



Universidade
Estadual da
Paraíba

UNIVERSIDADE ESTADUAL DA PARAÍBA
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL

ISABELLA VIEIRA SANTOS

**REMOÇÃO DE FÓSFORO DE ESGOTO DOMÉSTICO EM LAGOAS DE
POLIMENTO TRATANDO EFLUENTE DE REATOR UASB**

LINHA DE PESQUISA: TECNOLOGIAS PARA O TRATAMENTO DE ÁGUA E
RESÍDUOS

Orientador: Prof. Dr Adrianus Van Haandel
Coorientadora: Prof. Dra. Silvânia Lucas dos Santos

CAMPINA GRANDE
2020

ISABELLA VIEIRA SANTOS

**REMOÇÃO DE FÓSFORO DE ESGOTO DOMÉSTICO EM LAGOAS DE
POLIMENTO TRATANDO EFLUENTE DE REATOR UASB**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação
em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade
Estadual da Paraíba, em cumprimento às exigências para
obtenção do título de mestre.

Orientador: Prof. Dr. Adrianus Van Haandel

Coorientadora: Prof. Dra. Silvânia Lucas dos Santos

CAMPINA GRANDE
2020

É expressamente proibido a comercialização deste documento, tanto na forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano do trabalho.

S237r Santos, Isabella Vieira.
Remoção de fósforo de esgoto doméstico em lagoas de polimento tratando efluente de Reator UASB [manuscrito] / Isabella Vieira Santos. - 2020.
75 p. : il. colorido.
Digitado.
Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Estadual da Paraíba, Centro de Ciências e Tecnologia, 2020.
"Orientação : Prof. Dr. Adrianus Cornelius Van Haandel , UFCG - Universidade Federal de Campina Grande ."
"Coorientação: Profa. Dra. Silvânia Lucas dos Santos , UFRN - Universidade Federal do Rio Grande do Norte"
1. Lagoas de estabilização. 2. Reatores anaeróbios. 3. Fosfato de cálcio. 4. Tratamento de esgoto. I. Título
21. ed. CDD 628.3

ISABELLA VIEIRA SANTOS

**REMOÇÃO DE FÓSFORO DE ESGOTO DOMÉSTICO EM LAGOAS DE
POLIMENTO TRATANDO EFLUENTE DE REATOR UASB**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação
em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade
Estadual da Paraíba, em cumprimento às exigências para
obtenção do título de mestre.

Aprovada em: 27/03/2020

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. Adrianus C. Van Haandel (Orientador)
Universidade Federal de Campina Grande



Prof. Dra. Silvânia Lucas dos Santos (Coorientadora)
Universidade Federal do Rio Grande do Norte



Prof. Dr. Valderi Duarte Leite (Examinador interno)
Universidade Estadual da Paraíba



Prof. Dra. Rosinete Batista dos Santos Ribeiro (Examinadora externa)
Universidade Federal de Campina Grande

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus, o centro e o fundamento de tudo em minha vida, por renovar a cada momento a minha força e disposição e pelos discernimentos concedidos ao longo dessa jornada. Serei eternamente grata por ter o privilégio de experimentar e compartilhar da tua soberania. Mesmo eu sendo fraca, o Senhor me fez forte.

Aos meus pais Pedro Barros e Maria José e ao meu irmão Emerson Diego, pelo amor, carinho, força e apoio incondicional em todos os momentos. Obrigada pelos sacrifícios que fizeram para que eu chegasse até aqui. A vocês não tenho e nunca terei palavras suficientes para agradecer tudo que fazem por mim. Sem vocês, nada disso seria possível.

A todos familiares que tanto torceram para que esse dia chegasse. Agradeço em especial a minha avó Marinete por todo incentivo e orações ao meu favor.

Ao orientador desta dissertação o Prof. Dr. Adrianus Van Haandel, pelos ensinamentos, pela orientação prestada, pela sua disponibilidade e apoio que sempre demonstrou. Aqui lhe exprimo a minha gratidão.

A co-orientadora Prof. Dra. Silvânia Lucas dos Santos, pelo suporte, correções, pelo seu incentivo e apoio na elaboração deste trabalho.

Aos professores Valderi Duarte Leite e Rosinete Batista dos Santos Ribeiro, que gentilmente aceitaram compor minha banca de mestrado.

Aos professores do PPGCTA pelo apoio e incentivo, em especial ao Prof. Fernando Fernandes por todo suporte e pela amizade sempre demonstrada.

Aos amigos da EXTRABES, em especial a Carlos Eduardo, Martina Maia, Lincoln Mota, Rodrigo Andrade, Camila Miranda, Kamila Amâncio e Sr. João. Agradeço pela amizade e pela constante troca de ensinamentos. Vocês me fizeram crescer e aprender muito durante este tempo de convívio.

Aos meus amigos, Thiago Santos, Adriano Oliveira, Camila Miranda, Wesla Cantalice e Jéssica Silva. Obrigada por todo carinho, paciência e pelos momentos em que aprendemos juntos. Vocês são anjos que Deus colocou na minha vida.

A CAPES agradeço pelo auxílio financeiro que me foi concedido durante o desenvolvimento deste trabalho.

A todos aqui citados e aqueles aos quais os nomes não aparecem, mas que sabem que fizeram parte desse processo, o meu muito obrigada.

*“Quando estiver cansado,
aprenda a descansar, não a desistir.”*

RESUMO

O aporte de fósforo em corpos hídricos é considerado como uma das principais causas da eutrofização, deste modo, sua remoção passa a ter grande importância para o meio ambiente e para a saúde pública. Dentro deste contexto, a presente pesquisa buscou avaliar a remoção de fósforo em um sistema de tratamento de esgoto, composto por pré tratamento anaeróbio no reator UASB e pós tratamento em lagoas de polimento com profundidades de 0,2; 0,4; 0,6 e 1,0 m, operadas em regime de batelada sequencial. Os dados utilizados foram coletados em período com maior e menor radiação solar (verão/inverno). Os resultados obtidos mostraram que os próprios processos que se desenvolvem nas lagoas de polimento provocam elevação do pH, que por sua vez leva à remoção de fosfato por precipitação na presença de íons de cálcio. Foi possível obter concentrações muito baixas de fósforo (1mgP.L^{-1}) quando o pH na lagoa atingia valores acima de 9,5. Observou-se ainda que o fósforo precipitou nas lagoas na forma de hidroxiapatita de cálcio $\text{C}_{10}(\text{OH})_2(\text{PO}_4)_6$. Desta maneira a associação de reator UASB com lagoas de polimento torna-se uma alternativa viável para o tratamento de esgoto, podendo ser uma ótima opção para substituir os sistemas de tratamento que utilizam lagoas convencionais.

Palavras-chave: Lagoas de estabilização. Sistemas anaeróbios. Fosfato de cálcio.

ABSTRACT

The contribution of phosphorus in water bodies is considered as one of the main causes of eutrophication, therefore, its removal becomes of great importance for the environment and for public health. Within this context, the present research sought to evaluate the removal of phosphorus in a sewage treatment system, consisting of anaerobic pretreatment in the UASB reactor and post treatment in polishing ponds with depths of 0.2; 0.4; 0.6 and 1.0 m, operated in sequential batch regime. The data used were collected in periods with higher and lower solar radiation (summer / winter). The results obtained showed that the processes that develop in the polishing ponds cause an increase in pH, which in turn leads to the removal of phosphate by precipitation in the presence of calcium ions. It was possible to obtain very low concentrations of phosphorus (1mgP.L-1) when the pH in the pond reached values above 9.5. It was also observed that phosphorus precipitated in the lagoons in the form of calcium hydroxyapatite $C_{10}(OH)_2(PO_4)_6$. In this way, the association of UASB reactor with polishing ponds becomes a viable alternative for the treatment of sewage, be a great option to replace treatment systems that use conventional ponds.

Keywords: Stabilization ponds. Anaerobic systems. Calcium phosphate.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Concentração de espécies de fosfato em função do pH.....	20
Figura 2: Isotermas de solubilidade de sais de fosfato de cálcio	32
Figura 3: Localização da Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários (EXTRABES).....	40
Figura 4: Foto do aparato experimental (a) reator UASB; (b) tanque de armazenamento do efluente UASB (c) lagoas de polimento operando em batelada sequencial	41
Figura 5: Esquema do sistema experimental de tratamento	42
Figura 6: Diagrama da solubilidade para vários minerais fosfatados, com a indicação de faixas de concentração de fósforo.	46
Figura 7: Comportamento do oxigênio dissolvido no decorrer da batelada para as lagoas com diferentes profundidades no período de verão	48
Figura 8 Comportamento do oxigênio dissolvido no decorrer da batelada para as lagoas com diferentes profundidades no período de inverno.....	49
Figura 9: Comportamento da concentração de amônia em função do tempo para lagoas com diferentes profundidades durante o período de verão.....	54
Figura 10: Comportamento da concentração de amônia em função do tempo para lagoas com diferentes profundidades durante o período de inverno.....	54
Figura 11: Variação do pH em função do tempo para lagoas com diferentes profundidades durante o período de verão.	56
Figura 12: Variação do ortofosfato em função do tempo para lagoas com diferentes profundidades para o período de verão.....	56
Figura 13: Variação do pH em função do tempo para lagoas com diferentes profundidades para o período de inverno	57
Figura 14: Variação do ortofosfato em função do tempo para lagoas com diferentes profundidades para o período de inverno	57
Figura 15: Área per capita requerida em relação a profundidade das lagoas para período de verão (per capita contribuição de 100 L/hab/d)	60
Figura 16: Dados experimentais de fosfato em função do pH e curva de solubilidade de fosfato para uma constante de solubilidade de 1×10^{-54} (dados de verão de 2018/19)	63
Figura 17: Dados experimentais de fosfato em função do pH e curva de solubilidade de fosfato para uma constante de solubilidade de 1×10^{-54} (dados de verão inverno- junho à agosto/19) .	64

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Concentração máxima de fósforo permitida por classe do corpo de água.....	22
Tabela 2: Padrão de lançamento de fósforo do Rio Grande do Sul	23
Tabela 3: Impactos da remoção do CO ₂ sobre a alcalinidade, acidez e pH.....	35
Tabela 4: Características do reator UASB.....	41
Tabela 5: Parâmetros analisados durante avaliação do sistema.....	43
Tabela 6: Temperaturas máximas e mínimas do líquido nas lagoas de polimento	48
Tabela 7: Médias e desvios padrões dos parâmetros monitorados do esgoto bruto, efluente do UASB e das lagoas de polimento quando encerradas as bateladas	50
Tabela 8: Tempo de detenção hidráulica necessária para operação das LPBS	59

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Diferenças entre lagoa de estabilização (LE) e lagoa de polimento (LP).....	18
Quadro 2: Sais de fosfato, sua composição e constantes de solubilidade	31

LISTA DE ABREVIACOES E SIMBOLOS

APHA	Standard Methods for Examination of Water e Wastewater
CAGEPA	Companhia de água e Esgotos da Paraíba
CO ₂	Dióxido de Carbono DBO Demanda bioquímica de oxigênio
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EB	Esgoto sanitário
ETE	Estaqo de tratamento de esgoto
EXTRABES	Estaqo Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos
H ₂ PO ₄ ⁻	Dihidrogenofosfato
H ₃ PO ₄	cido fosfórico
HPO ₄ ²⁻	Hidrogenofosfato
INPE	Nacional de Pesquisas Espaciais
LE	Lagoa de estabilizaqo
LP	Lagoa de polimento
LPBS	Lagoa de polimento em batelada sequencial
N-NH ₄ ⁺	Nitrogênio Amoniacal
OD	Oxigênio dissolvido
pH	Potencial hidrogeniônico
PO ₄ ³⁻	Fosfato
SNIS	Sistema Nacional de Informaqes sobre Saneamento
SST	Sólidos suspensos totais
TDH	Tempo de detenqo hidráulica
UASB	Reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo

SUMÁRIO

1.0 INTRODUÇÃO	13
1.1 Justificativa	14
2.0 OBJETIVOS	16
2.1 Objetivo geral	16
2.2 Objetivos específicos	16
3.0 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	17
3.1 Lagoas aplicadas ao tratamento de esgoto	17
3.2 Fósforo no esgoto doméstico	19
3.3 Leis ambientais sobre o controle de fósforo	22
3.3.1 Padrões Estaduais para o controle do lançamento de fósforo	23
3.4 Processos de remoção de fósforo de esgoto doméstico	24
3.4.1 Remoção físico-química de fósforo	25
3.4.1.1 Remoção do fósforo utilizando compostos de Fe e Al	26
3.4.2 Remoção biológica de fósforo	27
3.5 Lagoas de Polimento aplicadas no pós-tratamento de reator UASB	28
3.6 Mecanismo de aumento do pH em lagoas de polimento	34
3.7 Modelagem matemática de processos biológicos	36
4.0 MATERIAL E MÉTODOS	40
4.1 Local de realização do experimento	40
4.2 Descrição do sistema experimental	40
4.3 Avaliação do sistema de tratamento	42
4.4 Tratamento Estatístico dos Dados	44
4.5 Modelo de equilíbrio termodinâmico para precipitação do Fosfato	44
5.0 RESULTADOS E DISCUSSÕES	47
5.1. Primeira etapa: Caracterização do sistema de tratamento	47
5.2. Segunda etapa: Precipitação do fósforo nas lagoas	55
5.2.1 Modelagem – Identificação da espécie de fosfato precipitado	61
6.0 CONCLUSÕES	65
7.0 REFERENCIAS	66

1.0 INTRODUÇÃO

O crescimento populacional somado à urbanização e ao desenvolvimento econômico são causas incontestáveis do aumento da geração de esgoto. Na medida em que a demanda por água cresce, a quantidade de esgoto produzido e a sua carga total de poluição estão aumentando continuamente em todo o mundo. Na maioria dos países, com exceção dos mais desenvolvidos, elevadas cargas de esgotos são descarregadas diretamente no meio ambiente sem nenhum tratamento prévio. Com base nos dados do diagnóstico dos serviços de água e esgotos, realizados pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS (2018), apenas 44% do esgoto gerado no Brasil passa por tratamento. Essa precariedade no serviço de saneamento encontra-se ainda mais acentuada nas regiões Norte e Nordeste do Brasil.

O impacto ambiental causado pela falta de saneamento, leva ao aumento da concentração de nutrientes nos ecossistemas aquáticos. Esses nutrientes, especificamente nitrogênio e fósforo, provocam o processo de eutrofização (crescimento intenso de algas), incluindo cianobactérias potencialmente tóxicas, que coloca em risco o ecossistema, além de aumentar o custo de tratamento da água (ESTEVEZ, 2011). Nesse contexto, a busca por alternativas de tratamento de esgotos domésticos que possibilitem a remoção de nutrientes, torna-se fundamental para que os efluentes tratados atendam aos padrões estabelecidos pela legislação ambiental antes de serem descartados nos corpos receptores e assim evitem o processo de eutrofização.

No Brasil, três métodos de tratamento de esgoto são mais utilizados e difundidos, sendo eles: lagoas de estabilização, sistemas aeróbios por lodo ativado e sistemas anaeróbios (IBGE, 2010). No entanto, na maioria dos sistemas de tratamento (notadamente lagoas de estabilização e sistemas anaeróbios) os nutrientes permanecem no efluente mesmo depois de serem tratados, normalmente os nutrientes são encontrados em concentrações bem acima do limite imposto pela principal norma ambiental do Brasil, a resolução 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Logo, para removê-los é necessário o acréscimo de uma unidade de pós-tratamento nestes sistemas.

Um levantamento realizado por Khan *et al.*, (2013) apresentou cerca de dezessete alternativas de pós-tratamento de efluentes que já estão sendo empregadas em escala real ou estão em fase de estudos. As principais tecnologias de pós-tratamento existentes para remoção do fósforo envolvem processos químicos (adsorção e precipitação) e biológicos (uso de macroalgas e microalgas) (MARONEZE *et al.*, 2014).

Dentre as opções de pós-tratamento, ressalta-se a utilização de lagoas de polimento como pós-tratamento de reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB). Como o reator UASB possibilita eficiente remoção de matéria orgânica, o efluente encaminhado para as lagoas de polimento é mais clarificado, isto possibilita uma penetração mais intensa de raios solares no perfil das lagoas, intensificando a atividade fotossintética no líquido, como resultado, ocorre maior consumo de carbono inorgânico dissolvido (CO_2) causando o aumento do pH da água residuária durante o dia. Este pH elevado favorece a remoção de nitrogênio amoniacal por dessorção e possibilita a precipitação de sais de fósforo. Todavia, Cavalcanti *et al.*, (2001) mostrou que as lagoas de polimento quando são operadas em fluxo contínuo (lagoas flow-through), não viabiliza remoção eficiente e confiável de fósforo.

Neste contexto, esta dissertação apresenta um sistema de tratamento de esgoto, composto por pré tratamento anaeróbio eficiente com uso de reator UASB e pós tratamento em lagoas de polimento operadas em regime de batelada sequencial. Mostra-se que as lagoas quando operadas em batelada podem apresentar aumento substancial do pH, no qual favorece a remoção de fósforo.

1.1. Justificativa

A baixa oferta hídrica em algumas regiões do Brasil é um problema grave, que precisa de ações que visem à proteção e a recuperação dos poucos recursos hídricos que temos disponíveis. Mesmo com o auxílio das legislações, a exemplo das resoluções 357/2005 e 430/2011 do CONAMA, que restringem o lançamento de determinadas concentrações de uma série de poluentes, entre eles o nitrogênio e o fósforo, parte dos corpos d'água disponíveis são eutrofizados. Um estudo feito por Rocha Junior *et al.* (2018) relata que os reservatórios da região semiárida são mais susceptíveis à eutrofização devido às particularidades específicas da região, como elevado tempo de retenção de água devido as vazões reduzidas, e balanço hídrico negativo na maior parte do ano relativa as altas taxas de evapotranspiração, o que contribui para o acúmulo de nutrientes.

Diante da problemática, fica evidente a necessidade dos estudos que visem aperfeiçoar ou indicar soluções eficazes para remoção dos nutrientes, especificamente do fósforo que é tido como fator limitante para o processo de eutrofização, permitindo assim o lançamento desses efluentes sem prejuízos aos corpos receptores. No tratamento de esgotos o pH influencia significativamente em vários processos, sejam eles físico-químicos ou biológicos. Nos sistemas de tratamento por lagoas de polimento, o pH elevado é um fator crucial para a

remoção dos nutrientes e dos patógenos. Na condição em que operam as lagoas de polimento, as algas presentes no meio, fazem com que o pH facilmente alcance valores acima de 9, nesta circunstância é possível que ocorra a remoção do fosfato por precipitação (CAVALCANTI *et al.*, 2000).

Embora, esta remoção seja possível, poucos são os estudos que tratam da remoção do fósforo biologicamente através da variação do pH em sistemas de lagoas de polimento operando em regime de bateladas sequenciais, diante do exposto fica claro a necessidade de estudos nessa área. Assim, a presente pesquisa visa aprofundar os estudos a respeito das lagoas de polimentos, abordando especificamente a importância e a variação do pH na remoção de fósforo.

2.0 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Determinar a viabilidade da remoção de fósforo por precipitação química em lagoas de polimento operando em regime de bateladas sequenciais tratando efluente de reator UASB.

2.2 Objetivos específicos

- Realizar uma caracterização do sistema experimental (esgoto doméstico bruto, efluente do reator UASB e do efluente das lagoas de polimento);
- Estabelecer a relação entre a concentração de fósforo e o pH do efluente das lagoas de polimento;
- Avaliar a influência dos seguintes parâmetros sobre a remoção de fósforo: Temperatura ambiente; tempo de permanência do líquido e profundidade das lagoas de polimento;
- Desenvolver um modelo matemático de remoção de fósforo para lagoas de polimento operando em regime de batelada seqüencial;
- Identificar o sal de fosfato que precipita nas lagoas.

3.0 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 Lagoas aplicadas ao tratamento de esgoto

As lagoas de estabilização são comumente implantadas em diversas regiões do mundo, especificamente em locais com clima quente e ameno, devido serem consideradas como um dos métodos mais simples de tratamento de esgoto, além de demandarem baixo custo para implantação. Em regiões como o Nordeste e Norte brasileiro, outra razão que motivou a utilização deste tipo de tratamento, foi a vasta disponibilidade de áreas para construção.

De modo geral, a lagoa de estabilização é definida como sistema de tratamento biológico em que a estabilização da matéria orgânica é realizada através de algas e bactérias. As condições climáticas juntamente com fatores construtivos, como profundidade, por exemplo, são fatores que influenciam diretamente nos processos metabólicos dos microrganismos que realizam a estabilização da matéria orgânica. Na literatura, as lagoas de estabilização mais popularmente empregadas são as facultativas, de maturação/polimento e as anaeróbias que invariavelmente operam em série e em regime de fluxo contínuo, onde a lagoa anaeróbia recebe inicialmente o esgoto e descarrega na lagoa facultativa que por sua vez descarrega na lagoa de maturação, produzindo efluente com melhor qualidade higiênica (MARA e SILVA, 1979).

Lagoa facultativa é uma unidade de tratamento com condições anaeróbias e aeróbias. Uma lagoa facultativa típica é separada em uma zona aeróbia composta por algas e bactérias, uma zona anaeróbia de fundo, composta por bactérias anaeróbias e uma zona entre a aeróbia e anaeróbia, onde as bactérias se proliferam em ambas condições (KAYOMBO *et al.*, 2010). As lagoas facultativas são altamente eficientes na remoção da matéria orgânica, atingindo remoção de até 98% da DBO₅ (Demanda Bioquímica de Oxigênio) presente no efluente. Nelas o tempo de tratamento pode variar entre 2 e 3 semanas (KAYOMBO *et al.*, 2010).

Semelhante às lagoas facultativas, as lagoas de polimento utilizam as algas para o tratamento do esgoto. Estas são conceitualmente similares as lagoas de maturação convencionais, mas recebem esta nomenclatura diferenciada por serem utilizadas como pós-tratamento (polimento) de efluentes anaeróbios. Enquanto as lagoas facultativas normalmente tratam a DBO, as lagoas de polimento removem coliformes, patógenos e nutrientes (CINARA, 2004). Em comparação com outros tipos de lagoas, as características das lagoas de polimento incluem uma faixa de profundidade entre 1 e 1,15m, o que a torna a mais rasas de todas as lagoas (KAYOMBO *et al.*, 2010).

