

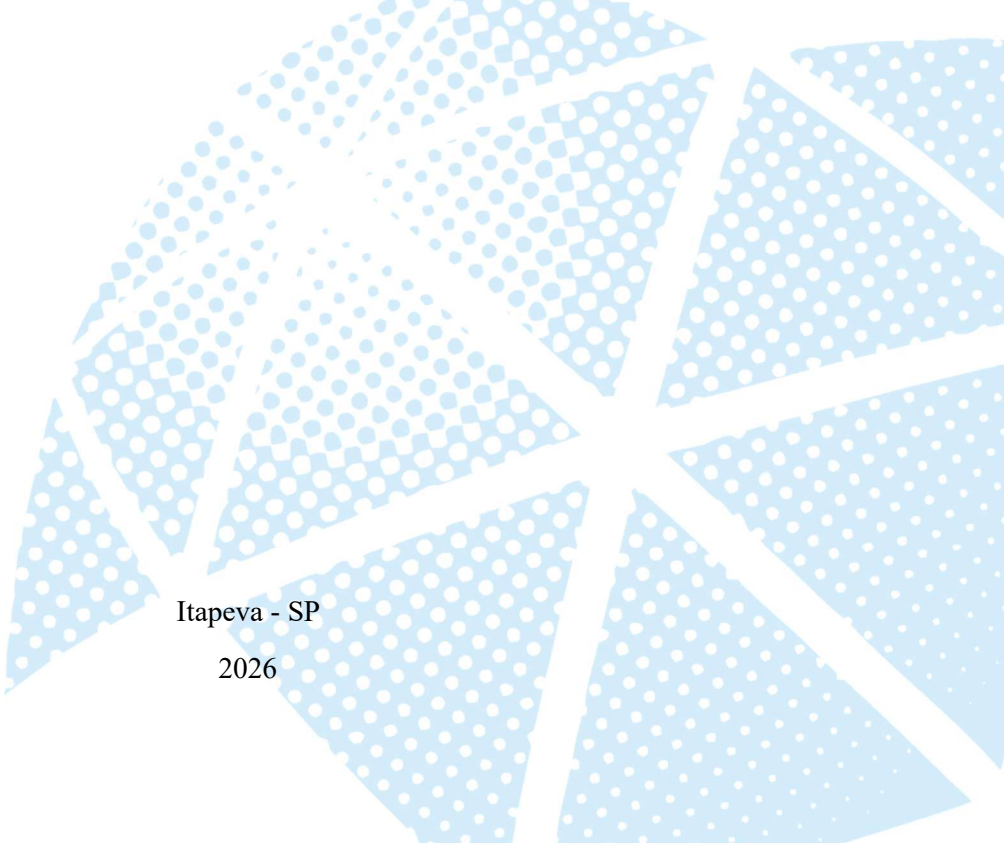
UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA – UNESP
Instituto de Ciências e Engenharia - Campus de Itapeva

KAUAN MARCELO FERREIRA DE ALMEIDA

**DESENVOLVIMENTO DE MEMBRANA DE NANOCELULOSE PARA REMEDIAÇÃO DE
SISTEMAS AQUÁTICOS CONTAMINADOS POR CHUMBO E SUBSTÂNCIAS HÚMICAS**

Itapeva - SP

2026



KAUAN MARCELO FERREIRA DE ALMEIDA

**DESENVOLVIMENTO DE MEMBRANA DE NANOCELULOSE PARA REMEDIAÇÃO DE
SISTEMAS AQUÁTICOS CONTAMINADOS POR CHUMBO E SUBSTÂNCIAS HÚMICAS**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à
Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto
de Ciências e Engenharia, Campus de Itapeva, para
obtenção do título de Bacharel em Engenharia de
Produção.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Danielle Goveia

Itapeva - SP

2026

A447d

Almeida, Kauan Marcelo Ferreira de

Desenvolvimento de membrana de nanocelulose para remediação de sistemas aquáticos contaminados por chumbo e substâncias húmicas / Kauan Marcelo Ferreira de Almeida. -- Itapeva, 2026
49 p. : il., tabs., fotos

Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado - Engenharia de Produção) - Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Ciências e Engenharia, Itapeva

Orientadora: Danielle Goveia

1. Celulose. 2. Adsorção. 3. Substâncias húmicas. I. Título.



KAUAN MARCELO FERREIRA DE ALMEIDA

**DESENVOLVIMENTO DE MEMBRANA DE NANOCELULOSE PARA
REMEDIÇÃO DE SISTEMAS AQUÁTICOS CONTAMINADOS POR
CHUMBO E SUBSTÂNCIAS HÚMICAS**

Trabalho de Conclusão de Curso para obtenção do título de Bacharel em Engenharia de Produção, da Universidade Estadual Paulista - UNESP - Câmpus de Itapeva.

BANCA EXAMINADORA

Orientador: Prof.^a Dr.^a Danielle Goveia
Universidade Estadual Paulista - UNESP - Câmpus de Itapeva.

2º Examinador: Prof. Dr. Carlos Manuel Romero Luna
Universidade Estadual Paulista - UNESP - Câmpus de Itapeva.

3º Examinador: Prof. Dr. Renato Baldan
Universidade Estadual Paulista - UNESP - Câmpus de Itapeva.

Itapeva, 11/06/2026.

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, aos meus pais, Marina e Adão, pelo apoio incondicional ao longo de toda a minha vida e, em especial, durante minha trajetória acadêmica, sendo fundamentais para que eu pudesse alcançar este momento.

À minha orientadora, Prof.^a Danielle Goveia, pela orientação, incentivo, confiança e pelo apoio constante ao longo dos anos de pesquisa, contribuindo de forma significativa para o meu desenvolvimento acadêmico e para a realização deste trabalho.

Aos professores e técnicos de laboratório da UNESP, que me acompanharam ao longo da graduação, pelos ensinamentos, suporte e contribuições essenciais para a minha formação.

Aos meus amigos, pelas experiências compartilhadas, pelos momentos de descontração e pelo apoio durante essa jornada, em especial à Rafaela e ao Bruno, pela amizade e companheirismo.

Agradecimento à FAPESP (Processo 2019/24684-2) pelo auxílio financeiro e para o CNPQ pelas bolsas concedidas (Processos 11980/Edital 10/2023 - PIBITI; 7783/Edital 4/2022 - PIBIC; 4600/Edital 03/2021).

Por fim, agradeço a todos que contribuíram, direta ou indiretamente, para que eu pudesse chegar até aqui.

“Se eu vi mais longe, foi por estar sobre
ombros de gigantes”

(Isaac Newton, 1676).

RESUMO

Durante os últimos anos tem sido observado o desenvolvimento industrial de forma acentuada e acelerada, com isso, também veio o crescente aumento na demanda pela exploração de recursos naturais, muitas das vezes em um ritmo desordenado. Em decorrência disso, o ambiente tem sido seriamente contaminado por poluentes de diversas fontes, como por exemplo, matéria inorgânica, orgânica, isótopos radioativos, poluentes gasosos, entre outros. Considerando ambientes aquáticos contaminados, o presente trabalho teve como objetivo o desenvolvimento e a avaliação de membranas à base de nanocelulose, modificadas e não modificadas, para a remoção de íons de chumbo (Pb^{2+}) nesses sistemas. Inicialmente, foram produzidas membranas de nanocelulose e submetidas a processos de modificação química, visando aprimorar suas propriedades adsorventes. Os ensaios experimentais foram conduzidos em soluções contendo apenas chumbo e em sistemas mais complexos com a presença de substâncias húmicas aquáticas, com o intuito de simular condições ambientais reais. O comportamento do processo de adsorção foi avaliado ao longo do tempo, por meio do acompanhamento da quantidade de material adsorvido em diferentes intervalos, permitindo a análise cinética do sistema. Os resultados indicaram que as membranas modificadas apresentaram desempenho superior na remoção de íons de chumbo, quando comparadas às não modificadas, evidenciando a influência das modificações químicas na eficiência do processo. Observou-se, ainda, que a presença de substâncias húmicas afetou a adsorção do metal, possivelmente em função da formação de complexos que reduzem a fração livre do chumbo em solução. Dessa forma, conclui-se que a nanocelulose modificada apresenta potencial promissor como material adsorvente para aplicação na remediação de sistemas aquáticos contaminados por metais potencialmente tóxicos.

Palavras-chave: nanocelulose, adsorção, substâncias húmicas.

ABSTRACT

In recent years, rapid and accelerated industrial development has been observed, accompanied by a growing demand for the exploitation of natural resources, often occurring in a disordered manner. As a consequence, the environment has been significantly contaminated by pollutants from various sources, such as inorganic and organic matter, radioactive isotopes, gaseous pollutants, among others. Considering contaminated aquatic environments, this study aimed to develop and evaluate nanocellulose-based membranes, both modified and unmodified, for the removal of lead ions (Pb^{2+}) from such systems. Initially, nanocellulose membranes were produced and subjected to chemical modification processes in order to enhance their adsorption properties. Experimental assays were conducted using solutions containing only lead, as well as more complex systems with the presence of aquatic humic substances, in order to simulate real environmental conditions. The adsorption process was evaluated over time by monitoring the amount of material adsorbed at different time intervals, allowing for kinetic analysis of the system. The results indicated that the modified membranes exhibited superior performance in the removal of lead ions compared to the unmodified ones, highlighting the influence of chemical modifications on the efficiency of the process. It was also observed that the presence of humic substances affected metal adsorption, possibly due to the formation of complexes that reduce the free fraction of lead in solution. Therefore, it can be concluded that modified nanocellulose presents promising potential as an adsorbent material for application in the remediation of aquatic systems contaminated by potentially toxic metals

Keywords: nanocellulose, adsorption, humic substances.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Fontes e sumidouros de metais no ambiente	12
Figura 2 – Molécula de celulose.....	19
Figura 3 - Sistema para obtenção das SHA	23
Figura 4 - Coluna cromatográfica com resina DAX-8 durante a operação de filtração	24
Figura 5 - Solução concentrada de substâncias húmicas	25
Figura 6 - Hidratação da polpa de celulose	26
Figura 7- Moinho Super Masscolloider, (a) caixa de controle e (b) unidade de moagem	27
Figura 8 - Incorporação do tetraetilortosilicato	29
Figura 9 - Hidrólise do tetraetilortosilicato	29
Figura 10 - Incorporação do grupo amino utilizando como precursor o 3-APTES	30
Figura 11 - Membrana de nanocelulose: (a) modificada e (b) não-modificada	30
Figura 12 - Análise em FTIR das membranas de nanocelulose	33
Figura 13 - Plotagem dos pontos e da curva teórica da solução 1 (a), solução 2 (b), solução 3 (c) e solução 4 (d) – Modelo de Lagergren	39
Figura 14 - Plotagem dos pontos e da curva teórica da solução 1 (a), solução 2 (b), solução 3 (c) e solução 4 (d) – Modelo de Lagergren modificado	41
Figura 15 - Soluções de íon de chumbo e SHA com a membrana modificada (a) e com a membrana não modificada (b) após os ensaios de complexação	43
Figura 16 – Membranas de nanocelulose após os ensaios de complexação.....	43

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Teor de celulose em diversos materiais	19
Tabela 2 - Massas das membranas utilizadas	34
Tabela 3 – Recuperação de íons chumbo. Condições: Temperatura ambiente, concentração inicial de Pb, concentração de SHA, tempo de complexação, membrana.....	35
Tabela 4 – Adsorção dos cátions de chumbo em cada uma das membranas	36
Tabela 5 – Valores das quantidades adsorvidas no equilíbrio e a eficiência da adsorção	36
Tabela 6 – Valores das constantes de taxa de adsorção de pseudo-primeira ordem.....	38
Tabela 7 - Valores das constantes de taxa de adsorção de pseudo-primeira ordem modificada	41
Tabela 8 – Tempo necessário para o equilíbrio	44

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	11
1.1. Objetivos.....	13
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	14
2.1. Recursos hídricos e a Matéria Orgânica na forma de Substâncias Húmicas Aquáticas (SHA) 14	
2.2. Interação entre substâncias húmicas e metais potencialmente tóxicos.....	15
2.3. Metais potencialmente tóxicos em ambientes aquáticos	15
2.4. Chumbo: Características e impacto ambiental	16
2.5. Tecnologias convencionais de tratamento de sistemas aquáticos contaminados	16
2.6. Aplicação de materiais adsorventes para remoção de metais: celulose e nanocelulose.....	18
2.7. Estrutura química da celulose.....	19
3. MATERIAIS E MÉTODO	22
3.1. Materiais e equipamentos	22
3.2. Reagentes.....	22
3.3. Extração das Substâncias Húmicas Aquáticas (SHA)	22
3.4. Obtenção da nanocelulose	25
3.5. Organomodificação da nanocelulose.....	28
3.6. Obtenção das membranas de nanocelulose	30
3.7. Determinação de parâmetros cinéticos de interação nano-metal e nano-metal-SHA 31	
3.8. Determinação da taxa de complexação dos íons metálicos por espectrometria	31
3.9. Caracterização das membranas através de FTIR.....	32
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	33
4.1. Caracterização das membranas de nanocelulose	33
4.2. Determinação de parâmetros cinéticos de interação nano-metal e nano-metal-SHA 34	
5. CONCLUSÃO	45
6. REFERÊNCIAS	47

1. INTRODUÇÃO

Durante os últimos séculos a indústria se desenvolveu de maneira acelerada, com isso, também veio o crescente aumento na demanda pela exploração de recursos naturais, muitas das vezes em um ritmo desordenado. Em decorrência disso, o meio ambiente tem sido seriamente contaminado por poluentes de diversas fontes diferentes, desde matéria inorgânica, orgânica, isótopos radioativos, substâncias gasosas dentre outras diversas fontes (BRIFFA; SINAGRA; BLUNDELL, 2020).

