III SIMPÓSIO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO

A Importância da Ciência para o Futuro do Rio São Francisco

# AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS AMBIENTAIS DA INSTALAÇÃO DO EIXO LESTE DO PROJETO DE INTEGRAÇÃO DO RIO SÃO FRANCISCO SOBRE A COBERTURA VEGETAL NATIVA

*Coelho, L. F. M.*[1], *Faustino, A. B.*[1], *Rodrigues, R. G.*[1,2]

[1]*Universidade Federal do Vale do São Francisco – UNIVASF/NEMA*
*Núcleo de Ecologia e Monitoramento Ambiental, Petrolina/PE, CEP: 56300-000*
*coelholf@yahoo.com.br; alinebertow@gmail.com*

[2]*Universidade Federal do Vale do São Francisco – UNIVASF/CCA*
*Campus Ciências Agrárias, Petrolina/PE, CEP: 56300-000*
*renato.garcia@univasf.edu.br*

## ABSTRACT

Linear infrastructure works are significant inductors of loss and fragmentation of natural habitats. Therefore, these developments can be a major threat to the maintenance of biodiversity. This study aimed at evaluating the impact on vegetation cover stemming from the implementation of the East axis of the PISF (Sao Francisco River Integration Project). The study area range is 12 Km from each side of the canal, totaling 514,020 ha around the East axis. Landsat series Satellite images from 2007, 2015 and 2018 were used. Landscape metrics were used to characterize landscape structure. Two maps were generated representing the two time periods studied (2007 to 2015 and 2015 to 2018). Three areas were recognized in each map: (i) areas with authorization for vegetal suppression (AVS), (ii) areas directly affected and (iii) areas not directly affected, considered the local average for changes on vegetal cover. The Kappa coefficient shows high accuracy of classifications. The allocation disagreement was larger than quantity disagreement, indicating robustness of landscape composition data. Results show that, despite fragmentation, the impact related to habitat loss and structural connectivity was low in the areas studied. Although the development has promoted an increase in edge density and patch density, deforestation, as expected, was larger in areas with AVS.

**Palavras-Chave** – Caatinga, fragmentação, perda de hábitat, dinâmica de paisagens.

## INTRODUÇÃO

Obras de infraestrutura, não obstante as possíveis melhorias na qualidade de vida da população, são importantes indutores do processo de perda e fragmentação dos hábitats naturais (Geneletti, 2006). Projetos como o PISF (Projeto de Integração do Rio São Francisco com as Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional) se estendem por dezenas de quilômetros e cruzam diversos ambientes, potencialmente influenciando a perda e a fragmentação de hábitats nativos presentes no seu caminho (Dalloz *et al*. 2017; Geneletti, 2004).

Entre as alterações na cobertura vegetal associadas a infraestruturas lineares o aumento da fragmentação *per se* (sensu Fahrig, 2003) é esperado e pode representar séria ameaça para a conservação da biodiversidade (Santos e Tabarelli, 2002), principalmente após a perda de hábitat cair abaixo de um determinado limiar (Turner *et al*. 2001; Fahrig, 2003).

O PISF é a maior obra hídrica já realizada dentro do bioma Caatinga (EIA/RIMA, 2004) e, portanto, pode influenciar sobremaneira as mudanças na cobertura vegetal. De fato, o monitoramento das mudanças na cobertura vegetal faz parte das condicionantes da Licença de

Instalação dessa obra (EIA/RIMA, 2004, LI 438/2007 IBAMA, LI 925/2013 IBAMA), que tem seu licenciamento conduzido pelo IBAMA.

