

Balanço de nutrientes em uma bacia agrícola do Alto Pantanal Mato-grossense, Brasil

Karina Lima Tôsto¹
Felipe Siqueira Pacheco¹
Luciene Gomes²
Marcela Miranda¹
Simoni Maria Loverde Oliveira³
Dhonatan Diego Pessi³
Christopher Cox⁴
Jean Pierre Henry Balbaud Ometto¹

¹Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE
Av. dos Astronautas, 1758
12227-010 - São José dos Campos - SP, Brasil
{karina.tosto, felipe.pacheco, jean.ometto}@inpe.br
marcelaacnmiranda@gmail.com

²School of Geography, University of Leeds
Leeds LS2 9JT, United Kingdom
lucienegomes178@gmail.com

³Universidade Federal de Mato Grosso
Avenida dos Estudantes, nº 5055
78736-900 - Rondonópolis - MT
si.loverde@hotmail.com
dhonatan.pessi@gmail.com

⁴Global Programme of Action for the Protection of the Marine Environment from Land-Based Activities (GPA)
Ecosystems Division – UN Environment (UNEP)
UN-Gigiri /P.O. Box 30552, 00100 – Nairobi, Kenya
christopher.cox@unep.org

Resumo. Nitrogênio (N) e fósforo (P) são essenciais para manutenção da produtividade agrícola e pecuária, mas, quando em excesso no ambiente, são responsáveis por uma diversidade de impactos negativos, que ameaçam os ecossistemas, a saúde e o bem-estar humano. Na bacia do Alto Paraguai (BAP), o avanço das atividades antrópicas em cabeceiras de rios estão relacionadas a alterações no aporte de sedimentos e nutrientes para o Pantanal brasileiro, maior área alagável do planeta. No presente trabalho, foram avaliadas as alterações nos balanços do N e do P em solos ao longo do tempo (2000 a 2015), na bacia do rio Vermelho, importante contribuinte da BAP. Foi realizada integração de dados do uso e cobertura da terra e entradas e saídas de nutrientes em sistema de informações geográficas. Os resultados evidenciam alterações no balanço dos nutrientes, estreitamente relacionadas às práticas agrícolas. Solos agrícolas apresentam redução nos valores do balanço de N, nos quais as entradas compensam a remoção durante a colheita. A principal entrada de N ocorre através da fixação biológica, e os produtos agrícolas representam a principal via de saída de ambos os nutrientes (N e P). Excedente de P é observado em solos cultivados com soja e milho, devido à alta adubação mineral. Embora o uso dos nutrientes seja considerado eficiente, a expansão das atividades agrícolas nas áreas mais altas da BAP podem favorecer perdas para a atmosfera (N) e corpos hídricos (N e P), contribuindo para alterações na ciclagem dos nutrientes e alterações nos ecossistemas pantaneiros a jusante.

Palavras-chave: Nitrogênio, fósforo, mudanças no uso e cobertura da terra, agricultura, sistema de informações

Abstract. Nitrogen (N) and phosphorus (P) are essential for maintaining agricultural and livestock productivity but where they are in excess in the environment are responsible for a range of negative impacts that threaten ecosystems, human health and well-being. In the Upper Paraguay basin (UPB), the advance of anthropic activities in headwaters of rivers is related to changes in the contribution of sediments and nutrients to the Brazilian Pantanal, the largest wetland on the planet. In this work work, the changes in N and P balance in soils over time (2000 to 2015) were evaluated in the basin of the Rio Vermelho, an important contributor to the UPB. Integration of land use and land cover data and nutrient inputs and outputs into a geographic information system was performed. The results show changes in nutrient balance, closely related to agricultural practices. Agricultural soils present a reduction in N balance values, in which inputs compensate the removal during harvesting. Biological fixation is the main source of N and agricultural products represent the main output of both N and P nutrients. P surplus is observed in soils cultivated with soybean and maize, due to the high mineral fertilization. Although the use of nutrients is considered efficient, the expansion of agricultural activities and nutrient surpluses in cultivated soils in the basin may lead to losses to the atmosphere (N) and water bodies (N and P), causing several changes in nutrient cycling and changes in downstream Pantanal ecosystems.

Keywords: Nitrogen, phosphorus, land use and cover changes, agriculture, geographic information system, watershed.

1. Introdução

Nitrogênio (N) e fósforo (P) são nutrientes indispensáveis para a produção de alimentos, sendo limitantes da produção primária em muitos ambientes (Vitousek et al., 2009). O crescimento exponencial das atividades antrópicas tem alterado de maneira acentuada a ciclagem desses nutrientes, colocando em risco a qualidade ambiental e o bem-estar humano (Steffen et al. 2015). Alterações na sua disponibilidade e ciclagem estão relacionadas a uma diversidade de impactos, que incluem tanto os benefícios desejados do aumento da produção agropecuária quanto impactos negativos sobre a qualidade dos ecossistemas e saúde humana (Sutton et al., 2013).

As consequências do excesso de nutrientes em algumas regiões e carência em outras têm sido debatidas na comunidade científica nacional e internacional, com a finalidade de se promover seu melhor manejo e otimização na ciclagem, considerando a garantia da segurança alimentar ao mesmo tempo em que se reduzam as ameaças ao clima, serviços ecossistêmicos, saúde e bem-estar humano (“*Nutrient Challenge*”) (Sutton et al., 2013). Garantir a nutrição da população mundial, estimada para atingir mais de 9 bilhões de pessoas em 2050, considerando os potenciais impactos, é um dos grandes desafios impostos à sociedade contemporânea (UN, 2017).

