
Biossorção de Poluentes Ambientais

Cristina Giatti Marques de Souza, Giselle Maria Maciel, Isabela de Andrade Arruda Fernandes, Matheus Araújo Semião

<https://doi.org/10.4322/mp.978-65-84548-03-9.c11>

Resumo

Biossorção é um processo de adsorção que abrange os aspectos de interação entre qualquer matriz sorbato e um substrato biológico. Os biossorbentes são materiais biológicos (vivos ou mortos) empregados em uma solução aquosa para remoção de poluentes. A eficiência do processo se dá pelos mecanismos físico-químicos baseados na afinidade entre células do biossorbente e as moléculas do biosorbato, mas o emprego de melhorias das condições que influenciam a capacidade de biossorção, tais como pH, temperatura, concentração inicial do biosorbato, natureza, tamanho e dosagem do biossorbente, pré-tratamentos da matriz, tempo de contato, entre outros são de fundamental importância para a aplicação do processo de modo eficiente. Os pré-tratamentos dos biossorbentes, também denominados de modificações, são empregados nas matrizes com o intuito de aumentar sua capacidade biossorbente. Entre essas modificações tem-se os métodos físicos, químicos, de imobilização e magnéticos. Diferentes metodologias podem ser utilizadas para caracterizar os biossorbentes independente do tratamento e da sua forma de uso: Espectroscopia no Infravermelho por Transformada de Fourier, Microscopia Eletrônica de Varredura, análise da superfície Brunauer–Emmett–Teller (BET), também denominada teoria de adsorção multimolecular e Difração de Raio X são algumas técnicas usadas para a caracterização. Inúmeros são os tipos de contaminantes de águas residuais que podem ser removidos por biossorção e este capítulo tem como objetivo descrever alguns aspectos principais dos processos de biossorção, aplicações da biossorção em diferentes escalas, modelagem (cinética e isothermas) e biossorção e biodegradação simultânea.

Palavras-chave: Água residual, biomassa, biossorção, cinética de adsorção, contaminantes, isothermas.

Abstract

Biosorption is an adsorption process that encompasses aspects of interaction between any sorbate matrix and a biological substrate. Biosorbents are biological materials (dead or alive) used in an aqueous solution to remove pollutants. The efficiency of the process is due to the physicochemical mechanisms based on the affinity between the biosorbent cells and the biosorbate molecules, but the use of improvements in conditions that influence the biosorption capacity, such as pH, temperature, initial concentration of biosorbates, nature, size and dosage of the biosorbent, pre-treatments of the matrix, contact time, among others, are of fundamental importance for the application of the process in an efficient way. Pre-treatments of biosorbents, also called modifications, are used in matrices to increase their biosorptive capacity. Among these modifications are the physical, chemical, immobilization and magnetic methods. Different

methodologies can be used to characterize biosorbents regardless of treatment and use. Fourier Transform Infrared Spectroscopy, Scanning Electron Microscopy, Brunauer–Emmett–Teller (BET) surface analysis, also called multimolecular adsorption theory and X-Ray Diffraction are some of the techniques used for characterization. There are numerous types of wastewater contaminants that can be removed by biosorption, and this chapter aims at describing some key aspects of biosorption processes, applications of biosorption at different scales, modeling (kinetics and isotherms) and simultaneous biosorption and biodegradation.

Keywords: Wastewater, biomass, biosorption, adsorption kinetics, contaminants.

1. Introdução

Biossorção é um processo de adsorção, metabolicamente independente, abrangendo todos os aspectos de interação entre qualquer matriz sorbato e o substrato biológico (biomassa microbiana, biomassa de algas e/ou biomassa morta) como biossorvente (MENEZES et al., 2021). Existe um consenso literário que o primeiro relato de estudo de biossorção foi realizado por Hecke em 1902. Esse autor foi responsável por empregar esporos fúngicos de *Tilletia tritici* e *Ustilago crameri* na absorção de cobre (PARK; YUN; PARK, 2010). Desde então, os biossorventes foram considerados uma alternativa de química verde, econômica e emergente, principalmente na remoção de poluentes de águas residuais como corantes, metais pesados, pesticidas, inseticidas e compostos farmacêuticos (ELGARAHY et al., 2021; THIRUNAVUKKARASU; NITHYA; SIVASHANKAR, 2021).

O processo de biossorção é estimulado pelo gradiente de concentração que existe entre o soluto e o biossorvente sólido. Portanto, a difusão molecular é responsável pela permeação das moléculas do soluto através da interface do biossorvente (THIRUNAVUKKARASU; NITHYA; SIVASHANKAR, 2021). A eficiência desse processo se dá pelos mecanismos físico-químicos passivos baseados na afinidade entre células do biossorvente e as moléculas do biossorbato (COSTA; DA SILVA; VIEIRA, 2021a). Seu destaque na comunidade científica se dá principalmente pelo seu potencial de descarga industrial, baixo custo, eficiência, características dos biossorventes (disponibilidade, seletividade, estabilidade, atoxicidade, armazenamento), importância ambiental e, utilização de modelos matemáticos/estatísticos para estudo e melhoria do processo (ELGARAHY et al., 2021; MENEZES et al., 2021; RIBEIRO et al., 2019a; THIRUNAVUKKARASU; NITHYA; SIVASHANKAR, 2021).

Contudo, a variação dos constituintes fitoquímicos e obtenção da matriz biossorbente podem dificultar a reprodutibilidade da capacidade biossortiva (THIRUNAVUKKARASU; NITHYA; SIVASHANKAR, 2021). Necessitando, portanto, do emprego de melhorias das condições que influenciam a capacidade de biossorção, tais como pH, temperatura, concentração inicial do biosorbatos, natureza, tamanho e dosagem do biossorbente, pré-tratamentos (modificação física, química, magnética ou de imobilização) dessa matriz, tempo de contato, entre outros (RIBEIRO et al., 2019a; THIRUNAVUKKARASU; NITHYA; SIVASHANKAR, 2021).

Nesse contexto, esse capítulo tem como propósito apresentar os principais biossorbentes, suas modificações e caracterizações empregadas na literatura, as classes de contaminantes passíveis de remoção por biossorção, aplicações da biossorção em diferentes escalas, modelagem (cinética e isotermas) e biossorção e biodegradação simultânea.

2. Biossorbentes

Os biossorbentes são materiais biológicos (vivos ou mortos) empregados em uma solução aquosa para remoção de poluentes (orgânicos e inorgânicos) ou compostos bioativos promissores (flavonoides, polifenólicos, antocianinas, entre outros) (THIRUNAVUKKARASU; NITHYA; SIVASHANKAR, 2021). Sua seleção ideal para o processo de biossorção é dependente, principalmente, da disponibilidade de sítio ativos para as diferentes ligações moleculares, ascendência, seletividade, características físicas, químicas e biológicas, e capacidade de reutilização (COSTA; DA SILVA; VIEIRA, 2021a).

A literatura tem apresentado de maneira positiva o uso de diferentes biossorbentes e sua capacidade biossortiva de poluentes e/ ou bioativos (Tabela 1). Esses diferentes tipos de biossorbentes tem apresentado capacidade biossortiva entre 2,6 e 306 mg/g, os quais a eficiência de remoção pode atingir 100%. Vale salientar que a recuperação dos compostos de forma concentrada e pura, evidencia que a biossorção é promissora, principalmente, na valorização dos resíduos (HUTCHISON et al., 2021). Além disso, a maior parte dos estudos apresentaram um ciclo de reutilização com alta eficiência (98%) de até dez ciclos, sendo, portanto, um processo viável economicamente e ambientalmente.

Tabela 1. Capacidade biossorbitiva de diferentes biossorbentes.

Biossorbente	Tipos	Origem	Pré-Tratamento	Sorbatos	Eficiência de Remoção (%) ou capacidade máxima de remoção (mg/g)	Referências
<i>Agaricus campestris</i>	Biomassa morta	Fungo	Lavagem e secagem a 50°C	Azocorante Azul Sírius ¹	97,32%	SARIKAYA; KOPAR, 2022
Sericina/algina to/ álcool polivinyl	Biomassa morta	Biocompósitos	Autoclavagem, secagem a 40°C e tratamento com HNO ₃ a 0,1 mol/L	Ítérbio ²	128,39 mg/g	DA COSTA; DA SILVA; VIEIRA, 2022
<i>Saccharomyces cerevisiae</i>	Biomassa microbiana	Levedura	Imobilização em nanopartículas magnéticas	Alaranjado de Metila ¹	96,52%	AZEEZ; AL-ZUHAIIRI, 2021
Sericina/algina to/ álcool polivinyl	Biomassa morta	Biocompósitos	Autoclavagem e secagem a 40°C	Lantânio ²	98,60 mg/g	DA COSTA; DA SILVA; VIEIRA, 2021a
Sericina/algina to/ álcool polivinyl	Biomassa morta	Biocompósitos	Autoclavagem e secagem a 40°C	Dissísio ²	98%	DA COSTA; DA SILVA; VIEIRA, 2021b
Biofilme	Biomassa microbiológica	Cultura microbiana	Tratamento químico com NaOH a 0,5 mol/L	Íons de Cobre(II) ³	200 mg/L (97%)	FATHOLLAHI et al., 2021a
<i>C. osmundacea</i> , <i>Palmaria elegans</i> e <i>Chondrus crispus</i>	Biomassa microalgal	Algas	-	Granito serbal ² (La, Ce, Yb, Pr, Nd, Gd, Er, Sm, Eu, Ho, Tb, Dy e Lu)	20,43-100%	GAD, 2021
<i>Sesuvium portulacastrum</i> (L.)	Biomassa morta	Planta	Tratamento químico com 200 mM NaCl	(Cádmio ²⁺) ³	306 mg/g	KULKARNI et al., 2021
Seda de Milho	Biomassa morta	Resíduo	Secagem e moagem	Oxibenzeno ⁴	2,6 mg/g	LAKSHMI et al., 2021

Nota: NaOH: Hidróxido de Sódio; HNO₃: ácido nítrico; ¹Corantes, ²Terras raras, ³Metais pesados, ⁴Compostos orgânicos, ⁵Pesticidas e ⁶Compostos bioativos.; La: Lantânio, Ce: Cério, Yb: Ítérbio, Pr: Praseodímio, Nd: Neodímio, Gd: Gadolínio, Er: Érbio, Sm: Samário, Eu: Európio, Ho: Hólmio, Tb: Tértbio, Dy: Disprósio e Lu: Lutécio.

Tabela 1. Capacidade biossorbitiva de diferentes biossorbentes (Continuação).