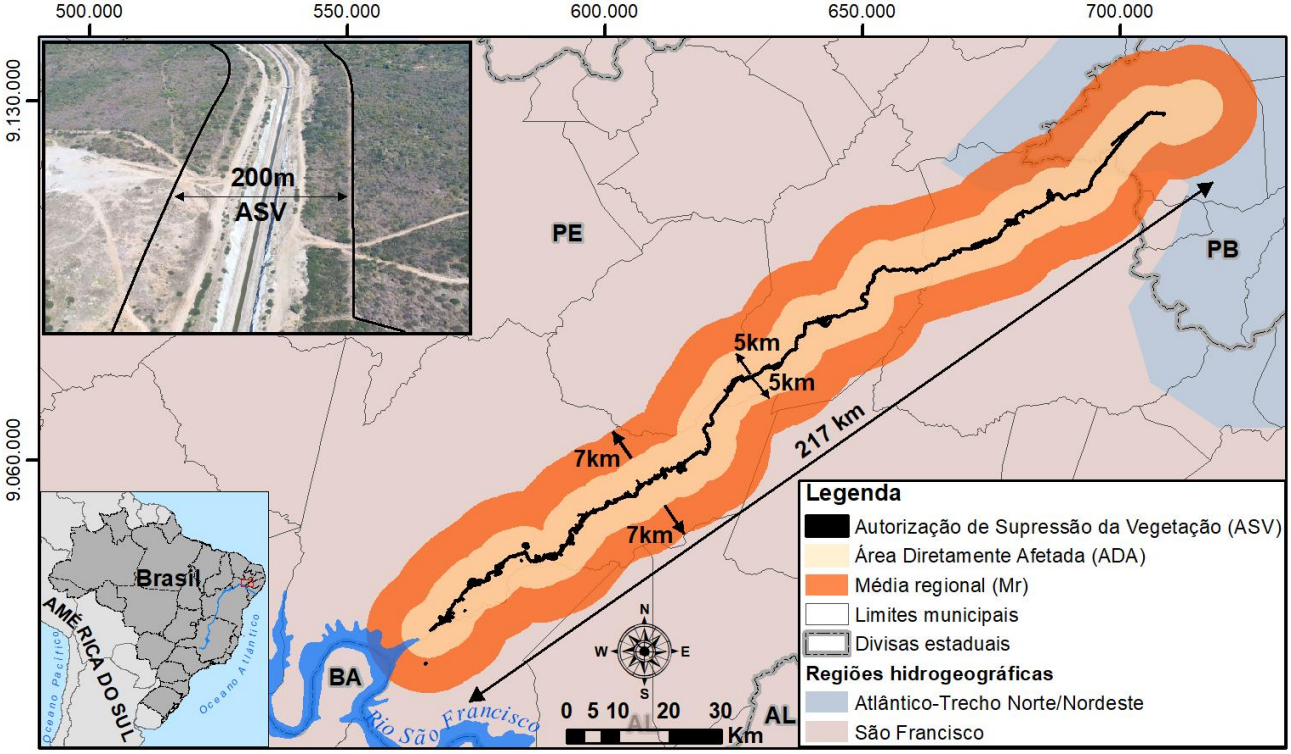
Entre as diversas obras de infraestrutura conduzidas no Brasil, poucas tem a avaliação dos impactos associados à sua instalação divulgados para a comunidade científica. Sendo assim, o objetivo desse estudo consiste em avaliar o impacto na cobertura vegetal decorrente da instalação do eixo Leste do PISF.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

A área de estudo está localizada nos estados de Pernambuco e Paraíba, entre os paralelos 7º43’47.18” S e 8º56’47.73” S e meridianos 38º32’50.18” O e 36º55’39.85” O. O eixo Leste cruza 4 municípios, possui 217 km de comprimento e a área com ASV (Autorização de Supressão da Vegetação) possui 200 m de largura, com exceção de alguns trechos (e.g. ao redor dos 13 reservatórios distribuídos ao longo do canal e de áreas de jazidas). A ADA (Área Diretamente Afetada) abrange uma faixa com 5 km para cada lado do canal e a Mr (Média Regional), uma faixa de 7 km no entorno da ADA. Logo, a área total analisada abrange uma faixa com 12 km para cada lado do canal, totalizando 514.020 ha analisados (FIGURA 1). Vale ressaltar que esses três recortes não possuem áreas sobrepostas um com o outro.