Entre todos esses poluentes, os metais potencialmente tóxicos não são removidos dos ecossistemas por processos naturais. Eles tendem a se acumular em ambientes bióticos (parte do ambiente composta por organismos vivos) e abióticos (parte do ambiente composto por elementos não vivos), atingindo níveis tóxicos. A introdução de metais no ambiente pode resultar de eventos naturais, como erupções vulcânicas, erosão do solo e incêndios florestais, ou de atividades antropogênicas, incluindo operações de mineração, efluentes industriais e domésticos e aplicação de fertilizantes (EL ATI-HELLAL; HELLAL, 2021).

Metais potencialmente tóxicos chegam ao ambiente aquático por meio de fontes naturais e antropogênicas. Essa entrada pode ocorrer devido a despejos diretos em canais de água doce e marinha ou por vias indiretas, como deposição seca e úmida. Resíduos antropogênicos, estrutura geoquímica e efluentes de mineração criam potenciais fontes de poluição por esses metais no ambiente aquático (EL ATI-HELLAL; HELLAL, 2021).

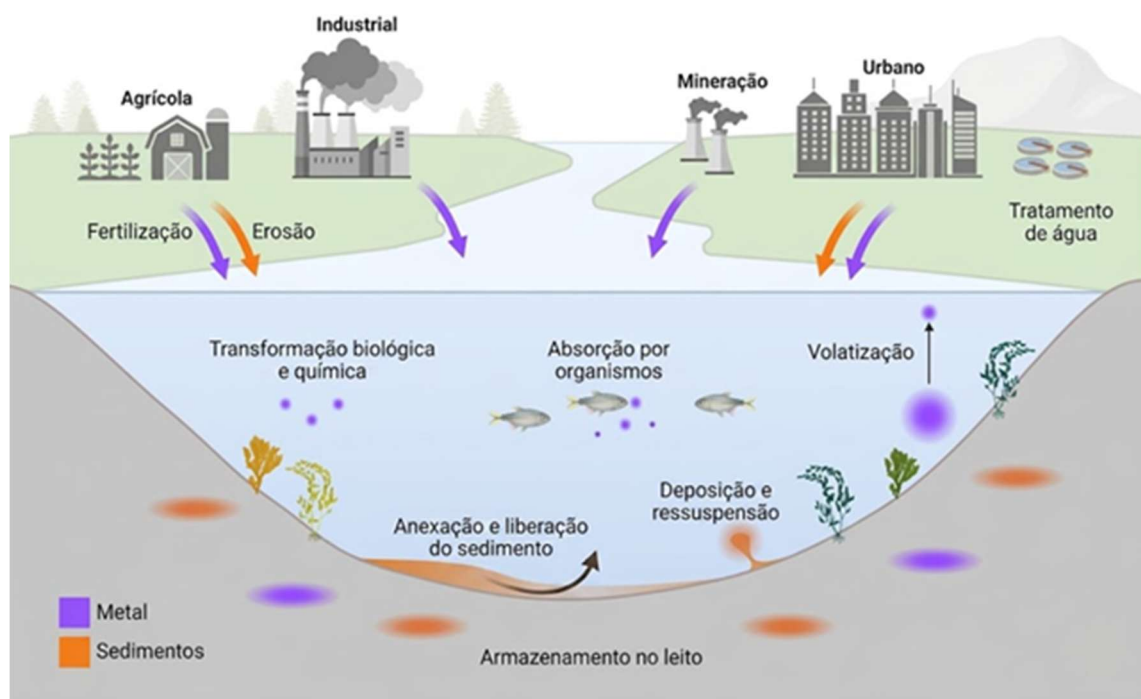
Uma vez introduzidos no ambiente aquático, os metais potencialmente tóxicos são distribuídos entre quatro compartimentos interativos (água, matéria em suspensão, sedimento e biota), o que está representado no diagrama da Figura 1 (MARITAN, s.d.).

Os metais no ambiente aquático podem existir na forma dissolvida ou particulada. Sedimentação, adsorção/dessorção, diluição e dispersão são as principais formas que governam a distribuição de metais em ecossistemas aquáticos (EL ATI-HELLAL; HELLAL, 2021). A adsorção pode ser o primeiro passo na remoção de metais da água.

Tanto em ambientes marinhos quanto em água doce, o armazenamento permanente ou temporário de metais ocorre nos sedimentos. A atividade microbiana e os processos oxidativos podem alterar as propriedades dos sedimentos e influenciar a composição da água intersticial (EL ATI-HELLAL; HELLAL, 2021).

Organismos também podem trazer sedimentos à superfície, o que liberará uma fração significativa do metal. A absorção de metais pela fauna e flora pode causar um aumento na concentração dos metais nos organismos vivos. Se a fase de evacuação for lenta, pode resultar num fenómeno de bioacumulação, que poderá contaminar a cadeia alimentar aquática (EL ATI-HELLAL; HELLAL, 2021).

Figura 1 - Fontes e sumidouros de metais no ambiente



Fonte: Adaptado e traduzido de MARITAN (s.d.).

Hoje já existem diversos métodos e técnicas desenvolvidas para remover metais potencialmente tóxicos da água, indo desde processos físicos, químicos e biológicos, entretanto, após o tratamento inicial, ainda existe a necessidade de se utilizar outros métodos de tratamentos para reduzir ainda mais a concentração desses metais para níveis considerados seguros. Dentre os métodos mais comumente empregados pode se citar a adsorção, troca iônica (fitorremediação e/ou biochar) e precipitação química, todos esses têm o objetivo de remover íons de metais. A filtração por membrana é uma operação que envolve o uso de uma membrana semipermeável para separar contaminantes da água. Métodos de filtração por membrana, como osmose reversa e nanofiltração têm sido utilizados para a remoção de metais potencialmente tóxicos em diversos estudos (AZIZ et al., 2023).

O tratamento eletroquímico envolve o uso de corrente elétrica para induzir reações químicas, resultando na remoção de metais em águas residuais (AZIZ et al., 2023).

Métodos de tratamento eletroquímico, como eletrocoagulação, eletrooxidação e eletroflotação, têm sido utilizados para a remoção de metais. No entanto, é importante ressaltar que esses métodos apresentam certas limitações. Por exemplo, a tecnologia de membrana pode ser dispendiosa, certas técnicas químicas geram quantidades significativas de lodo e a fitorremediação exige monitoramento extensivo e pode ser demorada (AZIZ et al., 2023).

Por outro lado, o método de adsorção e o trocador iônico natural oferecem vantagens como acessibilidade, eficácia e ausência de produção de lodo (AZIZ et al., 2023).

Objetivos O presente trabalho tem como objetivo geral produzir e avaliar a capacidade de adsorção membranas à base de nanocelulose modificadas e não modificadas, para a remoção de íons de chumbo (Pb^{2+}) em sistemas aquosos que não contenham e que contenham substâncias húmicas. Os objetivos específicos deste trabalho são:

- Caracterizar a organomodificação da nanocelulose com os reagentes TEOS e 3-ATPS;
- Investigar a influência da presença das substâncias húmicas aquáticas no processo de adsorção;
- Avaliar a eficiência do processo de adsorção com o material produzido;
- Realizar um estudo cinético do processo de adsorção.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. Recursos hídricos e a Matéria Orgânica na forma de Substâncias Húmicas Aquáticas (SHA)

Dentre as várias matérias orgânicas presentes na natureza, as substâncias húmicas são as mais comuns, sendo encontradas no solo, água, sedimentos etc., representado cerca de 25% de toda matéria carbono orgânico do planeta e cerca de 50 a 75% do carbono orgânico dissolvido na água (SHARMA; ANTHAL, 2016).

A parte das substâncias húmicas que não são solúveis em água com pH inferior a 2 são os ácidos húmicos, em pH mais elevados se tornam solúveis, são geralmente associados a fração de alto peso molecular, de 1500 a 5000 g/mol em córregos e de 50000 a 500000 g/mol em solos. Já os ácidos fúlvicos são a fração que são solúveis em água independente do pH do meio e possuem peso molecular moderado, de 600 a 1000 g/mol em córregos e de 1000 a 5000 g/mol em solos. A última fração, a humina, é definida como não solúvel em água em qualquer valor de pH. Embora a classificação das substâncias húmicas em ácidos húmicos e fúlvicos seja baseada na química do solo, a mesma terminologia é adotada para a matéria orgânica aquática (MCDONALD et al., 2004).

As substâncias húmicas são formadas pela decomposição orgânica de materiais vegetais e pela decomposição de organismos mortos. O processo de degradação e mineralização da matéria orgânica para produzir substâncias húmicas é denominado humificação. A humificação também é definida como “a estabilização prolongada de substâncias orgânicas contra a biodegradação”. Tradicionalmente, presume-se que as substâncias húmicas nas águas de rios e lagos sejam as mesmas que as presentes nos solos, e que a principal fonte de substâncias húmicas aquáticas seja o solo adjacente, que é lixiviado ou erodido diretamente nos cursos d'água durante eventos de chuva. A lignina tem sido considerada a principal fonte de substâncias húmicas do solo, com ácidos fúlvicos e húmicos originários de solos contendo uma grande proporção de compostos aromáticos (em particular, benzenocarboxílicos e fenólicos), enquanto os ácidos fúlvicos e húmicos provenientes de sedimentos e do tipo aquagênico são mais alifáticos. Em contrapartida a esse ponto, estudos recentes, mostram que as substâncias húmicas em riachos têm características diferentes das substâncias húmicas em solos ou no oceano, e as substâncias húmicas marinhas têm algum caráter aromático definido. Em estudos recentes, as substâncias húmicas, particularmente os ácidos fúlvicos, foram geradas por algas e

contribuíram para a multiplicidade de diversos compostos que compõem as substâncias húmicas dissolvidas (MCDONALD et al., 2004).

2.2. Interação entre substâncias húmicas e metais potencialmente tóxicos

Dentre as interações das substâncias húmicas com solutos, destacam-se aquelas que envolvem cátions, ou seja, prótons (H^+) e cátions metálicos, como Na^+ , Al^{3+} , Ca^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} e Am^{3+} . Essas interações ocorrem tanto com a matéria orgânica imobilizada, presente nas fases sólidas de solos e sedimentos, quanto com substâncias húmicas dissolvidas, presentes na água, que podem ser móveis e transportar os íons metálicos. As interações entre cátions e substâncias húmicas exercem controle sobre a reatividade do cátion, incluindo sua biodisponibilidade, como as substâncias húmicas podem interagir com os metais, quanto mais material complexado nessas substâncias, menor é a quantidade disponível no ambiente. No entanto, isso se trata de um processo bidirecional, uma vez que a ligação dos cátions também influencia o estado físico-químico da matéria húmica e, conseqüentemente, suas interações com outros componentes do sistema ambiental. Portanto, é importante descrever não apenas como as substâncias húmicas influenciam os cátions, mas também como os cátions influenciam as substâncias húmicas (TIPPING, 2002).

2.3. Metais potencialmente tóxicos em ambientes aquáticos

Metais pesados são definidos como elementos metálicos com densidade relativamente alta que, a partir de certas concentrações, são altamente tóxicos aos seres vivos. Certos metais, como ferro, zinco, cobre e manganês, são essenciais para a sobrevivência humana, mas podem se tornar agentes tóxicos em concentrações mais elevadas. Outros metais, como arsênio, cádmio, chumbo, tálio e mercúrio, não desempenham nenhuma função biológica (FISHER; GUPTA, 2026). Desta forma uma nomenclatura que representa este comportamento é de metal potencialmente tóxico.

Metais potencialmente tóxicos são elementos encontrados naturalmente em toda a crosta terrestre, entretanto, a maior parte de contaminação dos seres vivos por esses metais são resultados de atividades antropogênicas, tais quais como operação de mineração e fundição de metais, produção e uso industrial, uso doméstico e agrícola de metais nas diversas etapas dessa cadeia (TCHOUNWOU et al., 2012).

A poluição por esses metais tem se intensificado principalmente em decorrência de atividades antropogênicas, dentre as principais se destacam a mineração, processos de fundição

de metais, siderurgias e metalurgias, lixiviação de metais provenientes por exemplo de aterros sanitários e de obras urbanas dentre outros meios (BRIFFA; SINAGRA; BLUNDELL, 2020).

