente (Tabela 1). Para os modelos de variação da cota dos rios, o EVI aumenta em cerca de 7% os valores de R^2_m (Tabela 1).

Tabela 1. Valores do critério de informação de Akaike (AIC), variação do AIC (ΔAIC) em relação ao melhor modelo, porcentagem da variância explicada pelos fatores fixos (R^2_m) e por todas as covariáveis do modelo (R^2_c) e valores dos coeficientes estimados para cada uma das covariáveis para os melhores modelos com e sem dados de EVI como covariável (inter representa o intercepto do modelo; %flor, %cana e %urb representam, respectivamente, as porcentagens de floresta, cana-de-açúcar e área urbana na bacia; EVI_m e EVI_f representam o valor médio de EVI das áreas de matriz e das áreas florestais da bacia, respectivamente).

Modelos de Sólidos dissolvidos totais												
	AIC	ΔAIC	R^2_m	R^2_c	inter	prec	EVI_f	EVI_m	%urb	EVI_f *prec	EVI_m *prec	
Com EVI	7870	0	0,19	0,53	4,66	-0,01	0,17	-0,23	0,23	0,06	-0,05	
Sem EVI	8090	220	0,18	0,52	4,68	-0,02	-	-	0,26	-	-	

Modelos de Turbidez													
	AIC	ΔAIC	R^2_m	R^2_c	inter,	prec	EVI_f	EVI_m	%flor	%cana	%urb	EVI_f *prec	
Com EVI	20607	0	0,35	0,64	2,5	0,21	-0,28	0,45	-0,40	-0,10	0,17	0,04	
Sem EVI	22168	1561	0,30	0,56	2,4	0,27	-	-	-0,37	-0,12	0,05	-	

Modelos de variação no nível dos rios										
	AIC	ΔAIC	R^2_m	R^2_c	inter.	prec	EVI_m	%flor	EVI_m *prec	
Com EVI	175709	0	0,30	0,35	0	0,3	0,2	-0,12	0,36	
Sem EVI	184595	8886	0,23	0,32	0	0,44	-	-0,03	-	

A baixa diferença entre o valor de R^2_m nos modelos de STD com EVI e sem EVI indica o baixo poder explicativo dessas covariáveis. Singh e Mishra (2014) encontraram uma correlação entre a cobertura florestal e a quantidade de STD, porém esta correlação é fortemente influenciada pela presença de uma única bacia em seu estudo com valores muito elevados de STD. Nossos modelos evidenciam o erro de incluir bacias com valores de STD muito elevados no estudo do efeito da cobertura florestal sobre a quantidade de STD. Na nossa área de estudo, as bacias da baixada santista apresentam valores e variância de STD na ordem de 100 vezes maiores que as demais bacias. Ao analisarmos os modelos com a presença dessas bacias, encontramos uma relação positiva da cobertura florestal na quantidade de STD (dados não mostrados). Isso nos levaria a supor erroneamente que a cobertura florestal na bacia aumenta a quantidade de STD. Porém, nos modelos sem essas bacias, a covariável de cobertura florestal não é selecionada (Tabela 1), mostrando que não há influência significativa da cobertura florestal na quantidade de STD. O aumento na porcentagem de área urbana na bacia aumenta a quantidade de STD e é o principal fator que explica a variação encontrada. O valor de R^2_m do modelo contendo apenas essa covariável e a variável aleatória representa 93% do valor absoluto de R^2_m do melhor modelo.

Já para a turbidez, as covariáveis de porcentagem de uso do solo são significativas. Maiores porcentagens de cobertura florestal e de cana-de-açúcar diminuem a turbidez, enquanto maiores porcentagens de áreas urbanas aumentam a turbidez (Tabela 1), sendo que o efeito da cobertura florestal na redução da turbidez é quatro vezes maior do que o efeito da

cana-de-açúcar. A influência da cobertura florestal na turbidez é amplamente corroborada pela literatura, uma vez que a diminuição da cobertura florestal expõe o solo, aumentando a erosão após a incidência de chuvas (Cunha et al. 2016; Griffith et al. 2002; Singh e Mishra 2014).