FIGURA 1. Localização da área de estudo.




Os dados cobertura do solo foram gerados a partir da classificação de imagens de satélite. Ao todo foram utilizadas 9 imagens de satélite para recobrimento total da área nos anos de 2007, 2015 e 2018, fazendo-se uso dos satélites Landsat 5 TM, resolução radiométrica 8 bits, resolução

espacial de 30m e Landsat 8 sensor OLI, com resolução radiométrica de 16 bits e resolução espacial de 30 m. Ressaltando que a Licença de Instalação esteve vigente entre 23/mar/2007 e 10/out/2018 (LI 438/2007 IBAMA, LI 925/2013 IBAMA, LO 1464/2018 IBAMA).

Na fase de pré-processamento das imagens orbitais foram extraídas áreas cobertas por corpos d`água, sombra de nuvens e nuvens com o algoritmo Fmask (Zhu, 2015), visando diminuir possíveis confusões no processo de classificação. As bandas 2, 3, 4, 5, 6 e 7 foram segmentadas e em seguida foi realizada a classificação não supervisionada por regiões utilizando o classificador Isoseg no programa SPRING (Câmara *et. al.* 1996). Após a classificação realizou-se o mapeamento para as seguintes classes temáticas: caatinga, uso antropizado, corpos d'água e áreas não classificadas. Para a validação foi gerada uma matriz de confusão, guardando as proporções reais de cada classe, a partir de 206 pontos de referência distribuídos aleatoriamente, com a finalidade de avaliar o grau de discordância entre os pontos de referência e a classificação em relação a quantidade e a distribuição espacial dos pixels de cada classe (Pontius e Millones, 2011). A concordância do histórico de mudança entre os mapas classificados e os pontos de referência foi obtida com o uso da Matriz de Confusão da Trajetória (Li e Zhou, 2009).

Para analisar a estrutura da paisagem, os remanescentes de Caatinga foram agrupados em sete classes de tamanho: 1) < 1 ha; 2) > 1 a 10 ha; 3) > 10 a 100 ha; 4) > 100 a 1.000 ha; 5) > 1.000 a 10.000 ha; 6) > 10.0000 a 100.000 ha e 7) > 100.000 ha. Também foram calculadas as seguintes métricas de paisagem: área do maior fragmento (LPI), densidade de fragmentos (PD), densidade de borda (ED) e a quantidade total de hábitat (PLAND), segundo MacGarigal (1995).

Para a análise da dinâmica da paisagem, foram gerados dois mapas sínteses, utilizando regras booleanas (Cordeiro e Barbosa, 2004) para cruzamento das diferentes datas classificadas. Por exemplo, um pixel que migra da classe "Desmatamento" em 2007 para a classe "Caatinga" em 2015 será incluído na classe "Regeneração 2007 a 2015". As operações para gerar os mapas sínteses foram executadas em LEGAL (Linguagem Espacial para Geoprocessamento Algébrico) no programa SPRING (Câmara *et al*., 1996).

Após a elaboração, os mapas síntese foram recortados considerando as diferentes áreas de influência da obra (FIGURA 1). A área com ASV que é a área com maior impacto da obra. A ADA, onde, além da previsão de impactos indiretos por meio de aumento do interesse imobiliário nas terras próximas ao empreendimento, são previstas atividades como licenciamento de jazidas minerais e implantação de Vilas Produtivas Rurais (para assentamento das famílias deslocadas pelo empreendimento). E a Média regional, onde consideramos como premissa que as mudanças na cobertura vegetal são independentes da obra. Para verificar se a dinâmica da paisagem diferiu entre os recortes analisados para cada período foi realizado um teste de independência qui-quadrado (Sokal e Rolfh, 2012).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

