



UNIVERSIDADE FEDERAL DO TOCANTINS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS DO AMBIENTE

ANA CAROLINE DA SILVA SOARES

TECNOLOGIA ALTERNATIVA COMO FACILITADOR DO CONTROLE SOCIAL
EM AÇÕES DE SANEAMENTO

Palmas/TO

Abril/2020

ANA CAROLINE DA SILVA SOARES

**TECNOLOGIA ALTERNATIVA COMO FACILITADOR DO CONTROLE SOCIAL
EM AÇÕES DE SANEAMENTO**

Dissertação apresentada (em forma de artigo) ao Curso de Pós Graduação em Ciências do Ambiente da Universidade Federal do Tocantins, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências do Ambiente.

Orientadora: Liliana Pena Naval

Palmas/TO

Abril/2020

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Tocantins

S676t Soares, Ana Caroline da Silva.

TECNOLOGIA ALTERNATIVA COMO FACILITADOR DO CONTROLE SOCIAL EM AÇÕES DE SANEAMENTO: ALTERNATIVA SIMPLIFICADA DE TRATAMENTO DE EFLUENTE RICO EM FÓSFORO COMO FACILITADOR DA PARTICIPAÇÃO SOCIAL EM AÇÕES DE SANEAMENTO . / Ana Caroline da Silva Soares. – Palmas, TO, 2020.

86 f.

Dissertação (Mestrado Acadêmico) - Universidade Federal do Tocantins – Câmpus Universitário de Palmas - Curso de Pós-Graduação (Mestrado) em Ciências do Ambiente, 2020.

Orientadora : Liliana Pena Naval

1. Adsorção de fósforo em laterita. 2. Controle social em ações de saneamento. 3. Participação social. 4. Tecnologias sociais. I. Título

CDD 628

TODOS OS DIREITOS RESERVADOS – A reprodução total ou parcial, de qualquer forma ou por qualquer meio deste documento é autorizado desde que citada a fonte. A violação dos direitos do autor (Lei nº 9.610/98) é crime estabelecido pelo artigo 184 do Código Penal.

Elaborado pelo sistema de geração automática de ficha catalográfica da UFT com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

ANA CAROLINE DA SILVA SOARES

**TECNOLOGIA ALTERNATIVA COMO FACILITADOR DO CONTROLE SOCIAL
EM AÇÕES DE SANEAMENTO**

Dissertação ou tese aprovada como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre no Curso de Mestrado em Ciências do Ambiente, da Universidade Federal do Tocantins, na linha de pesquisa Biodiversidade e Recursos Naturais.

Data de Aprovação: 27/03/2020

Banca Examinadora:



Profa. Dra. Liliana Pena Naval – Orientadora



p/ Prof. Dr. Aurélio Pessoa Picanço



p/ Prof. Dr. Heber Rogério Gracio

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela vida e por me permitir tantos sonhos realizados nessa existência. Por me permitir errar, aprender e crescer, pela sua eterna compreensão e tolerância, por seu infinito amor, por sua voz invisível que não me permitiu desistir.

Aos meus pais, Marineide e Irismar, por absolutamente tudo. Ainda não descobri o que eu fiz para merecer tanto. Vocês que sempre compreenderam minhas escolhas me dando apoio emocional, psicológico e afetivo. Qualquer coisa dita neste mundo será incapaz de transcrever o meu real sentimento de agradecimento e amor.

À minha irmã e grande amiga, Camila, que por anos vem me fazendo companhia nessa jornada. Peça fundamental em minha vida, que nunca me deixa na mão e sempre abdica de suas horas de sono para me socorrer em alguma situação, a você minha admiração e amor.

À Professora Liliana, pela orientação, competência, profissionalismo e dedicação. Obrigada por todo apoio e estímulo.

Aos membros da banca que tão gentilmente aceitaram participar e colaborar com esta dissertação.

Aos meus companheiros de jornada, Mariana, Cláudio, Sâmyla, Ulisses e Juliane a caminhada se tornou possível ao lado de vocês. Obrigada por todos os momentos em que nos demos suporte e nos fizemos mais fortes.

Às minhas amigas, irmãs que sempre estão prontas para sorrir, chorar, sofrer e me reerguer, Mariane e Gabriella, a vocês o meu amor fraterno.

Aos meus amigos que sempre se fizeram presente, mesmo na minha ausência pela mudança de cidade ou pela dedicação aos estudos, vocês são incomparáveis, Marlova, Fausto, Dudu, Jeniffer, Letícia, Gedheon, Tharinne, Luísa, Vinícius, Lucas, MSP, Matriarcado & Mulheres.

Aos meus colegas de laboratório, que me receberam sempre com um sorriso ou um desespero no rosto, Thalisson, Karina, Amanda, Rúbia, Luciano, Gustavo e Leonardo, vocês irão longe, força e persistência. Agradeço também minha companheira de jornada acadêmica Rose Rodrigues, por sempre estar disposta a colaborar com a pesquisa.

Por fim, a mim, por ter sido forte, e mais ainda por ter entendido os meus limites como ser humano. Tendo a plena convicção da minha contínua evolução, sei que sou imparável, e se alguém me disser o contrário, irei continuar, sempre!

RESUMO

SOARES, A. C. S. (2020). **Tecnologia alternativa como facilitador do controle social em ações de saneamento**. Dissertação (Mestrado) Ciências do Ambiente, Universidade Federal do Tocantins.

Embora as técnicas em saneamento sejam eficazes para a remoção de poluentes em meio aquoso, o setor ainda está em um cenário crítico, onde somente 42,7% da população urbana tem acessos aos serviços de esgotamento sanitário (coleta e tratamento), em regiões distantes dos grandes centros essa precariedade é ainda mais evidente. A ausência desses serviços acarretam a insalubridade ambiental, contribuindo para a poluição e contaminação dos corpos hídricos, como é o caso da contaminação de corpos hídricos pelo lançamento de efluente não tratado com grande aporte de fósforo. O objetivo deste estudo foi propor uma alternativa simplificada de tratamento de efluente que possa ser empregada de forma descentralizada. Na primeira parte do estudo foi elucidado como a participação social pode promover o controle social em ações de saneamento e qual a importância frente as tomadas de decisões. Na segunda parte do estudo o material dsorvete (laterita) foi caracterizada e avaliada quanto sua capacidade de adsorver fósforo em meio aquoso. Foram obtidas as melhores condições para que adsorção ocorresse de modo que esse material adsorvente pudesse ser utilizado em técnicas simplificadas como proposta de tecnologia social afim de atender a demanda dos grupos mais vulneráveis economicamente e daqueles descentralizados. Verificou-se que a laterita de granulometria 0,150mm possui potencial de adsorção de fósforo com remoção de 87,9%, sendo esta uma vantagem quanto a sua disponibilidade em solos do cerrado. Os resultados demonstram que o emprego de tecnologias menos robustas e mais acessíveis, como a utilização de filtros ativos, possibilitam levar saneamento a áreas rurais, áreas marginalizadas e todas as que são negligenciadas quanto aos serviços de saneamento.

Palavras – chave: Participação social, tecnologias sociais, adsorção, fósforo.

ABSTRACT

SOARES, A. C. S. (2020). **Alternative technology as a facilitator of social control in sanitation actions**. Thesis (MA) Environmental Science, Federal University of Tocantins

Although sanitation techniques are effective for removing pollutants in water, the sector is still in a critical scenario, where only 42.7% of the urban population has access to sewage services (collection and treatment), in distant regions of the great centers this precariousness is even more evident. The absence of these services leads to environmental unhealthiness, contributing to pollution and contamination of water bodies, as is the case of contamination of water bodies by the release of untreated effluent with a large supply of phosphorus. The objective of this study was to propose a simplified alternative for the treatment of effluent that can be used in a decentralized manner. In the first part of the study, it was elucidated how social participation can promote social control in sanitation actions and what is the importance of decision making. In the second part of the study, the sorbet material (laterite) was characterized and evaluated for its ability to adsorb phosphorus in an aqueous medium. The best conditions were obtained for adsorption to occur so that this adsorbent material could be used in simplified techniques as a proposal for social technology in order to meet the demand of the most economically vulnerable groups and those decentralized. It was found that laterite with a particle size of 0.150mm has a potential for phosphorus adsorption with 87.9% removal, which is an advantage in terms of its availability in cerrado soils. The results demonstrate that the use of less robust and more accessible technologies, such as the use of active filters, make it possible to bring sanitation to rural areas, marginalized areas and all those that are neglected in terms of sanitation services.

Keywords: Social participation, social technologies, adsorption, phosphorus.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I

Figura 1. Fluxograma - Desafios para a universalização do saneamento com base na Lei nº 11 445/2007.....	31
---	----

CAPÍTULO II

Figura 2. Perfis dos valores preditos e desejabilidade para a capacidade de adsorção entre lateritas com granulometrias 0,150mm, 2mm e 4mm.....	54
Figura 3: Resposta da influência da interação das variáveis a) dosagem de material adsorvente e pH b) pH e tempo de contato c) dosagem de material adsorvente e tempo de contato em relação à taxa de remoção de P.....	55
Figura 4. Diagramas de Pareto da influência dos parâmetros a) dosagem de adsorvente e pH b) pH e tempo de contato c) dosagem de adsorvente e tempo de contato no processo adsorvente.....	56
Figura 5. Desejabilidade de capacidade de adsorção entre as variáveis: dosagem de adsorvente e pH; tempo de contato e dosagem de adsorvente e pH, e tempo de contato no processo adsorvente.....	57
Figura 6. Isotherma de adsorção de P usando o modelo de a) Freundlich e b) Langmuir.....	58
Figura 7. Fatores desencadeadores de saneamento ambiental por meio de tecnologias sociais.....	59

LISTA DE TABELAS

INTRODUÇÃO GERAL

Tabela 1. Técnicas de remoção de fósforo e respectivas taxas de remoção.....	13
---	----

CAPÍTULO II

Tabela 2. Documentos orientativos utilizados no estudo.....	27
--	----

Tabela 3. Fator experimental e níveis utilizados no planejamento fatorial do processo de adsorção de fósforo.....	49
--	----

Tabela 4. Características físicas e químicas da concreção laterítica utilizada como material adsorvente.....	52
---	----

GLOSSÁRIO

ANA – Agência Nacional das Águas

CLTS – Community-Led Total Sanitation

CONAMA – Conselho Nacional de Recursos Hídricos

DHA – Direito Humano à Água

EPA – Agência Nacional de Proteção Ambiental

EPBR - Enhanced Biological Phosphorus Removal

ETEs - Estação de Tratamento de Esgotos

FSB - Fossas Sépticas Biodigestoras

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

OMS – Organização Mundial de Saúde

ONU – Organização das Nações Unidas

P – Fósforo

pH – Potencial Hidrogeniônico

PLANSAB – Plano Nacional de Saneamento

PNRH – Política Nacional de Recursos Hídricos

PNS – Política Nacional de Saneamento

TS – Tecnologias Sociais

SUMÁRIO

1 APRESENTAÇÃO	11
2 INTRODUÇÃO GERAL	12
REFERÊNCIAS	19
CAPÍTULO I	25
3 A PARTICIPAÇÃO POPULAR COMO PRINCIPAL FERRAMENTA DO CONTROLE SOCIAL EM AÇÕES DE SANEAMENTO	25
RESUMO	25
3.1 INTRODUÇÃO	25
3.2 METODOLOGIA	27
3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	27
3.4 CONCLUSÃO	39
AGRADECIMENTOS	40
REFERÊNCIAS	40
CAPÍTULO II	46
4 ALTERNATIVA SIMPLIFICADA DE TRATAMENTO DE EFLUENTE RICO EM FÓSFORO COMO FACILITADOR DA PARTICIPAÇÃO SOCIAL EM AÇÕES DE SANEAMENTO	46
RESUMO	46
4.1 INTRODUÇÃO	46
4.2 METODOLOGIA	48
4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	52
4.4 CONCLUSÕES	60
AGRADECIMENTOS	60
REFERÊNCIAS	60
5 CONCLUSÃO GERAL	66
ANEXO I:	67

1 APRESENTAÇÃO

Objetivando contribuir para a mitigação da ausência de saneamento em regiões descentralizadas, este estudo avaliou a possibilidade de implantação de uma tecnologia simplificada para a remoção de fosfato em efluentes tratados e do potencial uso adsorvente em escala de projeto. Os ensaios foram realizados em laboratório, as etapas do processo de adsorção incluem: coleta e processamento da laterita, tamisação e lavagem, tempo de contato entre adsorvato e adsorvente e análise do sobrenadante.

O resultado deste estudo está apresentado nesta dissertação, que foi dividida em capítulos, sendo cada capítulo a apresentação de um artigo (Capítulo I e II), compostos por: introdução, metodologia, resultados e discussão e conclusões. Além, desta apresentação, há a introdução geral aos temas e as conclusões gerais.

Na introdução geral, procurou-se contextualizar as tecnologias de adsorção mais utilizadas e a apresentação das eficiência das mesmas, assim como também foi abordado, assim como as tecnologias sociais pode ser utilizadas como ferramenta de controle social em um processo de governança participativa.

O capítulo I analisou-se como a participação social pode promover o controle em ações de saneamento, condicionando ao efetivo alcance de políticas socioambientais para o acesso a esses serviços.

No capítulo II, propôs-se o uso de uma tecnologia simplificada que atenda às demandas reais em áreas onde o saneamento é limitado ou inexistente, devido as dificuldades de implantação de sistemas convencionais e às condições econômicas e sociais dessas regiões.

Este estudo é uma investigação preliminar da utilização de material adsorvente natural como tecnologia simplificada para remoção de fósforo em águas residuárias a fim de promover participação social em ações de saneamento.

2 INTRODUÇÃO GERAL

Dados do Atlas de Saneamento da ANA (2017) informam que nem todo esgoto coletado é conduzido a uma Estação de Tratamento de Esgoto - ETE, no Brasil a parcela da população atendida pelos serviços de coleta e tratamento corresponde a 42,7% da população urbana, ou seja, cerca de 96,7 milhões de pessoas não dispõem de tratamento coletivo de esgoto, esse número é ainda mais precário em regiões periurbanas e rurais (MURTHA et al., 2015). Como consequência, os cursos d'água recebem a parcela do efluente sem nenhum tratamento com grande aporte de nutrientes, gerando diversos impactos ambientais, como por exemplo o crescimento acelerado de algas.

Em termos de desequilíbrio do ecossistema, a presença do nutriente fósforo em águas superficiais é um dos agentes causadores da eutrofização (MARGALEF, 1983; ODUM, 1988; NOGUEIRA et al, 2015; RESENDE et al., 2002; PEN et al, 2017). Os principais indícios de um corpo hídrico eutrofizado é a proliferação de algas verdes, elevando os níveis de turbidez e diminuindo a concentração de oxigênio dissolvido nas partes mais profundas da massa d'água devido a decomposição do material vegetal (SCHINDLER et al., 2008).

As principais fontes de fósforo presente em compartimento aquático são de origem natural e artificial. Sendo a primeira proveniente da dissolução das rochas que compõem a bacia de drenagem (BORBA et al., 2017); e a segunda de natureza urbana são derivados principalmente dos esgotos doméstico e dos efluentes industriais; e os de fontes artificiais de natureza rural são provenientes das atividades agrícolas (ALVES, 2016).

O processo de antropização nas bacias hidrográficas também condicionam e aceleram o processo de eutrofização em rios, lagos e reservatórios, sendo o fósforo um dos principais agentes causadores desse evento (BORBA et al., 2017; PEN et al., 2017). O mecanismo de transferência do fósforo se dá através do desprendimento do íon de orto-fosfato no meio, o processo de lixiviação pela ação da chuva condiciona sua solubilização e posteriormente atingem os cursos d'água (VICHI e CHIAUDANI, 1987).

As tecnologias de remoção de fósforo tradicionais em meio aquoso são bastante difundidas; envolvem processos físicos (ALVIM e MARQUES, 2019) , químico (WANG et al., 2018; XU et al., 2011; YU et al., 2015) e biológicos (YIN et al., 2015; SUKACOVA et al, 2015; YIN et al., 2017) (Tabela 1). A técnica de maior emprego é a precipitação química (Pratt et al., 2012), porém enfrenta desvantagens em relação ao custo (MARONEZE et al., 2014) e ao subproduto gerado (PEGORINI e ANDREOLI, 2006). Entre os métodos de tratamento, a

adsorção se destaca o melhor tratamento devido ao seu baixo custo, natureza universal e facilidade de operação (ALI et al., 2012). O tratamento biológico por sua vez, é atrativo em muitas situações mas demandam certa complexidade operacional (BUNCE et al., 2018).

Tabela 1. Técnicas de remoção de fósforo e respectivas taxas de remoção

Técnica	Taxa/capacidade de remoção	Referência
Precipitação Química	96%	Huang et al., 2011
	97%	Huang et al., 2017
	30,9%	Wang et al., 2015
	80%	Wang et al., 2018
	95,5%	Mitchell e Ullman, 2016
	52%	Xia et al., 2016
Processos Biológicos	97%	Yin et al., 2015
	85%	Sun et al., 2015
	89%	Praveen & Loh, 2016
	15-30%	Powell et al., 2009
	97%	Yin et al., 2017
	97%	Sukacova et al, 2015
	92%	Monclús et al., 2010
Troca Iônica	92%	Xu et al., 2011
	90%	Seo et al., 2013
	97%	Sendrowski & Boyer, 2013
	80%	Martin et al., 2009
Adsorção	19,74mg/g	Choi et al., 2014
	85%	Choi et al., 2012
	142,7 mg/g	Wang et al., 2015
	70-97,7%	Huang et al., 2014

30 mg/g	Takaya et al., 2016
21-30 mg/g	Han et al., 2016
50-65,1%	Yu et al., 2015
98%	Barca et al., 2014
91%	Renman & Renman, 2010

Os processos físico-químicos são utilizados na remoção de fósforo há muitos anos, por serem confiáveis e eficazes (GERHARDT et al., 2018; BUNCE et al., 2018), mas isso não os isenta de limitações, algumas das técnicas físico-químicas podem alterar o pH do efluente, tornando necessário a correção deste a partir da adição de produtos químicos antes do lançamento final, acrescentando uma etapa a mais no processo (CORNEL e SCHAUM, 2009).

Na precipitação química geralmente são usadas dosagens de sais metálicos em reatores pré-tratados, reatores convencionais de lodo ativado ou na saída do clarificador secundário (CORNEL e SCHAUM, 2009; OLESZKIEWICZ et al., 2015). O sal adicionado – geralmente cloreto férrico ou sulfato de alumínio - é removido por sedimentação por gravidade ou por filtração. Os precipitados são resíduos ricos em fósforo, porém a dissociação do fósforo quimicamente ligado é morosa o que torna o processo de recuperação inviável para uso posterior (OLESZKIEWICZ et al., 2015).

Recentes avanços (MITCHELL e ULLMAN, 2016; WANG et al., 2018) no uso de tecnologia de remoção de fósforo combinando dosagens de sais de metal a uma filtração e floculação podem atingir concentrações de fósforo total <0,05mg/L, no entanto isso pode exigir longos tempos de detenção hidráulica. A precipitação química é uma técnica amplamente aceita e confiável (BUNCE et al., 2018), portanto é a mais comumente utilizada na remoção de fósforo (PARSONS e SMITH, 2008).

Mesmo com a eficácia comprovada, a precipitação química não é uma técnica adequada para sistemas de pequena escala; a armazenagem dos produtos químicos e a acessibilidade e a disposição do subproduto podem ser fatores limitantes no processo. Ao contrário de sistemas de grande escala, os tratamentos em pequena escala podem não disponibilizar de espaço físico ou infraestrutura para o gerenciamento do lodo no local. Desse modo haveria um maior custo de operação para transporte do lodo para instalações de tratamento apropriado, uma vez que utilizar o lodo para a produção de biogás não seria vantajoso em sistemas de pequena escala

devido ao baixo volume de lodo gerado; porém mesmo que possível, o lodo rico em produtos químicos pode limitar a produção do biogás (PARSON e SMITH, 2008).

Além disso, ajustar o pH para que o precipitante atue em uma faixa ótima requer uma complexidade operacional e habilidade técnica, que em sua grande maioria os sistemas de pequena escala não dispõem, desta forma fazendo por si só que a precipitação química seja impraticável em menor escala (BUNCE et al., 2018).

A remoção do biológica do fósforo é mais complexa, por outro lado é menos dependente da adição de produtos químicos e oferece a possibilidade de recuperação do fósforo para reutilização (PARSON e SMITH, 2008). O fósforo pode ser removido biologicamente de águas residuárias por sistemas EPBR, do inglês, *Enhanced Biological Phosphorus Removal*, por incorporação de bactérias específicas capazes de assimilar o fosforo total dissolvido sob condições de anaerobiose e aerobiose; denominadas organismos acumuladores de fosfato, também do inglês, *Polyphosphate-Accumulating Organisms (POA)* (Yuan et al., 2012). Esses sistemas necessitam que a operação seja feita sob o cuidado de operadores qualificados, o que torna o processo dificultoso e dependente. Portanto, essa não seria uma opção totalmente adequada para sistemas de tratamentos descentralizados e de pequena escala (BROWN e SHILTON, 2014).

A remoção de fósforo por troca iônica embora não seja tão usual e amplamente estudada como os demais métodos físico-químicos, alguns sugerem sua aplicabilidade em locais descentralizados (ZHAO e SENGUPTA, 1998). O fósforo na forma aniônica é a configuração mais comum em águas residuárias (BUNCE et al., 2018). Embora altas taxas de remoção tenham sido alcançadas nos estudos de Martin et al. (2009) e Seo et al. (2013), 80-90% em escala laboratorial, ainda assim há as limitações devido às exigências de adição química onerosa para a recuperação do fósforo e a limitação quando às condições de pH (ZHAO e SENGUPTA, 1998; SENDROWSKI e BOYER, 2013). Para tanto, o custo com químicos pode tornar essa alternativa inviável em um cenário rural, por exemplo, pois a recuperação química é pouco praticável ou impraticável nesses cenários

Por outro lado algumas tecnologias de baixo custo para a remoção de fósforo em ETEs têm ganhado atenção recentemente, em especial as técnicas de remoção por adsorção. Uma grande variabilidade de potenciais substratos de filtros, incluindo materiais naturais, foram testados em experimentos em escala de laboratório, como o carbonato de cálcio (LI et al., 2017), argilominerais (LÜRLING et al., 2014), dolomita e hidroxiapatita (BOEYKENS et al., 2017), materiais mesoporos (HUANG et al., 2017), zeólitos modificados por lantânio (HE et al., 2016),

zeólito natural pré-tratado com hidróxido de cálcio (MITROGIANNIS et al., 2017), laterita e arenito (COULIBALY et al., 2016), laterita (MANSING e RAUT, 2013; HUANG et al., 2013), relatados por terem bom desempenho na adsorção de fosfato.

A adição de unidades filtrantes (HEISTAD et al., 2006; RENMAN E RENMAN, 2010) separadas conteúdo material reativo com alta afinidade para a ligação de fósforo (adsorventes) é uma técnica adequada para melhorar a remoção de fósforo em estações de tratamento de pequeno porte (BRACA et al., 2014). A capacidade de retenção do fósforo é um parâmetro importante para a escolha de um material potencial a ser usado em sistemas de filtragem.

Em dessemelhança com os sistemas de filtração tradicional que apenas possuem meio filtrante para fixação de biomassa (ZHENG et al., 2014), os filtros com substratos reativos são dependentes da natureza do material para que ocorra a remoção do fósforo. Usar substratos ricos em ferro, alumínio e cálcio aumentam a remoção de fosfato; por exemplo os solos lateríticos utilizados por Mansing e Raut (2013), Huang et al. (2013) e Coulibaly et al. (2016), como material adsorvente relataram uma taxa de remoção de fosfato de 89%, 90.12% e 92.5%, respectivamente, estando os componentes naturalmente disponível nesse tipo de solo (MITRA et al., 2015).

Mesmo com as todas as tecnologias a favor da melhoria do saneamento, o setor ainda encontra-se em um cenário crítico de implantação de projetos políticos do segmento social, onde a falta de conhecimento da população sobre o assunto desperta pouco interesse sobre as técnicas aplicadas, sendo considerado como de alta complexidade (ROSENQUIST, 2005). A eficácia das ações de saneamento dependem da colaboração e participação dos indivíduos ou comunidade (MOISÉS et al., 2007) desde a definição dos princípios e diretrizes de uma política de saneamento ao planejamento e execução dessas ações (SILVA e NAVAL, 2015).

O setor de saneamento básico no Brasil tem um histórico centralizador, a Lei Federal nº 11.445/2007 oportunizou a participação e o controle social no setor. Os mecanismos de descentralização do poder decisório e de inclusão de diversos setores no debate favorece a governança participativa (DA PAZ e FRACALANZA, 2018). A desigualdade social desencadeia a dificuldade no acesso aos serviços de saneamento, e as processos participativos na governança de água e esgoto.

As razões para isso acontecer o acesso são diversas, e uma delas é a incapacidade de acesso da masa de excluídos às tecnologias convencionalmente aplicadas para atender as regiões mais abastadas. Nesse contexto, os estudos sobre tecnologias sociais vêm ganhando maior destaque no debate do desenvolvimento econômico e social, principalmente no sentido

de viabilizar novas tecnologias voltadas à melhoria das condições de vida dos grupos sociais mais vulneráveis (LOBO et al., 2013).

As Tecnologias Sociais (TS) apresentam características de adaptação à realidade local e receptores de baixa renda. O conceito de TS começou a tomar forma, e um dos conceitos mais aceitos atualmente é o relacionamento a técnicas ou metodologias replicáveis, desenvolvidas integradas com a comunidade e que resultem em soluções efetivas e transformadoras (RODRIGUES e BARBIERI, 2008; DA SILVA e ALENCAR, 2014). Outros termos também tem se popularizado no Brasil, como “tecnologias apropriadas”, “tecnologias para inclusão social”, essas tecnologias para intervenção social têm se consolidado como importante ferramenta para a promoção de inclusão social e para o fortalecimento de práticas democráticas (DE BRITO, 2011).

Para que as regiões descentralizadas possam ter boas condições sanitárias é preciso que haja a redução de custo dos sistemas sanitários, e estes precisam ser adequados à realidade local, cuja operação e manutenção possa ser gerenciada de forma a aproveitar os recursos disponíveis (SOUSA e FREITAS, 2009). Sistemas de tratamentos descentralizados vêm se destacando como uma alternativa para tratamento de efluentes de menor custo para amparar as populações menores (VIANNA et al., 2018). Os locais a serem atendidos por estes sistemas abrangem residências, bairros e comunidades que não são atendidas pelos serviços centralizados, ou seja, dos grandes centros urbanos (VIANNA et al., 2018). A inserção de sistemas de tratamento de efluente nessas áreas é vista como uma alternativa capaz de minimizar os índices da população sem acesso a saneamento básico, e diretamente melhorar a gestão dos recursos hídricos (LIBRELATO et al., 2012).