Biossorvente	Tipos	Origem	Pré-Tratamento	Sorbatos	Eficiência de Remoção (%) ou capacidade máxima de remoção (mg/g)	Referências
Serragem do pinheiro branco	Biomassa morta	Planta	Lavagem e secagem a 80°C	Azul de Metileno ¹	62,2 mg/g	LEYVA-RAMOS; SALAZAR-RÁBAGO; OCAMPO-PÉREZ, 2021
<i>Desmodesmus</i> sp. CHX1	Biomassa de alga	Microalga	-	Íons de Cobre(II) ³	0,85 mg/L (85%)	LIU et al., 2021)
Casca de Pequi	Biomassa morta	Planta	Lavagem e secagem a 60°C	Íons de Cobre(II) ³	26,9 mg/g	(MENEZES et al., 2021)
<i>Botryosphaeria rhodina</i> MAMB-05	Biomassa morta	Fungo VMSM	Lavagem e secagem a 45°C	Íons de Prata(I) ³	34,67 mg/g	(MUÑOZ et al., 2021)
		Fungo M3			39,23 mg/g	
Polissacarídeo extracelular	Biomassa morta	<i>Leuconostoc citreum</i> B-2	Imobilização com alginato	Íons de chumbo e zinco ³	49,88 mg/g	(XU et al., 2021)
Casca de amendoim e palha de trigo	Biomassa morta	Resíduo industrial	Imobilização com lacase	Pesticidas ⁵	92,9%	(CHEN et al., 2019)
<i>Turbinaria conoides</i>	Biomassa de alga	Alga marrom	Imobilização com polisulfona	Túlio ²	157,9 mg/g	(RANGABHASHIYAM; VIJAYARAGHAVAN, 2019)
			Sem imobilização		200,5 mg/g	
<i>Saccharomyces cerevisiae</i>	Biomassa morta	Resíduo industrial	Tratamento químico com NaOH a 0,1 mol/L	Compostos fenólicos ⁶	188,8 mg/g	(RIBEIRO et al., 2019b)
Casca de Pinheiro	Biomassa morta	Planta	Lavagem e secagem a 100°C	Fenol ⁴	26,7 mg/g	(MOHAMMED et al., 2018)

Nota: VMSM: fungo cultivado em meios nutrientes contendo sacarose e sais mínimos, M3: fungo cultivado em meio complexo contendo levedura, NaOH: Hidróxido de Sódio, ¹Corantes, ²Terras raras, ³Metais pesados, ⁴Compostos orgânicos, ⁵Pesticidas e ⁶Compostos bioativos.

2.1. Tipos de biossorventes

Os biossorventes podem ser categorizados em biomassa microbiana (viva ou morta) e a biomassa de algas. As algas também são biossorventes promissores para remoção de diversos contaminantes, principalmente pela sua grande afinidade com metais tóxicos (alumínio, cádmio, cromo e níquel) (COSTA; DA SILVA; VIEIRA, 2021b). A biomassa algal, geralmente, consiste no resíduo da extração de alginato da alga ou de forma integral como resultado do próprio processo de crescimento. As algas mais empregadas como biossorvente são as algas marrons (*Sargassum filipendula*, *Padina pavonica*, *Cystoseira osmundacea* e *Laminaria japonica*), e vermelhas (*Palmaria elegans* e *Chondrus crispus*), as quais são distinguidas com base na parede celular e composição química (COSTA; DA SILVA; VIEIRA, 2021b; GAD, 2021). Entre as vantagens da biomassa algal está sua alta taxa de crescimento, cultivo em águas salinas, salobras, águas residuais, desertos e regiões costeiras (COSTA; DA SILVA; VIEIRA, 2021b).

A biomassa microbiana pode ser obtida a partir de bactérias (*Streptomyces rimosus*, *Rhodococcus opacus*, *Pseudomonas luteola*, *Brochothrix thermosphacta* e *Vibrio alginolyticus*), fungos (*Aspergillus niger*) e leveduras (*Saccharomyces cerevisiae*) ativas ou desativadas (COSTA; DA SILVA; VIEIRA, 2021a). Além dos microrganismos desativados, as biomassas mortas empregadas na biossorção tem origem por meio de resíduos industriais como biomassa de levedura, proveniente de indústrias cervejeiras (RIBEIRO et al., 2019b); partes específicas de plantas como casca do pequi (MENEZES et al., 2021), casca de pinheiro (LEYVA-RAMOS; SALAZAR-RÁBAGO; OCAMPO-PÉREZ, 2021; MOHAMMED et al., 2018), seda de milho (LAKSHMI et al., 2021) e biocompósitos (DA COSTA; DA SILVA; VIEIRA, 2021a). A biomassa morta se destaca por sua atoxicidade, estabilidade, seletividade, disponibilidade, viabilidade (principalmente por não necessitar de meios e nutrientes de cultivo), baixo custo, biocompatibilidade, possibilidade de reutilização e recuperação de poluentes ou outros compostos de interesse e, alto desempenho de adsorção (ELGARAHY et al., 2021; MOHAMMED et al., 2018). Além disso, a biomassa desativada apresenta a possibilidade da avaliação dos parâmetros por meio da modelagem matemática e estatística (ELGARAHY et al., 2021).

Como mencionado, os biocompósitos também têm sido empregados como biossorventes. Os biocompósitos são materiais poliméricos naturais que possuem pelo menos duas espécies químicas (matriz e reforço), cujas composições apresentam propriedades físicas e químicas diferentes (SWOLFS; VERPOEST; GORBATIKH, 2019). A sua vantagem está em melhorar essas propriedades físico-químicas do biossorvente, solucionando as limitações das espécies individuais (DA COSTA; DA SILVA; VIEIRA, 2021a).

Fathollahi et al. (2021) estudaram a eficiência da biomassa bacteriana para remoção de metais pesados ($\text{Cd(II)} > \text{Cr(III)} > \text{Pb(II)} > \text{Zn(II)} > \text{Cu(II)} > \text{Ni(II)} > \text{Mn(II)}$). De todas as biomassas, a *Firmicute phyla* apresentou a maior eficiência global (viva e morta) de biossorção para metais pesados, cuja capacidade de biossorção média da biomassa bacteriana ficou entre 71,26 e 125,88 mg/g. No estudo, a biomassa bacteriana viva foi significativamente mais eficiente na biossorção de Cu(II) , Zn(II) e Pb(II) .

Contudo, vale salientar que quando se utiliza a biomassa viva deve-se considerar que, além da biossorção, há envolvimento simultâneo de outros processos como bioacumulação, biotransformação e biodegradação. A bioacumulação é um processo pelo qual a remoção/acúmulo das moléculas de interesse ocorre pela ação metabólica das células vivas em sua superfície tecidual (AZEEZ; AL-ZUHAIIRI, 2021; COSTA; DA SILVA; VIEIRA, 2021a). A biotransformação é um processo metabólico, mediada por plantas, microrganismos ou enzimas, em que compostos orgânicos (fármacos, metais pesados, compostos fenólicos, entre outros) passam por reações químicas (FAN et al., 2021). Enquanto que, a biodegradação é a decomposição da matéria orgânica por meio das células vivas dos microrganismos (AZEEZ; AL-ZUHAIIRI, 2021).

Atualmente, os pesquisadores tem estudado a relação da biossorção com a bioacumulação (MUSTAFA et al., 2021; SEDLAKOVA-KADUKOVA et al., 2019; ZINICOVSCAIA et al., 2020), biotransformação (CHEN et al., 2021; JOBBY et al., 2018; KARTHIK et al., 2017; PENG et al., 2019; WANG et al., 2020; YU et al., 2020) e biodegradação (CHAN et al., 2022; MA et al., 2018; MUSTAFA et al., 2021; NGUYEN; FU; JUANG, 2016; REYES et al., 2021; TINGTING et al., 2016). Essa sinergia com os processos resultantes da células

vivas tem sido benéfica, principalmente, na remoção, oxidação e/ou redução de compostos orgânicos persistentes.

2.2. Modificação

Os pré-tratamentos dos bio sorventes, também denominados de modificações, são empregados nas matrizes com o intuito de aumentar sua capacidade bio sortiva. Entre essas modificações tem-se os métodos físicos, químicos, de imobilização e magnéticos (RIBEIRO et al., 2019a). Geralmente as modificações físicas do bio sorvente compreendem métodos simples como moagem (LAKSHMI et al., 2021), secagem ao sol (MENEZES et al., 2021) ou estufa (40-100°C) (DA COSTA; DA SILVA; VIEIRA, 2021a; MOHAMMED et al., 2018; SEDLAKOVA-KADUKOVA et al., 2019), autoclavagem (DA COSTA; DA SILVA; VIEIRA, 2021a, 2022; RIBEIRO et al., 2019a; SEDLAKOVA-KADUKOVA et al., 2019) e liofilização (KARTHIK et al., 2017; RIBEIRO et al., 2019c, 2019a).

As modificações químicas compreendem o emprego de soluções básicas de hidróxido de sódio (FATHOLLAHI et al., 2021a; RIBEIRO et al., 2019c), soluções neutras de cloreto de sódio (KULKARNI et al., 2021) e soluções ácidas de ácido clorídrico (RIBEIRO et al., 2019c) e ácido nítrico (DA COSTA; DA SILVA; VIEIRA, 2022). Além de solventes orgânicos como acetona, ácido salicílico, etanol, formaldeído, metanol e tolueno, entre outros produtos químicos (RIBEIRO et al., 2019a).

Técnicas de imobilização e/ou magnetização também podem ser aplicadas como modificação do bio sorvente. Para imobilização dos bio sorventes podem ser empregados quitosana (AZEEZ; AL-ZUHAIRI, 2021; ZHANG et al., 2019), alginato de cálcio (RIBEIRO et al., 2019a; XU et al., 2021), alginato de sódio (BARQUILHA et al., 2019), lacase (CHEN et al., 2019), polisulfona (RANGABHASHIYAM; VIJAYARAGHAVAN, 2019), agar-agar (BOERIS; LIFFOURRENA; LUCCHESI, 2018), entre outros. Para magnetização podem ser utilizados nanopartículas magnéticas óxido de ferro (Fe_3O_4) (AZEEZ; AL-ZUHAIRI, 2021; LI et al., 2020); co-precipitação de soluções de cloreto férrico ($FeCl_3$) e cloreto ferroso ($FeCl_2$) (PRIYAN et al., 2021); bem como por meio da magnetização de amostra vibrante (do inglês *Vibrante Sample Magnetometer*, VSM) (PRIYAN et al., 2021).

Nesse contexto, essas técnicas de modificação do biossorvente, além de aumentar a capacidade biossortiva e seletividade, podem ser consideradas promissoras no viés econômico e ecológico (controle da poluição ambiental em mais de 60%) (AZEEZ; AL-ZUHAIIRI, 2021).

2.3. Caracterização dos biossorventes

Independente das modificações no biossorvente e das condições da biossorção (estudo do efeito do pH, temperatura, concentração do biossorvente e/ou biosorbatos, modelagem matemática e estatística), são aplicados aos biossorventes, de forma universal, diferentes metodologias de caracterização (Figura 1). Seu objetivo fundamenta-se em estudar o mecanismo de biossorção e determinar quais são as propriedades físico-químicas ideais do biossorvente.

A Espectroscopia no Infravermelho por Transformada de Fourier (do inglês *Fourier-Transform-Infrared spectroscopy*, FTIR), por exemplo, é uma técnica comumente utilizada para coletar os dados espectrais de diferentes estruturas químicas em uma ampla faixa espectral. Essa técnica é responsável por demonstrar uma tendência decrescente em algumas bandas de grupos funcionais após o processo de biossorção. A detecção de diversos grupos funcionais na superfície do biossorvente define o tipo e a natureza das afinidades em relação às moléculas de biosorbatos (THIRUNAVUKKARASU; NITHYA; SIVASHANKAR, 2021). Outra técnica empregada para caracterização do biossorvente é a Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV). Seu princípio de funcionamento está na varredura da superfície do biossorvente pelos feixes de elétrons da microscopia. Os feixes emitem sinais que permitem compreender a morfologia da superfície e a composição química do material (SARIKAYA; KOPAR, 2022).