As lagoas anaeróbias, como o próprio nome indica, são desprovidas de oxigênio dissolvido e não contém (ou tem pouquíssimas) algas. A lagoa anaeróbia normalmente é profunda, essa profundidade impede que o oxigênio dissolvido na superfície seja transmitido para as camadas inferiores, com isso, garante-se que o ambiente seja ausente de oxigênio. A eficiência de remoção de matéria orgânica por uma lagoa anaeróbia é da ordem 60% quando a temperatura do ambiente é elevada (maior que 20°C) e de 40% quando a temperatura é em torno de 10°C (GAMBRILL *et al.*, 1986). Como o efluente ainda tem uma parcela de matéria orgânica necessita-se de uma unidade de pós-tratamento, que normalmente são lagoas facultativas. Embora as lagoas anaeróbias consigam elevadas remoções de matéria orgânica, estas apresentam alguns desconfortos principalmente em relação a maus odores, provenientes da liberação de gás sulfídrico, que ocorrem como consequência da digestão anaeróbia, recomendando-se serem implantadas em áreas afastadas, longe de bairros residenciais (VON SPERLING, 1996).

Van Der Lubbe e Van Haandel (2019) identificaram as principais diferenças entre lagoas de estabilização convencional (anaeróbia e facultativa) e lagoas de polimento, que podem ser vistas no Quadro 1.

Quadro 1: Diferenças entre lagoa de estabilização (LE) e lagoa de polimento (LP).

Parâmetro	Lagoa convencionais	Lagoa de polimento
Afluente	Esgoto bruto	Esgoto digerido
Objetivo(s) Principal(is)	Remoção do MO e SST	Remoção de patógenos e (possivelmente) nutrientes
Configuração	Lagoas em série (Lagoa anaeróbia, facultativa ou maturação)	Lagoa unitária ou várias lagoas em regime de bateladas sequenciais
Lodo no fundo	Acumulação rápida (250 mg/L)	Acumulação lenta (70 mg/L)
Regime de escoamento desejável	Fluxo contínuo em lagoas de mistura parcial ou completa	Lagoas em regime de bateladas sequenciais (LBS)
Tempo de permanência (em climas quentes)	Na faixa de 1 mês	Cerca de 1 semana
Desprendimento de biogás	Libera à atmosfera contribuindo ao efeito estufa e causando maus, às vezes terríveis odores	Biogás é gerado no reator UASB precedente e queimado ou usado para geração de energia; não há problemas de odor
Área de aplicação	Longe de regiões urbanas (odores), com longos emissários de esgoto	Proximidade da população não traz problemas
Remoção de nutrientes	Pouca	Remoção de NH ₃ e P é factível

Fonte: Van Haandel e Van Der Lubbe (2019)

De forma geral, observa-se no Quadro 1 que os sistemas convencionais apresentam algumas desvantagens, como: elevado tempo de permanência do líquido, demandando de maior área para construção; liberação de fortes odores, dificultando a implantação perto de zonas urbanas; acúmulo de elevada concentração de sólidos que necessitam ser removidos para não sobrecarregar as lagoas.

De acordo com Van Haandel e Van Der Lubbe (2019), estas desvantagens podem ser reduzidas ou até eliminadas quando se substitui os sistemas convencionais (lagoas anaeróbias e facultativas) pela agregação de um reator UASB com lagoas de polimento. Os reatores UASB garantem a estabilização da matéria orgânica como também elimina os problemas encontrados nas lagoas anaeróbias, principalmente em relação ao mal odor. O efluente que sai do reator UASB é mais clarificado, logo a radiação solar penetra em todo o perfil da lagoa, acarretando em uma maior atividade fotossintética e conseqüentemente maior redução do CO₂. Assim, a redução do CO₂ proporciona um aumento substancial do pH. O pH elevado por sua vez pode causar alguns efeitos, como agilizar a morte de bactérias termotolerantes e também possibilita a remoção de nutrientes.

Nestas circunstâncias, o aspecto que determinará a área para construção de um sistema de lagoas de polimento será o tempo de permanência do líquido para remover nutrientes e organismos patogênicos (VAN HAANDEL e VANDER LUBBE, 2019). Isto implicará em demandas de áreas menores do que os sistemas que utilizam lagoas convencionais.

3.2 Fósforo no esgoto doméstico

No esgoto bruto doméstico há quantidades excessivas de fósforo, que podem ser encontrados na forma orgânica e inorgânica. O fósforo orgânico tem origem predominantemente fisiológica e equivale a parcela encontrada juntamente com a matéria orgânica, como aminoácidos e proteínas. O fósforo inorgânico é encontrado principalmente na forma de polifosfato e ortofosfato, derivado de produtos de uso doméstico, como detergentes (PIVELI e KATO, 2005; APHA, 2005; JORDÃO e PESSOA, 2011).

As concentrações de fósforo no esgoto doméstico variam de acordo com o grau de desenvolvimento industrial e da urbanização, apresentando valores da ordem de 4 a 15 mg.L⁻¹ de acordo com estimativas realizadas por Metcalf e Eddy (2003) e percapita típica de 2,1 g P.hab⁻¹.dia⁻¹. Parte desta concentração total é referente a fração inorgânica, que pode ser representada na maior parcela pela utilização de detergentes. Mota e Von Sperling (2009) relatam que a parcela de fósforo em esgoto doméstico devido ao uso de detergentes

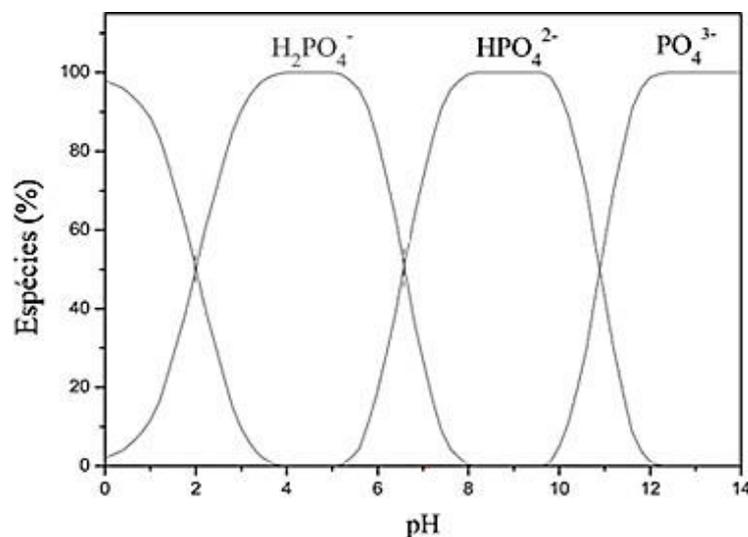
superfosfatados, pode chegar a corresponder até 50% da concentração de fósforo total presente no esgoto doméstico.

De acordo com estudo realizado por Gardner *et al.*, (2013) as sobras de alimentos também são consideradas fontes de fósforo, no entanto a parcela é relativamente baixa, aproximadamente 0,03g.P/hab.dia. Já as contribuições industriais e comerciais para as cargas de fósforo nos esgotos municipais podem variar em ampla escala, dependendo das situações locais, pode oscilar de 10 a 40%.

Dentre as formas de fósforo encontradas no esgoto, o ortofosfato tem maior relevância, uma vez que, em efluentes bem estabilizados os polifosfatos são convertidos em ortofosfatos devido ao mecanismo de hidrólise, com isso o ortofosfato torna-se a forma predominante de fósforo.

O ortofosfato é identificado na água em forma de íons inorgânicos (PO_4^{3-} , H_2PO_4^- , HPO_4^{2-}) e admite variadas formas dependendo do pH do meio (Figura 1), essas formas são conhecidas como fósforo dissolvido reativo, pois são prontamente assimiláveis pelas plantas. Em esgoto doméstico típico onde o pH normalmente se encontra em torno de 7, a forma predominante é o HPO_4^{2-} (ESTEVEES, 1998).

Figura 1: Concentração de espécies de fosfato em função do pH



Fonte: Shen *et al.*, (2015)

Uma preocupação relacionada a elevadas concentrações de fósforo se deve à eutrofização de corpos aquáticos. No Brasil, a eutrofização representa um dos grandes problemas de qualidade da água (ANA, 2012).

A introdução excessiva de nutrientes como nitrogênio e fósforo num corpo aquático, pode fazer com que haja crescimento de organismos fotossintetizantes, desencadeando florações com a capacidade de diminuir a disponibilidade de oxigênio dissolvido no meio.

Desses nutrientes, o fósforo é apontado como o limitante para o aumento da eutrofização de lagos e rios, uma vez que não possui um componente gasoso que viabilize sua introdução no corpo aquático (CHAPMAN *et al.*, 2003; DITTRICH *et al.*, 2013). Além disso, ao identificar suas fontes o fósforo torna-se mais fácil de ser controlado, enquanto que o nitrogênio por ser assimilado por algumas espécies de algas através do nitrogênio atmosférico é de mais difícil controle (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

Pode-se classificar a eutrofização com base na origem em dois tipos: naturais e culturais. As naturais são resultantes da variação de condições ambientais como o transporte de sedimentos, enquanto a eutrofização cultural é referente a ações antrópicas, tais como o uso de fertilizantes na agricultura, a industrialização e a urbanização, onde resulta em maiores quantidades de efluentes (KHAN e ANSARI, 2005; SHAW *et al.*, 2003).

A eutrofização provoca alterações qualitativas e quantitativas no ecossistema aquático, devido a proliferação e predominância de alguns grupos de algas como as cianobactérias que ocasionam graves consequências a saúde humana e ao meio ambiente. Algumas destas cianobactérias têm o potencial de liberar toxinas no meio, são as conhecidas cianotóxicas, estas ocasionam a morte de mamíferos por parada respiratória após poucos minutos de exposição. Essas toxinas são difíceis de serem removidas devida sua característica persistente, podendo permanecer na água mesmo após o tratamento, agravando, portanto, seus efeitos crônicos e consequentemente reduzindo a qualidade e possibilidade de uso da água (MORITA, 2004).

Heckrath *et al.*, (1995), retratam que o processo de eutrofização pode ser desencadeado com uma concentração de fósforo muito baixa (0,02 mg/L). Segundo o IETC- *International Environmental Technology Centre*, da UNEP (2001), órgão que está à frente dos assuntos ambientais da ONU, os problemas relacionados à eutrofização de reservatórios está se expandindo em todo o mundo, e de acordo com estimativas feitas pelas Nações Unidas, ainda neste século, mais da metade da população mundial estará morando em áreas urbanas, reforçando, portanto, a necessidade de se desenvolver estratégias para que o fósforo presente em esgotos domésticos seja devidamente tratado ou reutilizado, reduzindo assim o seu efeito contaminante sobre os corpos de água (DELGADILLO *et al.*, 2016).

3.3 Leis ambientais sobre o controle de fósforo

No Brasil, duas medidas legais em âmbito federal estão em vigência com objetivo de minimizar os impactos causados pelo lançamento de efluentes em corpos d'água. A primeira é a Resolução CONAMA nº357, de 17 de março de 2005, que no caso do fósforo, passou a estabelecer padrões de qualidade considerando a classe em que o corpo receptor é enquadrado e a velocidade da água do mesmo. Nesta resolução, houve uma melhoria em relação ao controle de fósforo comparada versão anterior, resolução CONAMA nº 020/86, pois o estabelecimento de limites de fósforo foi em função das condições hidrodinâmicas de cada classe de corpo de água, conforme pode-se observar na Tabela 1.

Tabela 1: Concentração máxima de fósforo permitida por classe do corpo de água

PARÂMETRO	CLASSE 1	CLASSE 2	CLASSE 3
	CONCENTRAÇÕES MÁXIMAS		
Fósforo Total (ambiente lântico)	0,020 mg.L ⁻¹	0,03 mg.L ⁻¹	0,05 mg.L ⁻¹
Fósforo Total (ambiente intermediário, com tempo de residência entre 2 e 40 dias e tributários de ambiente lântico)	0,025 mg.L ⁻¹	0,05 mg.L ⁻¹	0,075 mg.L ⁻¹
Fósforo total (ambiente lótico)	0,1 mg.L ⁻¹	0,1 mg.L ⁻¹	0,15 mg.L ⁻¹

Fonte: Brasil, 2005

A Resolução CONAMA nº 357 foi posteriormente parcialmente alterada pela Resolução CONAMA nº 430 de 2011 no que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes. A resolução CONAMA nº 430 não especifica o limite máximo para lançamento de fósforo, mas no artigo 17 diz que o “órgão ambiental competente poderá definir padrões específicos para o parâmetro fósforo no caso de lançamento de efluentes em corpos receptores com registro histórico de floração de cianobactérias, em trechos onde ocorra a captação para abastecimento público”, e em seu segundo capítulo, artigo 5º, a resolução cita que os efluentes não poderão conferir ao corpo receptor características de qualidade em desacordo com as metas do seu enquadramento (BRASIL, 2011), sendo assim, o corpo receptor a jusante do lançamento não poderá apresentar parâmetros em desacordo com sua classe.

A segunda medida legal definida foi a Resolução CONAMA nº 359, de 29 de abril de 2005, que estabelece limites máximos para a utilização de fósforo na formulação de detergentes em pó para uso no mercado nacional, sejam de fabricação nacional ou importados. No artigo 3º, a resolução menciona que “O aporte de fósforo oriundo de detergentes em pó

será controlado por meio do estabelecimento de limites da concentração máxima de fósforo por produto e da média ponderada de fósforo por grupo fabricante/importador”. De acordo com os especialistas no assunto, o conteúdo da Resolução 359/2005 foi encarado como um “avanço na questão do controle preventivo da poluição dos corpos hídricos do País” (CONAMA, 2010, p. 17).

3.3.1 Padrões Estaduais para o controle do lançamento de fósforo

Apesar da gravidade da situação de eutrofização dos recursos hídricos brasileiros, a maioria dos estados não possui legislação para o controle do lançamento de fósforo. Apenas três estados utilizam padrão de lançamento para este parâmetro, são eles: Rio de Janeiro, Santa Catarina e Rio Grande do Sul (MORAIS e SANTOS, 2017).

O estado do Rio de Janeiro através da Deliberação CECA n° 1007: NT FEEMA 202.R10 de 12 de dezembro de 1986 (Rio de Janeiro, 1986) e o estado de Santa Catarina por meio do Decreto n° 14.250 de 5 de junho de 1981 (Santa Catarina, 1981), estabelecem concentrações máximas de 1 mg.L^{-1} para o lançamento de fósforo em corpos hídricos contribuintes de lagoas, lagunas ou estuários. Essa medida visa a evitar a eutrofização de ecossistemas de água doce lânticos e a ação nociva desse poluente à biodiversidade dos estuários.

O estado do Rio Grande do Sul através da Resolução Consema n° 128 , de 24 de novembro de 2006 (Rio Grande do Sul, 2006), estabelece no Artigo 20 concentrações de fósforo que variam de acordo com a vazão de contribuição diária de efluente, conforme observa-se na Tabela 2.

Tabela 2: Padrão de lançamento de fósforo do Rio Grande do Sul

Faixa de vazão ($\text{m}^3.\text{d}^{-1}$)	Fósforo (mg.L^{-1})
$Q < 100$	4
$100 \leq Q < 1000$	3
$1000 \leq Q < 100000$	2
$10000 \leq Q$	1

Fonte: Consema (2006)

No Nordeste brasileiro, o estado do Ceará possui a Resolução Coema n° 02/2017. Essa legislação contempla padrões para lançamento em corpos hídricos, em lagoas de estabilização, em rede coletora municipal, em emissário submarino e no solo, além de definir padrões para efluentes de lavagem de filtros de Estação de Tratamento de Águas e para a

prática do reúso de efluentes sanitários. No entanto, a legislação não define um padrão específico para o fósforo total, estabelecendo apenas o limite máximo de 1 mg.L^{-1} para lançamento de compostos organofosforados (produtos provenientes de desinfetantes, saneantes, inseticidas e germicidas).

A maior parte dos estados que não possuem uma lei específica definindo o limite máximo permitido para o parâmetro fósforo, utilizam os padrões de classe estabelecidos pelo CONAMA n° 357/2005. No entanto, é válido destacar que muitos estados ainda não possuem enquadramento de seus corpos hídricos. Logo, a adoção de limite para esse parâmetro em legislação de lançamento de efluentes torna-se fundamental.

3.4 Processos de remoção de fósforo de esgoto doméstico

Atualmente, diversos processos de remoção de nutrientes, especificamente do fósforo, vêm sendo utilizados para o aprimoramento das estações de tratamento de esgoto, de forma a proporcionar um efluente que atenda as exigências estabelecidas pelas legislações vigentes. Conforme apresentado, a maior parte do fósforo presente em esgotos domésticos encontra-se na forma solúvel, desta maneira, sua remoção deve abranger a sua transferência para a fase sólida (insolúvel) e sua posterior remoção em unidades de separação sólido-líquido (GUALBERTO, 2009).

Os processos de remoção de fósforo mais utilizados são os físico-químicos por precipitação utilizando coagulantes químicos (sais de ferro ou alumínio) e processos biológicos que dependem do crescimento da biomassa (bactérias, algas, plantas) ou intracelulares pela incorporação de polifosfatos (BELLIER *et al.*, 2006; BISWAS *et al.*, 2008; POWELL *et al.*, 2009).

A utilização de processos físico-químicos teve início na década de 60, onde obtinha-se formação de fosfatos poucos solúveis como fosfatos de cálcio, apatita ou estruvita. No entanto, com o decorrer do tempo a aplicação dessa técnica de remoção foi reduzida devido a duas razões: alto custo para aquisição dos produtos químicos e acumulação de íons na água (no qual limitava o uso da água). Em função disso, os estudos de remoção de fósforo por meios biológicos foram mais aprofundados. Nas últimas décadas, os resultados das pesquisas biológicas mostraram a viabilidade deste tipo de sistema, sendo possível obter efluentes com baixas concentrações de fósforo (SPERLING e MOTA, 2009).

Não se pode garantir que uma alternativa seja mais adequada que a outra, pois depende de diversas condições e características particulares de cada problema a ser solucionado, logo todas as opções podem ser satisfatórias.

3.4.1 Remoção físico-química de fósforo

De acordo com Sedlak (1991) a precipitação do fósforo na forma de fosfato é obtida através do processo de clarificação (coagulação, floculação e separação) com uso de sais de metais que geram os ortofosfatos pouco solúveis. Três tipos de precipitantes metálicos são geralmente usados para a remoção do fósforo, são eles: o ferro, alumínio e cálcio. No entanto, o cálcio é utilizado muito ocasionalmente.

O processo de clarificação para remoção do fósforo é baseado em cinco etapas (KROISS *et al.*, 2011):

(1) Dosagem: mistura completa dos sais metálicos (Fe^{3+} , Al^{3+} , Ca^{2+}) na corrente do esgoto a ser tratado;

(2) Reação precipitante: ocorre a formação de compostos particulares como cátions precipitantes, ânions fosfato e outros ânions;

(3) Coagulação: desestabilização de colóides presentes no esgoto e formação de micro-flocos;

(4) Co-precipitação e floculação: formação de macro-flocos separáveis. Inclusão de material particulado, colóides e fósforo orgânico nesses flocos;

(5) Separação: por sedimentação, filtração, flotação ou uma combinação desses processos, os macro-flocos onde o fósforo está inserido serão removidos.

A remoção do fósforo é baseada na precipitação do fosfato dissolvido carregado negativamente (PO_4^{3-}) por um íon metálico trivalente. Como o esgoto tem uma grande variedade de elementos, os resíduos que ainda permanecem no sistema são removidos através do processo de sedimentação por gravidade ou por filtração. Embora os precipitados resultantes possam ser ricos em fósforo, a separação do fósforo pode ser difícil, tornando improvável a recuperação eficiente deste para uso posterior (OLESZKIEWICZ *et al.*, 2015).

De acordo com Menegaz *et al.*, (2012), a técnica de tratamento físico-químico para remoção de fósforo é bastante favorável, devido a algumas vantagens em relação a outras técnicas, como a elevada eficiência de remoção, podendo chegar a remover aproximadamente 95% do fósforo total (NUNES, 2004); sua grande flexibilidade, sendo facilmente adaptados em sistemas de tratamento já existentes e o baixo custo de implantação. Já as desvantagens

citadas por Marguti (2008) se devem principalmente ao aumento da geração de lodo químico, essa pode apresentar uma questão importante em relação a sustentabilidade, diferentemente de ETEs de grande escala, as ETEs de pequena escala podem não apresentar infraestrutura suficiente para dá suporte ao gerenciamento do lodo no local. Logo, o lodo deve ser conduzido para instalações regionais de seu gerenciamento, aumentando então o custo econômico desse sistema de tratamento (BUNCE *et al.*, 2018).

O tratamento físico-químico para remoção de fósforo pode ser utilizado como processo auxiliar ao tratamento biológico, quando se tem concentrações remanescentes de fósforo maiores que os limites legais definidos para o lançamento em corpos d'água.

3.4.1.1 Remoção do fósforo utilizando compostos de Fe e Al

A precipitação química utilizando sais de ferro e alumínio são os mais conhecidos e empregados atualmente. O Ferro e o alumínio têm quase o mesmo efeito, no entanto o pH ideal para o ferro é cerca de uma unidade menor que a do alumínio. Os flocos de ferro têm uma densidade mais elevada, são mais compactos e resistentes ao cisalhamento do que os flocos formados com a utilização do alumínio. Essas características influenciam no processo de separação. Com ambos compostos metálicos, é possível obter concentrações muito baixas de fosfato, valores menores que $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$, se a dosagem do coagulante for suficientemente alta (KROISS *et al.*, 2011).