Técnicas simplificadas são avaliadas como proposta de tecnologia social afim de atender a demanda da população sem acesso ao tratamento e distribuição de água (GUERRA, 2006, PIETER VAN DIJK et al., 2014; ANAND e APUL, 2014; OLIVEIRA NETO et al., 2015; FERREIRA et al., 2016; AV et al., 2017). Essas tecnologias têm tido maior visibilidade, uma vez que tem a capacidade de auxiliar na melhoria da condição dos grupos mais vulneráveis (FERREIRA et al., 2016).

Embora os especialistas em saneamento tenham grande capacidade de pensar sistematicamente, em muitas ocasiões estes não conseguem entender as dimensões sociais em torno da implementação da tecnologia. Por tanto, em situações particulares, a abordagem tradicional precisa ser empregada de uma forma menos técnica e mais flexíveis, que venha a promover a participação do usuário e a aprendizagem colaborativa, e assim criar soluções

inovadoras e capacitar as comunidades em vulnerabilidade a alcançar os objetivos de desenvolvimento próprio (MURPHY et al., 2009).

É importante destacar que as cidades são heterogêneas, constituídas de diversos tipos de comunidades, com particularidades de cada região brasileira, o que requer formas particulares de intervenção em saneamento básico, tanto para as questões ambientais e educativas, quanto tecnológicas. Medir a democratização do acesso ao abastecimento e saneamento considerando apenas a infraestrutura, erroneamente simplifica uma realidade complexa (GUARDIOLA et al., 2010; MAJURU et al., 2012). Isso caracteriza falsos avanços rumo à universalização do acesso, ocultando a precariedade da real situação de uma população (ALEIXO, 2016).

O empoderamento da comunidade tem a capacidade de fomentar o estado de espírito para a participação e a responsabilidade de facilitar o engajamento da população ao conduzir os problemas macrossociais (SOUSA et al., 2017). O empoderamento social, marcado pela disposição de participar e assumir papéis que permitam o engajamento político na condução dos problemas macrossociais que resultem de lutas e conquistas para transformar a realidade em favor de melhores condições de vida para todos.

REFERÊNCIAS

- ALEIXO, B.; REZENDE, S.; PENA, J. L.; ZAPATA, G. HELLER, L. Direito humano em perspectiva: desigualdades no acesso à água em uma comunidade rural do nordeste brasileiro. **Ambiente & Sociedade**. São Paulo v. XIX, n.1, p. 63-82. 2016.
- ALI, I., ASIM, M., & KHAN, T. A. Low cost adsorbents for the removal of organic pollutants from wastewater. **Journal of Environmental Management**, 113, 170–183. 2012.
- ALVES, H. M. A.; DE ALMEIDA, A. R. MONTEIRO, T. M. S.; SANT'ANNA, J. C.; MOREIRA, U. A.; MARTINS, D. D. S.; GARCIA, R. J. L.; LIMA, C. D. E.; CONCEIÇÃO, E. K. D. S. avaliação da qualidade das águas das principais fontes públicas de Salvador (BA). **Interfaces Científicas-Saúde e Ambiente**, 5 (2016), 65-80. doi.org/0.17564/2316-3798.2016v5n1p65-80
- ANA. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (BRASIL). **Atlas esgotos : despolição de bacias hidrográficas** / Agência Nacional de Águas, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental . - Brasília: ANA, 88 p. 2017.
- ANAND, CK, & APUL, DS. Banheiros de compostagem como uma alternativa sustentável ao saneamento urbano - Uma revisão. **Gestão de Resíduos**, 34 (2), 329-343.2014. doi: 10.1016 / j.wasman.2013.10.006
- AV, S., Vyas, A., Krishna, M., & Abidi, N. Identificando os Determinantes do Uso de Toaletes pelos Pobres na Índia Urbana. **Procedia Computer Science**, 122, 634–641.2017. doi: 10.1016 / j.procs.2017.11.417
- BARCA, C.; MEYER, D.; LIIRA, M.; DREISSEN, P.; COMEAU, Y.; ANDRÉS, Y.; CHAZARENC. Steel slag filters to upgrade phosphorus removal in small wastewater treatment plants: **Removal mechanisms and performance**. **Ecological Engineering** 68 (2014) 214-222. doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.065
- BOEYKENS, S. P.; PIOL, M. N.; LEGAL, L. S.; SARALEGUI, A. B.; VÁSQUEZ, C. Eutrophication decrease: Phosphate adsorption processes in presence of nitrates. **Journal of Environmental Management** xxx, 1 e 8. 2017.
- BORBA, R. P.; CAMARGO, O. A.; COSCIONE, A. R.; DE MARIA, I. C. Dessorção de P de sedimento provenientes de latossolo tratado com lodo de esgoto. São Paulo, UNESP, **Geociências**, v. 36, n. 2, p. 251 – 257, 2017.
- BROWN, N. E.; SHILTON, A. Luxury uptake of phosphorus by microalgae in waste stabilisation ponds: current understanding and future direction. **Rev. Environ. Sci. Biotechnol.** 13, 321-328. 2014. doi: 10.1007 / s11157-014-9337-3
- BUNCE, J. T.; NDAM, E.; OFITERU, I. D.; MOORE, A.; GRAHAM, D. W. A Review of Phosphorus Removal Technologies and Their Applicability to Small-Scale Domestic Wastewater Treatment Systems. **Journal Frontiers in Environmental Science**. V. 6 p. 8. 2018. doi:10.3389/fenvs.2018.00008.
- CHOI, J., LEE, S., KIM, J., PARK, K., KIM, D., HONG, S. Comparison of surfasse modified adsorbents for phosphate removal in water. **Water Air Soil Pollut.** 223, 2881–2890. 2012. doi:10.1007/s11270-011-1072-6

- CHOI, J., RYU, J., KWON, K., SONG, M., LEE, S., KIM, S., LEE, S. Adsorption of ammonium nitrogen and phosphate onto basanite and evaluation of toxicity. **Water, Air, & Soil Pollut.** 225. 2014. doi: 10.1007/s11270-014-2059-x
- CORNEL, P. E.; SCHAUM, C. Phosphorus recovery from wastewater: needs, technologies and costs.. *Água Sci. Technol.* 59, 1069-1076. 2009. doi:10.2166/ wst.2009.045
- COULIBALY, L. S.; AKPO, S. K.; YVON, J.; COULIBALY, L. Fourier transform infra-red (FTIR) spectroscopy investigation, dose effect, kinetics and adsorption capacity of phosphate from aqueous solution onto laterite and sandstone. **Journal of Environmental Management** 183, 1032 e 1040. 2016.
- DA PAZ, M. G. A., & FRACALANZA, A. P. Avaliação do controle social no saneamento básico em Guarulhos (SP): o Conselho Municipal de Política Urbana, 2018. Disponível em: <<https://www.researchgate.net/publication/339137744>>.
- DA SILVA, A. C., & ALENCAR, M. H. B. C. Tecnologia social visando a promoção de saúde em uma comunidade rural de São Luís, Ma. **Saúde & Transformação Social/Health & Social Change**, 5(1), 66-72.2014.
- DE BRITO DIAS, R. Tecnologias sociais e políticas públicas: lições de experiências internacionais ligadas à água. **Inclusão Social**, v. 4, n. 2, 2011.
- FERREIRA, D. C.; BESSA, S. L.; BUSS, D. F. Avaliação de cloradores simplificados por difusão para descontaminação de água de poços em assentamento rural na Amazônia, Brasil. **Ciência & Saúde Coletiva**, 21(3):767-776, 2016.
- GERHARDT, R.; REISDORFER, G.; CARDOSO, M. G. Remoção de nitrogênio e fósforo de efluente industrial através da precipitação de estruvita. **Tecno-Lógica**, v. 22, n. 1, p. 35-40, 2018.
- GUARDIOLA, J.; GONZÁLEZ-GÓMEZ, F.; GRAJALES, Á. L. Is Access to Water as Good as the Data Claim? Case Study of Yucatan. **International Journal of Water Resources Development**, v. 26, n. 2, p. 219–233. 2010
- GUERRA, C. H. W. **Avaliação da eficiência do clorador simplificado por difusão na desinfecção da água para consumo humano em propriedades rurais na bacia do Ribeirão da Laje – Caratinga/MG** [dissertação]. Caratinga: Centro Universitário de Caratinga; 2006.
- HAN, C.; WANG, Z.; YANG, W. WU, Q. YANG, H., XUE, X. Effects of pH on phosphorus removal capacities of basic oxygen furnace slag. **Ecological Engineering** 89 (2016) 1-6. doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.01.004
- HE, Y.; LIN, H.; DONG, Y.; LIU, Q.; WANG, L. Simultaneous removal of ammonium and phosphate by alkaline activated and lanthanum-impregnated zeolite. **Chemosphere** 164, 387 e 395. 2016.
- HEISTAD, A.; PARUCH, A. M.; VRALE, L.; ÁDÁM, K.; JENSSEN, P. D. A high-performance compact filter system treating domestic wastewater. **Ecological Engineering** 28 (2006) 374-379. doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.06.011
- HUANG, H.; LIU, J.; ZHANG, P.; ZHANG, D.; GAO, F. Investigation on the simultaneous removal of fluoride, ammonia nitrogen and phosphate from semiconductor wastewater using

chemical precipitation. **Chemical Engineering Journal** 307 (2017) 696-706. doi.org/10.1016/j.cej.2016.08.134.

HUANG, W.- Y., LI, D., LIU, Z.-Q., TAO, Q., ZHU, Y., YANG, J. E ZHANG, Y.-M. (2014). Estudos de cinética, isoterma, termodinâmica e mecanismo de adsorção de vermiculitas esfoliadas modificadas com La (OH) 3 como adsorventes de fosfato altamente eficientes. **Chemical Engineering Journal**, 236, 191-201. doi: 10.1016 / j.cej.2013.09.077

HUANG, W.; ZHANG Y.; LI, D. Adsorptive removal of phosphate from water using mesoporous materials: A review. **Journal of Environmental Management** xxx, 1e13. 2017.

HUANG, W.-Y., ZHU, R.-H., HE, F., LI, D., ZHU, Y., & ZHANG, Y.-M. Enhanced phosphate removal from aqueous solution by ferric-modified laterites: Equilibrium, kinetics and thermodynamic studies. **Chemical engineering journal**, v. 228, p. 679-687, 2013. doi:10.1016/j.cej.2013.05.036

LOBO, M. A. A., LIMA, D. M. B. D., SOUZA, C. M. N., NASCIMENTO, W. A., ARAÚJO, L. C. C., & SANTOS, N. B. D. Avaliação econômica de tecnologias sociais aplicadas à promoção de saúde: abastecimento de água por sistema Sodis em comunidades ribeirinhas da Amazônia. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 18, n. 7, p. 2119-2127, 2013.

LÜRLING, M., WAAJEN, G., & VAN OOSTERHOUT, F. (2014). Humic substances interfere with phosphate removal by lanthanum modified clay in controlling eutrophication. **water research**, v. 54, p. 78-88, 2014. doi:10.1016/j.watres.2014.01.059

MAJURU, B.; JAGALS, P.; HUNTER, P. R. Assessing rural small community water supply in Limpopo, South Africa: water service benchmarks and reliability. **Science of the Total Environment**, v. 435, p. 479-486, 2012.

MANSING, P. & RAUT, P. D. Removal of phosphorus from sewage effluente by adsorption on Laterite. **International Journal os Engineering Research & Techonology (IJERT)**. Vol 2. September. 2013.

MARGALEF, R. **Ecología**. Barcelona: Omega, 1983.

MARONEZE, M. M.; KEPTA, L. Q.; VIEIRA, J. G.; QUEIROZ, M. I.; JACOB-LOPES, E. A tecnologia de remoção de fósforo: gerenciamento do elemento em resíduos industriais. **Revista Ambiente & Água**, v. 9, n. 3, p. 445-458, 2014.. doi.org/10.4136/ambi-agua.1403

MARTIN, B. D., PARSONS, S. A., & JEFFERSON, B. Removal and recovery of phosphate from municipal wastewaters using a polymeric anion exchanger bound with hydrated ferric oxide nanoparticles. **Ciência e Tecnologia da Água**, v. 60, n. 10, p. 2637-2645, 2009.doi:10.2166/wst.2009.686

MITCHELL, S. M.; ULLMAN, J. L. (2016). Removal of Phosphorus, BOD, and Pharmaceuticals by rapid rate sand filtration and ultrafiltration systems. **Journal of Environmental Engineering**, v. 142, n. 11, p. 06016006, 2016. 11. doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0001137

MITRA, S.; THAKUR; L. S.; RATHORE, V. K.; MONDAL, P. Removal of Pb(II) and Cr(VI) by laterite soil from synthetic waste water: single and bi-component adsorption approach. **Desalination and Water Treatment**, v. 57, n. 39, p. 18406-18416, 2015.

- MITROGIANNIS, D.; PSYCHOYOU, M.; BAZIOTIS, I; INGLEZAKIS, V. J. Removal of phosphate from aqueous solutions by adsorption onto Ca(OH)₂ treated natural clinoptilolite. **Chemical Engineering Journal**. Vol 320, 15 July, Pages 510 – 522. 2017.
- MOISÉS, M.; KLIGERMAN, D. C.; COHEN, S. C.; MONTEIRO, S. C. F. A política federal de saneamento básico e as iniciativas de participação, mobilização, controle social, educação em saúde e ambiental nos programas governamentais de saneamento. **Ciência & Saúde Coletiva**, 15(5):2581-2591, 2010.
- MURPHY, HM, MCBEAN, EA, & FARAHBAKHS, K. Tecnologia apropriada - Uma abordagem abrangente para água e saneamento no mundo em desenvolvimento. **Tecnologia na sociedade**, 31 (2), 158-167.2009.doi: 10.1016 / j.techsoc.2009.03.010
- MURTHA, N. A.; CASTRO, J. E; HELLER, L. Uma perspectiva histórica das primeiras políticas públicas de saneamento e de recursos hídricos no Brasil. **Ambiente & Sociedade**, v. XVIII, n. 3 n p. 193-210 n jul.-set. 2015. São Paulo – SP.
- ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara, 1988.
- OLESZKIEWICZ, J.; KRUK, D. J.; DEVLIN, T.; LASHKARIZADEH, M.; YUAN, Q. . Options for Improved Nutrient Removal and Recovery from Municipal **Winnipeg, MN: Canadian Water Network**, 2015.
- OLIVEIRA, C. M.; ZANQUIM JUNIOR, J. W.; ESPÍNDOLA, I. B. O tribunal arbitral como instrumento jurídico alternativo de solução de conflitos hídricos no Brasil. **Ambiente & Sociedade**. São Paulo, v. XIX, n.1, p.147-164. 2016.
- PARSONS, SA e SMITH, JA (2008). Phosphorus removal and recovery from municipal wastewaters. **Elements**, v. 4, n. 2, p. 109-112, 2008..doi.org/10.2113/GSELEMENTS.4.2.109
- PEGORINI, E. S; ANDREOLI, C. V. Introdução. In: ANDREOLI, C.V. (coord.). Alternativas de usos de resíduos do saneamento. 1. ed. Curitiba: ABES, 2006, PROSAB (Usos Alternativos de Lodos de Estações de Tratamento de Água e Estações de Tratamento de Esgoto).
- ALVIM, C. da S.; MARQUES, R. F. D. P. V. Avaliação da eficiência de remoção de poluentes de indústria de laticínio por meio de jartest. **Revista Augustus**, 24(49), 209-223.2019.
- PENN, C.; CHAGAS, I.; KLIMESKI, A.; LYNGSIE, G. A Review of Phosphorus Removal Structures: How to Assess and Compare Their Performance. **Water**, 9, 583. 2017
- PIETER VAN DIJK, M., ETAJAK, S., MWALWEGA, B., e SSEMPBWA, J. Financing sanitation and cost recovery in the slums of Dar es Salaam and Kampala. **Habitat International**, 43, 206–213. 2014. doi:10.1016/j.habitatint.2014.02.003
- POWELL, N., SHILTON, A., CHISTI, Y. E PRATT, S. Towards a luxury uptake process via microalgae – Defining the polyphosphate dynamics. **Water research**, v. 43, n. 17, p. 4207-4213, 2009. doi:10.1016/j.watres.2009.06.011
- PRATT, C., PARSONS, S. A., SOARES, A., & MARTIN, B. D. (2012). Biologically and chemically mediated adsorption and precipitation of phosphorus from wastewater. **Current opinion in Biotechnology**, v. 23, n. 6, p. 890-896, 2012. doi:10.1016/j.copbio.2012.07.003
- PRAVEEN, P. E LOH, K.-C. Remoção de nitrogênio e fósforo de águas residuárias terciárias em um fotobiorreator de membrana osmótica. **Bioresour. Technol.** 206, 180-187.2016. doi: 10.1016 / j.biortech.2016.01.102

- RENMAN, A. E RENMAN, G. Remoção de fosfato a longo prazo pelo material de silicato de cálcio Polonite em sistemas de filtragem de águas residuais. **Chemosphere** 79, 659-664.2010. doi: 10.1016 / j.chemosphere.2010.02.035
- RESENDE, A. V. Agricultura e qualidade da água: contaminação da água por nitrato. **Embrapa Cerrados-Documents (INFOTECA-E)**, 2002.
- RODRIGUES, I.; BARBIERI, J. C. A emergência da tecnologia social: revisitando o movimento da tecnologia apropriada como estratégia de desenvolvimento sustentável **Revista de Administração Pública**, v. 42, n. 6, p. 1069-1094, 2008.
- ROSENQUIST, L. E. D. A psychosocial analysis of the human-sanitation nexus. **Journal of Environmental Psychology**, 25, p. 335–346, 2005. doi.org/10.1016/j.jenvp.2005.07.003
- SCHINDLER, DW, HECKY, RE, FINDLAY, DL, STANTON, MP, PARKER, BR, PATERSON, MJ,... KASIAN, SEM A eutrofização de lagos não pode ser controlada pela redução da entrada de nitrogênio: Resultados de um experimento de 37 anos no ecossistema inteiro. **Proceedings da Academia Nacional de Ciências**, 105 (32), 11254-11258. 2008. doi: 10.1073 / pnas.0805108105
- SENDROWSKI, A., & BOYER, T. H. Phosphate removal from urine using hybrid anion exchange resin. **Desalination**, 322, 104–112. 2013.doi:10.1016/j.desal.2013.05.014
- SILVA, F. A. C.; L. P. NAVAL Contribuições para a construção de estratégias de suporte ao controle social. **Ambiente & Sociedade**. São Paulo v. XVIII, n.1. p. 65-80, jan – mar. 2015.
- SOUSA, M. C. LIMA, P. V. P. S.; KHAN, A. S.; ROCHA, L. A. Confluência do Capital Social, Empoderamento e Governança Ambiental na Sadia Qualidade de vida em Comunidades Rurais no Ceará. **RESR**, Piracicaba-SP, Vol. 55, Nº 04, p. 711-732, Out/Dez 2017 – Impressa em Dezembro de 2017
- SOUSA, C. M. N., FREITAS, C. M. Discursos de usuários sobre uma intervenção em saneamento: uma análise na ótica da promoção da saúde e da prevenção de doenças. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental** 2009. vol.14, n.1, p. 59-68.
- SUKACOVA, K., TRTÍLEK, M. E RATAJ, T. (2015). Phosphorus removal using a microalgal biofilm in a new biofilm photobioreactor for tertiary wastewater treatment. **Res.** 71, 55-63. doi:10.1016/j.watres.2014.12.049
- SUN, L.; WANG, Z.; WEI, X.; LI, P.; ZHANG, H.; LI, M. (2015). Enhanced biological nitrogen and phosphorus removal using sequencing batch membrane-aerated biofilm reactor. **Chem. Eng. Sci.** 135, 559-565. doi:10.1016/j.ces.2015.07.033
- TAKAYA, C.A., FLETCHER, L.A., SINGH, S., ANYIKUDE, K.U., ROSS, A.B. Phosphate and ammonium sorption capacity of biochar and hydrochar from different wastes. **Chemosphere** 145, 518 e 527. 2016. doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.11.052
- VIANNA, T. C.; MESQUITA, T. C. R.; ROSA, A. P. Panorama do emprego de tanques sépticos e filtros anaeróbios no tratamento descentralizado de efluentes no Sudeste brasileiro. **Edição especial saneamento rural**, p. 157, 2019.
- VIGHI, M. & CHIAUDANI, G. Eutrophication in Europe: the role of agricultural activities. **Reviews in Environmental Toxicology**, 3:213–257, 1987.

- WANG, D., GUO, F., WU, Y., LI, Z. E WU, G. Technical, economic and environmental assessment of coagulation/ filtration tertiary treatment processes in full-scale wastewater treatment plants J. **Clean. Prod.** 170, 1185-1194.2018. doi:10.1016/j.jclepro.2017.09.231
- WANG, H.; DONG, W.; LI, T.; LIU, T. A modified BAF system configuring synergistic denitrification and chemical phosphorus precipitation: Examination on pollutants removal and clogging development. **Bioresource Technology** 189 (2015) 44-52. doi.org/10.1016/j.biortech.2015.03.132
- XIA, P., WANG, X., WANG, X., SONG, J., WANG, H., ZHANG, J., & ZHAO, J. Struvite crystallization combined adsorption of phosphate and ammonium from aqueous solutions by mesoporous Mg loaded diatomite. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 506, 220–227.2016. doi:10.1016/j.colsurfa.2016.05.101
- XU, X., GAO, Y., GAO, B., TAN, X., ZHAO, Y.Q., YUE, Q. Characteristics of diethylenetriamine-crosslinked cotton stalk, wheat stalk and their biosorption capacities for phosphate. J. **Hazard. Mater.** 192, 1690–1696. 2011. doi:10.1016/j.jhazmat.2011.07.009
- YIN, H., YAN, X. E GU, X. . Avaliação de atapulgita rica em cálcio termicamente modificada como substrato de baixo custo para rápida remoção de fósforo em áreas úmidas construídas. **Res.** 115, 329-338.2017. doi: 10.1016 / j.watres.2017.03.014
- YIN, J.; ZHANG, P.; LI, F.; LI, G.; HAI, B. Simultaneous biological nitrogen and phosphorus removal with a sequencing batch reactorbiofilm system, **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 103, p. 221-226, 2015. doi: 10.1016 / j.ibiod.2015.02.019
- YU, J.; LIANG, W.; WANG, L.; LI, F.; ZOU, Y.; WANG, H. Phosphate removal from domestic wastewater using thermally modified steel slag. **Journal of environmental sciences** 31 (2015) 81-88. doi.org/10.1016/j.jes.2014.12.007
- YUAN, Z.; PRATT, S; BATSTONE, D. J. Phosphorus recovery from wastewater through microbial processes. **Current Opinion in Biotechnology**, v. 23, p. 878-883, 2012. doi:10.1016/j.copbio.2012.08.001
- ZHAO, D. E SENGUPTA, AK . Remoção final de fosfato das águas residuais usando uma nova classe de permutadores iônicos poliméricos. **Res.** 32, 1613-1625. 1998. doi: 10.1016 / S0043-1354 (97) 00371-0.
- ZHENG, X.; SUN, P.; HAN, J.; SONG, Y.; HU, Z.; FAN, H.; LV, S. Inhibitory factors affecting the process of enhanced biological phosphorus removal (EBPR) – A mini-review. **Process Biochemistry**, v. 49, n. 12, p. 2207–2213, 2014

CAPÍTULO I
3 A PARTICIPAÇÃO POPULAR COMO PRINCIPAL FERRAMENTA DO
CONTROLE SOCIAL EM AÇÕES DE SANEAMENTO

SOARES, A. C. S.¹; NAVAL, L. P.²

^{1 2} Universidade Federal do Tocantins
carolinesoares25@gmail.com; liliana@uft.edu.br

RESUMO

O saneamento básico é um serviço de infraestrutura fundamental na promoção da saúde pública. A necessidade da busca pela universalização desse serviço, não inclui somente o acesso, como também a incorporação da participação social por meio da mobilização, de modo a potencializar o controle social. O objetivo deste artigo é tratar do acesso ao saneamento, em população vulnerável por meio de técnicas sociais, e elucidar como o direito ao acesso a serviços de saneamento está ligado a governança inclusiva, acesso inclusivo e processos democráticos. A metodologia adotada contemplou a análise documental de artigos científicos, legislações, normas e relatórios técnicos, utilizando o método qualitativo do tipo pesquisa bibliográfica, por meio de busca sistemática de temas relacionados a participação social, controle social, saneamento básico e tecnologias simplificadas. A investigação demonstra que já existem mecanismos sendo utilizados para fornecer saneamento básico por meio da técnicas sociais e participação da população. Conclui-se que mesmo que as políticas brasileiras tenham avançado nas perspectiva do discurso sobre controle social, é preciso avançar na efetivação da mobilização da participação social.

Palavras chave: Saneamento básico, participação pública, tecnologias sociais.

3.1 INTRODUÇÃO

O controle social é entendido sob o panorama da relação entre estado e a sociedade civil, e parte de três pressupostos: que não há separação entre estado e sociedade civil; que a sociedade não é homogênea, e sim um espaço onde pairam interesses distintos e que o estado tende a manter a classe dominante, anulando as demandas da classe subordinada (SOUZA e HELLER, 2019). Assim, a classe dominante permanece no poder por ações coercitivas, com o Estado a seu favor, mas também pelo consentimento das classes subordinadas às margens do poder político e econômico (CORREIA, 2005).

É evidente a importância da participação pública para o controle social no Brasil, mesmo com o insuficiência de democracia nas políticas públicas em ações de saneamento existente (HELLER et al., 2007). A participação social pode facilitar a veracidade de informações entre o regulador e as empresas reguladas; o consumidor atuando no repasse de informações local a qual as reguladoras teriam dificuldade de obter de outra forma, criando assim uma relação de confiança entre as os consumidores e as empresas prestadoras de serviço (SILVA, 2012), o fortalecimento do controle social é um mecanismo previsto no conceito da governança em água e construção de agentes participativos (JACOBI; GÜNTHER; GIATTI, 2012).

A construção do eixo que estabeleceu a participação social na área do saneamento se deu inicialmente em 2004, e as questões de saúde influenciaram nessas discussões sobre a adoção de princípios em relação à prestação de serviços, um dos quais foi a questão da participação (BORJA e MORAES, 2008). Em relação as classes desassistidas, a cultura deve ser capaz de romper com a segregação e abrir caminho para a construção de uma vontade coletiva, em oposição às convicções oficiais do mundo (SIMIONATTO, 2009).

