

Impactos antrópicos como facilitadores do processo de invasão: Distribuição de peixes não-nativos da bacia do Rio São Francisco

INTRODUÇÃO

O sexto maior evento de extinção em massa da terra está em andamento, dessa vez, devido a alterações humanas ao meio ambiente (Chapin III *et al.*, 2000). Tal fenômeno pode ser atribuído ao aumento da intensidade dos distúrbios, tais como sobre-exploração dos recursos naturais, alterações da paisagem, invasões biológicas, tanto como todos esses efeitos interagindo sinergicamente (Vitule, Freire & Simberloff, 2009). A introdução de espécies fora de seu alcance original de distribuição se tornou um problema rotineiro, dado que a globalização permitiu um maior intercâmbio de pessoas, coisas e informações (Broennimann & Guisan, 2008). Embora esse fenômeno ocorra naturalmente, as introduções acontecem, em sua grande maioria, por intervenções humanas, direta ou indiretamente (Oporto & Latini, 2005; Forneck *et al.*, 2020), aumentando dramaticamente as atuais taxas de invasão (Ricciardi, 2007). Em sistemas de água doce, principalmente para peixes, as invasões já conduziram diversas espécies à extinção (Clavero & Garcia-Berthou, 2005), e são projetadas como um dos principais impulsionadores de mudanças na biodiversidade em ambientes aquáticos neste século (Sala *et al.*, 2000).

Atividades humanas podem servir como veículos na disseminação de peixes não nativos. Vetores de introdução mais comuns são o comércio de iscas-vivas, aquarofilia, piscicultura, programas de armazenamento em reservatórios, pesca esportiva, entre outros (Azevedo-Santos *et al.*, 2011; Lima Jr. *et al.*, 2012; Ortega *et al.*, 2015; Magalhães *et al.*, 2020). Outros estudos já demonstraram que os locais onde peixes não-nativos estavam presentes foram caracterizados por intensidades significativamente mais altas de perturbação causada por atividades humanas ligadas a mudança na paisagem (porcentagem da bacia hidrográfica desmatada, porcentagem cultivada e porcentagem urbana) do que aqueles locais sem espécies exóticas (Kennard *et al.* 2005; Hermoso *et al.*, 2011). O sucesso da invasão foi fortemente relacionado ao gradiente de perturbação humana, particularmente a quantidade de desenvolvimento urbano na bacia hidrográfica (Kennard *et al.* 2005). Contudo, tais práticas levam a uma degradação substancial das condições locais de ambientes aquáticos e da qualidade da água, reduzindo o habitat de espécies nativas (Brothers & Spingard, 1992; Smith & Storey, 2001). Portanto, ambientes desestabilizados podem ser invadidos com facilidade, uma vez que muitas das espécies não nativas apresentam certa tolerância a ambientes antropizados, pois tais características são interessantes para o uso comercial destinado a essas espécies.

As modificações de habitat associadas ao estabelecimento bem-sucedido de espécies exóticas incluem represamento, perda de vegetação ciliar, erosão das margens e sedimentação; poluição térmica e química entre outros (Arthington *et al.*, 1983). Outros estudos sugeriram que essas espécies podem ter maior sucesso no estabelecimento pós-introdução

em áreas urbanizadas, pois costumam ser mais tolerantes e ter atributos de história de vida que as permitem persistir em locais onde as espécies nativas não toleram (Arthington *et al.*, 1990). A erradicação de espécies invasoras pode ser um desafio ainda maior que a restauração físico-química dos habitat, muitas vezes sendo impraticável. (Courtenay & Hensley, 1980; Garcia *et al.*, 2018). No entanto, estudos demonstram a efetividade das atividades de restauração de habitat (por exemplo, restauração de fluxo e estrutura do leito, recuperação da mata ciliar) e podem prevenir o estabelecimento de populações de peixes não-nativos, e auxiliar na redução dos já existentes, beneficiando a fauna nativa (Arthington *et al.*, 1990)