Além disso, o uso de metais potencialmente tóxicos na agricultura representa uma fonte secundária de poluição, muito associada a aplicação de herbicidas, pesticidas, entre outros insumos. Alguns processos naturais também contribuem com o aumento da contaminação de solos e corpos aquáticos por metais, tais quais como erupções vulcânicas, erosão do solo e intemperismo geológico (BRIFFA; SINAGRA; BLUNDELL, 2020).

2.4. Chumbo: Características e impacto ambiental

Chumbo é o elemento tóxico mais importante no ambiente devido às suas propriedades físico-químicas, como sua maleabilidade e resistência a corrosão o torna difícil se ser substituído e, por ser não biodegradável e ser de natureza bioacumuladora, sua concentração no meio ambiente tende a aumentar, criando maiores riscos de intoxicação (WANI; ARA; USMANI, 2015). A intoxicação por chumbo ou quaisquer outros compostos que contenham esse metal geram graves danos à saúde e eventualmente pode levar a morte. A contaminação por chumbo ocorre principalmente pelo seu uso em indústrias (SCHIFER; BOGUSZ JUNIOR; MONTANO, s.d.).

A intoxicação por chumbo está muito associada a ocorrência de anemia uma vez que o chumbo inibe o funcionamento das enzimas porfobilinogênio sintase e ferroquelatase, indispensáveis para a formação das hemoglobinas no sangue, resultando em uma síntese ineficiente das enzimas e por consequência, anemia microcítica (WANI; ARA; USMANI, 2015).

Os íons de chumbo Pb^{2+} também interferem na cognição pela sua atuação ser análoga ao cálcio, interferindo no funcionamento dos canais iônicos, canais esses que regulam a passagem de íons entre o meio intra e extracelular, sendo indispensáveis para a vida, controlando o potencial elétrico e viabilizando impulsos nervosos e contrações musculares (WANI; ARA; USMANI, 2015).

2.5. Tecnologias convencionais de tratamento de sistemas aquáticos contaminados

O tratamento de água pode ser definido como o processamento da água com o objetivo de alcançar uma qualidade que atenda a metas ou padrões específicos estabelecidos pelo

consumidor final ou por uma comunidade, através de seus órgãos reguladores (CRITTENDEN et al., 2012).

Essas metas e padrões podem incluir exigências de agências reguladoras, requisitos adicionais definidos por uma comunidade local e necessidades associadas a processos industriais específicos (CRITTENDEN et al., 2012).

A evolução das práticas de tratamento de água apresenta uma rica história de desenvolvimentos empíricos e científicos, bem como de desafios que foram enfrentados e superados ao longo do tempo (CRITTENDEN et al., 2012).

As técnicas de tratamento de água, bem como a preocupação com sua qualidade e com a necessidade de melhoria das águas naturais, remontam a períodos muito antigos da história. Entre os métodos mais primitivos, destaca-se a fervura da água, realizada em recipientes domésticos, prática já mencionada em escritos gregos datados de aproximadamente 4000 a.C. (CRITTENDEN et al., 2012).

Por volta de 1500 a.C., os egípcios utilizavam alúmen (um sal mineral natural composto por sulfato de alumínio e potássio) para promover a sedimentação de partículas em suspensão. Esses e diversos outros métodos desenvolvidos ao longo do tempo contribuíram significativamente para a ampliação do entendimento sobre a qualidade da água e sua importância para a manutenção da vida (CRITTENDEN et al., 2012).

A adsorção pode ser classificada de acordo com o tipo de interação que ocorre entre o material adsorvente e o adsorvato. Quando existe a transferência de elétrons entre o adsorvente e o adsorvato, o processo é denominado adsorção química ou quimissorção, nesse caso em específico ocorre transferência eletrônica e o processo apresenta alta energia, tornando assim a dessorção um processo mais difícil de ocorrer. Na quimissorção, as interações são predominantemente ligações iônicas ou covalentes. Caso o processo não envolva a troca de elétrons, ele é denominado adsorção física, ou fisissorção. Nesse caso a dessorção é mais provável de ocorrer, na fisissorção as interações podem ser através de forças eletrostáticas, ligações de hidrogênio, forças de van der Waals ou interações do tipo dipolo-dipolo (PICCIN et al., 2017).

Essa classificação representa um comportamento geral, porém não devem ser consideradas absolutas, uma vez que cada sistema apresenta suas particularidades e deve ser analisado individualmente (PICCIN et al., 2017).

A adsorção tem sido reconhecida como uma tecnologia viável para o tratamento de água, sendo amplamente utilizados no tratamento de águas residuárias, águas subterrâneas e efluentes industriais. Esse método apresenta diversas vantagens, como facilidade de operação, flexibilidade, versatilidade de projeto, baixos requisitos energéticos e um alto custo-benefício (BONILLA-PETRICIOLET; MENDOZA-CASTILLO; REYNEL-ÁVILA, 2017).

De modo geral, a viabilidade do emprego dos processos de adsorção depende de diversos fatores, tais quais como propriedades do fluído, que incluem por exemplo o pH e a temperatura, as características do poluente a ser removido e sua concentração, a presença ou não de outros materiais adsorventes, dentre outros, além do processo de regeneração do material e da disposição dos resíduos (BONILLA-PETRICIOLET; MENDOZA-CASTILLO; REYNEL-ÁVILA, 2017).

2.6. Aplicação de materiais adsorventes para remoção de metais: celulose e nanocelulose

A celulose é o polímero natural mais abundante no planeta, sua produção anual ao redor do mundo é de aproximadamente $1,5 \times 10^{12}$ toneladas, valor comparável às reservas das principais fontes fósseis e minerais (HEINZE, 2015).

Além do interesse científico já consolidado, o uso da celulose como matéria-prima renovável e biodegradável em diversas aplicações tem sido proposto como uma solução para os desafios industriais recentes relacionados a questões ambientais e de reciclagem (HEINZE, 2015).

A versatilidade estrutural da celulose, obtida por diferentes rotas de modificação, incluindo métodos físicos e químicos, tem possibilitado sua aplicação em uma ampla variedade de usos, tais como cargas, materiais de construção e revestimento, laminados, papéis, têxteis, filmes ópticos, meios sorventes, reguladores de viscosidade e até mesmo materiais funcionais avançados (HEINZE, 2015).

A celulose está amplamente distribuída na natureza, sendo encontrada em plantas, animais, algas, fungos e até mesmo em minerais. No entanto, a principal fonte de celulose são

as fibras vegetais. Esse polímero contribui com aproximadamente 40% da fração de carbono nas plantas, atuando como elemento estrutural na complexa arquitetura das paredes celulares. Embora a celulose possa ocorrer em forma pura nas plantas, geralmente está associada a hemiceluloses, lignina e pequenas quantidades de extrativos. A Tabela 1 apresenta a quantidade relativa em massa de celulose de diversos materiais encontrados na natureza e evidencia o quão abundante esse material é no planeta (HEINZE, 2015).

Tabela 1 - Teor de celulose em diversos materiais

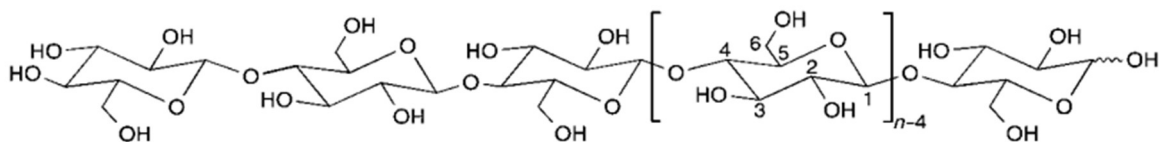
Material	Teor de celulose (%)
Madeira	40 – 50
Bagaço	35 – 45
Bambu	40 – 55
Palha	40 – 50
Linho	70 – 80
Canhâmo	75 – 80
Juta	60 – 65
Kapok	70 – 75
Rami	70 – 75
Algodão	≥ 90

Fonte: Adaptado de HEINZE (2015)

2.7. Estrutura química da celulose

A celulose é um polímero de carboidrato cujos monômeros são β -D-glicopirranose, ligadas covalentemente através das funções acetal entre a hidroxila do carbono C4 e o carbono C1, Figura 2, isso corresponde a formação biogenética da celulose (KLEMM et al., 2005).

Figura 2 – Molécula de celulose



Fonte: KLEMM et al. (2005).

A celulose apresenta diversas ligações de hidrogênio ao longo da sua cadeia, essas ligações exercem uma grande influência nas suas propriedades, por exemplo a sua baixa solubilidade na maior parte dos solventes existentes, a reatividade dos grupos hidroxila e a cristalinidade da celulose são decorrentes dessas mesmas ligações de hidrogênio, além disso, a celulose também apresenta regiões hidrofóbicas, associadas aos átomos de carbono, isso

também exerce grande influência sobre as propriedades globais da celulose, incluindo a solubilidade (HEINZE, 2015).

Existem três grupos de hidroxila presentes na celulose. A anidroglicose que nada mais é que o monômero da celulose, os átomos de oxigênio do anel D-glicopiranosose e a as ligações glicosídicas, esses grupos interagem entre si ao longo de toda a cadeia ou entre as cadeias de celulose, através da formação de ligações de hidrogênio intra e intermoleculares, essas ligações resultam em diferentes arranjos tridimensionais (HEINZE, 2015).

A nanocelulose é um material composto por fibras naturais de celulose em dimensão nanométrica. Ela pode ser encontrada em diferentes formas, a celuloso nanocristalina (NCC), nanocelulose amorfa (NCA) e celulose nanofibrilada (NFC), cada uma delas apresentam propriedades específicas que as tornam adequadas para diferentes tipos de aplicações.

Uma das principais características da nanocelulose é sua elevada resistência mecânica, tornando-as adequadas para o reforço de materiais compósitos. Quando incorporadas a uma matriz polimérica, essas fibras aumentam a resistência e a rigidez do material, tornando-o uma opção viável para diversas aplicações estruturais. As fibras de nanocelulose também apresentam elevada área superficial específica, o que possibilita uma interação significativa com outros materiais, como polímeros, metais e nanopartículas. Essa propriedade abre oportunidades para aplicações em adsorção, retenção de líquidos, catálise e outros processos químicos.

A nanocelulose também apresenta uma densidade baixa, cerca de 1,5 a 1,6 g.cm⁻³ (DUFRESNE, 2013), isso a torna ideal para a fabricação de materiais onde a leveza é um fator decisivo na hora de se escolher um material, como em indústrias aeroespaciais e automotiva (ELFALEH et al., 2023).

A combinação de elevada resistência mecânica, inércia química, caráter hidrofílico da superfície e alta área superficial torna a nanocelulose um material promissor para a produção de membranas e filtros com foco no desempenho, para propósitos como o de remover seletivamente contaminantes de águas industriais e de fontes naturais contaminadas. A elevada resistência mecânica e rigidez da nanocelulose são fatores importantes em aplicações de tratamento de água sob alta pressão. Além disso o caráter hidrofílico da nanocelulose tende a

reduzir fenômenos de bioincrustação (acúmulo indesejado de micro-organismos, algas, plantas e animais sobre superfícies submersas) e incrustação orgânica (VOISIN et al., 2017).

O processo de transformar a polpa de celulose em nanocelulose através desfibrilação resulta em um aumento significativo da área superficial disponível do material, a depender do método empregado a área específica chegar a 500 m²/g, em comparação com a polpa de celulose convencional, esse valor tipicamente fica entre 1 e 4m²/g. Esse aumento significa uma maior disponibilidade de grupos hidroxila na superfície do material, permitindo a modificação e inserção de diferentes grupos funcionais para aplicações específicas (VOISIN et al., 2017).

A utilização da nanocelulose para a remoção de íons metálicos em águas residuárias é destaca-se à presença de diversos grupos funcionais ao longo da cadeia do polímero, como carboxila, carbonila e hidroxila. Esses grupos atuam como sítios ativos para interação com contaminantes, porém, a tendência da celulose em formar estruturas agregadas, em função das ligações de hidrogênio, pode limitar o acesso a esses sítios ativos, reduzindo a eficiência do processo. Assim, a modificação química da estrutura e da superfície da nanocelulose torna-se uma estratégia fundamental para superar essas limitações e potencializar sua capacidade como material adsorvente (VÁZQUEZ-GUERRERO et al., 2021).

3. MATERIAIS E MÉTODO

3.1. Materiais e equipamentos

- Balança Analítica com precisão de 0,1 mg;
- Agitador magnético, ETHIK 114;
- Mesa agitadora microprocessada, QUIMIS Q225M;
- Capela para exaustão de gases;
- Espectrômetro de absorção atômica com atomização por chama, FTIR SHIMADZU;
- Estufa com renovação de ar;
- Micropipetas automáticas, LABMATE HTL variável 1÷10 ml e 100÷1000 µL;
- pHmetro de bancada microprocessado, DM - 22 - DIGIMED;
- Destilador e Deionizador para purificação de água, VEOLIA ULT 2372 com resistividade 18 MΩ.cm;
- Moinho Super Masscolloider, modelo MKCA6 - 2J da empresa japonesa Masuko Sangyo;
- Liofilizador de bancada JJ Científica linha LJJ.