A acurácia das classificações foi considerada muito boa segundo o coeficiente de concordância Kappa (coeficiente de Kappa [k] e pontos de referência [ref] para: 2007 – k = 0,63 e ref = 272; 2015 – k = 0,78 e ref = 272; 2018 – k = 0,65 e ref = 206). Em relação a concordância global (85%, 89% e 86% de acerto para 2007, 2015 e 2018 respectivamente), a análise dos dois componentes do erro (de alocação e de quantidade), mostrou que a discordância em relação à alocação (14%, 8% e 13% para 2007, 2015 e 2018 respectivamente) foi maior que a discordância em relação à quantidade (1%, 2% e 0,3% para 2007, 2015 e 2018, respectivamente), indicando que

a informação relacionada a composição da paisagem (e.g. perda de hábitat) é mais robusta que a informação relacionada a configuração espacial das manchas de hábitat.

Os mapas de mudança da cobertura vegetal para os dois períodos analisados também apresentaram boa acurácia (mapa síntese de 2007 a 2015 = 76,1% e mapa síntese de 2015 a 2018 = 78,2%). Além disso as medidas ADICn (Diferença de acurácia para classe "sem-mudança") e ADICc (Diferença de acurácia para classe "mudança") mostram que para a maioria dos acertos na identificação de mudanças ou não mudanças na cobertura vegetal, também houve acerto das classes envolvidas nas diferentes etapas das trajetórias analisadas para cada período (mapa síntese de 2007 a 2015 – ADICn = 97,2% e ADICc = 97,0%; mapa síntese de 2015 a 2018 – ADICn = 97,9% e ADICc = 91,3%).

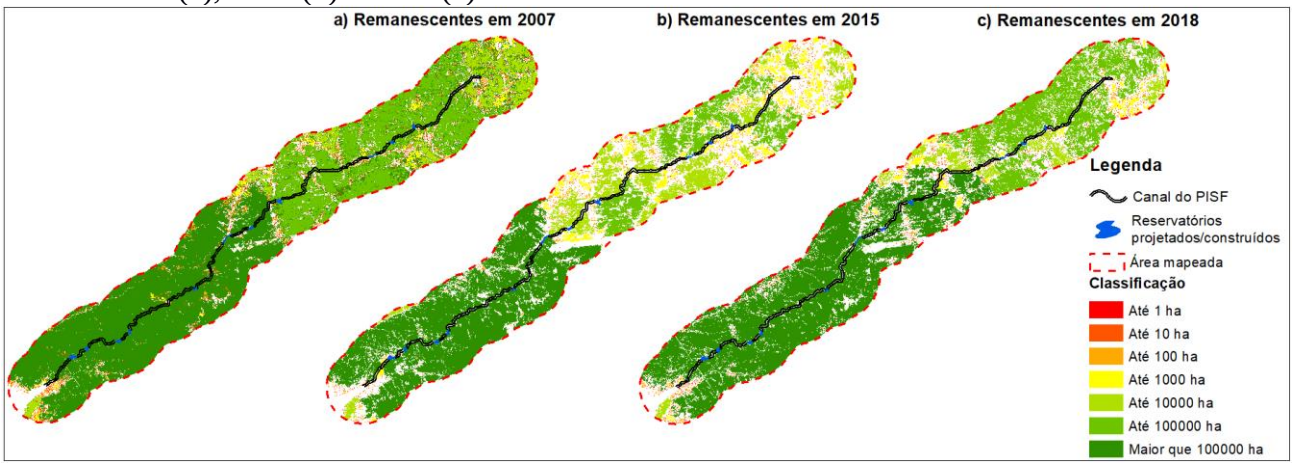
As métricas avaliadas indicam que houve aumento na porcentagem da cobertura vegetal na última data analisada, influenciando positivamente o LPI (TABELA 1). Indicando que, para essa escala de análise, não foi detectada variação importante na conectividade estrutural (FIGURA 2).