Apesar da relevância da América Latina como fornecedora de produtos agropecuários, os impactos das rápidas alterações na ciclagem dos nutrientes são ainda pouco conhecidos (Martinelli et al. 2010; Austin et al. 2013). No Brasil, a bacia hidrográfica do Alto Paraguai, que drena para o Pantanal, possui área substancial dedicada à agricultura, produzindo a maior parte da receita líquida do produto interno bruto dos estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul – relacionada à produção de soja, algodão, arroz e carne bovina (Wantzen et al., 2009). Entretanto, o avanço de atividades antrópicas nas nascentes dos rios nas partes altas da bacia tem sido relacionado ao maior aporte de sedimentos e nutrientes para as partes baixas do Pantanal, reduzindo sua capacidade de suporte, resiliência e provisão de serviços ecossistêmicos como retenção e reciclagem de nutrientes, purificação da água, estoques pesqueiros, entre outros (Bergier, 2013; Galdino; Grego, 2014; Moreschi; Paes; Calheiros, 2015).

Apesar de seu atual bom estado de conservação em comparação com outros grandes ecossistemas de água doce no mundo, o Pantanal está mudando rapidamente. Há uma necessidade urgente de adotar boas práticas que minimizem esses impactos (Calheiros et al. 2006). Investigar os efeitos das alterações antrópicas na ciclagem dos nutrientes é essencial para

entender o atual estado dos ecossistemas terrestres e aquáticos e suas conexões com a segurança alimentar e hídrica, integridade dos ecossistemas e saúde humana (Bustamante et al. 2015).

2. Objetivo

O principal objetivo deste estudo é quantificar as múltiplas interferências da atividade agrícola nos balanços de N e P através de uma análise espaço-temporal na bacia do rio Vermelho (Alto Pantanal Mato-grossense), com auxílio de técnicas de geoprocessamento que permitem analisar e integrar dados oriundos de fontes diversas.

3. Materiais e Métodos

3.1. Área de estudo

Localizada no estado de Mato Grosso, a bacia do rio Vermelho (também conhecido como rio São Lourenço) é uma importante contribuinte para o abastecimento hídrico da bacia do Alto Paraguai (BAP, **Figura 1**). A BAP é um sistema caracterizado por duas unidades de relevo contrastantes e interdependentes: o planalto, onde se localizam as nascentes dos principais rios; e a planície do Pantanal, dotada de solos com baixa capacidade de drenagem e sujeita a grandes inundações sazonais (pulso de inundação) (ANA, 2017).

A bacia do rio Vermelho foi dividida em oito sub-bacias para facilitar a interpretação e representar a distribuição espacial dos resultados (**Figura 1**) e as suas principais características de uso e cobertura da terra são brevemente apresentadas na **Tabela 1**.

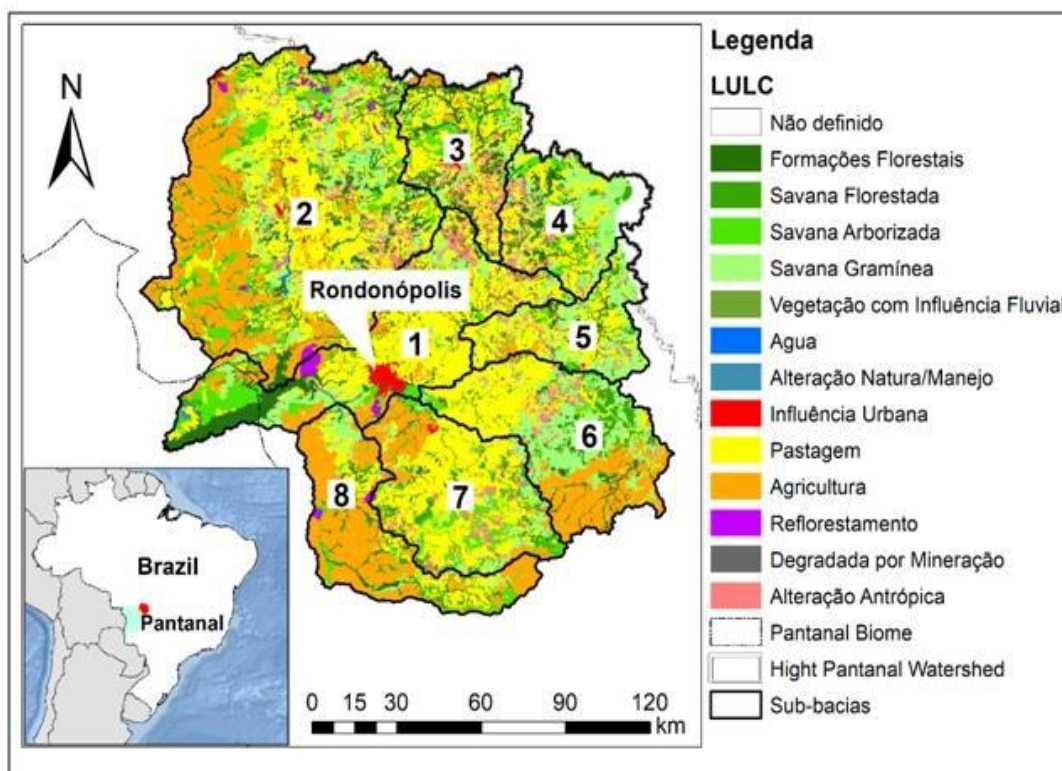


Figura 1: Localização e classificação dos usos e coberturas da terra da bacia do rio Vermelho. A área foi dividida, para fins de estudo, nas seguintes sub-bacias: 1. Rio Principal. 2. São Lourenço. 3. Poxoréu. 4. Paraíso/Peixe. 5. Areia. 6. Tadarimana. 7. Jurigue. 8. Ponte de Pedra. Dados: MapBiomias – Coleção 2 (2015). Mapa final: autores.