No que diz respeito à qualidade da água, a maior parte da variação encontrada é explicada pela variável aleatória, representado pelo alto valor de R^2c em comparação com o de R^2m . Isso indica que características intrínsecas de cada bacia que não analisamos neste estudo podem ser mais importantes para a qualidade da água. Dentre elas, podem ser destacadas a presença de estradas próximas aos corpos d'água (Souza e Gastaldini, 2014) e o tipo de atividade industrial e rural na bacia (Dukes e Evans, 2006).

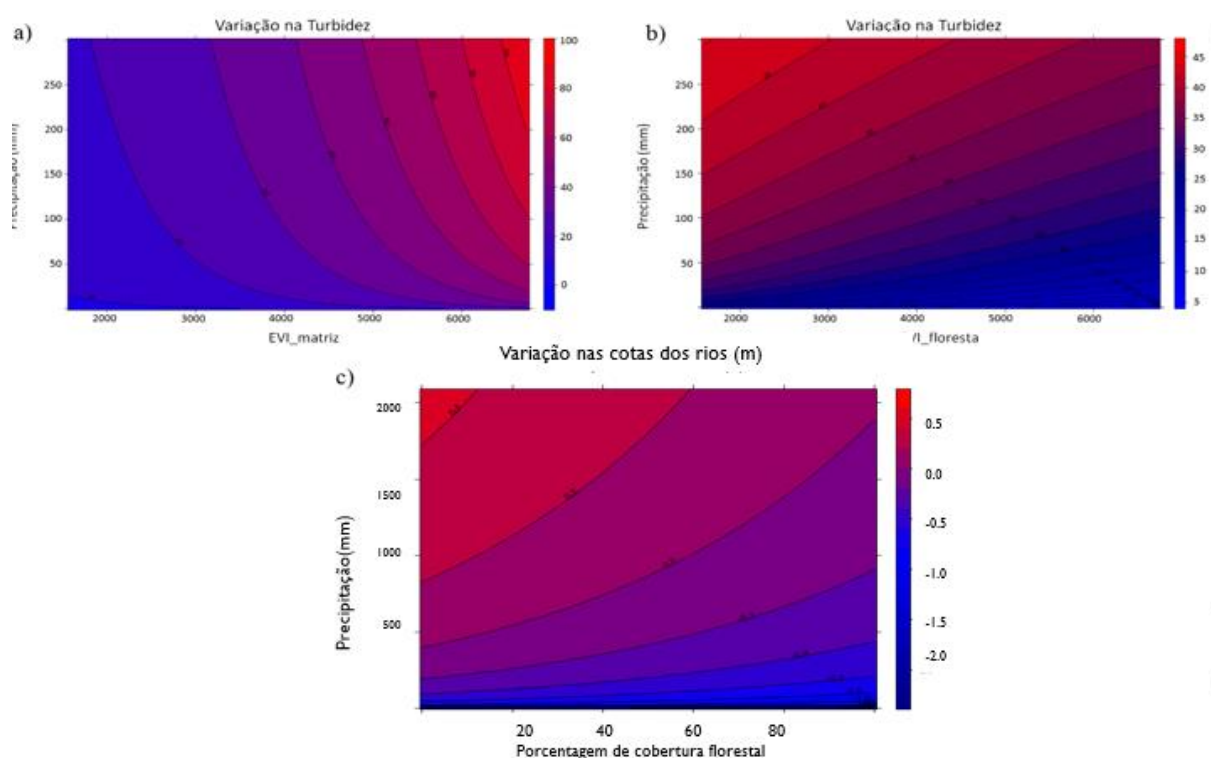


Figura 2 - Efeito da precipitação e do índice de vegetação das áreas florestais ou das áreas de uso antrópico sobre a turbidez (A e B, respectivamente) e sobre a variação do nível dos rios (C).