Neste trabalho examinaremos a relação entre a ocorrência de espécies de peixes não-nativos e o papel da atividade humana na condução dos padrões de distribuição em macroescala, analisando características que expressem impactos humanos sobre a área de drenagem da bacia do Rio São Francisco (Johnson *et al.*, 2008; Clavero & Hermoso, 2011). Tal como reservatórios, que estão relacionados à ocorrência de peixes não nativos (Johnson *et al.*, 2008; Clavero & Hermoso, 2011), assim sendo uma das principal ameaça à integridade dos ambientes aquáticos neotropicais (Agostinho *et al.*, 2007; Agostinho *et al.*, 2008; Finer & Jenkins, 2012). A construção de reservatórios levam à alterações das características hidrológicas, redução de recursos e habitat, remoção de barreiras geográficas naturais, o que também pode facilitar o sucesso e disseminação dos peixes não-nativos (Poff *et al.*, 2007; Agostinho *et al.*, 2008; Vitule *et al.*, 2012). Como também atividades que aumentam a pressão de propágulo, como pesca esportiva e cultivos de não nativos em tanques-redes são bastante comuns nesses ambientes, estando relacionadas a maior sucesso no estabelecimento e disseminação de peixes não nativos (Britton & Orsi, 2012; Azevedo-Santos *et al.*, 2011). Regiões de alta densidade demográfica demandam a construção de reservatórios para suprir a demanda energética (Agostinho *et al.*, 2007; Leprieur *et al.*, 2008; Lockwood *et al.*, 2009; Clavero *et al.*, 2013), fator que também pode está correlacionado as introduções.

Mapear a distribuição geográfica de espécies de peixes não nativos é um ponto chave essencial para a compreensão dos fatores antropogênicos que impulsionam as invasões biológicas de água doce. Esses esforços são frequentemente limitados a escalas locais e/ou para uma única espécie, devido aos desafios de aquisição de dados em escalas maiores. Neste trabalho analisaremos características que expressem impactos humanos sobre a área de drenagem da bacia do Rio São Francisco, como porcentagem de desmatamento, urbanização, média de reservatórios, utilizando delimitação de sub bacias como unidade espacial. Para isso, assumimos que a distribuição dos peixes não nativos é condicionada por um conjunto de variáveis ambientais (pressões antrópicas). Dada como verdadeira a premissa anterior, será possível explicar como se da à associação entre as variáveis do modelo espacial preditivo.

O sistema de informação geográfica (SIG) é um sistema computacional que permite o estudo de fenômenos naturais e artificiais de localização definida no espaço. Para tanto, o SIG permite a entrada e manipulação de dados, com produção de saídas interpretáveis sobre

fenômeno estudado (Huisman & By, 2009). Processos de análise espacial tratam dados geográficos que possuem uma localização geográfica (expressa como coordenadas em um mapa) e atributos descritivos (que podem ser representados num banco de dados convencional). Dados geográficos necessitam ser representados com relações entre os dados, em modelos relacionais, pois o debate só pode existir quando existem representações territoriais com propósitos, sendo fundamental para estratégias de conservação e tomadas de decisão em políticas públicas. (Filho & Lochpe, 1996).

A ictiofauna da bacia do Rio São Francisco tem sido estudada desde as primeiras expedições científicas ao Brasil (Lütken, 1875). No trabalho de Barbosa & Soares, 2009, amostraram 24 espécies de peixes introduzidas, 138 espécies nativas não endêmicas e 76 endêmicas da bacia do rio São Francisco e seis espécies marinhas coletadas no rio próximo a foz. Em Minas Gerais, os registros de espécies exóticas aumentaram nos últimos anos. Em algumas das bacias hidrográficas mais importantes do estado, espécies de peixes exóticas podem representar até 40% da ictiofauna (Vieira *et al.* 2007). Compreender a distribuição e os fatores que promovem invasões bem-sucedidas é de grande importância conceitual e prática. Do ponto de vista prático, deve ajudar a prevenir futuras invasões e mitigar os efeitos de invasores recentes por meio da detecção precoce e priorização de medidas de gestão dessas espécies.

OBJETIVOS

Identificar os principais fatores antrópicos que atuam na condução de padrões na ocorrência de peixes não nativos, bacia do Rio São Francisco.