Tabela 1. Características gerais das sub-bacias da bacia do rio Vermelho.

Sub-bacias	Características de uso e cobertura da terra
1	Região tipicamente de pequenos produtores (pecuária). Baixas entradas de nutrientes. O rio principal flui em direção sudoeste, passando por Rondonópolis e indo diretamente para o Pantanal.
2	Gramíneas/pastagens e agricultura. Principais cultivos: soja e milho.
3 e 4	Predomínio de floresta natural e savana (Cerrado). Pequenas áreas destinadas a cultivos agrícolas. Baixa entrada de nutrientes.
5 e 7	Predomínio de pecuária com pequenas áreas cultivadas com soja e milho.
6	Bacia agrícola produtora de soja. Foco na produção de sementes com alto valor agregado. Rotação geralmente feita com algodão.
8	Principal área agrícola da bacia do rio Vermelho. Grandes propriedades produtoras de soja/milho (rotação).

3.2. Balanço espaço-temporal dos nutrientes

O balanço espaço-temporal dos nutrientes na bacia do rio Vermelho foi realizado com auxílio de técnicas de geoprocessamento, a partir da integração de dados do uso e cobertura da terra, censos agropecuários e dados dos nutrientes N e P. Todos os dados foram organizados em um banco de dados e compilados em um Sistema de Informações Geográficas (SIG, **Figura 2**).

Foram utilizados mapas de uso e cobertura da terra referentes aos anos de 2000, 2005, 2010 e 2015, produzidos pelo Projeto MapBiomas – Coleção 2 (<http://mapbiomas.org>). Os mapas originais foram reclassificados nas seguintes categorias: *Agricultura*: áreas agrícolas, mosaico de áreas agrícolas com remanescentes de floresta, mosaico de florestas com áreas agrícolas e mosaico de gramíneas com áreas agrícolas; *Pastagem*: pastagem plantada ou manejada (e.g. pecuária); *Vegetação natural*: vegetação natural em diferentes estágios de sucessão ecológica (e.g. floresta, gramíneas, vegetação das zonas úmidas); *Outros*: zonas urbanizadas, rodovias, sistemas não agrícolas, corpos d'água continentais e solos expostos (e.g. afloramentos rochosos).

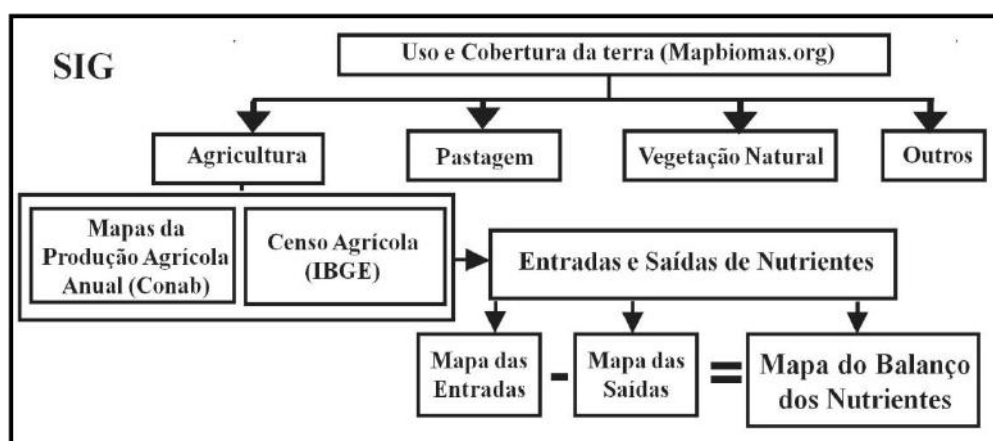


Figura 2: Fluxograma das etapas do balanço espaço-temporal do N e P na bacia do rio Vermelho.

Os mapas reclassificados foram decompostos em uma grade celular regular de 30m x 30m, e as porcentagens de cada classe foram computadas para cada grade. Uma vez que a classe “Cultivos anuais” (mapas originais) não separa a distribuição dos cultivos de soja, milho e algodão, os dados das áreas desses cultivos foram extraídos das pesquisas oficiais da Produção

Agrícola Municipal (IBGE, 2000; 2005; 2010; 2015b). A área de cada cultivo foi então uniformemente distribuída na classe *Agricultura*.