A análise da superfície Brunauer–Emmett–Teller (BET), também denominada teoria de adsorção multimolecular, tem como finalidade medir a área superficial específica do biossorvente por meio da adsorção física de moléculas de gás sobre uma superfície sólida (ZOU et al., 2021). Segundo Mohammed et al. (2018), o aumento da temperatura durante a pirólise promove o aumento do volume dos poros (0,001 a 0,148 cm³/g) e da área superficial do biossorvente (0,82 a 228,11 m²/g). Características essas, importantes para uma maior eficiência e capacidade de adsorção.

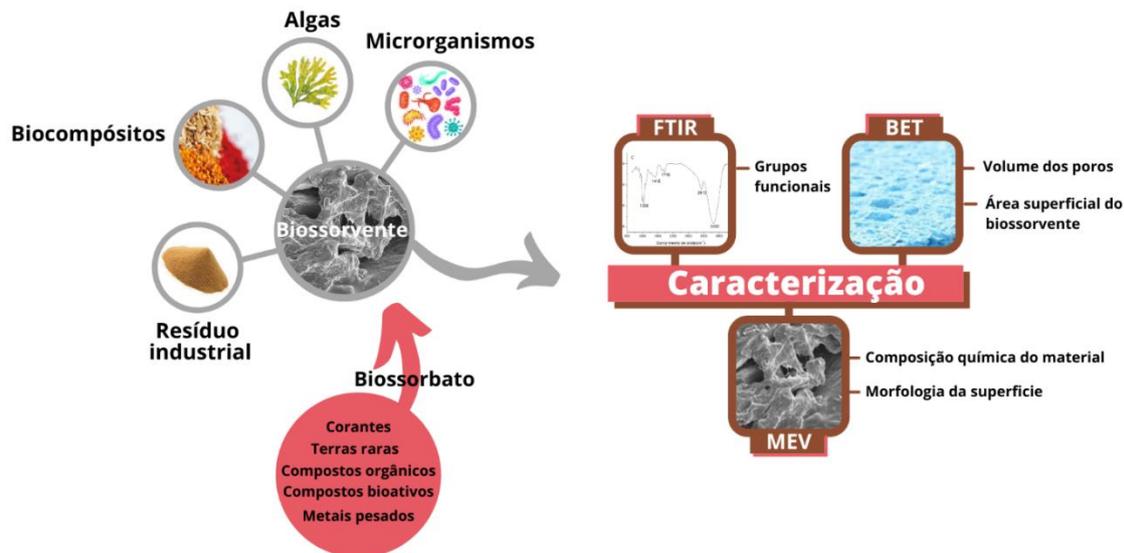


Figura 1. Estudo do mecanismo de biossorção. **Nota:** FTIR: Espectroscopia no Infravermelho por Transformada de Fourier, MEV: Microscopia Eletrônica de Varredura e BET: Brunauer–Emmett–Teller.

Além dessas análises primordiais para caracterização do biossorvente, outras técnicas têm sido empregadas para esse fim em alguns estudos. A técnica não destrutiva de difração de Raios-X, por exemplo, tem sido utilizada para fornecer informações sobre a cristalinidade dos biossorbentes (AZEEZ; AL-ZUHAIRI, 2021; DA COSTA; DA SILVA; VIEIRA, 2021a, 2022; MUÑOZ et al., 2021). A alta cristalinidade está associada a uma maior resistência mecânica e, resistência ao rompimento e ao abrandamento pela alta temperatura (CHOJNACKA; MIKULEWICZ, 2019). Essa resistência a alta temperatura tem sido avaliada pela Análise Termogravimétrica (do inglês *Thermogravimetric analysis*, TGA) e pela Calorimetria de Varredura Diferencial (do inglês *Differential Scanning Calorimetry*, DSC). Ademais, técnicas que identificam os átomos em uma superfície, interações entre átomos e seus átomos vizinhos e mudanças nas propriedades físicas, também têm sido aplicadas com o objetivo de estudar o mecanismo de biossorção. Para tal, a Microscopia da Força Atômica, Microscopia Eletrônica de Transmissão, Microscopia por Fluorescência e Espectroscopia de Absorção Atômica são promissoras (CHOJNACKA; MIKULEWICZ, 2019).

3. Classes de contaminantes

A biossorção pode ser utilizada para efetuar a remoção de inúmeras classes de contaminantes presentes em meios aquosos, podendo ser empregada como método de separação de moléculas orgânicas ou inorgânicas e tendo atenção voltada em especial a contaminantes tóxicos, carcinogênicos e recalitrantes (ELGARAHY et al., 2021).

Dentro das inúmeras classes de contaminantes, metais pesados e corantes orgânicos sintéticos têm atraído interesse especial de pesquisadores em testes de remoção através de biossorção em virtude da preocupação ecológica a nível mundial com a presença destes em corpos hídricos.

Alguns metais como cobre (Cu), cobalto (Co), ferro (Fe), manganês (Mn), zinco (Zn) e cromo (Cr) são componentes essenciais para a saúde humana, sendo associados com múltiplos processos metabólicos da biota incluindo citocromos e enzimas. Entretanto, exposição excessiva a esses metais pode levar a sérios impactos negativos em diferentes ecossistemas (HUANG et al., 2019).

Comumente, a fonte de alguns desses metais ocorre na própria natureza, por serem encontrados em minerais de formação rochosa. Cobre, cobalto, manganês, níquel, zinco e vanádio são exemplos de metais pesados que são liberados no ambiente por lixiviação em decorrência de fenômenos climáticos (CHEN et al., 2019). Contudo, a atividade industrial é considerada a fonte de maior contribuição para poluição ambiental por metais pesados tóxicos (IBRAHIM; FAKHRE, 2019). Inúmeras atividades como fabricação de moedas e combustão de carvão geram grandes quantidades de efluentes repletos de metais pesados, que podem conter arsênio, cádmio, cobalto, cobre, cromo, chumbo, zinco, ferro, manganês, níquel, mercúrio, dentre outros. Esses efluentes são despejados em sistemas de tratamento sem uma manipulação específica prévia (LIU; HU; HUANG, 2019).

Corantes são compostos orgânicos utilizados para empregar cor em diversos substratos, sendo capazes de formar ligações com superfícies externas de diferentes materiais. Dada sua estrutura molecular complexa, corantes sintéticos são em sua maioria estáveis a agentes de oxidação e sua presença

em corpos hídricos aumenta a demanda química de oxigênio e os riscos para a biota aquática e para a saúde humana (KAUSAR et al., 2018).

Dentre os corantes mais utilizados em nível mundial, se destacam: o Azul de Metileno, Preto Reativo 5, Cristal Violeta e Rodamina B, sendo consumidos em vários setores como indústrias farmacêutica, de papel e celulose, têxtil, gráfica, dentre outras.

A Tabela 2 apresenta diversos biossorventes utilizados para a remoção de alguns dos contaminantes amplamente utilizados nos setores industriais.

Tabela 2. Contaminantes industriais removidos por bioissorção e materiais utilizados como biossorventes.

Contaminante	Biossorvente	Referências
Azul de Metileno	Casca de melancia	(JAWAD; NGOH; RADZUN, 2018)
Preto Reativo 5	Composto de conchas sépia	(ELGARAHY et al., 2020)
Cristal Violeta	Compósito magnético de quitosana	(AZARI et al., 2019)
Rodamina B	<i>Chlorella pyrenoidosa</i> (microalga)	(DA ROSA et al., 2018)
As	<i>Sargassum glaucescens</i> (macroalga)	(TABARAKI; HEIDARIZADI, 2018)
Hg	<i>C. micaceus</i> (fungo) magnetizado	(ÖZDEMIR et al., 2019)
Co		
Ni	Biomassa de <i>Phanerochaete chrysosporium</i> (fungo)	(NOORMOHAMADI et al., 2019)
Zn	Resíduos de casca de Jaca	(NGABURA et al., 2018)
Cu	Biomassa de <i>Saccharomyces cerevisiae</i> (levedura)	(DO NASCIMENTO et al., 2019)
Fe	Bagaço de tomate verde modificado com formaldeído	(GARCÍA-MENDIETA; OLGUÍN; SOLACHE-RÍOS, 2012)
Diclofenaco	Carvão ativado de argan com TiO ₂ imobilizado	(EL MOUCHTARI et al., 2020)
Ibuprofeno	Biopolímero de nanofibras s	(KEBEDE; DUBE; NINDI, 2019)
Atrazina	Carvão vegetal derivado de palha de milho	(ZHAO et al., 2013)
Fenol	Cascas de fruta de pinheiro	(MOHAMMED et al., 2018)
PAHs	Consórcio de fungos da podridão branca	(CHEN; WANG; HU, 2010)

4. Aplicações da biossorção em diferentes escalas

A palavra escala pode ter diferentes definições, mas quando se fala em escala laboratorial estamos nos referindo aos testes ou trabalhos de bancada. Esses são necessários para que, no desenvolvimento de um produto, por exemplo, os processos realizados possam ter reprodutibilidade em escalas maiores. Da escala laboratorial à escala industrial deve ainda existir uma escala piloto. Tanto nos testes de bancada como em testes piloto, os equipamentos e quantidades de materiais são muito menores do que aqueles que são utilizados em escala industrial. Os experimentos realizados na bancada do laboratório são fundamentais para a padronização de um processo e embora muito seja realizado nos laboratórios de instituições de ensino e de pesquisa básica governamentais, muitas empresas o fazem em seus laboratórios de pesquisa e desenvolvimento (DEL-BUONO, 2015).

4.1. Experimentos em escala laboratorial ou de bancada

São aqueles realizados elaborando-se protocolos que possam ser posteriormente reproduzidos e sirvam de base para a planta piloto. Geralmente são realizados por pesquisadores cujo intuito é gerar conhecimento, porém, sem aplicação imediata. Associados à pesquisa aplicada, objetiva criar novas tecnologias que possam beneficiar a sociedade (DEL-BUONO, 2015).

De um modo geral, os experimentos de biossorção em escala laboratorial envolvem 4 etapas principais (Figura 2): (1) a seleção do sorbato (ou biossorbato), (2) a seleção do biossorvente, (3) o estabelecimento das condições operacionais, e (4) a modelagem do processo de biossorção.



Figura 2. Etapas da biossorção em escala laboratorial.

Na etapa 1, considera-se o impacto que o sorbato exerce em ambientes aquáticos (no desequilíbrio de ecossistemas ou na saúde humana e/ou animal) e a extensão da sua atividade poluente. Muitos poluentes ambientais são compostos químicos de baixa biodegradabilidade em ecossistemas aquáticos. Esses poluentes geralmente são detectados em concentrações significativas em amostras de água, e causam efeitos negativos a longo prazo no ambiente ou na saúde. O composto alvo a ser removido de matrizes aquosas por biossorção pode ser avaliado individualmente ou em misturas (efluentes simulados). Há ainda a possibilidade de se trabalhar com efluentes reais, o que é de grande importância para uma aplicação prática, em especial no tratamento de efluentes têxteis.

Na etapa 2, a seleção do biossorvente envolve a avaliação de custo, considerando os volumes a serem tratados, a eficiência do material selecionado e o reuso. Outro aspecto importante é a disponibilidade do biossorvente para uso futuro em larga escala, o que impacta a aplicação real, principalmente quando se trabalha com resíduos ou subprodutos da agroindústria. A caracterização do biossorvente é essencial para o estabelecimento dos mecanismos do processo de biossorção, conforme discutido anteriormente neste capítulo.