Correlacionar a variável resposta densidade de peixes não nativo à variáveis preditoras de pressão antrópica (métricas que indiquem porcentagem de desmatamento, urbanização, média de reservatórios, demografia humana (Copp *et al.* 2010; Davis *et al.* 2017) por sub-bacias.

Pergunta: Áreas impactadas antropicamente estão mais sujeitas a invasão e estabelecimento de peixes não-nativos?

Hipótese nula: A distribuição de peixes não nativos não está correlacionada a áreas de maior degradação ambiental.

METODOLOGIA

Área de Estudo

A Bacia do São Francisco apresenta uma área de 350.000 km² e localiza-se no interior do Brasil, englobando os estados de Minas Gerais e Bahia e em menor proporção, Distrito Federal, Goiás, Tocantins (Zalán & Romeiro-Silva, 2007). A bacia está dividida em Alto, Médio, Submédio e Baixo São Francisco, para fins de planejamento e melhor caracterização, em 34 sub-bacias e 12.821 microbacias (CODEVASF, 2001). A nascente se situa no Parque Nacional da Serra da Canastra, no sudoeste do Estado de Minas Gerais, correndo, primeiramente, em sentido geral sul-norte e depois leste-oeste, durante seu trajeto corta três biomas: Cerrado, Caatinga e Mata Atlântica. A bacia recobre 7,6% do território nacional.

Seus afluentes recebem diversas influências de pressões antrópicas, como barragens hidrelétricas, áreas de mineração, grandes centros urbanos, áreas de plantio e pastagem (Godinho & Godinho, 2003). Apresenta grandes contrastes socioeconômicos em sua extensão, grandes centros urbanos de alta densidade demográfica, como também áreas de extrema pobreza e pouca densidade populacional (CODEVASF, 2001). Ademais, é um grande desafio lidar com o aumento na degradação ambiental nas áreas da bacia, levando a perdas na biodiversidade e a alteração dos ecossistemas aquáticos decorrentes da deficiência dos serviços de saneamento, construção de grandes barragens e das atividades industriais e agrícolas na bacia (PBHSF, 2004).

Banco de Dados

Os dados para a Bacia do Rio São Francisco foram filtrados do banco de dados de ocorrência de espécies de peixes não nativos de todo o Brasil, construído por meio de uma compilação de artigos que relatavam registros dos peixes não nativos até o ano presente. Consideramos aqui espécies não nativas qualquer espécie que não esteja distribuída em sua ecorregião de origem (Abell *et al.*, 2008). Em seguida, obtiveram-se as coordenadas

geográficas das ocorrências para cada espécie, pontuadas na extensão da bacia, em banco de metadados mundial como GBIF (Global Biodiversity Information Facility) e SPLINK (Species Link). Através de dados vetoriais da bacia do Rio São Francisco, todas as espécies que coincidiram sua localização geográfica para a unidade espacial escolhida foram apontadas (tabela 1 – a ser feita). Encontramos 73 (conferir) espécies de peixes não nativos do total de espécies de todo Brasil.

Geoprocessamento

Utilizando o Sistema de Informação Geográfica (SIG), vamos obter os dados referentes aos impactos antrópicos de cada sub-bacia e relacioná-las a densidade de peixes não nativos, através das coordenadas geográficas. Devido a grande extensão da bacia, como também sua heterogeneidade, utilizaremos as subdivisões da bacia como variável aleatória. Os segmentos serão divididos em 34 sub-bacias distribuídas entre as 4 maiores classificações, conforme CODEVASF, 2001:

- Alto São Francisco (ASF) – das nascentes até Pirapora (MG), 100.076 km², 16% da área da Bacia e 702 km de extensão, 6,247 milhões de habitantes.
- Médio São Francisco (MSF), Pirapora (MG) - Remanso (BA), 402.531 km², 53% da área da Bacia e 1.230 km de extensão, 3,232 milhões de habitantes.
- Submédio São Francisco (SMSF), Remanso (BA) - Paulo Afonso (BA), 110.446 km², 17% da área da Bacia e 440 km de extensão, 1,944 milhões de habitantes.
- Baixo São Francisco (BSF) – Paulo Afonso (BA) até a foz, entre Sergipe e Alagoas, com 25.523 km², ou 4% da área da Bacia, e 214 km de extensão, 1,373 milhões de habitantes.