Uma forma de se obter o controle social em saneamento é adotando tecnologias simplificadas como forma de promover serviços de água e esgoto em áreas descentralizadas. No artigo publicado por Feachem (1980) há 40 anos atrás, a participação social em tecnologias apropriadas para saneamento em zona rural foi tratado como “Mitologia da década”. Roma & Jeffrey (2010) 30 anos depois abordaram a dificuldade da aceitação do uso adequado das tecnologias de saneamento em países desenvolvidos; pois somente por meio da participação social a implementação de tecnologias serão bem-sucedidas, visto que os receptores terão a capacidade de absorver a tecnologia empregada e adaptá-las às suas próprias necessidades.

Assim a participação social na forma de controle social em ações do saneamento contemplam um processo mais amplo de aprendizagem da cidadania e construção democrática do Brasil. Para o sucesso e efetivação do controle social em ações de saneamento devem ser instituídos a função do processo de aprendizagem e amadurecimento da cidadania de participação no país (SILVA, 2012). O processo de universalização inclusiva dos serviços só será possível por meio de um processo participativo conduzido não só pelas concessionárias e poder público, mas por todos os atores sociais envolvidos.

3.2 METODOLOGIA

Estudo orientado pelo método qualitativo do tipo pesquisa bibliográfica, por meio de busca sistemática de termos relacionados à participação social. Desta forma, foi realizada a leitura crítica de livros, dissertações de mestrados, teses, artigos técnico-científico, legislações, relatórios e documento orientativos de instituições nacionais e internacionais (Tabela 1), dentre outros. Foram utilizadas como palavra-chave, na maior parte da pesquisa os termos: “controle social”, “participação social”, “tecnologias sociais”. Também foram analisadas leis que abordam o controle social, bem como teorias que aportem questões de democracia e cidadania.

Tabela 2. Documentos orientativos utilizados no estudo.

Documentos	Referência
Declaração de Estocolmo sobre o ambiente humano	ONU (1972)
Declaração sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento – Rio 92	ONU (1992)
Declaração de Joanesburgo sobre o desenvolvimento sustentável	ONU (2002)
Constituição Federal do Brasil	BRASIL (1988)
Política Nacional de Saneamento	BRASIL (2007)
Plano Nacional de Saneamento Básico	BRASIL (2013)
Relatórios do Objetivo do Milênio	ONU (2015)
Relatório Nacional de Acompanhamento	DO MILENIO (2014)
Resoluções da Assembleia geral das Nações Unidas sobre os Direitos humanos	ASSEMBLY (2010)
Artigos científicos que abordam controle social, políticas públicas, tecnologias simplificadas, tecnologias sociais	-

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O que torna a Representação Democrática?

A democracia vem se ajustando ao longo dos anos, estando associado aos direitos de participação política, afinal não se pode negar que o ser humano é um ser político. Assim, no contexto da democracia participativa, o direito de participar politicamente dos rumos em que a sociedade está inserido, automaticamente reflete a condição destes demandarem instrumentos de deliberação (ALVES e FRIEDRICH, 2017).

A Constituição Federal de 1988 trouxe em seu corpo o caráter de descentralização político-administrativa, dando maior autonomia aos Estados e, principalmente aos municípios. Com isso, houve o crescimento da participação política do cidadão, especialmente no poder local, com um papel de importância maior no processo de implantação e gestão das políticas públicas (SCHMIDT, 2015). A própria constituição prevê dentre seus princípios que todo poder emana do povo, logo se o povo é soberano e detentor do poder, poderá ele participar de todas as etapas das deliberações de políticas públicas, sobressaindo a soberania popular (NINO, 2003).

A participação dos indivíduos na vida política da sociedade é um requisito fundamental para o sucesso das políticas públicas, principalmente quando se trata de instrumentos de democracia participativo-deliberativa, como as audiências públicas, canal de comunicação entre o poder público e a comunidade, e os conselhos gestores. (ALVES e FRIEDRICH, 2017). Portanto, o tripé do empoderamento do indivíduo em seu ambiente local para a efetivação do controle social está associado aos conceitos como democracia, participação e deliberação; onde a sociedade passa a acompanhar e controlar de perto, em caráter local os programas a serem efetivados, supervisionando as metas, objetivos e planos (MOISÉS et al., 2007) de modo a guiar a atuação do Estado.

A conquista de direitos sociais básico frente à democratização é uma necessidade para a garantia da cidadania. A mudança das práticas sociais e a substituição de novas referências que tem na participação um componente essencial permitirá que os sujeitos sociais ativos, percebam que a ampliação de práticas democratizantes podem gerar mudanças nas suas vidas cotidianas (JACOBI, 2002).

No Brasil, a efetivação da participação social é um dos aspectos desafiadores para o alcance da democracia nas relações entre governo e a cidadania (JACOBI, 2002; Jacobi e Barbi, 2007). A participação social dos indivíduos se configura nas práticas dos movimentos organizados, nas quais são mobilizadas reuniões para deliberarem sobre os direitos e demandas coletivas como questões a serem inclusas na agenda pública. (JACOBI e BARBI, 2007).

A soberania popular é percebida como um princípio regulador, é indispensável para a democratização da representação (URBINATI, 2006), podendo ser definida como a presença efetiva das condições sociais e institucionais que permitem que os cidadãos participem de forma efetiva e ativa na formação do governo e, em consequência, no controle da vida social (COUTINHO, 2005). A participação da sociedade civil organizada na gestão de políticas públicas incorpora mudanças qualitativas, ampliando possibilidade de acesso dos setores

populares aos serviços públicos bem como da tomada de decisão, desenvolvendo a sociedade civil e fortalecendo os mecanismos democráticos (MORAES, 2013).

Porém a legitimidade da democracia quanto à representatividade do governo, e a legitimidade da atuação da sociedade civil como intermediários nas políticas são questionáveis (LAVALLE e VERA, 2011). A descentralização da gestão política não garante que a participação social ocorra como deveria (GURGEL JUSTEN, 2013; PITERMAN; HELLER; REZENDE, 2013), ainda que a participação no setor do saneamento seja recente e tenda a apresentar dificuldades na execução e legitimação dos processos, é necessário o alinhamento dos poderes locais quanto à suas ações futuras, de forma atendam a Lei (PITERMAN; HELLER; REZENDE, 2013).

As democracias representativas tal como existe hoje não são capazes de absorver toda a demanda de participação da sociedade (FELDMANN, 2002). No geral, o que se observa são propostas participativas que se adequam à retórica, e não à prática. As argumentações sobre a democratização nas instituições no país, abordando assuntos de cunho ambiental partem do pressuposto de que deve haver o reconhecimento da existência dos problemas ambientais globais de grande impacto, cujo controle não depende só das ações de escala global, mas principalmente no âmbito local e regional (FURRIELA, 2002).

Problemas como as dificuldades enfrentadas para a universalização do saneamento, não podem mais serem debatidos unilateralmente em auditórios restritos aos participantes de conferências internacionais. Só as organizações governamentais nacionais e internacionais não são suficientes no envolvimento das questões ambientais, é necessário que seja percebido a importância do envolvimento a nível local, devendo ser tratada e compreendida pela população como um todo.

Participação Social das Políticas de Saneamento

No final do século XX, a temática ambiental tomou novos rumos. Vivia-se o auge das discussões, ações e programas ambientais no início da década de 1990, com o acontecimento da Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável no Rio de Janeiro, a Rio 92. Dez anos após, na Conferência das Nações Unidas de Johannesburgo foram avaliados os resultados dos programas e compromissos assumidos no século passado, especialmente a averiguação da execução da Agenda 21 em suas diversas áreas temáticas.

No início do século XXI o princípio da participação pública na tomada de decisões passou a integrar o ordenamento jurídico de muitos países. No Brasil através da Constituição

Federal, promulgada em 5 de outubro de 1988, em seu Título VIII, Capítulo 1, Seção 2, Art 198, estabeleceu-se a participação da comunidade como uma diretriz das ações, no Título VII, Capítulo 1, Seção IV, Art. 203, a participação da população por meio de organizações participativas, na formulação de políticas e no controle das ações, em todos os níveis, como uma das diretrizes das Ações Sociais (BRASIL, 1988).

O princípio da participação social no processo da tomada de decisão é um tema atual que está inserido nos debates internacionais como um mecanismo capaz de legitimar as decisões tomadas. Correia (2012) define a participação de acordo com os princípios da universalização do acesso a água e saneamento que estão na base da declaração deste direito humano, como: sem prejuízo da eficácia e ancorado na informação e educação, a participação permite desenvolver um sentimento de pertença e responsabilidade para com os equipamentos.

Para garantir a justiça social, o direito à água é atribuído pela resolução A/RES/64/292, de Setembro de 2010 (ASSEMBLY, 2010), da Assembleia Geral das Nações Unidas, onde nenhum critérios, como crença, raça ou condição social poderá ser usada para justificar a negativa do direito a serviços de água e abastecimento, fornecidas através de métodos coerentes aceitáveis em termos socioculturais. Essa afirmação imprime os princípios básicos da equidade e a participação e constitui mecanismo para alcançar os Objetivos de Desenvolvimento do Milênio onde o acesso à água se configura como objetivo explícito e quantificado (ONU, 2015). Ao mesmo tempo, insiste no apelo aos Estados e organizações que subsidiem recursos para dar suporte à capacitação e às tecnologias, em especial aos países menos desenvolvidos (Varela, 2016).

O enquadramento do acesso à água como um direito humano, vigente desde 2010 (ONU, 2010a, 2010b), abrange ao entendimento que o acesso não está relacionado tão somente a ligação da infraestrutura física, mas envolve também a qualidade, quantidade, acessibilidade física, acessibilidade econômica e aceitabilidade por parte dos receptores (FRACALANZA, JACOB e EÇA, 2013). O Direito Humano à Água (DHA) considera os processos de instalação e a consolidação do acesso como prioritárias, porém pautadas nos princípios de igualdade, da não discriminação, da prestação de contas e do empoderamento e participação da população (ONU, 2010a, 2010b; ALBUQUERQUE, 2014).

O surgimento das diretrizes nacionais para a política de saneamento básico público no Brasil é devido a sanção da Lei nº 11.445/2007 (BRASIL, 2007) que institui a Política Nacional de Saneamento (PNS), e outro importante avanço no planejamento para a universalização do

saneamento (Figura 1) é representado pelo Plano Nacional de Saneamento Básico -PLANSAB (BRASIL, 2013).



Figura 1. Fluxograma - Desafios para a universalização do saneamento com base na Lei nº 11 445/2007.

No Art. 2º, inciso IV da PNS (BRASIL, 2007), considera-se controle social o conjunto de mecanismos e procedimentos que garantem à sociedade, informações, representações técnicas e participações nos processos de formulação de políticas, de planejamento e de avaliação relacionados aos serviços públicos de saneamento básico. Na referida lei, no Art. 3º, está previsto a prestação de serviços públicos de saneamento básico com base nos princípios de universalização do acesso, integralidade nas ações de abastecimento de água e esgotamento

sanitário, limpeza urbana e manejo dos resíduos sólidos, realizados de forma adequada à saúde pública e à proteção do meio ambiente.

O controle social em ações de saneamento, principalmente no setor água e esgoto, é essencial para a garantia do sucesso desses serviços (GALVÃO E XIMENES, 2007), além de garantir a participação pública, também garante o acesso à informação (DA PAZ e FRACALANZA, 2018). A participação da sociedade civil na gestão pública de saneamento introduz uma mudança qualitativa nos processos, desde meados 1980, percebe-se um aumento do associativismo e a presença dos movimentos sociais organizados, vislumbrando a ampliação da democratização da gestão estatal (AVRITZER, 2002; 2008; 2013). Assim a participação pública foi se tornando um referencial entre o acesso dos setores populares e os serviços públicos, fortalecendo os mecanismos democráticos (JACOBI e Barbi 2007).

A ampliação de canais de representatividade dos setores organizados, para atuarem juntos aos órgãos públicos é parte do processo de transformação político-institucional, o que configura uma gestão participativa (JACOBI e BARBI, 2007). Os conselhos municipais surgiram a partir das propostas de democratização e descentralização das políticas sociais, amparado pelas leis orgânicas, como mecanismo de democracia semidireta (PITERMAN *et al.*, 2013). A existência dos conselhos nas esferas federal, estadual e municipal trouxe uma nova realidade de gestão envolvendo os atores, não só no saneamento, mas nas diversas áreas de políticas públicas.

Apesar das fragilidades, o espaço democrático conquistado é necessário para a construção da participação da sociedade nos destinos das políticas públicas e dos recursos utilizados pelos gestores (CASTRO, 2011). As políticas públicas devem introduzir mecanismos de participação de modo a envolver a população no processo de tomada de decisões (PITERMAN *et al.*, 2013), mas essa responsabilidade também se estende aos usuários, na organização e na participação efetiva nos comitê, audiências públicas, ir além para defender seus direitos (JACOBI e BABI, 2007). A motivação e participação da comunidade na manutenção dos serviços de saneamento, certamente contribuirá para o êxito do serviço (PITERMAN *et al.*, 2013).

Os municípios que são titulares na prestação de serviços públicos de saneamento são obrigados a assumir as competências quanto ao planejamento, à prestação, à regulação e à fiscalização dos serviços, e promover a participação e o controle social, com o objetivo claro de alcançar a integralidade e a equidade das ações em saneamento, bem como a articulação das políticas de desenvolvimento urbano e regional com outros setores. (PITERMAN *et al.*, 2013).

A Governança e os Sistemas Gestores de Políticas em Saneamento Ambiental

Objetivos de Desenvolvimento do Milênio (ODMs), que já haviam sido proposto para os anos 2000-2015, surge a nova agenda global 2030 paradar continuidade, composta por 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) e 169 metas, cujo lema é “Não deixar ninguém para trás” (ONU, 2015).

O fato de os ODS agregarem aspectos sociais, econômicos e ambientais gera necessidade de maiores esforços, dos diferentes atores envolvidos (governo, sociedade civil, sistema financeiro, etc.) em escala local e nacional (LE BLANC, 2015; STAFFORD-SMITH et al., 2017). Um bom exemplo da complexidade de adequações e do longo caminho que o Brasil tem a percorrer é o enfrentamento relacionado às questões da água e saneamento, presentes no ODS 6, em que uma das metas traz em seu texto, “apoiar e fortalecer a participação das comunidades locais, para melhorar a gestão da água e do saneamento”, a fim de atender primeira meta que diz, “até 2030, alcançar o acesso universal e equitativo à água potável e segura para todos” (ONU, 2015).

Para que as metas e objetivos sejam alcançados, os países têm se organizado em estruturas de governança para implementar a Agenda 2030, como fez o Brasil, através do Decreto nº 8.892/2016 (BRASIL, 2006) criando a Comissão Nacional para os ODSs. Mas, a utopia das metas é visível visto como funciona a estrutura de governança das águas pelos Conselhos Gestores. Esta padece dos mesmos impasses para a consecução da participação social em outros setores, como a falta de infraestrutura, baixa representação e representatividade dos setores menos organizados (BONZATO et al., 2018), tecnificação da linguagem e a pouca efetividade de mecanismos para combater os desvios da gestão participativa.

Compreender os mecanismos de controle social a serem empregados no setor do saneamento, saber quem são os atores sociais envolvidos no processo, estar ciente dos conteúdos a serem debatidos e os impactos que isso pode gerar na política regional de saneamento básico são itens que possibilitam analisar o alcance das metas e contribuem para a melhoria do processo, dando espaço a criação de instâncias participativas legítimas (AVRITZER, 2007; LAVALLE; VERA, 2011; GURGEL; JUSTEN, 2013; HELLER; REZENDE, 2013).

Os Conselhos emergem em momentos de fragilidade institucional e revolucionária, de insuficiência da legitimidade e da crise do Estado (TEIXEIRA, 2005). No Brasil os Conselhos

Gestores de Políticas Públicas são relativamente recentes, e a descrença no setor público faz a ideia da participação sócia e controle social surgir com mais força se caracterizando como um importante instrumento que reforça e amplia a capacidade de influência sobre os diversos processos decisórios em todos os níveis de atividades sociais e institucionais (JACOBI, 2009).

As autoridades governamentais encontram-se em descrédito quando se trata de políticas de investimento, considerando a influência do grande capital envolvido, a burocratização e tecnicização do processo decisório, a interferência nas decisões e negociações com os grupos interessados sobre as autoridades, assim como outros fatores que torna contestável gênese das políticas públicas e seus desdobramentos (GURGEL e JUSTEN, 2013).

A governança em saneamento, refere-se à alocação dos recursos, manutenção e fundos de investimentos, direitos a água, tecnologia e a participação na tomada de decisões, criando maior possibilidade de inclusão dos grupos envolvidos e o poder social (MOLLINGA, 2008). Castro (2007) aborda que a governança não é uma estratégia, mas sim um plano de interação entre os atores; é um processo político. Um dos elementos base da governança é a estruturação de um quadro institucional e administrativo no qual as pessoas com interesses distintos possam discutir e entrar em acordos que cooperam com as ações a serem tomadas, ou seja, os conselhos gestores.

Nota-se um desinteresse da sociedade frente às políticas públicas, o que dá abertura à tendência da tecnificação dessas, em função da sua dimensão social e política na tomada de decisões (IPEA, 2010). Além de que, tendenciam os conselhos gestores a servir somente para sancionar ações e/ou decisões tomadas pelos gestores, tornando as decisões centralizadas e despolitizadas (SILVA e NAVAL, 2015). Isso pode ser atribuído à gênese dos próprios conselhos, que insistem na fragmentação das políticas públicas (IPEA, 2010).

Há a necessidade de se executar a coordenação entre as políticas e a integração das ações sociais em variados setores (HOVE, 2000) de forma a exigir a participação pública frente aos interesses dos setores no processo da tomada de decisões. É preciso estreitar a relação entre sociedade e governo, e dar andamento às questões de saneamento de forma cooperativa entre os diversos segmentos, bem como dos conflitos inerentes ao processo de gestão. (CASTRO 2007).

A governança tem caráter inclusivo ao acesso igualitário dos recursos hídricos, (FRACALANZA; JACOBI e EÇA, 2013), em cenários de injustiça ambiental a acesso a esses serviços de infraestrutura é ofertado de forma desigual, havendo uma tendência das populações de baixa renda se instalarem em áreas de maior vulnerabilidade socioambiental e estarem

sujeitas a condições inadequadas de saneamento, o acesso a tais serviços é necessário para romper com os ciclos de pobreza (RAZZOLINI; GÜNTHER, 2008).

A precária infraestrutura dos serviços de saneamento, como captação, tratamento e distribuição de água é um problema na periferia das grandes cidades brasileiras, mas especialmente precária nas áreas rurais (MURTHA, CASTRO e HELLER, 2015). Nesta última, o acesso à água potável e segura é ainda maior, devido à distância dos sistemas de tratamento e redes de distribuição das cidades, sabido da injustiça social em termo de políticas públicas que oportunizam o acesso ao saneamento e saúde. Apesar dos avanços obtidos em termos do saneamento, iniciativas globais como os ODS, visam ampliar o acesso ao saneamento, sobretudo das populações mais vulneráveis.

Na América latina, cerca de 36 milhões de pessoas ainda não têm acesso à água potável e, destes 80% residem em áreas rurais (BAUM, 2013; ONDA, 2012). Nas áreas rurais brasileiras, a deficiência da cobertura dos sistemas de tratamento de água e esgoto é grande, onde 64,6% possuem abastecimento adequado, quase 35,4% da população capta água de fontes alternativas, geralmente inadequadas para consumo humano, e 82,9% lançam dejetos em fossas rudimentares ou diretamente no solo ou corpos hídricos (IBGE, 2010).

Há perdileção de unidades habitacionais com maiores chances de não serem contempladas com os serviços adequados de saneamento, são as que possuem menor renda domiciliar, condições de habitação precárias e o proprietário com baixo grau de instrução, de cor preta ou parda, configurando a exclusão sanitária (SALES, 2018), ou racismo ambiental (HERCULANO, 2008).

Estudos como de Guerra (2006), Roland et al., (2019), Porto et al., (2019), Silva et al., (2019), Duarte et al., (2019), Figueiredo et al., (2019), Parizotto et al., (2019); Vianna et al., (2019), Chaves et al., (2019) avaliam técnicas simplificadas como proposta de tecnologia social afim de atender a demanda da população sem acesso ao tratamento e distribuição de água, como nas comunidades rurais. Essas tecnologias têm tido maior visibilidade, uma vez que tem a capacidade de auxiliar na melhoria das condições dos grupos mais vulneráveis (FERREIRA et al., 2016).

A escolha de uma tecnologia específica de tratamento de águas não deve somente se fundamentar nos *insights* técnicos, mas principalmente deve integrar as atividades humanas e ambientais que que a envolvem (MUGA e MIHELICIC, 2008). Essas tecnologias devem ser metodologias transformadoras, desenvolvidas e/ou aplicadas de forma a interagir com a população e apropriadas por elas, que desempenhe ações para a inclusão social e melhoria das

qualidade de vida, e desta forma permitir a emancipação dos atores envolvidos, tendo no centro os próprios produtores e usuários dessas tecnologias (BRASIL, 2008; BRASIL, 2010).

A Aplicação da Participação Social em Ações de Saneamento no Sul da Ásia e África Subsaariana: Saneamento Liderado pela Comunidade

As áreas rurais do Sul da Ásia e da África Subsaariana são as regiões que mais praticam defecação a céu aberto em todo o mundo (UNICEF & OMS, 2017). Esforços entre organizações de desenvolvimento e governos nacionais vem sendo realizados para a redução dessa prática nos países subdesenvolvidos. Os dados mostram um grande avanço na diminuição da defecação a céu aberto entre os anos de 2000 e 2015, na África saariana caiu de 42 para 32%, na América Latina de 29% para 11%, na Ásia Central e Meridional de 68 para 43% (UNICEF & OMS, 2017).

Em 1999 surge em Bangladesh a *Community-Led Total Sanitation* (CLTS), saneamento liderado totalmente pela comunidade, e desde então se espalhou por aproximadamente de 60 países na Ásia e África (ZUIN et al., 2019). O emprego do CLTS foi adotado como uma solução rápida e eficaz para o problema de defecação a céu aberto, que estava em acordo com paradigmas de descentralização e participação da comunidade, no momento em que doadores e governos estavam preocupados em obter estratégias para cumprir os ODM para saneamento. O CLTS se espalhou em sua maioria na zona rural, em evidenciou-se que técnicas cientificamente robustas desempenham um papel pouco expressivo na difusão do saneamento nessas áreas.

O saneamento liderado pela comunidade veem sendo tratado como uma das intervenções comportamentais mais utilizadas para a mudança de paradigmas das regiões descentralizadas. Ao invés de fornecer tecnologias de alta complexidade ou aplicar projetos específicos que não podem ser localmente sensíveis, o CLTS aborda as mudanças de comportamento e a auto-aplicação da comunidade para estimular a replicação de melhorias na infraestrutura de saneamento com materiais comuns disponíveis localmente.

Embora as tecnologias tenham facilitado o aprendizado e as inovações políticas à distância, as interações “*face-to-face*” ainda permanecem sendo essenciais para oportunizar aos formuladores de políticas que comparem, avaliem e aprendam a julgar políticas de saneamento em seu território. As conferências à distância são facilitadores da disseminação de políticas (COOK e WARD, 2010a; MCCAM, 2011), porém, acredita-se que a comunicação “*face-to-face*” desempenham um papel importante quanto ao *feedback* rápido, pois as informações não

são facilmente transmitidas de outras formas, bem como possibilita construir um ambiente de confiança e colaboração entre os atores envolvidos (MONTERO, 2017a). Conferências (COOK e WARD, 2012a; WARD, 2018), visitas técnicas (MONTEIRO 2017b) e workshops regionais oportunizam a interação “*face-to-face*” e a aprendizagem experiencial, o que facilita a disseminação da abordagem.

O Objetivo de Desenvolvimento do Milênio reforçar a necessidade e se alcançar para todos e para sempre o acesso ao saneamento, porém, há indícios de que o saneamento total liderado pela comunidade pode não ser sustentáveis ou equitativos (Robinson, 2016; USAD, 2018), uma vez que há a probabilidade de os familiares mais pobres voltarem às práticas de defecação a céu aberto após um tempo (ODAGIRI ET AL., 2017; ROBINSON e GNILO, 2016; USAID, 2017).

Dessa forma, fica evidente que no processo de busca da universalização do saneamento é importante que os formuladores de políticas expressem claramente a necessidade de estratégias de monitoramento pós implementação de tecnologias sociais, não só relativo ao pós-ODF, ou *post-open defecation free*; mas em todas as intervenções de saneamento que serão feitas ao redor do mundo. Os desafios a serem enfrentados estão basicamente atrelados à formulação das políticas com base em evidências, por meio de demandas de pesquisas, oferecimento de tecnologias convenientes e relevantes, e principalmente a efetiva comunicação do conhecimento (NEWMAN et al., 2013); bons exemplos úteis de estratégias da participação da comunidade na tomada de decisão são os do setor da saúde, o qual deve estar associado ao setor do saneamento.

Desempenho de tecnologias sociais apropriadas para áreas vulneráveis aplicáveis ao Brasil

Os Objetivos do Milênio (ODM) determinados em 2002 propôs reduzir pela metade, até 2015 a quantidade de pessoas que não possuíam acesso a saneamento. No Brasil, um dos esforços realizados para atingir esse objetivo foi o Plano de Água e Saneamento (PLANSAB) para os anos de 2014 e 2033, por meio da participação das partes interessadas, assim como os instrumentos sociais e os subsídios necessários (PINTO et al., 2015).

Os países lidam de forma distintas na busca da universalização do saneamento, no Brasil – mesmo que indiretamente -, o acesso universal é obrigatório e definido por lei. Diante das disparidades econômicas dentro do próprio país, os grupos mais afetados são os moradores de

áreas rurais e de classes econômicas mais baixas, por não terem como pagar pelos serviços (ONU, 2011).

As áreas urbanas típicas de alta densidade populacional, são as mais contempladas pelos serviços de saneamento coletivo, especialmente no que diz respeito ao abastecimento de água segura, enquanto as áreas rurais possuem cenários diferentes da zona urbana, necessitando de soluções de saneamento muito variáveis (ROLAND et al., 2019). O poder público deve ser capaz de compreender essas diferenças e implementar soluções compatíveis com cada localidade buscando atingir os ODSs.

Alguns mecanismos já estão sendo utilizados para alcançar o acesso aos serviços essenciais de saneamento, com base no caráter econômico, desenvolvimento tecnológico, governança e participação social (GUIMARÃES et al., 2016). Além dos aspectos técnicos, mais evidenciado, aspectos sociais, ambientais e culturais podem afetar consideravelmente na prestação dos serviços de saneamento básico em áreas descentralizadas. O associativismo comunitário, a resistência ao tratamento de água com hipoclorito de sódio e a prática comum de defecação a céu aberto são aspectos dos aspectos que influenciam (ROLAND et al., 2019).