Na etapa 3, as condições operacionais do processo de biossorção são investigadas. Parâmetros importantes do processo como pH, temperatura, razão massa/volume, agitação ou fluidização (dependendo do processo escolhido) são avaliados para seleção das condições que resultarão na maior capacidade de remoção do composto alvo ou no tratamento mais eficiente de um efluente complexo (que pode ter como respostas a remoção de cor, DBO, DQO, entre outras). Pode-se utilizar nessa etapa delineamentos estatísticos experimentais para otimização do processo de biossorção. A maioria dos trabalhos de biossorção em escala laboratorial é realizada em sistema de batelada, utilizando frascos Erlenmeyer e agitadores de bancada do tipo “shaker”. No entanto, estudos utilizando colunas em sistema contínuo com fluidização ascendente (para evitar compactação do biossorvente) estão aumentando na literatura científica. Esses trabalhos em sistemas contínuos são de grande importância para o escalonamento do processo de biossorção e para aplicações em larga escala.

Na etapa 4, ocorre a modelagem matemática dos dados experimentais obtidos no processo de biossorção. O uso de modelos cinéticos, de isotermas e a análise termodinâmica são fundamentais para a compreensão dos mecanismos envolvidos durante a biossorção.

4.2. Escala piloto

A planta piloto é considerada o elo entre a pesquisa laboratorial e a escala industrial. Enquanto os trabalhos de bancada ficam restritos a uma menor quantidade de material, usando frascos ou quando muito, biorreatores de bancada (1,5-2,0 litros), um projeto piloto quando desenvolvido, requer uma estrutura maior, mais cara e materiais em maior quantidade não se comparando à estrutura e aos custos de desenvolvimento de produtos e processos para uso em escala industrial, como por exemplo, estações de tratamento de água e esgoto que existem em diferentes tamanhos e envolvem diferentes processos de acordo com a necessidade. Na escala piloto, os biorreatores de bancada também funcionam muito bem quando empregados para o aumento de escala do processo em bancada de forma experimental. É de grande importância que a pesquisa realizada em laboratório sirva de base para elaboração da escala

piloto bem como essa seja bem elaborada para que em escala industrial haja eficiência. Portanto, é possível falar sobre pesquisa aplicada, onde da bancada se conduz para a escala intermediária: a planta piloto (WOOD-BLACK, 2014).

Como descrito no item anterior, a maioria dos estudos de biossorção emprega sistemas simples de batelada fechada, no entanto é previsto para a aplicação industrial algum tipo de fluxo contínuo ou processo contínuo. Na adsorção em batelada usa-se um sistema não contínuo e esta é a mais utilizada em escala laboratorial devido ao seu baixo custo em relação a equipamentos e simplicidade na operação e ela pode tomar maiores dimensões na escala piloto (GADD, 2008).

De outro lado, pesquisas em escala piloto mostram que os processos de adsorção usando biomassa fixa em uma coluna cromatográfica, bureta ou tubo de PVC, denominada coluna de leito fixo, na qual o adsorvente sólido é empacotado e através do qual se escoia uma fase fluida, pode ser utilizada na remoção de metais pesados de águas contaminadas (LONG et al.2015; RAULINO et al. 2013). Os adsorventes utilizados são os das mais diversas matrizes e os contaminantes presentes na fase fluída são acrescentados à água, constituindo assim, uma água sintética. O efluente verdadeiro também pode ser adquirido diretamente da fonte onde é gerado como nas indústrias de diferentes setores (YAASHIKAA et al. 2021). Em uma planta piloto de leito fixo, desenvolvida por Long e Cols. (2015) para remover metais pesados, a biomassa de cogumelos tratada e empacotada em colunas de plástico foi utilizada como biossorvente. A planta final se apresentou conforme o mostrado na Figura 3.

Nos dois processos, em batelada ou em coluna, a modelagem cinética da adsorção, conforme descrito anteriormente neste capítulo, deve acompanhar o estudo.

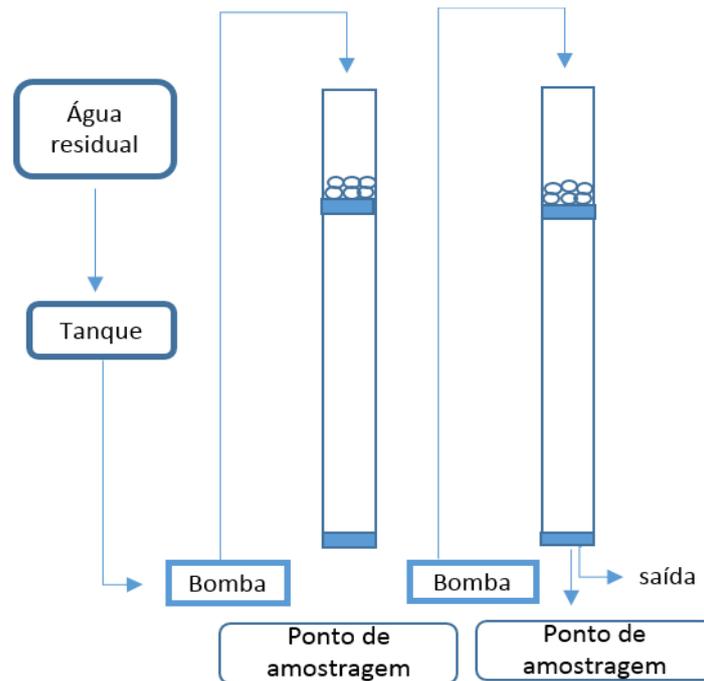


Figura 3. Componentes de uma planta piloto de leito fixo de acordo com Long e Cols. (2015).

4.3. Grande Escala (planta industrial)

A poluição hídrica tem sido, há muito, um tema de relevante importância uma vez que a água é considerada um recurso primordial para a sobrevivência. Sua utilização doméstica e industrial gera os efluentes líquidos que compreendem: água residuária proveniente do processo de lavagem de máquinas e equipamentos industriais, efluentes gerados após tratamento físico-químico, efluentes biodegradáveis gerados nas indústrias, efluentes sanitários, lodo líquido de estação de tratamento de esgoto biológica, líquido da limpeza de caixa de gordura de restaurantes e indústrias, fossa séptica e chorume. Os efluentes gerados através de diferentes processos, antes de atingirem os corpos d'água, devem ser tratados adequadamente nas estações de tratamento de esgoto (ETE) e nas estações de tratamento de resíduos líquidos industriais instaladas nas indústrias geradoras desses efluentes. As estações de tratamento de água (ETA) são responsáveis por tratar a água que é captada de diferentes fontes: rios, lagos, poços artesianos, represas e outras. Além da matéria orgânica, os efluentes contêm poluentes solúveis ou em suspensão na forma de partículas. O material em suspensão pode ser removido por métodos físico-

químicos gerando resíduo sólido ou pastoso, no entanto para o material solúvel, mais difícil de ser removido, podem ser empregadas técnicas físico-químicas e biológicas (SANT'ANNA, 2013). Uma ETE ou ETA possui uma planta que compreende instalações necessárias para fazer o tratamento dos efluentes de maneira adequada. Existem plantas de diferentes tamanhos e para diferentes de tipos de processo geradores de efluentes. De forma geral a planta é desenhada de tal maneira que os processos sejam realizados em uma sequência de várias unidades operacionais. Os métodos de tratamento de águas residuais podem ser classificados em: tratamento na origem, pré-tratamento, tratamento primário, tratamento secundário e tratamento terciário ou tratamento avançado. A Figura 4 representa a integração de vários processos que podem ser usados para tratar uma variedade de águas residuais sendo que cada categoria abrange uma série de métodos que podem ser utilizados de forma combinada dependendo das características do efluente que se deseja tratar (ENGLANDE et al., 2015).

Processos de adsorção estão localizados na unidade operacional do tratamento terciário ou avançado, onde contaminantes que não são suficientemente removidos no tratamento secundário, podem agora ser tratados por outras técnicas. Esses poluentes compreendem compostos orgânicos tóxicos, voláteis e refratários e patógenos como a *Giardia lamblia*, além de fósforo, nitrogênio e metais. Entre os processos desenvolvidos e aplicados no tratamento avançado estão: coagulação e floculação, filtração, troca iônica, nitrificação, desnitrificação, processos usando membranas, remoção de ar, adsorção e oxidação química (ENGLANDE et al., 2015).

O carvão ativado é a matéria prima (biossorvente) usualmente empregada em processos de adsorção e é capaz de remover tóxicos, orgânicos refratários, alguns metais pesados e orgânicos voláteis (benzeno, tolueno). Obtido pela queima controlada a partir de madeira, turfa (carvão fóssil) e carvão de pedra (brasa), sua porosidade é garantida por uma grande superfície interna o que faz dele um excelente material adsorvente sendo utilizado em vários setores industriais, mas principalmente em filtros e no tratamento dos efluentes, onde os contaminantes com elevada afinidade ficam adsorvidos ao carvão (ENGLANDE et al., 2015; BOONAMNUAYVITAYA et al., 2004). Resíduos lignocelulósicos, como a casca do coco e a palha de arroz têm sido transformados em carvão ativado, no entanto, embora o uso de rejeitos diminua impactos ambientais, a

obtenção do carvão ativado ainda é um processo bastante caro porque são necessárias elevadas temperaturas para sua obtenção (PEREIRA et al., 2008; LIN et al. 2013; TSAI et al., 2018). Não somente a obtenção como a sua recuperação limitam seu uso em grande escala e técnicas alternativas de tratamento de águas residuais com aplicabilidade em larga escala tornaram-se prioridade para pesquisadores no mundo inteiro (BHATTACHARJEE et al., 2020). A implementação de biossorventes em substituição ao carvão ativo nos processos de adsorção nos sistemas de tratamento de águas residuais é de fato um caminho a ser seguido como já enfatizado anteriormente nesse capítulo. Com várias características desejáveis como simplicidade, eficácia e baixo custo e com poucas desvantagens de seu uso em escala industrial, a utilização de biossorventes em indústrias, ainda não está bem estabelecida. Alguns autores afirmam que os biossorventes têm como desvantagem a baixa capacidade de remoção quando usados em suas condições naturais, quando comparados a outros adsorventes comerciais (SUBBURAJ; KUMAR, 2020; RATHI et al. 2021; YAASHIKAA et al. 2021). Estas limitações devem, portanto, ser corrigidas para a utilização de biossorventes em larga escala. Porém de acordo com Yaashikaa et al. (2021) a imobilização de biomassa viva tem sido utilizada por muitas indústrias para aumentar a eficiência na remoção de poluentes. Ward e cols. (2017) desenvolveram um sistema adsorvente, para uso em escala industrial com a finalidade remover íons metálicos de águas contaminadas da indústria metalúrgica, usando casca de caranguejo como biossorvente. Após a investigação laboratorial de uma série de parâmetros, os resultados obtidos proporcionaram uma melhor compreensão do comportamento do biossorvente. Desta forma os autores prosseguiram com uma investigação em escala industrial resultando na instalação de um protótipo cujo desenho é robusto e simples para operar, podendo assim ter potencial como produto comercial. O processo de tratamento foi então projetado e construído e a tecnologia testada para o efluente em grande escala (Ward et al. 2017), atestando assim a importância dos testes em bancada e escala piloto. Outros avanços no setor são ainda, a modificação genética da biomassa antes do preparo do biossorvente e a associação à nanopartículas, o que leva ao aumento dos custos do tratamento com biossorventes. Os estudos em escala laboratorial são fortemente incentivados

para chegar o mais próximo possível das condições originais para que em um futuro próximo processos eficientes e de mais baixo custo possam ser realizados para o tratamento de grandes quantidades de águas residuais geradas pela atividade do homem nos diferentes setores produtivos (YAASHIKAA et al. 2021).

