



**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PIAUÍ  
CAMPUS UNIVERSITÁRIO PROF<sup>a</sup> CINOBELINA ELVAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AGRÁRIAS**



FERNANDO BRAGA RIMÁ

FÓSFORO EM SOLOS SOB DIFERENTES USOS E SEU FRACIONAMENTO EM  
SEDIMENTOS FLUVIAIS DE UMA BACIA HIDROGRÁFICA DO CERRADO, SUL DO  
PIAUÍ

BOM JESUS - PI  
2019

FERNANDO BRAGA RIMÁ

FÓSFORO EM SOLOS SOB DIFERENTES USOS E SEU FRACIONAMENTO EM  
SEDIMENTOS FLUVIAIS DE UMA BACIA HIDROGRÁFICA DO CERRADO, SUL DO  
PIAUI

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Agrárias, da Universidade Federal do Piauí, Campus Profª Cinobelina Elvas, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências Agrárias, área de concentração: Ciências do Solo.

Orientador: Prof. Dr. Yuri Jacques Agra  
Bezerra da Silva

BOM JESUS - PI  
2019

FERNANDO BRAGA RIMÁ

FÓSFORO EM SOLOS SOB DIFERENTES USOS E SEU FRACIONAMENTO EM  
SEDIMENTOS FLUVIAIS DE UMA BACIA HIDROGRÁFICA DO CERRADO, SUL DO  
PIAUI

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Agrárias, da Universidade Federal do Piauí, Campus Profª Cinobelina Elvas, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciências Agrárias, área de concentração: Ciências do Solo.

Aprovada em: 17 de Julho de 2019

---

Prof. Dr. Yuri Jacques Agra Bezerra da Silva (CPCE/UFPI) (Orientador)

---

Prof. Dr. Ygor Jacques Agra Bezerra da Silva (UFRPE)

---

Prof. Dr. José Wellington Batista Lopes (CPCE/UFPI)

---

Prof. Dr. Julian Junio de Jesús Lacerda (CPCE/UFPI)

*Aos meus pais, Silvestre Oliveira Rimá e Francisca Braga Rimá,  
Meus primeiros professores e que me dão amor incondicional,  
E são fonte de carinho e inspiração.*

***Dedico***

## **AGRADECIMENTOS**

Jesus tomou a palavra e disse-lhes: “Em verdade, em verdade vos digo: o Filho de si mesmo não pode fazer coisa alguma; ele só faz o que vê fazer o Pai; e tudo o que o Pai faz, o faz também semelhantemente o Filho (João, 5. 19);

Primeiramente agradeço a Deus, pelas bênçãos, coragem, graça, amor, esperança, fé, conquistas concedidas e presença constante em minha vida e que me deu forças para transpor mais esta etapa da vida;

Aos meus pais, Silvestre Oliveira Rimá e Francisca Braga Rimá, pelo amor, cuidado e educação e incentivo nos estudos, bases do meu caráter, os verdadeiros responsáveis pela realização dos meus objetivos, pois foi com eles que eu dei meus primeiros e foram eles que me direcionaram no melhor caminho despertando em mim o gosto pelo simples do campo;

À minha esposa Raimunda da Silva Cruz, por me dá apoio em minhas escolhas e por entendê-las, e suportar a distância durante o tempo do mestrado.

Ao professor Dr. Yuri Jaques Agra Bezerra da Silva, pela compreensão, pelos ensinamentos, e pela orientação para condução dos trabalhos de campo, revisão desta dissertação, pela amizade construída e parceria nos trabalhos desenvolvidos;

Ao técnico responsável pelo laboratório de solos, Estefenson Marques Morais pela assistência e orientação nas análises, e por estar sempre à disposição quando o procurei para tirar dúvidas sobre análises de laboratório;

Aos amigos e parceiros de mestrado pela amizade construída em especial ao grupo de pesquisa, Marcos Paulo Rodrigues Teixeira, Tatiana dos Santos Almeida que estiveram comigo em campo realizando as coletas e Kamylla Gonçalves Oliveira Assis, pelo apoio e disponibilidade quando precisei.

E a todos que direta ou indiretamente participaram dessa conquista. Obrigado!

## RESUMO

O fósforo (P) é um nutriente importante para o crescimento das culturas em muitos agroecossistemas e é indispensável em vários processos fisiológicos e bioquímicos. É um elemento de alta adsorção nos solos tropicais e exerce importância no crescimento do fitoplâncton de água doce e salgada. Dessa forma, o aumento da transferência de P dos solos para os recursos hídricos pode acelerar o processo de eutrofização em rios e lagos, causando impactos negativos ao meio ambiente. O sedimento em suspensão pode ser compreendido como um elo entre o ecossistema terrestre e aquático e, portanto, reflete o manejo ao longo da bacia hidrográfica. Neste sentido, o estudo teve como objetivo quantificar as concentrações de P em solos sob diferentes usos (*i.e.* culturas anuais, pastagens e vegetação nativa) e o seu fracionamento em sedimentos fluviais (leito, sedimento em suspensão e banco de canais) ao longo de uma bacia hidrográfica representativa do bioma Cerrado no estado do Piauí. As amostras de solo e sedimentos de leito foram coletadas na camada de 0-5 cm. Os sedimentos em suspensão foram coletados por meio de um coletor por integração no tempo. Amostras de solo, bancos de canais, sedimentos em suspensão e sedimentos do leito foram analisados quanto aos atributos físico-químicos. As amostras de sedimento dos bancos de canais, sedimentos do leito e sedimentos em suspensão foram submetidas ao fracionamento químico do P. Os maiores valores de fósforo total (PT) foram obtidos em áreas cultivadas, possivelmente devido às adubações fosfatadas nas lavouras. O PT foi maior também nos sedimentos em suspensão e sedimentos do leito. Isso se deve ao acúmulo de material oriundo de diversas fontes, tais como, áreas com cultivos agrícolas e pastagens. Os sedimentos em suspensão e de leito apresentaram os maiores valores de P orgânico (Po), seguido por fósforo inorgânico (Pi) não lábil para todas as amostras analisadas. Isso pode ser devido os sedimentos em suspensão e depositados no leito serem proveniente de diversas áreas e das camadas mais superficiais do solo onde há uma maior ciclagem de nutrientes. O Po presente nas formas lábil e moderadamente lábil demonstram que os sedimentos estão propensos a agir como agentes de poluição não pontual. O aumento do conteúdo de P em sedimentos está associado a transferência deste elemento dos solos agrícolas e não agrícolas.

**Palavras-chave:** extração sequencial de fósforo, escoamento superficial, transporte de sedimentos, fósforo total.

## ABSTRACT

Phosphorus (P) is an important nutrient for crop growth in many agroecosystems and is essential for physiological and biochemical processes. It is an element of high adsorption in tropical soils and plays an important role in the growth of freshwater and saltwater phytoplankton. Thus, increasing the transfer of P from soil to water can trigger eutrophication in rivers and lakes, causing negative impacts on the environment. Suspended sediment can be understood as a link between the terrestrial and aquatic ecosystem and thus reflects management along the watershed. In this sense, the study aimed to quantify P concentrations in soils under different uses (i.e. annual crops, pastures and native vegetation) and their fractionation in river sediments (bed, suspended sediment and channel bank) along a representative watershed of the Cerrado biome in the state of Piauí. Soil and bed sediment samples were collected in the 0-5 cm layer. The suspended sediments were collected by a time-integrating sampler. Soil samples, channel banks, suspended and bed sediments were analyzed for physical and chemical attributes. The sediment samples from the channel banks, bed sediments and suspended sediments were submitted to chemical fractionation of P. The highest total phosphorus (TP) were obtained in cultivated areas, possibly due to phosphate fertilizers. The TP was also higher in suspended and bed sediments. This was due to the accumulation of material from various sources, such as areas with crops and pastures. The suspended and bed sediments presented the highest organic phosphorus (Po) values, followed by non-labile inorganic phosphorus (Pi) for all samples analyzed, this may be because the suspended and deposited sediments in the bed came from several areas and from the most superficial layers of the soil where there is a greater nutrient cycling. The Po present in labile and moderately labile forms demonstrate that sediments are prone to act as non-point pollution agents, as they are P forms that will be readily available to the biochemical processes of aquatic microorganisms. There was a P increase in sediments due to the transfer from agricultural and non-agricultural soils.

**Keywords:** sequential phosphorus extraction, runoff, sediment transport, total phosphorus.

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	12
<b>2 CAPÍTULO I - REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	13
<b>2.1 Fósforo em solos e sedimentos fluviais</b> .....	13
<b>2.2 Relação entre pressões antrópicas e fósforo no sedimento</b> .....	14
<b>2.3 Formas de fósforo nos sedimentos</b> .....	15
<b>2.4 Dinâmica do fósforo na interface água/sedimento</b> .....	16
<b>3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	17
<b>4 CAPÍTULO 2 - CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO EM SOLOS SOB DIFERENTES USOS E SEDIMENTOS FLUVIAIS DE UMA BACIA HIDROGRÁFICA DO CERRADO, SUL DO PIAUÍ</b> .....	22
<b>RESUMO</b> .....	22
<b>ABSTRACT</b> .....	23
<b>5 INTRODUÇÃO</b> .....	24
<b>6 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	25
6.1 <i>Local do estudo</i> .....	25
6.2 <i>Coleta das amostras de solo e das fontes de sedimentos</i> .....	27
6.3 <i>Coleta das amostras de sedimentos em suspensão</i> .....	28
6.4 <i>Caracterização física e química</i> .....	30
6.5 <i>Fracionamento químico do fósforo</i> .....	31
6.6 <i>Análise estatística</i> .....	311
<b>7 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	311
<b>7.1 Características químicas e concentrações de fósforo nos solos, bancos de canais, sedimento em suspensão e sedimentos do leito</b> .....	311
<b>7.2 Fracionamento químico do fósforo</b> .....	377
<b>8 CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	411
<b>9 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	422



## 1 INTRODUÇÃO GERAL

A bacia hidrográfica do rio Gurguéia é a segunda maior bacia do estado do Piauí, com uma área total de 48.830 km<sup>2</sup> (19% do estado). Ao longo da sua área de captação existem 33 municípios inseridos parcial ou totalmente, com destaque para Gilbués que se encontra sob desertificação. Nessa região desertificada, observa-se redução da produção agropecuária e decréscimo dos recursos hídricos dos brejos e olhos-d'água que fornecem água para diversas atividades. A bacia do Gurguéia tem grande importância econômica para o Estado, pois além da agricultura, com a ênfase na cultura da soja, a pecuária também é uma forma de subsistência da população do vale do Gurguéia. Entretanto, as margens do rio Gurguéia vêm sendo exploradas principalmente pela agricultura sem práticas conservacionistas. A degradação dos recursos hídricos da região é causada, sobretudo, pela falta de dimensionamento da faixa de vegetação ripária, excesso de queimadas e desmatamentos.

Estudos sobre a qualidade da água e sedimentos em bacias hidrográficas do Brasil e, sobretudo, da região Nordeste são escassos (Cavalcante et al., 2018) em comparação com o monitoramento observado em outros países (Yu et al., 2017; Copetti et al., 2019). Dentre as variáveis mais importantes para a gestão dos recursos hídricos, destacam-se o fósforo (P) na forma particulada, pois representa, geralmente, mais de 90% do P transportado em cursos d'água (Omernik, 1977; Sharpley et al., 2000; Simard et al., 2000). O aumento da transferência de P dos solos para os recursos hídricos está frequentemente relacionada com a utilização indiscriminada de fertilizantes fosfatados, resíduo animal e águas residuais de esgoto não tratado, desencadeando o processo de eutrofização em rios e lagos (Withers & Jarvie, 2008, sharpley et al., 2013; Withers et al., 2017; Zafar et al., 2017). Segundo Dodds e Smith (2016), a eutrofização de rios e lagos se tornou uma preocupação mundial contínua e o fósforo exerce poder de nutriente limitante chave em muitos desses corpos d'água.

Apesar dos esforços recentes, ainda existe uma carência de pesquisas acerca das transferências de P dos solos para os sedimentos fluviais que são considerados o elo de ligação entre o ecossistema terrestre e aquático (Cook et al., 2010; King et al., 2017; Zafar et al., 2017). Portanto, avaliar a concentração e a forma como o P encontra-se retido nos solos e sedimentos fluviais é fundamental para entender como cada compartimento pode contribuir para a transferência deste elemento para a cadeia trófica.