Estudos como de Guerra (2006), Roland et al., (2019), Porto et al., (2019), Silva et al., (2019), Duarte et al., (2019), Figueiredo et al., (2019), Parizotto et al., (2019); Vianna et al., (2019), Chaves et al., (2019) avaliam técnicas simplificadas como proposta de tecnologia social afim de atender a demanda da população sem acesso ao tratamento e distribuição de água, em comunidades rurais ou descentralizadas. Essas tecnologias têm tido maior visibilidade, uma vez que tem a capacidade de auxiliar na melhoria das condições dos grupos mais vulneráveis (FERREIRA et al., 2016).

Mesmo com as desigualdades na disponibilização de serviços de saneamento, existem experiências promissoras para atender as regiões menos assistidas. A utilização de fossas adsorventes são amplamente utilizadas nas zonas rurais, é uma solução economicamente viável, de simples operação e popularmente conhecida, esse sistema garante a separação salubre das excretas geradas pela população (DUARTE et al., 2019), muitas vezes essa se torna a única alternativa viável em função da localidade.

A utilização de Fossas Sépticas Biodigestoras (FSB), também utilizada para solucionar problemas de saneamento na zona rural, é uma proposta viável para minimizar os riscos à saúde e permite o uso do efluente final como um biofertilizante (FIGUEIREDO et al., 2019), o sistema também é citado em publicações que abordam tecnologias adequadas para áreas rurais ou isoladas (FUNASA, 2015; 2018).

Outra tecnologia é a vermifiltração (PARIZOTTO et al., 2019) baseada no processo de compostagem para o tratamento do efluentes sanitários (SINHA et al., 2008; LIU et al., 2013; NIE et al., 2014) e para águas cinzas (ADUNGNA et al., 2019), trata-se de um filtro biológico composto por uma camada com substrato orgânico com minhocas de espécies detritívoras. Apesar de não ser uma técnica muito estudada no Brasil, os autores Furlong et al. (2015); Nie et al. (2014); Liu et al. (2013); Kumar et al. (2014); Sinha et al. (2014), vêem o potencial de uso dessa tecnologia para o tratamento de esgoto em zona descentralizadas e/ou rurais.

O uso de filtro anaeróbios e tanques sépticos são sistemas alternativos para tratamento de esgoto, ideais para atender as pequenas populações (VIANNA et al., 2018). No Brasil tanques sépticos seguidos de filtros são alternativas utilizadas em povoados, regiões periféricas por ser de menor custo e demandar baixos valores energéticos (OLIVEIRA JUNIOR, 2013, VIANNA et al., 2018). Já Chaves et al., (2019) avaliou o desempenho do sistema de tratamento alagados construídos com o intuito de atender algumas características típicas de meio rural, como: fácil instalação e manutenção, necessidade de baixo custo e potencial reuso. Os resultados consolidaram o sistema como uma tecnologia apropriada para o saneamento rural.

Diante disso salienta-se que na proposição de sistemas de tratamento para zonas descentralizadas é necessário desenvolver um sistema de informações que consiga abarcar as múltiplas dimensões e sentidos do ambiente (ROLAND et al., 2019). Na adoção de novos métodos, técnicas e processos dentro da Política de Saneamento, chama a atenção à inclusão dos âmbitos locais e regionais, que automaticamente demandam o envolvimento da comunidade na articulação e deliberações em ações de saneamento. Elucidando a relevância das ações voltadas para a melhoria da qualidade de vida através do interesse social, bem como com a integração da infraestrutura e serviços com a gestão eficiente dos recursos.

3.4 CONCLUSÃO

O acesso ao saneamento deve ser um projeto político. Assim como o controle social em políticas de saneamento deve ser um processo contínuo presente em todas as etapas, caracterizando assim a efetivação participação social. Embora, face aos direitos humanos garantidos pela declaração da ONU, o acesso ao saneamento não é um direito priorizado pelos Estados, e a garantia deste direito enfrenta, e enfrentará por muito tempo dilemas éticos, políticos e social. As tecnologias sociais oportunizam aos receptores dessa tecnologia

compreender o que está sendo empregado de forma que a comunidade consiga levar adiante a operação em casos de sistema por unidade domiciliar.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa de mestrado concedida pelo Programa de Demanda Social - DS (processo: 1777733).

REFERÊNCIAS

- ADUGNA, A. T.; ANDRIANISA, H. A., KONATE, Y., & MAIGA, A. H. Fate of filter materials and microbial communities during vermifiltration process. **Journal of environmental management**, v. 242, p. 98-105, 2019. doi: 10.1016/j.jenvman.2019.04.076. 2019.
- ALBUQUERQUE, C.; ROAF, V. Derechos hasta el final. Buenas prácticas en la realización de los derechos al agua y al saneamiento. **Madrid: ONGAWA**, 2011.
- ALVES, F. D., e FRIEDRICH, D. B. O NECESSÁRIO EMPODERAMENTO DO CIDADÃO À EFETIVAÇÃO DAS POLÍTICAS PÚBLICAS: a contribuição do capital social à efetiva participação política nos instrumentos democrático-participativo-deliberativos. **Revista de Direito Da Cidade**, 9(2). doi:10.12957/rdc.2017.26840. 2017.
- ASSEMBLY, General. The human right to water and sanitation (A/RES/64/292). United Nations (28 July), 2010.
- AVRITZER, L. Conferências nacionais: ampliando e redefinindo os padrões de participação social no Brasil. Texto para Discussão. Brasília: IPEA – Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, 2013.
- AVRITZER, L. Instituições participativas e desenho institucional: algumas considerações sobre avariação da participação no Brasil democrático. **Opin. Publica**, Campinas, v. 14, n. 1, p. 43-64, June, 2008.
- AVRITZER, L. Democracy and the Public Space in Latin America. New Jersey: Princeton University Press, 2002.
- BAUM, R.; LUH, J.; BARTRAM, J. Sanitation: A global estimate of sewerage connections without treatment and the resulting impact on MDG progress. **Environ Sci Technol** 2013; 47(4):1994-2000.
- BORJA P. C., MORAES L. R. S. (2008). O acesso às ações e serviços de saneamento básico como um direito social. In: **Ministério das Cidades/Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, organizadores. Elaboração de Plano Municipal de Saneamento Básico**. Guia do profissional em Treinamento: nível 2 Salvador: ReCESA; 2008. p. 11-24.

BRASIL, Decreto nº 8.141, de 20 de Novembro de 2013 – Plano Nacional de Saneamento Básico – PNSB. [2013] . Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2013/decreto/D8141.htm. Acesso em: 29 out. 2018.

BRASIL. Constituição Federal. Constituição da República Federativa do Brasil de 1998.

BRASIL. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Diário Oficial da União 2007. 8 de janeiro:3. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/111445.htm. Acessado em agosto de 2019.

BRASIL. Ministério da Saúde (MS). Secretaria de Vigilância em Saúde. Manual Integrado de Vigilância Epidemiológica da Cólera. Brasília: Editora Ministério da Saúde; 2008.

BRASIL. Ministério da Saúde (MS). Secretaria de Vigilância em Saúde. Manual Integrado de Vigilância Epidemiológica da Cólera. 2ª ed. Brasília: Editora Ministério da Saúde. 2010.

BRONZATTO, L. A.; SOARES, D. N.; SANTOS, G. R.; KUWAJIMA, J. I.; CUCIO, M. S. O objetivo do desenvolvimento sustentável 6 – água e saneamento: desafios da gestão e a busca de convergências. IPEA. Boletim regional, urbano e ambiental | 18 | jan.-jun. 2018.

CASTRO, J. E. Gestão democrática nos serviços de saneamento. IN: BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Panorama de saneamento básico no Brasil. Brasília, DF. P. 420-452. (**Cadernos temáticos para o panorama do saneamento básico no Brasil**). 2011.

CASTRO, J.E. Water governance in the twentieth-first century. In: **Ambient. soc.**, v. 10, n. 2. Juldez 2007. p. 97-118.

CHAVES, V. T., TOMAZ, F. A., & CONTRERA, R. C. (2019). Avaliação do desempenho de uma tecnologia apropriada para o saneamento rural. EDIÇÃO ESPECIAL SANEAMENTO RURAL, 173. **Revista DAE** | núm. 220 | vol. 67 | São Paulo | Edição Especial - Novembro 2019.

CORREIA, M. V. C. **Desafios para o controle social: subsídios para capacitação de conselheiros de saúde** Rio de Janeiro: Editora Fiocruz; 2005.

CORREIA, F. Experiências Internacionais de Universalização do Acesso à Água, 2013. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constitui%C3%A7ao.htm. Acesso em: 29 out. 2018.

COUTINHO, C. N. Notas sobre cidadania e modernidade. In Revista *Ágora: Políticas Públicas e Serviço Social*, ano 2, nº 3, dezembro de 2005 – ISSN – 1807-698X. Disponível em: <http://www.assistentesocial.com.br>.

DA PAZ, M. G. A., & FRACALANZA, A. P. (2018) Avaliação do controle social no saneamento básico em Guarulhos (SP): o Conselho Municipal de Política Urbana. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/339137744>.

DUARTE, N. C., MAGALHÃES, T. M., & TONETTI, A. L. Fossa absorvente ou rudimentar aplicada ao saneamento rural: solução adequada ou alternativa precária?. **Revista DAE** | núm. 220 | vol. 67 | São Paulo | Edição Especial - Novembro 2019.

FEACHEM, R. G. Community Participation in Appropriate Water Supply and Sanitation Technologies: The Mythology for the Decade. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, 209(1174), 15–29.1980. doi:10.1098/rspb.1980.0068

FELDMANN, F. Prefácio. **Cidadania e proteção ao meio ambiente**. São Paulo: Annablume: Fapesp. Edição 1, pg 19-21. ISBN 85-7419-229-5. 2002.

FERREIRA, D. C.; BESSA, S. L.; BUSS, D. F. Avaliação de cloradores simplificados por difusão para descontaminação de água de poços em assentamento rural na Amazônia, Brasil. **Ciência & Saúde Coletiva**, 21(3):767-776, 2016.

FIGUEIREDO, I. C. S., COASACA, R. L., DUARTE, N. C., MIYAZAKI, C. K., LEONEL, L. P., SCHNEIDER, J., & TONETTI, A. L. (2019b). Fossa Séptica Biodigestora: avaliação crítica da eficiência da tecnologia, da necessidade da adição de esterco e dos potenciais riscos à saúde pública. EDIÇÃO ESPECIAL SANEAMENTO RURAL, 100. **Revista DAE** | núm. 220 | vol. 67 | São Paulo | Edição Especial - Novembro 2019.

FRACALANZA, A.P.; JACOB, A.M.; ECA, R.F. Justiça ambiental e práticas de governança da água:(re) introduzindo questões de igualdade na agenda. **Ambient. soc.**, v. 16, n. 1, mar. 2013.

FURLONG, C., GIBSON, W. T., TEMPLETON, M. R., TAILLADE, M., KASSAM, F., CRABB, G. & KODGIRE, M. The development of an onsite sanitation system based on vermifiltration: the ‘Tiger Toilet’. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, 5(4), 608-613. 2015.

FURRIELA, R. B. **Cidadania e proteção ao meio ambiente**. São Paulo: Annablume: Fapesp. Edição 1, 194pg. ISBN 85-7419-229-5. 2002.

GALVÃO JR, A. C.; XIMENES, M. M. F. Desafios para os Conselhos de saneamento básico. In: GALVÃO JR, A. C.; XIMENES, M. M. F. (Edit.). **Regulação: controle social da prestação dos serviços de água e esgoto**. Editores. Fortaleza: Pouchain Ramos. p. 69-93. 2007.

GUERRA, C. H. W. **Avaliação da eficiência do clorador simplificado por difusão na desinfecção da água para consumo humano em propriedades rurais na bacia do Ribeirão da Laje – Caratinga/MG** [dissertação]. Caratinga: Centro Universitário de Caratinga; 2006.

GUIMARÃES, E. F., MALHEIROS, T. F., & MARQUES, R. C. Inclusive governance: New concept of water supply and sanitation services in social vulnerability areas. **Utilities Policy**, 43, 124–129. 2016. doi:10.1016/j.jup.2016.06.003.

GURGEL, C. e JUSTEN, A. Controle social e políticas públicas: a experiência dos Conselhos Gestores. In: **Rev. Adm. Pública**, Rio de Janeiro, n. 47, vol. 2, p. 357-378, mar./abr. 2013.

HELLER, L.; REZENDE, S. C.; HELLER, P. G. B.; Participação e controle social em saneamento básico: aspectos teórico-conceituais. *Regulação – Controle Social da prestação de serviço de água e esgoto*. ABAR – Associação Brasileira de Agência de Regulação. 2007. pg 37-68.

HOVE, S. V. D. Participatory approaches to environmental policy-making: the European Commission Climate Policy Process as a case study. **Ecological Economics**, vol. 33, 2000, p. 457- 472.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Departamento de Engenharia de Saúde Pública da Funasa (com dados do Censo Demográfico - IBGE, 2010).

IPEA. INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA. Estado, sociedade civil e institucionalização da participação no Brasil: avanços e dilemas. In: **Estado, instituições e democracia: democracia**. Brasília: Ipea, 2010. p. 485-503 (2 v.)

JACOBI, P. Apresentação: **Gestão ambiental pública, participação, cidadania. Democracia, Cidadania e proteção ao meio ambiente/Rachel Biderman Furriela** – São Paulo: Annablume: Fapesp. Edição 1, pg 15-17. 2002.

JACOBI, P. R.; BARBI, F. Democracia e participação na gestão dos recursos hídricos no Brasil. **Rev. Katál. Florianópolis** v. 10 n. 2 p. 237-244 jul./dez. 2007.

JACOBI, PR. Gestão democrática e participativa no saneamento: conceitos e problematização. In: **Brasil. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. PMSS. Instrumentos das políticas e da gestão dos serviços públicos de saneamento básico**. coord. Berenice de Souza Cordeiro. Brasília: MCidades, 2009. p. 103-113.

JACOBI, P.R.; GÜNTHER, W.M.R.; GIATTI, L.L. **Agenda 21 e governança**. Estud. av. 26 (74), 2012.

KUMAR, T. et al. (2014). Performance evaluation of vermifilter at diferente hydraulic loading rate using river bed material. **Ecological Engineering**, n. 62, p. 77-82. 2014.

LAVALLE, A.G.; VERA, E.I. A trama da crítica democrática: da participação à representação e à accountability. Lua Nova, São Paulo, vol. 84, 2011. p. 353-364.

LE BLANC, D. Towards integration at last? The sustainable development goals as a network of targets. **Sustainable Development**, v. 23, n. 10, p. 176-187, 2015.

LIU, J., LU, Z., ZHANG, J., XING, M., & YANG, J. Phylogenetic characterization of microbial communities in a full-scale vermifilter treating rural domestic sewage. **Ecological engineering**, 61, 100-109. 2013.

MOISÉS, M.; KILGERMAN, D. C.; COHEN, S. C.; MONTEIRO, S. C. F. A política federal de saneamento básico e as iniciativas de participação, mobilização, controle social, educação em saúde e ambiental nos programas governamentais de saneamento. 2007.

MOLLINGA, P.P. Water, politics and development: framing political sociology of water resources management. **Water alternatives**, v.1, n. 1, p. 7-23, 2008.

MORAES, L.R.S. Controle social no saneamento básico – uma contribuição para o debate. In: **IV Seminário internacional de engenharia de saúde pública**. Belo Horizonte, MG, 2013. Disponível em: <www.funasa.gov.br/site/wp-content/uploads/2013/05/luiz_roberto.pdf> Acesso em: 10/08/2019.

MUGA, H. E.; MIHELICIC, J.R. Sustainability of wastewater treatment technologies **Journal of Environmental Management** 88. 437–447. 2008.

MURTHA, N. A., CASTRO, J. E., HELLER, L. Uma perspectiva histórica das primeiras políticas públicas de saneamento e de recursos hídricos no Brasil. **Ambiente & Sociedade**, v. XVIII, n.3 n p. 193 – 210 ju.set. 2015. São Paulo – SP.

NIE, E., WANG, D., YANG, M., LUO, X., FANG, C., YANG, X., ... & ZHENG, Z. Tower bio-vermifilter system for rural wastewater treatment: bench-scale, pilot-scale, and engineering applications. *International Journal of Environmental Science and Technology*. DOI 10.1007/s13762-013-0479-6. 2014.

NINO, C. S. **La constitución de la democracia deliberativa**. Trad. Roberto P. Saba. 1. reimp. Barcelona: Gedisa, 2003.

OLIVEIRA JÚNIOR, J. L. “Tratamento Descentralizado de Águas Residuárias Domésticas: Uma Estratégia de Inclusão Social.” *Gestão sustentável dos recursos naturais: uma abordagem participativa*: 213–32, 2013. Disponível em: <<http://books.scielo.org/id/bxj5n/pdf/lira-9788578792824-09.pdf>> Acesso em 04 de fevereiro de 2020.

ONDA, K.; LOBUGLIO, J.; BARTRAM, J. Global access to safe water: accounting for water quality and the resulting impact on MDG progress. *Intern J Environ Res Public Health* 2012; 9(3):880-894.

ONU - ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. (2011). *Prespectiva Global Reportagens Humana: 140 milhões de pessoas na Europa não tem acesso à água e a saneamento*. Disponível em: <https://news.un.org/pt/story/2011/07/1379471-onu-140-milhoes-na-europa-nao-tem-acesso-agua-e-saneamento>. Acessado em: 04 de fev de 2020.

ONU. Human rights and access to safe drinking water and sanitation: Resolution adopted by the Human Rights Council 15/9 . New York, 2010b.

ONU. The human right to water and sanitation: Resolution adopted by the General Assembly 64/292 : New York, 2010a.

ONU. *Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development*. New York: UN General Assembly, 2015.

PARIZOTTO, M. C., FIGUEIREDO, I. C. S., & TONETTI, A. L. Vermifiltração: o uso de minhocas como uma nova alternativa para o tratamento de esgoto. *Revista DAE* | núm. 220 | vol. 67 | São Paulo | Edição Especial - Novembro 2019.

PINTO, F.; FIGUEIRA, J.; MARQUES, R. A multi-objective approach with soft constraints for water supply and wastewater coverage improvements. *EUR. J. OPER. RES.* 246 (2), 609-618. 2015.

PITERMAN, A.; HELLER, L.; REZENDE, S. C. (A falta de) Controle social das políticas municipais de saneamento: um estudo em quatro municípios de Minas Gerais. *Saúde Soc.* São Paulo, v. 22, n.4. p.1180-1192, 2013.

PORTO, B. B., SALES, B. M., & REZENDE, S.. Saneamento básico em contextos de agricultura familiar. *E Revista DAE* | núm. 220 | vol. 67 | São Paulo | Edição Especial - Novembro 2019.

RAZZOLINI, M.T.P.; GÜNTHER, W.M.R. Impactos na Saúde das Deficiências de Acesso a Água. *Saúde Soc.*, v. 17, n. 1, p. 21-32, 2008.

ROLAND, N., TRIBST, C. D. C. L., SENNA, D. A., DOS SANTOS, M. R. R., & REZENDE, S. A ruralidade como condicionante da adoção de soluções de saneamento básico. *Revista DAE* | núm. 220 | vol. 67 | São Paulo | Edição Especial - Novembro 2019.

- ROMA, E., & JEFFREY, P. Evaluation of community participation in the implementation of community-based sanitation systems: a case study from Indonesia. **Water Science and Technology**, 62(5), 1028–1036. 2010. doi:10.2166/wst.2010.344.
- SCHMIDT, J. P. Comunitarismo e Capital Social: convergências. **Revista Debates**. v. 9. n. 2. Porto Alegre, 2015.
- SILVA, B. B., NOGUEIRA, C. D., ANDRADE, M., SILVEIRA, R. B., & REZENDE, S. (2019). Evidenciando experiências positivas em saneamento básico: visões do Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR). **Revista DAE** | núm. 220 | vol. 67 | São Paulo | Edição Especial - Novembro 2019.
- SILVA, F. A. C. **Contribuições para construção de estratégias de suporte ao controle social em ações de saneamento**. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal do Tocantins. Curso de Ciências do Ambiente. 75 p. 2012.
- SILVA, F. A. C.; NAVAL, L. P. Contribuições para a construção de estratégias de suporte ao controle social em ações de saneamento. **Ambiente & Sociedade**. São Paulo v. XVIII, n. 1. P. 65-80. 2015.
- SIMIONATTO I. Classes subalternas, lutas de classe e hegemonia: uma abordagem gramsciana. **Revista Katályse** 2009; 12(1):41-49.
- SINHA, R.K.; BHARAMBE G.; CHAUDHARI, U. Sewage treatment by vermifiltration with synchronous treatment of sludge by earthworms: a low-cost sustainable technology over conventional systems with potential for decentralization. **Environmentalist**, n.28, p. 409-420. 2008.
- SOUZA, C. M. N., & HELLER, L. Social control in the sectors of sanitation and health: a comparative analysis based on the Brazilian legal framework. **Ciencia & saude coletiva**, 24, 285-294. 2019.
- STAFFORD-SMITH, Mark et al. Integration: the key to implementing the sustainable development goals. **Sustainability Science**, v. 12, n. 6, p. 911-919, 2017.
- TEIXEIRA, A. C. **Os sentidos da democracia e da participação**. São Paulo: Instituto Pólis, 2005.
- URBINATI, N. **O que torna a representação democrática?** Lua Nova, São Paulo, 67:191-228. 2006.
- VARELA, L. H. F. Desafios ao direito humano à água e à sustentabilidade dos serviços em Santa Cruz, Cabo Verde. **Ambiente & Sociedade**. São Paulo. v. XIX, n. 1, p. 209-228. 2016.
- VIANNA, T. C., MESQUITA, T. C. R., & ROSA, A. P. (2019). Panorama do emprego de tanques sépticos e filtros anaeróbios no tratamento descentralizado de efluentes no Sudeste brasileiro. **Revista DAE** | núm. 220 | vol. 67 | São Paulo | Edição Especial - Novembro 2019.

CAPÍTULO II

4 ALTERNATIVA SIMPLIFICADA DE TRATAMENTO DE EFLUENTE RICO EM FÓSFORO COMO FACILITADOR DA PARTICIPAÇÃO SOCIAL EM AÇÕES DE SANEAMENTO

SOARES, A. C. S. ¹; NAVAL, L. P.²

^{1 2} Universidade Federal do Tocantins

carolinesoares25@gmail.com; liliana@uft.edu.br

RESUMO

Considerando a importância das tecnologias simplificadas para as ações de controle social em saneamento, o estudo investigou o emprego da laterita como material adsorvente para remoção de fósforo em efluente doméstico, como alternativa de baixo custo a ser empregada em comunidades em que o acesso ao saneamento é limitado. No delineamento experimental utilizando foram utilizadas as variáveis pH, tempo de contato, granulometria e dosagem da laterita; para o processamento foi utilizado o planejamento fatorial, para otimização e desejabilidade. Observou-se que a eficiência de remoção não teve interferência significativa frente as variáveis pH e tempo de contato. O melhor resultado obteve-se empregando a granulometria de 0,15mm e a dosagem ótima de laterita encontrada é de 19,2g/100ml. A cinética dos experimentos em lote mostrou que o tempo ideal de contato foi de 6,4h. A capacidade de adsorção foi plotada contra concentração de equilíbrio para as isotermas de Freundlich e Langmuir, a qual Langmuir foi a mais adequada para a adsorção de fósforo. Os resultados mostram que a laterita foi eficaz na adsorção de fósforo na ordem de remoção de 87% se mostrando é um potencial material adsorvente.

Palavras chave: Laterita, adsorção, fosfato, participação social.

4.1 INTRODUÇÃO

O acesso universal aos serviços de saneamento é um fator determinante para a qualidade de vida da população. A ausência desses serviços constitui uma problemática global que atinge cerca de 4,5 bilhões da população mundial, de acordo com a Organização Mundial da Saúde (OMS, 2017). O relatório conjunto da UNICEF/OMS (2015) informa que 663 milhões de pessoas em todo o mundo ainda bebem água de fontes que não são seguras, e estas estão localizadas sobretudo em pequenas cidades, zonas periurbanas e zonas rurais.

No Brasil o número de municípios com menos de 5.000 habitantes é de 1.253, correspondendo a 22,5% do total de municípios brasileiros (IBGE, 2010). Devido à baixa economia de escala desses municípios, há pouco interesse em desenvolver ações de saneamento nessas áreas. A precariedade na infraestrutura de saneamento, desde a captação à distribuição, ocorre sobretudo nas populações mais vulneráveis; como áreas rurais e regiões de menor poder político e econômico (MURTHA, CASTRO e HELLER, 2015).

A má qualidade, ou mesmo a falta do saneamento, são os principais contribuintes para a poluição e contaminação de corpos hídricos que são utilizadas para o abastecimento público, contribuindo com a proliferação de doenças de veiculação hídrica (BRASIL, 2010; KRONENBERGER et al., 2011; ERCUMEN, 2014; DUTRA et al., 2016) que atingem especialmente os grupos mais vulneráveis e regiões menos abastadas (PRÜSS-ÜSTÜN et al., 2008; OSTRO, 2004), caracterizando a injustiça social em termos de políticas públicas que oportunizam o acesso ao saneamento e saúde.

Os efluentes domésticos, quando lançados em corpos hídricos, sem o devido tratamento ocasionam a poluição das águas. Dentre os compostos presentes no esgoto, encontra-se o fósforo, que embora seja um nutriente essencial para o crescimento da biomassa em muitos ecossistemas (CHOI et al., 2012; HE et al., 2016), sua inserção excessiva em corpos d'água pode causar a proliferação de algas, resultando na degradação da qualidade do corpo hídrico (ISMAIL, 2012; JYOTHI et al., 2012; BARCA et al., 2014; ARAUJO et al., 2018), condicionando o ambiente à eutrofização (Pen et al., 2017) e passível de intoxicar humanos por cianotoxinas (SVIRČEV et al., 2017).

Para a remoção do fósforo, diferentes tecnologias podem ser utilizadas. A mais empregada é a remoção química, obtida pela adição de íons metálicos, capazes de formar precipitados com fosfatos inorgânicos dissolvidos na água, (TCHOBANOGLIOUS et al. 2014). No entanto, as desvantagens são os altos custos operacionais e de manutenção (TYAGI e LO, 2011), assim como o aumento significativo na produção de lodo e o custo de produtos químicos.