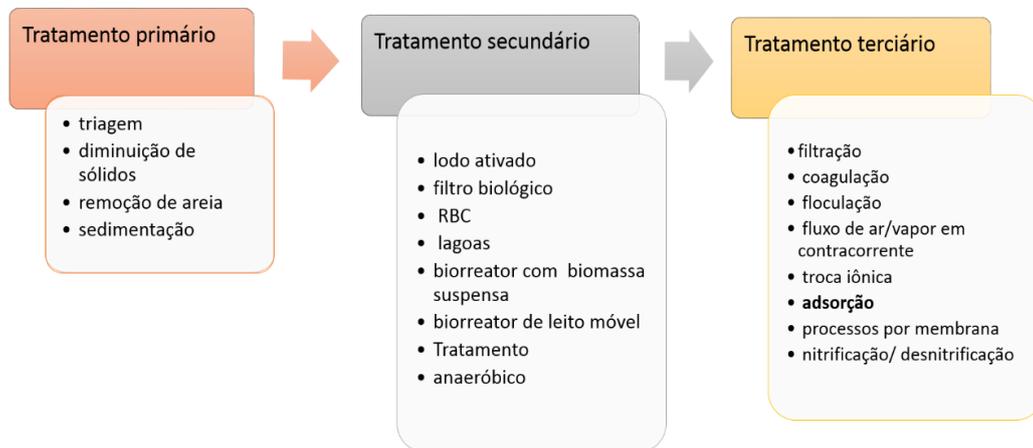


Figura 4. Processos de tratamento de águas residuais (Adaptado de Englande Jr., 2015).

Isotermas de adsorção, modelos cinéticos e termodinâmica de adsorção

A capacidade de adsorção (q_e) no equilíbrio pode ser calculada através da Equação 1:

$$q_e = \frac{(C_o - C_e)V}{m} \quad \text{Eq. (1)}$$

Onde C_o (mg g^{-1}) e C_e (mg g^{-1}) são as concentrações inicial e de equilíbrio do adsorbato em solução, respectivamente; m (g) é a massa seca utilizada de adsorvente e V (L) é o volume da solução contendo o adsorbato.

Uma ampla variedade de modelos de isotermas de equilíbrio são aplicados na literatura para obter dados importantes sobre os mecanismos de adsorção (KUMAR; PORKODI, 2007). Dentre eles, destacam-se os modelos de adsorção de Langmuir, Freundlich e Sips, assim como os modelos cinéticos e termodinâmicos, descritos na Tabela 3.

Tabela 3. Equações dos modelos de isotermas de adsorção, modelos cinéticos e equações termodinâmicas.

Modelo	Equação	Referência
Modelos de adsorção		
Langmuir	$q_e = \frac{q_{\max} K_L C_e}{1 + K_L C_e}$	Eq. (2)
	$R_L = \frac{1}{1 + K_L C_o}$	Eq. (3)
Freundlich	$q_e = K_F C_e^n$	Eq. (4)
Sips	$q_e = \frac{q_{\max}(K_S C_e)^n}{1 + (K_S C_e)^n}$	Eq. (5)
Modelos cinéticos		
Pseudo-primeira ordem	$q_t = q_e(1 - e^{-k_1 t})$	Eq. (6)
Pseudo-segunda ordem	$q_t = \frac{q_e^2 k_2 t}{1 + k_2 q_e t}$	Eq. (7)
Difusão intrapartícula	$q_t = k_p \sqrt{t} + C$	Eq. (8)
Modelos termodinâmicos		
Termodinâmica de adsorção	$\Delta G^\circ = -RT \ln(K_L)$	Eq. (9)
	$\ln(K_L) = -\frac{\Delta G^\circ}{RT}$	Eq. (10)
	$= \frac{\Delta H^\circ}{RT}$	
	$+ \frac{\Delta S^\circ}{R}$	
		(ASFARAM et al., 2017)

A isoterma de Langmuir (Equação 2) assume que um número fixo de sítios de ligação está disposto na superfície do adsorvente e que todos possuem a mesma energia. De acordo com este modelo, a adsorção é reversível e uma vez que um adsorbato ocupe um sítio ativo, adsorção posterior não ocorre uma vez que não há interação entre as espécies de adsorbato (TRAN et al., 2017). O valor da constante de Langmuir (K_L) é relacionada à energia de ativação (HUANG et al., 2019).

Uma das principais características da isoterma de Langmuir é o fator adimensional de separação R_L , dado pela Equação 3, que define o processo de

adsorção como favorável ($RL < 1$), não favorável ($RL > 1$), linear ($RL = 1$) ou irreversível ($RL = 0$), ao utilizar o valor de C_0 na concentração experimental mais elevada (ASFARAM et al., 2017).

O modelo proposto por Freundlich (Equação 4) pode ser aplicado a sistemas não ideais, em superfícies heterogêneas e adsorção multicamada (MOKHTAR et al., 2017), onde é aplicada uma distribuição exponencial para caracterizar os diferentes sítios de adsorção, que apresentam diferentes energias de adsorção (FEBRIANTO et al., 2009). Neste modelo, n é o parâmetro de intensidade de Freundlich, relacionado à heterogeneidade da superfície do adsorvente.

O modelo de Sips (Equação 5) incorpora as propriedades dos modelos de Langmuir e Freundlich em uma única equação (DENIZ; KEPEKCI, 2016).

Dados de cinética de adsorção nos períodos iniciais de tempo possuem um papel importante na modelagem e no desenvolvimento de conclusões válidas. Uma série de modelos são utilizados para compreender o desenvolvimento dos mecanismos de adsorção em função do tempo, destacando os modelos de Pseudo Primeira e Segunda Ordem e de Difusão Intra-partícula, descritos pelas Equações 6, 7 e 8, respectivamente.

Parâmetros termodinâmicos como energia livre padrão de Gibbs (ΔG°), entalpia (ΔH°) e entropia (ΔS°) de adsorção podem ser calculados utilizando as Equações 9 e 10, onde através de uma plotagem dos valores das constantes de Langmuir (K_L) em diferentes temperaturas versus $1/T$ é possível obter os parâmetros termodinâmicos.

5. Biossorção e degradação enzimática simultâneas

A combinação de biossorção e degradação enzimática por enzimas imobilizadas no biossorvente oferece inúmeras vantagens, incluindo aumento na eficiência de remediação, redução do tempo de processo ao evitar acúmulo de produto e potencial inibição e efluentes mais limpos. A biossorção é notavelmente relevante como tecnologia em que ocorre a sorção de produtos da conversão enzimática. Adicionalmente o controle operacional é mais simples, e redução de custos pode ser alcançada, o que é importante para a produtividade biocatalítica e nas aplicações de enzimas imobilizadas (SIGGINS et al., 2021).

A biossorção de poluentes com a degradação enzimática simultânea (2) pode ocorrer de duas formas: I – Biossorção dos poluentes nocivos (substrato enzimático); e II – Biossorção dos produtos da conversão enzimática (produtos de biodegradação). No primeiro caso, a biossorção não apenas aumenta a eficiência da remoção de compostos tóxicos, mas também aumenta o suprimento contínuo de substratos para a atividade enzimática. Contudo, a biossorção também é utilizada para a eliminação dos produtos de biodegradação, que normalmente são menos tóxicos, mas ainda assim são indesejados na mistura (ZHENG et al., 2017).

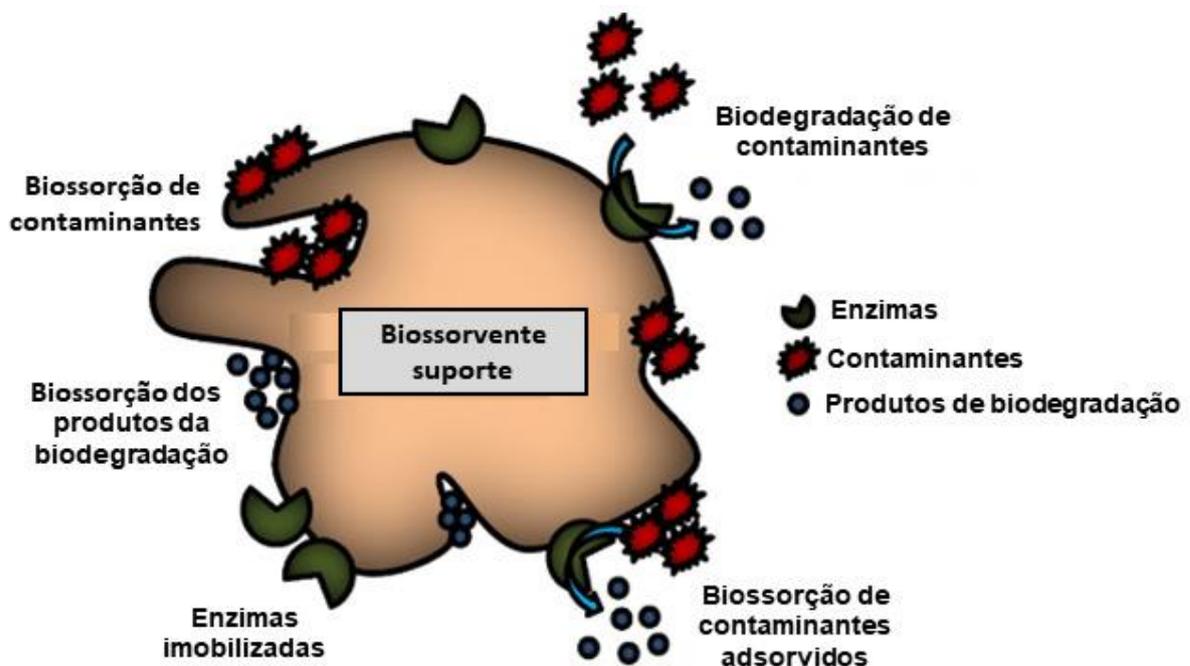


Figura 5. Biossorção e degradação enzimática de contaminantes e subprodutos e degradação. Fonte: Adaptado de (ZDARTA et al., 2019).

O uso simultâneo de biossorção e degradação enzimática (Figura 5) requer que os grupos funcionais do material não apenas sejam compatíveis com os grupos funcionais da biomolécula, mas também devem apresentar afinidade com o poluente ou seus produtos de biodegradação (FAN et al., 2018).

Materiais utilizados para este propósito devem possuir determinadas características. Primeiramente, estes materiais devem apresentar alta estabilidade e resistência mecânica sob condições adversas de reação

(ZDARTA et al., 2018a). Além disso, alto conteúdo de carbono e oxigênio e uma estrutura química estável do biossorvente também aumentam a eficiência de bioissorção. Porém, um dos elementos mais importantes é a presença de diversos grupos funcionais na superfície do biossorvente para uma imobilização enzimática efetiva e bioissorção de poluentes (GIRELLI; ASTOLFI; SCUTO, 2020). A Figura 6 resume algumas das principais propriedades desejadas em um material suporte para imobilização enzimática e bioissorção simultâneas.