Neste sentido, o estudo teve como objetivo quantificar as concentrações de P em solos sob diferentes usos (i.e. culturas anuais, pastagens e vegetação nativa) e sedimentos fluviais (leito, sedimento em suspensão e banco de canais), além de entender como este elemento está

retido nos sedimentos ao longo do curso d'água principal de uma bacia hidrográfica representativa do bioma Cerrado no estado do Piauí.

## CAPÍTULO I

### 2 REVISÃO DE LITERATURA

#### 2.1 Fósforo em solos e sedimentos fluviais

O P é um nutriente chave para desencadear o processo de eutrofização em rios e lagos. O impacto deste processo é geralmente maior em bacias hidrográficas com elevados aportes desse nutriente associado as maiores taxas de escoamento superficial, podendo ser substancialmente reduzida à medida que o P solúvel total diminui (Duncan et al., 2017). Porém, mesmo as concentrações relativamente baixas de fósforo solúvel total no escoamento superficial podem ser suficientes para elevar as concentrações deste na água, dificultando o controle da eutrofização em alguns sistemas fluviais (Withers et al., 2017).

Informações sobre o fluxo de nutrientes transportados na forma solúvel ou associados aos sedimentos são essenciais para auxiliar no manejo de bacias hidrográficas (Torres et al., 2007, cook et al., 2010). Vale ressaltar, que o transporte de elementos traços, incluindo o P, ocorre predominantemente associado ao sedimento em suspensão, sendo essencial entender a forma como esse elemento encontra-se retido e assim evitar adotar medidas que incorrem em prejuízos econômicos desnecessários (Sharpley et al., 1992). A transferência de P dos solos para os sedimentos fluviais por meio da utilização indiscriminada de fertilizantes fosfatados pode aumentar o risco de eutrofização dos recursos hídricos. Dessa forma, o transporte de P por meio do escoamento superficial, sobretudo durante os períodos de maior intensidade da precipitação pluvial, pode afetar a qualidade da água e impactar a qualidade de vida dos seres humanos (Cassidy et al., 2017).

Aumentos no teor de P nos recursos hídricos também são decorrentes das mudanças climáticas que alteram os regimes hidrológicos e a temperatura da água, e, por conseguinte, aumentam as taxas de remineralização (Hamilton et al., 2016). Portanto, compreender os processos que controlam a exportação de P em bacias hidrográficas agrícolas é essencial para prever e mitigar impactos ambientais adversos (King et al., 2017). A adoção de estratégias para mitigar a poluição promovida pelo P depende das fontes e da hidrogeologia da bacia hidrográfica (Ockenden et al. 2017). Uma das principais medidas para controlar o excesso desse nutriente na água é manejar adequadamente os fertilizantes fosfatados, reduzindo o transporte

por meio do escoamento superficial (Rowe et al., 2016) e a sua lixiviação, sobretudo, em solos arenosos, além de utilizar práticas conservacionistas como plantas de cobertura e rotação de culturas (Richardson et al., 2011).

## **2.2 Relação entre pressões antrópicas e fósforo no sedimento**

Os sedimentos que chegam nos reservatórios, rios e lagos são oriundos de diversas fontes. A principal delas é o intemperismo das rochas, que depende entre outros fatores, de características intrínsecas destas e aspectos morfométricos das bacias hidrográficas (Smal et al., 2013). Além destas influências, destacam-se também a pressão gerada pelas atividades antrópicas que podem produzir sedimentos em grandes quantidades e, dessa forma, liberar P para os recursos hídricos em função de alterações físico-químicas na coluna d'água. Entretanto, boa parte desse P fica retido e é transportado na superfície dos óxidos de ferro (Pellegrini et al., 2010).

Apesar da vegetação natural ao longo dos cursos d'água desempenhar um papel na depuração do solo e da água, esta não consegue eliminar totalmente o fósforo proveniente dos sistemas intensivos de agricultura, facilitado pelo processo de erosão e pelo sistema convencional de cultivo. Em áreas sob nenhuma ou mínima influência antrópica, as formas de P nos sedimentos são menos afetadas por fatores abióticos a exemplo da precipitação pluvial; já em áreas sob considerável influência da agricultura, as formas de P são frequentemente alteradas pelas práticas usuais de manejo do solo (Tiecher et al., 2017). Portanto, a transferência de P em bacias hidrográficas predominantemente agrícolas afeta diretamente a qualidade da água dos rios (Roberts et al., 2017).

Mudanças no uso do solo alteram a disponibilidade de P para absorção das plantas, aumentando as perdas e transferência do mesmo para estoques recalcitrantes, levando a alterações na distribuição e disponibilidade de P (Maharjan et al., 2018). Portanto, o manejo adequado dos solos é essencial para reduzir a susceptibilidade à erosão hídrica e, por conseguinte, controlar a quantidade de P no escoamento superficial (Withers et al., 2017). Uma combinação de uso inadequado do solo (cultivo em terras inclinadas e próximos dos cursos d'água) aliada às altas taxas de P disponíveis, aumenta as chances de transferência de P para os cursos d'água. Entretanto, em alguns casos, a precipitação pluvial total e sua intensidade podem ser mais importantes do que o manejo sazonal do solo na determinação da concentração de P em sedimentos em suspensão (Tiecher et al., 2017).

Em bacias hidrográficas agrícolas, o fósforo reativo solúvel (PRS) representa em média 31% do fósforo total em sedimentos em suspensão durante eventos de cheias (Sharpley et al., 1999; McDowell et al., 2001). Portanto, à medida que a proporção de áreas cultivadas aumentam, observa-se aumento no P inorgânico e diminuição de P orgânico e carbono orgânico total nos sedimentos em suspensão (Tiecher et al., 2017). Kisson et al. (2015) observaram que a concentração de P total nos sedimentos correlacionou-se negativamente com a cobertura vegetal, influenciando a quantidade de P em lagos rasos. Por conseguinte, entende-se como fundamental o conhecimento dos fatores que influenciam na transferência de P para rios, lagos e reservatórios.

### **2.3 Formas de fósforo nos sedimentos**

A presença de P em elevadas quantidades nos sedimentos em suspensão nos rios e lagos pode ser considerado um risco para a qualidade da água doce e traz sérias consequências para a integridade funcional dos recursos hídricos (Rowe et al., 2016). Uma compreensão abrangente do P nos sedimentos e sua contribuição para a coluna de água, requer informações detalhadas sobre cada espécie de P. Portanto, o estudo das várias formas de fósforo presentes nos sedimentos é muito importante para a gestão ambiental (Cong et al., 2015). Mensurar a labilidade de P ligado ao sedimento é importante para entender a contribuição das diversas fontes desse elemento em escala de bacia hidrográfica (Zafar et al., 2017).

O fluxo de P nos sedimentos é controlado por diversos fatores, dentre estes, a taxa de sedimentação, tipo de sedimento, mineralização da matéria orgânica presente no sedimento, propriedades da água e condições redox (Graca & Bolalek, 1998). León et al. (2017) estudaram as frações de fósforo e a dinâmica de sorção nos sedimentos de dois reservatórios nos Andes centrais argentinos e relataram que o P ligado ao Ca (cálcio) foi a fração mais presente e o P ligado aos óxidos de Fe (ferro) e Al (alumínio) foi maior nos sedimentos oxidicos. Zafar et al. (2017) observaram um aumento no P lábil, P moderadamente lábil e P não lábil (172%, 705%, 874%, respectivamente) em sedimentos. Esses maiores valores de P não lábil em áreas de agricultura intensiva e urbanas foi justificada pelo elevado teor de óxidos de Fe e Al presente nos sedimentos.

O transporte de P em muitos ecossistemas é resultado das descargas de estações de tratamentos de águas e efluente (ETARs) ou do uso de P na agricultura. As perdas de P para os corpos de água naturais por descarga de águas residuais representam aproximadamente 10% do fertilizante inorgânico derivado de P aplicado ao solo em áreas agrícolas ao redor do mundo

(Melia et al., 2017). Jing et al. (2015), comparando formas de P e Fe em sedimentos, observaram que após três anos de estudo o conteúdo de PT nos sedimentos aumentou 20,3% tendo como fontes mais provável o transporte externo de P. Esses autores também concluíram que a forma biodisponível do fósforo contribuiu com menos de 1% do PT no sedimento.

Uma vez adsorvido ao sedimento, as transformações de P dependem de vários parâmetros relacionados à qualidade da água, como temperatura, pH, potencial redox e concentrações de ferro, alumínio, sulfato e cálcio (Keitel et al., 2016). Em bacia hidrográfica com cobertura vegetal nativa preservada, a contaminação da água por fertilizantes é baixa devido à baixa erosão do solo e ao baixo nível de fósforo disponível (Pellegrini et al., 2010). As menores concentrações de P ocorrem em amostras de sedimentos arenosos, pois a fração areia apresenta baixa sorção de P. Portanto, a granulometria do sedimento, capacidade de sorção e profundidade do curso d'água são fatores importante que determinam a composição e as propriedades dos sedimentos (Mlynarczyk et al., 2013).

#### **2.4 Dinâmica do fósforo na interface água/sedimento**

O sedimento pode funcionar como uma fonte de P nos corpos d'águas, pois ao se acumular no sedimento durante períodos de alta vazão este fósforo vai sendo liberado na coluna d'água ao longo do tempo, podendo ser liberado durante décadas, dificultando assim o processo de recuperação da qualidade da água, mesmo após cessar a descarga de P em um determinado corpo hídrico (Granéli, 1999; Yu et al., 2017).

A liberação das formas de P mais móveis, como o P ligado ao óxido de ferro e ao manganês são controladas por condições redox, sendo liberada sob condições anóxicas. Tal fato se deve a redução e dissolução do hidróxido de ferro ( $\text{FeOH}_3$ ) (Amirbahman et al., 2013), que tem uma forte capacidade de adsorção de fosfato inorgânico na coluna de água e em sedimentos aeróbicos, porém, quando o ferro III é reduzido ao ferro II na falta de oxigênio, o ferro e o P adsorvido são liberados e tornam-se biodisponíveis (Lake et al., 2007). A condição anóxica da água é provocada pela elevação da temperatura que acelera as reações de decomposição, promovendo uma estratificação na coluna d'água (Dantas et al., 2008). Além dessas maneiras de liberação do P na coluna d'água, há também as formas de P que são liberadas de acordo com alterações no seu pH. O P ligado a apatita e carbonatos podem ser liberados quando o pH é menor que 6 (Jin et al., 2006). O P ligado às substâncias húmicas também pode ser liberado em condições anóxica.

Zhang et al. (2007) quantificaram o fracionamento de P em sedimentos de um lago eutrófico na China e observaram que o P associado a fração inorgânica representou 69-81% do

PT. Lu et al. (2016) também relataram que o conteúdo de PI foi superior ao conteúdo do P orgânico em sedimentos de uma reserva subtropical de zonas húmidas no sudeste da China. Enquanto o P inorgânico é mais prontamente disponível para a coluna d'água, frações mais estáveis a exemplo do P orgânico, podem ser solubilizados por períodos mais longos (Richardson & Reddy, 2013). Segundo Copetti et al., (2019), a maior parte do fósforo (cerca de 86% do total) encontra-se em formas inorgânicas e teve origem nos solos agrícolas.

Jin et al (2006), estudando o efeito do pH na liberação do P dos sedimentos em diferentes áreas tróficas do lago Taihu, observaram que o P inorgânico foi a fração predominante. Esses autores também concluíram que valores extremos de pH podem alterar as propriedades dos sedimentos, afetando a liberação de P.

### 3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Amirbahman A., Lake BA., Norton SA. Seasonal phosphorus dynamics in the surficial sediment of two shallow temperate lakes: a solid-phase and pore-water study. *Hydrobiologia* 701, 65–77. 2013.
- Cassidy R., Doody DG., Watson CJ. Impact of legacy soil phosphorus on losses in drainage and overland flow from grazed grassland soils. *Science of the Total Environment*, v. 575, p. 474–484, 2017.
- Cavalcante H., Araújo F., Noyma N. P., Becker V. Phosphorus fractionation in sediments of tropical semiarid reservoirs. *Science of the Total Environment* 619–620, 1022–1029, 2018.
- Cong M., Jiang T., Qi YZ., Dong H. P., Teng D. Q., e Lu S.H. Phosphorus forms and distribution in Zhejiang coastal sediment in the East China Sea. *International Journal of Sediment Research*, 29(2), 278–284. 2014.
- Cook P. L. M. et al. Retention of nitrogen, phosphorus and silicon in a large semi-arid riverine lake system. *Biogeochemistry*, v. 99, n. 1, p. 49–63, 2010.
- Copetti D. Tartari G. Valsecchi L. Salerno F. Viviano G. Mastroianni D. Yin H. Viganò L. Phosphorus content in a deep river sediment core as a tracer of long-term (1962–2011) anthropogenic impacts: A lesson from the Milan metropolitan área. *Science of The Total Environment*, V. 646, Pages 37-48, 2019.
- Dantas Ê.W., Moura A. do N., Bittencourt-Oliveira M. do C., Arruda Neto J.D. de T., Cavalcanti A. de D.C., Temporal variation of the phytoplankton community at short sampling intervals in the Mundaú reservoir, northeastern Brazil *Acta Botânica Brasilica*. 22, 970–982. 2008.