TABELA 1. Métricas de paisagem para as datas de 2007, 2015 e 2018.

| **Métricas de paisagem** | **2007** | **2015** | **2018** |
|---|---|---|---|
| PLAND (Porcentagem de hábitat - %) | 71,5 | 65,3 | 73,7 |
| ED (Densidade de borda - m/ha) | 43,0 | 39,5 | 48,5 |
| LPI (Índice do maior fragmento - %) | 37,8 | 35,1 | 46,3 |
| PD (Densidade de fragmentos - número de fragmentos/100ha) | 1,0 | 1,3 | 1,9 |

Os dados levantados sugerem que o processo de fragmentação *per se* (*sensu* FAHRIG, 2003) foi influenciado pela instalação da obra, com aumento da densidade de borda e da densidade de fragmentos (TABELA 1), pois mesmo com o aumento na porcentagem cobertura vegetal na última data analisada, houve aumento no grau de fragmentação do hábitat na área analisada, expresso principalmente pela densidade de fragmentos e densidade de borda (TABELA 1).

FIGURA 2. Distribuição espacial dos remanescentes de Caatinga por classe de tamanho para os anos de 2007 (a), 2015 (b) e 2018 (c).



A influência da obra sobre a fragmentação também ficou evidente a partir da visível relação entre o contorno do canal e dos fragmentos para a metade superior dos mapas gerados para os anos 2015 e 2018 (FIGURAS 2b e 2c), anos esses que representam a situação após aproximadamente 75% e 95% da instalação da obra completa (informação pessoal).

A precipitação média anual durante o período de instalação da obra também influenciou o processo de fragmentação ao longo dos canais do PISF. Enquanto o período entre 2007 e 2015 foi influenciado pela seca registrada entre 2012 e 2016 (Azevedo *et al*. 2018), seca essa que afetou todo o semiárido e, portanto, todos os municípios cruzados pelo eixo Leste do PISF (Alvalá *et al*. 2019). O período seguinte, entre 2015 e 2018, foi influenciado com o aumento da precipitação entre 2016 e 2018 (após a seca). Esse aumento da pluviosidade provavelmente explica a expansão dos fragmentos e consequentemente a redução da fragmentação ao longo do mesmo canal entre 2015 e 2018 (FIGURAs 2-b e 2-c). Mesmo assim, o fato de o efeito dos canais como indutor da fragmentação ainda poder ser notado para o eixo Leste em 2018 (FIGURA 2-c), indica que apesar da sazonalidade climática da Caatinga ter minimizado os efeitos da fragmentação, os mesmos não foram anulados.

A estrutura da paisagem (bastante relacionada à fragmentação *per se*) tem menos importância em ambientes com alta proporção de hábitat remanescente ou em ambientes com paisagem extremamente dinâmicas (Fahrig, 2005). A região analisada apresenta uma elevada proporção de hábitat remanescente, alta dinâmica relacionada a sazonalidade anual (que faz com que áreas de hábitat fiquem estruturalmente similares a áreas degradadas nos meses de seca) e alta dinâmica em relação às taxas de desmatamento e regeneração de áreas.

Sendo assim, é possível que, os efeitos da fragmentação na caatinga passem a ser mais determinantes em duas situações: (1) em áreas com menor influência da sazonalidade e com fisionomias mais florestais, excetuando-se os brejos de altitude (Porto *et al*., 2004), e (2) em áreas cuja porcentagem de hábitat remanescente esteja abaixo de 40% ou 30%, limiar este, relacionado a teoria da percolação (Andrén, 1994; Turner *et al.*, 2001, Fahrig 2003).

As porcentagens de mudança na cobertura vegetal para os dois períodos analisados mostraram que, para o período de 2007 a 2015, o desmatamento foi proporcionalmente maior em áreas com ASV, quando comparamos com os demais recortes analisados ($\chi^2$ = 10,29; GL = 4; P = 0,036), sugerindo que a instalação da obra foi responsável pela alta diferença na porcentagem de desmatamento no período de 2007 a 2015 entre áreas com ASV e os demais recortes (FIGURAS 3a e 4a). Já para o período de 2015 a 2018 foi observado um aumento desproporcional na porcentagem de corpos d'água em áreas de ASV, condizente com o enchimento dos reservatórios construídos ao longo do canal e indicando que a obra se aproxima da sua conclusão (FIGURAS 3b e 4b). Por fim, é relevante que o aumento na regeneração no segundo período analisado (2015 a 2018) tenha ocorrido nos três recortes analisados (FIGURAS 3b e 4b), pois esse fato corrobora com o aumento no valor das métricas PLAND e LPI apresentados na TABELA 1, e provavelmente todos eles estão relacionados com o aumento da precipitação após a seca de 2012-2016 (Azevedo *et al*. 2018).

