

1era Ed.  
2026



PUERTO MADERO  
EDITORIAL

# DEL RESIDUO A LA ENERGÍA: SISTEMAS BIOELECTROQUÍMICOS APLICADOS AL TRATAMIENTO DE EFLUENTES

FROM WASTE TO ENERGY:  
BIOELECTROCHEMICAL SYSTEMS  
APPLIED TO EFFLUENT TREATMENT



Joana Fernanda Iza Guaman  
Celso Guillermo Recalde Moreno  
Luis Miguel Allauca Cando



[puertomaderoeditorial.com.ar](http://puertomaderoeditorial.com.ar)



La Plata - Argentina

# **DEL RESIDUO A LA ENERGÍA: SISTEMAS BIOELECTROQUÍMICOS APLICADOS AL TRATAMIENTO DE EFLUENTES**

*From Waste to Energy: Bioelectrochemical Systems Applied to Effluent  
Treatment*

**AUTORES:**

Iza Guaman, Recalde Moreno y Allauca Cando

**ISBN: 978-631-6960-04-7**





# DEL RESIDUO A LA ENERGÍA: SISTEMAS BIOELECTROQUÍMICOS APLICADOS AL TRATAMIENTO DE EFLUENTES

*From Waste to Energy: Bioelectrochemical Systems Applied to Effluent  
Treatment*

**TOMO I**

**Autores:**

Joana Fernanda Iza Guaman  
Celso Guillermo Recalde Moreno  
Luis Miguel Allauca Cando





Iza Guaman, Joana Fernanda

Del residuo a la energía: sistemas bioelectroquímicos aplicados al tratamiento de efluentes / Joana Fernanda Iza Guaman ; Celso Guillermo Recalde Moreno ; Luis Miguel Allauca Cando ; editado por Guido Patricio Santillán Lima ; Sandra Isabel González Polo. - 1a ed. - La Plata : Puerto Madero Editorial Académica, 2026.

Libro digital, PDF/A

Archivo Digital: descarga y online

ISBN 978-631-6960-04-7

DOI: Pendiente de asignación

I. Medio Ambiente. I. Guido Patricio, Santillán Lima, ed. II. González Polo, Sandra Isabel, ed. III. Título.

CDD 363.7

**ISBN 978-631-6960-04-7**



**Licencia Creative Commons:**

Atribución-NoComercial-SinDerivar 4.0 Internacional (CC BY-NC-SA 4.0).





Primera Edición, septiembre 2026

**TÍTULO:** Del residuo a la energía: sistemas bioelectroquímicos aplicados al tratamiento de efluentes

*From Waste to Energy: Bioelectrochemical Systems Applied to Effluent Treatment*

**ISBN:** 978-631-6960-04-7

**DOI:** Pendiente de asignación

**Editado por:**

**Sello editorial:** ©Puerto Madero Editorial Académica

**N° de Alta:** 933832

**Editorial:** ©Puerto Madero Editorial Académica

**CUIL:** 20630333971

Calle 45 N491 entre 4 y 5

Dirección de Publicaciones Científicas Puerto Madero Editorial Académica

La Plata, Buenos Aires, Argentina

**Teléfono:** +54 9 221 314 5902

+54 9 221 531 5142

**Código Postal:** AR1900

*Este libro se sometió a arbitraje bajo el sistema de doble ciego (peer review)*

**Corrección y diseño:**

Puerto Madero Editorial Académica

Diseñador Gráfico: José Luis Santillán Lima

**Diseño, Montaje y Producción Editorial:**

Puerto Madero Editorial Académica

Diseñador Gráfico: José Luis Santillán Lima

**Director del equipo editorial:** Santillán Lima, Juan Carlos

**Editor:** Guido Patricio Santillán Lima ; Sandra Isabel González Polo

Hecho en Argentina

Made in Argentina



## AUTORES

### **Joana Fernanda Iza Guaman**

Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, Facultad de Ciencias, GEAA (Grupo de Energías Alternativas y Ambiente), Avenida Pedro Vicente Maldonado s/n y Avenida 11 de Noviembre, 060155, Riobamba, Chimborazo, Ecuador.

[joana.iza@esPOCH.edu.ec](mailto:joana.iza@esPOCH.edu.ec)

<https://orcid.org/0000-0002-5900-1679>

### **Celso Guillermo Recalde Moreno**

Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, Facultad de Ciencias, GEAA (Grupo de Energías Alternativas y Ambiente), Avenida Pedro Vicente Maldonado s/n y Avenida 11 de Noviembre, 060155, Riobamba, Chimborazo, Ecuador.

[celso.recalde@esPOCH.edu.ec](mailto:celso.recalde@esPOCH.edu.ec)

<https://orcid.org/0000-0002-8831-7605>

### **Luis Miguel Allauca Cando**

Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, Facultad de Ciencias, GEAA (Grupo de Energías Alternativas y Ambiente), Avenida Pedro Vicente Maldonado s/n y Avenida 11 de Noviembre, 060155, Riobamba, Chimborazo, Ecuador.