O balanço de nutrientes do solo para os sistemas de uso da terra na bacia hidrográfica do rio Vermelho foi baseado na literatura (Smaling; Fresco, 1993; Stoorvogel; Smaling, 1998; Liu et al. 2010, Gomes, 2017) e em dados fornecidos por atores locais. Para a análise, assumimos que o balanço de nutrientes no solo é a diferença entre o total de entradas de nutrientes (IN) e o total de saídas (OUT); onde IN é dividido em quatro fatores e o OUT é dividido em cinco fatores, como mostrado nas Equações 1 e 2. Esse método não considera as quantidades de nutrientes armazenados no solo. O balanço positivo de nutrientes, ou excedente, indica o excesso nas entradas de nutrientes nas terras agrícolas, enquanto o balanço negativo indica excedentes de produção ou esgotamento dos nutrientes no solo.

$$IN = IN_{fer} + IN_{man} + IN_{dep} + IN_{fix} \quad (1)$$

$$OUT = OUT_{crop} + OUT_{res/man} + OUT_{lea} + OUT_{gas} + OUT_{ero} \quad (2)$$

Sendo:

IN e OUT – respectivamente, entradas e saídas totais de nutrientes; IN_{fer} : entradas de fertilizante mineral; IN_{man} : entradas de adubos orgânicos nos cultivos; IN_{dep} : deposição seca e úmida; IN_{fix} : fixação biológica de nitrogênio (FBN); OUT_{crop} : saídas através da colheita dos grãos; OUT_{res} : saídas através de resíduos dos cultivos; OUT_{lea} : saídas através de lixiviação; OUT_{gas} : saídas a partir de perdas gasosas; e OUT_{ero} : saídas através de erosão.

Todas as entradas e saídas de nutrientes são expressas em quilogramas por hectare por ano ($kgN \cdot ha^{-1} \cdot ano^{-1}$, **Tabelas 2 e 3**). Os valores de saída de nutrientes (OUT_{ero}) foram previamente estimados utilizando a Equação Universal de Perdas de Solo Revisada (Gomes et al., 2017). Para outras entradas e saídas foram utilizados valores médios obtidos através de levantamento regional e da literatura (**Tabelas 2 e 3**), considerando a produtividade média de cada cultivo nas oito sub-bacias para os anos avaliados (IBGE, 2000; 2005; 2010; 2015).

Tabela 2: Valores médios das entradas de nitrogênio (N) e fósforo (P) nos sistemas agrícolas da bacia do Rio Vermelho (kg nutriente $ha^{-1} ano^{-1}$).

ENTRADAS	Sistema agrário	kgN $ha^{-1}ano^{-1}$	Referência (N)	kgP $ha^{-1}ano^{-1}$	Referência (P)
	Soja	0	Regional survey	31,5	Pesquisa regional
	Milho	80	Regional survey	12,9	Pesquisa regional
IN1: Fertilizante mineral	Algodão	124.8 ± 19.4	Alves et al. (2006); FNP (2006); Carvalho et al. (2009); Kaneko et al. (2013); Motomiya et al. (2011); Cruvinel et al. (2011); Carvalho and Bernardi (2004)	33,9	FMT (2017)
IN2: Entradas orgânicas	Todos	0	Smaling et al. (2008)	0	Smaling et al. (2008)
IN3: Deposição seca e úmida	Todos	5,5	Vet et al. (2013)	0,03	Vet et al. (2013)
IN4: Fixação Biológica de Nitrogênio (FBN)	Soja	189.8 ± 40.0	Boddey et al. (1984); Filoso et al. (2006); Alves et al. (2006); Alves et al. (2003)	-	-
	Milho	-	-	-	-
	Algodão	-	-	-	-

Tabela 3: Valores médios das saídas de nitrogênio (N) e fósforo (P) nos sistemas agrícolas da bacia do Rio Vermelho (kg nutriente ha⁻¹ ano⁻¹).

SAÍDAS	Sistema agrário	kgN ha ⁻¹ ano ⁻¹	Referência (N)	kgP ha ⁻¹ ano ⁻¹	Referência (P)
	Soja	177.0 ± 18.1	Zotarelli et al. (1998); Alves et al. (2006); Hungria et al. (2003); Borkert et al. (1994)	16.0 ± 2.4	Borkert et al. (2004); Riskin et al. (2013); Fageria et al. (2011)
OUT1: Cultivos colhidos	Milho	94.2 ± 34.0	Zotarelli et al. (1998); Alves et al. (2006); Coelho et al. (2003)	14.0 ± 4.12	Coelho et al. (2003); Resende et al. (2006)
	Algodão	126.0 ± 11.6	Alves et al. (2006); Carvalho et al. (2009); Carvalho et al. (2011)	15.5 ± 3.5	Carvalho et al. (2007); Carvalho et al. (2011)
OUT2: Remoção de resíduos das culturas	Todos	0	Smaling et al. (2008)	0	Smaling et al. (2008)
	Soja	1,5	Lehmann et al. (2004)	0	Riskin et al. (2013)b
OUT3: Lixiviação	Milho	17.6 ± 4.7	Wilcke & Lilienfen (2005); Coelho et al. (2003); Andrade et al. (2004); Alves et al. (2006)	0,005	Lourenzi et al. (2014)
	Algodão	8	Alves et al. (2006)	0	Cardoso (2002)

4. Resultados e Discussão

Em geral, foi observada a diminuição nos valores do balanço do N, indicando mudanças nas práticas agrícolas, de um quadro positivo (maiores entradas e acúmulo no solo) para um sistema mais equilibrado (com poucas áreas com altas perdas de N, **Figura 3**). Resultados semelhantes também foram observados por Gomes (2017) no Cerrado brasileiro.