Em relação ao processo de perda de hábitat, diagnosticamos uma média de supressão de 15,9 ha /km de canal construído. Considerando que o EIA estimou um desmatamento de 10 ha/km de canal (EIA/RIMA, 2004), concluímos que o desmatamento associado a obra foi subestimado. Contudo os dados apresentados também permitem concluir que o desmatamento ocorrido durante a implantação de cerca de 95% da obra não se expandiu significativamente para além das áreas com Autorização de Supressão Vegetal. Portanto, apesar de subestimado, o desmatamento associado a

instalação do PISF parece não ter extrapolado as áreas destinadas para esse fim, ou seja, as áreas com ASV.

FIGURA 3. Porcentagens de mudança na cobertura vegetal para os recortes ASV, ADA e Média regional. Para os dois períodos analisados, 2007 a 2015 (a) e 2015 a 2018 (b).

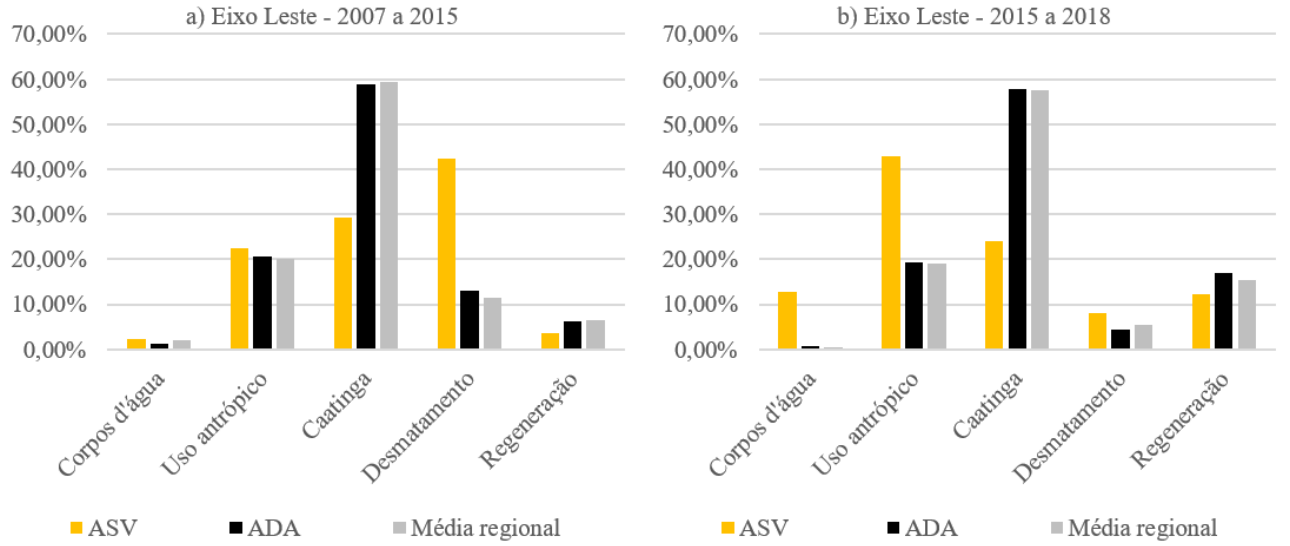
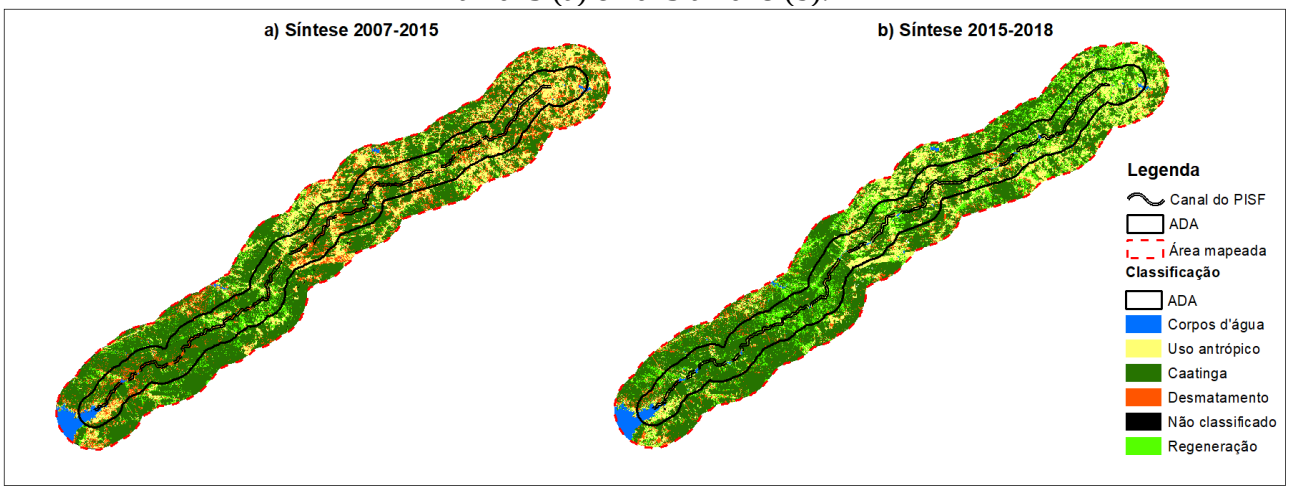