- Dodds K. W. e Smith V. H. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams, *Inland Waters*, 6:2, 155-164. 2016.
- Duncan E. W. et al. Linking Soil Phosphorus to Dissolved Phosphorus Losses in the Midwest. *Agricultural e Environmental Letters*, v. 2, n. 1, p. 0, 2017.
- Graca B. Bolalek J. Forms of phosphorus in sediments from the Gulf of Gdanâsk. *Applied Geochemistry*, Vol. 13, pp. 319±327, 1998.
- Granéli W. Internal phosphorus loading in Lake Ringsjön. *Hydrobiologia*. 404: 19–26, 1999.
- Hamilton D. P., Salmaso N., & Paerl H. W. Mitigating harmful cyanobacterial blooms: strategies for control of nitrogen and phosphorus loads. *Aquatic Ecology*, 50(3), 351–366. 2016. <https://doi.org/10.1007/s10452-016-9594-z>
- Jin X., Wang S., Pang Y., Chang F., Phosphorus fractions and the effect of pH on the phosphorus release of the sediments from different trophic areas in Taihu Lake, China. *Environmental Pollution*. 139, 288–295. 2006.
- Jing L. Liu, X. Bai S. Wu, C. Ao H. Liu J. Effects of sediment dredging on internal phosphorus: A comparative field study focused on iron and phosphorus forms in sediments *Ecological Engineering* 82 267–271 2015 <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.04.099>
- Keitel J., Zak D., e Hupfer M Water level fluctuations in a tropical reservoir: The impact of sediment drying, aquatic macrophyte dieback, and oxygen availability on phosphorus mobilization. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(7), 6883–6894. 2016.
- King K. W. et al. Phosphorus Availability in Western Lake Erie Basin Drainage Waters: Legacy Evidence across Spatial Scales. *Journal of Environment Quality*, v. 46, n. 2, p. 466, 2017.
- Kissoon L.T.T. Jacob D.L. Hanson M.A. Herwig B.R. Bowe S.E. Otte M.L. Multi-elements in waters and sediments of shallow lakes: Relationships with water, sediment, and watershed characteristics. *Wetlands*, 35, pp. 443-457, 2015.
- Lake B.A., Coolidge K.M., Norton S.A., Amirbahman A. Factors contributing to the internal loading of phosphorus from anoxic sediments in six Maine, USA, lakes. *Science of the Total Environment*. 373, 534–541. 2007.
- León J.G., Pedrozo F. L., Temporetti P. F. Phosphorus fractions and sorption dynamics in the sediments of two Ca-SO<sup>4</sup> water reservoirs in the central Argentine Andes. *International Journal of Sediment Research*. 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ijsrc.2017.03.002i>
- Lu D., Guo P., Ji J. Lui L., Yang P. Evaluation of phosphorus distribution and bioavailability in sediments of a subtropical wetland reserve in southeast China. *Ecological Indicators*, 66 :556–563, 2016.

- Maharjan M. Maranguit D. Kuzyakov Y. Phosphorus fractions in subtropical soils depending on land use. *European Journal of Soil Biology* V. 87 , Pages 17-24, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2018.04.002>
- Mcdowell R., Sharpley A. Folmar G. Phosphorus export from an agricultural watershed: linking source and transport mechanisms. *Journal of environmental quality*, v. 30, n. 5, p. 1587–1595, 2001.
- Melia P. M. Cundy A. B. Sohi S. P. Hooda P. S.; Busquets R. Trends in the recovery of phosphorus in bioavailable forms from wastewater. *Chemosphere*, V. 186,p. 381-395 2017. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.07.089>
- Młynarczyk N., Bartoszek M., Polak J., Sułkowski W. W. Forms of phosphorus in sediments from the Goczałkowice Reservoir. *Applied Geochemistry* 37, 87–93. 2013.
- Ockenden M. C. et al. Major agricultural changes required to mitigate phosphorus losses under climate change. *Nature Communications*, v. 8, n. 1, p. 161, 2017.
- Omernik J. M. Nonpoint source stream nutrient level relationships: a nationwide survey. *USEPA*, Washington, v.3, p.3-77, 1977.
- Pellegrini J. B. R. et al. Impacts of anthropic pressures on soil phosphorus availability, concentration, and phosphorus forms in sediments in a Southern Brazilian watershed. *Journal of Soils and Sediments*, v. 10, n. 3, p. 451–460, 2010.
- Richardson A. E., J. P. Lunch P. R. Ryan. E. Delaize F. A. Smith S. E. Smith P. R. Harvey M. H. Plant and microbial strategies to improve the phosphorus efficiency of agriculture. *Plant and Soil* 349: 121-156. 2011.
- Richardson, C. J Reddy. K.R. Methods for soil phosphorus characterization and analysis of wetland soils. p. 603–638 R.D. De Laune K.R. Reddy C.J. Richardson J.P. Megonigal (Eds.), *Methods in Biogeochemistry of Wetlands*, SSSA Book Series, vol. 10, 2013.
- Roberts W. M. Gonzalez-Jimenez J. L. Doody D. G. Jordan P. Daly K. Assessing the risk of phosphorus transfer to high ecological status rivers: Integration of nutrient management with soil geochemical and hydrological conditions *Science of the Total Environment* 589 25–35. 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.201>.
- Rowe H. et al. Integrating legacy soil phosphorus into sustainable nutrient management strategies for future food, bioenergy and water security. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, v. 104, n. 3, p. 393–412, 2016.
- Sharpley A. N. et al. Sources of phosphorus exported from an agricultural watershed in Pennsylvania. *Agricultural Water Management*, v. 41, n. 2, p. 77–89, 1999.



- Sharpley A. N.; Foy B.; Withers P. Practical and innovative measures for the control of agricultural phosphorus losses to water: an overview. *Journal of Environmental Quality*, OECD Conference Papers Madison, v. 29, n. 1, p. 1-9, Jan./Feb. 2000.
- Sharpley A.; Jarvie H.P.; Buda A.; May L.; Spears B.; Kleinman P. Phosphorus legacy: Overcoming the effects of past management practices to mitigate future water quality impairment. *Journal of Environmental Quality*, 42: 1308-1326. 2013.
- Sharpley Andrew N. et al. Technical Reports Water Quality. *Journal of Environment Quality*, v. 21, n. March, p. 30–35, 1992.
- Simard R. R.; Beauchemin S.; Haygarth P. M. Potential for preferential pathways of phosphorus transport. *Journal of Environmental Quality*, OECD Conference Papers, Madison, v. 29, n. 1, p. 97-105, Jan./Feb. 2000
- Smal H., Ligeża S., Baran S., Wójcikowska-Kapusta A., e Obroślak R. Nitrogen and phosphorus in bottom sediments of two small dam reservoirs. *Polish Journal of Environmental Studies*, 22(5), 1479–1489. 2013.
- Tiecher T. Schenato R. B. Santana M. A. Caner L. Santos D. R. dos . Phosphorus Forms in Sediments as Indicators of Anthropic Pressures in an Agricultural Catchment in. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, v. 41, p. 1–17, 2017.
- Torres I. C; Resck R. P. . P. C. R. Mass balance estimation of nitrogen, carbon, phosphorus and total suspended solids in the urban eutrophic, Pampulha reservoir, Brazil. *Acta Limnologia Brasileira*, v. 19, n. 1, p. 79–91, 2007.
- Withers P. J. A. et al. Reducing soil phosphorus fertility brings potential long-term environmental gains: A UK analysis. *Environmental Research Letters*, v. 12, n. 6, p. 63001, 2017.
- Withers P.J.A. Jarvie H.P. Delivery and cycling of phosphorus in rivers: A review. *Science Of The Total Environment* 400, 379 – 395 2008.
- Yu J., Ding S., Zhong J., Fan C., Chen Q., Yin H., Zhang L., Zhang Y., Evaluation of simulated dredging to control internal phosphorus release from sediments: focused on phosphorus transfer and resupply across the sediment-water interface. *Science of the Total Environment*. 592, 662–673, 2017.
- Zafar M. et al. Characteristics, lability and distribution of phosphorus in suspended sediment from a subtropical catchment under diverse anthropic pressure in Southern Brazil. *Ecological Engineering*, v. 100, p. 28–45, 2017

Zhang T. Wang X., Jin X. Variations of alkaline phosphatase activity and P fractions in sediments of a shallow Chinese eutrophic lake (Lake Taihu). *Environmental Pollution*. 150 288e294, 2007

## CAPÍTULO 2

### FÓSFORO EM SOLOS SOB DIFERENTES USOS E SEU FRACIONAMENTO EM SEDIMENTOS FLUVIAIS DE UMA BACIA HIDROGRÁFICA DO CERRADO, SUL DO PIAUÍ

#### RESUMO

As margens do rio Gurguéia vêm no passar das décadas sendo exploradas pelo cultivo agrícola, aumentando a degradação dos solos e afetando as concentrações de nutrientes nos recursos hídricos, especialmente o fósforo. Neste sentido, o estudo teve como objetivo quantificar as concentrações de fósforo (P) em solos sob diferentes usos (i.e. culturas anuais, pastagens e vegetação nativa) e o seu fracionamento em sedimentos fluviais para avaliar o a concentração das formas de P que estão mais disponíveis e que possam causar poluição ao longo do curso d'água principal de uma bacia hidrográfica representativa do bioma Cerrado no estado do Piauí. Foram analisados sedimentos fluviais tais como, sedimento em suspensão, sedimentos do canal e sedimentos do leito num total de 51 amostra, além de 136 amostras de solos, coletadas na profundidade de 0-5 cm sob os diferentes usos ao longo da área de captação, representando também a diversidade pedológica da região. Os sedimentos em suspensão foram coletados por meio de amostradores por integração no tempo. As amostras de solo, bancos de canais, sedimentos em suspensão e sedimentos do leito foram analisadas quanto aos atributos físico-químicos. Foram selecionadas amostras de sedimento dos bancos de canais, sedimentos do leito e sedimentos em suspensão para realizar o fracionamento químico do P. As concentrações de fósforo total foram maiores em áreas sob cultivo agrícola seguido por sedimentos em suspensão, bancos de canais e sedimentos do leito, independentemente das espécies de P. O P disponível foi maior nos sedimentos em suspensão seguido pelos sedimentos do canal e sedimentos do leito. O fracionamento químico do P foi útil para conhecer o potencial poluidor dos sedimentos da bacia hidrográfica do rio Gurguéia, pois as concentrações de P, sobretudo transportado nos sedimentos em suspensão e depositados nos bancos de canais e no leito indicam elevado potencial poluidor. Neste sentido, práticas conservacionistas precisam ser trabalhadas para minimizar a transferência de P para o rio Gurguéia.

**Palavras chaves:** Formas de fósforo, impacto ambiental, influência antrópica, usos da terra

## ABSTRACT

The Ipojuca River has been exploited for decades by agricultural cultivation, increasing soil degradation and nutrient concentrations in water resources, especially phosphorus (P). In this sense, the study aimed to quantify the phosphorus concentrations in soils under different uses (i.e. annual crops, pastures and native vegetation) and their fractionation in river sediments to evaluate the concentration of the most available P forms that might cause pollution along the main watercourse of a representative watershed of the Cerrado biome in the state of Piauí. Fluvial sediments such as suspended sediment, channel banks and bed sediment were analyzed in a total of 51 samples, as well as 136 soil samples, collected at a depth of 0-5 cm under different uses along the catchment area, also representing the pedological diversity of the region. Suspended sediments were collected using time-integrating samplers. Soil samples, channel banks, suspended and bed sediments were analyzed for physical and chemical attributes. Sediment samples from channel banks, bed and suspended sediments were selected to chemical fractionation of P. Total phosphorus concentrations were higher in agricultural areas followed by suspended sediments, canal banks and bed sediments. Organic phosphorus species were more abundant in suspended sediments followed by channel sediments and sediments from the riverbed. The chemical fractionation was useful to know the high pollutant potential of the sediments from Gurguéia river basin, mainly transported by suspended sediments and deposited in the channel banks/river bed. In this sense, management practices need to be adopted aiming minimize the transfer of P in the Gurguéia watershed.