De modo geral, a Equação 1 representa esquematicamente à formação dos precipitados a base de ferro ou alumínio (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 2003), evidenciando que os fosfatos capturados estarão ligados aos sais metálicos:



Em que:

X= Fe ou Al

Teoricamente, é necessário um mol de ferro ou alumínio para precipitar um mol de fósforo. Devido ao peso atômico diferente dos átomos, a dosagem em massa apropriada necessita ser calculada com base nos pesos molares. Como os íons de ferro e alumínio também reagem com outros compostos, é necessário adicionar mais precipitantes no efluente, além do valor teórico (KROISS *et al.*, 2011).

Por causa da variedade de características físico-químicas dos efluentes sanitários em relação a águas naturais submetidas a processos de coagulação, as reações de hidrólise dos

sais de ferro e alumínio tendem a serem deformadas pela formação de complexos de ferro e alumínio com outros cátions e ânions presentes no esgoto, isso faz com que os diagramas de solubilidade existentes na literatura sejam utilizados apenas como referência a respeito da sua reação na fase líquida (EL SAMRANI *et al.*, 2004).

A remoção de fósforo através da utilização de Fe ou Al é considerada alta. Normalmente são empregados cloreto de ferro ou alumínio. Outra vantagem em relação ao uso destes coagulantes é a ampla faixa de aplicação, dado que a precipitação ocorre em qualquer faixa de concentração de fósforo.

Embora a adoção de coagulantes contendo sais de ferro e alumínio sejam bem consolidadas do ponto de vista científico devido a elevada eficiência de remoção de fósforo, a principal desvantagem na utilização destes coagulantes se refere a dificuldade de reúso do fósforo. Os compostos formados não são apropriados para uso em fertilizantes, pois limita a solubilização do fósforo no solo, tornando-o indisponível para as plantas (ZHOU *et al.*, 2008).

3.4.2 Remoção biológica de fósforo

A remoção biológica de fósforo (P), especialmente a remoção biológica avançada de fósforo em sistemas de lodo ativado, tem sido estudada intensamente nos últimos anos. Este método tem sido considerado como uma alternativa econômica e ambientalmente sustentável ao tratamento químico (ACEVEDO *et al.*, 2012; NGUYEN *et al.*, 2013). A remoção é realizada por organismos acumuladores de fósforo (POA) capazes de armazenar fósforo até >5% do seu peso seco, se forem aplicadas configurações de processo que aumentem a competitividade e a probabilidade de sobrevivência dos POAs nas estações de tratamento biológico de esgoto (KROISS *et al.*, 2011).

De acordo com Van Haandel e Marais (1999), a remoção de fósforo por esse processo é realizada ao introduzir o esgoto a uma zona anaeróbia (ausência de oxigênio e de nitrato), e em sequência a uma condição aeróbia. A intercalação referente a disponibilidade de oxigênio no ambiente faz com que os microrganismos escolhidos assimilem uma quantidade elevada de fósforo comparado aos processos metabólicos usuais, obtendo uma massa de lodo rica em fósforo e o fosfato originalmente presente na fase líquida acaba descarregado do sistema de tratamento no lodo de excesso. A remoção de fósforo por organismos acumuladores tem sido considerado como um tratamento eficiente de esgoto doméstico e também de efluentes industriais, alcançando remoções que variam entre 75 a 85%, em uma faixa de carga de fósforo total de 25mg.L⁻¹ a 125 mg.L⁻¹ (LEMAIRE *et al.*, 2009; MULKERRINS *et al.*, 2004;

KISHIDA *et al.*, 2009). No entanto, este tipo de remoção só é possível em sistemas de lodo ativado que têm custos elevados de construção e de operação. Em razão disto, este método de remoção de fósforo é pouco aplicado no Brasil, tendo-se somente duas ETEs (Norte e Sul) operando pela CAESB em Brasília (CAESB, 2014b).

Outra opção de tratamento biológico para remoção de fósforo é baseada no uso de microalgas. A aplicação desse sistema para o tratamento de águas residuais já está bem estabelecida (MARTÍNEZ, 2000; SHI *et al.*, 2007); no entanto, são poucos os sistemas que utilizam esse método em larga escala. A remoção do fósforo é feita por algumas algas, como a microalga verde *Scenedesmus sp.* e *Chlorella sp.*, que sob certas condições absorvem o P para o seu crescimento (POWELL *et al.*, 2009). As algas absorvem o P orgânico, convertendo-o em ortofosfato na superfície celular através da enzima fosfatase (LARSDOTTER, 2006).

Alguns estudos, como por exemplo, o de He e Xue (2010) mostram que a remoção de fósforo por algas é eficaz, podendo alcançar níveis de remoção de até 90%. Sukacova *et al.*, (2015) conseguiram obter remoção total de fósforo em torno de 97% através do uso de fotobiorreatores de microalgas. De Godos *et al.*, (2009) relataram remoção de 80% de P usando um promissor foto biorreator de algas operando sob condições controladas de iluminação, tratando efluentes suínos de alta resistência.

3.5 Lagoas de Polimento aplicadas no pós-tratamento de reator UASB

O uso de reatores UASB de alta taxa vem despertando grande interesse e tornou-se um sistema de tratamento anaeróbio bastante propagado, principalmente em países tropicais onde a temperatura do esgoto é elevada. Comparado com sistemas convencionais de tratamentos aeróbios, o processo anaeróbio resolve o problema dos efluentes de uma maneira mais abrangente, pois demanda pouco espaço para a sua implementação, requer menores custos de investimentos para maiores cargas volumétricas, produz energia útil na forma de biogás, gera pouco lodo e pode ser operado com baixo custo, pois os reatores são relativamente simples e utiliza pouco ou nenhum aditivo de alto conteúdo energético (BERNI e BAJAY, 2000).

A particularidade do reator UASB que o diferencia dos demais sistemas de tratamentos anaeróbios é o separador de fases, que divide o tanque em três setores: setor onde ocorre a digestão, o setor de sedimentação e o setor de convergência e desprendimento do biogás (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994). O bom resultado do reator UASB baseia-se no estabelecimento de um denso leito de lodo no fundo do reator, no qual ocorrem todos os

processos biológicos. Este lodo é formado principalmente pelo acúmulo de sólidos suspensos e pelo crescimento de células bacterianas. O sistema é de fluxo ascendente e se submetido a certas condições as bactérias podem agregar-se naturalmente em forma de flocos ou grânulos (HULSHOFF POL *et al.*, 1983; HULSHOFF POL e LETTINGA, 1986). A retenção do lodo ativo, granular ou floculento, dentro do reator UASB possibilita um desempenho satisfatório do tratamento do efluente com altas concentrações de matéria orgânica.

A utilização desse sistema possibilita a redução de custos nas unidades de pós-tratamento, já que diminui significativamente a matéria orgânica presente no esgoto. Redução na faixa de 60 a 80% da DQO afluente (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994, VON SPERLING, 1996; CHERNICHARO, 2007). Além da boa eficiência de remoção do material orgânico, o reator UASB pode ser facilmente aplicado em escalas muito grandes ou muito pequenas. Apesar das vantagens deste sistema, reatores anaeróbios como o UASB geralmente não geram efluentes que atendam aos padrões estabelecidos pelas leis ambientais, necessitando de unidade de pós-tratamento após o reator para redução do material orgânico remanescente, além de nutrientes e patógenos (vírus, bactérias, protozoários e helmintos) (CHERNICHARO, 2007).

Como alternativas mais comumente encontradas na literatura de processos de pós-tratamento de efluentes de reatores UASB, encontram-se sistemas aeróbios e anaeróbios, destacando-se: Aplicação no solo, lodo ativado, wetlands, biofiltro aerado submerso, lagoas de polimento e filtros biológicos (PONTES, 2003). Para Da Silva e Nour (2002), a utilização de processos aeróbios como pós-tratamento de efluentes anaeróbios pode minimizar as desvantagens e em contrapartida somar as vantagens dos dois processos, no qual o anaeróbio possui baixa produção de lodo devido ao elevado grau de estabilização e o aeróbio possibilita uma melhor qualidade do efluente tratado.

Dentre as opções aeróbias de pós-tratamento, ressalta-se a utilização de lagoas de polimento. Quando o pré-tratamento do efluente no reator UASB é eficiente grande parte da matéria orgânica e dos sólidos em suspensão são reduzidos, conseqüentemente, o efluente encaminhado para as lagoas de polimento estará mais límpido favorecendo uma maior atividade das algas, que através da fotossíntese aumenta a produção de OD no líquido. Ao mesmo tempo a fotossíntese promove a remoção do CO₂ presente, o que resulta no aumento do pH da lagoa, gerando um ambiente hostil a patógenos e favorável a remoção de nutrientes (CAVALCANTI *et al.*, 2001).

Este aumento do pH em lagoas de polimento abre a oportunidade de se efetuar nas lagoas a remoção de nutrientes. Quando o pH sobe o íon amônio (NH₄⁺) tende a se

transformar em amônia livre (NH_3), um gás que irá se desprender da fase líquida, desta forma irá proporcionar a remoção de nitrogênio através da dessorção da amônia. Por outro lado, um pH elevado também resulta numa mudança de equilíbrio de espécies de fosfatos e numa maior concentração do íon PO_4^{-3} , o que por sua vez pode resultar na precipitação de sais de fosfato (CAVALCANTI *et al.*, 2001).

Estudos realizados por Strang e Wareham (2006) mostram que os mecanismos que ocorrem nas lagoas para remoção de fósforo incluem a precipitação química e a assimilação através das algas. No entanto, a remoção por assimilação de algas é pequena, sendo difícil remover quantidades significativas. É impossível remover mais de 50% de fósforo do efluente através da captação de algas (NURDOGAN e OSWALD, 1995). Logo, a precipitação química é a principal e mais importante forma de remoção deste nutriente em lagoas.

A precipitação química nas lagoas de polimento refere-se à interação do fósforo dissolvido com cátions dissolvidos presentes no efluente e tem como resultado a conversão de fósforo dissolvido em fósforo mineral, sólido que se acumula no sistema, geralmente nos sedimentos da lagoa. Uma variedade de cátions é capaz de precipitar fósforo sob certas condições, Reddy e D'Angelo (1994) apontam as seguintes:

- (i) Em condição ácida, o fósforo é fixado como alumínio e fosfatos de ferro;
- (ii) Em condições alcalinas, o fósforo é fixado por cálcio e magnésio;
- (iii) É menos susceptível que o fósforo seja fixado em condições de pH levemente ácidas e neutras.

Uma vez que as lagoas de polimento operadas em regime de batelada seqüencial (LPBS) tendem a ter pH mais alcalino, é possível que ocorra a precipitação de fosfato como sais de cálcio e magnésio. De acordo com Hartley *et al.*, (1997), a precipitação de fosfato de cálcio é comum em lagoas, e torna-se um mecanismo natural para controlar a eutrofização.

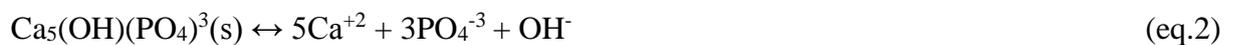
A química da precipitação de fósforo por cálcio é bastante complexa. No Quadro 2 são apresentadas algumas das principais fases minerais encontradas em sistemas biológicos através da razão molar entre os átomos de cálcio e fósforo (razão Ca/P), suas respectivas fórmulas químicas e constantes de solubilidade (K_{ps}). É importante destacar que o K_{ps} é uma propriedade termodinâmica do sólido, é provavelmente a maneira fundamental de definir as propriedades de solubilidade de um fosfato de cálcio. Embora o valor do K_{ps} não demonstre diretamente a quantidade de sólido que pode se dissolver sob certas condições específicas, este pode ser usado para calcular as isotérmicas de solubilidade de um diagrama de fases para propiciar informações completas sobre a solubilidade em função do pH e de outros parâmetros da solução (CHOW e EANES, 2001).

Quadro 2: Sais de fosfato, sua composição e constantes de solubilidade

Sais de fosfato	Reação de dissociação	Relação Teórica de Ca/P	Constante Kps (20-25° C)
Fosfato de hidroxicalcico	$\text{Ca}_2\text{HPO}_4(\text{OH})_2(\text{s}) \leftrightarrow 2\text{Ca}^{+2} + \text{HPO}_4^{-2} + 2\text{OH}^-$	2	$10^{-22.6}$
Fosfato de Octacalcio	$\text{Ca}_4\text{H}(\text{PO}_4)_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}(\text{s}) \leftrightarrow 4\text{Ca}^{+2} + 3\text{PO}_4^{-3} + \text{H}^+ + 3\text{H}_2\text{O}$	1.33	10^{-48}
Fosfato tricalcico amorfo	$\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2(\text{s}) \leftrightarrow 3\text{Ca}^{+2} + 2\text{PO}_4^{-3}$	1.5	$10^{-25.2}$
Fosfato Dicalcico Di-hidratado	$\text{CaHPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}(\text{s}) \leftrightarrow \text{Ca}^{+2} + \text{HPO}_4^{-2} + 2\text{H}_2\text{O}$	1	$10^{-25.2}$
Hidroxiapatita de calcio	$\text{Ca}_5(\text{OH})(\text{PO}_4)_3(\text{s}) \leftrightarrow 5\text{Ca}^{+2} + 3\text{PO}_4^{-3} + \text{OH}^-$	1.67	$10^{-58.5}$

Fonte: Adaptado de Chow e Eanes, 2001.

A precipitação de fosfato de cálcio só é possível se houver reações termodicamente favoráveis, isto pode ser previsto a partir de equilíbrios de solubilidade. Admitindo a reação de dissociação para a hidroxiapatita de cálcio obtida no Quadro 2:



A expressão de equilíbrio para esta reação é mostrada na Equação 3 com a constante de solubilidade de equilíbrio.

$$K_{ps} = \{\text{Ca}^{+2}\}^5 \{\text{PO}_4^{-3}\} \{\text{OH}^-\} = 1 \times 10^{-58.5} \text{ mol.L}^{-1} \quad (\text{eq. 3})$$

Se o lado direito da equação for maior que K_{ps} , então a precipitação do fosfato é possível. Isto reflete no índice de saturação, calculado como exemplo para a hidroxiapatita de cálcio através da equação (4):

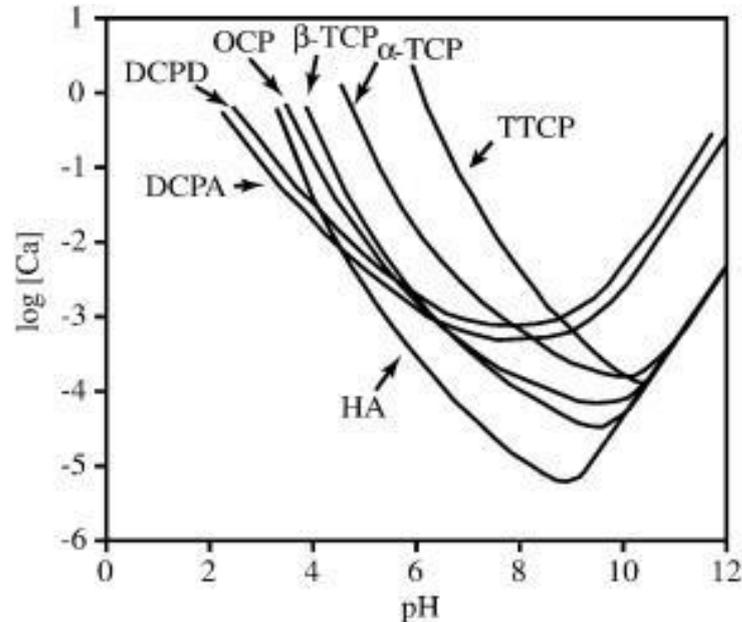
$$\text{Índice de saturação} = \log \left\{ \left(\sum_i [\text{Ca}^{+2}] \right)^5 \left(\sum_i [\text{PO}_4^{-3}] \right) \left(\sum_i [\text{OH}^-] \right) / (1 \times 10^{-58.5} \text{ mol.L}^{-1}) \right\} \quad (\text{eq.4})$$

Se o índice de saturação for positivo, a direção da mudança espontânea será em direção à precipitação dos sais, e se negativo, a direção de mudança espontânea será em direção a dissolução.

A Figura 2 apresenta as isotérmicas de solubilidade para alguns sais de fosfatos de cálcio, bem como pode ser visto suas tendências de precipitação em relação ao pH, sendo HA

(hidroxiapatita); TTCP (fosfato tetracálcio); TCP (tricálcico); OCP (octacálcio); DCPD (fosfato dicálcico di-hidratado); DCPA (fosfato dicálcico).

Figura 2: Isotermas de solubilidade de sais de fosfato de cálcio



Fonte: Adaptado de Tung (1998).

Observando as curvas de solubilidade destes fosfatos de cálcio, Figura 2, nota-se uma inclinação negativa nas regiões alcalinas do diagrama. Isso reflete ao fato que todos os compostos são mais insolúveis conforme o pH aumenta. A inclinação negativa é uma indicação da rapidez com que a solubilidade do sal diminui com o aumento do pH.

Observa-se ainda na Figura 2 que nas regiões alcalinas do diagrama, o cálcio [Ca] aumenta com o aumento do pH. As razões para as isotermas terem diferentes comportamentos também estão relacionadas a basicidade do composto (CHOW *et al.*, 1998). Logo, o comportamento de solubilidade de um sal de fosfato de cálcio é determinado principalmente por dois fatores: o K_{ps} e a basicidade do composto.

O diagrama de solubilidade mostrado na Figura 2 é bastante útil, pois revela a relativa estabilidade dos sais em vários valores de pH. Em um dado pH, um sal cuja isotérmica esteja abaixo da de outro sal, revela que este é menos solúvel (mais estável) do que o outro. Assim, é facilmente visto através do diagrama que a HA seja a forma de fosfato de cálcio menos solúvel entre os outros sais (CHOW e EANES, 2001). Algumas pesquisas indicam que, normalmente, a hidroxiapatita é solúvel em soluções ácidas, insolúvel em soluções alcalinas e pouco solúvel em água (FULMER *et al.*, 2002).

De acordo com Madsen Hel e Christensson (1991) as principais condições que influenciam na precipitação de fosfato de cálcio são pH, temperatura, concentrações de

fosfato e cálcio presente no efluente e duração da precipitação. No entanto, o tipo de operação das lagoas de polimento é outro fator determinante para a remoção de nutrientes. Sistemas biológicos, como as lagoas de polimento, podem ser configuradas para operarem com fluxo contínuo, descontínuo (mais conhecido como batelada) ou descontínuo alimentado, bem como, por variações destes processos (BORZANI, 2001).

A operação no modo descontínuo é caracterizada por um sistema cíclico de enchimento e esvaziamento. As lagoas são cheias com o efluente do reator UASB durante um pequeno período de tempo, espera-se um tempo de reação para que ocorra as transformações necessárias, e após isso ocorre o esvaziamento das lagoas (retirada do esgoto tratado). Por outro lado, a operação das lagoas em modo contínuo consiste em alimentação e retirada continuamente do efluente a uma determinada vazão necessariamente constante, de modo que o volume na lagoa permaneça constante.

Na literatura poucos são os estudos sobre a remoção de nutrientes em sistemas que utilizam lagoas de polimento, no entanto, parte dos estudos encontrados mostrou que o uso de lagoas com fluxo contínuo para este fim, não é factível, visto que o pH nestas lagoas não se eleva suficientemente para que ocorra a remoção de fósforo por precipitação.

Pontes *et al.*, (2017) avaliaram quatro lagoas de polimento com alimentação em fluxo contínuo e em batelada, os dados encontrados mostraram que as lagoas com fluxo em batelada apresentaram pH mais alto do que a de fluxo contínuo obtendo eficiência de remoção de fósforo de 41% no sistema contínuo e 57% no sistema em batelada. Os autores concluíram que a configuração em batelada obteve resultados mais satisfatórios para qualidade do efluente, principalmente em relação a remoção de nutrientes.

Cavalcanti (2009) em estudo sobre a aplicação de reatores UASB e lagoas de polimento no tratamento de esgoto doméstico, utilizou lagoas de polimento operando em fluxo contínuo e em batelada. A autora relatou que durante a investigação do fluxo contínuo não foram observados valores de pH suficiente para a remoção de nutrientes, o maior valor de pH encontrado foi 8,6. Já na operação em batelada, foi possível obter valores altos de pH, ficou demonstrado no estudo que o consumo biológico de carbono é o principal processo que ocorre nas lagoas de polimento operadas em batelada, por isso estas atingem valores elevados de pH, sendo portando a opção mais factível para remoção de nutrientes.

Vieira (2013) verificou a eficiência da remoção de nutrientes de esgoto sintético em lagoas de polimento contendo lemnas operadas em fluxo contínuo. Os resultados apresentaram baixos valores de pH e remoção de fosfato de apenas 29,29%. A autora relatou que a precipitação de fósforo na lagoa foi baixa, uma vez que o fluxo contínuo não

possibilitou o aumento do pH, que em média foi de 6,2, não suficiente para remoção de nutrientes, especificamente do fósforo.

Pinto *et al.*, (2014) avaliaram a remoção de nutrientes e patógenos em efluentes de suinocultura, com um sistema anaeróbio de dois estágios, constituído de reator anaeróbio UASB, em escala real, seguido de uma lagoa facultativa e três de maturação operadas com a profundidade de 0,4m, em escala piloto e com fluxo contínuo. As lagoas de maturação isoladamente demonstraram baixa eficiência na remoção de fósforo total, aproximadamente 37,9%, atingindo pH máximo de 7,9.

Mbwele (2006) através de um estudo sobre remoção microbiana de fósforo em sistemas de tratamento de águas residuais em lagoas de polimento rasas operadas em batelada, com profundidades entre 0,5 -1 m obteve remoção de 90% de fósforo. A autora descreveu que a eficiente remoção foi provavelmente devido à precipitação do fósforo, visto que o pH nessas lagoas foi uma média de 9,21.

Com base nestes estudos encontrados na literatura, conclui-se que a utilização de lagoas de polimento operando em regime de batelada sequencial como pós-tratamento de efluente de reator UASB pode apresentar alto desempenho na remoção de fósforo, visto que por estas lagoas permanecem com o líquido por mais tempo resulta em uma maior atividade fotossintética, favorecendo o consumo do CO₂ pelas algas e consequente aumento do pH, pré- condição para que ocorra remoção de nutrientes.