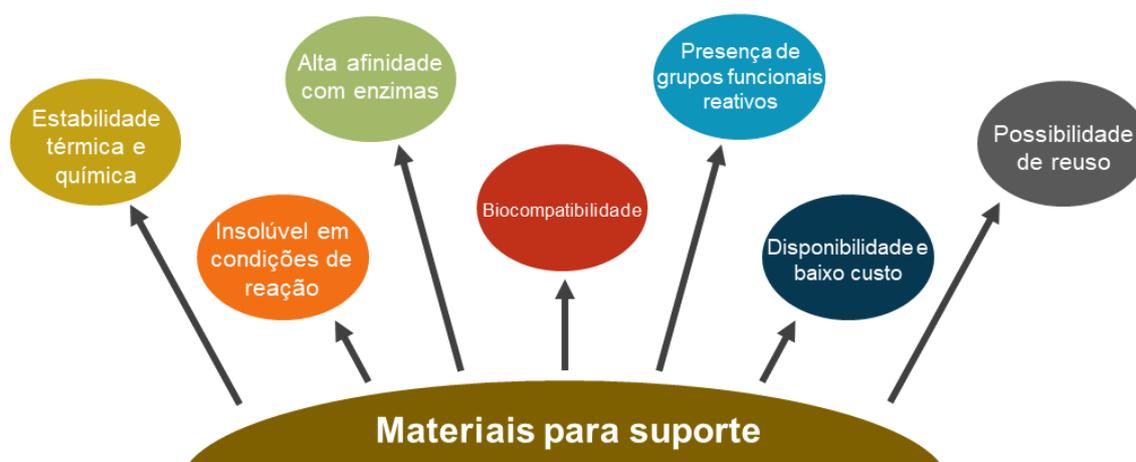


Figura 6. Propriedades desejáveis em potenciais materiais biossorventes para suporte em imobilização enzimática Fonte: Adaptado de (ZDARTA et al., 2018a).

Uma quantidade significativa de grupos hidroxila são essenciais para a imobilização de oxidoredutases, que apresentam uma melhor atividade catalítica quando suportadas utilizando suportes hidrofílicos (ZDARTA et al., 2019). Grupos que facilitam a formação de ligações covalentes entre a enzima e o suporte incluem grupos glioxil, epóxi e vinil sulfona. Ademais, estabilidade e reuso das enzimas é favorecido com a formação de ligações covalentes entre a enzima e o suporte. Neste caso, suportes heterofuncionais são de interesse particular ao oferecerem diferentes grupos funcionais capazes de ligar as proteínas (DE MELO et al., 2017; AMALY et al., 2018).

Contudo, diversos grupos funcionais presentes na superfície do biossorvente usualmente demandam uma imobilização em duas etapas através de agentes ligantes intermediários, que farão a ligação entre a enzima e o

material de suporte (ZDARTA et al., 2018b). O glutaraldeído (GA) é o agente universal mais utilizado para funcionalização de superfícies, já que técnicas que utilizam GA são simples, eficientes, relativamente baratas e estão entre as mais utilizadas em imobilização enzimática. Apesar do glutaraldeído reagir principalmente com aminas primárias na estrutura da enzima, biomoléculas também podem se ligar ao GA através de tióis, fenóis e imidazóis, criando interações enzima-suporte estáveis e com um ou mais pontos de ligação (DE MELO et al., 2017).

Entre os materiais utilizados para a biossorção e degradação enzimática de contaminantes, pode-se citar materiais lignocelulósicos, que possuem em sua composição celulose (13 a 50%), hemicelulose (0,20 a 40%) e lignina (16 a 45%), e incluem resíduos agroindustriais como resíduos de coco, milho, arroz, trigo, café, soja, dentre outros. Materiais não lignocelulósicos podem não apresentar derivados de celulose ou possuir esses derivados em quantidades muito baixas. Os principais materiais utilizados são a casca e a membrana de ovo, com cerca de 94% de carbonato de cálcio em sua composição que podem atuar na imobilização enzimática (GIRELLI; ASTOLFI; SCUTO, 2020).

Um estudo de CHEN et al., 2019 utilizou casca de amendoim e palha de trigo como suportes para a imobilização de lacases de *Aspergillus sp.* para efetuar a degradação e biossorção simultâneas de nove pesticidas presentes em água e em solo. A imobilização foi feita através da funcionalização da superfície do material com glutaraldeído. A casca de amendoim e a palha de trigo com lacases imobilizadas removeram 54,5% e 65,9% dos pesticidas em água, respectivamente, após 3 dias de tratamento com uma dose de 25 g L⁻¹ de biossorvente. No tratamento de pesticidas em solo com uma dose de biossorvente de 50 g kg⁻¹, as taxas máximas de degradação foram de 20,9 a 92,9% para a casca de amendoim e 14,7 a 92,0% para palha de trigo após 7 dias de tratamento (CHEN et al., 2019).

6. Referências

AMALY, N. et al. Reusable anionic sulfonate functionalized nanofibrous membranes for cellulase enzyme adsorption and separation. **Colloids and Surfaces B: Biointerfaces**, v. 170, n. January, p. 588–595, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfb.2018.06.019>.

ASFARAM, Arash et al. Application of experimental design and derivative spectrophotometry methods in optimization and analysis of biosorption of binary mixtures of basic dyes from aqueous solutions. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 139, p. 219–227, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.01.043>.

AZARI, A. et al. Experimental design, modeling and mechanism of cationic dyes biosorption on to magnetic chitosan-lutaraldehyde composite. **International Journal of Biological Macromolecules**, v. 131, p. 633–645, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2019.03.058>.

AZEEZ, Rana Abbas; AL-ZUHAIIRI, Firas Khaleel Ismael. Biosorption of dye by immobilized yeast cells on the surface of magnetic nanoparticles. **Alexandria Engineering Journal**, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.aej.2021.10.044>.

BARQUILHA, Carlos E. R.; COSSICH, Eneida S.; TAVARES, Célia R. G.; DA SILVA, Edson A. Biosorption of nickel and copper ions from synthetic solution and electroplating effluent using fixed bed column of immobilized brown algae. **Journal of Water Process Engineering** 2019; v. 32:100904. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.100904>.

BHATTACHARJEE, Chiranjit; DUTTA, Suman; SAXENA, Vinod K. A review on biosorptive removal of dyes and heavy metals from wastewater using watermelon rind as biosorbent. **Environmental Advances** 2020; v. 2: 100007. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2020.100007>

BOONAMNUAYVITAYA, Virote; CHAIYAN, Chaiya; TANTHAPANICHAKOON, Wiwut. The Preparation and Characterization of Activated Carbon from Coffee Residue. **J. Chem. Eng. Jpn.** 2004, v. 37, p. 1504-1512. <https://doi.org/10.1252/jcej.37.1504>

BOERIS, Paola S.; LIFFOURRENA, Andrés S.; LUCCHESI, Gloria I. Aluminum biosorption using non-viable biomass of *Pseudomonas putida* immobilized in agar–agar: Performance in batch and in fixed-bed column. **Environmental Technology and Innovation**, v. 11, p. 105–115, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2018.05.003>.

CHAN, Sook Sin; KHOO, Kuan Shiong; CHEW, Kit Wayne; LING, Tau Chuan; SHOW, Pau Loke. Recent advances biodegradation and biosorption of organic compounds from wastewater: Microalgae-bacteria consortium - A review. **Bioresource Technology**, 2022; 344:126159. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126159>.

CHEN, Xiaochu; ZHOU, Qizhen; LIU, Fengmao; PENG, Qingrong; TENG, Peipei. Removal of nine pesticide residues from water and soil by biosorption coupled with degradation on biosorbent immobilized laccase. **Chemosphere**, v. 233, n. 2, p. 49–56, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.05.144>.

CHEN, Zhi; XING, Ruizhi; YANG, Xinggui; ZHAO, Ziqiang; LIAO, Hanpeng;

ZHOU, Shungui. Enhanced in situ Pb(II) passivation by biotransformation into chloropyromorphite during sludge composting. **Journal of Hazardous Materials**, 2021; 408: 124973. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124973>.

CHEN, B.; WANG, Y.; HU, D. Biosorption and biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in aqueous solutions by a consortium of white-rot fungi. **Journal of Hazardous Materials**, v. 179, n. 1–3, p. 845–851, 2010. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.03.082>.

CHOJNACKA, Katarzyna; MIKULEWICZ, Marcin. Green analytical methods of metals determination in biosorption studies. **TrAC - Trends in Analytical Chemistry**, v. 116, p. 254–265, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2019.02.013>.

COSTA, Heloisa Pereira de Sá; DA SILVA, Meuris Gurgel Carlos; VIEIRA, Melissa Gurgel Adeodato. Biosorption of aluminum ions from aqueous solutions using non-conventional low-cost materials: A review. **Journal of Water Process Engineering**, 2021a; 40:101925. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.101925>.

COSTA, Heloisa Pereira de Sá; DA SILVA, Meuris Gurgel Carlos; VIEIRA, Melissa Gurgel Adeodato. Fixed bed biosorption and ionic exchange of aluminum by brown algae residual biomass. **Journal of Water Process Engineering**, 2021b; 42:102117. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102117>.

DA COSTA, Talles Barcelos; DA SILVA, Meuris Gurgel Carlos; VIEIRA, Melissa Gurgel Adeodato. Biosorption of lanthanum using sericin/alginate/polyvinyl alcohol beads as a natural cation exchanger in a continuous fixed-bed column system. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, 2021a; 627: 127233. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2021.127233>.

DA COSTA, Talles Barcelos; DA SILVA, Meuris Gurgel Carlos; VIEIRA, Melissa Gurgel Adeodato. Recovery of dysprosium by biosorption onto a biocomposite from sericin and alginate. **Journal of Water Process Engineering**, 2021 b; 44: 102388, <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102388>.

DA COSTA, Talles Barcelos; DA SILVA, Meuris Gurgel Carlos; VIEIRA, Melissa Gurgel Adeodato. Effective recovery of ytterbium through biosorption using crosslinked sericin-alginate beads: A complete continuous packed-bed column study. **Journal of Hazardous Materials**, 2022; 421: 126742. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126742>.

DA ROSA, Ana Lúcia D. et al. Biosorption of rhodamine B dye from dyeing stones effluents using the green microalgae *Chlorella pyrenoidosa*. **Journal of Cleaner Production**, v. 198, p. 1302–1310, 2018.

DE MELO, Ricardo Rodrigues et al. New heterofunctional supports based on glutaraldehyde-activation: A tool for enzyme immobilization at neutral pH. **Molecules**, v. 22, n. 7, 2017. <https://doi.org/10.3390/molecules22071088>

DENIZ, Fathit; KEPEKCI, Remziye Aysun. Dye biosorption onto pistachio by-product: A green environmental engineering approach. **Journal of Molecular**

Liquids, v. 219, p. 194–200, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.molliq.2016.03.018>.

DEL- BUONO, Regina C. O que é Pesquisa básica ou científica? tipos de pesquisa. 2015. <http://www.abntouvancouver.com.br/2015/05/o-que-e-pesquisa-basica-ou-aplicada.html>.

DO NASCIMENTO, Jéssica M. et al. Biosorption Cu (II) by the yeast *Saccharomyces cerevisiae*. **Biotechnology Reports**, v. 21, n. 2018, p. e00315, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.btre.2019.e00315>.

EL MOUCHTARI, El Mouchtari. et al. TiO₂ and activated carbon of Argania Spinosa tree nutshells composites for the adsorption photocatalysis removal of pharmaceuticals from aqueous solution. **Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry**, v. 388, n. October, p. 112183, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.jphotochem.2019.112183>.

ENGLANDE, A. J. Jr., KRENKEL, Peter A., SHAMAS, Jamal. Wastewater Treatment & Water Reclamation. *In: Encyclopedia of Physical Science and Technology*, 2003, p. 639-670. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences, Elsevier, 2015, <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.09508-7>.