Em nosso trabalho, o aumento do EVI nas áreas florestais está negativamente relacionado com a turbidez (Figura 2b). Griffith et al. (2002) estimaram a cobertura vegetal em bacias dos Estados Unidos por meio do NDVI e encontraram uma relação de diminuição da turbidez com o aumento da cobertura vegetal. Porém, a relação do EVI com a turbidez nas áreas de uso antrópico (EVI_matriz) tem um padrão oposto ao que esperávamos. Nessas áreas, o EVI tem uma relação positiva com a turbidez (Figura 2a). Contudo, essa relação não implica uma relação de causa e efeito. O EVI tende a ser maior na época mais quente do ano, que também é a de chuvas mais intensas. Isto indica que o efeito da cobertura vegetal na matriz não é suficiente para diminuir a erosão do solo e o aporte de sedimentos nos corpos d'água. Estes resultados refletem o impacto do uso do solo na turbidez, principalmente das atividades agropastoris (Dukes e Evans, 2006; Souza e Gastaldini, 2014), e a necessidade de adotar estratégias de conservação e manejo de solo que visem a redução dos processos erosivos, a fim de garantir a qualidade de água.

No que diz respeito aos modelos de variação das cotas dos rios, encontramos um peso maior para as variáveis fixas. O valor de R^2_c é apenas 4% maior que o de R^2_m (Tabela 1). Isso indica que alguns fatores intrínsecos a cada bacia, como a rede de captação de água, podem influenciar a vazão nos corpos d'água, mas que a cobertura florestal, a densidade de vegetação e a intensidade das chuvas nas bacias são mais importantes. No melhor modelo para a variação na cota dos rios, um aumento na cobertura florestal está relacionado com uma diminuição na variação da cota dos rios (Tabela 1, figura 2c). Assim como nos modelos de turbidez, o valor positivo do coeficiente de EVI_matriz (Tabela 1) indica que a cobertura vegetal nas áreas de uso antrópico não é suficiente para evitar o maior escoamento superficial em períodos mais chuvosos. A vegetação de áreas agrícolas tem menor capacidade de interceptar e reter a água, se comparada com a vegetação florestal, devido a menores complexidade estrutural e área foliar (Bacellar, 2005). Estes resultados sugerem que a presença da vegetação florestal nativa pode dar maior estabilidade aos corpos hídricos, diminuindo a vulnerabilidade da provisão de água durante eventos climáticos extremos, como picos de cheia e extravasamento de represas durante precipitação extrema (Bacellar, 2005).

4. Conclusões

A melhora nos modelos de quantidade e qualidade dos recursos hídricos com o uso de dados de EVI, associada a maior facilidade e rapidez na aquisição de séries temporais desses dados, sugere que o uso de índices de vegetação é estratégia essencial no estudo da provisão de recursos hídricos. A quantidade e densidade da cobertura florestal nas bacias hidrográficas apresentam uma relação negativa com a turbidez e a variação na cota dos rios. Entretanto, a densidade da vegetação em áreas de uso antrópico apresenta uma relação positiva com a turbidez e a variação nas cotas dos rios, indicando que a vegetação nessas áreas não é suficiente para impedir o maior escoamento superficial, a erosão e o aporte de sedimentos aos corpos d'água. Sugerimos que ações de controle de erosão e de proteção e aumento da cobertura florestal devem ser adotadas a fim de melhorar a qualidade da água nas bacias. Por fim, o aumento da cobertura florestal nas bacias também aumenta a estabilidade hídrica, podendo assegurar maior previsibilidade da produção dos recursos hídricos em períodos de variações na precipitação.

5. Agradecimentos

Ao apoio financeiro da CAPES (bolsa de pós-doutorado de LRT e projeto de pesquisa nº 068/2013), da FAPESP (financiamento ao Projeto Interfaces) e do Programa Unificado de Bolsas da Universidade de São Paulo (bolsa de iniciação científica de MHBM), e o apoio de todos integrantes de Laboratório de Ecologia da Paisagem e Conservação da Universidade de São Paulo. Agradecemos a CETESB e DAEE pelos dados de qualidade e quantidade de água e a Clayton Alcarde Alvares pelos dados de precipitação

6. Referências bibliográficas

Alvares, C.A.; Stape, J.L.; Sentelhas, P.C.; de Moraes, G.; Leonardo, J.; Sparovek, G. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v.22, p.711-728, 2013.

Angers, D.A.; Caron, J. Plant-induced changes in soil structure: Processes and feedbacks. *Biogeochemistry*, v.42, p.55-72, 1998.

Bacellar, L.A.P. O papel das florestas no regime hidrológico de bacias hidrográficas. *Geo. br.*, v.1, p. 1-39, 2005.