**Keywords:** Phosphorus forms, environmental impact, anthropic influence, land uses

## 5. INTRODUÇÃO

O Fósforo (P) total é considerado um indicador de qualidade dos solos tropicais e subtropicais, sobretudo, aqueles impactados pelo manejo inadequado (Maharjan et al., 2018). O estudo da dinâmica das formas de P no solo e em sedimentos vem recebendo maior atenção nas últimas décadas (Zhijing et al., 2011, Cong et al., 2014, Tiecher et al. 2018, Cavalcante et al., 2018). Diversos estudos têm demonstrado que alguns compartimentos (especialmente o compartimento orgânico de P) possuem papel vital na ciclagem de P e na nutrição de plantas (Hedley et al., 1982), especialmente em solos tropicais, os quais possuem elevada capacidade de adsorção desse elemento.

O impacto das atividades agrícolas sobre a produção de sedimentos e quantidade de P presente em rios e lagos tem sido estudado em vários locais, como no Rio Grande do Sul (Miguel et al., 2014; Tiecher et al., 2017a), Rio Grande do Norte (Cavalcante et al., 2018), Minnesota (Vitense et al., 2019) e outros (Tiecher et al., 2019; Cong et al., 2014; Zafar et al., 2017). No entanto, há escassez de pesquisas com resultados representativos acerca de estudos dessa natureza no Cerrado piauiense, mais especificamente, na bacia hidrográfica do rio Gurguéia. Esta bacia exerce grande importância para a região, pois este rio fornece água para muitas atividades agrícolas ao seu entorno além de ser um dos principais afluentes do rio Parnaíba que abastece importantes projetos de irrigação.

As contínuas preocupações locais, regionais e globais a respeito da qualidade da água têm promovido uma conscientização sobre a necessidade de identificar práticas que visem a redução da transferência de P para os recursos hídricos (Sharpley et al., 2015). A região do cerrado piauiense vem recebendo grandes investimentos na área de agricultura, sobretudo a monocultura. Walters et al. (2018) alertam que juntamente com o desenvolvimento econômico, vem também os possíveis impactos adversos provocados aos ecossistemas naturais. Ademais, é importante identificar as fontes poluidoras de P, e como o nível deste elemento em rios e lagos pode afetar a qualidade dos ambientes aquáticos, para auxiliar na elaboração de políticas de gestão e manejo que minimizem as descargas de poluentes.

Nas últimas décadas, trabalhos com o fracionamento de P em sedimentos foram desenvolvidos com considerável atenção no meio científico (Paludan & Janssen, 1995; Cavalcante et al., 2018; Maharjan et al., 2018; Tiecher et al., 2019). Essas extrações químicas sequenciais fornecem informações sobre a mobilidade potencial das formas P e permitem a avaliação da origem deste elemento (Wang et al., 2013). Além disso, o detalhamento das frações que compõem a carga de P, ao invés de simplesmente o P total, nos sedimentos é essencial, pois

apenas o conteúdo de fósforo total não é considerado um bom indicador ambiental (Rydin, 2000). O fracionamento do P é essencial para entender melhor a disponibilidade de P (Kaiserli et al., 2002). Estudos sobre a química do P no solo e nos sedimentos são comumente baseados em seu fracionamento, e os compostos de P são subdivididos em várias formas de acordo com sua solubilidade ou reatividade (Tiecher et al., 2019; Teles et al., 2017; ROY et al., 2017a). Contudo, ainda existe uma escassez de pesquisas que abordam a transferência de P dos solos para os sedimentos fluviais - considerados o elo de ligação entre o ecossistema terrestre e aquático (Cook et al., 2010; King et al., 2017; Zafar et al., 2017).

Na região de estudo, localizado do sul do Estado do Piauí, os corpos d'água de superfície, incluindo o rio Gurguéia, são sensíveis a cargas não pontuais devido às grandes áreas agrícolas presentes. Neste sentido, o estudo teve como objetivo quantificar as concentrações de P em solos sob diferentes usos (i.e. culturas anuais, pastagens e vegetação nativa) e sedimentos fluviais (leito, sedimento em suspensão e banco de canais) além de entender como este elemento está retido nos sedimentos ao longo do curso d'água principal de uma bacia hidrográfica representativa do bioma Cerrado no estado do Piauí. Vale ressaltar, que a bacia hidrográfica do rio Gurguéia é a segunda maior bacia do estado do Piauí. Portanto, é essencial preservar essa bacia a partir da elaboração de políticas públicas adequadas, bem como desenvolver práticas para mitigar as descargas de P nos rios e lagos. Ademais, os resultados serão disponibilizados para o comitê da bacia hidrográfica do rio Gurguéia, otimizando a identificação e monitoramento de áreas impactadas ambientalmente, por uso incorreto do solo nas margens do rio, favorecendo uma análise preliminar sobre as concentrações de P em solos sobre diferentes usos dentro da área de captação e em sedimentos transportando em suspensão e depositados nos bancos de canais e no leito.

## **6. MATERIAL E MÉTODOS**

### **6.1 Local do Estudo**

O estudo foi conduzido na bacia hidrográfica do rio Gurguéia, no sul do estado do Piauí, Nordeste brasileiro. Trata-se da segunda maior bacia do estado do Piauí, cobrindo 48.830 km<sup>2</sup>. Os solos da região são originados predominantemente de alteração de rochas sedimentares como arenitos, conglomerados, folhelhos, calcários e siltitos. São encontradas diversas classes de solo como Latossolos Amarelos Distróficos, Argissolos Vermelho-Amarelo Distrófico, Argissolos Vermelho-Amarelo Eutrófico, Luvisolos Crômicos, Neossolos Litólicos, Neossolos Flúvicos Tb Distróficos e Neossolos Quartizarênico Órticos (Figura 1). De acordo

com Jacomine (1986), esses solos são de textura média a arenosa, com ocorrência de processos de Laterização e pobres em matéria orgânica. A vegetação predominante na faixa vizinha ao rio Parnaíba é do tipo cerrado e no restante da área, observa-se vegetação do tipo caatinga em menor proporção (Costa, et al., 1990).

A precipitação pluvial varia de 700 a 950 mm anuais, tendo em média, mais de 90% das chuvas concentradas no período de outubro a abril, sendo fevereiro e março os meses mais chuvosos. A temperatura média anual varia de 26°C a 28°C com uma gama de temperaturas médias elevadas durante o ano todo. O clima é do tipo tropical quente e úmido com chuvas de verão, sendo classificado como o tipo Aw na classificação de Köppen (Costa, et al., 1990).

O rio Gurguéia está inserido na região hidrográfica do Alto Parnaíba, tendo sua nascente no sopé da Chapada das Mangabeiras, localizado no município de Barreiras do Piauí e dirige o seu curso para o norte até desembocar no rio Parnaíba no município de Jerumenha, a jusante da barragem de Boa Esperança (Feitosa, 1990). O rio Gurguéia drena todo o extremo sul do estado, captando as águas das vertentes da Chapada das Mangabeiras, no extremo sudoeste e as águas da serra da Tabatinga, no trecho que faz fronteira com o estado da Bahia. Neste local, a drenagem é feita por meio do seu tributário mais representativo, o rio Paraim, um afluente do rio Gurguéia, que por sua vez é afluente do rio Parnaíba, rio de maior importância no estado do Piauí (Brasil, 2006).

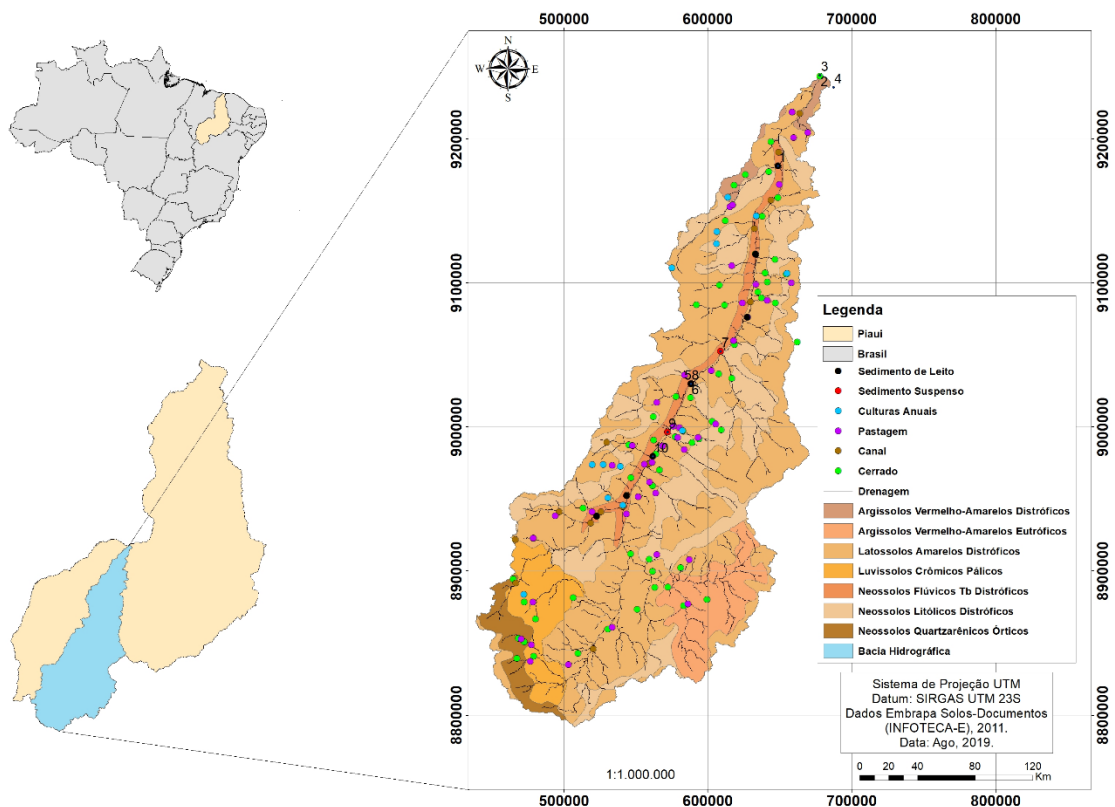
No Vale do Gurguéia, a sequência sedimentar da bacia Piauí-Maranhão é representada pelos sedimentos da sequência clástica continental-marinha, formações Serra Grande, Pimenteiras, Cabeças e Longá e à esquerda do rio Gurguéia, pelos sedimentos carboníferos do sistema Poti-Piauí (Carneiro et al., 1998). O Vale conta no seu alto curso, a formação basal da bacia sedimentar do Parnaíba, denominado Serra Grande, de idade Siluriana, atravessa uma estreita faixa das formações devonianas Picos e Cabeças ainda no alto curso e percorre todo o médio curso da formação Longá, ainda do Devoniano. O baixo curso é representado pelas formações carboníferas Poti e Piauí. Está encaixado na chapada da formação Piauí a oeste e a chapada descontinua, sendo esta, representada pela formação Cabeças (alto curso) está representada pela formação Poti (médio e baixo curso) a leste. Além dessas chapadas superiores, um nível inferior de chapadas dissecadas pode ser notado no flanco leste do vale, com formas residuais de erosão, (Costa, et al., 1990).

A vegetação tem estreita relação com os domínios climáticos predominante na área, apresentando na faixa vizinha ao rio Parnaíba, uma vegetação do tipo cerrado. No restante da área, também em perfeita correlação com o clima quente e seco, observa-se vegetação do tipo

caatinga em menor proporção (Costa, et al., 1990). É comum ao longo da bacia do Gurguéia, encontrar diversos usos da terra, sendo praticadas atividades econômicas e ocupacionais, quase que inteiramente ligadas à agricultura e à pecuária, além de áreas com plantio de eucalipto (*Eucalyptus* spp.) dentre outras. As áreas de maior inclinação e algumas áreas planas, são mantidas sob cobertura florestal nativa, atividades praticadas por uma população de baixa densidade demográfica em pequenas cidades.