3.2. Reagentes

- (TEOS) Tetraetilortosilicato ($C_8H_{20}O_4Si$) 98% (Aldrich), $d_{25^\circ C} = 0,933 \text{ g.mL}^{-1}$, $M = 208,33 \text{ g.mol}^{-1}$;
- (APTS) 3-Aminopropiltriethoxissilano ($C_9H_{23}NO_3Si$) 99% (Aldrich), $d_{25^\circ C} = 0,94 \text{ g.mL}^{-1}$, $M = 221,37 \text{ g.mol}^{-1}$;
- Ácido nítrico (HNO_3) 65% (Merck), $d_{25^\circ C} = 1,4 \text{ g mL}^{-1}$, $M = 63,01 \text{ g.mol}^{-1}$;
- Hidróxido de sódio (NaOH): (Merck), $M = 40 \text{ g.mol}^{-1}$;
- Ácido Clorídrico (HCl): (Merck), $M = 36,46 \text{ g.mol}^{-1}$;
- Álcool Etílico absoluto (C_2H_6O) 99,5% (Merck), $d_{25^\circ C} = 0,79 \text{ g.mL}^{-1}$, $M = 46,07 \text{ g.mol}^{-1}$;
- Soluções padrão SpeeSol de chumbo de 1000 mg.L⁻¹ para espectrofotometria.

3.3. Extração das Substâncias Húmicas Aquáticas (SHA)

A obtenção das substâncias húmicas aquáticas foi realizada através do processo de adsorção na resina polimetilmetacrilato Supelite DAX-8.

O processo consistiu em coletar 50L de água do Rio Juréia, na praia de Juréia cidade de São SebastiãoSP-BRASIL de onde foram extraídas as substâncias húmicas.

Para o processo de adsorção na resina, é necessário que a água coletada seja ajustada para o pH 2, isso foi realizado com a solução de HCl, esse volume de água foi armazenado em um galão de 50 L com uma torneira próximo a sua base.

Ligado diretamente a torneira, com o auxílio de uma mangueira de silicone e uma rolha foi ligado uma coluna cromatográfica com algodão umidificado ao fim dela para impedir a perda de resina e a passagem de impurezas, sobre o algodão foi adicionada a resina e inserido água na coluna até a completa submersão dela, Figura 3.

Figura 3 - Sistema para obtenção das SHA



Fonte: Autoria própria (2026).

É indispensável que a resina esteja submersa em líquido, por esse motivo, durante todo o processo deve ser monitorado e garantido que o nível de água na coluna sempre se mantenha acima do nível da resina, esse cuidado é necessário para evitar que ocorram fissuras na resina que possam servir como passagem direta da água contendo as substâncias húmicas sem que ela seja devidamente filtrada.

Com o sistema montado e ajustado, é necessário aguardar para que o máximo possível de água seja filtrado, esse processo pode levar ao todo de quatro a cinco dias, com decorrer da

filtração ao longo dos dias, é possível observar a mudança de coloração da resina, passando de uma tonalidade clara para uma cor mais escura, como é observado na Figura 4.

Figura 4 - Coluna cromatográfica com resina DAX-8 durante a operação de filtração



Fonte: Autoria própria (2026).

Ao final da filtração, as substâncias húmicas antes presentes na água agora se encontram junto a resina na coluna cromatográfica.

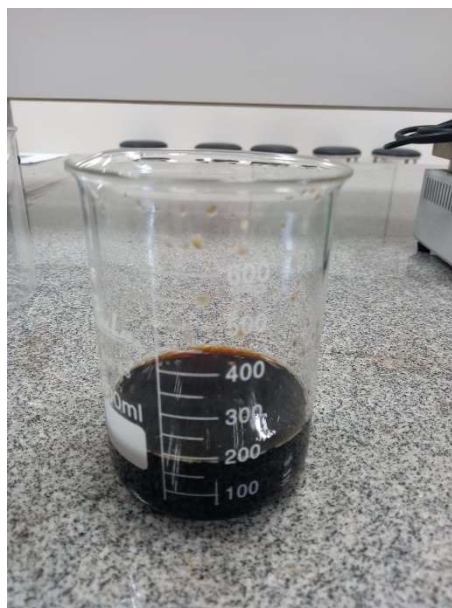
O processo de separação da substância de interesse da resina é realizado vertendo na vidraria uma solução de hidróxido de sódio 0,1M.

Durante esse procedimento é possível observar a saída de um líquido de tonalidade escura da coluna, indicando a presença dos materiais húmicos.

Conforme é adicionada a solução alcalina na coluna, a coloração do líquido vai se tornando cada vez mais amarela.

O processo se encerra quando o líquido na saída da coluna apresentar uma coloração semelhante a água utilizada antes do processo de filtração. Ao final da etapa de separação, o resultado obtido é um líquido de cor escura com uma alta concentração de substâncias húmicas, Figura 5.

Figura 5 - Solução concentrada de substâncias húmicas



Fonte: Autoria própria (2026).

Com o objetivo de se obter uma solução com concentração conhecida, o líquido altamente concentrado da Figura 5 foi levado para uma estufa a 100°C até a completa volatilização dos líquidos, após esse processo de secagem, as substâncias húmicas foram raspadas da parede do recipiente utilizado e armazenadas em tubetes de plástico devidamente fechadas, tendo em vista que o material resultante da secagem é altamente higroscópico.

3.4. Obtenção da nanocelulose

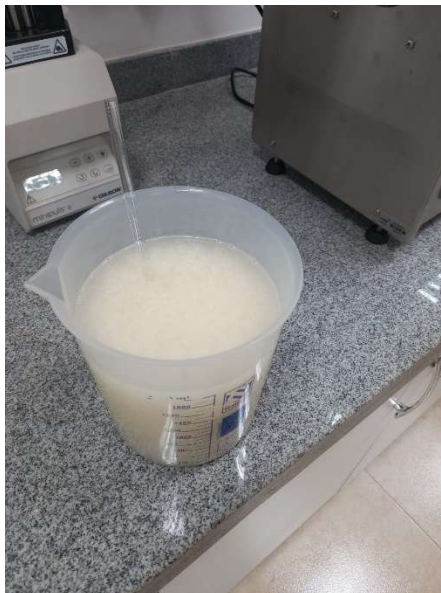
O processo de obtenção da nanocelulose foi realizado conforme o procedimento descrito no Comunicado Técnico da Embrapa Florestas por Magalhães et al. (2017).

Para a preparação da nanocelulose, é necessário a polpa de celulose, que foi obtida na Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP) no campus da cidade Itapeva com a cessão do Laboratório de Papel e Celulose. A polpa de celulose deve ser previamente branqueada, visto que o processo de branqueamento tem como objetivo levar a fibra ao seu estado natural de alvura, que é o branco, para isso é removido lignina e devolvido seus aspectos físico-químicos originais da polpa celulósica, conseguindo um material com elevado nível de pureza.

Para a obtenção da nanocelulose, realizou-se inicialmente a hidratação da polpa celulósica. Para isso, 240 g de polpa de celulose foram adicionados a 4 L de água deionizada, conforme apresentado na Figura 6. Considerando-se um teor de umidade de 75%, obteve-se

uma solução contendo aproximadamente 1,5% de polpa celulósica seca. Posteriormente, a solução foi vedada com plástico filme e mantida em local arejado por 48 horas, com o objetivo de promover a hidratação da polpa celulósica.

Figura 6 - Hidratação da polpa de celulose



Fonte: Autoria própria (2026).

Após esse período, a solução foi submetida à agitação moderada por 10 minutos, com o objetivo de promover sua pré-homogeneização. Esse procedimento foi realizado visando a delaminação das microfibrilas e ao enfraquecimento das ligações de hidrogênio interfibrilares, antes do início do processo de desfibrilação do material no moinho Super Masscolloider.

O moinho Super Masscolloider foi utilizado para a obtenção de nanopartículas por meio do processo de cisalhamento e desfibrilação dos materiais, conforme apresentado na Figura 6. O equipamento é constituído por duas partes principais: uma caixa elétrica, na qual se encontram os botões utilizados para o ajuste dos parâmetros de operação, e a unidade de moagem propriamente dita.

De acordo com a ficha técnica do equipamento, sua estrutura, base e caixa são fabricadas em aço inoxidável AISI 304. O moinho possui motor com potência de 3,7 kW (4.000 W) e opera a uma velocidade de 1800 rpm (rotações por minuto).

Figura 7- Moinho Super Masscolloider, (a) caixa de controle e (b) unidade de moagem



(a)



(b)

Fonte: Autoria própria (2026).

Para a etapa de desfibrilação do material, foram realizadas as seguintes etapas:

- Com o moinho em funcionamento, avaliou-se a vazão de água do sistema e procedeu-se ao ajuste da distância entre as pedras de moagem. O ajuste grosso foi realizado por meio do movimento horário, para aproximar as pedras, e anti-horário, para afastá-las. Após o destravamento do dispositivo mecânico de ajuste fino, realizou-se o ajuste complementar, que opera de forma semelhante ao ajuste grosso, finalizando-se o procedimento com o travamento do sistema.
- A velocidade do moinho foi ajustada para 1500 rpm na caixa de controle.
- Para a desfibrilação do material, foram realizados aproximadamente 100 a 120 passes no equipamento.
- A cada cinco passes, as pedras de moagem eram novamente ajustadas, reduzindo-se gradualmente a distância entre elas. Considerou-se como passe o

ciclo completo da solução pelo interior do sistema, seguido da retroalimentação manual da solução no moinho.

- Durante esse processo, manteve-se sempre uma quantidade mínima de solução no sistema, a fim de evitar o contato direto entre as pedras e, consequentemente, a contaminação da amostra.
- A amperagem do sistema foi monitorada continuamente. Caso a corrente elétrica ultrapassasse 10 A, o moinho era destravado e as pedras de moagem eram afastadas por meio do ajuste no sentido anti-horário, visando preservar a integridade das pedras, prolongar sua vida útil e evitar a contaminação da amostra.

Ao final do processo, a suspensão de celulose deve alcançar um aspecto de gel, caso isso não ocorra, deve ser realizado mais passes da suspensão do moinho.

É importante que a coloração final da suspensão esteja entre um branco e um cinza claro, tons mais escuros podem indicar a contaminação da nanocelulose, nesses casos, a amostra deve ser descartada e o processo reiniciado para garantir que nenhum material estranho a celulose interfira nos experimentos e nas medições futuras.

Ao final do processo de moagem, sem o desligamento do equipamento, realizou-se a limpeza inicial do moinho utilizando água destilada, até a completa remoção dos resíduos da solução de celulose presentes no sistema, em seguida, o moinho foi desligado por meio do painel de controle.

Posteriormente, procedeu-se ao destravamento do ajuste das pedras e à abertura das roscas do equipamento, permitindo a remoção da parte móvel do moinho, denominada coletor superior, a qual foi lavada em água corrente. Na seção inferior do equipamento, a limpeza foi realizada com o auxílio de água e escova macia. Por fim, o coletor foi recolocado no equipamento, seguido da fixação das roscas.

3.5. Organomodificação da nanocelulose

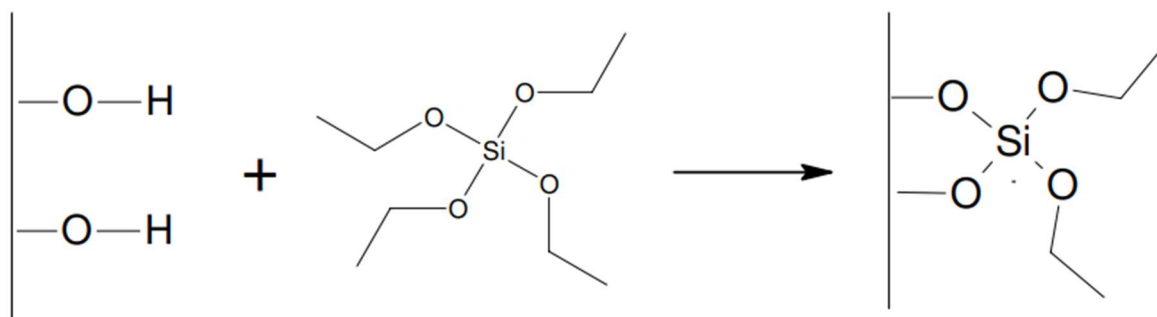
A organomodificação da nanocelulose foi realizada através de uma adaptação do método one pot reportado no trabalho de LE et al., (2016).

Para esse processo, foram utilizadas 100mL da suspensão de nanocelulose, volume esse que foi transferido para um béquer de 600mL, mantido em agitação em uma mesa agitadora magnética ou mesa agitadora microprocessada. Subsequentemente, pipetou-se 2,2mL da solução de TEOS 98% à suspensão de nanocelulose, a qual manteve-se em agitação moderada durante 4 horas à temperatura ambiente (25 °C). A incorporação do TEOS pode ser observada através da Figura 8.