Baker, D.B.; Richards, R.P.; Loftus, L.T.; Kramer, J.W. A new flashiness index: characteristics and applications to Midwestern rivers and streams. *Journal of the American water resources association*, v.40, p 503-522, 2004.

- Bonan, G.B.; Oleson, K.W.; Vertenstein, M.; Levis, S.; Zeng, X.B.; Dai, Y.J.; Dickison, R.E.; Yang Z.L. The land surface climatology of the community land model coupled to the NCAR community climate model. **Journal of Climate**, v.15, p.3123-3149, 2002.
- Bosch, J.M.; Hewlett, J.D. A review of catchment experiments to determine the effect of vegetation changes on water yield and evapotranspiration. **Journal of hydrology**, v.55, p.3-23, 1982.
- Cunha, D.G.F.; Sabogal-Paz, L.P.; Dodds, W.K. Land use influence on raw surface water quality and treatment costs for drinking supply in São Paulo State (Brazil). **Ecological Engineering**, v.94, p.516-52, 2016
- Devitt, D.A.; Smith, S.D. Root channel macropores enhance downward movement of water in a Mojave Desert ecosystem. **Journal of Arid Environments**, v.50, p.99-108, 2002
- Dukes, M.D.; Evans, R.O. Impact of agriculture on water quality in the North Carolina Middle Coastal Plain. **Journal of irrigation and drainage engineering**, v.132, n. 3, p. 250-262, 2006.
- Essery, R.; Clark, D.B. Developments in the MOSES 2 land-surface model for PILPS 2e. **Global and Planetary Change** v.38, p.161-164, 2003.
- Griffith, J.A.; Martinko, E.A.; Whistler, J.L.; Price, K.P. Interrelationships among landscapes, NDVI, and stream water quality in the US Central Plains. **Ecological Applications**, v.12, n.6, p.1702-1718, 2002.
- Hansen, M.C.; Potapov, P.V.; Moore, R.; Hancher, M.; Turubanova, S.A.; Tyukavina, A.; Thau, D.; Stehman, S.V.; Goetz, S.J.; Loveland, T.R.; Kommareddy, A.; Egorov, A.; Chini, L.; Justice, C.O.; Townshend, J. R. G.. "High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change." **Science**, v.342, n.15, p. 850–853, 2013.
- Lima, W. de P.; Laproveitera, R.; Ferraz, S.F.B.; Rodrigues C.B.; Silva, M.M. Forest plantations and water consumption: a strategy for hydrosolidarity. **International Journal of Forestry Research**, 2012
- Lima, W. de P.; Ferraz, S. F. de B.; Ferraz, K. M. P. M. Interações bióticas e abióticas na paisagem: uma perspectiva eco-hidrológica. In: CALIJURI, M. do C.; CUNHA, D. G. F. (Ed.) **Engenharia ambiental: conceitos, tecnologia e gestão**. Rio de Janeiro: Elsevier, 2013, p.215-44,.
- NASA EOSDIS Land Processes DAAC, USGS Earth Resources Observation and Science (EROS) Center, Sioux Falls, South Dakota. Disponível em: <<https://www.modis.cnptia.embrapa.br/geonetwork/srv/pt/main.home>> Acesso em: 10 mai 2016.
- Rudorff, B.F.T.; Aguiar, D.A.; Silva, W.F.; Sugawara, L.M.; Adami, M.; Moreira, M.A. Studies on the Rapid Expansion of Sugarcane for Ethanol Production in São Paulo State (Brazil) Using Landsat Data. **Remote Sensing**. v.2, n.4, p.1057-1076, 2010.
- Singh, S.; Mishra A.A. Spatiotemporal analysis of the effects of forest covers on stream water quality in Western Ghats of peninsular India. **Journal of Hydrology**, v.519, p.214-224, 2014.
- Souza, M.M.D.; Gastaldini, M.D.C.C. Water quality assessment in watersheds with different anthropogenic impacts. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v.19, n.3, p.263-274, 2014.
- Tundisi, J. G. **Recursos hídricos no Brasil: problemas, desafios e estratégias para o futuro**. Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 2014, 76p.
- United Nations. Dept. of Economic. **World Population Ageing**. United Nations Publications, 2009.
- United Nations. Dept. of Economic. **World Urbanization Prospects: The 2015 Revision**. United Nations Publications, 2015.