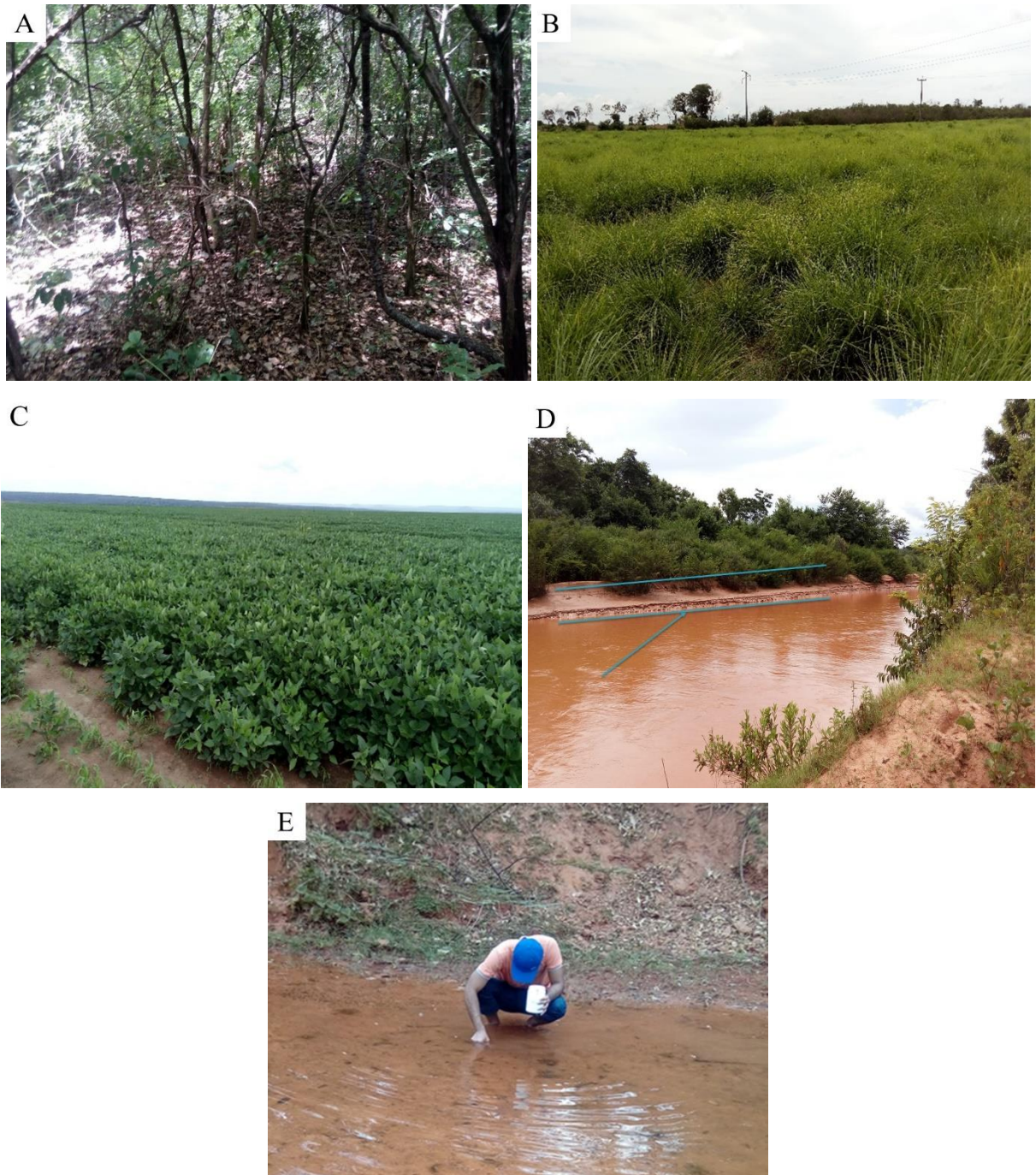
## 6.2 Coleta das amostras de solo e das fontes de sedimentos

Foram coletadas 136 amostras sob diferentes usos do solo (i.e. cerrado preservado, pastagens, cultivos agrícolas) e 51 amostras de sedimentos fluviais (bancos de canais, sedimentos em suspensão e sedimentos do leito) do rio Gurguéia (Figura 2). As amostras de solo e sedimentos do leito foram coletadas na camada de 0-5 cm abrangendo os diferentes usos do solo encontrados na área de estudo (Miguel et al., 2014). Para cada local de coleta do solo, foram coletadas 15 amostras simples formando uma amostra composta. Para isso, foram consideradas as classes de solo e o uso da terra na área de estudo. A amostragem nos bancos de canais foi realizada onde o rio imprime menor energia para deposição de material nas margens.





**Figura 1-** Mapa representando as classes de solos e pontos de coletas de amostras de solos sob diferentes usos e amostras de sedimentos fluviais na bacia hidrográfica do rio Gurguéia no sul do Piauí, Brasil.



**Figura 2-** Locais de coleta de amostras de solos coletadas sob diferentes usos da terra (a) cerrado preservado, (b) pastagens (c) culturas anuais, (d) bancos de canais e (e) leito na bacia hidrográfica do rio Gurguéia no sul do Piauí, Brasil.

### 6.3 Coleta das amostras de sedimentos em suspensão

Os sedimentos em suspensão em um rio é composto de uma mistura de partículas de diferentes origens (como por exemplo, áreas agrícolas, sedimentos de leitos de rios, áreas urbanas, entre outras) que são transportados pela água ao longo do curso do rio (Rügner et al.,

2019). Logo, o sedimento em suspensão pode ser compreendido como um elo entre o ecossistema terrestre e aquático, refletindo o manejo ao longo da bacia hidrográfica.

Os sedimentos em suspensão foram coletados por meio de um coletor por integração no tempo (Phillips et al. 2000), instalados nos pontos mais representativos do rio Gurguéia, drenagem principal da bacia (Figura 3). As amostras foram coletadas durante baixo e alto regime de vazão. Foram escolhidos pontos estratégicos para a instalação de coletores, pontos estes com tendência a receber mais sedimentos com base na paisagem e distribuição da vegetação natural.



**Figura 3-** Preparo (a), instalação (b) e coletor instalado no leito do rio (c) do coletor de sedimento em suspensão por integração no tempo no leito do rio Gurguéia no sul do Piauí, Brasil.

O coletor permaneceu instalado por um período de 30 a 40 dias e o volume contido no seu interior foi transferido para recipientes de 20 L e colocado para decantar no laboratório. Posteriormente, foi retirado o excesso de água e a massa de sedimento foi obtida pelo método da evaporação.

#### 6.4 Caracterização física e química

Após coletadas, as amostras de solo, sedimentos do canal, sedimentos em suspensão e sedimentos do leito foram secas ao ar, posteriormente destorroadas e passadas em peneiras de 2 mm para, em seguida determinar a granulometria pelo método da pipeta com solução de NaOH-0,1N como dispersante químico e agitação por 12 horas, seguindo a metodologia proposta por Claessen et al. (1997).

Cálcio, magnésio e potássio trocáveis e fósforo disponível foram extraídos segundo Claessen et al. (1997). Com base nos resultados das análises químicas, foram calculadas as somas de bases (SB), a capacidade de troca catiônica (CTC) e a saturação por bases (V). O pH das amostras foi obtido medindo-se o potencial hidrogeniônico por meio de eletrodo combinado imerso em suspensão solido:líquido, utilizando-se a relação 1:2,5 de solo e água. O carbono orgânico total (COT) foi estimado pela oxidação úmida com  $K_2Cr_2O_7$  e  $H_2SO_4$ . O potássio trocável e o fósforo disponível foram determinados pelo método Mehlich1 e o K foi determinado por método direto pelo fotômetro de chama (Claessen et al, 1997). Concentrações totais de P foram obtidas por digestão com água régia, solução de HCl concentrado e  $HNO_3$  seguindo uma proporção de 3:1 e analisada por espectrofotômetro UV/VIS, seguindo a curva padrão para leitura do fósforo. Foi utilizado 0,5 g de solo macerado na fração 53  $\mu m$ . Nos tubos de digestão foram adicionados 10 ml da solução água régia (pré-digestão por uma noite em processo de condensador de flux). Após a pré-digestão, o bloco digestor foi aquecido até a temperatura ambiente de 180°C sendo observadas e retiradas assim que restasse cerca de 1 ml de ácido no tubo juntamente com a amostra digerida. O volume foi completado para 25 ml e filtrado. O extrato foi preparado para leitura do fósforo no Espectrofotômetro UV/VIS a 660 nanômetros, misturando-se 5 ml de extrato, 10 ml de molibdato de amônia e  $\pm 30 mg$  de ácido ascórbico. Amostras padrões e brancos foram utilizados para verificar o controle de qualidade da análise.

Para análise do P total todas as amostras de solos, sedimento do canal, sedimentos do leito e sedimentos em suspensão foram secas ao ar, e passadas em peneira com abertura de malha de 2 mm. As amostras de solo e sedimento foram peneiradas até 53- $\mu m$  antes das análises laboratoriais para tornar as frações em tamanho semelhantes, tanto em amostra de solo quanto de fonte de bancos de canais e de sedimentos em suspensão e leito. Além do mais, essa é a fração mais facilmente transferida para os rios e que transporta inúmeros poluentes, dentre eles o fósforo (Tiecher et al., 2017b).

## 6.5 Fracionamento químico do fósforo

Algumas amostras de sedimentos foram submetidas ao fracionamento químico do P (Hedley et al., 1982), com as modificações propostas por Condrón et al. (1985) em que 0,5 g de sedimento foi submetido à extração sequencial com resina trocadora de ânions (placas AR 103 QDP 434),  $\text{NaHCO}_3$  0,5 mol L<sup>-1</sup>, NaOH 0,1 mol L<sup>-1</sup>, HCl 1,0 mol L<sup>-1</sup> e NaOH 0,5 mol L<sup>-1</sup>. Após essas extrações, o sedimento remanescente foi seco em estufa e submetido à digestão com  $\text{H}_2\text{SO}_4 + \text{H}_2\text{O}_2 + \text{MgCl}_2$  (BROOKES & POWSON, 1981). O Pi dos extratos alcalinos de  $\text{NaHCO}_3$  e NaOH foi analisado pelo método de DICK & TABATABAI (1977). Nos extratos alcalinos foi determinado o P total por digestão com persulfato de amônio+ácido sulfúrico em autoclave (USEPA, 1971), sendo o Po obtido pela diferença entre P total e P inorgânico. O P dos extratos ácidos foi determinado segundo método de Murphy e Riley (1962).

No fracionamento proposto por Hedley et al. (1982), foram determinadas formas lábeis de P, ou seja, P disponível, extraído com resina trocadoras de ânions, (P inorgânico) e com  $\text{NaHCO}_3$  0,5 mol L<sup>-1</sup> (P inorgânico e orgânico); formas lábeis de P, extraídos com NaOH 0,1 mol L<sup>-1</sup> (P inorgânico quimiosorvido a óxidos de ferro e alumínio, além de forma de P orgânico moderadamente lábil) e por HCl 1 mol L<sup>-1</sup> (Pi contido nos fosfatos de cálcio); e as formas mais estáveis de Po e Pi (P-residual), determinadas por digestão com  $\text{H}_2\text{SO}_4$  concentrado e  $\text{H}_2\text{O}_2$ .

## 6.6 Análise estatística

Os resultados analíticos foram avaliados por meio de estatística descritiva. A análise estatística foi realizada utilizando o software estatístico (BioEstat 5.0).

# 7. RESULTADOS E DISCUSSÃO

## 7.1 Características físico-químicas e concentrações de fósforo nos solos, bancos de canais, sedimentos em suspensão e sedimentos do leito

A mudança no uso da terra de floresta para os campos de cultivos agrícolas resultou em aumento no P total (PT) nos bancos de canais, sedimentos em suspensão e sedimentos do leito do rio Gurguéia (Tabela 1). As concentrações de PT seguiram a ordem: área sob cultivo > sedimentos em suspensão > bancos de canais > sedimentos do leito > cerrado = áreas com pastagens. Os maiores valores de PT em áreas de cultivo agrícola pode estar associado aos fertilizantes fosfatados. (Tabela 1). Rodrigues et al. (2019), observaram aumento da ciclagem orgânica de P nos solos tropicais após a conversão das áreas de floresta para áreas de cultivo. Esses altos valores de PT nas áreas cultivadas podem estar associados também ao alto conteúdo

de COT (Tabela 1), pois a matéria orgânica do solo (MOS) compete com o P por sítios de adsorção promovendo assim sua maior disponibilidade no meio.

Os conteúdos de PT foram altos em todas as fontes analisadas com destaque para as fontes obtidas nas áreas de culturas anuais e nos sedimentos em suspensão que obtiveram os maiores valores de PT. (Tabela 1). Este fato deve-se, possivelmente, ao sistema de cultivo adotado na região, pois se trabalha com plantio sobre a palhada da cultura anterior (cultivo mínimo). Nesse sistema de cultivo, o P absorvido das camadas mais profundas pelas raízes das plantas é acumulado na superfície após a decomposição de seus resíduos (Rheinheimer & Anghinoni, 2001), aumentando o conteúdo de P na superfície do solo o qual pode ser transportado para o leito do rio por processos erosivos ou ser absorvido pela cultura posterior continuando seu ciclo.