A partir de uma solução intermediária de HNO_3 (0,1 mol.L⁻¹), pipetou-se 1mL na suspensão de nanocelulose para hidrólise do TEOS, a qual manteve-se em agitação moderada por mais 30 minutos. A reação de hidrólise pode ser observada na Figura 9.

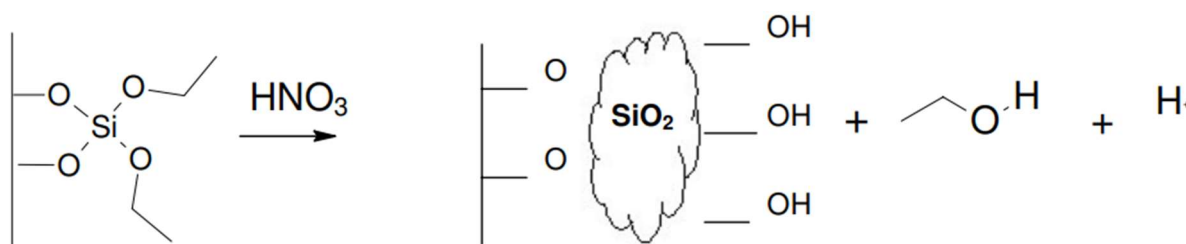
Por fim, pipetou-se 240 μL da solução de 3-APTES na suspensão de nanocelulose, a qual novamente manteve-se em agitação moderada durante mais 4 horas à temperatura ambiente (25 °C). A incorporação do grupo amino utilizando o 3-APTES como precursor pode ser observada na Figura 10.

Figura 8 - Incorporação do tetraetilortosilicato



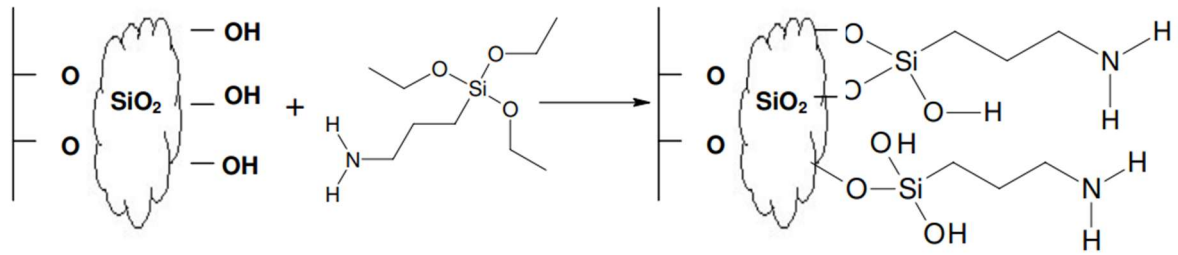
Fonte: GOVEIA (2006).

Figura 9 - Hidrólise do tetraetilortosilicato



Fonte: GOVEIA (2006).

Figura 10 - Incorporação do grupo amino utilizando como precursor o 3-APTES



Fonte: GOVEIA (2006).

Obtenção das membranas de nanocelulose Para se obter as membranas de nanocelulose foi depositado de maneira uniforme a suspensão de nanocelulose uniformemente em placas de petri, após isso, as placas foram deixadas em uma estufa a 40°C até que todos os líquidos tenham sido volatizados, com esse processo variando entre 24 e 30 horas dependendo da umidade do material, o processo é dado como concluído quando as membranas se assemelharem a um papel. Após esse período, as membranas se encontram grudada as paredes da placa de petri, as quais devem ser retiradas e armazenadas.

A Figura 11 apresenta as membranas feitas com nanocelulose (a) e com nanocelulose modificada (b) ao final do processo.

Figura 11 - Membrana de nanocelulose: (a) modificada e (b) não-modificada



(a)



(b)

Fonte: Autoria própria (2026).

3.6. Determinação de parâmetros cinéticos de interação nano-metal e nano-metal-SHA

Para avaliar a capacidade de complexação dos cátions metálicos nas membranas, foram realizados testes controlados em sistemas contaminados por chumbo e substâncias húmicas. Para esta etapa do estudo, foram preparadas quatro soluções de 250 mL, todas contendo chumbo a uma concentração de $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Dessas quatro soluções, duas além da presença do metal também foram adicionadas 10mg^{-1} das substâncias húmicas.

Todas as soluções foram ajustadas para um pH levemente ácido, entre 5,5 e 6,0 através de soluções de hidróxido de sódio $0,1 \text{ mol}\cdot\text{L}^{-1}$ e de ácido clorídrico concentrado.

Com as soluções com pH previamente ajustados em seus respectivos béqueres, cada uma é transferida para uma mesa agitadora, ainda com ela desligada, a membrana de nanocelulose é adicionada em cada uma das soluções, duas a membrana de nanocelulose e duas contendo a membrana de nanocelulose organomodificada.

Com isso, as soluções foram deixadas em agitação moderada durante o restante do processo de complexação, com o auxílio de micropipetas automáticas foram retiradas amostras de cerca de 5 a 10 ml nos seguintes intervalos de tempo: 0, 15, 30, 60, 120, 240, 360, 710 e 1440 minutos.

3.7. Determinação da taxa de complexação dos íons metálicos por espectrometria

A determinação da taxa de complexação foi realizada por meio de espectrometria de absorção atômica com atomização por chama (FAAS), técnica utilizada para quantificar as concentrações de íons metálicos nas amostras coletadas, permitindo determinar a quantidade de metal complexado em cada membrana de nanocelulose.

Em decorrência do metal escolhido ter sido o chumbo (Pb^{2+}), o comprimento de onda selecionada foi 283,3 nm e o gás acetileno (C_2H_2) como combustível para a geração da chama.

Para a calibração do equipamento, foram preparadas soluções padrão nas concentrações de 2,5; 5,0; 10,0 e $15,0 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, obtidas por diluição com a mesma solução padrão de chumbo utilizada na preparação das amostras. A curva de calibração foi construída com o objetivo de correlacionar a absorbância medida com a concentração de chumbo, permitindo a determinação quantitativa do metal nas amostras analisadas.

3.8. Caracterização das membranas através de FTIR

A caracterização das amostras foi realizada por espectroscopia no infravermelho com transformada de Fourier (FTIR) com o aparelho IRSpirit QTAR-S da marca Shimadzu.

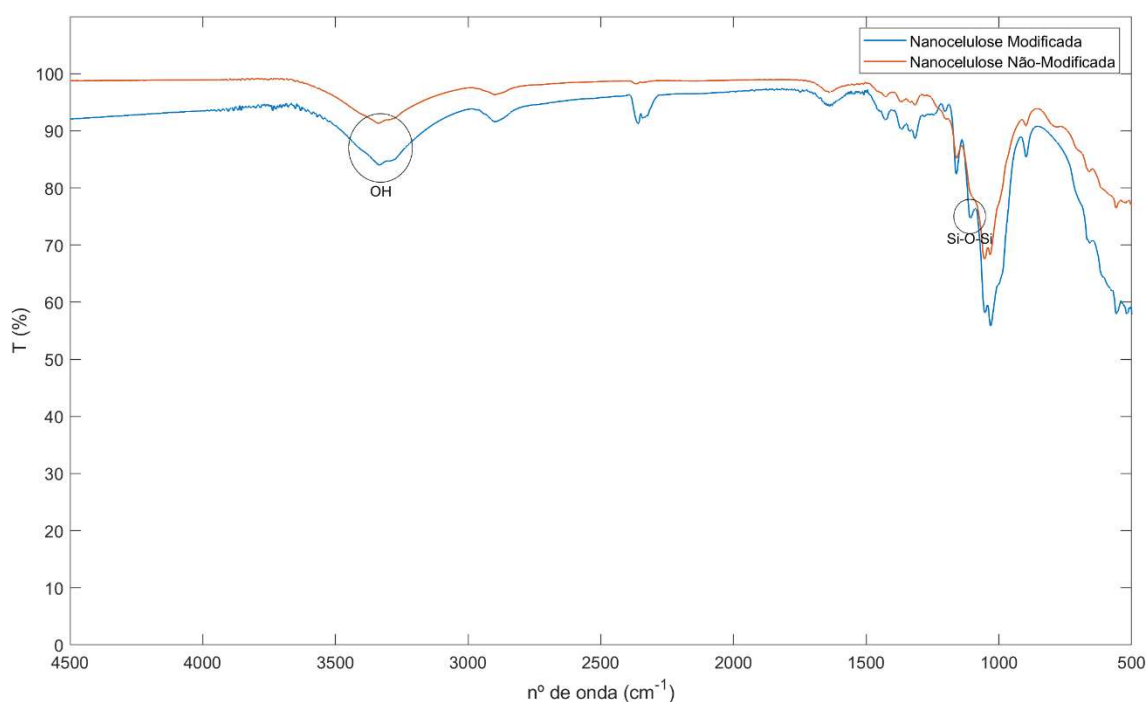
Com o objetivo de identificar os principais grupos funcionais presentes nos materiais. As análises foram conduzidas na faixa espectral de 4700 a 500 cm^{-1} , utilizando o modo de refletância total atenuada (ATR). As amostras foram analisadas diretamente, sem necessidade de preparo adicional, sendo depositadas sobre o cristal do equipamento. Para cada espectro, foram realizadas 40 varreduras com cristal de seleneto de zinco (ZnSe), com resolução de 4 cm^{-1} . Os espectros obtidos foram utilizados para avaliar as modificações químicas na estrutura da nanocelulose.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Caracterização das membranas de nanocelulose

Com o objetivo de verificar a presença das ligações químicas no material produzido, foi realizada uma análise em infravermelho por transformada de Fourier. Os resultados para a membrana de nanocelulose modificada para a não modificada estão dispostos na Figura 12.

Figura 12 - Análise em FTIR das membranas de nanocelulose



Fonte: Autoria própria (2026).

Através da leitura da Figura 12, é possível concluir a presença de certas ligações em ambos os materiais, a região de estiramento, da amina primária fica entre 3500 e 3300 cm^{-1} , onde aminas primárias apresentam nesta região duas bandas, enquanto para aminas secundárias apresentam apenas uma (DONALD L. PAVIA et al., 2016).

Juntamente da região de estiramento da amina, existe a região da ligação OH, que acontece entre 3650 e 3200 cm^{-1} , ou seja, essas duas ligações acabam por se sobrepor (DONALD L. PAVIA et al., 2016). É possível notar uma pequena e estreita banda em 2350 cm^{-1} , que pode indicar a presença de CO_2 , provavelmente a região rica em sílica adsorveu o CO_2 presente no ar.

Durante a modificação da nanocelulose, os grupos funcionais OH são utilizados para a incorporação do TEOS, era esperado que houvesse uma diminuição desses grupos funcionais

durante a análise em FTIR, entretanto, na incorporação do grupo amino, são formados grupos silanóis, caracterizados pela ligação do silício com a hidroxila, esse composto formado explica a presença da banda de OH.

É possível notar um pico próximo a 1100 cm^{-1} que caracteriza uma ligação Si-O-Si, resultado da incorporação do 3-aminopropiltriétoxissilano (3-APTES), HUANG et al. (2023), por consequência, é plausível assumir que houve a incorporação dos grupos funcionais amina, uma vez que esses grupos e Si-O-Si são incorporados através da mesma fonte.

4.2. Determinação de parâmetros cinéticos de interação nano-metal e nano-metal-SHA

A Tabela 2 apresenta as massas das membranas utilizadas nos ensaios cinéticos de complexação antes e após o processo de secagem. As membranas nomeadas como 1NCm e 3NCm, ou apenas membranas 1 e 3, foram as produzidas com nanocelulose modificada e as 2NC e 4NC, ou membranas 2 e 4, produzidas com nanocelulose não modificada.

Verifica-se que as membranas produzidas com o material modificado retiveram uma massa maior em comparação com as não modificadas, mantendo cerca de 2,01% da massa original contra a média 1,32% das membranas 2 e 4, provavelmente aos grupos ativos silanóis presentes no material modificado, que incorporou sílica entre as fibras.

Tabela 2 - Massas das membranas utilizadas

Membrana	Nanocelulose $\pm 0,001$ (g)	Massa final $\pm 0,001$ (g)	Massa mantida (%)
1NCm	64,815	1,344	2,07
2NC	28,123	0,386	1,37
3NCm	50,567	0,981	1,94
4NC	30,214	0,383	1,27

Fonte: Autoria própria (2026).

Os ensaios de complexação foram realizados de acordo com a metodologia apresentada, através das amostras retiradas das soluções com o decorrer do tempo, foi possível analisar com o auxílio da espectrofotometria de absorção atômica, os valores de concentração dos íons de chumbo em cada uma das quatro soluções. Os resultados dessa análise são descritos na Tabela 3.