O acúmulo ou depleção do N varia em escala local. A diminuição do balanço desse nutriente no solo ao longo do tempo foi maior nas sub-bacias 8 (72,1%), 6 (70,7%) e 2 (69,0%), as quais sofreram rápido avanço da agricultura anual. Nessas áreas são observadas as maiores taxas de acúmulo de N, decorrente da aplicação de fertilizante mineral. Em contraste, a redução foi menor nas sub-bacias 5 (33%), 7 (39,6%) e 1 (39,6%), nas quais a expansão das áreas de pastagem superou a expansão agrícola (raramente é feita adubação ou outras correções nos solos de pastagens da área). Destaca-se ainda, que o aumento nas saídas de N nos sistemas agrícolas desde 2000 se dá não apenas pelo aumento produtivo, mas também por emissões gasosas e erosão.

Como observado no balanço de N, uma diminuição do balanço positivo do P também ocorreu ao longo do tempo em todas as sub-bacias, que passaram a apresentar valores mais equilibrados entre entradas e saídas (**Figura 4**). Depleção e acúmulo de P na bacia hidrográfica estão estritamente relacionados às diferenças entre as atividades agrícola e pecuária. Foram observados valores positivos (entrada > produção) em todos os anos estudados, devido à fertilização mineral para manutenção dos altos rendimentos da soja, milho e algodão. Excedente de P (acúmulo no solo) equivalem a mais de 20 kgP ha⁻¹ano⁻¹ em 2000 e 2005 e cerca de 13 kgP ha⁻¹ano⁻¹ em 2010 e 2015. Os maiores valores são observados nas sub-bacias 2, 6 e 8. Apesar da alta capacidade de adsorção do P nos solos da bacia, a continuidade do uso intensivo desse nutriente poderá levar à saturação dessa capacidade de retenção. Perdas de P para os sistemas aquáticos, assim como ocorre com N, podem provocar alterações na qualidade e saúde ambiental.

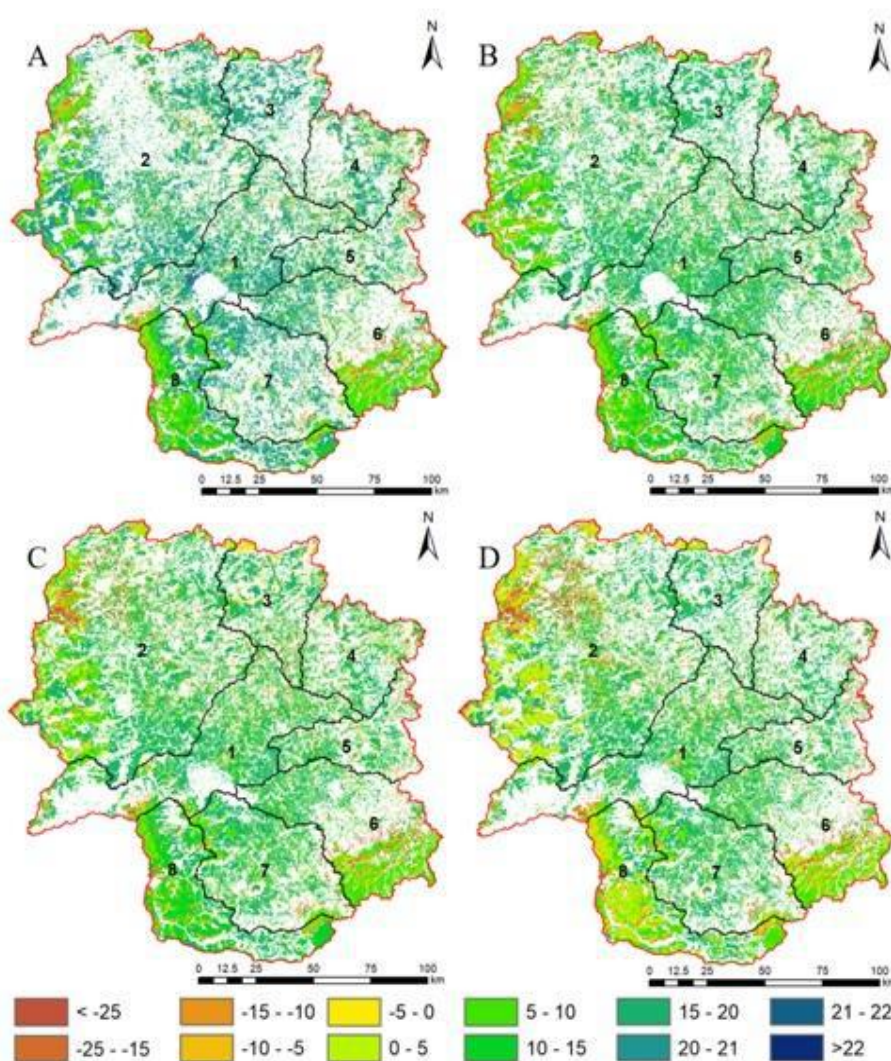


Figura 32: Variação espaço-temporal no balanço do nitrogênio ($\text{kgN ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$) na bacia do rio Vermelho nos quatro anos considerados: (A) 2000, (B) 2005, (C) 2010 e (D) 2015.

O excedente é próximo de zero em regiões com predominância de vegetação natural e pastagens (sub-bacias 1, 3, 4 e 7). Valores negativos (mineração do solo) são encontrados em áreas de produção pecuária nos quatro anos avaliados (cerca de $-1,5 \text{ kgP ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$). Nestes casos, a produção pecuária remove P do solo, que não é compensado por meio da correção do solo e aplicação de fertilizantes.