Posteriormente, vamos explicar as configurações espaciais dos padrões de distribuição de peixes não nativos para cada região, segundo as variáveis preditoras escolhidas, através do *software* QGIS, na etapa de tratamento das informações obtidas. Os dados espaciais usados como variáveis preditoras serão obtidos em bancos de metadados espaciais disponíveis na internet, de sites como IBGE, ANA, MAPBIOMAS, *Brazil Data Cube*. Posteriormente, para delimitar áreas de maior densidade de espécies não nativas, vamos utilizar mapas gerados através do estimador de densidade Kernel (Oliveira & Oliveira, 2017).

Análise dos dados

Conduziremos uma análise de regressão entre a densidade de peixes não nativos por sub-bacia como variável dependente e porcentagem de desmatamento, porcentagem de urbanização, média de reservatórios e densidade demográfica humana por sub-bacia como variáveis independentes, através de operadores espaciais, para realizar cruzamentos entre os múltiplos *rasters* e vetores, utilizando o QGIS como aplicação. Uma matriz de correlação parcial entre cada par de variáveis independentes também será realizada afim de verificar se há multicolinearidade entre elas (Zar, 1984; Nally, 2000) através do programa R Studios.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Almanaque Vale do São Francisco, edição 1, CODEVASF, 412 p., 2001.

Abell, R., Thieme, M. L., Revenga, C., Bryer, M., Kottelat, M., Bogutskaya, N., ... & Petry, P. (2008). Freshwater ecoregions of the world: a new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *BioScience*, 58(5), 403-414.

Aigo, J., Cussac, V., Peris, S., Ortubay, S., Gómez, S., López, H., ... & Battini, M. (2008). Distribution of introduced and native fish in Patagonia (Argentina): patterns and changes in fish assemblages. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 18(4), 387-408.
<http://doi.org/10.1007/s11160-007-9080-8>

Agostinho, A. A., Gomes, L. C., & Pelicice, F. M. (2007). Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. UEM.

Agostinho, A. A., Pelicice, F. M., & Gomes, L. C. (2008). Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian journal of biology*, 68(4), 1119-1132.

Agostinho, A. A., Pelicice, F. M., Gomes, L. C., & Júlio Jr, H. F. (2010). Reservoir fish stocking: when one plus one may be less than two. *Natureza & Conservação*, 8(2), 103-111.

Arthington, A. H., Milton, D. A., & McKay, R. J. (1983). Effects of urban development and habitat alterations on the distribution and abundance of native and exotic freshwater fish in the Brisbane region, Queensland. *Australian Journal of Ecology*, 8(2), 87-101.
<https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1983.tb01597.x>

Arthington A.H., Hamlet S. & Bluhdorn D.R. (1990) The role of habitat disturbance in the establishment of introduced warm-water fishes in Australia. In: *Introduced and Translocated Fishes and their Ecological Effects*. (Ed. D.A. Pollard), pp. 61–66. Bureau of Rural Resources Proceedings No. 8. Australian Government Publishing Service, Canberra

Azevedo-Santos, V. M., O. Rigolin-Sá & F. M. Pelicice, 2011. Growing, losing or introducing? Cage aquaculture as a vector for the introduction of non-native fish in Furnas Reservoir, Minas Gerais, Brazil. *Neotropical Ichthyology* 9: 915–919. <https://doi.org/10.1590/S1679-62252011000400024>

Davis, A. J. S.; Darling, J. A.; Leung, Brian (2017). Recreational freshwater fishing drives non-native aquatic species richness patterns at a continental scale. *Diversity and Distributions*, (), –.
<http://doi.org/10.1111/ddi.12557>

Barbosa, J. M., & Soares, E. C. (2009). Perfil da ictiofauna da bacia do São Francisco: estudo preliminar. *Revista Brasileira de Engenharia de Pesca*, 4(1), 155-172.