Tabela 3 – Recuperação de íons chumbo. Condições: Temperatura ambiente, concentração inicial de Pb, concentração de SHA, tempo de complexação, membrana

Tempo (min)	Concentrações (mg.L ⁻¹)			
	Solução 1	Solução 2	Solução 3	Solução 4
	1NCm-Pb	2NC-Pb	3NCm-Pb-SHA	4NC-Pb-SHA
0	8,429	8,314	9,496	11,90
15	7,195	6,744	8,819	11,69
30	6,570	5,706	8,466	11,67
60	5,549	5,694	8,261	10,21
120	4,809	4,473	6,543	8,937
240	3,161	5,146	5,900	9,948
360	1,598	5,040	5,395	11,14
710	0	4,356	3,796	10,35
1440	0	4,421	3,238	10,89

Fonte: Autoria própria (2026).

* As soluções 1 e 2 são as que possuem apenas os íons de chumbo, enquanto as 3 e 4 são as que possuem além do metal as substâncias húmicas.

Da solução 1 a partir da medição de 710 minutos a concentração de chumbo é igual a zero, isso pode ser explicado por alguns fatores, como a concentração de chumbo ser menor que o limite mínimo de detecção do aparelho utilizado e, por consequência fazendo com que sua capacidade de adsorção calculada fique aquém do seu real valor.

Para encontrar a quantidade de material adsorvida em cada instante de tempo de cada membrana em mg.g⁻¹, a Equação 1 foi aplicada para cada um dos valores da Tabela 3 e os resultados organizados na Tabela 4.

$$q_t = V \frac{C_0 - C_t}{m} \quad \text{Equação 1}$$

Onde q_t é a quantidade de metal adsorvida no instante t (mg.g⁻¹), C_0 é a concentração inicial do metal na solução (mg.L⁻¹), C_t é a concentração no instante t (mg.L⁻¹), m é a massa da membrana (g) segundo a Tabela 2 e V é o volume da solução 0,25L.

Tabela 4 – Adsorção dos cátions de chumbo em cada uma das membranas

Tempo (min)	Quantidade de metal adsorvida (mg.g ⁻¹)			
	Solução 1	Solução 2	Solução 3	Solução 4
	1NCm-Pb	2NC-Pb	3NCm-Pb-SHA	4NC-Pb-SHA
0	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
15	0,2295	1,0168	0,1725	0,1371
30	0,3458	1,6891	0,2625	0,1501
60	0,5357	1,6969	0,3147	1,1031
120	0,6734	2,4877	0,7525	1,9341
240	0,9799	2,0518	0,9164	1,2742
360	1,2706	2,1205	1,0451	0,4961
710	1,5679	2,5635	1,4526	1,0117
1440	1,5679	2,5214	1,5948	0,6593

Fonte: Autoria própria (2026).

Analisando os valores da Tabela 4 é perceptível que a influência das substâncias húmicas é muito relevante na membrana não modificada, com a sua eficiência caindo para menos de um terço se comparado com o mesmo material na solução contendo apenas os íons, enquanto para a membrana modificada, a diferença é tão pouca que pode ser atribuída a incertezas de medições.

Foi assumido que o valor de material adsorvido em equilíbrio q_e é igual ao valor medido no último instante do experimento, com isso também foi calculada a eficiência da adsorção dos íons de chumbo mediante a Equação 2. Os resultados estão descritos na Tabela 5.

$$\%Adsorção = \frac{C_0 - C_e}{C_0} \cdot 100\% \quad \text{Equação 2}$$

Onde C_0 é a concentração inicial do metal na solução (mg.L⁻¹), C_e é a concentração no equilíbrio.

Tabela 5 – Quantidades adsorvidas no equilíbrio e a eficiência da adsorção

Solução	q_e (mg.g ⁻¹)	Adsorção (%)
1NCm	1,5679	100,00
2NC	2,5214	46,82
3NCm	1,5948	65,91
4NC	0,6593	8,49

Fonte: Autoria própria (2026).

Para concentrações próximas de $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, podem ser observadas eficiências máximas de remoção de íons Pb^{2+} com nanocelulose modificada entre 85% e 95% em sistemas sem substâncias húmicas, conforme reportado por Shahzad et al. (2024), nesse sentido, a solução 1 ultrapassou esse valor, indicando êxito na modificação da celulose com o método apresentado.

Comparando-se a quantidade de íons adsorvido no equilíbrio obtidos neste estudo com aqueles encontrados na literatura para materiais à base de celulose, observa-se que a capacidade de material adsorvido apresentado pela membrana desenvolvida foi inferior aos valores encontrados em estudos semelhantes.

Entretanto, deve-se considerar que muitos trabalhos empregam concentrações iniciais significativamente mais elevadas de Pb^{2+} , geralmente na faixa de 50 a $100 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, como observado nos estudos de Al-Dabash e Al-Kahali (2025), ou até próximas de $900 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, conforme reportado por Wang et al. (2015), isso é importante pois a quantidade dos íons presentes na solução quando a reação atinge o equilíbrio depende diretamente da concentração inicial do metal na solução, com uma variação dos gradientes de concentração entre a solução e a superfície do adsorvente, resultando em melhor transferência de massa.

Além disso, nesses trabalhos, o equilíbrio de adsorção foi atingido em períodos consideravelmente menores, esse comportamento pode estar associado à maior força motriz do processo adsorptivo em concentrações mais elevadas, favorecendo a transferência de massa e aumentando a frequência de interação entre os íons e os sítios ativos da membrana.

Em concentrações reduzidas, a menor disponibilidade de íons Pb^{2+} em solução pode resultar em menores quantidades adsorvidas e em tempos mais longos para o estabelecimento do equilíbrio.

Com o intuito de estimar um comportamento teórico da adsorção dos metais em função do tempo e avaliar o tempo necessário para o equilíbrio, foi utilizado o modelo de pseudo-primeira ordem de Lagergren. Esse modelo mostra a taxa de variação da quantidade de cátion adsorvida pelo tempo é proporcional à diferença entre a adsorção no equilíbrio e a quantidade adsorvida naquele instante, multiplicada por uma constante A, como demonstra a Equação 3.

$$\frac{dq_t}{dt} = (q_e - q_t)k \quad \text{Equação 3}$$

Resolvendo a equação diferencial ordinária, se chega à relação da quantidade adsorvida em função do tempo, descrito na Equação 4.

$$q_t = q_e - q_e e^{-kt} \quad \text{Equação 4}$$

Onde q_t é a adsorção do metal no instante de tempo t (mg.g^{-1}), q_e é adsorção do metal no equilíbrio (mg.g^{-1}), k é a constante de taxa de adsorção de pseudo-primeira ordem (min^{-1}) e t é o tempo (min). O valor da adsorção do metal no equilíbrio foi tomado como sendo o valor da adsorção no último instante de tempo medido.

Através dos dados da Tabela 4 e a Equação 4 e com o auxílio do software MATLAB, foi possível determinar o valor das constantes k para cada uma das soluções, valores estes dispostos na Tabela 6.

Tabela 6 – Contantes de taxa de adsorção de pseudo-primeira ordem

Solução	$k \text{ (min}^{-1}\text{)}$
1NCm	$4,946 \cdot 10^{-3}$
2NC	$2,91 \cdot 10^{-2}$
3NCm	$3,741 \cdot 10^{-3}$
4NC	$4,765 \cdot 10^{-3}$

Fonte: Autoria própria (2026).

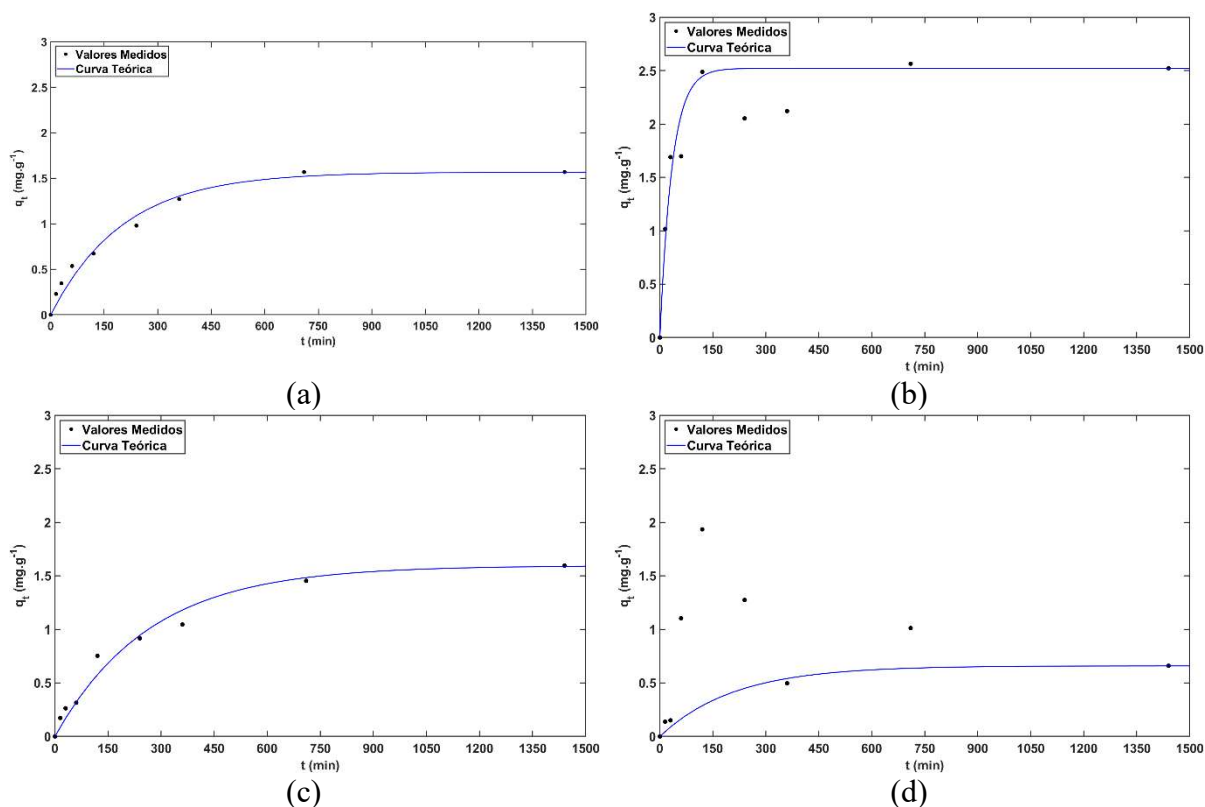
É importante ressaltar que o modelo de pseudo-primeira ordem pode não se aplicar para todos os casos. Para o caso das soluções contendo as membranas não-modificadas, pode ser observado alguns pontos que fogem de um comportamento exponencial esperado.

Ao analisar os dados experimentais, observa-se a presença de pontos discrepantes em determinados intervalos de tempo, os quais não seguem a tendência geral do conjunto de dados. Esses pontos foram classificados como outliers, possivelmente decorrentes de variações experimentais, como erros de medição, instabilidades do sistema e limitações do método analítico empregado, especialmente em baixas concentrações, como no presente estudo, além de eventuais limitações instrumentais.

Dessa forma, tais valores foram desconsiderados no ajuste do modelo, a fim de evitar distorções nos parâmetros estimados. Especificamente, para a solução 2, foi desconsiderado o valor correspondente ao tempo de 120 minutos, enquanto, para a solução 4, foram excluídos os valores obtidos nos tempos de 60, 120 e 240 minutos.

A constante k está relacionada com o quão rápido a reação atinge o equilíbrio, com valores menores de k indicando uma reação mais lenta e valores maiores indicando uma reação mais rápida. A Figura 13 contém as plotagens dos pontos de cada uma das soluções juntamente com a curva teórica utilizando a Equação 4 e a Tabela 5.

Figura 13 - Plotagem dos pontos e da curva teórica da solução 1 (a), solução 2 (b), solução 3 (c) e solução 4 (d) – Modelo de Lagergren



Fonte: Autoria própria (2026).

Conforme discutido anteriormente, para as soluções contendo a membrana de material não modificado, observa-se um comportamento inesperado na cinética de adsorção, caracterizado por um pico de adsorção seguido por uma redução da quantidade adsorvida ao longo do tempo. Esse comportamento pode ser explicado por diferentes hipóteses. Uma possível explicação está associada à ocorrência de processos de dessorção, onde nas etapas iniciais do experimento esse fenômeno pode não ser desprezível. Nesse caso, parte dos íons inicialmente adsorvidos retornaria à solução, resultando em uma redução da quantidade adsorvida após o pico inicial. Esse fenômeno pode ser atribuído à baixa intensidade das interações entre o íon e a superfície da membrana, especialmente no caso do material não modificado onde as ligações tendem a ser mais fracas.

Para a solução 4, que continha substâncias húmicas, deve-se considerar a possibilidade de adsorção competitiva entre os íons metálicos e a matéria orgânica pelos sítios ativos da membrana. Além disso, as substâncias húmicas podem promover a complexação do Pb^{2+} em solução, reduzindo sua disponibilidade para adsorção na membrana.