Considerando o ano de 2015, as principais entradas de N nos solos agrícolas da bacia do rio Vermelho são representadas pela FBN (74,8%) e adição de fertilizantes (21,9%, **Figura 5A**). A principal saída de N desses sistemas decorre da colheita dos produtos agrícolas (88,2%). Em geral, a maior parte do aporte de P nos solos vem de fertilizante mineral (99,9%) e uma fração muito pequena da deposição seca e úmida (0,1%, **Figura 5B**). A quantidade de P adicionado através de fertilizante mineral é alta em relação a outras áreas agrícolas dos EUA e Argentina ($44 \text{ kgP ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$, Riskin et al., 2013). Apesar dessa alta entrada de nutriente, a lixiviação vertical do P pelo perfil desses solos é improvável, devido a sua alta capacidade de adsorção desse elemento (Hansen et al. 2002, Riskin et al. 2013). A principal saída de P nos sistemas agrícolas se dá através da colheita (98,6%), e somente uma pequena fração é perdida do solo através da lixiviação e erosão.

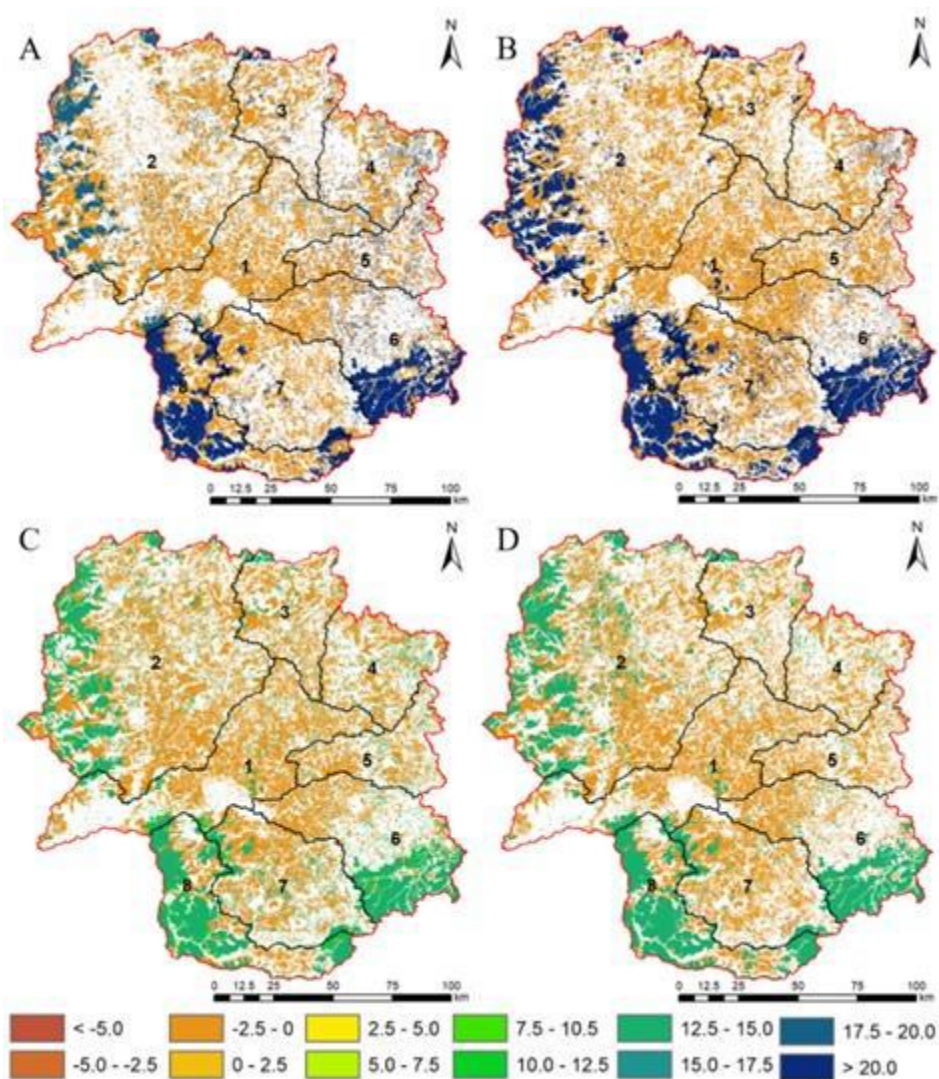


Figura 4: Variação espaço-temporal no balanço do fósforo ($\text{kgP ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$) na bacia do rio Vermelho nos quatro anos considerados: (A) 2000, (B) 2005, (C) 2010 e (D) 2015.