Por outro lado, uma técnica que vem ganhando atenção dentre as tecnologias de remoção de fósforo é a adsorção, tanto pela capacidade de remoção quanto pela capacidade de recuperação do fósforo. A adsorção é vantajosa no que diz respeito à possibilidade de aplicação de materiais de baixo custo e amplamente disponíveis, para o uso como substratos ativos (LU et al. 2009, LOGANATHAN et al., 2014).

Uma grande variabilidade de potenciais substratos de filtros ativos, incluindo materiais naturais, foram testados, como o carbonato de cálcio (LI et al., 2017) argilominerais (LÜRLING et al., 2014), dolomita e hidroxiapatita (BOEYKENS et al., 2017), materiais mesoporos (HUANG et al., 2017), zeólitos modificados por lantânio (HE et al., 2016), zeólito natural pré-tratado com hidróxido de cálcio (MITROGIANNIS et al., 2017), laterita e arenito (COULIBALY et al., 2016), laterita (MANSING e RAUT, 2013; HUANG et al., 2013), e relatados por terem bom desempenho na adsorção de fosfato.

No entanto, apesar do grande número de técnicas para o tratamento de efluentes, ainda existem comunidades que descartam os efluentes domésticos sem tratamento nos corpos hídricos. Este estudo investigou o emprego de laterita para a remoção de fósforo em efluentes domésticos, como uma alternativa de baixo custo, para comunidades em que o acesso ao saneamento é limitado ou onde há dificuldade em implantação de sistemas convencionais.

4.2 METODOLOGIA

Coleta e processamento das amostras

O material empregado para testar a adsorção de fósforo em efluente foram concreções lateríticas provenientes de solo do cerrado. O material coletado foi lavado em água da torneira para remover toda impureza e em seguida seco por 24h, a 105° C em estufa. Em seguida, as amostras foram moídas e peneiradas para tamanhos de partículas de 0,150 mm, 2 mm e 4 mm. O material já peneirado foi seco em forno de ar quente a 105° C (MANSING e RAUT, 2013). As amostras preparadas foram submetidas a análises físicas, químicas e mineralógicas.

Caracterização físico-química e mineralógica da concreção laterítica

A metodologia empregada para determinar o teor de matéria orgânica foi realizada a partir da obtenção do carbono orgânico via úmida com dicromato de potássio em meio sulfúrico, seguida de titulação com solução padrão de sulfato ferroso amoniacal - sal Mohr - Embrapa (1997). A porcentagem de matéria orgânica foi calculada multiplicando-se o resultado do carbono por 1,724. Este fator é utilizado em virtude de admitir-se que participação do carbono na composição média dos húmus representar 58% Embrapa (1997).

O pH foi determinado pelo método de Potenciometria de acordo com o Manual de Procedimentos de Amostragem de Análises Físico-Químicas da Água, Embrapa (2011). A medida foi realizada por meio de eletrodo combinado imerso em suspensão solo:líquido (Cloreto de Potássio – KCl 1M) e solo:água deionizada.

Ensaio para determinação da capacidade de adsorção de fósforo frente a laterita

Planejamento estatístico

Os ensaios de adsorção realizados em lote foram submetidos a variações das condições experimentais, foi utilizado o software *Statistic* para o planejamento fatorial dos ensaios, totalizando 17, sendo três repetições no ponto central. As variáveis utilizadas foram dosagem de material adsorvente (X1), pH (X2) e tempo de contato (X3). O intervalo e os níveis das três variáveis investigadas bem como as variáveis codificadas e reais utilizadas no processamento (Tabela 3). Para a interpretação dos dados foi aplicada a metodologia de superfície de resposta (MSR) como descrita por Box e Draper (1987), para avaliar a influência da dosagem de laterita (g), pH e tempo (h) (variáveis independentes) sobre a variável resposta Taxa de Remoção (%).

Tabela 3. Fator experimental e níveis utilizados no planejamento fatorial do processo de adsorção de fósforo.

Ensaio	Variáveis codificadas			Variáveis reais		
	X1	X2	X3	X1 (g)	X2	X3 (h)
1	-1	-1	-1	5	4	6
2	-1	1	1	5	8	18
3	1	-1	1	15	4	18
4	1	1	-1	15	8	6
5	0	0	0	10	6	12
6	-1	-1	1	5	4	18
7	-1	1	-1	5	8	6
8	1	-1	-1	15	4	6
9	1	1	1	15	8	18
10	0	0	0	10	6	12
11	-1,67332	0	0	1,634	6	12

12	1,67332	0	0	18,366	6	12
13	0	-1,67332	0	10	2,65	12
14	0	1,67332	0	10	6,65	12
15	0	0	-1,67332	10	6	1,96
16	0	0	1,67332	10	6	22,04
17	0	0	0	10	6	12

Nota: X1= Dosagem de Laterita (g); X2= pH e X3= Tempo (h)

Todas as variáveis a nível zero se constituem nos pontos centrais, enquanto a combinação de variáveis que constituem um nível mais baixo (-1,673), ou o nível mais alto (+1,673) constituem os pontos axiais. Para o teste de otimização e desejabilidade dos resultados utilizou-se o programa Statistica versão 7.0, aplicando o teste de desejabilidade, essa ferramenta possibilita identificar melhores condições de ajuste de um processo que torna possível a otimização simultânea de múltiplas respostas, fornecendo as melhores condições e a forma mais conveniente de processamento.

Condições experimentais

Para os ensaios de adsorção adotaram-se 3 granulometrias (0,15mm, 2mm, 4mm), (MANSING e RAUT, 2013). Os valores de pH e tempo de contato estudados foram definidos a partir dos estudos sobre adsorção de fósforo (MANSING e RAUTE, 2013; COULIBALY et al., 2016), adotando-se uma faixa de pH entre 1,5 a 8, tempo de contato de 2 a 18 horas.

A concentração de fósforo empregada nos ensaios foi determinada tomando como referencia a concentração de fósforo encontrada em efluentes domésticos submetidos a tratamentos convencionais (CAMPOS et al., 1996; ASLAN e KAPDAN, 2006). A solução de fósforo foi preparada utilizando CaCl_2 , de fósforo na forma de KH_2PO_4 , ao final conferindo concentração de 10mgP/L. O pH foi ajustado utilizando soluções de HCl 1M (ácido clorídrico) e NaOH (hidróxido de sódio) 1M.

Diferença Percentual do Fósforo Adsorvido

A percentagem de soluto sorvido foi obtida pela equação 1:

$$D(\%) = \left(\frac{C_0 - C_e}{C_e} \right) 100 \quad (\text{Equação 1})$$

Onde: D(%) é a diferença percentual entre a concentração inicial e de equilíbrio, %; C₀ é a concentração inicial de fósforo, mg/L; C_e é a concentração do soluto depois do tempo de contato com o solo em mg/L.

Adsorção

Adsorção é a massa de soluto adsorvida por gramas de solo, determinada pela equação 2:

$$S(\text{mg/g}) = \left(\frac{(C_0 - C_e)V}{M_s} \right) \times 100 \quad (\text{Equação 2})$$

Onde: S é a massa de fósforo adsorvida por massa de solo, mg/g; C₀ é a concentração inicial de fósforo, mg/L; C_e é a concentração do soluto depois do tempo de contato com o solo em mg/L, V é o volume da solução usada, L; M_s é a massa de solo utilizada (seca em estufa) em g.

Isoterma de adsorção

A curva isotérmica de adsorção foi obtida pela plotagem do peso do soluto adsorvido por unidade de peso do adsorvente (q_e). Contra o equilíbrio da concentração de soluto (C_e). Os dados das isotermas de equilíbrio foram ajustados seguindo os modelos de Langmuir e Freudlich (KUMAR et al., 2010, HUANG et al., 2013) dado pelas Equações 3 e 4, respectivamente. Os parâmetros para cada modelo foram obtidos a partir de um ajuste estatístico não linear, e avaliação dos coeficientes de correlação (r²).

$$q_e = \frac{Q_m \cdot K_L \cdot C_e}{1 + Q_m \cdot C_e} \quad (\text{Equação 3})$$

$$q_e = K_F \cdot C_e^{1/n} \quad (\text{Equação 4})$$

O efeito da dose de fósforo foi estudado à temperatura ambiente, utilizando 4g de solo seco em estufa, a qual foram aplicadas 40mL da solução de P preparadas em solução de CaCl₂ 0,01M com concentrações de 5, 10, 100, 150, 250, 400 e 1000mg/L de P sob a forma de KH₂PO₄ em triplicata. Sendo colocados sob agitação de 100rpm, temperatura 25°C, foi escolhido para essa etapa o tempo mínimo de equilíbrio em que as mudanças da concentração do soluto na

solução estivessem iguais ou menores que 5% no intervalo de 24 horas conforme preconizado por EPA (1992).

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A laterita empregada para o desenvolvimento do estudo apresenta grande presença de óxidos de ferro e alumínio (Tabela 4). Os íons de fósforo podem reagir com os cátions trocáveis e os íons solúveis na superfície interna dos óxidos e hidróxidos de Fe e Al (ARAI e SPARKS 2001; WENG et al. 2011). A disponibilidade desses elementos influencia positivamente no processo de adsorção de fósforo (BORGGI et al., 2010; VILAR et al., 2010, MANSING e RAUT, 2013; HUANG et al., 2013; COULIBALY et al., 2016), pela aptidão de interação entre eles. Segundo o teor de FeO_3 encontrado (36%), é considerada como solo férrico, (EMBRAPA, 1999).

A matéria orgânica influencia na adsorção do fósforo através da formação de complexos organominerais com os constituintes da fração argila, diminuindo assim a exposição das superfícies de adsorção (DONAGEMMA, 2008), a laterita em estudo possui baixo teor de matéria orgânica (0,57%), fator que influencia positivamente na capacidade de sorção de P na superfície do material, uma vez as substâncias húmicas a competirem pelos sítios de adsorção são poucas.

A capacidade de troca catiônica (CTC) é um parâmetro que representa diretamente a adsorção não específica de íons. A CTC da laterita foi considerada média, com boa capacidade de adsorção por apresentar uma carga em torno de 8,78 cmol/L (ANGHINONI et al., 2013), conferindo boa capacidade de adsorção.

Tabela 4. Características físicas e químicas da concreção laterítica utilizada como material adsorvente.

Índice	Método	Resultado
Físico		
Granulometria (%)	ABNT	Argila: 21
	NBR	Limo: 19,4
	7181:1984	Areia: 59,6
Químico		
pH (CaCl_2)		7,30
Teor de matéria orgânica (%)		0,57

		Ca: 3,86
		Mg: 0,58
Macronutrientes (cmol _c /dm ³)	EMBRAPA (1997)	Al: 0,00
		H: 1,20
		K: 0,23
Macronutrientes (mg/dm ³)		P: 10,20
		SiO ₂ : 37,4
		Al ₂ O ₃ : 14,8
		Fe ₂ O ₃ : 35,7
		CaO: 0,22
Micronutrientes (%)	XRF79C*	MgO: 0,13
		TiO: 0,75
		P ₂ O ₅ : 0,16
		Na ₂ O: <0,1
		K ₂ O: 0,18
		MnO: 0,03
CTC (cmol _c /L)		5,87

* Fusão com tetraborato de lítio e quantificação por XRF

Os óxidos de ferro mais estudados quanto à adsorção de fósforo são a goethita (LI, 2000; NOWACK e STONE, 2006; ATOUEI et al., 2017; AMINI et al., 2020) e a hematita (XU et al., 2012; LI et al., 2014), por serem abundantes em solos oxídicos (WHITE e DIXON, 2002). No entanto, a laterita também tem sido empregada para a adsorção de fósforo (MANSING e RAUT, 2013; COULIBALY et al., 2016), e sua característica mineralógica ensejam a potencialidade do seu uso em processos químicos de troca de ligantes para remoção de fósforo em efluente.

Desejabilidade para a variável independente granulometria

Em relação a determinação da granulometria adequada para a adsorção (Figura 2), estudou-se o comportamento da adsorção em função da variável independente (Figura 2a) e a desejabilidade para a adsorção (Figura 2b). O valor zero (0) representa a desejabilidade máxima, para a adsorção mínima de 25,92% e 1 (desejabilidade máxima), para a adsorção de 87,45%. A desejabilidade para o fator separadamente e o valor global de 0,80 (Figura 2c), que quanto mais próximo de 1 melhor representa a desejabilidade. O valor ótimo para a variável independente foi de 0,150mm (linha tracejada vertical) (Figura 2c), representando a melhor

granulometria para o processo adsorptivo confirmando que as menores granulometrias possuem maior capacidade de adsorção (Sekar et al., 2004; Fischer et al., 2019).

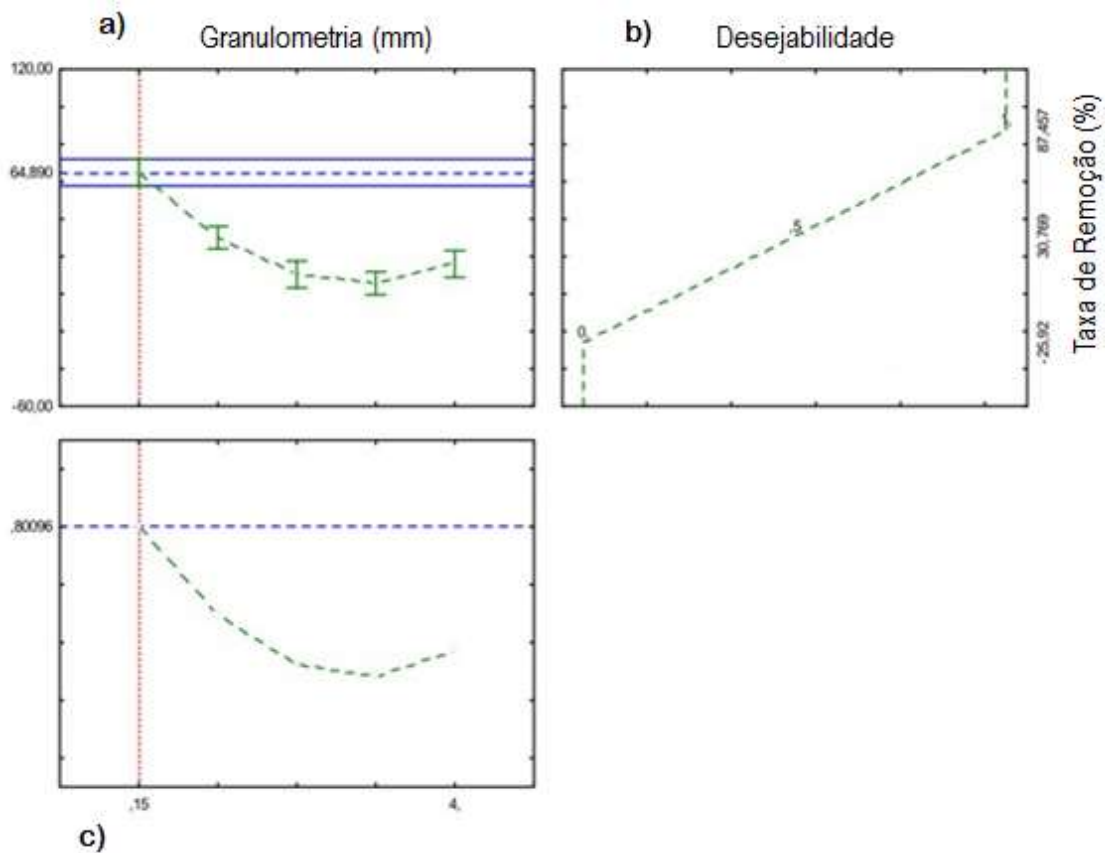


Figura 2. Perfis dos valores preditos e desejabilidade para a capacidade de adsorção entre lateritas com granulometrias 0,150mm, 2mm e 4mm.

Capacidade de adsorção de fósforo frente a laterita

As interações entre as variáveis independentes dosagem do adsorvente, tempo de contato e pH para resposta de taxa de adsorção, em que a concentração de fósforo foi fixada em 10mg L^{-1} podem ser observadas na Figura 3. O efeito da interação entre pH e dosagem de adsorvente (Figura 3a) indica que a máxima adsorção ocorreu em pH 8 a melhor adsorção e a segunda maior adsorção identificada, ocorreu a pH ácido 4.

Os processos adsorptivos tendem a ocorrer melhor em soluções com baixo pH (Sato e Comerford, 2005; Mansing e Raut, 2013; Coulibaly et al., 2016), como ocorreu na segunda maior adsorção (pH 4) com média de remoção de 85,5%. O pH influencia a disponibilidade de íons de alumínio e ferro presente na laterita para reagir com o fósforo, devido a eletronegatividade das cargas da superfície do colóides do material adsorvente, neste caso os

óxidos (Al_2O_3 , Fe_2O_3). O pH elevado condiciona uma desprotonação dos grupos funcionais e afetando a carga de superfície do adsorvente (Tabatabai & Sparks, 2005, Pierangeli et al., 2005), diminuindo a capacidade de troca de ligantes e consequentemente resultando na queda da taxa de adsorção.

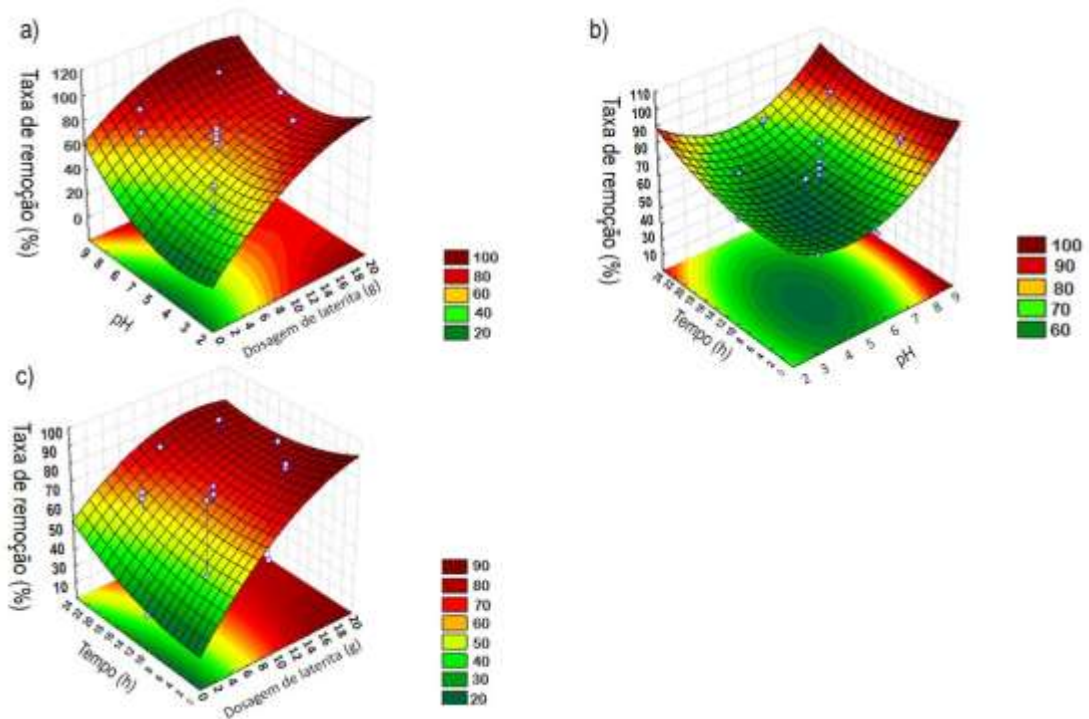


Figura 3: Resposta da influência da interação das variáveis a) dosagem de material adsorvente e pH b) pH e tempo de contato c) dosagem de material adsorvente e tempo de contato em relação à taxa de remoção de P.

A interação das variáveis independentes pH e tempo de contato para a variável resposta, taxa de remoção (Figura 3b) não apresentaram significância estatística, confirmado pelo diagrama de Pareto (Figura 4). As interações dosagem de laterita e tempo de contato (Figura 3c) apresentaram uma adsorção crescente a medida em que a dosagem de adsorvente foi aumentado, constando que o aumento da dosagem de adsorvente também proporciona aumento na eficiência de remoção (SEN et al., 2017). O aumento significativo na adsorção foi observado quando a dose de laterita esteve entre 15g e 18g, devido à maior disponibilidade da área superficial. Apenas um evento com dosagem de 5g, que superou 80% de remoção de fosfato.

A eficiência de adsorção do fósforo apresentou dependência em relação ao tamanho da partícula do material adsorvente, uma vez que quanto menor a partícula maior foi a capacidade de adsorção, pela maior disponibilidade de área superficial suscetível à remoção de poluente (TCHOBANOGLOUS et al., 2003; WORCH, 2012; MANSING e RAUT, 2013). Quanto

menor a partícula do material adsorvente, maior é a sua capacidade de adsorver, estabelecendo que quanto menor a granulometria maior é a área de contato do adsorvente disponível para o adsorvato (SEKAR et al., 2004; FISCHER et al., 2019).

Os dados dos Diagramas de Pareto (Figura 4) mostram que dentre os níveis estudados, apenas a variável dosagem do adsorvente exerceu efeito significativo sobre a remoção do fósforo. A variável independente laterita (Figuras 4a e c) se mostrou estatisticamente significativa, aproximando-se dos 95% de confiança. Ainda para a remoção do fósforo, as variáveis pH e tempo de contato (Figura b) não foram estatisticamente significativas, não apresentando relevância no processo de adsorção do fósforo.

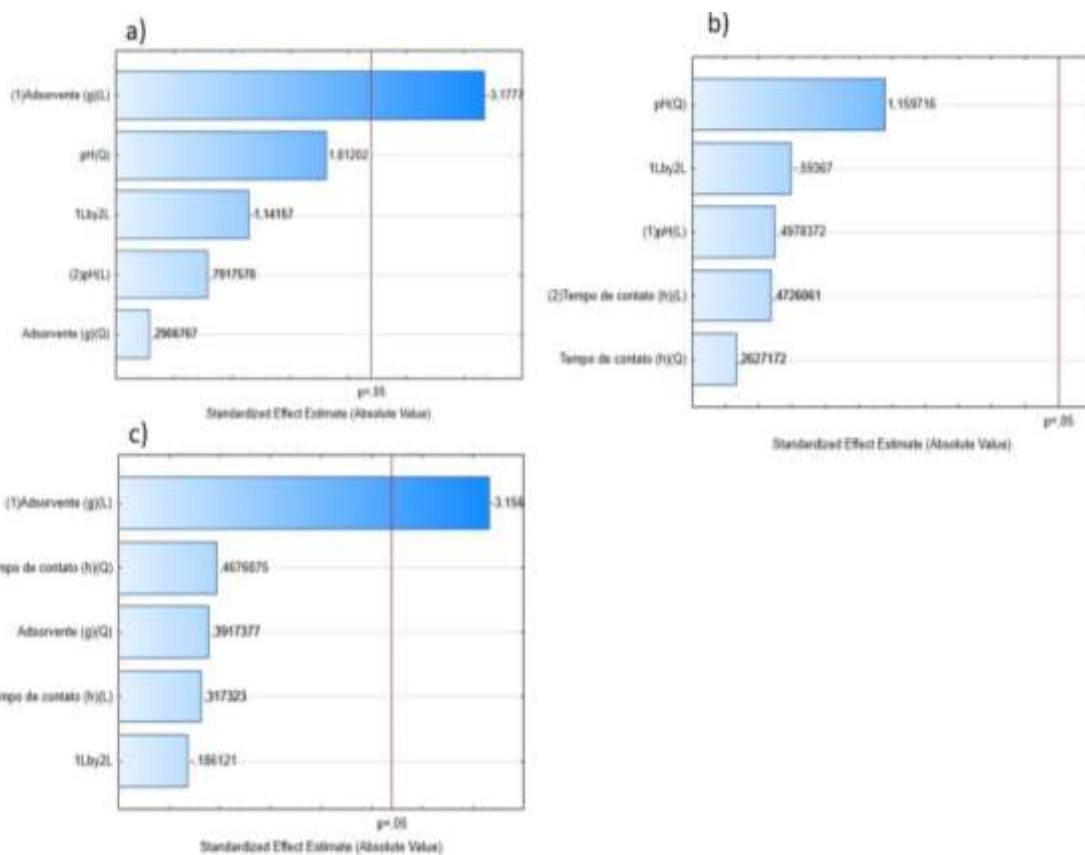


Figura 4. Diagramas de Pareto da influência dos parâmetros a) dosagem de adsorvente e pH b) pH e tempo de contato c) dosagem de adsorvente e tempo de contato no processo adsorptivo.

A determinação da desejabilidade para as mesmas condições: dosagem de adsorvente e pH; tempo de contato e dosagem de adsorvente e pH, e tempo de contato no processo adsorptivo foram estudadas (Figura 5). As melhores condições para a adsorção de fósforo utilizando laterita como meio adsorvente aconteceram em condições de pH 9, tempo de contato de 6,49h e 19,219g de laterita. Usando esses parâmetros, as taxas de adsorção serão de 80%.

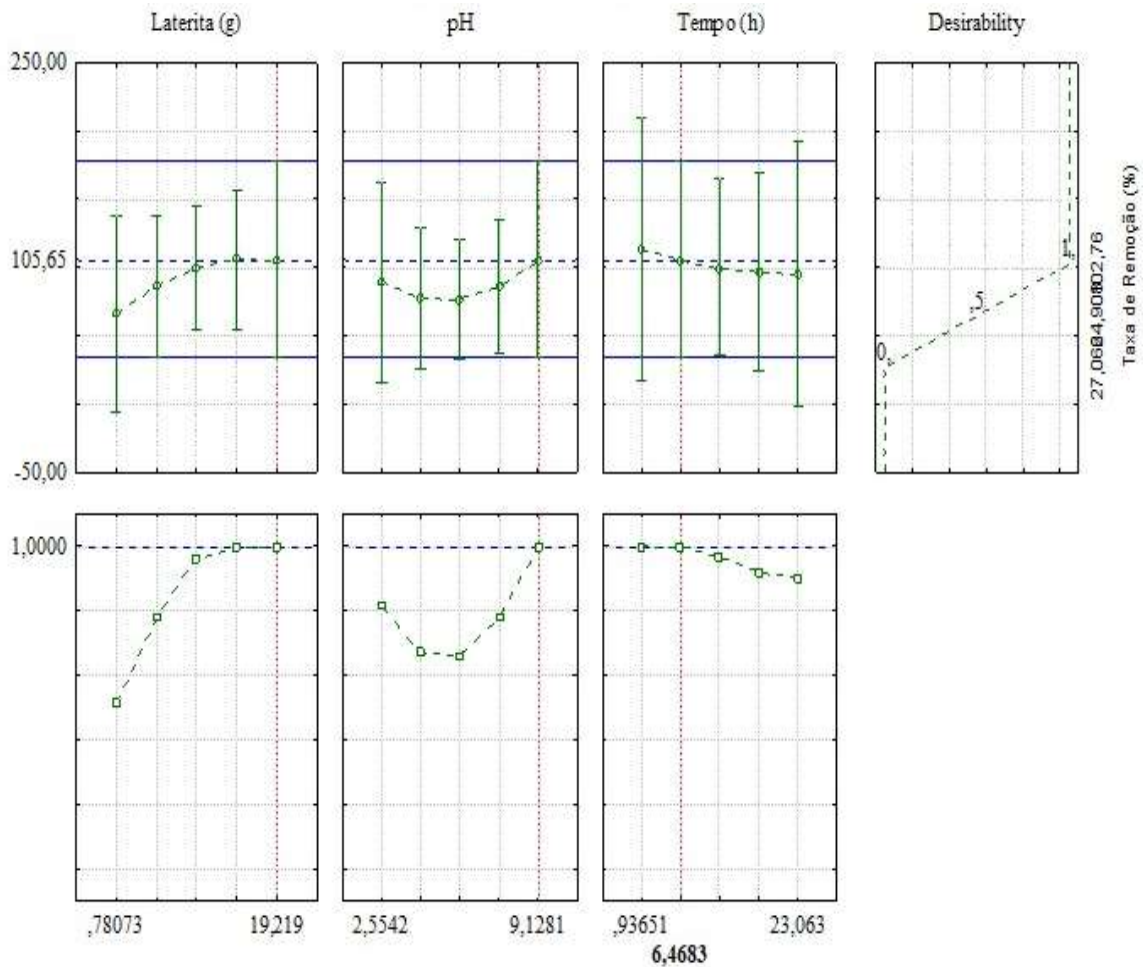


Figura 5. Desejabilidade de capacidade de adsorção entre as variáveis: dosagem de adsorvente e pH; tempo de contato e dosagem de adsorvente e pH, e tempo de contato no processo adsorptivo.