FIGURA 4. Mapas síntese de mudança da cobertura vegetal para os dois períodos analisados, 2007 a 2015 (a) e 2015 a 2018 (b).




## CONCLUSÕES

Dessa forma consideramos que, estritamente em relação à cobertura vegetal, o impacto da instalação do eixo Leste do PISF pode ser considerado baixo e com grande potencial de mitigação através do programa de recuperação de áreas degradadas. Entretanto, é possível que a influência do PISF sobre o processo de perda e fragmentação de hábitats naturais esteja mais relacionada à disponibilidade de água durante sua operação, do que à construção dos canais.

Considerando que a área beneficiada pelo eixo Leste do PISF pode chegar a 4,8 milhões de hectares, devido o grande número de municípios a serem beneficiados (104 ao todo, 4 alagoanos, 28 pernambucanos e 72 paraibanos) e que, além dos rios receptores, rios ou drenagens a jusante de 13 reservatórios podem, potencialmente, ser perenizados, é interessante que a área monitorada durante a Licença de Operação (LO 1464/2018 IBAMA) seja expandida para os municípios beneficiados pelo PISF, e para o entornos dos rios receptores e das drenagens a jusante das barragens. Uma vez que todas essas situações podem ter a cobertura vegetal influenciada pela operação do PISF.

## REFERÊNCIAS

ALVALÁ, R. C. S; CUNHA, A. P. M. A.; BRITO, S. S. B.; SELUCHI, M. E.; MARENGO, J. A.; MORAES, O. L. L. E CARVALHO, M. A. **Drought monitoring in the Brazilian Semiarid region**. Anais da Academia Brasileira de Ciências 91(Suppl. 1): e20170209. 2017.

ANDRÉN, H. **Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscape with different proportions of suitable habitat: a review**. Oikos, v.71, p.355-366. 1994.

AZEVEDO, S. A.; CARDIM, G. P.; PUGA, F.; SINGH, R. P. & SILVA, E. A. **Analysis of the 2012-2016 drought in the northeast Brazil and its impacts on the Sobradinho water reservoir**. Remote Sensing Letters, v.9, n.5, p.438-446, 2018.