3.6 Mecanismo de aumento do pH em lagoas de polimento

Em lagoas de polimento, o pH apresenta variações ao longo do dia, tendendo a aumentar em consequência da combinação de remoção física e biológica do CO₂. Para Van Haandel e Lettinga (1994) o sistema carbônico é em particular o fator crucial para o aumento do pH.

O sistema carbônico pode ser estabelecido através de dois parâmetros, são eles: alcalinidade e acidez do esgoto. Alguns processos biológicos que ocorrem nas lagoas de polimento afetam diretamente estes parâmetros, sendo os principais (CAVALCANTI *et al.*, 2001):

- Formação de CO₂ devido a estabilização da matéria orgânica: acrescenta acidez sem alterar a alcalinidade;
- Remoção de CO₂ através da fotossíntese ou por dessorção para atmosfera: reduz a acidez sem alterar a alcalinidade;

- Dessorção de NH_3 , correspondente à adição de um ácido forte: diminui 1meq de alcalinidade por mmol de amônia desprendida e aumenta de forma proporcional a acidez;
- Precipitação de CaCO_3 : reduz a alcalinidade sem modificar a acidez.

Na Tabela 3 verifica-se os impactos da remoção de CO_2 , dessorção de amônia e precipitação de CaCO_3 sobre a alcalinidade/acidez do efluente, e em consequência, sobre o pH das lagoas de polimento.

Tabela 3: Impactos da remoção do CO_2 sobre a alcalinidade, acidez e pH

Processos	Alcalinidade (meq.mmol⁻¹)	Acidez (meq.mmol⁻¹)	pH (-)
Remoção de CO_2	0	-2	Aumenta
Dessorção de NH_3	-1	1	Diminui
Precipitação de CaCO_3	-2	0	Diminui

Fonte: (Cavalcanti *et al.*, 2001)

Conforme visto na Tabela 3, a remoção de CO_2 é o principal fator para que ocorra aumento do pH nas lagoas de polimento. Esta remoção de CO_2 se dá por dois mecanismos distintos, sendo um biológico e o outro físico. Os dois mecanismos da remoção de CO_2 ocorrem simultaneamente. A remoção física por dessorção se deve à supersaturação deste gás no esgoto digerido. No sistema de pré tratamento anaeróbio a concentração de CO_2 na fase líquida está em equilíbrio com aquela no biogás (com uma pressão parcial na faixa de 5 a 10 %). No entanto, na lagoa em contato com o ar, com uma pressão parcial de CO_2 muito menor (0,03 %), o líquido passa a ser supersaturado, ocorrendo a dessorção do CO_2 , até se restabelecer um novo equilíbrio entre a concentração na fase líquida e aquela no ar (VAN HAANDEL e VAN DER LUBBE, 2019).

O mecanismo biológico é o resultado dos três processos que ocorrem em lagoas de polimento: fotossíntese, oxidação de material orgânico e digestão anaeróbia. A fotossíntese consome CO_2 e os processos de oxidação e digestão anaeróbia produzem CO_2 . Portanto dependendo da taxa relativa dos três processos poderá haver produção ou consumo biológico de CO_2 . É importante destacar que devido a elevada eficiência de remoção da matéria orgânica no reator anaeróbio UASB, o efluente encaminhado para as lagoas de polimento são mais clarificados, ou seja, possui baixa concentração de matéria orgânica, logo a geração de

CO₂ para oxidação deste material será muito menor. Somado a isto, devido às lagoas de polimento serem mais rasas, possibilitará uma penetração maior de raios solares em toda profundidade, intensificando a atividade fotossintética e resultando em um aumento no consumo de dióxido de carbono (CO₂). Assim sendo, o efeito da redução da concentração de CO₂ resulta no aumento substancial do pH (VAN HAANDEL e VAN DER LUBBE , 2019).

Explicações mais detalhadas acerca dos mecanismos que afetam o pH das lagoas de polimento foi descrito por Moreira (2005). O autor relata que o processo que resultou no aumento do pH em lagoas de polimento (com profundidades de 0,2; 0,4 e 0,6m) foi a remoção de CO₂ (por dessorção e por fotossíntese), sendo a remoção biológica de CO₂ mais importante para elevar o pH para valores maiores que 9, principalmente nas lagoas mais rasas. O autor também concluiu que o tempo requerido para atingir um determinado valor de pH em lagoas de polimento depende principalmente da taxa de consumo biológico de CO₂, mas também é afetado pela magnitude da concentração de amônia a ser removida e da alcalinidade inicial do efluente.

3.7 Modelagem matemática de processos biológicos

Um método importante para o estudo do desempenho de lagoas de polimento é a utilização da modelagem matemática. Um modelo pode ser definido como uma simplificação abstrata que permite gerar previsões sobre o comportamento de um sistema sob diferentes condições e identificar o papel desempenhado pelos vários componentes do sistema nesses comportamentos (FRIEDMAN, 2004).

Para modelagem matemática de sistemas complexos, como os biológicos, é necessário avaliar as interações entre os processos físicos, químicos e biológicos que acontecem no decorrer do tempo (ZANOTELLI, 2002). Normalmente, estas interações dos processos podem ser modeladas através de equações diferenciais.

Os conceitos gerais para a elaboração de modelos de processos biológicos podem ser encontrados nos livros Murray (1977), Edelstein-Keshet (1988) e Britton (1986), entre outros. Existem vários autores que usam os modelos cinéticos para descrever o funcionamento de lagoas de estabilização, isto é, os processos biológicos, reações químicas e fenômenos físicos que acontecem nas lagoas, a exemplo:

- Shahsavani *et al.*, (2019) desenvolveram um modelo para simular a concentração de fósforo em lagoas de estabilização tratando águas residuárias. Para simplificar o modelo os autores consideraram as lagoas como um reator de agitação contínua. Inicialmente foi

realizada a relação entre concentração do fósforo reativo solúvel e cada variável de estado. As principais variáveis utilizadas foram: radiação, volume, tempo de permanência, concentração de algas, proporção de fósforo em carbono, proporção de fósforo/clorofila. Em seguida, as direções das relações foram determinadas com auxílio da programação com o *software VenSim PLE 7.1*. Posteriormente, foram identificadas relações matemáticas para cada interação. A primeira equação de massa também foi escrita para cada variável de estado. Em geral, a concentração de cada material na lagoa facultativa foi expressa com a seguinte equação:

$$\text{Concentração (massa)} = \text{entrada-saída} + \text{ressuspensão} - \text{sedimentação} \pm \text{reação} \quad (\text{eq.5})$$

A entrada representa o nível de fósforo solúvel presente nas águas residuais transferidas da lagoa anaeróbia para a lagoa facultativa, a saída mostra o nível de fósforo na saída da lagoa final. A ressuspensão expressa a concentração de fósforo que volta a ficar disperso no líquido. A sedimentação se refere a parcela de fósforo que se acumula no fundo da lagoa e a reação está relacionada as interações entre as substancias presentes no efluente.

Considerando o princípio do balanço de massa, a Eq. 5 foi reescrita como Eq. 6. No modelo também foi considerado os fatores de evaporação e precipitação nas lagoas, uma vez que pode afetar o volume da lagoa.

$$V \frac{dps}{dt} = a_{pc} K_h T V C_d + a_{pc} K_{ra} T V a + a_{pc} K_{rh} T V_{zh} + a_{pc} K_{rc} T V Z_c - a_{pa} K_{T,nt,ps,I} V a \quad (\text{eq.6})$$

Em que:

A_{pc} (Relação fósforo/carbono); K_h (taxa de hidrólise); T (temperatura); V (volume); I radiação solar; C_d (Carbono inorgânico solúvel); K_{ra} (Diminuição causada pelo efeito combinado da respiração e excreção); K_{rh} (fator de correção de temperatura); K_{rc} (Diminuição causada pela respiração).

Os autores relataram que este modelo desenvolvido é muito flexível, por isso é fácil de acrescentar ou retirar parâmetros. Os resultados da modelagem com este método mostraram que o uso de modelos de dinâmica de sistema pode fornecer informações importantes às autoridades para que estas possam decidir bem qual o melhor tipo de tratamento a ser utilizado em cada caso. Quanto ao fósforo, os autores concluíram que o tempo de permanência do líquido nas lagoas foi essencial para a redução do fósforo por sedimentação.

• Zanotelli (2002) criou um modelo matemático através de equações ordinárias para avaliar a remoção de nutrientes nos sistemas de lagoas facultativas e de aguapés para tratamento de dejetos de suínos. Foram usadas quatro lagoas, em escala piloto, simulando o tratamento realizado pela lagoa facultativa, com diferente número de chicanas. A primeira lagoa sem chicana, a segunda contendo 1 chicana, a terceira com 2 chicanas e a quarta com 4 chicanas. Essas lagoas eram abastecidas com efluente de uma lagoa anaeróbia. A modelagem do Fósforo total foi realizada através de simulações numéricas, considerando a influência exercida pela temperatura na eficiência de remoção, através do modelo de equação diferencial ordinária. Para a primeira lagoa piloto, o modelo matemático do fósforo total tem a forma de uma equação diferencial ordinária:

$$\frac{d\rho_1}{dt} = \frac{Q}{V_1} \rho_0 - \frac{Q}{V_1} \rho_1 - k \theta^{(T-20)} \rho_1 \quad (\text{eq.7})$$

Na lagoa piloto 2, o modelo do Fósforo total consiste de duas equações diferenciais ordinárias com a seguinte forma:

$$\begin{aligned} \frac{d\rho_1}{dt} &= \frac{Q}{V_1} \rho_0 - \frac{Q}{V_1} \rho_1 - k \theta^{(T-20)} \rho_1 \\ \frac{d\rho_2}{dt} &= \frac{Q}{V_2} \rho_1 - \frac{Q}{V_2} \rho_2 - k \theta^{(T-20)} \rho_2 \end{aligned} \quad (\text{eq.8})$$

Para a lagoa piloto 3, o modelo consiste de três equações diferenciais ordinárias na forma:

$$\begin{aligned} \frac{d\rho_1}{dt} &= \frac{Q}{V_1} \rho_0 - \frac{Q}{V_1} \rho_1 - k \theta^{(T-20)} \rho_1 \\ \frac{d\rho_2}{dt} &= \frac{Q}{V_2} \rho_1 - \frac{Q}{V_2} \rho_2 - k \theta^{(T-20)} \rho_2 \\ \frac{d\rho_3}{dt} &= \frac{Q}{V_3} \rho_2 - \frac{Q}{V_3} \rho_3 - k \theta^{(T-20)} \rho_3 \end{aligned} \quad (\text{eq.9})$$

O modelo da lagoa piloto 4 é composto por cinco equações diferenciais ordinárias, com a seguinte forma:

$$\frac{d\rho_1}{dt} = \frac{Q}{V_1} \rho_0 - \frac{Q}{V_1} \rho_1 - k \theta^{(T-20)} \rho_1$$

$$\frac{d\rho_1}{dt} = V_{1,0} - V_{1,1} - \rho_1$$

$$\frac{d\rho_2}{dt} = Q_{\rho_1} - Q_{\rho_2} - k_{\theta^{(T-20)}} \rho_2$$

$$\frac{d\rho_3}{dt} = V_{2,1} - V_{2,2} - \rho_2$$

$$\frac{d\rho_3}{dt} = Q_{\rho_2} - Q_{\rho_3} - k_{\theta^{(T-20)}} \rho_3$$

$$\frac{d\rho_3}{dt} = V_{3,2} - V_{3,3} - \rho_3$$

$$\frac{d\rho_4}{dt} = \frac{Q}{V_4} \rho_3 - \frac{Q}{V_4} \rho_4 - k_{\theta(T-20)} \rho_4 \quad (\text{eq.10})$$

$$\frac{d\rho_5}{dt} = \frac{Q}{V_5} \rho_4 - \frac{Q}{V_5} \rho_5 - k_{\theta(T-20)} \rho_5 \quad (\text{eq.11})$$

O autor relatou que a modelagem matemática do processo de tratamento de lagoas facultativas com chicanas apresentou resultados satisfatórios na remoção diária de nutrientes de dejetos de suínos. As simulações efetuadas mostraram que o desempenho da lagoa pode ser modelado através de sistema de equações diferenciais ordinárias.

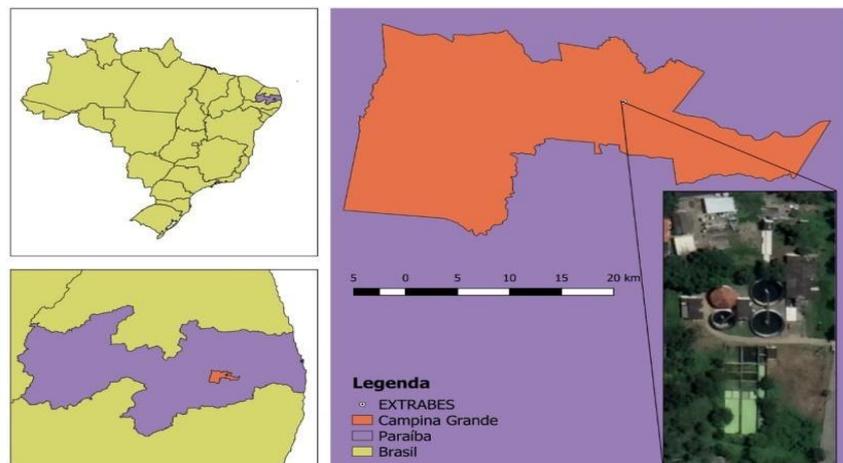
A modelagem matemática pode ser muito útil para otimização de lagoas de polimento, de particular interesse para verificar a influência de alguns parâmetros sobre a remoção do fósforo, bem como para que se possam prever as possíveis formas de fósforo que precipita nas lagoas.

4.0 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Local de realização do experimento

O presente trabalho foi realizado na Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários (EXTRABES), localizada no bairro do Catolé em Campina Grande-PB, sob coordenadas geográficas de 7° 14' 21.8"S 35° 53' 04.0"W e altitude de 512 metros. A Figura 3 mostra a localização da estação experimental. O laboratório pertence à Universidade Estadual da Paraíba (UEPB) e a Universidade Federal de Campina Grande (UFCG).

Figura 3: Localização da Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgotos Sanitários (EXTRABES).



Fonte: Autor (2020)

Segundo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), o município de Campina Grande-PB está incluído na área geográfica de abrangência do clima semiárido brasileiro, onde o verão é longo, quente e de céu quase sem nuvens; o inverno é curto, com precipitação e de céu encoberto. Ao longo do ano, em geral a temperatura varia de 20 °C a 32 °C e raramente é inferior a 17 °C ou superior a 34 °C.

4.2 Descrição do sistema experimental

O esgoto utilizado na pesquisa foi o esgoto doméstico do município de Campina Grande, que era coletado no interceptor leste, que passa nas dependências da EXTRABES, proveniente da rede coletora da Companhia de águas e esgotos do Estado da Paraíba (CAGEPA). Ao ser bombeado, este seguia para um tanque de armazenamento que garantia alimentação ininterrupta do reator UASB, através do bombeamento contínuo realizado por uma eletrobomba d'água (máquina de lavar 220v).

O reator UASB (Figura 4A) foi construído com fibra de vidro e apresenta formato geométrico cilíndrico, suas características estão detalhadas na Tabela 4. O mesmo já se encontrava em operação na estação experimental onde foi realizado o estudo.

Tabela 4: Características do reator UASB

<u>Características</u>	<u>Magnitude</u>
Altura do reator (m)	1,7
Volume (m ³)	2,5
Vazão máxima (m ³ .d ⁻¹)	10
Tempo de detenção hidráulica (h)	6

O efluente do reator UASB era armazenado em um tanque de fibra de vidro com capacidade de 1m³, conforme mostra a Figura 4B. Através de uma bomba (modelo ECCO 300W ANAUGER) o efluente alimentava de forma descontínua quatro lagoas de polimento, apresentadas na Figura 4C.

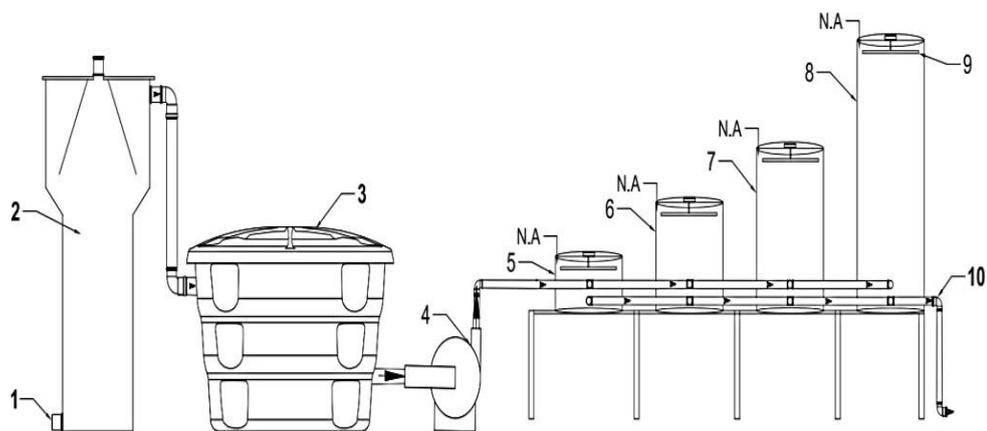
Figura 4: Foto do aparato experimental (a) reator UASB; (b) tanque de armazenamento do efluente UASB (c) lagoas de polimento operando em batelada sequencial



Fonte: Autor (2020)

As lagoas de polimento foram projetadas em escala piloto, com diferentes profundidades (0,2, 0,4, 0,6 e 1,0 m), respectivamente, L1, L2, L3 e L4, com diâmetro de 0,5m e volumes de (40, 80, 120 e 240L), o material de confecção das lagoas foi fibra de vidro e estas foram operadas em regime de bateladas sequenciais. Para uniformizar o conteúdo da fase líquida e para evitar a flotação de algas, a superfície das lagoas era agitada suavemente por uma palheta de 1 cm de largura, acionada por um motor com rotação de 10 rpm. O descarte das lagoas era realizado por gravidade. Para melhor visualização do sistema experimental a Figura 5 apresenta um esquema detalhado.

Figura 5: Esquema do sistema experimental de tratamento



Fonte: Autor (2020)

Legenda:

- (1) Entrada do esgoto bruto;
- (2) Reator UASB;
- (3) Tanque de armazenamento do efluente UASB;
- (4) Bomba;
- (5) Lagoa com profundidade de 0,2 m e volume de 40L;
- (6) Lagoa com profundidade de 0,4m e volume de 80L;
- (7) Lagoa com profundidade de 0,6m e volume de 120L;
- (8) Lagoa com profundidade de 1m e volume de 240L;
- (9) Agitador: largura 1m e rotação de 6 rpm;
- (10) Descarte do efluente.

4.3 Avaliação do sistema de tratamento

O monitoramento do sistema foi realizado considerando um período sazonal. A primeira etapa foi realizada durante oito meses em período de verão (outubro de 2018 a maio de 2019). Por outro lado, a segunda amostragem foi realizada por três meses no período de inverno (junho de 2019 a agosto de 2019).

O horário de coleta das amostras foi fixado às 9 horas para ambas as condições. A princípio para melhor acompanhamento do comportamento das lagoas ao longo da batelada, as análises eram realizadas diariamente. Após três meses de monitoramento a periodicidade das análises foi reduzida para três vezes por semana.

Foram realizadas análises de parâmetros físico-químicos do afluente (esgoto bruto), do efluente do reator UASB, e das lagoas de polimento. As metodologias utilizadas seguiram os procedimentos descritos no *Standard Methods for Examination of Water e Wastewater* (APHA, 2012), exceto para a alcalinidade total que foi realizada de acordo com o método de Kapp descrito por Buchauer (1998), e o oxigênio dissolvido e temperatura que foram medidos via respirômetria, utilizando para tanto o respirômetro Beluga versão S3.2. Mais detalhes sobre o princípio e funcionamento do respirômetro podem ser encontrados em Catunda e Van Haandel (2013) e Silva Filho (2015). Os parâmetros analisados, bem como os métodos utilizados para avaliação do sistema são apresentados na Tabela 5.

Tabela 5: Parâmetros analisados durante avaliação do sistema

Parâmetro	Método de análise	Referência
Temperatura	Respirômetro	-
Oxigênio Dissolvido	Respirômetro	-
*DQO	Titulométrico, método da Refluxação fechada.	5220 C. / APHA <i>et al.</i> , (2012)
*pH	Potenciométrico	4500 / APHA <i>et al.</i> , (2012)
Ortofosfato	Ácido ascórbico	
Amônia	Semi-MicroKjeldahl	4500-NH ₃ / APHA <i>et al.</i> , (2012)
Alcalinidade	Kapp	BUCHAUER (1998)
Sólidos Totais	Gravimétrico	2540 D / APHA <i>et al.</i> , (2012)

*DQO-Demanda química de oxigênio; *pH- Potencial Hidrogeniônico

As medições de oxigênio dissolvido foram realizadas na superfície de cada lagoa, sempre ao meio dia já que neste horário a energia utilizada para fotossíntese é suprida pela radiação solar mais intensa.

Quanto ao parâmetro fósforo, inicialmente eram realizadas análises de fósforo total e de ortofosfato, no entanto, observou-se que não havia diferença significativa entre essas

concentrações. Isso se deve ao fato de que em efluentes bem estabilizados, o ortofosfato torna-se a forma predominante do fósforo (LOURES *et al.*, 2006). Por este motivo, optou-se por continuar com análises apenas do ortofosfato, já que é um método mais simples de ser realizado.

A avaliação da remoção do fósforo nas lagoas foi feita observando a influência de alguns fatores, como o aumento do pH, a profundidade das lagoas e do tempo de detenção hidráulica.

O tempo de operação de cada lagoa foi determinado pela concentração residual de ortofosfato presente no efluente. O final da batelada ocorreu quando o ortofosfato nas lagoas atingia valores próximos a 1 mgP.L^{-1} . Essa concentração foi definida com base nos padrões de lançamento estabelecidos pela legislação de alguns estados brasileiros, conforme descrito no item 3.3.1, uma vez que a legislação Federal (resolução CONAMA nº 430) não especifica o limite máximo para lançamento de fósforo.