Observou-se um aumento de PT nos sedimentos, nos bancos de canais, sedimentos em suspensão e de leito. Tal fato pode ser resultado da transferência deste elemento por meio de processos erosivos. No entanto, o conteúdo de PT nos sedimentos foram semelhantes aos valores encontrados nas áreas de cultivo agrícola (Tabela 1). Isto tem relação com as aplicações de altas doses de fertilizantes fosfatados nas lavouras que favorece o acúmulo de P nos sítios de adsorção dos colóides do solo; já nos sedimentos, esses altos conteúdos de P deve-se ao enriquecimento oriundo de múltiplas fontes ao longo da área de captação (i.e. áreas agrícolas, áreas urbanas, áreas de pastagens, locais de vegetação espaça e em processo de desertificação). Esses resultados corroboram os resultados obtidos por Tiecher et al. (2019) e Tiecher et al. (2017a), que também encontraram concentrações maiores de PT em áreas cultivadas, seguidos de bancos de canais e sedimentos em suspensão. Estes resultados estão de acordo com os resultados encontrados por Mendes et al. (2018) que relataram que o grau de saturação de P geralmente é maior nos sedimentos em comparação com o solo. Os autores ainda sugerem que as diferenças nos teores de Fe e/ou Al na água de drenagem são importantes para a retenção de P nos sedimentos.

Esses valores elevados de PT nas fontes de sedimentos (bancos de canais e sedimentos em suspensão e sedimentos do leito) também podem ter relação com as características dos solos tropicais, pois os mesmos possuem alta afinidade com o P e as aplicações frequentes de altas doses desse elemento nos campos cultivados aumenta a saturação dos sítios de adsorção de P nas camadas superficiais do solo (Tiecher et al., 2017b) que são as camadas mais sujeitas aos processos erosivos e transporte de elementos químicos do solo para rio e lagos. Esses resultados

estão de acordo com os resultados de Tiecher et al., (2017a) que observaram aumento de PT com o aumento de áreas cultivadas na área de captação.

A preservação das faixas de vegetação ripárias influencia fortemente na concentração de elementos químicos nos sedimentos transportados em suspensão no canal de drenagem de uma bacia hidrográfica, controlando a quantidade de sedimentos transferidos para os corpos d'água (Pellegrini et al., 2010) e promove uma menor produção de sedimentos e, conseqüentemente, menor transporte de elementos químicos, dentre eles o P (Bonder et al., 2018). A região estudada tem áreas com baixa cobertura vegetal, com locais de solos rasos e de estrutura frágil (*i.e.* Neossolos Litólicos, Neossolos Quartzarênicos), o que contribui para um processo mais intenso de erosão do solo e um maior transporte de sedimentos para o leito do rio. Portanto, a combinação das condições locais com atividades antrópicas (criação de bovinos soltos na mata e cultivo com culturas anuais) mal manejadas na área de captação, pode explicar os altos teores de P nas fontes de sedimentos estudadas.

**Tabela 1-** Características químicas e concentrações de fósforo em amostras de solo sob diferentes usos (cerrado preservado, cultivo agrícola e pastagens) e sedimentos fluviais (sedimentos do canal, sedimentos em suspensão e sedimentos do leito) da bacia hidrográfica do rio Gurguéia no sul do Piauí, Brasil

Elemento	Fontes de amostras de solo e de sedimento											
	Cerrado n=73		Pastagens n=49		Culturas anuais n=13		Banco de canais n=33		Sed. em suspensão n=10		Sed. de Leito n=8	
	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP
Ca cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	3.0	7.7	9.0	29.7	3.0	2.5	26.0	1.0	30.8	8.0	23.0	43.1
Mg cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	1.0	2.9	2.0	5.1	1.0	1.1	4.0	0.5	5.6	2.2	3.0	3.8
K cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	0.1	0.1	0.1	0.2	0.2	0.5	0.2	0.3	0.4	0.5	0.3	0.4
SB cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	3.7	8.6	11.3	35.7	3.9	1.93	39.0	57.5	36.8	9.9	26.3	46.7
pH	5.1	0.8	5.7	0.8	5.9	0.7	7.0	0.6	7.3	0.4	6.9	0.7
H+Al cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup>	3.8	2.3	2.4	6.5	2.9	11.5	2.0	1.0	1.5	1.8	1.9	2.3
PT mg kg <sup>-1</sup>	164.0	69.7	162.0	83.0	371.0	256.5	262.0	144.2	245.6	147.9	238.2	74.9
PD mg kg <sup>-1</sup>	13.9	15.3	20.6	0.8	20.6	5.9	28.9	40.3	53.2	15.4	36.5	23.1
COT g kg <sup>-1</sup>	10.0	5.9	9.5	1.4	11.5	2.9	4.2	4.0	2.6	2.3	2.8	2.7
V(%)	73.0	21.7	87.0	15.0	84.2	84.2	95.2	14.6	89.6	31.5	95.4	5.7
CTC	7.5	8.3	13.7	34.9	6.7	1.5	41.0	57.4	38.3	9.5	28.2	46.4

n = número de amostras; DP = Desvio padrão; K<sup>+</sup>= Potássio; Mg<sup>2+</sup>= Magnésio; Ca<sup>2+</sup> = Cálcio; H+Al= Acidez potencial SB= Soma de bases; PT= Fósforo total; PD= Fósforo disponível; COT= Carbono orgânico total; V% = Saturação de bases; CTC= Capacidade de troca catiônica.

Nas áreas sob pastagens, o conteúdo de PT foi similar ao observado em áreas sob Cerrado. Esse fato se deve ao elevado nível de preservação das pastagens ao longo da área de captação (i.e. pastagens não manejadas com aplicação de fertilizantes e defensivos agrícolas). Em sua maioria, as pastagens são formadas por gramínea nativas que crescem no meio da mata e são utilizadas para a alimentação dos animais. Portanto, são condições semelhantes em manejo, pois assim como no cerrado preservado as pastagens não recebem doses de insumos externos.

As mudanças de uso da terra para áreas agricultáveis resultou em um aumento no P biodisponível e diminuição do COT nos sedimentos em suspensão e nos bancos de canais (Figura 4b). O COT total no cerrado preservado e pastagem foi bem próximo ao conteúdo nas áreas agrícolas e maior que os conteúdo encontrado nos bancos de canais, sedimentos em suspensão e sedimentos de leito. Nas áreas com cerrado preservado há um maior acúmulo de material vegetal sobre o solo (serapilheira) assim como nas áreas com pastagens, que por sua vez acumula material das gramíneas em senescência, tendo em vista que a região passa por longos períodos de seca. Já nas áreas de cultivo agrícola, os agricultores trabalham com plantio sobre a palha da cultura anterior e com sucessão de culturas (soja-milho-soja-milho), além da utilização do milheto como cultura de cobertura, promovendo acúmulo de palhada sobre o solo, favorecendo o estoque de carbono na superfície do solo. Tiecher et al. (2017b), descrevem que além das formas de P no solo, há um aumento nos teores de COT à medida que a área ocupada pelas florestas aumentam dentro da área de captação. Mukumbuta et al. (2019), estudando a conversão de áreas de pastagens em áreas cultivadas, observaram o aumento no COT nos solos devido a não incorporação dos resíduos vegetais. Segundo os autores, há uma conversão desses materiais em carbono na superfície. Foi observado um declínio no conteúdo de COT nas fontes de sedimentos (bancos de canais e sedimentos em suspensão e sedimentos do leito) sugerindo que esses sedimentos contém mais partículas minerais e menos partículas orgânicas, portanto esses sedimentos possivelmente têm origem de áreas com pouca cobertura vegetal e pobre em matéria orgânica. Mendes et al. (2018), descreveram que o baixo teor de COT em sedimentos, provavelmente têm origem mineral, pois solos minerais contém menos COT e mais PT que os solos orgânicos. Observou-se que o conteúdo de PD foi maior nos sedimentos em suspensão, nos bancos de canais e sedimentos do leito, porém não muito diferente do conteúdo de P encontrado nas áreas agrícolas (Tabela 1), indicando a possível transferência de P das lavouras para o curso d'água por meio do escoamento superficial. O PD presente nos sedimentos participará ativamente da disponibilidade do P para os organismos no solo e nos ambientes



aquáticos, promovendo o crescimento da população de algas e cianobactérias nos corpos hídricos e, possivelmente, acarretando problemas ambientais, portanto esses elevados teores de P disponível em suspensão indica elevado risco potencial.

Tiecher et al. (2019), estudando o potencial de frações de P para o rastreamento de fonte de sedimentos em uma bacia hidrográfica no Sul do Brasil, relataram que as áreas cultivadas foram identificadas como a fonte dominante de sedimentos para os cursos hídricos e associado a esse sedimento, pode-se ter uma elevada carga de P. Copetti et al. (2019) também relataram uma maior contribuição das áreas agrícolas com fonte de sedimentos ricos em P, representando cerca de 86%.

Observa-se que uma grande quantidade de P foi transportada dos solos para o leito do rio e que parte desse P, provavelmente, tem origem de áreas cultivadas. Assim, existe a necessidade de adotar práticas agrônômicas que reduzam a erosão nessas áreas e, com isso reduzir o transporte de P na bacia hidrográfica do rio Gurguéia, pois essas práticas de manejo podem restaurar os ambientes aquáticos, melhorando a qualidade da água a jusante. Schindler (2006) descreve que ao identificar a causa das variações da concentração de fósforo nos corpos d'água pode-se melhorar a eficácia no uso de fertilizantes a base de P e recomendar práticas de manejo adequadas. De acordo com a Resolução nº 357/2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente do Brasil (CONAMA, 2005) os corpos d'água com concentração acima de  $0,1 \text{ mg L}^{-1}$  de P total não podem ser classificados como águas doces; no entanto, não menciona valores de frações específicas de P.

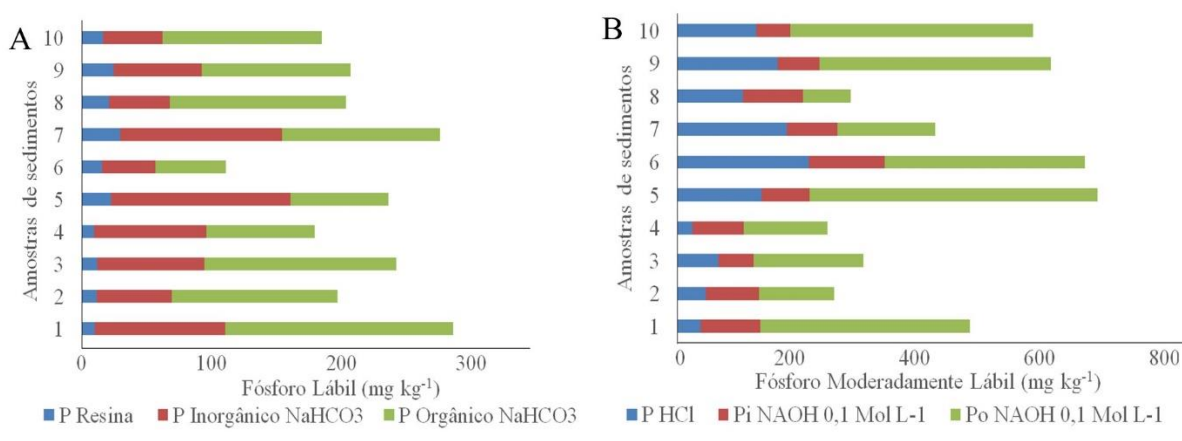
Concentrações de bases trocáveis como o  $\text{Ca}^{2+}$  e principalmente o  $\text{K}^+$  na maioria das amostras analisadas (especialmente amostras de solo de áreas cultivadas, bancos de canais, sedimentos em suspensão e sedimentos do leito) foram elevadas. Em contraste, as concentrações de  $\text{Mg}^{2+}$  foram menores, obtendo valores semelhantes entre todas as amostras (Figura 3d). Segundo Tiecher et al. (2017b),  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  e  $\text{K}^+$  são encontrados principalmente em complexos de esfera externa com a argila e a matéria orgânica em solos altamente intemperizados, ou seja, atração eletrostática. Como os íons adsorvidos pelos complexos de esfera externa estão sujeitos a reações estequiométricas de troca rápida, eles podem ser menos resistentes, portanto, estão mais sujeitos a serem transportados durante o processo de erosão, isso explica os altos conteúdos destes elementos nas fontes de sedimentos principalmente  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{K}^+$ .