CAMARA, G.; SOUZA, R. C. M.; FREITAS, U. M.; GARRIDO, J. **Spring: Integrating remote sensingand GIS by object-oriented data modelling**. Computers & Graphics, v.20, n.3, p. 395-403. 1996.

CORDEIRO, J. P. C.; BARBOSA, C. C. F. **Manual de referência LEGAL. Apêndice A**. In: DRUCK, S.; CARVALHO, M.S.; CÂMARA, G.; MONTEIRO, A.V.M. (eds). Análise Espacial de Dados Geográficos. Brasília, EMBRAPA. 2004.

DALLOZ, M.F.; CROUZEILLES, R.; ALMEIDA-GOMES, M.; PAPI, B.; PREVEDELLO, J. A. **Incorporating landscape ecology metrics into environmental impact assessment in the Brazilian Atlantic Forest**. Perspectives in Ecology and Conservation, v.15, n.3, 2017, p.216-220.

EIA/RIMA. 2004. **Estudo de Impacto Ambiental – EIA e Relatório de Impacto Ambiental - RIMA do Projeto de Integração do Rio São Francisco com Bacias Hidrográficas do Nordeste Setentrional**. Governo Federal do Brasil, Ministério da Integração nacional.

FAHRIG, L. **Effects of habitat fragmentation on biodiversity**. Annual Review of Ecology and Systematics, v.34, p.487-515. 2003.

FAHRIG, L. When is a landscape perspective important? In: WIENS, J.A.; MOSS, M.R. (Eds.). **Issues and Perspectives in Landscape Ecology**. Cambridge University Press, Cambridge, p. 3–10. 2005.

GENELETTI, D. **Using spatial indicators and value functions to assess ecosystem fragmentation caused by linear infrastructure**. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, v.5, n.1, p.1-15, 2004.

GENELETTI, D. **Some common shortcomings in the treatment of impacts of linear infrastructures on natural habitat**. Environmental Impact Assessment Review, v.26, p.257-267, 2006.

LI, B.; ZHOU, Q. **Accuracy assessment on multi-temporal land-cover Chang detection using a trajectory error matrix**. International Journal of Remote Sensing, v.30, n.5, p.1283-1296. 2009.

MCGARIGAL, K. **FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure**. US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1995.

PONTIUS JR, R. G.; MILLONES. M. **Death to Kappa: Birth of quantity disagreement and allocation disagreement for accuracy assessment**. International Journal of Remote Sensing, v.32, n.15, p.4407-4429, 2011.

PORTO, K. C.; CABRAL, J. J. P.; TABARELLI, M. **Brejos de altitude em Pernambuco e Paraíba: história natural**, ecologia e conservação. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 2004. 324p.

PREVEDELLO, J.A., VIEIRA, M.V. **Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence**. Biodiversity and Conservation v.19, p.1205–1223, 2010.

SANTOS A. M. E TABARELLI M. **Distance from roads and cities as a predictor of habitat loss and fragmentation in the Caatinga vegetation of Brasil.** Brazilian Journal of Biology, v.62, n.4B, p. 897-905, 2002.

SOKAL, R. E ROHLF, F. **Biometry: the principles and practice of statistics in biological research**. Folkestone: W.H. Freeman & Company 4th ed. 2012. 973p.

TABARELLI, M.; GASCON, C. **Lessons from fragmentation research: improving management and policy guidelines for biodiversity conservation**. Conservation Biology, v.19, n.3, p.734-739, 2005.

TURNER, M. G.; GARDNER, R. H.; O'NEILL, R. V. **Landscape Ecology: In theory and practice, pattern and process**. New York: Springler. 2001.401p.

ZHU, Z.; WANG, S.; WOODCOCK, C. E. **Improvement and expansion of the Fmask algorithm: cloud shadow, and snow detection for Landsat 4-7, 8, and Sentinel 2 images.** Remote Sensing of Environment, v.159, p.269-277, 2015.