Quanto às isotermas de adsorção para o fósforo, obtidas pelos modelos de Langmuir e Freundlich (Figura 6), observou-se uma correlação muito forte para o ajuste de Langmuir $r = 0,9861$ (Figura 6a) e uma correlação média para o ajuste de Freundlich $r = 0,7146$ (Figura 6b). O ajuste que melhor representou a adsorção de fósforo em laterita, para determinar o coeficiente de distribuição à sorção foi a de Langmuir. Esse modelo é característico para adsorventes com poros pequenos (de 0,8 a 1,8 mm) e considera uma atração gradual das moléculas até o limite que corresponda à monocamada (ROCHA, 2006).

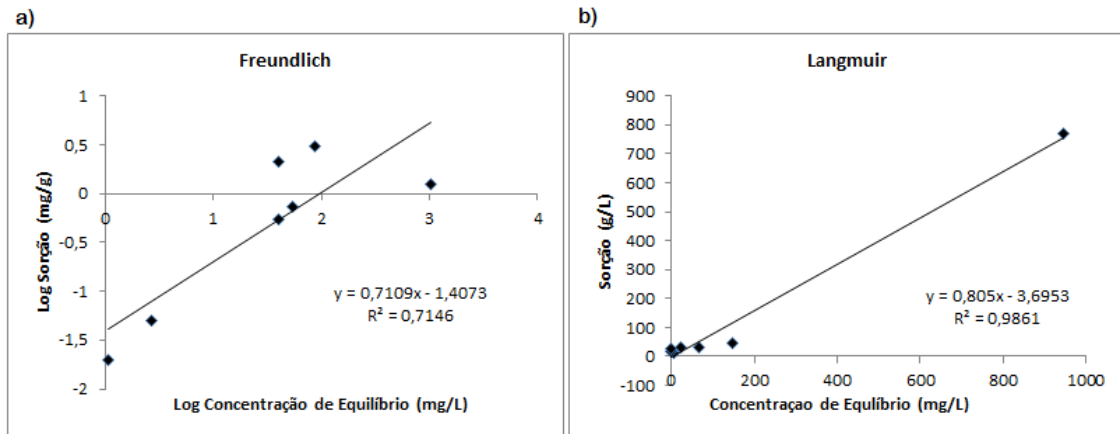


Figura 6. Isotherma de adsorção de P usando o modelo de a) Freundlich e b) Langmuir.

O modelo de Langmuir apresentou um tipo ideal de adsorção, que implica em que as moléculas são adsorvidas na superfície e que a energia das espécies sorvidas é a mesma em qualquer ponto, independente das moléculas vizinhas, o que representa uma superfície energeticamente uniforme (KUMAR et al., 2008), de maneira que o fósforo adsorvido será retido em uma monocamada que não possui sítios de adsorção secundária, predominando a químiosorção (RUTHVEN, 1984; EASTOE e DALYTON, 2000)

Laterita como meio adsorvente em tecnologias descentralizadas

As concreções lateríticas, ou comumente chamadas de pedras cangas, são produtos da alteração supergênica em climas tropicais, resultantes da acumulação relativa de F_2O_3 e/ou Al_2O_3 (AUGUSTIN et al., 2013). Intuitivamente, as pedras cangas já veem sendo utilizadas por comunidades no tratamento de água e esgoto, como citado nos estudos de Silva e Valentim, (2017) e Nascimento et al. (2011), mesmo sem a certeza da efetividade do tratamento; isso reflete a importância dos aportes teóricos e empírico na construção do conhecimento.

O emprego de adsorventes não convencionais e de baixo custo, tais como adsorventes obtidos dos segmentos agrícolas, resíduos domésticos, subprodutos, materiais naturais, solo e minério, tem sido uma alternativa para tratamento de águas residuais, (GISI et al., 2016). A laterita (pedra canga), sem modificações químicas, foi testada como um material adsorvente e se mostrou eficaz para a remoção de fósforo em efluentes, podendo ser empregada em unidades filtrantes para remoção de poluentes, com capacidade de remoção, média de 87,9% de P.

Considerando a capacidade de atuação da laterita como meio adsorvente, a sua disponibilidade e o custo; entreveem-se que a mesma poderá ser empregada como uma tecnologia alternativa de pós tratamento de baixo custo e fácil operação em municípios de

pequeno porte, comunidades rurais e periurbanas que são regiões negligenciadas com a ausência de saneamento. Nessas áreas são necessárias ações alternativas que identifiquem a vulnerabilidade em que a comunidade se encontra, valorizando as condições culturais e contribuir para a transformação do conhecimento tácito e explícito, e que as participações públicas sejam efetivas em ações de saneamento.

Tecnologias que reconheçam fatores lógicos, incluindo a participação da comunidade, envolvimento do público, percepção social, atitudes e aceitação do público (Figura. 7) podem levar à melhoria na qualidade prática e gestão das águas residuais (SAAD et al, 2017). As tecnologias sociais buscam beneficiar as populações mais vulneráveis trazendo consigo o alento de defesa do desenvolvimento e utilização de tecnologias que objetivem a inclusão social, com base na participação social de forma que possibilite a ações de valorização de uma sociedade mais justa, sustentável e incluída (DUQUE e VALADÃO, 2017).



Figura 7.

Figura 7. Fatores desencadeadores de saneamento ambiental por meio de tecnologias sociais.

Embora os desafios na atuação em saneamento sejam fundamentalmente de natureza técnica, as superações desses desafios não dependem apenas da inovação tecnológica e de infraestrutura, mas também do desenvolvimento de tecnologias que correspondam aos desafios institucionais e como elas se manifestam localmente (CASTRO, 2013). Destaca-se o emprego da laterita como uma alternativa de tratamento que acesse as demandas, e através da o gerenciamento e o uso de tecnologias de menor complexidade de operação poderá assumir novas dimensões no cenário do saneamento (SAAD et al, 2017).

Além ser um bom adsorvente, a laterita utilizada quando saturada pelo fósforo, pode ser aproveitada como fertilizante de plantas, e apenas o processo de adsorção tem o potencial de recuperar o P como fertilizante utilizável, já que P é um recurso não renovável e é obtido pela extração de rochas (SENGUPTA e PANDIT, 2011). O fósforo adsorvido pode ser reutilizado após o processo de dessorção, de reuso ou regeneração (NGUYEN et al., 2014).

4.4 CONCLUSÕES

Os resultados apontam que a laterita *in natura* pode ser considerada um bom adsorvente alternativo de baixo custo, devido à eficiência de remoção e à sua disponibilidade na natureza. A laterita em pó mostrou-se um adsorvente adequado para a remoção de íons fosfato de efluentes alcançando taxas de remoção superior a algumas tecnologias convencionais. A eficiência na remoção do fósforo, apresentou dependência à dosagem da laterita e à granulometria da partícula. Esse material adsorvente poderá ser empregado em operações unitárias de filtração para a remoção de fósforo.

AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa de mestrado concedida pelo Programa de Demanda Social - DS (processo: 1777733).

REFERÊNCIAS

- AMINI, M., ANTELO, J., FIOL, S. E RAHNEMAIE, R. (2020). Modeling the effects of humic acid and anoxic condition on phosphate adsorption onto goethite. **Chemosphere**, p. 126691, 2020.
- ANGHINONI, I.; CARMONA, F. C.; GENRO JUNIOR, S. A.; BOENI, M. Adubação potássica em arroz irrigado conforme a capacidade de troca catiônica do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 48, n. 11, p. 1481-1488, 2013.
- ARAI Y, SPARKS D.L. ATR–FTIR spectroscopic investigation on phosphate adsorption mechanisms at the ferrihydrite–water interface. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 241, n. 2, p. 317-326, 2001.
- ARAÚJO, D. R., MENDONÇA, A. S. F., & REIS, J. A. T. D. Análise de variação e comparação de índices de estado trófico: reservatórios dos aproveitamentos hidrelétricos de Rio Bonito e Suíça. **Eng. sanit. ambient**, p. 55-62, 2018.

- ASLAN, S., & KAPDAN, I. K. (Batch kinetics of nitrogen and phosphorus removal from synthetic wastewater by algae. **Ecological engineering**, v. 28, n. 1, p. 64-70, 2006. doi:10.1016/j.ecoleng.2006.04.003.
- ATOUEI, M. T., RAHNEMAIE, R., KALANPA, E. G., & DAVOODI, M. H. (Competitive adsorption of magnesium and calcium with phosphate at the goethite water interface: kinetics, equilibrium and CD-MUSIC modeling. **Chemical Geology**, v. 437, p. 19-29, 2016.
- AUGUSTIN, C. H. R. R.; LOPES, M. R. S.; SILVA, S. M. Lateritas: um conceito ainda em construção. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 14, n. 3, 2013.
- BARCA, C.; MEYER, D.; LIIRA, M.; DREISSEN, P.; COMEAU, Y.; ANDRÉS, Y.; CHAZARENCO. Steel slag filters to upgrade phosphorus removal in small wastewater treatment plants: removal mechanisms and performance. **Ecological engineering**, v. 68, p. 214-222, 2014. doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.065
- BOEYKENS, S. P.; PIOL, M. N.; LEGAL, L. S.; SARALEGUI, A. B.; VÁSQUEZ, C. Eutrophication decrease: Phosphate adsorption processes in presence of nitrates. **Journal of Environmental Management** xxx, 1 e 8. 2017.
- BOX, G. E. P.; DRAPER, N. R. **Empirical model-building and response surfaces**. New York: Wiley, 1987. 669 p.
- BRASIL. Ministério da Saúde (MS). Secretaria de Vigilância em Saúde. **Manual Integrado de Vigilância Epidemiológica da Cólera**. 2ª ed. Brasília: Editora Ministério da Saúde. 2010.
- CAMPOS, J. R. Projeto PROSAB: Tratamento de esgotos sanitários por processos anaeróbio e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro, ABES, 464 p.1999.
- CASTRO, J. E. Políticas públicas de saneamento e condicionantes sistêmicos. In: Heller L.; Castro J.E. (org.). **Política pública e gestão de serviços de saneamento**. Ed. Ampl. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2013; Rio de Janeiro: Editora Fiocruz, 2013. P. 53-75.
- CHOI, J., LEE, S., KIM, J., PARK, K., KIM, D., HONG, S. Comparison of surfasse modified adsorbents for phosphate removal in water. **Water Air Soil Pollut.** 223, 2881–2890. 2012. doi:10.1007/s11270-011-1072-6
- COULIBALY, L. S.; AKPO, S. K.; YVON, J.; COULIBALY, L. Fourier transform infra-red (FTIR) spectroscopy investigation, dose effect, kinetics and adsorption capacity of phosphate from aqueous solution onto laterite and sandstone. **Journal of Environmental Management** 183, 1032 e 1040. 2016.
- DONAGEMMA, G. K.; RUIZ, H. A.; ALVAREZ, V. H. V.; KER, J. C. S.; FONTES, M. P. F. Fósforo remanescente em argila e silte retirados de Latossolo após pré-tratamento na análise de textura. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 1785-1791, 2008.
- DUQUE, T. O. VALADÃO, J. A. D. Abordagens teóricas de tecnologia social no Brasil. **Revista Pensamento Contemporâneo em Administração**. Vol. 11, núm. 5, p. 1-19, 2017.
- DUTRA, M. T. D., OLIVEIRA, C. R., LYRA, M. R. C. C., & MONTENEGRO, S. M. G. L. (2016). Relações entre condições ambientais e doenças de veiculação hídrica em áreas do assentamento rural Serra Grande, Vitória de Santo Antão, PE, **Brasil**. **Rev bras geo fis**, 9(6), 1677-89.

- EASTOE, J.; DALTON, J. S. Dynamic surface tension and adsorption mechanisms of surfactants at the air–water interface. **Advances in colloid and interface science**, v. 85, n. 2-3, p. 103-144, 2000.
- EMBRAPA - S.N.L.C.S. **Manual de métodos e análises de solos**. Rio de Janeiro, 1979.
- EMBRAPA- S.N.L.C.S. Instituto Agrônômico do Paraná. **Levantamento de reconhecimento dos solos do estado do Paraná**. Londrina, p.791, 1984
- EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Rio de Janeiro: Embrapa Produção de Informação, 1999. 412 p.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro, 2011. 230p.
- EPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1992). Batch –**Type Procedures For Estimating Soil Adsorption of Chemicals**. EPA530/SW-87-006-F, United States, 100p.
- ERCUMEN A.; GRUBER J. S.; COLFORD J. M. Jr. Water distribution system deficiencies and gastrointestinal illness: a systematic review and meta-analysis. **Environ Health Perspect**; 122:651-60. 2014.
- FISCHER, H. C. V., LIMA, L. S. D., FELSNER, M. L., & QUINÁIA, S. P. Estudo da capacidade de adsorção de carvões ativados comerciais versus tempo de armazenamento. **Ciênc. Florest.**, Santa Maria , v. 29, n. 3, p. 1090-1099, Sept. 2019. Epub Dec 02, 2019. <http://dx.doi.org/10.5902/1980509838092>.
- GISI, S.; LOFRANO G.; GRASSI M.; NOTARNICOLA M. Characteristics and adsorption capacities of low-cost sorbents for wastewater treatment: A review. **Sustainable Materials and Technologies**, v. 9, p. 10-40, 2016.
- HE, Y.; LIN, H.; DONG, Y.; LIU, Q.; WANG, L. Simultaneous removal of ammonium and phosphate by alkaline activated and lanthanum-impregnated zeolite. **Chemosphere** 164, 387 e 395. 2016.
- HUANG, H.; LIU, J.; ZHANG, P.; ZHANG, D.; GAO, F. Investigation on the simultaneous removal of fluoride, ammonia nitrogen and phosphate from semiconductor wastewater using chemical precipitation. **Chemical Engineering Journal** **307** (2017) 696-706. doi.org/10.1016/j.cej.2016.08.134.
- HUANG, W.; ZHANG Y.; LI, D. Adsorptive removal of phosphate from water using mesoporous materials: A review. *Journal of Environmental Management* xxx, 1e13. 2017.
- HUANG, W.-Y., ZHU, R.-H., HE, F., LI, D., ZHU, Y., & ZHANG, Y.-M. (2013). Enhanced phosphate removal from aqueous solution by ferric-modified laterites: Equilibrium, kinetics and thermodynamic studies. **Chemical engineering journal**, v. 228, p. 679-687, 2013. doi:10.1016/j.cej.2013.05.036
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2010) Censo Demográfico – Indicadores Sociais Municipais 2010. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/educacao/9662-censo-demografico-2010.html?t=destaques>> Acesso em: 02 de fevereiro de 2020.

- ISMAIL, Z. Z. Kinetic study for phosphate removal from water by recycled date-palm wastes as agricultural by-products. **International journal of environmental studies**, v. 69, n. 1, p. 135-149, 2012. doi:10.1080/00207233.2012.656975.
- JYOTHI, M. D.; KIRAN, R. K. RAVINDHRANATH, K. Phosphate pollution control in waste waters using new biosorbents. **International Journal of Water Resources and Environmental Engineering**, v. 4, n. 4, p. 73-85, 2012. doi: 10.5897/IJWREE11.132.
- KRONENBERGER, D. M. P.; PEREIRA, R. S.; FREITAS, E. A. V.; SCARCELLO, J. A.; CLEVERÁRIO JUNIOR, J. Saneamento e meio ambiente. In: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Atlas de saneamento 2011. http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/atlas_saneamento/default_zip.shtm (acessado em 18/07/2019).
- KUMAR, KV, PORKODI, K. & ROCHA, F. Isotherms and thermodynamics by linear and non-linear regression analysis for the sorption of methylene blue onto activated carbon: comparison of various error functions. **Journal of Hazardous Materials**, v. 151, n. 2-3, p. 794-804, 2008. doi: 10.1016 / j.jhazmat.2007.06.056
- KUMAR, P.; SUDHA, S.; SRIVASTAVA, V. C. Phosphate removal from aqueous solution using coir-pith activated carbon. **Separation Science and Technology**, v. 45, n. 10, p. 1463-1470, 2010. doi: 10.1080/01496395.2010.485604
- LI, L. E STANFORTH, R. Diferenciação de adsorção e precipitação superficial de fosfato em goethita (α -FeOOH). **Jornal de ciência colóide e interface** , 230 (1), 12-21. 2000.
- LI, Y., SUN, T., KOU, J., GUO, Q., & XU, C. Study on phosphorus removal of high-phosphorus oolitic hematite by coal-based direct reduction and magnetic separation. **Mineral Processing and Extractive Metallurgy Review**, v. 35, n. 1, p. 66-73, 2014.
- LI, Z., SUN, X., HUANG, L., LIU, D., YU, L., WU, H., & WEI, D. Phosphate adsorption and precipitation on calcite under calco-carbonic equilibrium condition. **Chemosphere**, v. 183, p. 419-428, 2017.
- LOGANATHAN, P.; VIGNESWARAN, S.; KANDASAMY, J.; BOLAN, NS Recuperação de fosfato de água usando sorção. **Revisões críticas em ciência e tecnologia ambiental**, v. 44, n. 8, p. 847-907, 2014. <https://doi.org/10.1080/10643389.2012.741311>
- LU, SG; BAI, SQ; ZHU, L; SHAN, HD Mecanismo de remoção de fosfato de solução aquosa por cinza volante. **Journal of Hazardous Materials**, v. 161, n. 1, p. 95-101, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.02.123>
- LÜRLING, M., WAAJEN, G., & VAN OOSTERHOUT, F. (2014) Humic substances interfere with phosphate removal by lanthanum modified clay in controlling eutrophication. **water research**, v. 54, p. 78-88, 2014. doi:10.1016/j.watres.2014.01.059
- MANSING, P. & RAUT, P. D. Removal of phosphorus from sewage effluente by adsorption on Laterite. **International Journal os Engineering Research & Techonology (IJERT)**. Vol 2. September. 2013.
- MITROGIANNIS, D.; PSYCHOYOU, M.; BAZIOTIS, I; INGLEZAKIS, V. J. Removal of phosphate from aqueous solutions by adsorption onto Ca(OH)₂ treated natural clinoptilolite. **Chemical Engineering Journal**. Vol 320, 15 July, Pages 510 – 522. 2017.

MURTHA, N. A.; CASTRO, J. E.; HELLER, L. Uma perspectiva histórica das primeiras políticas públicas de saneamento e de recursos hídricos no Brasil. **Ambiente & Sociedade**, v. 18, n. 3, p. 193-210, 2015.

NASCIMENTO, M. F.; SANTOS, D. S.; DIAS, D. S.; SILVA, M. P.; SILVA, P. M. Avaliação das condições de saneamento no município de Conceição do Araguaia. **26º Congresso Brasileiro de Engenharia Ambiental e Sanitária e Ambiental**. 2011.

NOWACK, B., & STONE, A. T. Competitive adsorption of phosphate and phosphonates onto goethite. **Water Research**, v. 40, n. 11, p. 2201-2209, 2006.

OMS. Organização Mundial de Saúde. Progresso em água, saneamento e higiene: 2017 update and SDG baselines.

OSTRO B. **Outdoor air pollution: assessing the environmental burden of disease at national and local levels**. World Health Organization, 2004.

PENN, C.; CHAGAS, I.; KLIMESKI, A.; LYNGSIE, G. A review of phosphorus removal structures: How to assess and compare their performance. **Water**, v. 9, n. 8, p. 583, 2017.

PIERANGELI, MARIA APARECIDA PEREIRA, GUILHERME, LUIZ ROBERTO GUIMARÃES, CURI, NILTON, SILVA, MARX LEANDRO NAVES, LIMA, JOSÉ MARIA DE, & COSTA, ENIO TARSO DE S Efeito do pH na adsorção e dessorção de cádmio em Latossolos brasileiros. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, n. 4, p. 523-532, 2005. doi.org/10.1590/S0100-06832005000400005.

PRÜSS-ÜSTÜN, A.; BOS, R.; GORE, F.; BARTRAM, J. Safer water, better health: costs, benefits and sustainability of interventions to protect and promote health. Geneva: World Health Organization; 2008.

ROCHA, F.; KUMAR K. V.; PORKODI K., Isotherms and thermodynamics by linear and non-linear regression analysis for the sorption of methylene blue onto activated carbon: Comparison of various error functions, **Journal of Hazardous Materials, Elsevier**, Volume 151, p. 794-804, 2006.

RUTHVEN, D. M. **Principals of Adsorption and Adsorption Processes**, John Wiley & Sons (1984) 436.

SAAD, D.; BYRNE, D.; DRECHSEL, P. Social perspectives on the effective management of wastewater. **Physico-Chemical Wastewater Treatment and Resource Recovery**, p. 253, 2017. doi:10.5772q67312.

SATO, S., & COMERFORD, N. B. Influência do pH do solo na adsorção e dessorção de fósforo num ultisol úmido brasileiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, n. 5, p. 685-694, 2005.

SEKAR, M.; SAKTHI, V.; RENGARAJ, S. Kinetics and equilibrium adsorption study of lead (II) onto activated carbon prepared from coconut shell. **Journal of colloid and interface science**, v. 279, n. 2, p. 307-313, 2004.

SEN, K., MONDAL, N. K., CHATTORAJ, S., & DATTA, J. K. Statistical optimization study of adsorption parameters for the removal of glyphosate on forest soil using the response surface methodology. **Environmental Earth Sciences**, v. 76, n. 1, p. 22, 2017.

- SENGUPTA, S.; PANDIT, A. Selective removal of phosphorus from wastewater combined with its recovery as a solid-phase fertilizer. **Water research**, v. 45, n. 11, p. 3318-3330, 2011.
- SILVA, A. M.; VALENTINI, C. M. A. Abastecimento público de água no município de nossa senhora do livramento-mt: ontem e hoje. **Biodiversidade**, v. 16, n. 1, 2017.
- SIMS, J. T.; PIERZYNSKI, G. M. Chemistry of phosphorus in soils. In: TABATABAI, M. A.; SPARKS, D. L. Chemical processes in soils. Madison: **Soil Science Society of America**, 2005. Chap. 2, p. 151-192.
- SVIRČEV, Z.; DROBAC, D.; TOKODI, N.; MIJOVIĆ, B.; CODD, G.A. ; MERILUOTO, J. (2017) Toxicology of microcystins with reference to cases of human intoxications and epidemiological investigations of exposures to cyanobacteria and cyanotoxins. **Archives of toxicology**, v. 91, n. 2, p. 621-650, 2017. doi.org/10.1007/s00204-016-1921-6.
- TCHOBANOGLIOUS, G., M. ABU-ORF, G. BOWDEN & W. PFRANG. **Wastewater engineering: treatment and resource recovery**. McGraw Hill Education, 2014.
- TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F.L.; STENSEL, H.D. Adsorption. In: Metcalf e Eddy Inc., Ed., **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**, 4th Edition, McGraw-Hill, New York, 1138-1162, 2003.
- TYAGI, V.K., LO, S. Application of physico-chemical pretreatment methods to enhance the sludge disintegration and subsequent anaerobic digestion: an up to date review. **Rev Environ Sci Biotechnol** 10, 215 ,2011.doi.org/10.1007/s11157-011-9244-9.
- UNICEF; OMS. Progress on sanitation and drinking water – 2015 update and MDG assessment. 2015.
- VILAR, C. C., COSTA, A. C. S. D., HOEPERS, A., & SOUZA JUNIOR, I. G. D. Capacidade máxima de adsorção de fósforo relacionada a formas de ferro e alumínio em solos subtropicais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 4, 2010.
- WENG L, VEGA FA, VAN RIEMSDIJK WH Competitive and synergistic effects in pH dependent phosphate adsorption in soils: LCD modeling. **Environmental science & technology**, v. 45, n. 19, p. 8420-8428, 2011.
- WHITE, G.N. & DIXON, J.B. Kaolin-Serpentine minerals. In: AMONETTE, J.E.; BLEAM, W.F.; SCHULZE, D.G. & DIXON, J.B., eds. **Soil mineralogy with environmental applications**. Madison, Soil Science Society of America, 2002. p.389-414.
- WORCH, E. **Adsorption Technologies in Water Treatment. Fundamentals, Processes and Modelling**. Berlin/Boston: The Gruyter, 2012.
- XU, C. Y., SUN, T. C., JUE, K., LI, Y. L., MO, X. L., & TANG, L. G. (2012). Mechanism of phosphorus removal in beneficiation of high phosphorous oolitic hematite by direct reduction roasting with dephosphorization agent. **Transactions of Nonferrous Metals Society of China**, v. 22, n. 11, p. 2806-2812, 2012.

5 CONCLUSÃO GERAL

Os resultados obtidos nos estudos permitem concluir que:

- A universalização do saneamento só será possível quando a participação social for uma ferramenta de controle dentro dos processos deliberativos das políticas e estratégias para o saneamento;
- Com o emprego de tecnologias menos robustas e mais acessíveis, é possível levar saneamento a áreas rurais, áreas marginalizadas e todas as que são negligenciadas quanto aos serviços de saneamento;
- A laterita de granulometria 0,150mm possui potencial de adsorção de fósforo em efluente, sendo esta uma vantagem quanto a sua disponibilidade em solos do cerrado e quanto à possibilidade de ser reutilizada para fins agrícolas;
- Apesar de ser um adsorvente não convencional, estudos já apontam sua eficiência na remoção de nutrientes, assim como sua capacidade de adsorção pode ser otimizada por modificação através de processos químicos.
- Recomenda-se que a laterita como material adsorvente seja utilizado em meios filtrantes de pós tratamento.