ELGARAHY, Ahmed. M. et al. A critical review of biosorption of dyes, heavy metals and metalloids from wastewater as an efficient and green process. **Cleaner Engineering and Technology**, 2021;4: 100209. <https://doi.org/10.1016/j.clet.2021.100209>.

FAN, Xiao Hong et al. Magnetically immobilized edible *Bacillus natto* for the biotransformation of polydatin to resveratrol and its bioactivity assessment. **Industrial Crops and Products**. 2021; 161: 113213. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2020.113213>.

FATHOLLAHI, Alireza; COUPE, Stephen J.; EL-SHEIKH, Amjad H.; NNADI, Ernest O. Cu(II) biosorption by living biofilms: Isothermal, chemical, physical and biological evaluation. **Journal of Environmental Management**. 2021a; 282: 111950. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.111950>.

FATHOLLAHI, Alireza; KHASTEGANAN, Nazanin; COUPE, Stephen J.; NEWMAN, Alan P. A meta-analysis of metal biosorption by suspended bacteria from three phyla. **Chemosphere**. 2021b; 268: 129290. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129290>.

FEBRIANTO, Jonathan. et al. Equilibrium and kinetic studies in adsorption of heavy metals using biosorbent: A summary of recent studies. **Journal of Hazardous Materials**, v. 162, n. 2–3, p. 616–645, 2009. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2008.06.042.

GAD, Nora Sh. Evaluation for biosorption of rare earth elements from geber serbal granite using different types of algae. **Acta Ecologica Sinica**, no prelo.

2021. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2021.08.008>.

GADD, Geoffrey Michael. Biosorption: critical review of scientific rationale, environmental importance and significance for pollution treatment. **J Chem Technol Biotechnol**, 2009; v. 84, p. 13–28. DOI 10.1002/jctb.1999

GARCÍA-MENDIETA, Alfredo; OLGUÍN, M. Tereza; SOLACHE-RÍOS, Marcos. Biosorption properties of green tomato husk (*Physalis philadelphica* Lam) for iron, manganese and iron-manganese from aqueous systems. **Desalination**, v. 284, p. 167–174, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2011.08.052>.

GIRELLI, Ana Maria; ASTOLFI, M. L.; SCUTO, F. R. Agro-industrial wastes as potential carriers for enzyme immobilization: A review. **Chemosphere**, v. 244, 2020.

HO, Yuhshan S.; MCKAY, Gordon. A Comparison of chemisorption kinetic models applied to pollutant removal on various sorbents. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 76, n. 4, p. 332–340, 1998. <https://doi.org/10.1205/095758298529696>

HUANG, Jin et al. Biosorption of reactive black 5 by modified *Aspergillus versicolor* biomass: Kinetics, capacity and mechanism studies. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, v. 492, p. 242–248, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.colsurfa.2015.11.071>.

HUANG, Jyh -Jaan Steven, et al. Rapid assessment of heavy metal pollution using ion-exchange resin sachets and micro-XRF core-scanning. **Sci Rep**. 2019. 9: 6601. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-43015-x>
 HUTCHISON, Justin M.; MAYER, Brooke K.; VEGA, Marcela; CHACHA, Wambura E.; ZILLES, Julie L. Making Waves: Biocatalysis and Biosorption: Opportunities and Challenges Associated with a New Protein-Based Toolbox for Water and Wastewater Treatment. **Water Research X**, v. 12, p. 100112, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2021.100112>.

IBRAHIM, Bnar Mahmoud; FAKHRE, Nabil Adel. Crown ether modification of starch for adsorption of heavy metals from synthetic wastewater. **International Journal of Biological Macromolecules**. v.123,p. 70-80, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2018.11.058>

JAWAD, Ali H.; NGOH, Y. S.; RADZUN, Khairul Adzfa. Utilization of watermelon (*Citrullus lanatus*) rinds as a natural low-cost biosorbent for adsorption of methylene blue: kinetic, equilibrium and thermodynamic studies. **Journal of Taibah University for Science**, v. 12, n. 4, p. 371–381, 2018. <https://doi.org/16583655.2018.1476206>.

JOBBY, Renitta; JHA, Pamela; YADAV, Anoop Kumar; DESAI, Nitin. Biosorption and biotransformation of hexavalent chromium [Cr(VI)]: A comprehensive review. **Chemosphere**, v. 207, p. 255–266, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.05.050>.

KARTHIK, Chinnannan; RAMKUMAR, V. Sri; PUGAZHENDHI, A.; GOPALAKRISHNAN, K.; ARULSELVI, P. Indra. Biosorption and biotransformation of Cr(VI) by novel Cellulosimicrobium funkei strain AR6. **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers**, v. 70, p. 282–290, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jtice.2016.11.006>.

KAUSAR, Abida. Dyes adsorption using clay and modified clay: A review. **Journal of Molecular Liquids**, v. 256, p. 395-407, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2018.02.034>

KEBEDE, Temesgen Girma; DUBE, Simiso; NINDI, Mathew Muzi. Biopolymer electrospun nanofibres for the adsorption of pharmaceuticals from water systems. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 7, n. 5, p. 103330, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103330>.

KULKARNI, Jayant; PARAB, Harshala; SRIVASTAVA, Ashish K.; NIKAM, Tukaram D.; KUMAR, Sangita D.; BORDE, Mahesh; SUPRASANNA, Penna. Exposure to NaCl enhances Cd²⁺ biosorption potential of *Sesuvium portulacastrum* (L.). **Environmental Technology and Innovation**, v. 23, p. 101753, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101753>.

KUMAR, K. Vasanth.; PORKODI, K. Mass transfer, kinetics and equilibrium studies for the biosorption of methylene blue using *Paspalum notatum*. **Journal of Hazardous Materials**, v. 146, n. 1–2, p. 214–226, 2007.

LAKSHMI, Sethuraman et al. Biosorption of oxybenzene using biosorbent prepared by raw wastes of Zea mays and comparative study by using commercially available activated carbon. **Saudi Journal of Biological Sciences**, v. 28, n. 6, p. 3469–3476, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2021.03.012>.

LANGMUIR, Irving. The Adsorption of Gases on Plane Surfaces of Glass, Mica and Platinum. **Journal of the American Chemical Society**, v. 40, n. 2, p. 1361–1403, 1918. <https://doi.org/10.1021/ja02242a004>.

LEYVA-RAMOS, Roberto; SALAZAR-RÁBAGO, Jacob Josafat.; OCAMPO-PÉREZ, Raul. A novel intraparticle mass transfer model for the biosorption rate of methylene blue on white pine (*Pinus durangensis*) sawdust. Diffusion-permeation. **Chemical Engineering Research and Design**, v. 172, p. 43–52, 2021. DOI: 10.1016/j.cherd.2021.05.029.

LI, Xueke; MING, Qiaoying; CAI, Rui; YUE, Tianli; YUAN, Yahong; GAO, Zhenpeng; WANG, Zhouli. Biosorption of Cd²⁺ and Pb²⁺ from apple juice by the magnetic nanoparticles functionalized lactic acid bacteria cells. **Food Control**, v. 109, p. 106916, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.foodcont.2019.106916>.

LIN, Long et al. Dye adsorption of mesoporous activated carbons produced from NaOH-pretreated rice husks. **Bioresour. Technol.** 2013, v. 136, p. 437–443. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.03.048>

LIU, Linhai; LIN, Xiaoi; LUO, Longzao; YANG, Jia; LUO, Jialiang; LIAO, Xing; CHENG, Haixiang. Biosorption of copper ions through microalgae from piggery digestate: Optimization, kinetic, isotherm and mechanism. **Journal of Cleaner Production**. 2021; 319: 128724. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128724>.

MA, Zhao et al. Rhamnolipid influences biosorption and biodegradation of phenanthrene by phenanthrene-degrading strain *Pseudomonas* sp. Ph6. **Environmental Pollution**, v. 240, p. 359–367, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.125>.

MAURYA, Nityanand Singh; MITTAL, Atul Kumar. Kinetic model for the immobilised biosorbents: Uptake of cationic dyes. **Chemical Engineering Journal**, v. 254, p. 571–578, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2014.05.064>. <https://www.researchgate.net/profile/-Maurya>

MENEZES, Jorge Marcell Coelho et al. Kinetic and thermodynamic study of copper (II) IONS biosorption by Caryocar Coriaceum Wittm bark. **Sustainable Chemistry and Pharmacy**, v. 19, p. 100364–100371, 2021. DOI: 10.1016/j.scp.2020.100364.

MOHAMMED, Noura A. S.; ABU-ZURAYK, Rund A.; HAMADNEH, Imad; AL-DUJAILI, Ammar H. Phenol adsorption on biochar prepared from the pine fruit shells: Equilibrium, kinetic and thermodynamics studies. **Journal of Environmental Management**, v. 226, p. 377–385, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.08.033>.

MOHAN, S. Venkata; RAMANAI AH, S. V.; SARMA, P. N. Biosorption of direct azo dye from aqueous phase onto *Spirogyra* sp. I02: Evaluation of kinetics and mechanistic aspects. **Biochemical Engineering Journal**, v. 38, n. 1, p. 61–69, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2007.06.014>

MOKHTAR, Nadiah et al. Biosorption of azo-dye using marine macro-alga of *Eucheuma Spinosum*. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 5, n. 6, p. 5721–5731, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.10.043>.

MUÑOZ, Antonio J. et al. Biosorption mechanisms of Ag(I) and the synthesis of nanoparticles by the biomass from *Botryosphaeria rhodina* MAMB-05. **Journal of Hazardous Materials**. 2021; 420: 126598, 2021. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2021.126598.

MUSTAFA, Shazia; BHATTI, Haq Nawaz; MAQBOOL, Munazza; IQBAL, Munawar. Microalgae biosorption, bioaccumulation and biodegradation efficiency for the remediation of wastewater and carbon dioxide mitigation: Prospects, challenges and opportunities. **Journal of Water Process Engineering**. 2021; v. 41:102009. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.102009>.

NGABURA, Mohammed. et al. Utilization of renewable durian peels for biosorption of zinc from wastewater. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 6, n. 2, p. 2528–2539, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.03.052>.

NGUYEN, Thai Anh; FU, Chun Chieh; JUANG, Ruey Shin. Biosorption and biodegradation of a sulfur dye in high-strength dyeing wastewater by *Acidithiobacillus thiooxidans*. **Journal of Environmental Management**, v. 182, p. 265–271, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.083>.

NOORMOHAMADI, Hamidreza Reza et al. Potentiality of white-rot fungi in biosorption of nickel and cadmium: Modeling optimization and kinetics study. **Chemosphere**, v. 216, p. 124–130, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.113>.

ÖZDEMİR, Sadin et al. Magnetic solid phase extractions of Co(II) and Hg(II) by using magnetized *C. micaceus* from water and food samples. **Food Chemistry**, v. 271, n. li, p. 232–238, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2018.07.067>.

PARK, Donghee; YUN, Yeoung-sang; PARK, Jong Moon. The Past , Present , and Future Trends of Biosorption. **Biotechnology and Bioprocess Engineering**, v. 15, p. 86 -102, 2010. DOI: 10.1007/s12257-009-0199-4.

PENG, Huanlong et al. Biosorption behavior of the *Ochrobactrum* MT180101 on ionic copper and chelate copper. **Journal of Environmental Management**, v. 235, p. 224–230, 2019. DOI: 10.1016/j.jenvman.2019.01.060.