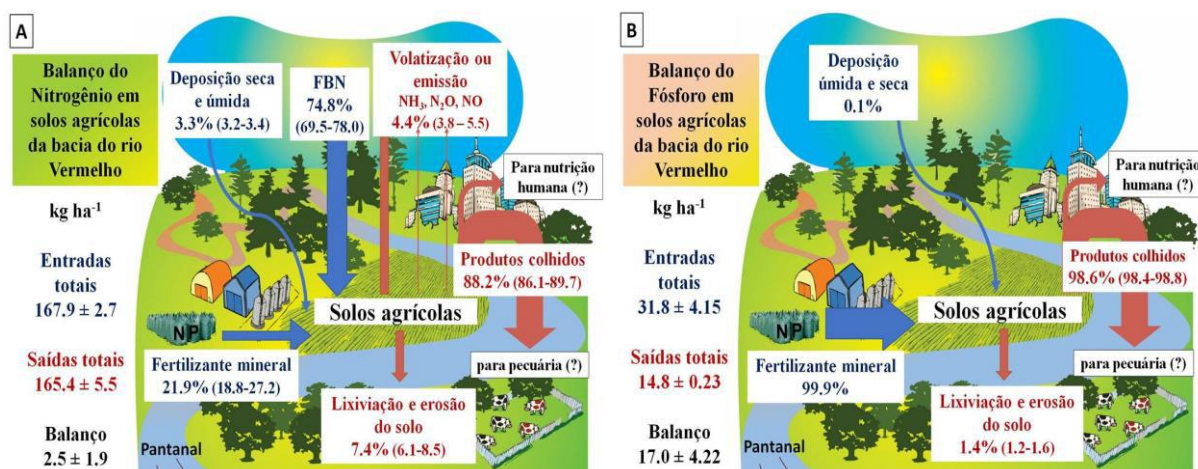


Figura 5: Magnitude das entradas e saídas de nitrogênio (A) e fósforo (B) nos sistemas agrícolas da bacia do Rio Vermelho.

5. Conclusão

As mudanças no uso e cobertura da terra na bacia do rio Vermelho têm sido intensas entre 2000 e 2015 e acarretado significativas alterações no balanço dos nutrientes. O avanço da agricultura anual na área estudada está relacionado a maiores entradas de fertilizantes minerais (N e P) para garantir a produtividade. Em escala local, algumas regiões estão suscetíveis a esgotamento em longo prazo desses nutrientes, como observado também para pastagens, que raramente são submetidas à adubação. Por outro lado, o excesso dos nutrientes no meio pode estar relacionado a maiores perdas para a atmosfera e corpos hídricos, afetando a integridade dos ecossistemas e levando a perdas de serviços ecossistêmicos e prejuízos para a saúde e bem estar humano.

No Brasil e em outros países da América Latina, a indisponibilidade ou inacessibilidade de dados e a falta de sistemas de monitoramento de longo prazo são fatores que limitam a análise integrada das múltiplas influências, atuais e futuras, na produção de alimentos. Apesar das limitações, esse estudo fornece um panorama das alterações recentes no balanço dos nutrientes em sistemas agrícolas de uma importante bacia que conecta o Cerrado e Pantanal matogrossense. O método pode ser aplicado para outras sub-bacias da região com intuito de avaliar os possíveis impactos sobre ecossistemas naturais adjacentes às áreas de produção agrícola, tendo em mente a indissociável relação entre planalto e planície na bacia do Alto Paraguai.

6. Agradecimentos

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de estudos (Doutorado) da primeira autora e ao Programa de Ação Global do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (GPA/UNEP) e à Global Partnership on Nutrient Management (GPNM) pelo financiamento do projeto “*Case Study on nutrient management valuation in Rondonópolis municipality in the upper Pantanal Region of South America*”, do qual o presente estudo é derivado. Agradecemos ainda a colaboração prestada pela Fundação Mato Grosso e pelo International Plant Nutrition Institute (IPNI).

7. Referências

- ANA – Agência Nacional de Águas. **Diagnóstico Consolidado da Região Hidrográfica do Rio Paraguai**. Disponível em: <http://www.imasul.ms.gov.br/plano-de-bacia-do-alto-paraguai/>. 2017.
- Austin, A.T.; Bustamante, M.M.C.; Nardoto, G.B.; Mitre, S.K.; Pérez, T.; Ometto, J.P.H.B.; Ascarrunz, N.L.; Forti, M.C.; Longo, K.; Gavito, M.E.; Enrich-Prast, A.; Martinelli, L.A. Latin America's Nitrogen Challenge. **Science** (340): 149-149, doi: 10.1126/science.1231679. 2013.
- Bergier, I. Effects of highland land-use over lowlands of the Brazilian Pantanal. **Sci Total Environ**. 463-464: 1060-1066, doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.06.036>. 2013.
- Bustamante, M. M.C.; Martinelli, L.A.; Pérez, T.; Rasse, R.; Ometto, J.P.H.B.; Pacheco, F.S.; Lins, S.R.M.; Marquina, S. Nitrogen management challenges in major watersheds of South America. **Environ Res Lett** 10, doi: Artn 065007 10.1088/1748-9326/10/6/065007. 2015.
- Calheiros, D. F.; Dores, E.F.G.; Oliveira, M. D. Poluição por pesticidas, nutrientes e material em suspensão nos rios formadores do Pantanal Matogrossense. Artigo de Divulgação na Mídia, **Embrapa Pantanal**, Corumbá, MS, n. 096 p.1-4, mar. 2006. Disponível em: <http://www.cpap.embrapa.br/publicacoes/online/ADM096>. Acesso em 10 abril 2018.
- Galdino, S., Grego, C. R. Distribuição espacial da erosividade da chuva na Bacia do Alto Paraguai. IN: 5º Simpósio de Geotecnologias no Pantanal, 2014, Campo Grande. **Anais...** Embrapa Informática Agropecuária/INPE, p. 211 -219. Disponível em:< <https://www.geopantanal.cnptia.embrapa.br/2014/cd/p36.pdf>>. Acesso em 10 abril 2018.
- Gomes, L. **Impacts of land use and land cover changes on soil nitrogen balance in the brazilian Cerrado**. Tese (Doutorado em Ciência do Sistema Terrestre). Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2017.