ANEXO I:

SIMPLIFIED ALTERNATIVE FOR THE TREATMENT OF PHOSPHORUS RICH EFFLUENT AS A FACILITATOR OF SOCIAL PARTICIPATION IN SANITATION ACTIONS

ABSTRACT

Considering the importance of the development of simplified technologies and social control in sanitation actions, this study investigated the use of laterite for phosphorus removal in domestic effluents, through adsorption, for secondary or post-treatment, as a low-cost alternative with the possibility of reusing the generated effluent, for communities where access to sanitation is limited. In the experimental design, the variables pH, contact time, granulometry and laterite dosage, were used factorial planning was used for processing, for optimization and desirability. It was observed that the removal efficiency did not have significant interference in relation to the pH and contact time variables. The best result was obtained using the 0.15mm granulometry and the optimal dosage of laterite found is 19.2g / 100ml The kinetics of the batch experiments showed that the ideal contact time was 6.4 hours. The adsorption capacity was plotted against equilibrium concentration and isotherm of Freundlich and Langmuir, which Langmuir was the most suitable for phosphorus adsorption. The results show that laterite was effective in phosphorus adsorption in the order of removal of 87%, showing itself to be a potential adsorbent material.

Keywords: Laterite, adsorption, phosphate, social participation.

INTRODUCTION

Universal access to sanitation services is a determining factor for the population's quality of life. The absence of these services constitutes a global problem that affects about 4.5 billion of the world population (WHO, 2017). The joint UNICEF/WHO (2015) reports that 663 million people around the world, still drink water from unsafe sources, and these are located mainly in rural areas.

In Brazil, the number of municipalities with less than 5,000 inhabitants is 1,253, corresponding to 22.5% of the total of Brazilian municipalities (IBGE, 2010). Due to the low economy of scale, there is little interest in sanitation actions in these municipalities. Precarious infrastructure in sanitation services (collection, treatment and distribution) occurs mainly in the most vulnerable populations, such as in rural areas and regions with less power (MURTHA, CASTRO and HELLER, 2015).

Low quality or even lack of sanitation is the main contributor to pollution and contamination of water bodies that are used for public supply, contributing to the proliferation of waterborne diseases (BRASIL, 2010; KRONENBERGER et al., 2011; Ercumen, 2014;

DUTRA et al., 2016). That especially affect the most vulnerable groups and poorest regions (PRÜSS-ÜSTÜN et al., 2008; OSTRO, 2004), characterizing social injustice in terms of public policies that provide opportunities access to sanitation and health.

Domestic effluents, when discharged into water bodies, without proper treatment cause water pollution. Among the compounds present in the sewage, there is phosphorus, which although it is an essential nutrient for the growth of biomass in many ecosystems (CHOI et al., 2012; HE et al., 2016), its excessive insertion in d 'bodies water can cause algae proliferation, resulting in degradation of the quality of the water body (ISMAIL, 2012; JYOTHI et al., 2012; BARCA et al., 2014; ARAUJO et al., 2018), conditioning the environment to eutrophication (PEN et al., 2017) and liable to poison humans with cyanotoxins (SVIRČEV et al., 2017).

For the removal of phosphorus, different technologies can be used. The most used is chemical removal, obtained by the addition of metal ions, capable of forming precipitates with inorganic phosphates dissolved in water, (TCHOBANOGLIOUS et al. 2014). However, the disadvantages are high operating and maintenance costs (TYAGI and LO, 2011), as well as the significant increase in sludge production and the cost of chemicals.

A despite the large number of techniques for treating effluents, there are still communities that dispose of untreated domestic effluents in water bodies, in this case, the adsorption is one of the techniques used due to its economic viability and ease of implementation. The application of low-cost and available materials, such as substrates for adsorption (LU et al., 2009; LOGANATHAN et al., 2014).

The adsorption technology has gained attention for the treatment of phosphorus-rich effluents, including the recovery of this compound. A wide range of potential filter substrates, including natural materials, were tested, such as calcium carbonate (LI et al., 2017), clay minerals (LÜRLING et al., 2014), dolomite and hydroxyapatite (BOEYKENS et al., 2017), mesoporous materials (HUANG et al., 2017), lanthanum modified zeolites (HE et al., 2016), natural zeolite pre-treated with hydroxide calcium (MITROGIANNIS et al., 2017), laterite and sandstone (COULIBALY et al., 2016), laterite (MANSING & RAUT, 2013; HUANG et al., 2013), reported to have good performance in phosphate adsorption, and it can be characterized as a simplified, low cost and easy operation.

However, despite the large number of techniques for treating effluents, there are still communities that dispose of untreated domestic effluents in water bodies. This study investigated the use of laterite for the removal of phosphorus in domestic effluents, as a low-

cost alternative, for communities where access to sanitation is limited or where there is difficulty in implementing conventional systems.

METHODOLOGY

Sample collection and processing

The material used to test the phosphorus adsorption in effluent were lateritic concretions. The collected material was washed in tap water to remove all impurities, and then dried for 24 hours, at 105° C in an oven. Then, the samples were ground and sieved to particle sizes of 0.150 mm, 2 mm and 4 mm. The material already sieved was dried in a hot air oven at 105° C (MANSING and RAUT, 2013). The prepared samples were submitted to physical, chemical and mineralogical analyzes.

Physical-chemical and mineralogical characterization of lateritic concretion

To obtain the cation exchange capacity index (CTC), analytical data of pH, exchangeable bases (SB: Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺), extractable acidity (Al³⁺ + H⁺), Aluminum (Al³⁺) and hydrogen (H⁺) were used necessary to calculate the cation exchange capacity (CTC), base saturation (V%), aluminum saturation and the organic carbon content (EMBRAPA, 1984).

The methodology used to determine the organic matter content was carried out by obtaining the organic carbon wet via potassium dichromate in sulfuric medium, followed by titration with standard solution of ferrous ammonium sulfate - Mohr salt - Embrapa (1997). The percentage organic matter was calculated by multiplying the carbon result by 1.724. This factor is used because it is assumed that carbon share in the average humus composition represents 58% Embrapa (1997).

The pH was determined by the potentiometry method according to the Manual of Sampling Procedures for Physical-Chemical Analysis of Water, Embrapa (2011). The measurement was performed using a combined electrode immersed in soil: liquid (Potassium Chloride - KCl 1M) and soil: deionized water.

Tests for determining phosphorus adsorption capacity against laterite

Statistical planning

The adsorption tests were subjected to variations in the experimental conditions, using the Statistic software for the factorial design of the tests, with three repetitions at the central point. The variables used were dosage of adsorbent material (X1), pH (X2) and contact time (X3). The range and levels of the three variables investigated as well as the coded and real variables used in the processing (Table 1). The response surface methodology (RSM) was applied as described by Box and Draper (1987), to evaluate the influence of the laterite dosage (g), pH and time (h) (independent variables) on the Removal Rate response variable (%).

Table 1. Experimental factor and levels used in factorial design for phosphorus adsorption tests against laterite.

Essay	Coded variables			Real variables		
	X1	X2	X3	X1 (g)	X2	X3 (h)
1	-1	-1	-1	5	4	6
2	-1	1	1	5	8	18
3	1	-1	1	15	4	18
4	1	1	-1	15	8	6
5	0	0	0	10	6	12
6	-1	-1	1	5	4	18
7	-1	1	-1	5	8	6
8	1	-1	-1	15	4	6
9	1	1	1	15	8	18
10	0	0	0	10	6	12
11	-1,67332	0	0	1,634	6	12
12	1,67332	0	0	18,366	6	12
13	0	-1,67332	0	10	2,65	12
14	0	1,67332	0	10	6,65	12

15	0	0	-1,67332	10	6	1,96
16	0	0	1,67332	10	6	22,04
17	0	0	0	10	6	12

Note: X1 = Dosage of Laterite (g); X2 = pH and X3 = Time (h)

All variables at level zero constitute the central points, while the combination of variables that constitute a lower level (-1.673), or the highest level (+1.673) constitute the axial points. For the test of optimization and desirability of the results, the program Statistica version 7.0 was used, applying the test of desirability, this tool makes it possible to identify better conditions for adjusting a process that makes possible the simultaneous optimization of multiple responses, providing the best conditions and the most convenient way of processing.

Experimental conditions

For the adsorption tests, 3 particle sizes were adopted (0.15mm, 2mm, 4mm), (MANSING and RAUT, 2013). The pH values and contact time studied were defined based on studies on phosphorus adsorption (MANSING AND RAUTE, 2013; COULIBALY et al., 2016), adopting a pH range between 1.5 to 8, contact from 2 to 18 hours.

The concentration of phosphorus used in the tests was determined taking as reference the concentration of phosphorus, found in domestic effluents subjected to conventional treatments Campos et al. (1996); Melo Junior et al. (2018); Aslan and Kapdan, (2006). The phosphorus solution was prepared using CaCl₂, of phosphorus in the form of KH₂PO₄, at the end giving a concentration of 10mgP/L. The pH was adjusted using solutions of 1M HCl (hydrochloric acid) and 1M NaOH (sodium hydroxide).

Percent Difference in Adsorpted Phosphorus

The percentage of solute absorbed was obtained by equation 1:

$$D(\%) = \left(\frac{C_o - C_e}{C_e} \right) 100 \quad \text{(Equation 1)}$$

Where: D (%) is the percentage difference between the initial and equilibrium concentration; Co is the initial concentration of phosphorus, mg/L; Ce is the concentration of the solute after the time of contact with the soil in mg/L.

Adsorption

Adsorption is the mass of solute adsorbed per gram of soil, determined by equation 2:

$$S(\text{mg/g}) = \left(\frac{(C_o - C_e)V}{M_s} \right) \times 100 \quad (\text{Equation 2})$$

Where: S is the mass of phosphorus adsorbed by soil mass, mg/g; Co is the initial concentration of phosphorus, mg/L; Ce is the concentration of the solute after the time of contact with the soil in mg/L, V is the volume of the solution used, L; Ms is the mass of soil used (kiln dried) in g.

Adsorption isotherm

The adsorption isothermal curve was obtained by plotting the weight of the adsorbed solute per unit weight of the adsorbent (qe). Against the balance of solute concentration (Ce). The balance isotherm data were adjusted following the Langmuir and Freudlich models (KUMAR et al., 2010, HUANG et al., 2013) given by Equations 3 and 4, respectively.

The parameters for each model were obtained from a non-linear statistical adjustment, and the evaluation of the correlation coefficients (r²).

$$q_e = \frac{Q_m \cdot K_L \cdot C_e}{1 + Q_m \cdot C_e} \quad (\text{Equation 3})$$

$$q_e = K_F \cdot C_e^{1/n} \quad (\text{Equation 4})$$

The effect of the phosphorus dose was studied at room temperature, using 4g of dry soil in an oven, to which 40mL of the P solution prepared in 0.01M CaCl₂ solution with concentrations of 5, 10, 100, 150, 250, 400 and 1000mg/L of P in the form of KH₂PO₄. Being placed under agitation of 100rpm, temperature 25°C, the minimum equilibrium time in which

the changes in the concentration of the solute in the solution were equal to or less than 5% in the interval of 24 hours as recommended by EPA (1992) was chosen for this stage.

RESULTS AND DISCUSSION

Physico-chemical and mineral characteristics of lateritic concretion

The laterite used for the development of the study has a large presence of iron and aluminum oxides (Table 2). Phosphorus ions can react with exchangeable parts and soluble ions on the inner surface of Fe and Al oxides and hydroxides (ARAI AND SPARKS 2001; WENG et al. 2011). The availability of these elements positively influences the phosphorus adsorption process (BORGGI et al., 2010; VILAR et al., 2010, MANSING and RAUT, 2013; HUANG et al., 2013; COULIBALY et al., 2016), by of interaction between them. According to the FeO_3 content found (36%), it is considered as ferric soil (EMBRAPA, 1999).

Organic matter influences phosphorus adsorption through the formation of organomineral complexes with the constituents of the clay fraction, thus reducing the exposure of adsorption surfaces (DONAGEMMA, 2008), the laterite under study has a low organic matter content (0.57%), a factor that positively influences the P sorption capacity on the material surface, since humic substances competing for adsorption sites are few.

The cation exchange capacity (CTC) is a parameter that directly represents the non-specific adsorption of ions. The CTC of laterite was considered average, with good adsorption capacity because it has a load of around 8.78 cmolc / L (ANGHINONI ET AL., 2013), providing good adsorption capacity.

Table 2. Physical and chemical characteristics of lateritic concretion used as an adsorbent material for phosphorus adsorption.

Index	Method	Results
Physical		
Granulometry (%)	ABNT NBR 7181:1984	Clay: 21
		Silt: 19,4
		Sand: 59,6
Chemical		
pH (CaCl ₂)		7,30
Organic matter content (%)		0,57

		Ca: 3,86
		Mg: 0,58
Macronutrients (cmol _c /dm ³)	EMBRAPA (1997)	Al: 0,00
		H: 1,20
		K: 0,23
Macronutrients (mg/dm ³)		P: 10,20
		SiO ₂ : 37,4
		Al ₂ O ₃ : 14,8
		Fe ₂ O ₃ : 35,7
		CaO: 0,22
Macronutrients (%)	XRF79C*	MgO: 0,13
		TiO: 0,75
		P ₂ O ₅ : 0,16
		Na ₂ O: <0,1
		K ₂ O: 0,18
		MnO: 0,03
CTC (cmol _c /L)		5,87

* Fusion with lithium tetraborate and quantification by XRF

The most studied iron oxides for phosphorus adsorption are goethite (LI, 2000; NOWACK and STONE, 2006; ATOUEI et al., 2017; AMINI et al., 2020) and hematite (XU et al., 2012; LI et al., 2014), as they are abundant in oxidic soils (WHITE and DIXON, 2002). However, laterite has also been used for phosphorus adsorption (MANSING and RAUT, 2013; COULIBALY et al., 2016), and its mineralogical characteristic gives rise to the potential of its use in chemical processes of exchange of binders to remove phosphorus in effluent.

Desirability for the independent particle size variable

Regarding the determination of the appropriate granulometry for the adsorption (Figure 1), the behavior of the adsorption in function of the independent variable (Figure 1a) and the desirability for the adsorption (Figure 1b) were studied. The value zero (0) represents the maximum desirability, for the minimum adsorption of 25.92% and 1 (maximum desirability), for the adsorption of 87.45%. The desirability for the factor separately and the global value of 0.80 (Figure 1c), which the closer to 1 the better the desirability. The optimum value for the independent variable was 0.150mm (vertical dashed line) (Figure 1c), representing the best

particle size for the adsorptive process, confirming that the smallest particle sizes have greater adsorption capacity (SEKAR et al., 2004; FISCHER et al., 2019).

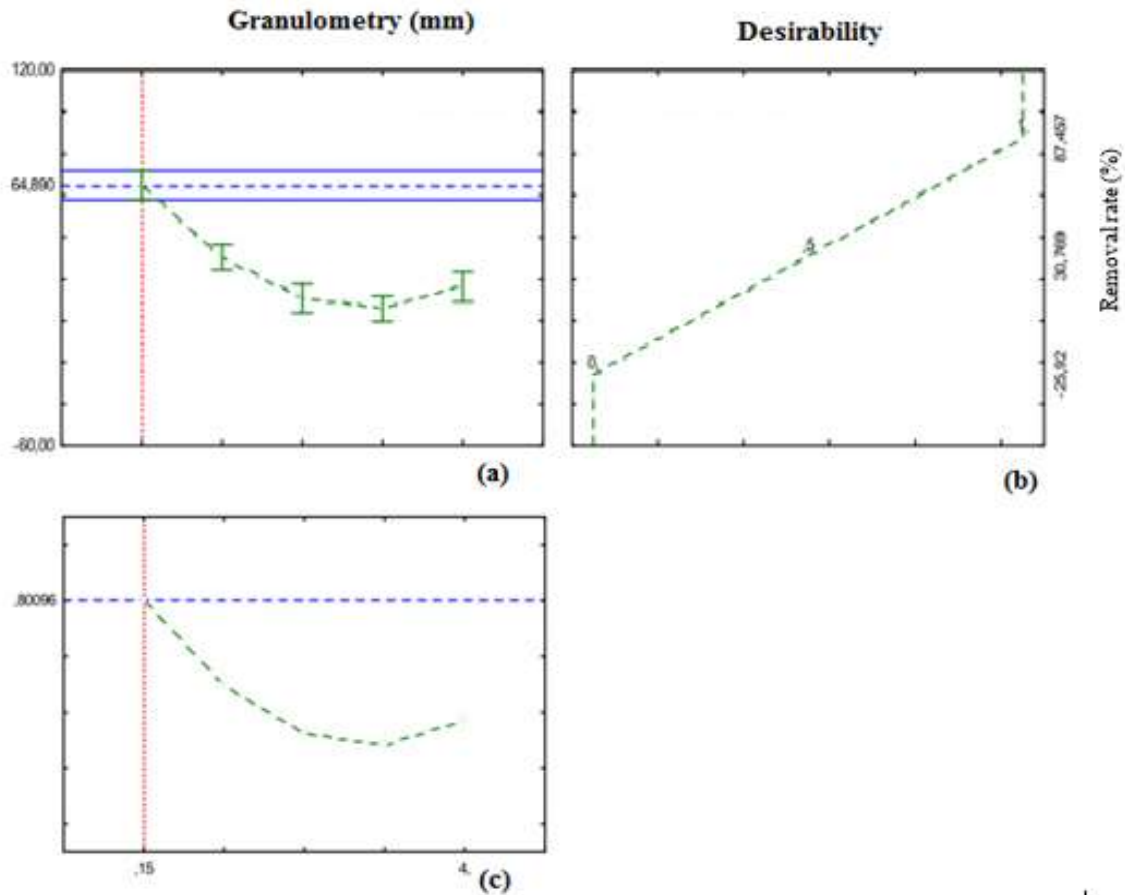


Figure 1. Profiles of predicted values and desirability for the adsorption capacity between laterites with 0.150mm, 2mm and 4mm grain sizes.

Phosphorus adsorption capacity against laterite

The interactions between the independent variables of adsorbent dosage, contact time and pH for adsorption rate response, in which the phosphorus concentration was fixed at 10mg L⁻¹ can be seen in Figure 2. The effect of the interaction between pH and dosage adsorbent (Figure 3a) indicates that the maximum adsorption occurred at pH 8 the best adsorption and the second largest adsorption identified, occurred at acid pH 4.

The adsorptive processes tend to occur better in solutions with low pH (SATO and COMERFORD, 2005; MANSING and RAUT, 2013; COULIBALY et al., 2016), as occurred in the second largest adsorption (pH 4) with an average removal of 85, 5%. The pH influences the availability of aluminum and iron ions present in laterite to react with phosphorus, due to

the electronegativity of the colloid surface charges of the adsorbent material, in this case oxides (Al_2O_3 , Fe_2O_3). The high pH conditions a deprotonation of the functional groups and affects the surface load of the adsorbent (TABATABAI and SPARKS, 2005, PIERANGELI et al., 2005), decreasing the capacity for exchanging binders and consequently resulting in a decrease in the adsorption rate.

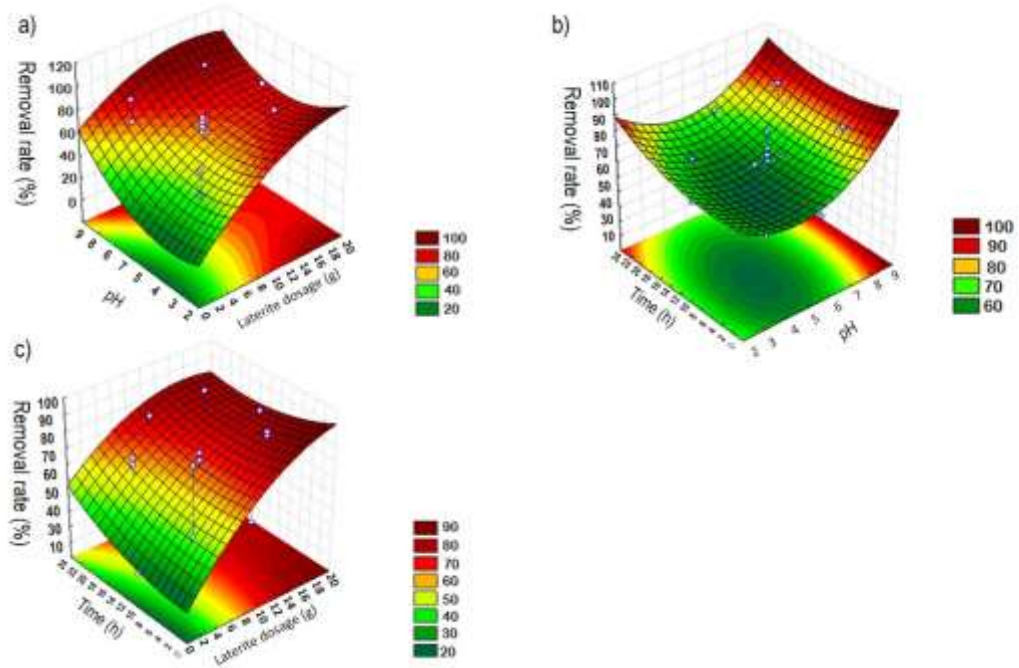


Figure 2. Response of the influence of the interaction of the variables a) dosage of adsorbent material and pH b) pH and contact time c) dosage of adsorbent material and contact time in relation to the removal rate of phosphorus.

The interaction of the independent variables pH and contact time for the response variable, removal rate (Figure 2b) did not show statistical significance, confirmed by the Pareto diagram (Figure 3). The interactions of laterite dosage and contact time (Figure 2c) showed an increasing adsorption as the adsorbent dosage was increased, with the increase in the adsorbent dosage also providing an increase in removal efficiency (SEN et al., 2017). The significant increase in adsorption was observed when the dose of laterite was between 15g and 18g, due to the greater availability of the surface area. Only one event with a dosage of 5g, which exceeded 80% of phosphate removal.

The phosphorus adsorption efficiency was dependent on the particle size of the adsorbent material, since the smaller the particle, the greater the adsorption capacity, due to the greater availability of surface area susceptible to pollutant removal (TCHOBANOGLOUS et al., 2003, WORCH, 2012; MANSING and RAUT, 2013). The smaller the particle of the

adsorbent material, the greater its capacity to adsorb, establishing that the smaller the particle size, the greater the contact area of the adsorbent available for the adsorbate (SEKAR et al., 2004; FISCHER et al., 2019).

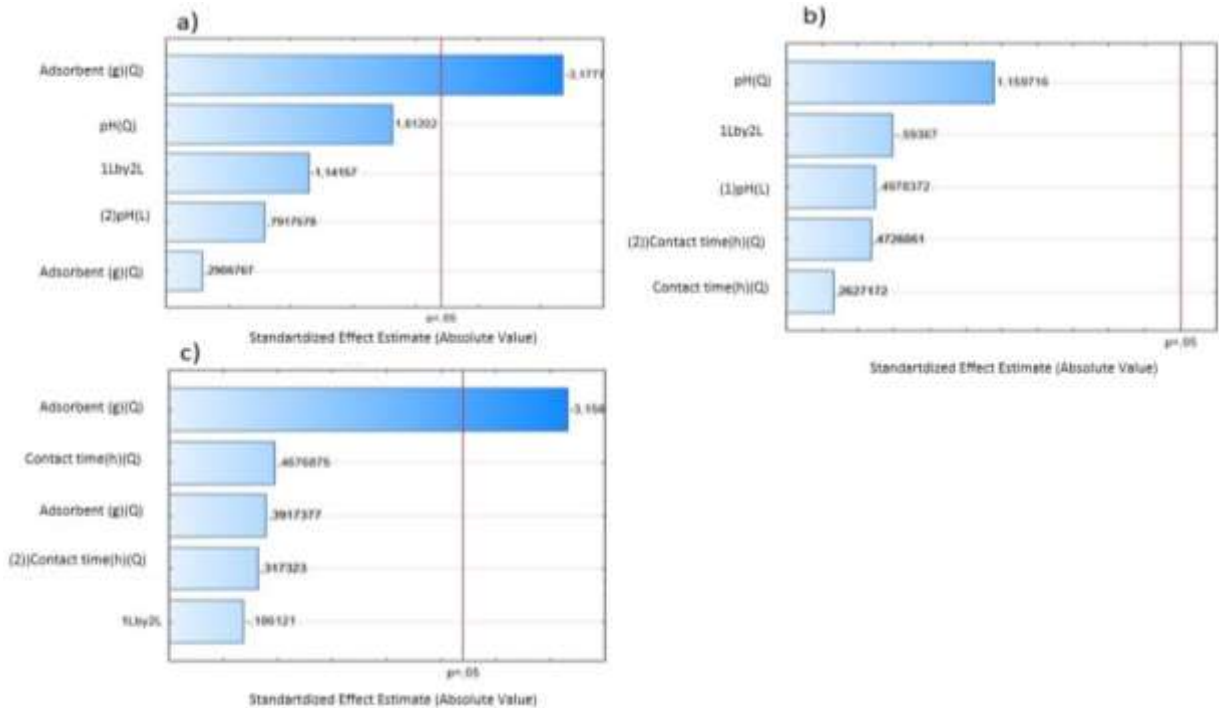


Figure 3. Pareto diagrams of the influence of the parameters a) dosage of adsorbent and pH b) pH and contact time c) dosage of adsorbent and contact time in the adsorptive process.

The determination of desirability for the same conditions: dosage of adsorbent and pH; contact time and dosage of adsorbent and pH, and contact time in the adsorptive process were studied (Figure 4). The best conditions for the phosphorus adsorption using laterite as an adsorbent medium occurred under conditions of pH 9, contact time of 6.49h and 19.219g of laterite. Using these parameters, the adsorption rates will be 80%.