O total de bateladas das lagoas foram as seguintes:

- L1: 45 bateladas no período de verão e 11 bateladas no período de inverno;
- L2: 30 bateladas no período de verão e 5 bateladas no período de inverno;
- L3: 10 bateladas no período de verão e 3 bateladas no período de inverno;
- L4: 8 bateladas no período de verão e 3 bateladas no período de inverno.

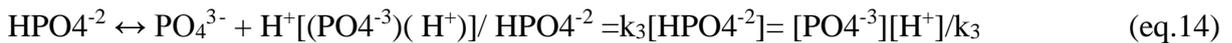
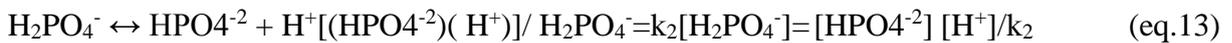
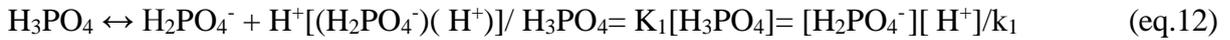
4.4 Tratamento Estatístico dos Dados

Para a sistematização dos resultados do sistema de tratamento e a análise da eficiência das lagoas de polimento na remoção de fósforo foi utilizada a estatística descritiva básica, com desvio padrão, valores máximos e mínimos, bem como, foi gerado os gráficos para melhor visualização utilizando as planilhas eletrônicas do EXCEL.

4.5 Modelo de equilíbrio termodinâmico para precipitação do Fosfato

O modelo matemático aqui apresentado representa uma simples ferramenta de simulação, pela qual foi estimada a forma na qual o sal de fosfato precipita em lagoas de polimento. A modelagem foi realizada através de equações, considerando as possíveis formas de sais de fosfato encontrado em esgoto doméstico, bem como, foi avaliado a influência exercida por alguns parâmetros, especificamente o pH e a profundidade das lagoas, sobre precipitação do fósforo.

Como visto, o ortofosfato é a forma predominante de fósforo em esgotos. Este admite as seguintes formas dependendo do pH da fase líquida: PO_4^{3-} (fosfato), H_2PO_4^- (dihidrogenofosfato), HPO_4^{2-} (hidrogenofosfato), H_3PO_4 (ácido fosfórico). As equações de equilíbrios entre essas formas são:



Sendo: K_1 , K_2 e K_3 constantes de dissociação. Essas constantes de acordo com Alongi e Shields (2010) são fundamentais para a compreensão de reações químicas. Os valores das constantes revelam o estado de desprotonação de uma molécula em um solvente específico.

Foram utilizadas as seguintes constantes de dissociação a 25 °C:

$$pK_1 = 2,23, \text{ logo } K_1 = 10^{-pK_1} = 0,00468$$

$$pK_2 = 7,21, \text{ logo } K_2 = 10^{-pK_2} = 6,2 \times 10^{-8}$$

$$pK_3 = 12,32, \text{ logo } K_3 = 10^{-pK_3} = 4,8 \times 10^{-13}.$$

De posse das equações 12, 13 e 14, calculou-se a concentração total de todas as espécies de ortofosfato com a seguinte equação:

$$C_t = [\text{H}_3\text{PO}_4] + [\text{H}_2\text{PO}_4^-] + [\text{HPO}_4^{2-}] + [\text{PO}_4^{3-}] \quad \text{(eq.15)}$$

Ou

$$C_t = [\text{PO}_4^{3-}] (1 + [\text{H}^+]/K_3 + [\text{H}^+]^2/K_2K_3 + [\text{H}^+]^3/K_1.K_2.K_3) \quad \text{(eq.16)}$$

A equação 16 pode ser reescrita diretamente na forma de PO_4^{3-} , logo:

$$[\text{PO}_4^{3-}] = C_t / (1 + [\text{H}^+]/K_3 + [\text{H}^+]^2/K_2K_3 + [\text{H}^+]^3/K_1.K_2.K_3) \quad \text{(eq.17)}$$

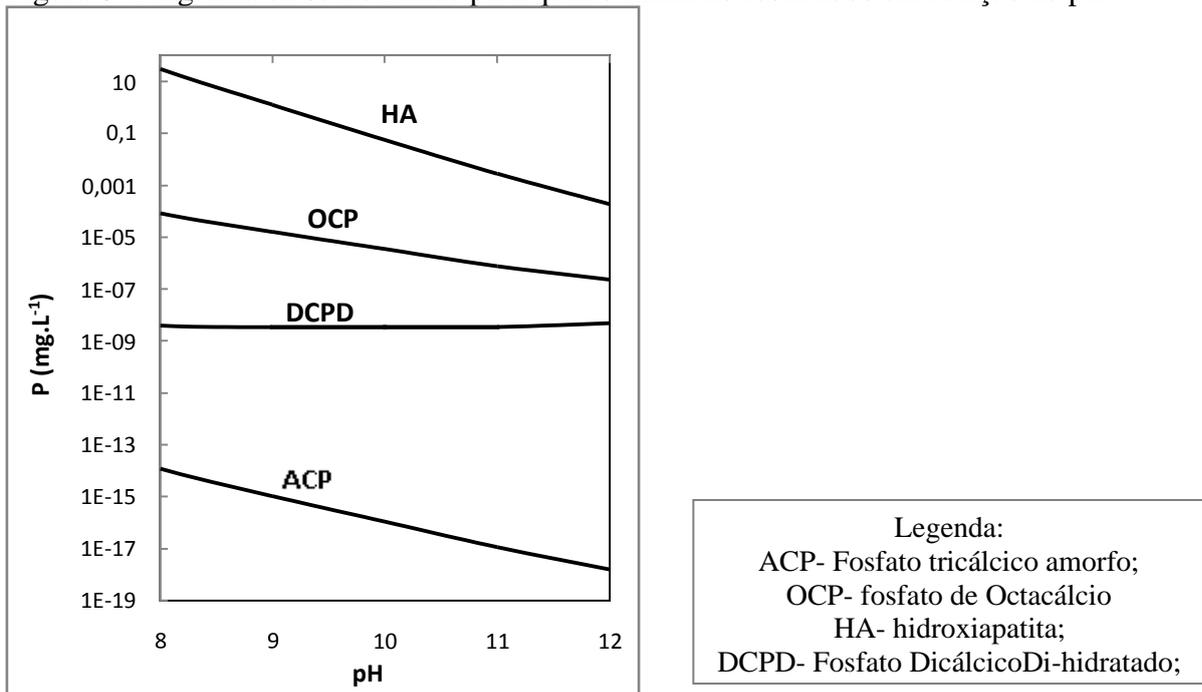
A partir da equação 17, foi calculada a concentração de quatro formas de sais de fosfato de cálcio em função do pH para os valores das constantes de solubilidade termodinâmica (K_{ps}) da Tabela 1. Adotou-se uma concentração de 1 mmol.L⁻¹ de cálcio, isto é, uma água moderadamente dura, como é o caso do esgoto de Campina Grande.

- Para o fosfato de Octacálcio: $[\text{Ca}^{+2}]^4 [\text{PO}_4^{3-}]^3 [\text{H}^+] = 10^{-48}$
- Para o hidroxiapatita: $[\text{Ca}^{+2}]^5 [\text{PO}_4^{3-}]^3 [\text{OH}^-] = 10^{-58.5}$

- Para o Fosfato tricálcico amorfo: $[Ca^{+2}]^3 [PO_4^{-3}]^2 = 10^{-25.2}$
- Para o Fosfato DicálcicoDi-hidratado: $[Ca^{+2}]^2 [PO_4^{-3}] [H^+] = 10^{-25.2}$

Após os cálculos das concentrações das formas de fosfatos de cálcio, foi plotado um diagrama de solubilidade para estes sais em função do pH (Figura 6). Foi definida uma faixa de pH alcalino, ou seja, variando de 8 á 12.

Figura 6: Diagrama da solubilidade para quatro minerais fosfatados em relação ao pH.



Fonte: Autor (2020)

Desta forma pode-se comparar os dados experimentais de fósforo obtidos nesta pesquisa com as curvas do diagrama de solubilidade teórico da Figura 6 e com isso, determinar qual o sal de fosfato que precipitou nas lagoas de polimento. Antecipa-se que a solubilidade destes sais nas lagoas pode ser muito maior que a solubilidade termodinâmica da Figura 6, especificamente devido o efluente da lagoa de polimento conter concentrações de material orgânico (CAPRI e MARAIS, 1974).

5.0 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados serão apresentados em duas etapas, onde na primeira será realizada uma caracterização do esgoto bruto, efluente do reator UASB e dos efluentes das lagoas de polimento após o encerramento das bateladas, e na segunda etapa será observado detalhadamente o comportamento do fósforo nas lagoas de polimento no decorrer das bateladas, a fim de verificar a influência do pH e de outros fatores sobre a sua remoção, como também definir qual a forma de fosfato que precipitou nas lagoas de polimento.

5.1. Primeira etapa: Caracterização do sistema de tratamento

Temperatura

Em virtude das características inerentes da região semiárida do Nordeste Brasileiro, onde se localiza a estação experimental na qual realizou-se os experimentos (EXTRABES), os períodos do ano não são divididos em ciclos bem delimitados e característicos (primavera, verão, outono e inverno), mas divididos em dois períodos distintos: um chuvoso e outro de estiagem, visto que não se observam mudanças relevantes de temperatura e de outras variáveis meteorológicas ao longo do ano.

Fatores ambientais como temperatura externa e a radiação solar (insolação) nas lagoas de polimento são os dois fatores que mais influenciam na velocidade da fotossíntese, a qual desempenha papel extremamente importante para o bom funcionamento das lagoas de polimento no tratamento do efluente.

As temperaturas do líquido nas lagoas variaram entre 20°C e 31°C, conforme pode-se observar na Tabela 6 onde apresentam-se temperaturas médias das bateladas. Mesmo no período de inverno, as temperaturas se mantiveram acima de 20°C. O autor Medri (1997) considera que temperaturas superiores a 20°C são as mais indicadas para o bom funcionamento dos processos que ocorrem nas lagoas. Segundo Jordão e Pessoa (2011), a velocidade de decomposição do esgoto aumenta com a temperatura, sendo a faixa ideal para a atividade biológica de 25°C a 35°C.

As temperaturas dos efluentes das lagoas mantiveram-se dentro dos padrões de lançamento de efluentes líquidos (temperatura inferior a 40°C) preconizado pela resolução federal CONAMA n° 430/2011.

Tabela 6: Temperaturas máximas e mínimas do líquido nas lagoas de polimento

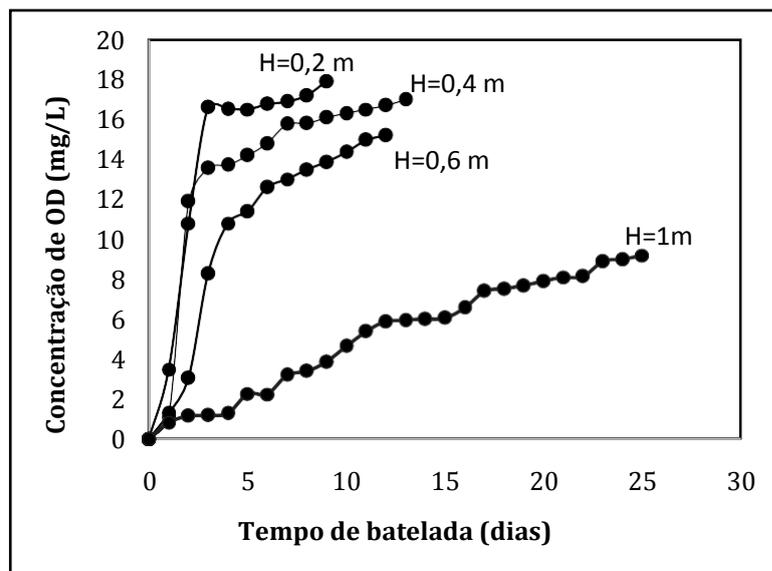
Temporada	Temperatura (°C)	L1	L2	L3	L4
	Verão	Máxima	31	30	29
Mínima		24	23	23	22
Inverno	Temperatura (°C)	L1	L2	L3	L4
	Máxima	27	25	25	24
	Mínima	22	21	20	20

Oxigênio dissolvido

Acerca dos dados de oxigênio dissolvido na Figura 7 é apresentada a concentração média de oxigênio dissolvido em relação ao tempo de batelada, para todas as lagoas no período de verão e na Figura 8 para o período de inverno. Observa-se que o aumento da concentração de OD no líquido ocorreu rapidamente no período de verão, onde as lagoas rasas atingiram valores de supersaturação em poucos dias ($OD > 10 \text{ mg.L}^{-1}$) já nas lagoas mais profundas, como é o caso da L4=1m, esse aumento foi mais lento principalmente no período de inverno.

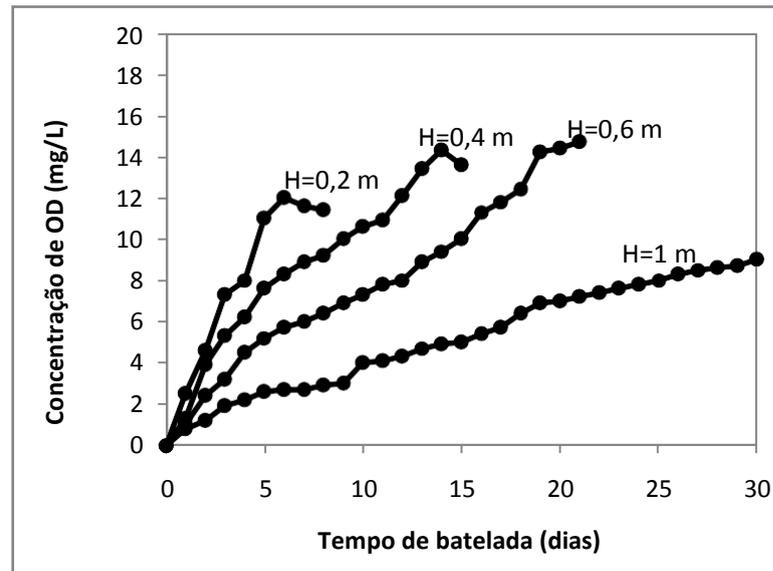
Este comportamento é justificado pelo fato das lagoas mais rasas possibilitarem a penetração da energia luminosa na maior parte da coluna d'água, intensificando assim a atividade fotossintética e consequente geração de oxigênio.

Figura 7: Comportamento do oxigênio dissolvido no decorrer da batelada para as lagoas com diferentes profundidades no período de verão.



Fonte: Autor (2020)

Figura 8: Comportamento do oxigênio dissolvido no decorrer da batelada para as lagoas com diferentes profundidades no período de inverno.



Fonte: Autor (2020)

Nota-se ainda que mesmo no período de inverno que resulta em menos fotossíntese, as lagoas conseguiram alcançar elevadas concentrações de OD. Isto é consequência do pré-tratamento eficiente realizado no reator UASB, onde foi reduzido em grande parcela a concentração de matéria orgânica. Logo, pressupõe-se que o efluente encaminhado para as lagoas de polimento foi mais clarificado, ou seja, possuía baixa concentração de matéria orgânica, portanto o OD utilizado para oxidação deste material remanescente foi bem menor do que a concentração produzida pela fotossíntese.

Verificou-se que a atividade fotossintética nas lagoas foi intensa, resultado da elevada radiação solar da região em que as lagoas foram implantadas. Por este motivo, os efluentes das lagoas apresentaram níveis elevados de OD. Esse comportamento também foi observado por Martins (2012) em análise de lagoas de polimento da ETE Rio Formoso, onde foram encontrados valores médios de $5,0 \text{ mg.L}^{-1}$ de OD, atingindo valores máximos de até 16 mg OD.L^{-1} nas superfícies das lagoas, corroborando portanto, com os resultados apresentados na presente pesquisa.

Nota-se que todas as lagoas prevaleceram com condições aeróbias nos períodos monitorados. Esse é um fator de grande relevância, visto que, quando se tem elevado nível de oxigênio dissolvido no meio, predominam-se formas de sulfeto (íon sulfeto e bissulfeto) que não causam maus odores (OLIVEIRA *et al.*, 2016). Esse é um fator extremamente importante, pois torna-se mais aceitável operar essas lagoas de polimento perto de regiões urbanas, diferentemente de sistemas que utilizam lagoas de estabilização convencional, estas liberam

Sulfeto de hidrogênio (H₂S) para atmosfera, causando intensos e insuportáveis odores, contribuindo para o repúdio da população circunvizinhas sobre esse tipo de tratamento (HAANDEL e VAN DER LUBBE, 2019).

Na Tabela 7 se apresentam os valores médios dos parâmetros: Demanda Química de Oxigênio (DQO), Sólidos Suspensos Totais (SST), Amônia, Ortofosfato, pH e alcalinidade, do esgoto bruto, do efluente do reator UASB e das diferentes lagoas de polimento quando encerradas as bateladas, para ambos períodos monitorados.

Tabela 7: Médias e desvios padrões dos parâmetros monitorados do esgoto bruto, efluente do UASB e das lagoas de polimento quando encerradas as bateladas.

Período de verão						
	EB	UASB	L1 -5 dias	L2 -8dias	L3- 16 dias	L4 -30 dias
	$x \pm \sigma$	$x \pm \sigma$	$x \pm \sigma$	$x \pm \sigma$	$x \pm \sigma$	$x \pm \sigma$
DQO (mg.L⁻¹)	556±41	161±24	282±42	176±37	123±29	82±16
SST (mg.L⁻¹)	291±47	109±11	220±36	190±32	173±24	136±18
N. amoniacal (mg.L⁻¹)	56±9	61±9	0,0±0,2	0,0±0,2	0,0±0,2	0,0±0,3
Ortofosfato (mg.L⁻¹)	6,5±1,5	8,3±0,5	0,4±0,7	0,8±1	1±1	2,3±1
Ph	7,30±0,2	7,3±0,1	11±0,4	9,7±0,2	9,5±0,2	8,8±0,2
Alcalinidade (mg CaCO₃.L⁻¹)	369±47	438±32	122±24	142±23	185±21	208±21
Período de inverno						
	EB	UASB	L1 -8 dias	L2-16dias	L3- 30 dias	L4 -30 dias
	$x \pm \sigma$	$x \pm \sigma$	$x \pm \sigma$	$x \pm \sigma$	$x \pm \sigma$	$x \pm \sigma$
DQO (mg.L⁻¹)	515 ±39	140±21	230±38	154±34	97±26	67±26
SST (mg.L⁻¹)	225±30	83±12	247±23	168±22	138±18	78±15
N. amoniacal (mg N-NH₄⁺.L⁻¹)	48±7	30±7	0±0,1	0±0,1	0±0,1	0±0,2
Ortofosfato (mg.L⁻¹)	6,9±1	7,9±1	0,4±0,5	1±0,6	1,9±0,4	2,6±0,5
pH	7,2±0,2	7,5±0,1	10,2±0,6	9,5±0,6	9,1±0,4	8,5±0,2
Alcalinidade (mg CaCO₃.L⁻¹)	361±38	512±31	176±22	218±20	227±20	263±19

Fonte: Autor (2020)

Demanda química de Oxigênio – DQO

Observa-se na Tabela 7 que as concentrações de DQO no esgoto bruto afluente ao reator UASB foram em média 556 mg.L⁻¹ no período de verão e 515 mg.L⁻¹ no período de inverno.

Estes valores estão dentro da faixa de concentração típica de esgotos domésticos (400 a 800 mg.L⁻¹) reportada por Von Sperling (2005).

O reator UASB no período de verão apresentou remoção média de DQO de 71% e no inverno de 73%, ambos os períodos estão de acordo com as concentrações previstas por Van Haandel e Lettinga (1994), onde é esperada eficiência de remoção do material orgânico no intervalo de 55 a 75% em sistemas anaeróbios.

As lagoas de polimentos, com exceção da L1 e L2, apresentaram diminuição das concentrações de DQO tanto no período de verão quanto no inverno. Essa tendência de aumento da DQO nas lagoas mais rasas deve ser atribuída principalmente a produção de algas pela fotossíntese. Contudo, as demais lagoas mantiveram estabilidade de remoção no decorrer de todas as bateladas, nestes casos, apesar de também haver produção de material orgânico devido a fotossíntese, ocorreu a redução de DQO devido a provável floculação natural e sedimentação das algas para o fundo das lagoas.

Os resultados mostraram que a remoção da DQO foi mais significativa nas lagoas mais profundas (L3 e L4) e que conseqüentemente tiveram maior TDH. A L4 obteve melhor desempenho nesta remoção, apresentando efluente com concentração média de 87 mg DQO.L⁻¹ no período de verão e 67 mg DQO.L⁻¹ no período de inverno. Cavalcanti *et al.*, (2001) sugerem que as concentrações de DQO total em efluentes de lagoas de polimento dificilmente alcançam valores iguais ou abaixo de 60 mg.L⁻¹. Os dados observados no presente estudo corroboram com o afirmado pelos autores supracitados.

É importante destacar que devido às lagoas de polimento receberem um afluente com uma carga orgânica pequena, o seu papel principal deixa de ser estabilização de matéria orgânica e passa a ser a remoção de nutrientes e patógenos.

Quanto ao padrão de lançamento da DQO, a legislação federal CONAMA nº 430/2011 não estabelece um valor teto a ser cumprido, aumentando a autonomia dos estados e possibilitando que estes adotem padrões que se adequem mais ao seu contexto ambiental e econômico.

Sólidos Suspensos Totais – SST

Com relação aos sólidos suspensos totais, o reator UASB proporcionou 63% de remoção em ambos os períodos monitorados. Essa remoção contribuiu para a redução da turbidez do afluente das lagoas aumentando a transparência do esgoto digerido,

proporcionando, portanto a penetração da radiação solar no perfil das lagoas e estimulando a intensificação da atividade fotossintética.

Quanto às lagoas de polimento, estas apresentaram eficiência de remoção negativa, resultante da biomassa algal presente no líquido que geraram partículas sólidas, aumentando a concentração total. Ao se comparar os dados de SST com a DQO, é possível observar que os comportamentos se assemelham (ambos vão sendo reduzidos com o aumento da profundidade das lagoas e conseqüente aumento no tempo de permanência do líquido), demonstrando correlação entre ambos.