Broennimann, Olivier; Guisan, Antoine (2008). Predicting current and future biological invasions: both native and invaded ranges matter. *Biology Letters*, 4(5), 585–589. <http://doi.org/10.1098/rsbl.2008.0254>

Brothers, T. S., & Spingarn, A. (1992). Forest fragmentation and alien plant invasion of central Indiana old-growth forests. *Conservation Biology*, 6(1), 91-100. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1992.610091.x>

Casal, C. M. V. (2006). Global documentation of fish introductions: the growing crisis and recommendations for action. *Biological invasions*, 8(1), 3-11. <https://doi.org/10.1007/s10530-005-0231-3>

Chapin III, F. S., Zavaleta, E. S., Eviner, V. T., Naylor, R. L., Vitousek, P. M., Reynolds, H. L., ... & Díaz, S. (2000). Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405(6783), 234-242. <https://doi.org/10.1038/35012241>

Clavero, M.; García-Berthou, E. (2005). Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology and Evolution* 20:110.

Clavero, M., Hermoso, V., Aparicio, E., & Godinho, F. N. (2013). Biodiversity in heavily modified waterbodies: native and introduced fish in Iberian reservoirs. *Freshwater Biology*, 58(6), 1190-1201. <https://doi.org/10.1111/fwb.12120>

Clavero, M., & Hermoso, V. (2011). Reservoirs promote the taxonomic homogenization of fish communities within river basins. *Biodiversity and Conservation*, 20(1), 41-57. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9945-3>

Copp, G. H. ; Vilizzi, L. ; Gozlan, R. E. (2010). The demography of introduction pathways, propagule pressure and occurrences of non-native freshwater fish in England. , 20(5), 595–601. doi:10.1002/aqc.1129

Courtenay Jr, W. R., & Hensley, D. A. (1980). Special problems associated with monitoring exotic species. *Biological monitoring of fish*, 281-307.

Ellender, B. R., & Weyl, O. L. (2014). A review of current knowledge, risk and ecological impacts associated with non-native freshwater fish introductions in South Africa. *Aquatic Invasions*, 9(2).

Filho, J. L., & Iochpe, C. (1996). Introdução a Sistemas de Informações Geográficas com ênfase em banco de dados.

Finer, M., & Jenkins, C. N. (2012). Proliferation of hydroelectric dams in the Andean Amazon and implications for Andes-Amazon connectivity. *Plos one*, 7(4), e35126. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0035126>

Forneck, S. C., Dutra, F. M., de Camargo, M. P., Vitule, J. R. S., & Cunico, A. M. (2020). Aquaculture facilities drive the introduction and establishment of non-native *Oreochromis niloticus* populations in Neotropical streams. *Hydrobiologia*, 1-12. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04430-8>

Garcia, D. A. Z., Britton, J. R., Vidotto-Magnoni, A. P., & Orsi, M. L. (2018). Introductions of non-native fishes into a heavily modified river: rates, patterns and management issues in the Paranapanema River (Upper Paraná ecoregion, Brazil). *Biological Invasions*, 20(5), 1229-1241.

Godinho, A. L., & Godinho, H. P. (2003). Breve visão do São francisco. Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais. Belo Horizonte: PUC Minas, 468, 15-23

Gozlan, R. E., Britton, J. R., Cowx, I., & Copp, G. H. (2010). Current knowledge on non-native freshwater fish introductions. *Journal of fish biology*, 76(4), 751-786.

Havel, J.E., Lee, C.E. & Vander Zanden, M.J. (2005) Do reservoirs facilitate invasions into landscapes? *BioScience*, 55, 515-525.

Hermoso, Virgilio; Clavero, Miguel; Blanco-Garrido, Francisco; Prenda, José (2011). Invasive species and habitat degradation in Iberian streams: an analysis of their role in freshwater fish diversity loss. *Ecological Applications*, 21(1), 175–188. <https://doi.org/10.1890/09-2011.1>

Huisman, O., & De By, R. A. (2009). Principles of geographic information systems. ITC Educational Textbook Series, 1, 17.