Nota-se que houve um enriquecimento no teor de  $\text{Ca}^{2+}$  nos bancos de canais, sedimentos em suspensão e sedimentos do leito em comparação com as demais áreas estudadas

(cerrado = áreas de cultivo < áreas de pastagens < sedimentos do leito = bancos de canais = sedimentos em suspensão) e isso pode ter resultado na precipitação de fosfatos de  $\text{Ca}^{2+}$  nos sedimentos (Hupfer et al., 2009). O pH da água influencia no conteúdo de P (Cavalcante et al., 2018), de forma que valores mais elevados podem promover a liberação de NaOH-P, fósforo não reativo (NRP) fósforo ligado aos fosfatos de cálcio, enquanto o pH baixo pode promover a liberação de HCl-P, fósforo ligado aos óxidos (JIN et al., 2006). Portanto, o aumento do pH na água sobrejacente e no sedimento pode diminuir a capacidade de ligação de P dos compostos de ferro e alumínio, principalmente devido às reações de troca de ligantes nas quais os íons hidróxido podem substituir o ortofosfato (Lijklema, 1977) e, conseqüentemente, no enriquecimento de P total (Tiecher et al., 2019). Oldenburg e Steinman (2019) descrevem que o  $\text{Ca}^{2+}$  e o  $\text{Mg}^{2+}$  podem ser importantes reguladores da adsorção máxima de P nos sedimentos, além da matéria orgânica que pode formar complexos com Al e Fe, o que resulta em aumento dos sítios para sorção de P.

## 7.2 Fracionamento químico do fósforo

O fracionamento químico do P em amostras de sedimentos em suspensão e sedimentos do leito aumentaram nas formas orgânicas e inorgânica de P prontamente disponíveis, ou seja, o P extraível com bicarbonato a  $0,5 \text{ Mol L}^{-1}$  (P-Bic<sub>0,5</sub>) (Figura 4a) e de P moderadamente disponível, o P extraível com hidróxido de sódio a  $0,1 \text{ Mol L}^{-1}$  (P-Hid<sub>0,1</sub>) (Figura 4b). Tiecher et al. (2012) observaram que isso ocorre porque com a transformação de ecossistemas naturais em áreas cultivadas há uma alteração na distribuição das formas de P do solo.



**Figura 4-** Concentrações das frações de P lábil (a) e P moderadamente lábil (b) em  $\text{mg kg}^{-1}$  em amostras de sedimentos do leito e sedimentos em suspensão na bacia hidrográfica do rio Gurguéia no sul do Piauí, Brasil.

O conteúdo de P lábil que compreende o P facilmente disponível (P-Bic<sub>0,5</sub>) foi mais alto na forma orgânica em comparação com a forma inorgânica, com destaque para a amostra de sedimento do leito coletada na foz do rio Gurguéia que obteve os maiores conteúdos de Po (Figura 4a). Roy et al. (2017a) encontraram conteúdos de fósforo orgânico e inorgânico extraído com bicarbonato (Po-Bic<sub>0,5</sub> e Pi-Bic<sub>0,5</sub>) semelhantes aos deste trabalho, 142 e 525 mg kg<sup>-1</sup>, respectivamente. Já para o Pi, as amostras de sedimento em suspensão em 2 coletores instalados no médio Gurguéia, na parte central da bacia, obtiveram os maiores conteúdos por ser uma área onde já são encontradas maiores áreas com cultivo agrícola nas margens do rio e criação de bovinos em pequenas propriedades que pode influenciar no conteúdo de Pi. Cavalcante et al. (2018) encontraram conteúdos de Po-Bic<sub>0,5</sub> e Pi-Bic<sub>0,5</sub> em reservatório no semiárido de 913,18 e 606,62 mg kg<sup>-1</sup>, respectivamente. Esses valores são superiores aos encontrados neste trabalho. A parte inorgânica do P, tanto o Pi-Hid<sub>0,1</sub> quanto o Pi-Hid<sub>0,5</sub> é uma fração trocável e inclui P ligado a óxidos metálicos, principalmente Al e Fe. Nesse caso, esta fração de P pode ser liberada quando condições anóxicas prevalecem na interface sedimento-água (Cavalcante et al. 2018).

Na frações lábeis (Figura 4a) e moderadamente lábeis (Figura 4b) também foram observados altos teores. O aumento dessas frações de P promove maior disponibilidade de P para os microrganismos, aumentando o potencial de contaminação. As formas lábeis de P estão mais prontamente disponíveis para fazer parte dos processos biológicos dos microrganismos do meio aquático. Quando as condições ambientais são favoráveis estes microrganismos utilizam esse P para sua proliferação, podendo provocar problemas ambientais, tais como o processo de eutrofização (Cavalcante et al., 2018; Tiecher et al., 2018; Maharjan et al., 2018).

Os baixos conteúdos de P extraído com Resina (Figura 4a) deve-se, provavelmente, ao fato de que áreas com perturbação física em ambientes mais oxidativos favorecem a decomposição da matéria orgânica, expondo os sítios de adsorção do P nas superfícies de óxido de ferro. Deste modo, o P da solução do solo tende a ser mais adsorvido pelos óxidos de ferro, reduzindo o teor de P-Resina. Além disso, a perturbação do solo pode induzir a mineralização de formas orgânicas de P com labilidade moderada (Po-Hid<sub>0,1</sub>) tamponando ainda mais as frações de P-resina (Tiecher et al., 2018).

Foram observados maiores conteúdos de P orgânico na forma moderadamente lábil com destaque para o coletor instalado a montante do centro da bacia que obteve valor de 460,36 mg kg<sup>-1</sup> (Po-Hid<sub>0,1</sub>) assim como para a forma de Pi não lábil (Pi-Bic<sub>0,5</sub>) igual a 196,7 mg kg<sup>-1</sup>. Isso ocorreu devido a contribuição de efluentes urbanos e criações de animais às margens do rio. Em áreas onde há uma mudança no uso da terra (e.x. floresta para áreas cultivadas) ocorreu

um aumento do P inorgânico e diminuição do P orgânico devido às entradas externas de insumos a base de P. As formas orgânicas e inorgânicas de P não lábil apresentaram menores conteúdos, com exceção do coletor localizado em Palmeira (médio Gurguéia) que obteve o maior conteúdo de Po não lábil ( $235,04 \text{ mg kg}^{-1}$ ) (Po-Hid<sub>0,5</sub>) e o coletor localizado em Bom Jesus que obteve valor de Pi de  $196,7 \text{ mg kg}^{-1}$  (Pi-Hid<sub>0,5</sub>) (Figura 4a e Tabela 2). O alto valor de P encontrado na amostra (Palmeira) pode ser explicado pelo fato deste coletor ter sido instalado antes do período de alta precipitação pluvial (novembro de 2017) e retirado após este período (outubro de 2018), portanto, foram 11 meses de coleta de material já que trata-se de um coletor por integração no tempo. Estes resultados indicaram que as reações biológicas do ciclo do P são favorecidas em regiões com solos altamente intemperizados e minimamente manejados, ou seja, regiões com grandes áreas preservadas ou manejadas com cultivo mínimo, onde uma grande quantidade de resíduos vegetais é depositada na superfície do solo (Tiecher et al., 2018).

**Tabela 2-** Concentrações das frações de P ( $\text{mg kg}^{-1}$ ) em amostras de sedimentos do leito e sedimentos em suspensão na bacia hidrográfica do rio Gurguéia no sul do Piauí, Brasil.

Variável	Amostra 1	Amostra 2	Amostra 3	Amostra 4	Amostra 5	Amostra 6	Amostra 7	Amostra 8	Amostra 9	Amostra 10
Resin-P ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	9,97	11,56	12,02	9,51	24,65	15,66	29,43	21,01	22,72	16,68
Bic-Pi ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	100,57	58,01	82,26	86,55	68,04	41,36	124,92	46,81	138,37	45,84
Bic-Po ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	175,68	127,24	148,13	83,18	114,38	54,3	121,7	135,62	75,1	122,38
Hid <sub>0,1</sub> -Pi ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	95,99	84,60	56,84	81,87	67,06	120,83	79,92	95,41	76,90	54,69
Hid <sub>0,1</sub> -Po ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	335,45	120,40	175,67	134,41	370,02	320,49	156,82	77,13	460,36	388,74
HCl-P ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	35,95	44,82	64,83	23,25	159,74	209,95	175,07	104,73	134,21	125,10
Hid <sub>0,5</sub> -Pi ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	99,01	118,1	95,21	116,84	97,06	152,39	114,40	77,00	196,70	102,13
Hid <sub>0,5</sub> -Po ( $\text{mg kg}^{-1}$ )	37,28	68,98	22,73	10,99	90,02	235,04	98,07	83,27	67,97	77,90

Resin-P fosforo extraível com resina; Bic-Pi, Bic-Po = fosforo orgânico e inorgânico extraível com  $\text{NaHCO}_3$ ; Hid<sub>0,1</sub>-Pi, Hid<sub>0,1</sub>-Po= fósforo orgânico e inorgânico extraível com  $\text{NaOH}$  0,1 mol  $\text{L}^{-1}$ ; HCl-P= fosforo extraível com HCL; Hid<sub>0,5</sub>-Pi, Hid<sub>0,5</sub>-Po= fosforo orgânico e inorgânico extraível com  $\text{NaOH}$  0,5 mol  $\text{L}^{-1}$ .

Para as formas de P moderadamente lábil (P-Hid<sub>0,1</sub>), o conteúdo de Po foi maior em todas as amostras. O P de disponibilidade moderada, envolve a transformação a longo prazo do P no solo em formas sobretudo, adsorvidas aos óxidos de Al e Fe. O P moderadamente lábil predominantemente encontrado neste trabalho foi o P orgânico (Po-Hid<sub>0,1</sub>), não havendo diferença significativa entre as formas de P inorgânico e P-HCl (Figura 4b e Tabela 2). De acordo com Cong et al. (2014), o teor de P orgânico é influenciado pelos fertilizantes, característica do sedimento, diagênese inicial e organismos. Estes autores sugerem que o teor de P orgânico nos sedimentos em suspensão é controlado pela mineralização, enquanto o P orgânico nos sedimentos de leito pode ter relação aos insumos a base de P.

O P extraível com HCl (P-HCl), representa a fração P sensível em condições de pH baixo, correspondendo ao P ligado ao cálcio (Couto et al., 2015), incluindo o P ligado à apatita e o P ligado aos carbonatos (Wang et al., 2006; Jin et al., 2006). O P-HCl foi a segunda maior fração de P tanto nos sedimentos em suspensão quanto nos sedimentos do leito (165,4 g e 125,1 mg kg<sup>-1</sup> em média respectivamente). O coletor de Palmeira obteve o maior valor de P-HCl (209,95 mg kg<sup>-1</sup>) e sob condições fracamente ácidas, pode ser parcialmente liberado (Jin et al., 2006; Li et al., 2015). Vale ressaltar que a taxa de liberação aumenta consideravelmente em condições extremamente ácidas (Kim et al., 2003).

## 8. CONSIDERAÇÕES FINAIS

As transferências de fósforo por meio dos sedimentos dos sistemas terrestres aos ambientes aquáticos são incrementadas pelo aumento das áreas de lavoura. Os sedimentos em suspensão transportados pelo escoamento durante os eventos de maior vazão, tiveram maior disponibilidade, principalmente, de P orgânico nas formas lábil e moderadamente lábil, podendo apresentar um risco potencial de poluição na bacia hidrográfica estudada.

As amostras de solo coletadas nas áreas com maior ação antrópica apresentaram maiores concentrações de fósforo em todas as formas, quando comparadas àquelas coletadas em áreas com maior cobertura florestal.

As amostras coletadas nas áreas com maior interferência de lavouras apresentam maior capacidade máxima de adsorção e constante relacionada à energia de ligação de fósforo, mas, com menor concentração de equilíbrio de fósforo do que as amostras coletadas nas áreas com maior cobertura florestal.

Os resultados serão utilizados para otimizar a identificação e monitoramento de áreas impactadas ambientalmente, por uso incorreto do solo nas margens do rio, pois serão disponibilizados para o comitê da bacia hidrográfica do rio Gurguéia, promovendo uma análise

preliminar sobre as concentrações de P em solos sob diferentes usos dentro da área de captação e em sedimentos transportados em suspensão e depositados nos bancos de canais e no leito.