Pontes *et al.*, (2017) encontraram comportamento semelhante em lagoas de polimento operando com alimentação em fluxo contínuo e em batelada, onde a concentração de sólidos totais presentes nas lagoas foi acima do encontrado no esgoto bruto e no efluente do reator UASB, tendo, portanto, eficiências negativas. Possmoser-Nascimento *et al.*, (2014) obtiveram em um estudo sobre lagoas de maturação rasas tratando efluente de reator UASB, pobre desempenho na remoção de sólidos, os autores justificaram que esse comportamento ocorreu devido o aumento das algas na superfície das lagoas.

Ressalta-se que dependendo da destinação final deste efluente, pode haver necessidade de acrescentar uma complementação no tratamento para se obter melhores remoções deste constituinte. Uma opção de redução da matéria orgânica e dos sólidos totais é a utilização de filtro de rochas após as lagoas de polimento. Esses filtros possibilitam obter um efluente mais clarificado e de forma natural.

Assim como o parâmetro DQO, não existe uma concentração limite de lançamento dos SST na legislação federal.

Potencial Hidrogeniônico – pH

Conforme se observa na Tabela 7, no encerramento das bateladas as lagoas de polimento, com exceção da mais profunda L4 (1 metro), atingiram valores de pH elevados, na faixa de 9-10. O aumento do pH ocorreu devido a intensa atividade fotossintética nas lagoas, onde a demanda de CO₂ pelas algas foi maior do que a sua produção pela respiração bacteriana. A remoção do CO₂ reduz a acidez em 2 meq.mmol⁻¹, conseqüentemente acarreta a elevação do pH (CAVALCANTI *et al.*, 2001).

Para König *et al.*, (1996), a intensidade da atividade fotossintética das algas é bastante dependente da temperatura e da disponibilidade de luz solar, influenciando diretamente no pH e nos níveis de OD do efluente de lagoas.

A obtenção de pH suficientemente altos nas lagoas de polimento, em ambos períodos monitorados, foi o fator crucial que proporcionou uma elevada remoção de nutrientes (amônia por dessorção e fosfato por precipitação). A remoção de fosfato em relação ao aumento do pH será discutida detalhadamente na seção 5.2.

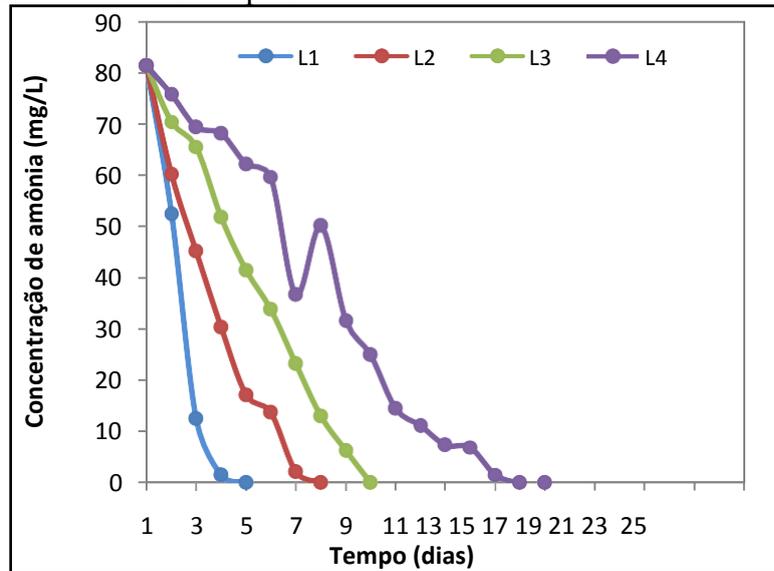
Apesar do pH elevado obtido nas lagoas proporcionar algumas vantagens no tratamento do efluente, estas não atendem ao limite especificado pela resolução CONAMA nº 430/2011, que estabelece faixa de pH entre 5 e 9. Portanto, se o objetivo final do efluente for o lançamento em corpos aquáticos, é necessário a busca por alternativas que visem reduzir este pH.

Nitrogênio amoniacal

O elevado valor de pH juntamente com o da temperatura favorece a desprotonação da amônia ionizada (NH_4^+) para amônia livre (NH_3), que em seguida é transferida à atmosfera (ERICKSON, 1985). Adicionalmente, nas lagoas de polimento, o desprendimento de bolhas de oxigênio da fase líquida supersaturada pode acelerar o desprendimento de NH_3 (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

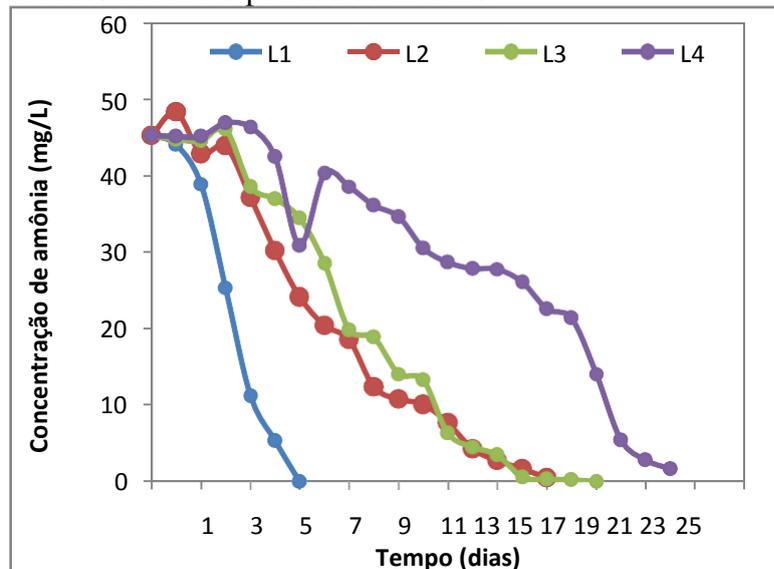
Desta maneira, nota-se que em todas as lagoas, ocorreu a dessorção completa da amônia, mesmo quando não foi possível atingir valores de pH acima de 9, como no caso da L4. Aparentemente não houve uma relação direta das eficiências de dessorção com a pluviosidade, tendo em vista que também ocorreu 100% de remoção de amônia nos meses mais chuvosos monitorados. No entanto, é importante enfatizar que no período de inverno o tempo de permanência do líquido nas lagoas foi bem maior, quase que o dobro de dias em relação ao período de verão. Esse comportamento pode ser melhor visualizado nas Figuras 9 e 10.

Figura 9: Comportamento da concentração de amônia em função do tempo para lagoas com diferentes profundidades durante o período de verão.



Fonte: Autor (2020)

Figura 10: Comportamento da concentração de amônia em função do tempo para lagoas com diferentes profundidades durante o período de inverno.



Fonte: Autor (2020)

Este desempenho também foi visto por alguns autores, a exemplo de Sousa (2015) que através do estudo de lagoas de polimento obteve remoções eficientes de nitrogênio amoniacal, atingindo concentrações finais de 2,02 mg/L e 3,78 mg/L, respectivamente para lagoas com 0,18 metros de profundidade, o autor mencionou que a explicação mais plausível para dessorção da amônia livre através da área superficial das lagoas foi o alto valor do pH encontrado.

O efluente das quatro lagoas de polimento atendeu ao padrão exigido para o lançamento em corpos de água (CONAMA, 430/2011), no qual estabelece um limite máximo de nitrogênio amoniacal de 20 mg.L^{-1} .

Alcalinidade

A respeito da alcalinidade total, a concentração média do esgoto bruto foi de $369 \text{ mg CaCO}_3\text{.L}^{-1}$ no verão e $361 \text{ mgCaCO}_3\text{.L}^{-1}$ no inverno. A alcalinidade do esgoto em boa aproximação é a alcalinidade da água no qual gerou o esgoto acrescida da concentração de amônia (VAN HAANDEL e VAN DER LUBBE, 2019).

Observa-se que após o tratamento no reator UASB esta concentração de alcalinidade sofreu aumento, mantendo uma média de $438 \text{ mg CaCO}_3\text{.L}^{-1}$ no verão e $512 \text{ CaCO}_3\text{.L}^{-1}$ no inverno. Já em relação às lagoas, nota-se uma tendência de decaimento desta concentração, quanto mais rasa menor o valor da alcalinidade total.

Em geral esse comportamento atendeu as expectativas embasadas na literatura, apresentada no item 3.6, onde teoricamente a alcalinidade é reduzida devido ao processo de remoção de amônia por dessorção. A dessorção da amônia equivale a adição de um ácido forte, onde 1 meq.mmol^{-1} de alcalinidade é reduzido por mmol de amônia desprendida para atmosfera. Outro fator que afeta a redução da alcalinidade é a precipitação do carbonato de cálcio. Quando o pH da lagoa é elevado (característica encontrada nas lagoas de polimento), a precipitação de 1 mol CaCO_3 reduz 2 meq.mmol^{-1} de alcalinidade (CAVALCANTI *et al.*, 2001). Esses resultados se repetiram em estudos realizados por Souza (2015), Andrade (2012) e Moreira (2005).

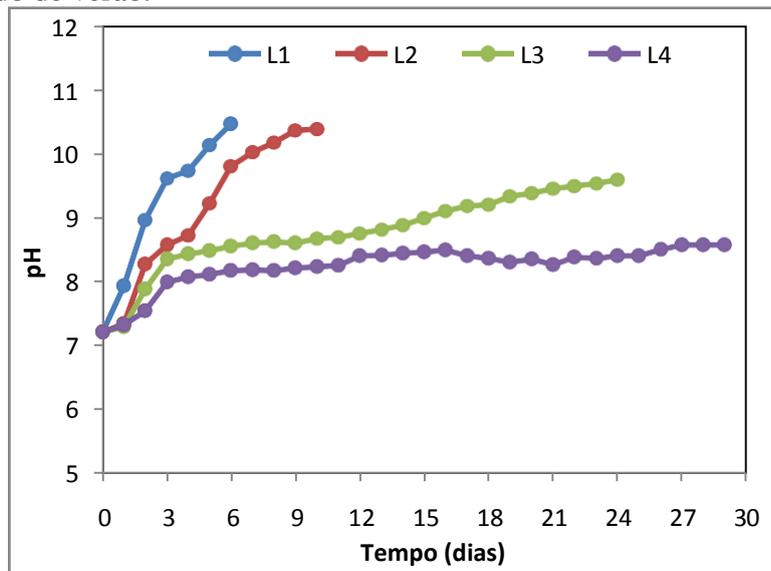
5.2. Segunda etapa: Precipitação do fósforo nas lagoas

De acordo com a literatura, obter pH alcalino é uma condição essencial para formar precipitados de fósforo com compostos de cálcio e magnésio. Valores altos de pH associados a altos níveis de Ca podem induzir potencialmente a co-precipitação de fosfato de cálcio, especialmente em efluentes de pH alcalino (OTSUKI e WETZEL, 1972). Níveis altos de pH e períodos de reação mais longos, podem ser necessários para formar um mineral Ca-fosfato mais estável, que não se dissolve facilmente (MARTÍ *et al.*, 2010; SONG *et al.*, 2011; YE *et al.*, 2010).

Van Haandel e Lettinga (1994), relatam que remoções significativas de fósforo podem ocorrer através da precipitação dos fosfatos em condições de pH acima de 9, em lagoas especialmente rasas, onde a remoção de fósforo pode aproximar-se de 90%.

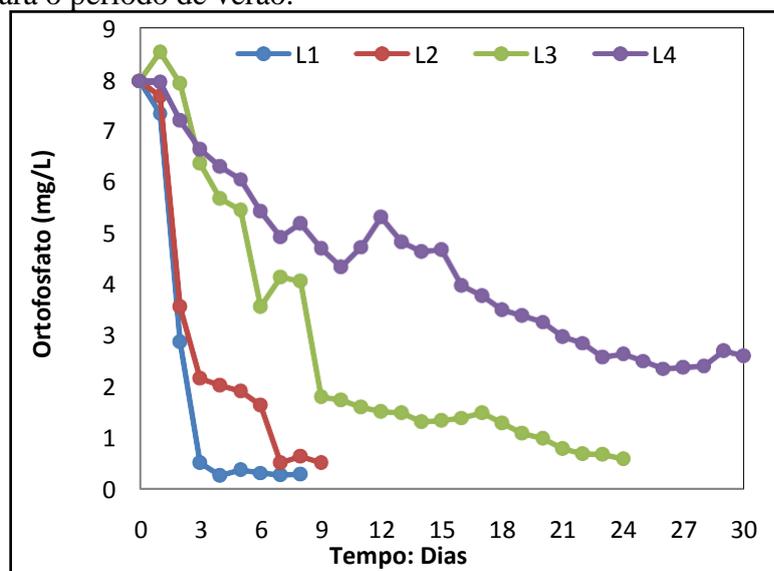
Nas Figuras 11 e 12 foram plotados, respectivamente, os valores médios do pH e da concentração de fosfato nas lagoas em função do tempo das bateladas para o período de verão e nas Figuras 13 e 14 para o inverno.

Figura 11: Variação do pH em função do tempo para lagoas com diferentes profundidades durante o período de verão.



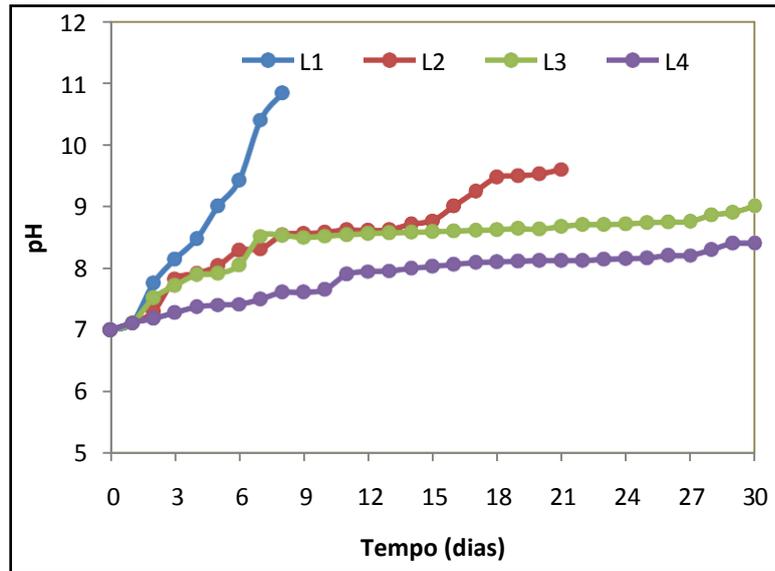
Fonte: Autor (2020)

Figura 12: Variação do ortofosfato em função do tempo para lagoas com diferentes profundidades para o período de verão.



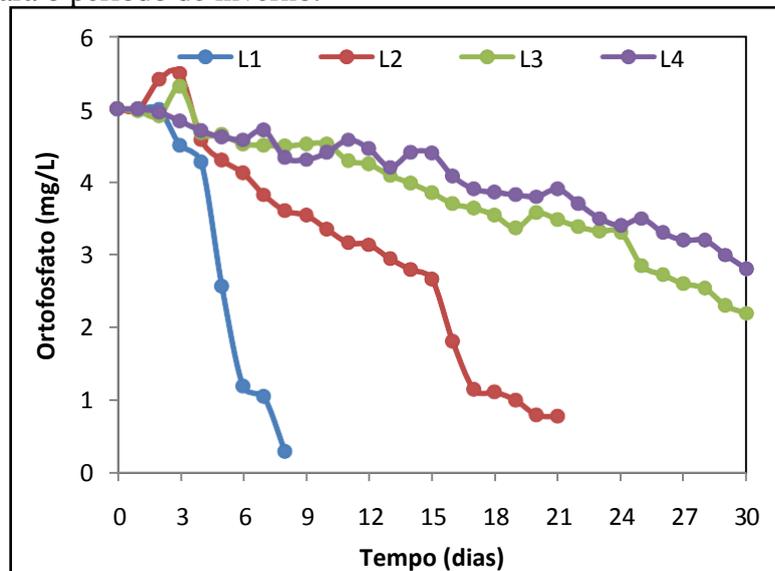
Fonte: Autor (2020)

Figura 13: Variação do pH em função do tempo para lagoas com diferentes profundidades para o período de inverno



Fonte: Autor (2020)

Figura 14: Variação do ortofosfato em função do tempo para lagoas com diferentes profundidades para o período de inverno.



Fonte: Autor (2020)

Comparando as Figuras 11 e 13 nota-se uma nítida diferença: o aumento do pH é bem mais rápido no período de verão, o que pode ser atribuído tanto a maior intensidade da radiação solar quanto ao aumento da temperatura. A temperatura mais alta no verão leva a aceleração do crescimento das algas, o que induz uma maior taxa de fotossíntese e aumento mais rápido do pH.

Sabendo-se que é necessário pH de no mínimo 9 para obter remoções de fosfato por precipitação, pode-se visualizar na Figura 11 que no período de verão este valor de pH é

alcançado em 3, 6, 15 dias em L1, L2, L3 respectivamente, enquanto que no período de inverno (Figura 13) este valor é alcançado em L1, L2 e L3 em um tempo de 5, 15 e 30 dias respectivamente. Nota-se que o aumento do pH na lagoa de maior profundidade (L4) é mais lento, e embora esta lagoa tenha sido operada durante 30 dias, ainda assim, não alcançou valores de pH acima de 9, em ambos períodos analisados.

Ao avaliar as Figuras 12 e 14 é possível observar que a concentração de fosfato diminuiu na medida em que o pH aumentava. Ao atingir pH aproximadamente 9, a concentração de P residual em todas as lagoas fica em torno de 2 mg.L^{-1} , esta concentração de P fica ainda menor, cerca de 1 mg.L^{-1} , quando as lagoas atingem valores de pH acima de 9,5.

A lagoa mais rasa L1 (0,20m) por ser a que permite maior incidência dos raios solares em toda profundidade, foi altamente eficiente na remoção do fosfato, apresentando concentração abaixo de 1 mgP.L^{-1} em aproximadamente 4 dias no período de verão e 8 dias no período de inverno.

A L2 (0,40m) apresentou comportamento semelhante a L1, mostrando-se capaz de obter um efluente com concentrações menores que 1 mgP.L^{-1} em 8 dias de operação da batelada no período de verão enquanto no período de inverno fora necessário o dobro de dias.

Em relação a L3 (0,60m) apenas no verão foi possível obter concentração de fósforo de 1 mgP.L^{-1} em aproximadamente 18 dias, já no período de inverno a menor concentração atingida foi de $1,9 \text{ mgP.L}^{-1}$

A respeito da lagoa de maior profundidade (L4), esta não apresentou efeitos significativos na remoção do fósforo, obtendo concentração residual mínima de $2,3 \text{ mg.L}^{-1}$ no período de verão e de 3 mg.L^{-1} no período de inverno. Esse mau desempenho da L4 ocorreu devido as condições dentro da lagoa não serem favoráveis ao aumento mais intenso do pH, visto que a profundidade de 1 m não permitiu que a energia solar fosse aproveitada para fotossíntese na parte inferior da lagoa. Chega-se à conclusão de que a remoção biológica de fósforo não é factível em lagoas de polimento com profundidades maiores que 1 m.

Diante dos dados experimentais aqui apresentados nota-se que é possível obter uma concentração muito baixa de fosfato em lagoa de polimento operadas em batelada sequencial (LPBS) ($< 1 \text{ mgP.L}^{-1}$), contudo, o tempo de permanência na lagoa é influenciado pelo clima e pela profundidade. O período é relativamente curto para lagoas rasas no verão. No inverno o tempo necessário é bem maior (em torno do dobro) para todas as profundidades. Para LPBS profundas ($> 1 \text{ m}$) a remoção de P se torna impraticável, visto que, o tempo de permanência se torna excessivo.

A escolha da profundidade da lagoa de polimento é extremamente importante para a remoção ou não do fósforo presente. No semiárido Brasileiro uma alternativa seria o uso de lagoas profundas no verão para reter o fosfato e fazer o uso do efluente na agricultura. No inverno, caso houvesse bastante chuva possivelmente não se praticaria o reúso e o efluente final seria descarregado em águas superficiais. Neste caso se aplicaria uma profundidade pequena (0,2 e 0,4 m) para remover os nutrientes e, desta forma evitar o processo de eutrofização dos corpos aquáticos receptores do efluente.

Uma variável que também deve ser levada em consideração para o emprego de lagoas de polimento é a área percapita. Esta área está relacionada com a profundidade das lagoas e com o tempo de detenção hidráulica. A área necessária para construção das lagoas de polimento pode ser calculada através da seguinte formulação (MARA *et al.*, 1992; VON SPERLING, 1996):

$$A = TDH \times Q \times H \quad (\text{eq.18})$$

Em que:

A= área requerida para LPBS (m². habitante⁻¹)

TDH = tempo de detenção hidráulica (dias)

Q = vazão diária de efluente (m³. habitante.dia⁻¹);

H = profundidade da lagoa em m.

A Tabela 8 abaixo apresenta o TDH observado no período de verão para que as lagoas com diferentes profundidades atingissem efluente com concentração de aproximadamente 1 mgP.L⁻¹ (eficiência de 90% de remoção do P) e 2 mgP.L (eficiência de aproximadamente 80% de remoção do P, essa eficiência é normalmente encontrada em sistemas biológicos de tratamento de esgoto, como em lodo ativado).