Johnson, P. T., Olden, J. D., & Vander Zanden, M. J. (2008). Dam invaders: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6(7), 357-363. <https://doi.org/10.1890/070156>

Junior, D. P. L., Pelicice, F. M., Vitule, J. R. S., & Agostinho, A. A. (2012). Aquicultura, política e meio ambiente no Brasil: Novas propostas e velhos equívocos. *Nat Conservação*, 10(1), 88-91. <http://doi.editoracubo.com.br/10.4322/natcon.2012.015>

Leprieur, F., Beauchard, O., Blanchet, S., Oberdorff, T., & Brosse, S. (2008). Fish invasions in the world's river systems: when natural processes are blurred by human activities. *PLoS Biol*, 6(2), e28. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0060322>

Lütken, C. F. (1875). Velhas-flodens fiske: Et bidrag til Brasiliens ichthyologi (Vol. 12). Bianco Lunos bogtrykkeri.

Magalhães, A. L., Daga, V. S., Bezerra, L. A., Vitule, J. R., Jacobi, C. M., & Silva, L. G. (2020). All the colors of the world: biotic homogenization-differentiation dynamics of freshwater fish communities on demand of the Brazilian aquarium trade. *Hydrobiologia*, 847, 3897-3915. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04307-w>

Millennium Ecosystem Assessment (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.

Oliveira, U. C., & de Oliveira, P. S. (2017). Mapas de Kernel como subsídio à gestão ambiental: análise dos focos de calor na bacia hidrográfica do rio Acaraú, Ceará, nos Anos 2010 a 2015. *Espaço Aberto*, 7(1), 87-99.

Oporto L.T. & Latini A.O. (2005) Introdução intencional e sua relação com o estabelecimento de espécies invasoras. I Simpósio Brasileiro Sobre Espécies Exóticas Invasoras.

Ortega, J. C., Júlio, H. F., Gomes, L. C., & Agostinho, A. A. (2015). Fish farming as the main driver of fish introductions in Neotropical reservoirs. *Hydrobiologia*, 746(1), 147-158. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-2025-z>

Plano Decenal de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco – PBHSF (2004-2013) – Resumo Executivo. Agência Nacional de Águas – ANA, Fundo Mundial para o Meio Ambiente – GEF, Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente – PNUMA e Organização dos Estados Americanos – OEA. Available in Portuguese in <http://www.agbpeixe vivo.org.br/index.php/comites/cbhs-federais/cbhso-francisco.html>

Pellicce, F. M., Vitule, J. R., Lima Junior, D. P., Orsi, M. L. and Agostinho, A. A. (2014), A Serious New Threat to Brazilian Freshwater Ecosystems: The Naturalization of Nonnative Fish by Decree. *Conservation Letters*, 7: 55-60. <https://doi.org/10.1111/conl.12029>

Poff, N. L., Olden, J. D., Merritt, D. M., & Pepin, D. M. (2007). Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(14), 5732-5737. <https://doi.org/10.1073/pnas.0609812104>

Sala, O. E., Chapin, F. S., Armesto, J. J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., ... & Wall, D. H. (2000). Global biodiversity scenarios for the year 2100. *science*, 287(5459), 1770-1774. <https://doi.org/10.1126/science.287.5459.1770>

Vitule, J.R.S., Freire, C.A. e Simberloff, D. (2009). Introduction of non-native can certainly be bad. *Fish and Fisheries*, vol. 10, no. 1, pp. 98-108.

Vitule, J. R. S., Skóra, F., & Abilhoa, V. (2012). Homogenization of freshwater fish faunas after the elimination of a natural barrier by a dam in Neotropics. *Diversity and Distributions*, 18(2), 111-120.

Vörösmarty, C. J., McIntyre, P. B., Gessner, M. O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., ... & Davies, P. M. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *nature*, 467(7315), 555-561. <https://doi.org/10.1038/nature09440>

Zalán, P. V., & Romeiro-Silva, P. C. (2007). Bacia do São Francisco. *Boletim de Geociencias da PETROBRAS*, 15(2), 561-571.