Por outro lado, a hipótese de que a redução observada seja decorrente exclusivamente de interações entre os íons e as substâncias húmicas em solução mostra-se menos consistente com os resultados experimentais. Isso porque comportamento semelhante não foi observado na solução 3, que também continha substâncias húmicas. Ademais, mesmo que ocorra complexação do metal, essas espécies permanecem em solução ao final do experimento, não justificando isoladamente a redução da quantidade adsorvida observada na membrana.

Devido a esse fenômeno de dessorção, o modelo de pseudo-primeira ordem de Lagergren, apesar de ter apresentado um bom ajuste nas etapas iniciais do processo de adsorção, especialmente para as membranas modificadas, observou-se que, ao longo do tempo, os dados experimentais apresentaram desvios em relação ao comportamento previsto pelo modelo. Diante dessa limitação, propôs-se a modificação do modelo original por meio da incorporação de um termo adicional, com o objetivo de representar o fenômeno de dessorção observado experimentalmente. A escolha de uma função com comportamento semelhante a uma distribuição normal, Equação 5, foi adotada por sua capacidade de descrever a ocorrência de um pico seguido de decaimento, compatível com o comportamento experimental identificado.

Dessa forma, o modelo proposto busca representar de maneira mais adequada o sistema estudado, incorporando tanto o processo de adsorção quanto os efeitos de dessorção ao longo do tempo, proporcionando um melhor ajuste aos dados experimentais.

$$d_t = P_d e^{-a(t-b)^2} \quad \text{Equação 5}$$

Onde d_t indica a concentração do material em $mg.g^{-1}$, P_d indica o pico de dessorção, ou seja, a maior quantidade de material antes de iniciar a dessorção, a é uma constante que está relacionada ao tempo em que majoritariamente irá ocorrer a dessorção e sua unidade é min^{-1} e b é o tempo em minutos em que o pico é atingido.

Com isso, a equação final que combina o modelo de pseudo-primeira ordem com a dessorção está descrita na Equação 6, sendo o somatório das duas fórmulas anteriores.

$$q_t = q_e - q_e e^{-kt} + P_d e^{-a(t-b)^2} \quad \text{Equação 6}$$

Através de Equação 5, os valores das constantes foram estimados com o auxílio do software MATLAB, os resultados encontrados estão dispostos na Tabela 7.

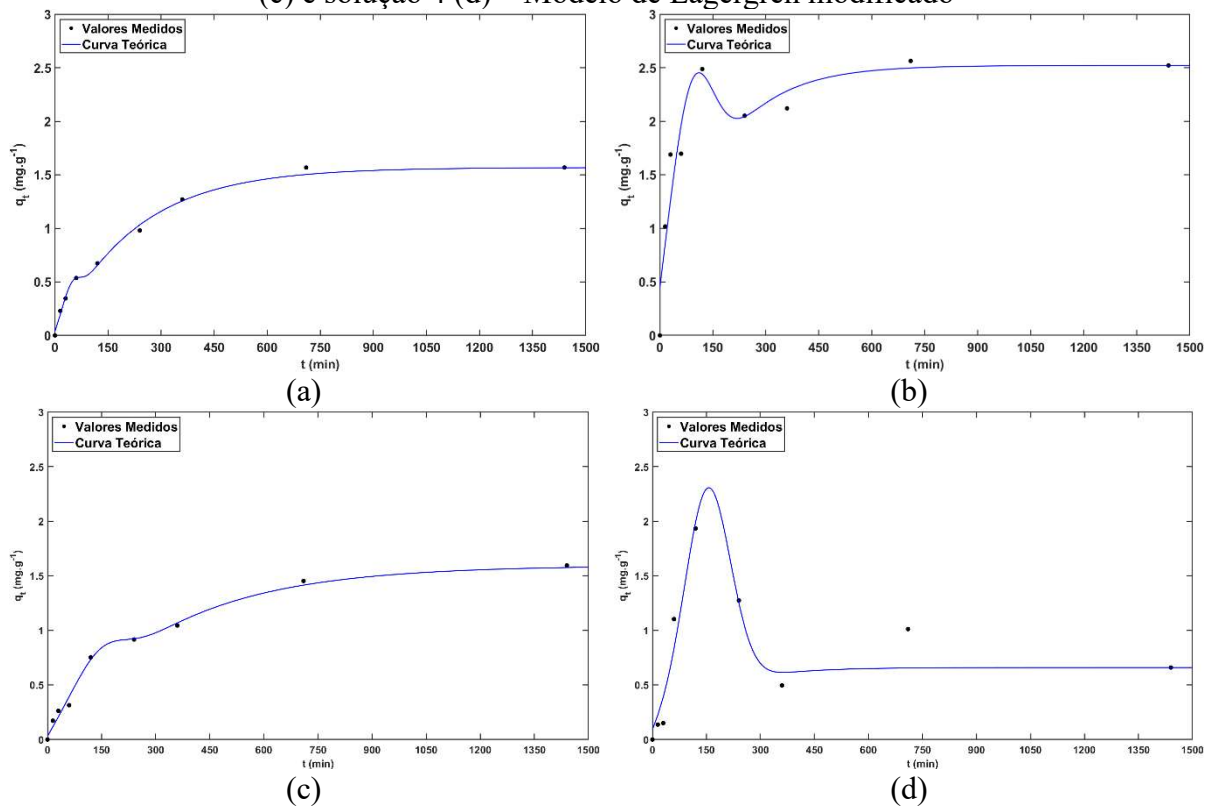
Tabela 7 - Valores das contantes de taxa de adsorção de pseudo-primeira ordem modificada

Solução	$k \text{ (min}^{-1}\text{)}$	$P_d \text{ (mg.g}^{-1}\text{)}$	$a \text{ (min}^{-1}\text{)}$	$b \text{ (min)}$
1	$4,488 \cdot 10^{-3}$	0,1957	$8,15 \cdot 10^{-4}$	45,4016
2	$6,560 \cdot 10^{-3}$	1,2544	$1,40 \cdot 10^{-4}$	85,9657
3	$3,070 \cdot 10^{-3}$	0,2537	$1,06 \cdot 10^{-4}$	141,1164
4	$7,036 \cdot 10^{-3}$	1,8684	$1,29 \cdot 10^{-4}$	153,5102

Fonte: Autoria própria (2026).

Com os valores da Tabela 7, foram plotadas novamente as curvas para cada uma das soluções, como pode ser observado na Figura 14.

Figura 14 - Plotagem dos pontos e da curva teórica da solução 1 (a), solução 2 (b), solução 3 (c) e solução 4 (d) – Modelo de Lagergren modificado



Fonte: Autoria própria (2026).

Comparando os valores das Tabelas 6 e 7 para as constantes k , apesar de ser notável uma diferença nos seus valores, a conclusão de que essa constante é maior nas membranas de

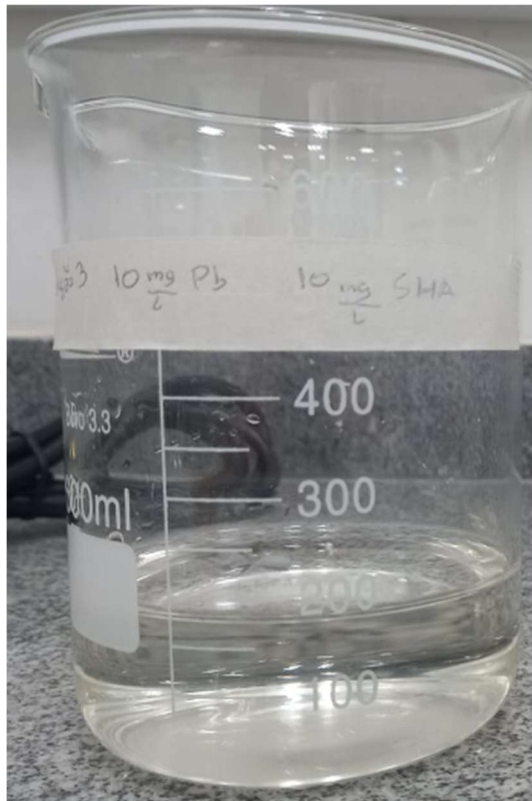
material não modificado é maior do que as demais assim como na equação de Lagergren original ainda é válida.

Observa-se nas Figuras 14a e 14c que nas primeiras horas de experimento o que foi chamado como pico de dessorção não apresenta um vale bem definido como o observado nas Figuras 14b e 14d, indicando que a dessorção nesse ponto é muito próxima da quantidade de material sendo adsorvido, o que dá a curva teórica um formato de platô nesse momento.

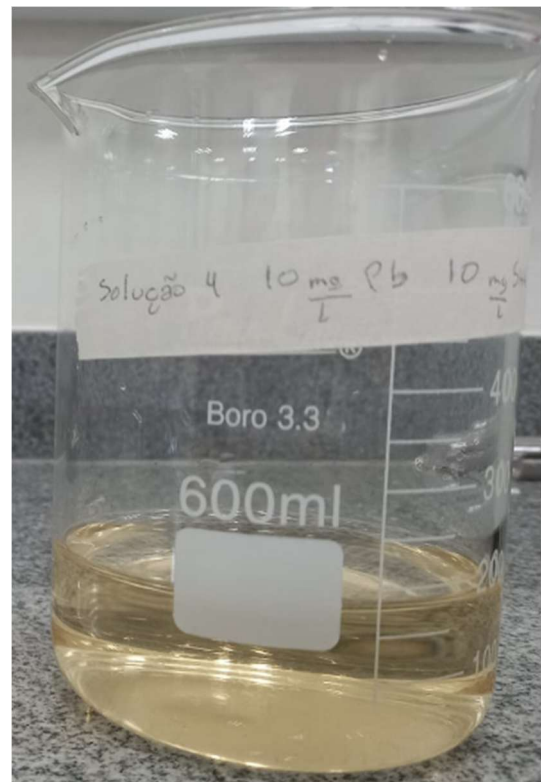
Analisando especificamente a Figura 14d, verifica-se que ela é a que mais apresenta uma maior dessorção das quatro membranas, mesmo se comparado com a solução 1 que também foi testado no mesmo material com a única diferença das substâncias húmicas presentes, isso indica que as SHA exercem uma influência significativa sobre as interações que ocorrem na solução, sugerindo que as interações íon-SHA e até mesmo SHA-membrana são mais fortes que as íon-membrana.

Mesmo com a adição das substâncias húmicas, as membranas modificadas se mostraram mais eficientes na adsorção dos metais, além disso, essas membranas também se mostraram capaz de remover grandes quantidades de SHA do meio, haja vista que ao final do experimento, a solução que continha as substâncias húmicas apresentou uma aparência muito mais límpida em comparação com o início do experimento e em comparação com a solução que contendo a membrana não modificada, Figura 15, além de que a membrana modificada que estava imersa nesta solução, ao final apresentava uma tonalidade mais escura que a inicial Figura 16, indicando que ela removeu parte das SHA da solução.

Figura 15 - Soluções de íon de chumbo e SHA com a membrana modificada (a) e com a membrana não modificada (b) após os ensaios de complexação



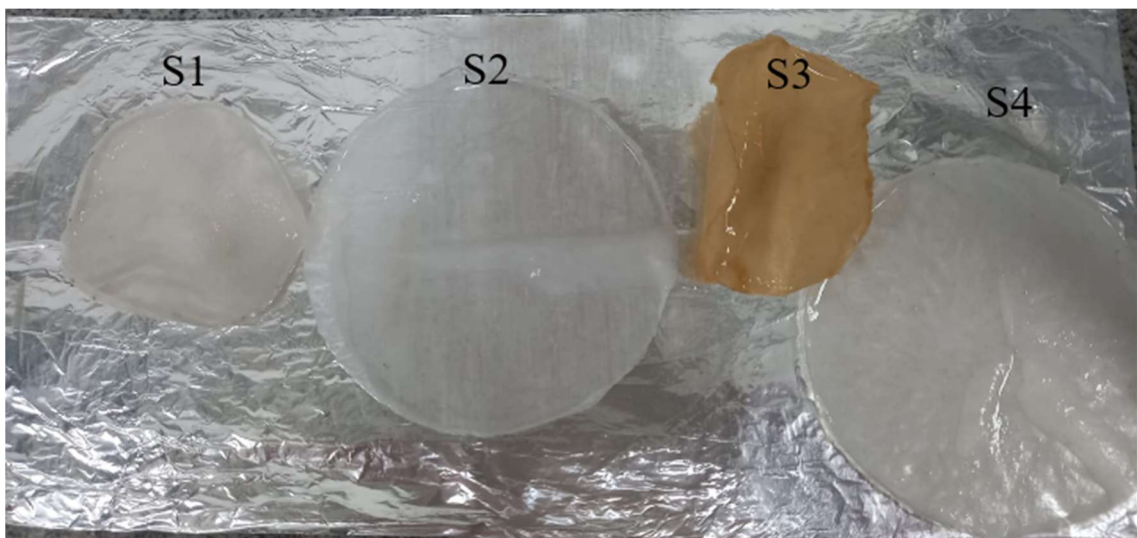
(a)



(b)

Fonte: Autoria própria (2026).