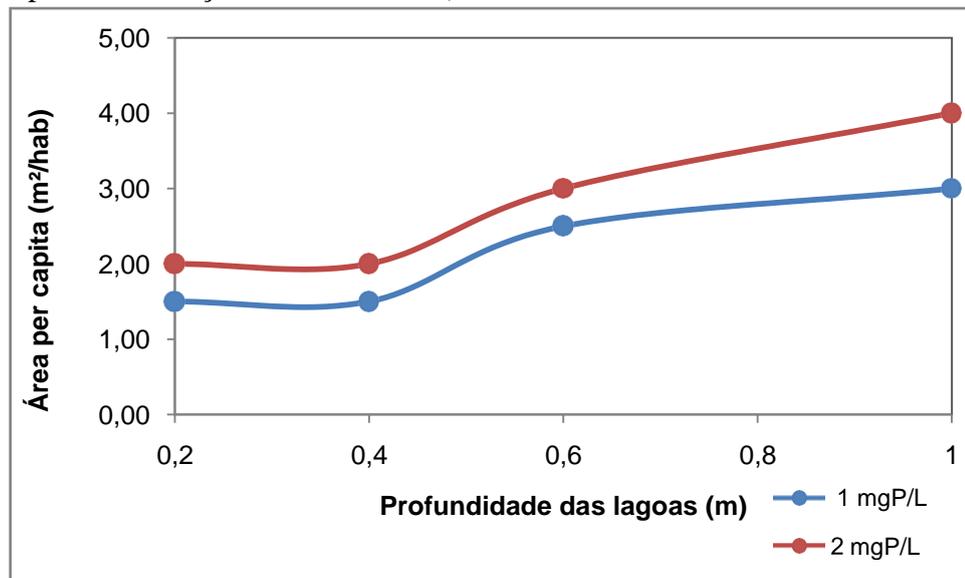
Tabela 8: Tempo de detenção hidráulica necessária para operação das LPBS

Lagoa	TDH - para 2mgP.L ⁻¹	TDH - para 1mgP.L ⁻¹
L1	3 dias	4 dias
L2	6 dias	8 dias
L3	15 dias	18 dias
L4	30 dias	Estimado 40 dias

Fonte: Autor (2020)

De posse destes valores de TDH, plotou-se na Figura 15 a área requerida para construção destas lagoas, admitindo-se a estimativa definida pela NBR 7229 – ABNT de 1993, em que a contribuição de efluente doméstico por pessoa/dia de uma casa de padrão baixo é de 100L. O cálculo para área no período com maior precipitação não foi realizado, tendo em vista que o TDH no inverno é bem mais elevado. Este aspecto deve ser considerado, visto que nem sempre será viável a utilização destas lagoas em regiões com clima frio.

Figura 15: Área per capita requerida em relação a profundidade das lagoas para período de verão (per capita contribuição de 100 L/hab/d).



Fonte: Autor (2020).

Pode-se concluir ao verificar a Figura 15, que as lagoas de 0,2m e 0,4m de profundidade foram as que apresentaram menor demanda de área per capita, seja para obter um efluente com concentrações residuais de fósforo 1 mgP.L^{-1} ou 2 mgP.L^{-1} . Nota-se ainda, que apenas a L4 (1m) requer uma área maior que uma lagoa de estabilização convencional, que demanda uma área de $3 \text{ m}^2.\text{hab}^{-1}$ (CAVALCANTI *et al.*, 2001; VON SPERLING, 2002), sendo que nestas a remoção de nutrientes não é possível.

A redução da área necessária para utilização de sistema que combina reator UASB + lagoas de polimento é de grande relevância, visto que sua aplicabilidade será mais viável quando comparada a sistemas convencionais.

As vantagens da combinação de reator UASB + lagoas de polimento operadas em batelada sequencial não ficam restritas apenas a redução de área para implantação. A partir dos dados discutidos nesta pesquisa, puderam-se observar outros benefícios relevantes do uso deste tipo de sistema comparado com o sistema de lagoas de estabilização convencional. Dentre esses benefícios, tem-se a solução de problemas gerados com fortes odores de lagoas

convencionais devido a presença de sulfeto. No sistema UASB + lagoa de polimento uma parcela do sulfeto é eliminada junto com o biogás como gás sulfídrico. A parcela de sulfeto que ainda permanece no efluente, é oxidado pelo oxigênio gerado no processo da fotossíntese nas lagoas de polimento. A solução deste problema possibilita construir as lagoas de polimento próximas a áreas urbanas, diminuindo os custos que seriam utilizados para extensão de emissários, onde normalmente é o componente mais caro do sistema de esgotamento sanitário (VAN HAANDEL e VAN DER LUBRE, 2019).

Outro benefício do sistema UASB + Lagoas de polimento se refere à qualidade higiênica do efluente tratado. As lagoas possibilitam uma introdução intensa de raios solares (devido às reduzidas profundidades e por receber um afluente clarificado), esses raios solares têm o potencial bactericida que inativa vírus e bactérias presentes no efluente.

Por fim, uma vantagem considerável a respeito do sistema UASB + lagoa de polimento e não menos importante, se refere a possibilidade de reciclagem do fósforo visto que este é um recurso finito e extremamente importante para toda a biota na terra. Uma opção interessante de reutilização do fósforo precipitado nas lagoas de polimento é quando aplicado o lodo em áreas agrícolas, apresentando vantagens não só econômicas como também no ponto de vista ambiental. O fósforo precipitado pode ser recuperado e reutilizado nos ciclos de produção como fertilizantes ou também como aditivos de alimentos para animais.

5.2.1 Modelagem – Identificação da espécie de fosfato precipitado

Como já foi descrito no embasamento teórico, o fósforo pode precipitar de várias formas, com base nisto e de posse dos valores da concentração de fosfato e do pH procurou-se estabelecer qual o composto de fosfato de cálcio que precipitou nas LPBS, sabendo-se que a concentração de cálcio do efluente tratado é de 1mmol.L^{-1} .

Para tanto, plotou-se os valores experimentais da concentração de fosfato em função do pH para testes nas diferentes profundidades e para o período de verão (Figura 16) e de inverno (Figura 17). Em seguida, comparou-se os dados experimentais com as curvas da solubilidade termodinâmica de fosfato traçadas na Figura 6.

Constatou-se que o comportamento dos dados experimentais se assemelha com as curvas de solubilidade teóricas, onde na medida em que o pH se torna mais alcalino, o fosfato de cálcio se torna cada vez mais insolúvel. Estes sais de fosfato apresentados possuem solubilidade termodinâmica menor que os valores obtidos experimentalmente. Todavia, quando se aumenta a constante de solubilidade do composto Hidroxiapatita de cálcio $[\text{Ca}_{10}(\text{OH})_2(\text{PO}_4)_6]$ de $1 \times 10^{-58,5}$ para 1×10^{-54} os valores experimentais e teóricos exibem uma

boa correlação para todo ao conjunto de dados experimentais para qualquer uma das quatro profundidades das lagoas, seja no período de verão ou de inverno. No entanto, a necessidade de alterar o valor da constante de solubilidade, significa dizer que a precipitação de fosfato não foi completa: em vez de alcançar o valor termodinâmico de $10^{-58,5}$ a precipitação cessou quando a concentração de fosfato alcançou um valor que combina com uma constante aparente de solubilidade de 1×10^{-54} . Isso mostra que o produto de solubilidade do fosfato na lagoa era maior no esgoto do que o valor termodinâmico teórico, para qualquer valor de pH.

A maior solubilidade de fosfato em efluentes, especialmente os que contém material orgânico já foi observado por vários pesquisadores (CAPRI e MARAIS, 1974). Esses resultados vão de encontro aqueles obtidos por House (1999), Castro *et al.*, (2012) e Castro *et al.*, (2013), os quais relataram que na faixa de pH de 9 a 12,0, a precipitação de HA predomina sobre as outras formas de fosfatos de cálcio.

Para explicar esses dados experimentais, é essencial compreender a força motriz da precipitação da HA, que de acordo com a teoria é da seguinte forma:



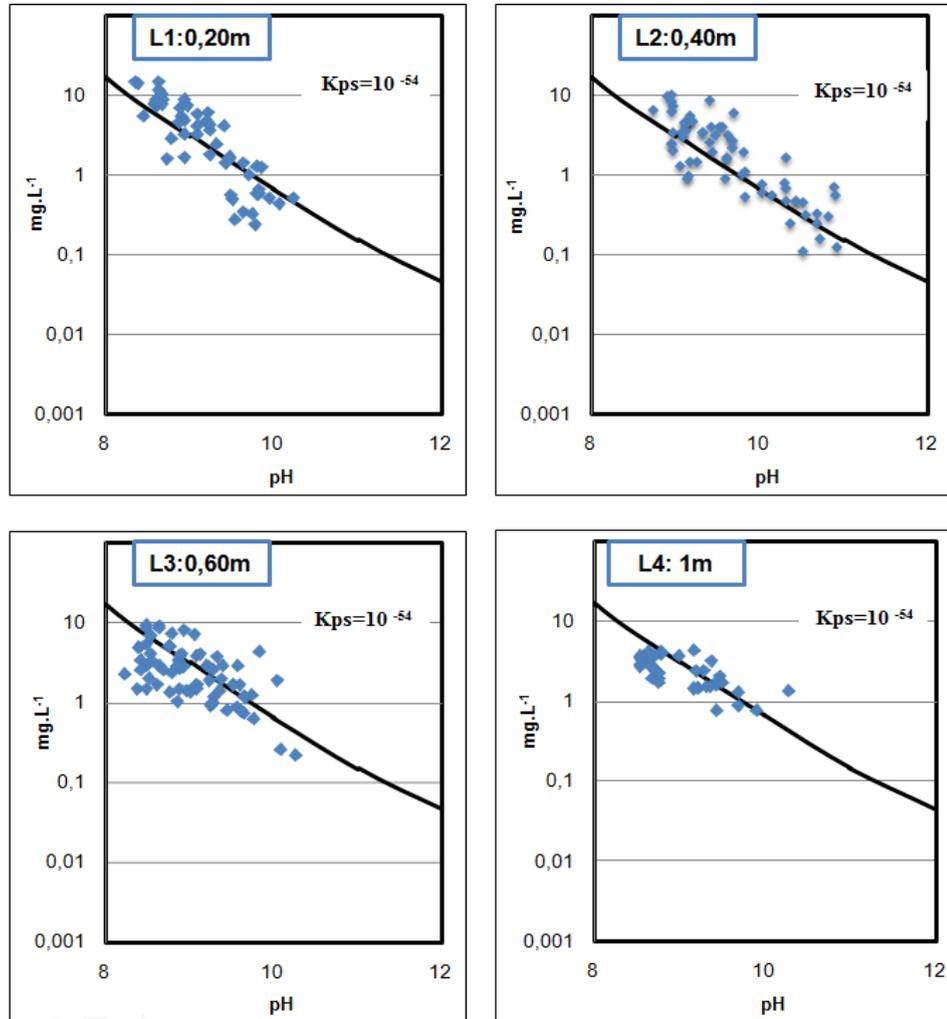
Como mostrado na equação 19, o processo de formação da HA é fortemente dependente do pH e da relação (Ca/P). Os produtos resultantes do aumento do pH do meio, são caracterizados por uma solubilidade em água cada vez menor, HA por exemplo, como tem uma razão molar Ca/P de 1,67 é praticamente insolúvel em água.

De acordo com estudos realizado por Ellis e Mara (1983), em pH acima de 9, a precipitação de hidroxiapatita pode ser responsável por até 80% de remoção do fósforo em lagoas, particularmente, se a relação Ca:P das águas residuais for próxima de 2:1 (MAURER *et al.*, 1999). Verifica-se pela Equação (19) que a concentração de cálcio e o pH foram fatores-chave que afetaram a remoção de P pela formação da HA.

Os resultados aqui apresentados, portanto, corroboram com algumas pesquisas, a exemplo: Da Cruz *et al.*, (2017), os quais observaram que a precipitação de fosfato de cálcio na forma de hidroxiapatita foi quase completa (remoção de 90% do fósforo) em valores de pH superiores a 10. Os autores observaram que outras espécies, como fosfato de cálcio amorfo e fosfato de octacálcio, atuaram como precursores da precipitação da hidroxiapatita. Platt *et al.*, (2013) em uma investigação sobre a termodinâmica da precipitação de fosfato, relaram que o aumento do pH provoca formação de hidroxiapatita bem como sua precipitação. Liu *et al.*, (2001) estudaram a cinética e a formação da hidroxiapatita em uma faixa de pH 10-11 e 0,5

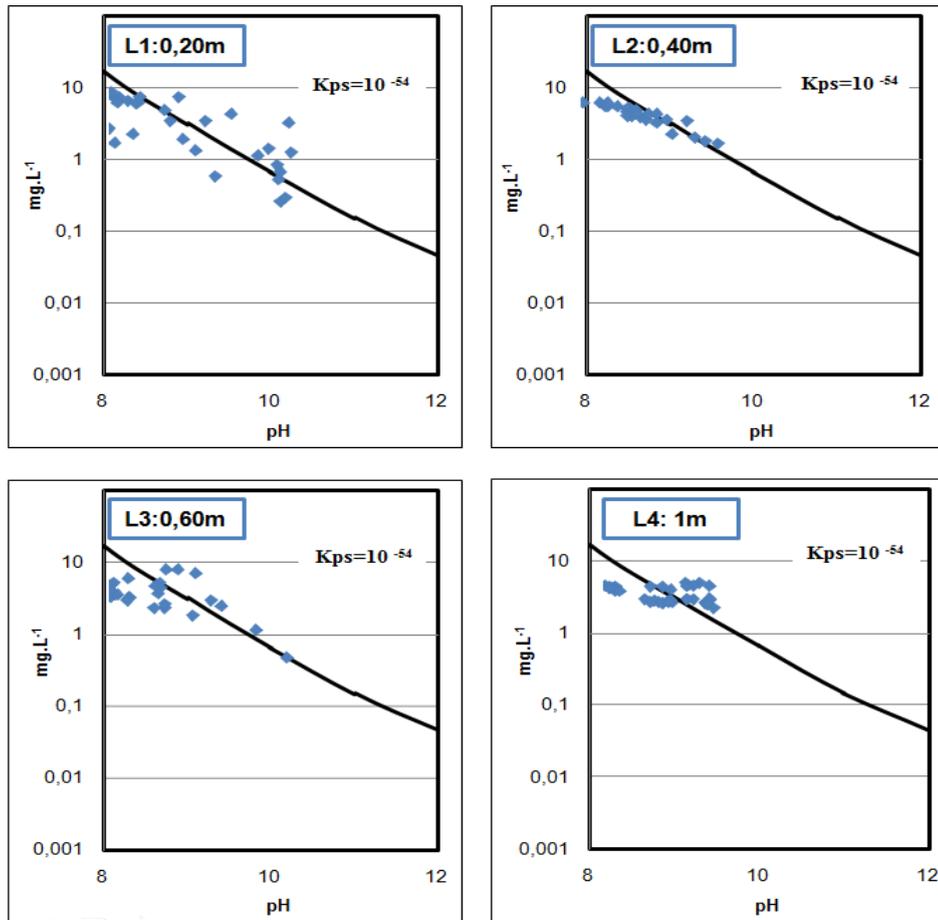
mol do íon cálcio. Os resultados mostraram que a temperatura do líquido influenciou diretamente na taxa de reação. À medida que a temperatura aumentava, a formação de hidroxiapatita acelerava.

Figura 16: Dados experimentais de fosfato em função do pH e curva de solubilidade de fosfato para uma constante de solubilidade de 1×10^{-54} (dados de verão de 2018/19).



Fonte: Autor (2020)

Figura 17: Dados experimentais de fosfato em função do pH e curva de solubilidade de fosfato para uma constante de solubilidade de 1×10^{-54} (dados de inverno - junho à agosto/19).



Fonte: Autor (2020)

6.0 CONCLUSÕES

A remoção biológica de fósforo em lagoas de polimento operadas em regime de bateladas sequencias é factível, diferentemente de lagoas de estabilização convencionais.

Os resultados experimentais mostraram que a remoção eficiente e confiável de fósforo em lagoas de polimento está associada ao aumento do pH, que por sua vez depende principalmente de dois fatores: (1) da taxa fotossintética da lagoa, ou seja, do quanto de CO₂ será removido biologicamente pelas algas; (2) da profundidade da lagoa, quanto mais rasa, mais factível será a precipitação do fosfato, devido ao aumento do pH ser maior

O tempo de permanência nas lagoas de polimento é mais curto no período de alta intensidade de radiação solar, principalmente nas lagoas de menor profundidade (0,2 m e 0,4 m), onde foi possível obter valores de pH acima de 9,5 e efluentes com concentrações de fósforo inferiores a 1mgP.L⁻¹. Estas lagoas rasas apresentaram menor demanda de área per capita, para obter aproximadamente 90% de remoção do fósforo presente.

A lagoa de maior profundidade (L4:1m) apresentou baixa remoção de fósforo, embora o tempo de permanência do líquido tenha sido bem maior que a das outras lagoas.

Se reúso agrícola é previsto para o efluente final, a remoção de fósforo deve ser evitada o que pode ser feito pela escolha de uma profundidade suficiente para não provocar um aumento grande do pH. Em casos em que o efluente será lançado em corpos de água, a remoção do fósforo é necessário para evitar o processo de eutrofização e deterioração da qualidade da água.

Embora haja capacidade das lagoas de polimento em remover fósforo naturalmente, apenas as de menores profundidades atenderam ao limite máximo para lançamento de fósforo (1 mgP.L⁻¹) especificado pelas legislações de alguns estados brasileiros. Além disso, observou-se aumento da concentração de DQO e de SST nas lagoas de polimento, portanto, é necessário desenvolver estratégias de remoção da biomassa algal das lagoas, bem como da concentração de fósforo que permanece remanescente, uma opção viável de tratamento após as lagoas de polimento é o uso da clarificação.

Por fim, o modelo matemático gerado possibilitou identificar que o fosfato precipitou nas LPBS como hidroxiapatita de cálcio.

7. REFERENCIAS

ACEVEDO, B., OEHMEN, A., CARVALHO, G., SECO, A., BORRÁS, L. E BARAT, R. Mudança metabólica de organismos que acumulam polifosfatos com diferentes níveis de armazenamento de polifosfatos. *Water Res.* 46, 1889-1900. doi: 10.1016 / j.watres.2012.01.003. (2012).

AGENCIA NACIONAL DE AGUAS BRASIL. **Panorama da qualidade das águas superficiais do Brasil 2012.** 2012.

ALONGI, KRISTIN S.; SHIELDS, GEORGE C. Theoretical calculations of acid dissociation constants: a review article. In: **Annualreports in computationalchemistry.** Elsevier, 2010. p. 113-138.

ANDRADE, Catarina Chagas. Tratamento de águas residuárias de origem doméstica em sistema compacto. 2012.

APHA, Awwa. WEF.(2012). **Standard methods for the examination of water and wastewater**, v. 22, 2012.

BELLIER, Nathalie; CHAZARENC, Florent; COMEAU, Yves. Phosphorus removal from wastewater by mineral apatite. **Water research**, v. 40, n. 15, p. 2965-2971, 2006.

BERNI, MAURO DONIZETI; BAJAY, SERGIO VALDIR. Geração de energia e a digestão anaeróbica no tratamento de efluentes: estudo-de-caso na indústria de papel. In: **Proceedingsofthe3. Encontro de Energia no Meio Rural.** 2000.

BISWAS, B. K., INOUE, K., GHIMIRE, K. N., HARADA, H., OHTO, K., & KAWAKITA, H. (2008). Removal and recovery of phosphorus from water by means of adsorption onto orange waste gel loaded with zirconium. *Bioresource technology*, 99(18), 8685-8690.

BORZANI, Walter. Variation of the ethanol yield during oscillatory concentrations changes in undisturbed continuous ethanol fermentation of sugar-cane blackstrap molasses. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, v. 17, n. 3, p. 253-258, 2001.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução CONAMA nº 430/2011. **Diário Oficial da União**, 2011.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005. **Diário Oficial da União**, 2005.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução nº 359, de 29 de abril de 2005. Dispõe sobre a regulamentação do teor de fósforo em detergentes em pó para uso em todo o território nacional e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 3 mai. 2005b. Seção 1, p. 63-64. Disponível em: .Acesso em: 25 agos. 2019

BRITTON, N. F. 1986. Reaction-Diffusion Equations and Their Applications to Biology. London and New York, Academic Press

BUCHAUER, K. A comparison of two simple titration procedures to determine volatile fatty acids in influents to waste-water and sludge treatment processes. **WATER SA-PRETORIA-**, v. 24, p. 49-56, 1998.

BUNCE, J. T., NDAM, E., OFITERU, I. D., MOORE, A., & GRAHAM, D. W. (2018). A review of phosphorus removal technologies and their applicability to small-scale domestic wastewater treatment systems. *Frontiers in Environmental Science*, 6, 8.

CAESB, Sinopse do Sistema de Esgotamento Sanitário do Distrito Federal – SIESG. Brasília, 2014b. Disponível em http://www.caesb.df.gov.br/_conteudo/siesg/SIESG2014.pdf. Acesso em: 6 de novembro de 2019

CAPRI M. G. AND MARAIS G. V. R. (1974). Anaerobic Filter Treatment of Wine Distillery Waste, Research Report W1, Department of Civil Engineering, University of Cape Town, South Africa.

CASTRO, F., FERREIRA, A., ROCHA, F., VICENTE, A., E TEIXEIRA, JA (2012). Caracterização de estágios intermediários na precipitação de hidroxiapatita a 37 °C. **Chemical science** , 77 , 150-156.

CASTRO, F., KUHN, S., JENSEN, K., FERREIRA, A., ROCHA, F., VICENTE, A., E TEIXEIRA, JA (2013). Precipitação de fluxo contínuo de hidroxiapatita em microssistemas ultrassônicos. **Revista de engenharia química** , 215 , 979-987.

CAVALCANTI, P. F. F.; VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Polishing ponds for post treatment of digested sewage. Sequential batch ponds**. In: Oficina Seminário Latino-Americano de digestão anaeróbia. Recife, Anais... Recife: 2000. p.352-359

CAVALCANTI, P.F.F.; VAN HAANDEL, A.C.; KATO, M.T. *et al.*, **Pós-tratamento de efluentes anaeróbios em lagoas de polimento**. In: CHERNICHARO, C.A.L. (Coordenador). Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. Coletânea de Trabalhos Técnicos. Belo Horizonte: PROSAB, 2001, vol.2, 105-170p

CAVALCANTI, Paula FF. Aplicação de reatores UASB e lagoas de polimento no tratamento de esgoto doméstico. **João Pessoa-PB, Gráfica Santa Marta**, p. 38, 2009.

CEARÁ. Conselho Estadual do Meio Ambiente (Coema). Resolução n° 02, de 02 de Fevereiro de 2017. Dispõe sobre os padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras. CE. 2017.