## 9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Barik S. K.; Bramha S.; Bastia TK.; Behera D.; Kumar M.; Mohanty PK.; Rath P. Characteristics of geochemical fractions of phosphorus and its bioavailability in sediments of a largest brackish water lake, South Asia, *Ecohydrology & Hydrobiology*, 232. n° of pages 13, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2019.02.002>
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente. *Caderno da Região Hidrográfica do Parnaíba*. Secretaria de Recursos Hídricos. Brasília: MMA, p. 184, 2006.
- Carneiro CE. CD., Santiago MMF., Frischkorn H., Mendes Filho J., Forster M. Oxigênio-18, deutério e condutividade elétrica para caracterização da água subterrânea no Vale do Gurguéia. *Anais... X Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas*, 1998.
- Cavalcante H., Araújo F., Noyma NP., Becker V. Phosphorus fractionation in sediments of tropical semiarid reservoirs. *Science of the Total Environment* 619–620, 1022–1029, 2018.
- Claessen ME. C., Barreto WO. Paula JL. de, Duarte M, N. EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. *Análises químicas para avaliação da fertilidade do solo*. Manual de métodos de análise de solo. Documentos n° 3. Brasil. 1998. 39p..
- Condrón LM., Goh KM., Newman RH. Nature and distribution of soil phosphorus as revealed by a sequential extraction method followed by <sup>31</sup>P nuclear magnetic resonance analysis. *Journal Soil Science*. 36:99-207, 1985.
- Cong M., Jiang T., Qi YZ., Dong HP., Teng DQ., e Lu SH. Phosphorus forms and distribution in Zhejiang coastal sediment in the East China Sea. *International Journal of Sediment Research*, 29(2), 278–284. 2014.
- Conselho Nacional do Meio Ambiente - Conama. Resolução n° 357 de 17 de março de 2005. <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acesso em 13 de fevereiro de 2019.
- Cook PLM. et al. Retention of nitrogen, phosphorus and silicon in a large semi-arid riverine lake system. *Biogeochemistry*, v. 99, n. 1, p. 49–63, 2010.
- Copetti D. Tartari G. Valsecchi L. Salerno F. Viviano G. Mastroianni D. Yin H. Viganò L. Phosphorus content in a deep river sediment core as a tracer of long-term (1962–2011) anthropogenic impacts: A lesson from the Milan metropolitan area. *Science of The Total Environment*, V. 646, Pages 37-48, 2019.

- Costa WD., Feitosa FAC., Costa Filho WD. Exploração do aquífero cabeça para irrigação no vale do rio gurguéia. *Revista Águas Subterâneas* n. 13. 1990
- Couto RR., dos Santos M., Comin JJ., Martini LCP., Gatiboni LC., Martins SR., Bellir Filho P., Brunetto G. Environmental Vulnerability and Phosphorus Fractions of Areas with Pig Slurry Applied to the Soil. *Journal of Environmental Quality*, 44:162–173 2015. doi:10.2134/jeq2014.08.0359
- Hedley MJ., Stewart JWB., Chauhan BS. Changes in inorganic and organic soil phosphorus induced by cultivation practices and by laboratory incubations. *Soil Science Society of American Journal*, v. 46, n. 5, p. 970-976, 1982.
- Hupfer M., Zak D., Roßberg R. Herzog C., Pöthig R. Sequential phosphorus technique in calcite lakes. *Limnology and Oceanography: Methods*, V. 7. pp. 399-410. 2009. <https://doi.org/10.4319/lom.2009.7.399>
- Jacomine PKT., Levantamento exploratório - reconhecimento de solos do Estado do Piauí. Rio de Janeiro: EMBRAPA-SNLCS: Recife: SUDENE, 782 (EMBRAPA-SNLCS. Boletim de Pesquisa, 36, SUDENE. Recursos de Solos, 18). 1986.
- Jin X., Wang S., Pang Y., Chang F., Phosphorus fractions and the effect of pH on the phosphorus release of the sediments from different trophic areas in Taihu Lake, China. *Environment Pollution* 139, 288–295. 2006.
- Kaiserli A., Voutsas D., Samara C. Phosphorus fractionation in lake sediments – lakes Volvi and Koronia, N. Greece *Chemosphere*, 46 (2002), pp. 1147-1155
- Kim L., Choi E., Stenstrom M.K., Sediment characteristics, phosphorus types and phosphorus release rates between river and lake sediments. *Chemosphere* 50, 53–61. 2003.
- King KW. et al. Phosphorus Availability in Western Lake Erie Basin Drainage Waters: Legacy Evidence across Spatial Scales. *Journal of Environment Quality*, v. 46, n. 2, p. 466, 2017.
- Li L., Liu L., Wang S., Spatial distribution of phosphorus fractions in sediment and the potential mobility of phosphorus in Dianchi Lake. *Environment Earth Science*. 74, 3721–3731. 2015.
- Lijklema T. The role of iron in the exchange of phosphate between water and sediments HL. Golterman (Ed.), *Interactions Between Sediments and Fresh Water*, W. Junk BV PUBL., Te Hague, pp. 313-317, 1977.
- Maharjan M. Maranguit D. Kuzyakov Y. Phosphorus fractions in subtropical soils depending on land use. *European Journal of Soil Biology* V. 87, Pages 17-24, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2018.04.002>



- Mendes LRD., Tonderski K., Kjaergaard C. Phosphorus accumulation and stability in sediments of surface-flow constructed wetlands. *Geoderma*, V. 331, páginas 109-120, 2018.
- Miguel P., Dalmolin RSD., Pedron FA., Bueno JMM., Tiecher T. Identificação de fontes de produção de sedimentos em uma bacia hidrográfica de encosta. *Revista Brasileira de Ciências do Solo* vol.38 n.º.2 Viçosa mar./abr. 2014.
- Mukumbuta I., Shimizu M., Hatano R. Short-term land-use change from grassland to cornfield increases soil organic carbon and reduces total soil respiration. *Soil & Tillage Research* 186, 1–10, 2019.
- Murphy J., Riley JP. A modified single solution method for the determination of phosphorus in natural Waters. *Anal. Chim.* 27:31-36, 1962.
- Oldenborg KA., Steinman AD. Impact of sediment dredging on sediment phosphorus flux in a restored riparian wetland, *Science of The Total Environment*. V. 650, Part 2, Pages 1969-1979, 2019.
- Paludan C., Jensen H.S. Sequential extraction of phosphorus in freshwater wetland and lake sediment: significance of humic acids. *Wetlands* 15, 365–373, 1995.
- Pavinato PS., Merlin A., Rosolem C. Phosphorus fractions in Brazilian Cerrado soils as affected by tillage. *Soil & Tillage Research* 105 149–155, 2009.
- Pellegrini JBR. et al. Impacts of anthropic pressures on soil phosphorus availability, concentration, and phosphorus forms in sediments in a Southern Brazilian watershed. *Journal of Soils and Sediments*, v. 10, n. 3, p. 451–460, 2010.
- Phillips JM., Russel MA., & Walling DE. Time-integrated sampling of fluvial suspended sediment: a simple methodology for small catchments. *Hydrological Processes* n, 14: 2589-2602, 2000.
- Rheinheimer D.S. & Anghinoni I. Distribuição do fósforo inorgânico em sistemas de manejo de solo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 36:151-160,2001.
- Rodrigues M., Pavinato PS., Withers PJA., Teles APB., Herrera WFFB. Legacy phosphorus and no tillage agriculture in tropical oxisols of the Brazilian savana. *Science of the Total Environment* 542 1050–1061, 2016.
- Roy ED., Willig E., Richards PD., Martinelli LA., Vazquez FF., Pegorini L., Spera SA., Porder S. Soil phosphorus sorption capacity after three decades of intensive fertilization in Mato Grosso, Brazil. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 249, 206–214, 2017b.

- Roy E.D., Nguyen N.T., White J.R., Changes in estuarine sediment phosphorus fractions during a large-scale Mississippi River diversion. *Science of the Total Environment*. 609, 1248–1257. 2017a.
- Rügner H. Schwientek M. Milačić R. Zuliani T. Vidmar J. Paunović M. Laschou S. Kalogianni E. Skoulikidis NT. Diamantini E. Majone B. Bellin A. Chiogna G. Martinez E. Alda ML. Díaz-Cruz MS. Grathwoh P. Particle bound pollutants in rivers: Results from suspended sediment sampling in Globaqua River Basins. *Science of The Total Environment V*. 647, 10, Pages 645-652, 2019.
- Rydin E. Potentially mobile phosphorus in Lake Erken sediment. *Water Research*, 34 (2000), pp. 2037-2042
- Schindler DW. Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnology. Oceanography*, 51 pp. 356-363, 2006.
- Sharpley AN, Jarvie HP, Buda A, May L, Spears B, Kleinman P. Phosphorus legacy: overcoming the effects of past management practices to mitigate future water quality impairment. *Journal Environment Quality*. 2013, 42:1308-26. <https://doi.org/10.2134/jeq2013.03.0098>
- Sharpley AN., Bergström L., Aronsson H., Bechmann M., Bolster CH., Börling K., Withers PJA. Future agriculture with minimized phosphorus losses to waters: Research needs and Direction. *Ambio*, 44(2), 163–179. 2015. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0612>
- Stewart JWB. Sharpley AN. Controls on dynamics of soil and fertilizer phosphorus and sulfur. In: Follett, RF., Stewart JW.B., Cole CV., Power JF (Eds.) *Soil Fertilizer and organic matter as critical components of production systems*. SSSA Madison, 1987. p. 101-121.
- Tang Q., Peng L., Yang Y., Lin Q., Qian SS., Han BP. Total phosphorus-precipitation and Chlorophyll a-phosphorus relationships of lakes and reservoirs mediated by soil iron at regional scale, *Water Research* 154, 136e143, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.01.038> 0043-1354/© 2019
- Teles APB., Rodrigues M., Bejarano Herrera WF., Soltangheisi A., Sartor LR., Withers PJA. & Pavinato PS. Do cover crops change the lability of phosphorus in a clayey subtropical soil under diferente phosphate fertilizers? *Soil Use and Management*, 33, 34–44 2017. doi: 10.1111/sum.12327
- Tiecher T, dos Santos DR, Kaminski J, Calegari A. Forms of inorganic phosphorus in soil under different long term soil tillage systems and winter crops. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*. 36:271-81. 2012. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000100028>

- Tiecher T. Ramon R., Laceby JP., Evrard O., Minella JPG. Potential of phosphorus fractions to trace sediment sources in a rural catchment of Southern Brazil: Comparison with the conventional approach based on elemental geochemistry. *Geoderma* V. 337, páginas 1067–1076, 2019.
- Tiecher T. Schenato RB. Santana MA. Caner L., dos Santos DR. Phosphorus Forms in Sediments as Indicators of Anthropic Pressures in an Agricultural Catchment in. *Revista Brasileira de Ciências do Solo*, v. 41, p. 1–17, 2017a.
- Tiecher T., Gomes MV., Ambrosini VG., Amorim MB., Bayer C. Assessing linkage between soil phosphorus forms in contrasting tillage systems by path analysis. *Soil & Tillage Research*, 175, 276–280, 2018.
- Tiecher T., Minella JPG., Caner L., Evrard O., Zafar M, Capoane V., Galld ML., dos Santos DR. Quantifying land use contributions to suspended sediment in a large cultivated catchment of Southern Brazil (Guaporé River, Rio Grande do Sul). *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 237, 95–108, 2017b. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.12.004>
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY-USEPA. Method of chemical analysis for water and wastes. *Cincinnati*. 312p.1971.
- Vitense K. Hanson MA. Herwig BR. Zimmer KD. Fieberg J. Predicting total phosphorus levels as indicators for shallow lake management, *Ecological Indicators* V. 96, Part 1, January, Pages 278-287, 2019.
- Walters HM., Brody S., Highfield W. Examining the relationship between development patterns and total phosphorus in the Galveston Bay Estuary *Environmental Science and Policy*, v. 88, 10–16, 2018.
- Wang C., Zhang Y., Li H., Morrison R.J., Sequential extraction procedures for the determination of phosphorus forms in sediment. *Limnology* 14, 147–157. 2013.
- Wang S., Jin X., Zhao H., Wu F., Phosphorus fractions and its release in the sediments from the shallow lakes in the middle and lower reaches of Yangtze River area in China. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical Engineering Aspects* 273, 109–116. 2006.
- Wang S., Jin X., Zhao HF. Wu Phosphorus release characteristics of different trophic lake sediments under simulative disturbing conditions. *Journal of Hazardous Materials*, 161(2–3), pp. 1551-1559 30, 2009.
- Zafar M. et al. Characteristics, lability and distribution of phosphorus in suspended sediment from a subtropical catchment under diverse anthropic pressure in Southern Brazil. *Ecological Engineering*, v. 100, p. 28–45, 2017

Zhijing C., Xinbao Z., Nanshan A. Effect of sediment on concentration of dissolved phosphorus in the Three Gorges Reservoir. *International Journal of Sediment Research* 26 p. 87-95, 2011.