Figura 16 – Membranas de nanocelulose após os ensaios de complexação



Fonte: Autoria própria (2026).

Com o objetivo de definir o momento em que a reação de adsorção atingiu o equilíbrio, pode se derivar a equação 5 para encontrar a taxa de variação da concentração em função do tempo, Equação 6, idealmente deveria se isolar a variável t da equação, mas por se tratar de uma equação transcendental não linear, ou seja, que contém funções não algébricas das quais não podem ser resolvidas através de manipulação direta, a Equação 7 foi resolvida numericamente no software MATLAB.

$$\frac{dq_t}{dt} = kq_e e^{-kt} + 2aP_d e^{-a(t-b)^2} (b - t) \quad \text{Equação 7}$$

Embora a variação nunca seja igual a zero devido a exponencial, foi assumido que o equilíbrio foi atingido quando a taxa de variação de adsorção for igual a $0,0001 \text{ mg.g}^{-1}\text{min}^{-1}$, com isso, o tempo em minutos para o equilíbrio de cada solução foi determinado e estão dispostos na Tabela 8.

Tabela 8 – Tempo necessário para o equilíbrio

Solução	$t \text{ (min)}$
1	947,80
2	778,72
3	1.267,43
4	545,34

Fonte: Autoria própria (2026).

Analisando os valores da Tabela 8, é perceptível que as membranas modificadas levam um tempo maior para atingir o equilíbrio de reação, principalmente nas soluções contendo as SHA, onde o tempo foi de aproximadamente 130% maior se comparado com a solução contendo a membrana de nanocelulose não modificada que foi apenas cerca de 23% maior.

5. CONCLUSÃO

Com base nos resultados obtidos dos estudos de complexação de íons de chumbo nas membranas, foi possível avaliar a eficiência do processo de adsorção bem como a influência das substâncias húmicas presentes.

De modo geral, foi possível constatar que as membranas modificadas apresentaram maior eficiência na adsorção de íons Pb^{2+} quando comparadas às membranas não modificadas em meios onde existe a presença de substâncias húmicas, evidenciando que o processo de modificação química foi bem-sucedido e contribuiu de maneira positiva para o aumento da interação entre o material adsorvente e o contaminante metálico estudado, também observou-se que essas membranas também foram capazes de remover substâncias húmicas presentes no meio, principalmente as produzidas com material modificado, indicando uma atuação simultânea na remoção de diferentes espécies presentes. Por outro lado, a presença de substâncias húmicas influenciou de forma relevante o processo de adsorção, promovendo alterações nas interações entre os íons metálicos e a superfície das membranas, os resultados indicaram que interações do tipo íon-SHA e SHA-membrana podem competir com as interações íon-membrana, afetando a eficiência do processo de adsorção, especialmente nas membranas de nanocelulose não modificada, saído de aproximadamente 46% de remoção dos íons metálicos para algo em torno de 8%. Esse comportamento também se refletiu nos fenômenos de dessorção observados, especialmente nas soluções contendo a membrana de nanocelulose não modificada, onde essas apresentaram uma maior dessorção dos íons nas horas iniciais do experimento em comparação com a membrana de nanocelulose modificada.

Ademais, foi constatado que as membranas modificadas apresentaram tempos maiores para atingir o equilíbrio de adsorção, cerca de 23% maior no caso das soluções contendo apenas os íons Pb^{2+} e aproximadamente 130% maior no caso contendo além do metal a matéria orgânica, o que pode ser atribuído a maior complexidade das interações envolvidas no sistema, especialmente na presença de substâncias húmicas e relacionado a relativa baixa concentração inicial de íons de chumbo presentes nas soluções.

Dessa forma, conclui-se que a modificação da nanocelulose constitui uma estratégia promissora para o tratamento de águas contaminadas por metais potencialmente tóxicos, especialmente chumbo, apresentando elevada capacidade de remoção mesmo em sistemas mais complexos, se tornando uma alternativa viável a outros materiais adsorventes devido a ser

produzida com base em uma matéria-prima renovável e a tecnologia necessária para a sua extração já estar consolidada em diferentes cadeias produtivas ao redor do mundo. Entretanto, a influência da matéria orgânica natural, como as substâncias húmicas, deve ser considerada no desenvolvimento e aplicação desses materiais, uma vez que pode impactar significativamente a eficiência do processo.

Ressalta-se também que o modelo matemático proposto possui caráter fenomenológico e foi desenvolvido com base em um conjunto específico de dados experimentais. Assim, sua aplicabilidade em diferentes condições deve ser avaliada com cautela, sendo necessária a realização de estudos complementares para validação e possível generalização do modelo.

Por fim, recomenda-se a realização de estudos futuros voltados à otimização das condições operacionais e a construção de isothermas de absorção a fim de avaliar com mais precisão a capacidade de adsorção das membranas produzidas, bem como à investigação mais aprofundada das interações entre contaminantes, substâncias húmicas e materiais adsorventes, visando aprimorar a aplicabilidade dessas membranas em sistemas reais de tratamento de água.

6. REFERÊNCIAS

AL-DABASH, B. M.; AL-KAHALI, M. S. H. Nanocellulose from Banana Pseudostem for Pb²⁺ and Cd²⁺ Ions Removal from Aqueous Solutions: Banana pseudostem nanocellulose for Pb²⁺ and Cd²⁺ ions removal. **Bioresources and Environment**, [S. l.], v. 3, n. 1, p. 14–36, 2025. DOI: 10.24191/bioenv.v3i1.90. Disponível em: <https://bioenvuitm.com/index.php/en/article/view/90>. Acesso em: 01 mai. 2026.

AZIZ, Kosar Hikmat Hama et al. Heavy metal pollution in the aquatic environment: efficient and low-cost removal approaches to eliminate their toxicity: a review. **RSC Advances**, Cambridge, v. 13, p. 17595, 2023. DOI: 10.1039/d3ra00723e.

BONILLA-PETRICIOLET, A.; MENDOZA-CASTILLO, D. I.; REYNEL-ÁVILA, H. E. Introduction. In: BONILLA-PETRICIOLET, A.; MENDOZA-CASTILLO, D. I.; REYNEL-ÁVILA, H. E. (org.). *Adsorption processes for water treatment and purification*. Cham: Springer, 2017. p. 1–14.

BRIFFA, Jessica; SINAGRA, Elayne; BLUNDELL, Rob. Heavy metal pollution in the environment and their toxicological effects on humans. **Heliyon**, v. 6, n. 9, e04691, 2020. DOI: 10.1016/j.heliyon.2020.e04691

CRITTENDEN, John C.; TRUSSELL, R. Rhodes; HAND, David W.; HOWE, Kerry J.; TCHOBANOGLIOUS, George. **MWH's water treatment: principles and design**. 3. ed. Hoboken: John Wiley & Sons, 2012.

DONALD L. PAVIA et al. **Introdução à espectroscopia**. 2nd Edição ed. [s.l.] CENGAGE Learning, 2016.

DUFRESNE, Alain. *Nanocellulose: a new ageless bionanomaterial*. *Materials Today*, [s.l.], v. 16, n. 6, p. 220–227, 2013. DOI: 10.1016/j.mattod.2013.05.004.

ELFALEH, I.; ABBASSI, F.; HABIBI, M.; AHMAD, F.; GUEDRI, M.; NASRI, M.; GARNIER, C. A comprehensive review of natural fibers and their composites: an eco-friendly alternative to conventional materials. **Results in Engineering**, v. 19, 101271, 2023. DOI: 10.1016/j.rineng.2023.101271.

EL ATI-HELLAL, Myriam; HELLAL, Fayçal. Heavy metals in the environment and health impact. In: OTSUKI, Takemi (ed.). **Environmental Health**. London: IntechOpen, 2021. DOI: 10.5772/intechopen.97204.

GOVEIA, D. **Preparação, caracterização e aplicação de membranas celulósicas organomodificadas no estudo da labilidade de Cu(II), Mn(II), Ni(II) e Cd(II) em sistemas aquáticos**. Dissertação (Mestrado)—Araraquara: Universidade Estadual Paulista, Instituto de Química, 2006.

HEINZE, Thomas. Cellulose: structure and properties. In: HEINZE, Thomas (ed.). *Cellulose chemistry and properties: fibers, nanocelluloses and advanced materials*. Cham: Springer, 2015. p. 1–52.

HUANG, H. et al. Efficient removal of fluoride ion by the composite forward osmosis membrane with modified cellulose nanocrystal interlayer. **Results in Engineering**, v. 20, p. 101449, 1 dez. 2023.

KLEMM, Dieter; HEUBLEIN, Brigitte; FINK, Hans-Peter; BOHN, Andreas. Cellulose: fascinating biopolymer and sustainable raw material. **Angewandte Chemie International Edition**, Weinheim, v. 44, n. 22, p. 3358–3393, 2005. DOI: 10.1002/anie.200460587.

MAGALHÃES, W. L. E.; CLARO, F. C.; MATOS, M. de; LENGOWSKI, E. C. **Produção de nanofibrilas de celulose por desfibrilação mecânica em moinho coloidal**. Colombo: Embrapa Florestas, 2017. 5 p. (Comunicado Técnico, 404). Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1077010/producao-de-nanofibrilas-de-celulose-por-desfibrilacao-mecanica-em-moinho-coloidal>. Acesso em: 02 mai. 2026.

MARITAN, Martina. Sources and sinks of heavy metals in the environment. **BioRender**, [s.d.]. Disponível em: <https://www.biorender.com/template/sources-and-sinks-of-heavy-metals-in-the-environment>. Acesso em: 24 maio 2026.

MCDONALD, Suzanne; BISHOP, Andrea G.; PRENZLER, Paul D.; ROBARDS, Kevin. Analytical chemistry of freshwater humic substances. **Analytica Chimica Acta**, Amsterdam, v. 527, n. 2, p. 105–124, 2004. DOI: 10.1016/j.aca.2004.10.011.

PICCIN, Jeferson Steffanello; CADAVAL JR., Tito Roberto Sant’Anna; PINTO, Luiz Antonio de Almeida; DOTTO, Guilherme Luiz. Adsorption isotherms in liquid phase: experimental, modeling, and interpretations. In: BONILLA-PETRICIOLET, A.; MENDOZA-CASTILLO, D. I.; REYNEL-ÁVILA, H. E. (org.). Adsorption processes for water treatment and purification. Cham: **Springer**, 2017. p. 19–51.

SCHIFER, Tiago dos Santos; BOGUSZ JUNIOR, Stanislau; MONTANO, Marco Aurélio Echart. **Aspectos toxicológicos do chumbo**. [S.l.: s.n.], [s.d.]. Disponível em: <https://cff.org.br/sistemas/geral/revista/pdf/18/chumbo.pdf>. Acesso em: 1 de maio 2026.

SHAHZAD, Muhammad et al. Removal of lead ions from aqueous solution by modified nanocellulose. **Environmental Monitoring and Assessment**, [S.l.], v. 196, n. 417, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-024-12742-8>. Disponível em: Springer Nature. Acesso em: 5 de abril 2026.

SHARMA, Arti; ANTHAL, Ritika. Humic substances in aquatic ecosystems: a review. **International Journal of Innovative Research in Science, Engineering and Technology**, v. 5, n. 10, p. 18481–18487, 2016. DOI: 10.15680/IJIRSET.2016.0510051.

TIPPING, Edward. **Cation binding by humic substances**. Cambridge: Cambridge University Press, 2002. DOI: 10.1017/CBO9780511535598.

VÁZQUEZ-GUERRERO, Adriana; CORTÉS-MARTÍNEZ, Raúl; ALFARO-CUEVAS-VILLANUEVA, Ruth; RIVERA-MUÑOZ, Eric M.; HUIRACHE-ACUÑA, Rafael. Cd(II) and Pb(II) adsorption using a composite obtained from *Moringa oleifera* Lam. cellulose

nanofibrils impregnated with iron nanoparticles. **Water**, Basel, v. 13, n. 1, p. 89, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/w13010089>

VOISIN, Hugo; BERGSTRÖM, Lennart; LIU, Peng; MATHEW, Aji P. Nanocellulose-based materials for water purification. **Nanomaterials**, Basel, v. 7, n. 3, p. 57, 2017. DOI: 10.3390/nano7030057.

WANG, Jilei et al. Pb²⁺ adsorption onto collagen/cellulose hydrogel beads from aqueous solution: kinetic, isothermal, and thermodynamic analyses. **Desalination and Water Treatment**, v. 53, n. 6, p. 1641–1652, 2015. DOI: 10.1080/19443994.2013.855886

WANI, Aamir L.; ARA, Asif; USMANI, Jawed A. Lead toxicity: a review. **Interdisciplinary Toxicology**, v. 8, n. 2, p. 55–64, 2015. DOI: 10.1515/intox-2015-0009.