Gomes, L.; Simões, S. J. C.; Forti, M.C.; Ometto, J.P.H.B.; Nora, E.L.D. Using Geotechnology to Estimate Annual Soil Loss Rate in the Brazilian Cerrado. **Journal of Geographic Information System**. vol.09 nº04: 20, doi: 10.4236/jgis.2017.94026. 2017.

Hansen, N. C.; Daniel, T.C.; Sharpley, A.N.; Lemunyon, J.L. The fate and transport of phosphorus in agricultural systems. **Journal of Soil and Water Conservation** 57: 408-417. 2002.

IBGE - Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Agropecuário 1996**. Sistema IBGE de Recuperação Automática – SIDRA. Disponível em <<https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/censo-agropecuário/censo-agropecuário-1995-1996>>. Acesso em 1 nov. 2017.

---. 2006. **Censo Agropecuário 2006**. Sistema IBGE de Recuperação Automática – SIDRA. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/censo-agropecuário/censo-agropecuário-2006/segunda-apuracao>.

---. 2000, 2005, 2010, 2015. Produção Agrícola Municipal. Disponível em: <http://www2.sidra.ibge.gov.br/bda/tabela/listabl.asp?c=1612&z=t&o=11>.

Liu, J.; You, L.; Amini, M.; Obersteiner, M.; Herrero, M.; Zehnder, A.J.B.; Yang, H. A high-resolution assessment on global nitrogen flows in cropland. **Proceedings of the National Academy of Sciences** 107: 8035-8040, doi: 10.1073/pnas.0913658107. 2010.

Martinelli, L.A.; Naylor, R.; Vitousek, P.M.; Moutinho, P. Agriculture in Brazil: Impacts, costs, and opportunities for a sustainable future. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 2, n. 5–6, p. 431–438. 2010.

Moreschi, I.C.; Paes, R.P.; Carneiro, D.F. Poluição Difusa na Bacia Hidrográfica do Rio Miranda, Mato Grosso do Sul. **Engineering and Science**, v. 4, n. 2, p. 72–86. 2015.

Projeto Mapbiomas. 2000, 2005, 2010, 2015. Coleção 2 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil. Disponível em: <http://mapbiomas.org/pages/database/mapbiomas_collection>.

Riskin, S. H., S. Porder, C. Neill, A. M. E. S. Figueira, C. Tubbesing, AND N. Mahowald. The fate of phosphorus fertilizer in Amazon soya bean fields. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 368: 20120154, doi: 10.1098/rstb.2012.0154. 2013.

Smaling, E.M.A.; Fresco, L.O. A decision-support model for monitoring nutrient balances under agricultural land use (NUTMON). **Geoderma**. 60: 235-256, 1993.

Steffen, W.; Richardson, K.; Rockström, J.; Cornell, S.E.; Fetzer, I.; Bennett, E.M.; Biggs, R.; Carpenter, S.R.; de Vries, W.; Wit, C.A.; Folke, C.; Gerten, D.; Heinke, J.; Mace, G.M.; Persson, L.M.; Ramanathan, V.; Reyers, B.; Sörlin, S. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. **Science**, v. 347, n. 6223, p. 1259855–1259855. 2015.

Stoorvogel, J. J.; Smaling, E.M.A. Research on soil fertility decline in tropical environments: integration of spatial scales. **Nutr Cycl Agroecosys**. 50: 151-158, doi: 10.1023/a:1009732126336. 1998.

Sutton, M.A.; Bleeker, A.; Howard, C.M.; Bekunda, M.; Grizzetti, B.; de Vries, W.; van Grinsven, H.J.M.; Abrol, Y.P.; Adhya, T.K.; Billen, G.; Davidson, E.A.; Datta, A.; Diaz, R.; Erismann, J.W.; Liu, X.J.; Oenema, O.; Palm, C.; Raghuram, N.; Reis, S.; Scholz, R.W.; Sims, T.; Westhoek, H.; Zhang, F.S. **Our nutrient world: the challenge to produce more food and energy with less pollution**. Edinburgh, NERC/Centre for Ecology & Hydrology, 114pp. 2013.

UN - United Nation. **Probabilistic population projections based on the world population prospects: the 2017 Revision**. Disponível em: <https://esa.un.org/unpd/wpp/Publications/Files/WPP2017_KeyFindings.pdf>. Acesso em 12 abril 2018.

Vitousek, P.M.; Naylor, R.; Crews, T.; David, M.B.; Drinkwater, L.E.; Holland, E.; Johnes, P.J.; Katzenberger, J.; Martinelli, L.A.; Matson, P.A.; Nziguheba, G.; Ojima, D.; Palm, C.A.; Robertson, G.P.; Sanchez, P.A.; Townsend, A.R.; Zhang, F.S. Nutrient imbalances in agricultural development. **Science**. v. 324, p. 1219-1520. 2009.

Wantzen, K. M.; Callil, C.; Butakka, C.M.M. Benthic invertebrates of the Pantanal and its tributaries. IN: Junk, W.J.; Da Silva, C.J.; Nunes da Cunha, C.; Wantzen, K.M. (Eds). **The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland**. pp. 127-141. Pensoft Publishers, Sofia–Moscow. 2009.