PEREIRA, Elaine et al. Preparação de carvão ativado em baixas temperaturas de carbonização a partir de rejeitos de café: utilização de FeCl₃ como agente ativante. **Quim. Nova**, vol. 31, n. 6, p.1296-1300, 2008. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422008000600004>.

PRIYAN, V. Vishnu; SHAHNAZ, Tasrin; SUGANYA, E.; SIVAPRAKASAM, Senthilkumar; NARAYANASAMY, Selvaraju. Ecotoxicological assessment of micropollutant Diclofenac biosorption on magnetic sawdust: Phyto, Microbial and Fish toxicity studies. **Journal of Hazardous Materials**, 2021; v. 403: 123532. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123532>.

QUIÑONES, I.; GUIOCHON, G. Extension of a Jovanovic-Freundlich isotherm model to multicomponent adsorption on heterogeneous surfaces. **Journal of Chromatography A**, v. 796, n. 1, p. 15–40, 1998. [https://doi.org/10.1016/S0021-9673\(97\)01096-0](https://doi.org/10.1016/S0021-9673(97)01096-0)

RANGABHASHIYAM, S.; VIJAYARAGHAVAN, Kuppusamy. Biosorption of Tm(III) by free and polysulfone-immobilized *Turbinaria conoides* biomass. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, v. 80, p. 318–324, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2019.08.010>.

RATHI, B.Sentil et al.. An effective separation of toxic arsenic from aquatic environment using electrochemical ion exchange process. **J. Hazard. Mater.** 2021. 412: 125240. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125240>

RAULINO, Gisele S. C. et al. Treatment influence on green coconut shells for removal of metal ions: pilot-scale fixed-bed column, **Environ. Technol.**, 2014,

v.35, n.14, p.1711– 1720. <https://doi.org/10.1080/09593330.2014.880747>

REYES, Kim Rafaelle E.; TSAI, Po Wei; TAYO, Lemmuel L.; HSUEH, Chung Chuan; CHEN, Bor Yann. Biodegradation of anthraquinone dyes: Interactive assessment upon biodecolorization, biosorption and biotoxicity using dual-chamber microbial fuel cells (MFCs). **Process Biochemistry**, v. 101, p. 111–127, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2020.11.006>.

RIBEIRO, Valéria Rampazzo; FERNANDES, Isabela de Andrade Arruda; MARI, Isabelle Pereira; STAFUSSA, Ana Paula; ROSSETTO, Raquel; MACIEL, Giselle Maria; HAMINIUK, Charles Windson Isidoro. Bringing together *Saccharomyces cerevisiae* and bioactive compounds from plants: A new function for a well-known biosorbent. **Journal of Functional Foods**, 2019a; 60: 103433. <https://doi.org/10.1016/j.jff.2019.103433>.

RIBEIRO, Valéria Rampazzo; MACIEL, Giselle Maria; FACHI, Mariana Millan; PONTAROLO, Roberto; FERNANDES, Isabela de Andrade Arruda; STAFUSSA, Ana Paula; HAMINIUK, Charles Windson Isidoro. Improvement of phenolic compound bioaccessibility from yerba mate (*Ilex paraguariensis*) extracts after biosorption on *Saccharomyces cerevisiae*. **Food Research International**. 2019b; 126: 108623. <https://doi.org/10.1016/j.foodres.2019.108623>.

SANT'ANNA Jr., Gerlado Lippel. Poluição hídrica, parâmetros e indicadores de interesse. *In: Tratamento biológico de efluentes - fundamentos e aplicações*. 2ed, Rio de Janeiro: Interciência, 2013. p.37-65.

SARIKAYA, Asli Göçenoğlu; KOPAR, Emre Erden. Biosorption of Sirius Blue azo-dye by *Agaricus campestris* biomass: Batch and continuous column studies. **Materials Chemistry and Physics**. 2022; 276: 125381. DOI: 10.1016/j.matchemphys.2021.125381.

SEDLAKOVA-KADUKOVA, Jana; KOPCAKOVA, Anna.; GRESAKOVA, Lubomira; GODANY, Andrey; PRISTAS, Peter. Bioaccumulation and biosorption of zinc by a novel *Streptomyces* K11 strain isolated from highly alkaline aluminium brown mud disposal site. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 167, p. 204–211, 2019. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2018.09.123.

SIGGINS, Alma. et al. Simultaneous adsorption and biodegradation of trichloroethylene occurs in a biochar packed column treating contaminated landfill leachate. **Journal of Hazardous Materials**, 2021. 403; n. 2020, p. 123676, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123676>.

SUBBURAJ, Suganya; KUMAR, Ponnusamy Senthil. Kinetic and thermodynamic analysis on the abolition of toxic metals from wastewater using activated carbon produced from compost waste. **Desalin. Water Treat.** 2020, v. 204, p. 270–284. DOI: 10.5004/dwt.2020.26275

SWOLFS, Yentl; VERPOEST, Ignaas; GORBATIKH, Larissa. Recent advances in fibre-hybrid composites: materials selection, opportunities and applications. **International Materials Reviews**, v. 64, n. 4, p. 181–215, 2019.

<https://doi.org/10.1080/09506608.2018.1467365>.

TABARAKI, Reza; HEIDARIZADI, Elhan. Simultaneous biosorption of Arsenic (III) and Arsenic (V): Application of multiple response optimizations. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 166, n. May, p. 35–41, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.09.063>.

TSAI, Wen-Tien; JIANG, Tasi-Jung. Mesoporous activated carbon produced from coconut shell using a single-step physical activation process. **Biomass Convers. Biorefinery**, v. 8, p. 711–718, 2018. <https://doi.org/10.1007/s13399-018-0322-x>

THIRUNAVUKKARASU, Arunachalam; NITHYA, Rajarathinam; SIVASHANKAR, Raja. Continuous fixed-bed biosorption process: A review. **Chemical Engineering Journal Advances**. 2021; 8: 100188. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.100188>.

TINGTING, Shen; XIAOBO, Zou; JIYONG, Shi; ZHIHUA, Li; XIAOWEI, Huang; YIWEI, Xu; WU, Chen. Determination Geographical Origin and Flavonoids Content of Goji Berry Using Near-Infrared Spectroscopy and Chemometrics. **Food Analytical Methods**, v. 9, n. 1, p. 68–79, 2016. DOI: 10.1007/s12161-015-0175-x.

TRAN, Hai Nguyen et al. Mistakes and inconsistencies regarding adsorption of contaminants from aqueous solutions: A critical review. **Water Research**, v. 120, p. 88–116, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2017.04.014>.

WANG, Xu; LI, Daping; GAO, Ping; GU, Wenzhi; HE, Xiaohong; YANG, Wenyi; TANG, Wenzhong. Analysis of biosorption and biotransformation mechanism of *Pseudomonas chengduensis* strain MBR under Cd(II) stress from genomic perspective. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 198, p. 110655, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110655>.

WARD, D. B.; EDYVEAN Robert; Archer, E. Wastewater Treatment using Waste Derived Biosorbent: An Industrial Scale Demonstration. **The International Journal of Surface Engineering and Coatings**, v. 82, n.1-2, p. 29-32, 2004. <https://doi.org/10.1080/00202967.2004.11871550>.

WOOD-BLACK, Frankie, Considerations for Scale-Up – Moving from the Bench to the Pilot Plant to Full Production. In: Mary K. Moore, Elmer B. Ledesma (ed.). **Academia and Industrial Pilot Plant Operations and Safety**. ACS Symposium Series, v. 1163 p. 37-45, 2014. <https://doi.org/10.1021/bk-2014-1163.ch003>

XU, Xinan; ZHANG, Lixia; GAN, Ye; ZHOU, Zhijiang. Biosorption of Pb²⁺ and Zn²⁺ by Ca-alginate immobilized and free extracellular polysaccharides produced by *Leuconostoc citreum* B-2. **International Journal of Biological Macromolecules**, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150562>.

YAASHIKAA, Ponnambalam Ragini; KUMAR, P. Senthil; SARAVANAN, Anbalagan; VO, Dai-Viet N. Advances in biosorbents for removal of environmental pollutants: A review on pretreatment, removal mechanism and

future outlook. **Journal of Hazardous Materials**; 2021, v. 420: 126596. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126596>

YU, Ya qi; LUO, Hou qiao; TANG, Wen ya; YU, Chang ping; LU, Li; LI, Jiang wei; YANG, Jin yan. Mechanism of vanadium(IV) resistance of the strains isolated from a vanadium titanomagnetite mining region. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 195, p. 110463, 2020. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2020.110463.

ZDARTA, Jakub et al. A general overview of support materials for enzyme immobilization: Characteristics, properties, practical utility. **Catalysts**, v. 8, n. 2, 2018. <https://doi.org/10.3390/catal8020092>.

ZDARTA, Jakub et al. Multi-faceted strategy based on enzyme immobilization with reactant adsorption and membrane technology for biocatalytic removal of pollutants: A critical review. **Biotechnology Advances**, v. 37, n. 7, p. 107401, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2019.05.007>.

ZHAO, Xuchen et al. Properties comparison of biochars from corn straw with different pretreatment and sorption behaviour of atrazine. **Bioresource Technology**, v. 147, p. 338–344, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2013.08.042>.

ZHENG, Yuan et al. Highly efficient simultaneous adsorption and biodegradation of a highly-concentrated anionic dye by a high-surface-area carbon-based biocomposite. **Chemosphere**, v. 179, p. 139–147, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.03.096>.

ZHANG, Chao; LIU, Siyao; LI, Shuangxi; TAO, Yue; WANG, Panpan; MA, Xinyue; CHEN, Lanzhou. Enhanced biosorption of Cu(II) by magnetic chitosan microspheres immobilized *Aspergillus sydowii* (MCMAs) from aqueous solution. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**. 2019; 58: 123813. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2019.123813>.

ZINICOVSCAIA, Inga; SAFONOV, Alexey; ZELENINA, Daria; ERSHOVA, Yana; BOLDYREV, Kirill. Evaluation of biosorption and bioaccumulation capacity of cyanobacteria *Arthrospira* (spirulina) platensis for radionuclides. **Algal Research**. 2020. 51: 102075. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2020.102075>.

ZOU, Jie; FAN, Chunyan; JIANG, Yun; LIU, Xiu; ZHOU, Wen; XU, Hao; HUANG, Liang. A preliminary study on assessing the Brunauer-Emmett-Teller analysis for disordered carbonaceous materials. **Microporous and Mesoporous Materials**. 2021; 327: 111411. <https://doi.org/10.1016/j.micromeso.2021.111411>.

Autores

Cristina Giatti Marques de Souza^{1*}, Giselle Maria Maciel^{2*}, Isabela de Andrade Arruda Fernandes³, Mateus Semião⁴

1. Universidade Estadual de Maringá (UEM), Av. Colombo, 5790, 87020-900, Maringá, Paraná, Brasil.
2. Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), R. Dep. Heitor Alencar Furtado, 5000, 81280-340, Curitiba, Paraná, Brasil.
3. Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Alimentos (PPGEAL), Universidade Federal do Paraná (UFPR), Av. Cel. Francisco H. dos Santos, 100, 81531-980, Curitiba, Paraná, Brasil.
4. Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA), Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), R. Dep. Heitor Alencar Furtado, 5000, 81280-340, Curitiba, Paraná, Brasil.

* Autores para correspondência: cgmsouza@uem.br; gisellemariam@gmail.com