CHAPMAN, A. S., FOSTER, I. D. L., LEES, J. A., HODGKINSON, R. A., & JACKSON, R. H. (2003). Particulate phosphorus transport by sub-surface drainage from agricultural land in the UK. Environmental significance at the catchment and national scale. *Science of the Total Environment*, 266(1-3), 95-102.

CHERNICHARO, C.A.L. *Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: reatores anaeróbios*. 2.ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 2007. v.5, 379p.

CHOW, L. C., e EANES, E. D. (2001). Solubility of calcium phosphates. *Monographs in oral science*, 18, 94-111.

CHOW, LAURENCE C.; MARKOVIC, MILENKO. Physicochemical properties of fluorapatite. In: **Calcium phosphates in biological and industrial systems**. Springer, Boston, MA, 1998. p. 67-83.

CINARA, C. Waste stabilization ponds for wastewater treatment: FAQ sheet on waste stabilization ponds. (2004). <http://www.irc.nl/page/8237>. Acessado 10 novembro 2019

DA CRUZ, S. G.; MONTE, MB de M.; DUTRA, A. J. B. Electro flotation of precipitated phosphate from synthetic solution. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 34, n. 3, p. 821-830, 2017.

DA SILVA, Gustavo HR; NOUR, Edson AA. Reator compartimentado anaeróbio/aeróbio: sistema de baixo custo para tratamento de esgotos de pequenas comunidades. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, n. 2, p. 268-275, 2005.

DE GODOS, I., GONZÁLEZ, C., BECARES, E., GARCÍA-ENCINA, P. A., & Muñoz, R. (2009). Simultaneous nutrients and carbon removal during pretreated swine slurry degradation in a tubular biofilm photobioreactor. *Applied microbiology and biotechnology*, 82(1), 187-194.

DEFNEY, KENNETH S. Carbonate equilibria: A graphic and algebraic approach
1. **Limnology and Oceanography**, v. 10, n. 3, p. 412-426, 1965.

DELGADILLO-MIRQUEZ, L., LOPES, F., TAIDI, B., & PAREAU, D. (2016). Nitrogen and phosphate removal from wastewater with a mixed microalgae and bacteria culture. *Biotechnology Reports*, 11, 18-26.

DITTRICH, M., CHESNYUK, A., GUDIMOV, A., MCCULLOCH, J., QUAZI, S., YOUNG, J. & ARHONDITSIS, G. (2013). Phosphorus retention in a mesotrophic lake under transient loading conditions: insights from a sediment phosphorus binding form study. *Water research*, 47(3), 1433-1447.

EDELSTEIN-KESHET, L. Applications of nonlinear difference equations to population biology. **EDELSTEIN-KESHET, L. Mathematical models in biology**. New York: **Random House**, p. 72-111, 1988.

EL SAMRANI, A. G., LARTIGES, B. S., MONTARGES-PELLETIER, E., KAZPARD, V., BARRES, O., & GHANBAJA, J.. *Clarification of Municipal Sewage with Ferric Chloride: The Nature of Coagulant Species*. *WaterResearch*, v.38, n.3, p.756-768, 2004.

ELLIS, K. V., & MARA, D. D. (1983). Stabilization ponds: design and operation. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, 13(2), 69-102.

ERICKSON, R. J. An evaluation of mathematical models for the effects of the pH and temperature on ammonia toxicity to aquatic organisms. *Water Research*, v. 19, n. 8. p.1047-1058. London. August, 1985

ESTEVEZ, F. A. (1998) Fundamentos de limnologia. 2a .ed. Rio de Janeiro: Interciência 602 p

ESTEVEZ, F.A. Fundamentos de Limnologia. 3. ed. São Paulo: Inter ciência, 2011.

FRIEDMAN, N. Inferring cellular networks using probabilistic graphical models. *Science*, v.303, n.6, p.799-805, 2004.

FULMER, M. T., ISON, I. C., HANKERMAYER, C. R., CONSTANTZ, B. R., & ROSS, J. (2002). Measurements of the solubilities and dissolution rates of several hydroxyapatites. *Biomaterials*, 23(3), 751-755.

GAMBRILL, M. P., MARA, D. D., ECCLES, C. R., & BAGHAEI-YAZDI, N. Microcomputer-aided design of waste stabilization ponds in tourist areas of Mediterranean Europe. **Public Health Engineer**, v. 14, n. 2, p. 39-41, 1986.

GARDNER, M. ; COMBER, S., GEORGES, K., BLACKWOOD, D., & GILMOUR, D. (2013). Domestic source of phosphorus to sewage treatment works. *Environmental technology*, 34(10), 1349-1358.

GUALBERTO, Fernanda Ferrari. **Otimização de processos de precipitação química na remoção de fósforo de esgotos sanitários mediante a utilização de sais de ferro como coagulante**. 2009. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

HARTLEY A.M., HOUSE W.A., CALLOW M.E. AND LEADBEATER B.S.C. 1997. Coprecipitation of phosphate with calcite in the presence of photosynthesizing green algae, *Wat. Res.*, 31, 2261-2268.

HE, SHENGBING; XUE, GANG. Algal-based immobilization process to treat the effluent from a secondary wastewater treatment plant (WWTP). **Journal of hazardous materials**, v. 178, n. 1-3, p. 895-899, 2010.

HECKRATH, G., BROOKES, P. C., POULTON, P. R., & GOULDING, K. W. T. Phosphorus leaching from soils containing different phosphorus concentrations in the Broadbalk experiment. **Journal of environmental quality**, v. 24, n. 5, p. 904-910, 1995.

HOUSE, W. A., 1999. The Physico-Chemical Conditions for the Precipitation of Phosphate with Calcium. *Environ. Technol.* 20, 727-733.
http://www.unep.or.jp/Ietc/Publications/Water_Sanitation/ponds_and_wetlands/Design_Manual.pdf.

HULSHOFF POL, L. W., LETTINGA, G., HOBMA, S. WDE ZEEUW, W., DE JONG, P., GRIN, P., & ROERSMA, R. (1983). Design operation and economy of anaerobic treatment.[Upflow Anaerobic Sludge Blanket Process; Anaerobic Filter Process; Attached Film Process].

IBGE . INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – Censo de saneamento ambiental 2008 e 2010 – Brasil. Rio de Janeiro: Diretoria de Pesquisas.

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Disponível em:
http://www.inpe.br/dados_abertos/, acessado em novembro de 2019.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. Tratamento de esgotos domésticos. 6 a edição. Rio de Janeiro. 1050p. ABES, 2011.

KAYOMBO S, MBWETTE TSA, KATIMA JHY, LADEGAARD N, JORGENSEN SE (2010) Waste stabilization ponds and constructed wetland design manual.

KHAN, A. A., GAUR, R. Z., KAZMI, A. A., & LEW, B. Sustainable post treatment options of anaerobic effluent. **Biodegradation–Engineering and Technology**, v. 10, n. 56097, p. 191-221, 2013.

KHAN, FAREED A.; ANSARI, ABID ALI. Eutrophication: an ecological vision. **The botanical review**, v. 71, n. 4, p. 449-482, 2005.

KISHIDA, N., TSUNEDA, S., KIM, J. H., & SUDO, R. (2009). Simultaneous nitrogen and phosphorus removal from high-strength industrial wastewater using aerobic granular sludge. *Journal of Environmental Engineering*, 135(3), 153-158.

KONIG, A.; SOUZA, M. S. M.; FLORENTINO, I. Q. B.; CEBALLOS, B. S. O. Observações sobre a população de microalgas de uma lagoa facultativa secundária. Resumos do 3º Congresso Brasileiro de Ecologia, p. 297, 1996.

KROISS, H., RECHBERGER, H., & EGGLE, L. (2011). Phosphorus in water quality and waste management. *Integr WasteManag*, 2.

LARSDOTTER, K. (2006). Wastewater treatment with microalgae-a literature review. *Vatten*, 62(1), 31.

LEMAIRE, R., YUAN, Z., BERNET, N., MARCOS, M., YILMAZ, G., & KELLER, J. (2009). A sequencing batch reactor system for high-level biological nitrogen and phosphorus removal from abattoir wastewater. *Biodegradation*, 20(3), 339-350.

LETTINGA, G. & HULSHOFF POL, L. (1986). New Technologies for anaerobic treatment *Water Science and Technology*, **18(12)**, 41-53.

LIU, C., HUANG, Y., SHEN, W., AND CUI, J. (2001) Kinetics of hydroxyapatite precipitation at pH 10 to 11. *Biomaterials*, 22: 301– 306.

LOURES, A. P., SOARES, A. A., MATOS, A. T. D., CECON, P. R., & PEREIRA, O. G. Remoção de fósforo em sistema de tratamento de esgoto doméstico, por escoamento superficial. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 3, p. 706-714, 2006.

MADSEN HEL, CHRISTENSSON F., Precipita-fosfato de cálcio a 40 ° C a partir de solução neutra, *J. Cryst. Crescimento* 114 (1991).

MARA D. D. AND SILVA S. A., Sewage treatment in waste stabilization ponds: recent research in Northeast Brazil. *Progress in Water Technology*, v. 11, 341 (1979).

MARA, D. D., ALABASTER, G. P., PEARSON, H. W., & MILLS, S. W. (1992). Waste stabilization ponds: a design manual for Eastern Africa. **Lagoon Technology International**, Leeds.

MARGUTI, A. L. Otimização de processos físico-químicos na remoção de fósforo de esgotos sanitários por processos de precipitação química com cloreto férrico. *Revista da ABES*, 2008.

MARONEZE, M. M., Zepka, 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.

MARTI, N., PASTOR, L., BOUZAS, A., FERRER, J., & SECO, A. Phosphorus recovery by struvite crystallization in WWTPs: Influence of the sludge treatment line operation. *Water research*, v. 44, n. 7, p. 2371–2379, 2010.

MARTINEZ, M. E., SÁNCHEZ, S., JIMENEZ, J. M., EL YOUSFI, F., & MUNOZ, L. (2000). Nitrogen and phosphorus removal from urban wastewater by the microalga *Scenedesmus obliquus*. *Bioresource technology*, 73(3), 263-272.

MARTINS, Larissa Ribeiro. **Remoção de fitoplâncton de lagoas de estabilização em filtros de pedra de fluxo horizontal**. 2012. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco.

MAURER, M., ABRAMOVICH, D., SIEGRIST, H., & GUJER, W. (1999). Kinetics of biologically induced phosphorus precipitation in waste-water treatment. **WaterResearch**, 33(2), 484-493.

MBWELE, Lydia Ambakisye. *Microbial phosphorus removal in waste stabilization pond waste water treatment systems*. 2006. PhD Thesis. KTH.

MEDRI, W. (1997), Modelagem e otimização de sistemas de lagoas de estabilização para tratamento de dejetos suíno. Dr. Thesis, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis/SC Brasil.

MENEGAZ, Rosdaéli Cecconello. Remoção físico-química de fósforo por floco-sedimentação aplicado ao pós-tratamento de efluente de abatedouro avícola. **Recen-Revista Ciências Exatas e Naturais**, v. 13, n. 2, p. 227-255, 2012.

METCALF & EDDY. Inc. *Wastewater Engineering treatment Disposal Reuse*. 4. ed. New York, McGraw - Hill Book, 1815p. 2003

MORAIS, NAASSOM WAGNER SALES; SANTOS, ANDRÉ BEZERRA. Análise dos padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos e de reúso de águas residuárias de diversos estados do Brasil. 2017.

MOREIRA, Eudes Alves. Quantificação dos mecanismos que afetam o pH em lagoas de polimento. 2005.

MORITA, D.M Notas de aulas. (2004)

MULKERRINS, D., O'CONNOR, E., LAWLEE, B., BARTON, P., & DOBSON, A. (2004). Assessing the feasibility of achieving biological nutrient removal from wastewater at an Irish food processing factory. *Bioresource technology*, 91(2), 207-214.

MURRAY, JAMES DICKSON. **Lectures on nonlinear-differential-equation models in biology**. Clarendon Press, 1977.

- NBR, ABNT. 7229: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. **Rio de Janeiro: ABNT-Associação Brasileira de Normas Técnicas**, 1993.
- NGUYEN, TT, NGO, HH E GUO, W. (2013). Estudo em escala piloto de um novo sistema híbrido de biorreator de membrana no tratamento de águas residuais municipais. *Bioresour. Technol.* 141, 8-12. doi: 10.1016 / j.biortech.2013.03.125
- NUNES, J.A (2004) Tratamento físico químico de águas residuárias industriais.4ª ed. **Revista e ampliada Aracaju**:Gráfica Editora J. Andrade Ltda, 2004.
- NURDOGAN, Y.,& OSWALD, W. J. (1995). Enhanced nutrient removal in high-rate ponds. *Water science and technology*, 31(12), 33.
- OLESZKIEWICZ, JAN A E LASHKARIZADEH, MONIREH; MUNZ, GIULIO; Impacts of variable pH on stability and nutrient removal efficiency of aerobic granular sludge. **Water Science and Technology**, v. 73, n. 1, p. 60-68, 2016.
- OLIVEIRA, E. C. A., ARAÚJO, G. M., MACEDO, S. L., DUARTE, M. A. C., & Araújo, A. L. C. II-168–Avaliação da remoção da matéria orgânica na estação de tratamento de esgotos de ponta negra/RN.
- OTSUKI, A. AND R. A. WETZEL. 1972. Coprecipitation of phosphate with carbonate in a marl lake. *Limnol. Oceanogr.* 17:763–767.
- PINTO, A. C., RODRIGUES, L. S., OLIVEIRA, P. R., SPERLING, M. V., CRISÓSTOMO, C. M., & SILVA, I. J. Eficiência de lagoas de polimento no pós-tratamento de reator UASB no tratamento de águas residuárias de suinocultura. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v. 66, n. 2, p. 360-366, 2014
- PIVELI, R. P.; KATO, M. T. Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos. São Paulo: ABES, 2005
- PLATT, G. M., BASTOS, I. N., ANDRADE, M. C. D., TARYBA, M., LAMAKA, S. V., SIMÕES, A., & SOARES, G. D. (2013). Thermodynamic simulation of phosphate precipitation based on ion-selective microelectrode measurements. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 24(6), 1064-1071.
- PONTES, Patrícia Procópio. **Reatores UASB aplicados ao tratamento combinado de esgotos sanitários e lodo excedente de filtro biológico percolador**. 2003. Tese de Doutorado. Ph. D. Thesis. Federal University of Minas Gerais–School of Engineering, 220 p.(in Portuguese).
- PONTES, TATIANA GOMES DE; SOUSA, JOSÉ TAVARES DE; LEITE, VALDERI DUARTE. Pós-tratamento de efluente anaeróbico em lagoas de polimento com alimentação em fluxo contínuo e batelada. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica**, v. 10, n. 1, p. 31-47, 2017.
- POSSMOSER-NASCIMENTO, T. E., RODRIGUES, V. A. J., VON SPERLING, M., & VASEL, J. L. Sludge accumulation in shallow maturation ponds treating UASB reactor effluent: results after 11 years of operation. **Water Science and Technology**, v. 70, n. 2, p. 321-328, 2014.

POWELL, N., SHILTON, A., CHISTI, Y., & PRATT, S. (2009). Towards a luxury uptake process via microalgae—defining the polyphosphate dynamics. *Water research*, 43(17), 4207-4213.

REDDY, K. R., & D'ANGELO, E. M. (1994). Soil processes regulating water quality in wetlands. *Global wetlands: Old world and new*, 309-324

RIO DE JANEIRO. Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente (FEEMA). Norma Técnica 202.R-10, de 1986. Estabelece critérios e padrões para lançamento de efluentes líquidos, como parte integrante do Sistema de Licenciamento de Atividades Poluidoras – SLAP. RJ. 1986

RIO GRANDE DO SUL. Conselho Estadual do Meio Ambiente (Consema). Resolução n° 128, de 07 de Dezembro de 2006. Dispõe sobre a fixação de padrões de emissão de efluentes líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais no estado do Rio Grande do Sul. RS. 2006

ROCHA JUNIOR, C. A. N. D., Costa, M. R. A. D., Menezes, R. F., Attayde, J. L., & Becker, V. (2018). Water volume reduction increases eutrophication risk in tropical semi-arid reservoirs. *ActaLimnologicaBrasiliensia*, 30..

SANTA CATARINA. Decreto Estadual n° 14.250, de 05 de Junho de 1981. Regulamenta dispositivos da Lei n° 5.793, de 15 outubro de 1980, referentes à proteção e a melhoria da qualidade ambiental. SC. 1981.

SEDLAK, R. (ed.). Phosphorus and Nitrogen Removal from Municipal Wastewater: Principles and Practice. EUA: Lewis Publishers, 2a edição, 1991.

SHAHSAVANI, E., EBRAHIMI, A. A., EHRAMPOUSH, M. H., MALEKNIA, H., ESLAMI, H., & SAMAEI, M. R. Developing a system dynamics model for prediction of phosphorus in facultative stabilization ponds. **AMB Express**, v. 9, n. 1, p. 157, 2019.

SHAW GR, MOORE DP, GARNETT C. Eutrophication and algal blooms. *Environ Ecol Chem*. 2003;2:1-21

SHEN, H., WANG, Z., ZHOU, A., CHEN, J., HU, M., DONG, X., & XIA, Q. (2015). Adsorption of phosphate onto amine functionalized nano-sized magnetic polymer adsorbents: mechanism and magnetic effects. *RSC Advances*, 5(28), 22080-22090.

SHI, J., PODOLA, B., & MELKONIAN, M. (2007). Removal of nitrogen and phosphorus from wastewater using microalgae immobilized on twin layers: an experimental study. *Journal of Applied Phycology*, 19(5), 417-423.

SILVA FILHO, H. A., BARROS, A. R. M., SANTOS, E. V. M. D., SOUSA, J. T. D., & HAANDEL, A. C. V. Seleção de substratos padrões para ensaios respirométricos aeróbios com biomassa de sistemas de lodo ativado. Artigo Técnico – Eng. Sanit. Ambient. [online]. 2015, vol.20, n.1, pp.141-150. ISSN 1413-4152.

SILVA FILHO, H. A., BARROS, A. R. M., SANTOS, E. V. M. D., SOUSA, J. T. D., & HAANDEL, A. C. V.. Reator compartimentado anaeróbio/aeróbio tratando esgoto sanitário

operado a diferentes tempos de detenção hidráulica. In: VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais... Vitória/ES. 2002.

SNIS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Diagnóstico dos Serviços de água e esgotos. 2018

SONG, Y. H., QIU, G. L., YUAN, P., CUI, X. Y., PENG, J. F., ZENG, P. & QIAN, F. Nutrients removal and recovery from anaerobically digested swine wastewater by struvite crystallization without chemical additions. *Journal of Hazardous Materials*, v. 190, n. 1-3, p. 140–149, jun. 2011.

SOUSA, T. A. T de. Pós tratamento de efluente anaeróbico em lagoa de polimento. 2015. 80f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental –PPGCTA) – Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2015.

STRANG, T. J.; WAREHAM, D. G. Phosphorus removal in a waste-stabilization pond containing limestone rock filters. **Journal of Environmental Engineering and Science**, v. 5, n. 6, p. 447-457, 2006.

SUKACOVA, K., TRTÍLEK, M., AND RATAJ, T. (2015). Phosphorus removal using a microalgal biofilm in a new biofilm photobioreactor for tertiary wastewater treatment. *Water Res.* 71, 55–63. doi: 10.1016/j.watres.2014.12.049

TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, D. **Wastewater engineering, treatment and reuse**. New York: McGraw-Hill, 2003. 1815p.

TUNG, Ming S. Calcium phosphates: structure, composition, solubility, and stability. In: **Calcium phosphates in biological and industrial systems**. Springer, Boston, MA, 1998. p. 1-19. UNEP, 2001. State of the environment 2001.

UNEP International Environmental Technology Center. (2001)

VAN DER LUBBE, Jeroen; VAN HAANDEL, Adrianus. **Anaerobic Sewage Treatment: Optimization of Process and Physical Design of Anaerobic and Complementary Processes**. IWA Publishing, 2019.

VAN HAANDEL, A. C. e CATUNDA, Y. C. O. *Respirometria aplicada ao sistema de lodo ativado: Teoria e aplicações*. Campina Grande: Epgraf, 2013.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. *Tratamento anaeróbico de esgotos: um manual para regiões de clima quente*. Campina Grande, Paraíba: Universidade Federal da Paraíba, 1994, 208

VAN HAANDEL, A., MARAIS, G. **O Comportamento do Sistema de Lodo Ativado: Teoria e Aplicações para Projetos e Operação**. Universidade Federal da Paraíba, 1999

VAN HAANDEL, ADRIANUS C. ; LETTINGA, G. **Anaerobic sewage treatment: a practical guide for regions with a hot climate**. Wiley & Sons, 1994.

VIEIRA, Branda. *Remoção de nutrientes de efluentes líquidos através de lagoas de lemnas com chicanas*. 2013.

VON SPERLING e M. ;MOTA, S. Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção. vol. 1. **Rio de Janeiro: PROSAB/FINEP**, p. 430, 2009.

VON SPERLING, M. Princípios básicos de tratamento de esgotos: princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1996. v. 2.

VON SPERLING, MARCOS; DE LEMOS CHERNICHARO, CARLOS AUGUSTOS. **Biological wastewater treatment in warm climate regions**. IWA publishing, 2005.

YE, Z. L., CHEN, S. H., WANG, S. M., LIN, L. F., YAN, Y. J., ZHANG, Z. J., & CHEN, J. S. Phosphorus recovery from synthetic swine wastewater by chemical precipitation using response surface methodology. *Journal of Hazardous Materials*, v. 176, n. 1-3, p. 1083–1088, 15 abr. 2010

ZANOTELLI, Cladir Teresinha. Modelagem matemática de nitrogênio e fósforo em lagoas facultativas e de aguapés para tratamento de dejetos de suínos. 2002.

ZHOU, Y., XING, X. H., LIU, Z., CUI, L., YU, A., FENG, Q., & YANG, H. (2008). Enhanced coagulation of ferric chloride aided by tannic acid for phosphorus removal from wastewater. *Chemosphere*, 72(2), 290-298.