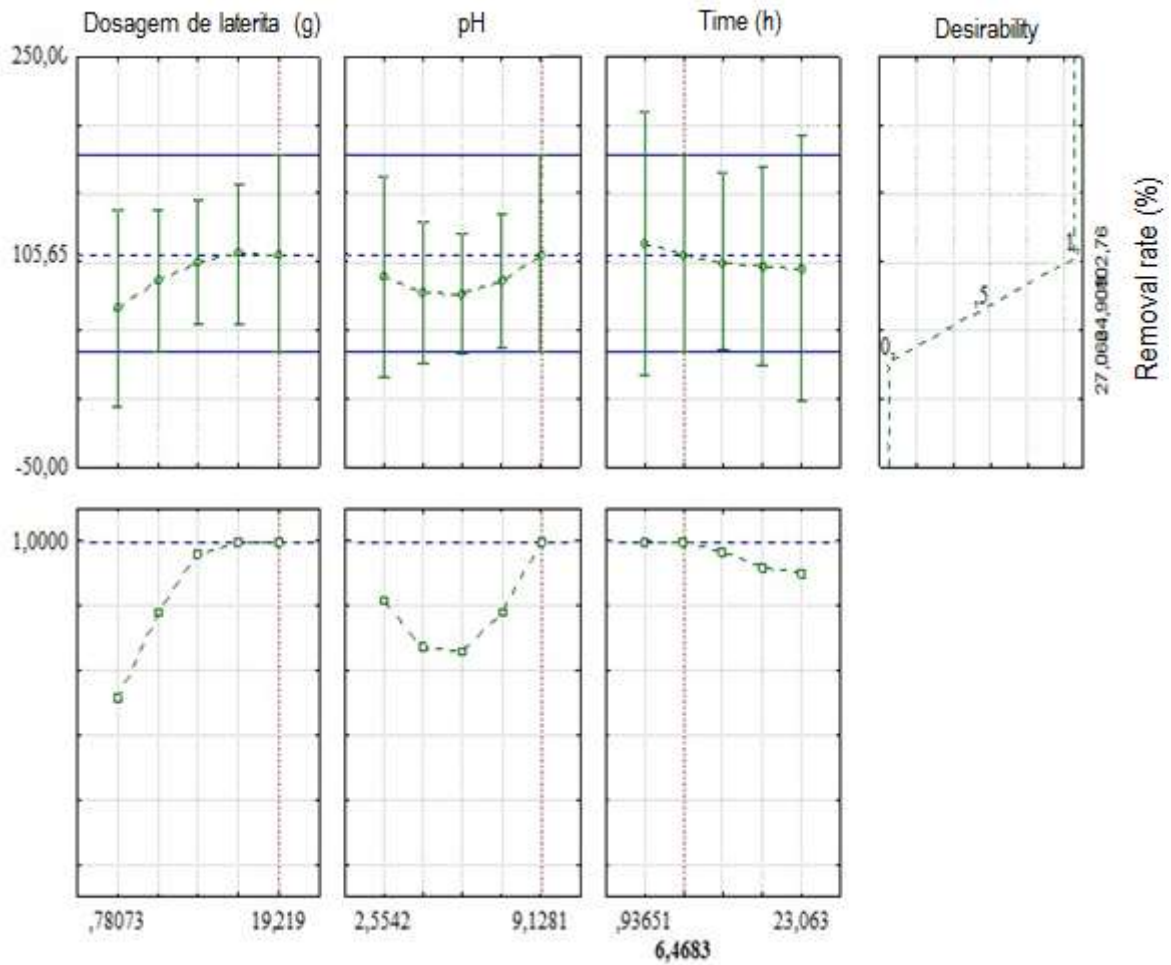


Figure 4. Desirability of adsorption capacity between the variables: dosage of adsorbent and pH; contact time and dosage of adsorbent and pH, and contact time in the phosphorus adsorptive process.

As for the adsorption isotherms for phosphorus, obtained by the Langmuir and Freundlich models (Figure 5), a very strong correlation was observed for the Langmuir adjustment $r = 0.9861$ (Figure 5a) and an average correlation for the adjustment of Freundlich $r = 0.7146$ (Figure 5b). The adjustment that best represented the adsorption of phosphorus on laterite, to determine the coefficient of distribution to sorption, was that of Langmuir. This model is characteristic for adsorbents with small pores (from 0.8 to 1.8 mm) and considers a gradual attraction of the molecules up to the limit that corresponds to the monolayer (ROCHA,

2006).

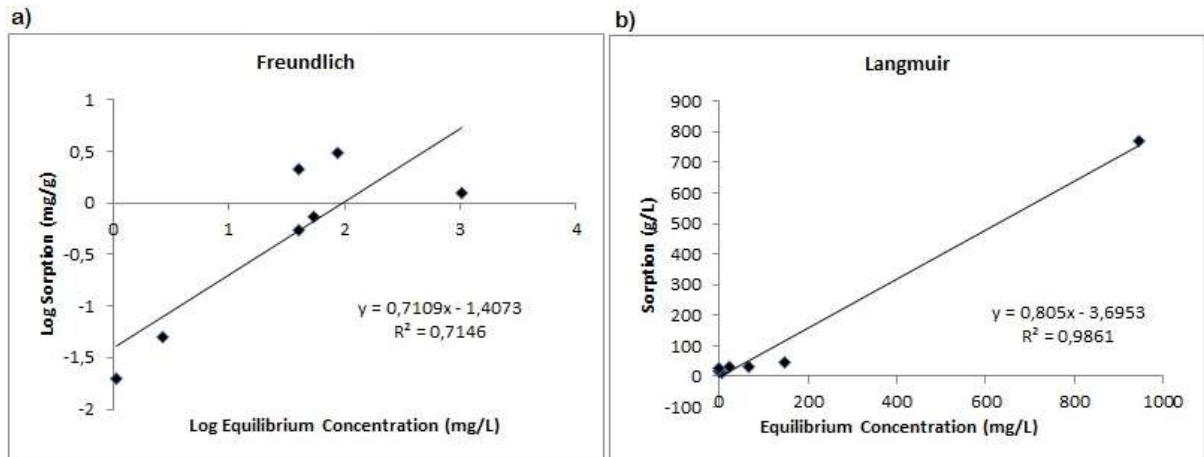


Figure 5. Adsorption isotherm using the model of a) Freundlich and b) Langmuir for adsorption of phosphorus on laterite.

The Langmuir model presented an ideal type of adsorption, which implies that the molecules are adsorbed on the surface and that the energy of the sorbed species is the same at any point, regardless of the neighboring molecules, which represents an energetically uniform surface (KUMAR et al., 2008), so that the adsorbed phosphorus will be retained in a monolayer that does not have secondary adsorption sites, predominantly chemisorption (RUTHVEN, 1984; EASTOE and DALYTON, 2000).

Laterite as an adsorbent medium in decentralized technologies

Lateritic concretions, or commonly called cangas stones, are products of supergenic alteration in tropical climates, resulting from the relative accumulation of F_2O_3 and / or Al_2O_3 (AUGUSTIN et al., 2013). Intuitively, cangas stones are already being used by communities in the treatment of water and sewage, as mentioned in the studies by Silva and Valentim (2017) and Nascimento et al. (2011), even without the certainty of the effectiveness of the treatment; this reflects the importance of theoretical and empirical contributions in the construction of knowledge.

The use of non-conventional and low-cost adsorbents, such as adsorbents obtained from the agricultural segments, household waste, by-products, natural materials, soil and ore, has been an alternative for wastewater treatment, (GISI et al., 2016). Laterite (canga stone), without chemical modifications, was tested as an adsorbent material and proved effective for the removal of phosphorus in effluents, and can be used in filter units for removing pollutants, with removal capacity, average of 87.9 % of P.

Considering laterite's ability to act as an adsorbent, its availability and cost; it is envisaged that it could be used as an alternative technology for low-cost after-treatment and easy operation in small towns, rural and peri-urban communities that are neglected regions with the lack of sanitation. In these areas, alternative actions are needed to identify the vulnerability in which the community finds itself, valuing cultural conditions and contributing to the transformation of tacit and explicit knowledge, and for public participation to be effective in sanitation actions.

Technologies that recognize logical factors, including community participation, public involvement, social perception, attitudes and public acceptance (Figure 6) can lead to improvement in practical quality and wastewater management (SAAD et al, 2017). Social technologies seek to benefit the most vulnerable populations, bringing with them the encouragement of defending the development and use of technologies that aim at social inclusion, based on social participation in a way that enables actions to value a more just, sustainable and included society (DUQUE and VALADÃO, 2017).



Figure 6. Factors that trigger environmental sanitation through social technologies.

Although the challenges in action in sanitation are fundamentally of a technical nature, overcoming these challenges does not depend only on technological innovation and infrastructure, but also on the development of technologies that correspond to institutional challenges and how they manifest themselves locally (CASTRO, 2013). We highlight the use of laterite as an alternative treatment that accesses the demands, and through the management and use of less complex operating technologies, it can assume new dimensions in the sanitation scenario (SAAD et al, 2017).

Besides being a good adsorbent, the laterite used when saturated with phosphorus, can be used as a plant fertilizer, and only the adsorption process has the potential to recover P as a usable fertilizer, since P is a non-renewable resource and is obtained for the extraction of rocks (SENGUPTA and PANDIT, 2011). The adsorbed phosphorus can be reused after the process of desorption, reuse or regeneration (NGUYEN et al., 2014).

CONCLUSIONS

The results indicate that the laterite in natura can be considered a good alternative low cost adsorbent, due to the removal efficiency and its availability in nature. Powdered laterite proved to be a suitable adsorbent for the removal of phosphate ions from effluents, achieving removal rates higher than some conventional technologies. The efficiency in phosphorus removal was dependent on the dosage of laterite and particle size. This adsorbent ma.

ACKNOWLEDGMENT

To the Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel (CAPES), for the master's scholarship granted by the Social Demand Program - DS (process: 1777733).

REFERÊNCIAS

- AMINI, M., ANTELO, J., FIOL, S. E RAHNEMAIE, R. (2020). Modeling the effects of humic acid and anoxic condition on phosphate adsorption onto goethite. **Chemosphere**, p. 126691, 2020.
- ANGHINONI, I.; CARMONA, F. C.; GENRO JUNIOR, S. A.; BOENI, M. Adubação potássica em arroz irrigado conforme a capacidade de troca catiônica do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 48, n. 11, p. 1481-1488, 2013.
- ARAI Y, SPARKS D.L. ATR–FTIR spectroscopic investigation on phosphate adsorption mechanisms at the ferrihydrite–water interface. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 241, n. 2, p. 317-326, 2001.
- ARAÚJO, D. R., MENDONÇA, A. S. F., & REIS, J. A. T. D. Análise de variação e comparação de índices de estado trófico: reservatórios dos aproveitamentos hidrelétricos de Rio Bonito e Suíça. **Eng. sanit. ambient**, p. 55-62, 2018.
- ASLAN, S., & KAPDAN, I. K. (Batch kinetics of nitrogen and phosphorus removal from synthetic wastewater by algae. **Ecological engineering**, v. 28, n. 1, p. 64-70, 2006. doi:10.1016/j.ecoleng.2006.04.003.

- ATOUEI, M. T., RAHNEMAIE, R., KALANPA, E. G., & DAVOODI, M. H. (Competitive adsorption of magnesium and calcium with phosphate at the goethite water interface: kinetics, equilibrium and CD-MUSIC modeling. **Chemical Geology**, v. 437, p. 19-29, 2016.
- AUGUSTIN, C. H. R. R.; LOPES, M. R. S.; SILVA, S. M. Lateritas: um conceito ainda em construção. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 14, n. 3, 2013.
- BARCA, C.; MEYER, D.; LIIRA, M.; DREISSEN, P.; COMEAU, Y.; ANDRÉS, Y.; CHAZARENC. Steel slag filters to upgrade phosphorus removal in small wastewater treatment plants: removal mechanisms and performance. **Ecological engineering**, v. 68, p. 214-222, 2014. doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.03.065
- BOEYKENS, S. P.; PIOL, M. N.; LEGAL, L. S.; SARALEGUI, A. B.; VÁSQUEZ, C. Eutrophication decrease: Phosphate adsorption processes in presence of nitrates. **Journal of Environmental Management** xxx, 1 e 8. 2017.
- BOX, G. E. P.; DRAPER, N. R. **Empirical model-building and response surfaces**. New York: Wiley, 1987. 669 p.
- BRASIL. Ministério da Saúde (MS). Secretaria de Vigilância em Saúde. **Manual Integrado de Vigilância Epidemiológica da Cólera**. 2ª ed. Brasília: Editora Ministério da Saúde. 2010.
- CAMPOS, J. R. Projeto PROSAB: Tratamento de esgotos sanitários por processos anaeróbio e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro, ABES, 464 p.1999.
- CASTRO, J. E. Políticas públicas de saneamento e condicionantes sistêmicos. In: Heller L.; Castro J.E. (org.). **Política pública e gestão de serviços de saneamento**. Ed. Ampl. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2013; Rio de Janeiro: Editora Fiocruz, 2013. P. 53-75.
- CHOI, J., LEE, S., KIM, J., PARK, K., KIM, D., HONG, S. Comparison of surfasse modified adsorbents for phosphate removal in water. **Water Air Soil Pollut.** 223, 2881–2890. 2012. doi:10.1007/s11270-011-1072-6
- COULIBALY, L. S.; AKPO, S. K.; YVON, J.; COULIBALY, L. Fourier transform infra-red (FTIR) spectroscopy investigation, dose effect, kinetics and adsorption capacity of phosphate from aqueous solution onto laterite and sandstone. **Journal of Environmental Management** 183, 1032 e 1040. 2016.
- DONAGEMMA, G. K.; RUIZ, H. A.; ALVAREZ, V. H. V.; KER, J. C. S.; FONTES, M. P. F. Fósforo remanescente em argila e silte retirados de Latossolo após pré-tratamento na análise de textura. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, p. 1785-1791, 2008.
- DUQUE, T. O. VALADÃO, J. A. D. Abordagens teóricas de tecnologia social no Brasil. **Revista Pensamento Contemporâneo em Administração**. Vol. 11, núm. 5, p. 1-19, 2017.
- DUTRA, M. T. D., OLIVEIRA, C. R., LYRA, M. R. C. C., & MONTENEGRO, S. M. G. L. (2016). Relações entre condições ambientais e doenças de veiculação hídrica em áreas do assentamento rural Serra Grande, Vitória de Santo Antão, PE, Brasil. **Rev bras geo fis**, 9(6), 1677-89.
- EASTOE, J.; DALTON, J. S. Dynamic surface tension and adsorption mechanisms of surfactants at the air–water interface. **Advances in colloid and interface science**, v. 85, n. 2-3, p. 103-144, 2000.
- EMBRAPA - S.N.L.C.S. **Manual de métodos e análises de solos**. Rio de Janeiro, 1979.

EMBRAPA- S.N.L.C.S. Instituto Agrônômico do Paraná. **Levantamento de reconhecimento dos solos do estado do Paraná**. Londrina, p.791, 1984

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Rio de Janeiro: Embrapa Produção de Informação, 1999. 412 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro, 2011. 230p.

EPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1992). Batch –**Type Procedures For Estimating Soil Adsorption of Chemicals**. EPA530/SW-87-006-F, United States, 100p.

ERCUMEN A.; GRUBER J. S.; COLFORD J. M. Jr. Water distribution system deficiencies and gastrointestinal illness: a systematic review and meta-analysis. **Environ Health Perspect**; 122:651-60. 2014.

FISCHER, H. C. V., LIMA, L. S. D., FELSNER, M. L., & QUINÁIA, S. P. Estudo da capacidade de adsorção de carvões ativados comerciais versus tempo de armazenamento. **Ciênc. Florest.**, Santa Maria , v. 29, n. 3, p. 1090-1099, Sept. 2019. Epub Dec 02, 2019. <http://dx.doi.org/10.5902/1980509838092>.

GISI, S.; LOFRANO G.; GRASSI M.; NOTARNICOLA M. Characteristics and adsorption capacities of low-cost sorbents for wastewater treatment: A review. **Sustainable Materials and Technologies**, v. 9, p. 10-40, 2016.

HE, Y.; LIN, H.; DONG, Y.; LIU, Q.; WANG, L. Simultaneous removal of ammonium and phosphate by alkaline activated and lanthanum-impregnated zeolite. **Chemosphere** 164, 387 e 395. 2016.

HUANG, H.; LIU, J.; ZHANG, P.; ZHANG, D.; GAO, F. Investigation on the simultaneous removal of fluoride, ammonia nitrogen and phosphate from semiconductor wastewater using chemical precipitation. **Chemical Engineering Journal** **307** (2017) 696-706. doi.org/10.1016/j.cej.2016.08.134.

HUANG, W.; ZHANG Y.; LI, D. Adsorptive removal of phosphate from water using mesoporous materials: A review. *Journal of Environmental Management* xxx, 1e13. 2017.

HUANG, W.-Y., ZHU, R.-H., HE, F., LI, D., ZHU, Y., & ZHANG, Y.-M. (2013). Enhanced phosphate removal from aqueous solution by ferric-modified laterites: Equilibrium, kinetics and thermodynamic studies. **Chemical engineering journal**, v. 228, p. 679-687, 2013. doi:10.1016/j.cej.2013.05.036

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2010) Censo Demográfico – Indicadores Sociais Municipais 2010. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/educacao/9662-censo-demografico-2010.html?t=destaques>> Acesso em: 02 de fevereiro de 2020.

ISMAIL, Z. Z. Kinetic study for phosphate removal from water by recycled date-palm wastes as agricultural by-products. **International journal of environmental studies**, v. 69, n. 1, p. 135-149, 2012. doi:10.1080/00207233.2012.656975.

JYOTHI, M. D.; KIRAN, R. K. RAVINDHRANATH, K. Phosphate pollution control in waste waters using new biosorbents. **International Journal of Water Resources and Environmental Engineering**, v. 4, n. 4, p. 73-85, 2012. doi: 10.5897/IJWREE11.132.

- KRONENBERGER, D. M. P.; PEREIRA, R. S.; FREITAS, E. A. V.; SCARCELLO, J. A.; CLEVERÁRIO JUNIOR, J. Saneamento e meio ambiente. In: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Atlas de saneamento 2011. http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/atlas_saneamento/default_zip.shtm (acessado em 18/07/2019).
- KUMAR, KV, PORKODI, K. & ROCHA, F. Isotherms and thermodynamics by linear and non-linear regression analysis for the sorption of methylene blue onto activated carbon: comparison of various error functions. **Journal of Hazardous Materials**, v. 151, n. 2-3, p. 794-804, 2008. doi: 10.1016 / j.jhazmat.2007.06.056
- KUMAR, P.; SUDHA, S.; SRIVASTAVA, V. C. Phosphate removal from aqueous solution using coir-pith activated carbon. **Separation Science and Technology**, v. 45, n. 10, p. 1463-1470, 2010. doi: 10.1080/01496395.2010.485604
- LI, L. E STANFORTH, R. Diferenciação de adsorção e precipitação superficial de fosfato em goethita (α -FeOOH). **Jornal de ciência colóide e interface** , 230 (1), 12-21. 2000.
- LI, Y., SUN, T., KOU, J., GUO, Q., & XU, C. Study on phosphorus removal of high-phosphorus oolitic hematite by coal-based direct reduction and magnetic separation. **Mineral Processing and Extractive Metallurgy Review**, v. 35, n. 1, p. 66-73, 2014.
- LI, Z., SUN, X., HUANG, L., LIU, D., YU, L., WU, H., & WEI, D. Phosphate adsorption and precipitation on calcite under calco-carbonic equilibrium condition. **Chemosphere**, v. 183, p. 419-428, 2017.
- LOGANATHAN, P.; VIGNESWARAN, S.; KANDASAMY, J.; BOLAN, NS Recuperação de fosfato de água usando sorção. **Revisões críticas em ciência e tecnologia ambiental**, v. 44, n. 8, p. 847-907, 2014. <https://doi.org/10.1080/10643389.2012.741311>
- LU, SG; BAI, SQ; ZHU, L; SHAN, HD Mecanismo de remoção de fosfato de solução aquosa por cinza volante. **Journal of Hazardous Materials**, v. 161, n. 1, p. 95-101, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.02.123>
- LÜRLING, M., WAAJEN, G., & VAN OOSTERHOUT, F. (2014) Humic substances interfere with phosphate removal by lanthanum modified clay in controlling eutrophication. **water research**, v. 54, p. 78-88, 2014. doi:10.1016/j.watres.2014.01.059
- MANSING, P. & RAUT, P. D. Removal of phosphorus from sewage effluente by adsorption on Laterite. **International Journal os Engineering Research & Techonology (IJERT)**. Vol 2. September. 2013.
- MITROGIANNIS, D.; PSYCHOYOU, M.; BAZIOTIS, I; INGLEZAKIS, V. J. Removal of phosphate from aqueous solutions by adsorption onto Ca(OH)₂ treated natural clinoptilolite. **Chemical Engineering Journal**. Vol 320, 15 July, Pages 510 – 522. 2017.
- MURTHA, N. A.; CASTRO, J. E; HELLER, L. Uma perspectiva histórica das primeiras políticas públicas de saneamento e de recursos hídricos no Brasil. **Ambiente & Sociedade**, v. 18, n. 3, p. 193-210, 2015.
- NASCIMENTO, M. F.; SANTOS, D. S.; DIAS, D. S.; SILVA, M. P.; SILVA, P. M. Avaliação das condições de saneamento no município de Conceição do Araguaia. **26º Congresso Brasileiro de Engenharia Ambiental e Sanitária e Ambiental**. 2011.

NOWACK, B., & STONE, A. T. Competitive adsorption of phosphate and phosphonates onto goethite. **Water Research**, v. 40, n. 11, p. 2201-2209, 2006.

OMS. Organização Mundial de Saúde. Progresso em água, saneamento e higiene: 2017 update and SDG baselines.

OSTRO B. **Outdoor air pollution: assessing the environmental burden of disease at national and local levels**. World Health Organization, 2004.

PENN, C.; CHAGAS, I.; KLIMESKI, A.; LYNGSIE, G. A review of phosphorus removal structures: How to assess and compare their performance. **Water**, v. 9, n. 8, p. 583, 2017.

PIERANGELI, MARIA APARECIDA PEREIRA, GUILHERME, LUIZ ROBERTO GUIMARÃES, CURI, NILTON, SILVA, MARX LEANDRO NAVES, LIMA, JOSÉ MARIA DE, & COSTA, ENIO TARSO DE S Efeito do pH na adsorção e dessorção de cádmio em Latossolos brasileiros. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, n. 4, p. 523-532, 2005. doi.org/10.1590/S0100-06832005000400005.

PRÜSS-ÜSTÜN, A.; BOS, R.; GORE, F.; BARTRAM, J. Safer water, better health: costs, benefits and sustainability of interventions to protect and promote health. Geneva: World Health Organization; 2008.

ROCHA, F; KUMAR K. V.; PORKODI K., Isotherms and thermodynamics by linear and non-linear regression analysis for the sorption of methylene blue onto activated carbon: Comparison of various error functions, **Journal of Hazardous Materials, Elsevier**, Volume 151, p. 794-804, 2006.

RUTHVEN, D. M. **Principals of Adsorption and Adsorption Processes**, John Wiley & Sons (1984) 436.

SAAD, D.; BYRNE, D.; DRECHSEL, P. Social perspectives on the effective management of wastewater. **Physico-Chemical Wastewater Treatment and Resource Recovery**, p. 253, 2017. doi:10.5772q67312.

SATO, S., & COMERFORD, N. B. Influência do pH do solo na adsorção e dessorção de fósforo num ultisol úmido brasileiro. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, n. 5, p. 685-694, 2005.

SEKAR, M.; SAKTHI, V.; RENGARAJ, S. Kinetics and equilibrium adsorption study of lead (II) onto activated carbon prepared from coconut shell. **Journal of colloid and interface science**, v. 279, n. 2, p. 307-313, 2004.

SEN, K., MONDAL, N. K., CHATTORAJ, S., & DATTA, J. K. Statistical optimization study of adsorption parameters for the removal of glyphosate on forest soil using the response surface methodology. **Environmental Earth Sciences**, v. 76, n. 1, p. 22, 2017.

SENGUPTA, S.; PANDIT, A. Selective removal of phosphorus from wastewater combined with its recovery as a solid-phase fertilizer. **Water research**, v. 45, n. 11, p. 3318-3330, 2011.

SILVA, A. M.; VALENTINI, C. M. A. Abastecimento público de água no município de nossa senhora do livramento-mt: ontem e hoje. **Biodiversidade**, v. 16, n. 1, 2017.

SIMS, J. T.; PIERZYNSKI, G. M. Chemistry of phosphorus in soils. In: TABATABAI, M. A.; SPARKS, D. L. Chemical processes in soils. Madison: **Soil Science Society of America**, 2005. Chap. 2, p. 151-192.

- SVIRČEV, Z.; DROBAC, D.; TOKODI, N.; MIJOVIĆ, B.; CODD, G.A. ; MERILUOTO, J. (2017) Toxicology of microcystins with reference to cases of human intoxications and epidemiological investigations of exposures to cyanobacteria and cyanotoxins. **Archives of toxicology**, v. 91, n. 2, p. 621-650, 2017. doi.org/10.1007/s00204-016-1921-6.
- TCHOBANOGLIOUS, G., M. ABU-ORF, G. BOWDEN & W. PFRANG. **Wastewater engineering: treatment and resource recovery**. McGraw Hill Education, 2014.
- TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F.L.; STENSEL, H.D. Adsorption. In: Metcalf e Eddy Inc., Ed., **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**, 4th Edition, McGraw-Hill, New York, 1138-1162, 2003.
- TYAGI, V.K., LO, S. Application of physico-chemical pretreatment methods to enhance the sludge disintegration and subsequent anaerobic digestion: an up to date review. **Rev Environ Sci Biotechnol** 10, 215 ,2011.doi.org/10.1007/s11157-011-9244-9.
- UNICEF; OMS. Progress on sanitation and drinking water – 2015 update and MDG assessment. 2015.
- VILAR, C. C., COSTA, A. C. S. D., HOEPERS, A., & SOUZA JUNIOR, I. G. D. Capacidade máxima de adsorção de fósforo relacionada a formas de ferro e alumínio em solos subtropicais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 4, 2010.
- WENG L, VEGA FA, VAN RIEMSDIJK WH Competitive and synergistic effects in pH dependent phosphate adsorption in soils: LCD modeling. **Environmental science & technology**, v. 45, n. 19, p. 8420-8428, 2011.
- WHITE, G.N. & DIXON, J.B. Kaolin-Serpentine minerals. In: AMONETTE, J.E.; BLEAM, W.F.; SCHULZE, D.G. & DIXON, J.B., eds. **Soil mineralogy with environmental applications**. Madison, Soil Science Society of America, 2002. p.389-414.
- WORCH, E. **Adsorption Technologies in Water Treatment. Fundamentals, Processes and Modelling**. Berlin/Boston: The Gruyter, 2012.
- XU, C. Y., SUN, T. C., JUE, K., LI, Y. L., MO, X. L., & TANG, L. G. (2012). Mechanism of phosphorus removal in beneficiation of high phosphorous oolitic hematite by direct reduction roasting with dephosphorization agent. **Transactions of Nonferrous Metals Society of China**, v. 22, n. 11, p. 2806-2812, 2012.