[miguel.allauca@esPOCH.edu.ec](mailto:miguel.allauca@esPOCH.edu.ec)

<https://orcid.org/0009-0005-5486-3260>



# Índice general

|                                                                                                      |          |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------|
| <b>INTRODUCCIÓN</b>                                                                                  | <b>1</b> |
| <b>1 FUNDAMENTOS ELECTROQUÍMICOS Y MICROBIOLOGÍA DE LA TRANSFERENCIA EXTRACELULAR DE ELECTRONES.</b> | <b>4</b> |
| 1.1 Evolución histórica y contexto de los sistemas bioelectroquímicos . . . .                        | 5        |
| 1.1.1 De la electricidad animal a la celda de combustible microbiana .                               | 5        |
| 1.1.2 Panorama actual y relevancia para el tratamiento de aguas . . . .                              | 7        |
| 1.2 Clasificación de los sistemas bioelectroquímicos . . . . .                                       | 7        |
| 1.2.1 Celda de combustible microbiana (CCM) . . . . .                                                | 8        |
| 1.2.2 Celda de electrólisis microbiana (CEM) . . . . .                                               | 8        |
| 1.2.3 Celda de desalinización microbiana (CDM) . . . . .                                             | 9        |
| 1.2.4 Celda de electrosíntesis microbiana . . . . .                                                  | 9        |
| 1.3 Elementos constitutivos de un sistema bioelectroquímico . . . . .                                | 10       |
| 1.3.1 El ánodo y la biopelícula electroactiva . . . . .                                              | 11       |
| 1.3.2 El cátodo y la reacción de reducción . . . . .                                                 | 11       |
| 1.3.3 El separador y las membranas de intercambio iónico . . . . .                                   | 12       |
| 1.4 Termodinámica y bioenergética de los sistemas bioelectroquímicos . . .                           | 12       |
| 1.4.1 El balance energético y la energía libre de Gibbs . . . . .                                    | 12       |
| 1.4.2 La partición bioenergética de la energía del sustrato . . . . .                                | 13       |
| 1.5 Semirreacciones y potenciales redox . . . . .                                                    | 15       |
| 1.5.1 Descomposición en semirreacciones . . . . .                                                    | 15       |
| 1.5.2 La jerarquía de potenciales redox . . . . .                                                    | 16       |
| 1.5.3 El transporte iónico en las celdas de desalinización . . . . .                                 | 16       |
| 1.6 Curvas de polarización y eficiencia coulombica . . . . .                                         | 17       |
| 1.6.1 La curva de polarización y el punto de máxima potencia . . . .                                 | 17       |
| 1.6.2 El fenómeno de sobreimpulso . . . . .                                                          | 18       |
| 1.6.3 La eficiencia coulombica como indicador de recuperación . . . .                                | 18       |

|          |                                                                                            |    |
|----------|--------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| 1.7      | Sobrepotenciales y pérdidas . . . . .                                                      | 19 |
| 1.7.1    | Pérdidas por activación . . . . .                                                          | 21 |
| 1.7.2    | Pérdidas óhmicas . . . . .                                                                 | 21 |
| 1.7.3    | Pérdidas por concentración . . . . .                                                       | 21 |
| 1.7.4    | El papel del pH en las pérdidas . . . . .                                                  | 22 |
| 1.7.5    | Factores operativos que condicionan el rendimiento de los SBE .                            | 23 |
| 1.7.6    | Temperatura . . . . .                                                                      | 23 |
| 1.7.7    | pH . . . . .                                                                               | 23 |
| 1.7.8    | Resistencia externa . . . . .                                                              | 24 |
| 1.8      | Impedancia y modelado electroquímico . . . . .                                             | 24 |
| 1.8.1    | Espectroscopia de impedancia electroquímica . . . . .                                      | 24 |
| 1.8.2    | Modelos cinéticos del crecimiento microbiano . . . . .                                     | 24 |
| 1.9      | Materiales de electrodos y membranas . . . . .                                             | 26 |
| 1.10     | Criterios metodológicos para la comparación de materiales y configura-<br>ciones . . . . . | 27 |
| 1.11     | Bacterias electrogénicas . . . . .                                                         | 28 |
| 1.11.1   | Diversidad y origen de los exoelectrógenos . . . . .                                       | 28 |
| 1.11.2   | Los modelos <i>Geobacter</i> y <i>Shewanella</i> . . . . .                                 | 29 |
| 1.11.3   | Dinámica de la comunidad microbiana . . . . .                                              | 29 |
| 1.11.4   | Ingeniería de la biopelícula anódica . . . . .                                             | 30 |
| 1.12     | Mecanismos de transferencia extracelular de electrones . . . . .                           | 30 |
| 1.12.1   | Transferencia directa de electrones y nanocables . . . . .                                 | 31 |
| 1.12.2   | Transferencia mediada de electrones . . . . .                                              | 32 |
| 1.12.3   | Sustancias poliméricas extracelulares (EPS) . . . . .                                      | 34 |
| 1.12.4   | Microalgas como biocatalizadores . . . . .                                                 | 35 |
| 1.13     | Las algas como biocatalizadores en sistemas bioelectroquímicos . . . .                     | 35 |
| 1.13.1   | El biocátodo fotosintético . . . . .                                                       | 36 |
| 1.13.1.1 | Producción de oxígeno in situ . . . . .                                                    | 36 |
| 1.13.1.2 | Dinámica de los ciclos luz/oscuridad . . . . .                                             | 37 |
| 1.13.2   | Especies algales empleadas y su desempeño . . . . .                                        | 38 |
| 1.13.3   | Mecanismos microalgales para la remoción de contaminantes . .                              | 39 |
| 1.13.3.1 | Biosorción . . . . .                                                                       | 39 |
| 1.13.3.2 | Bioacumulación . . . . .                                                                   | 40 |

|          |                                                                                          |           |
|----------|------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| 1.13.3.3 | Precipitación asistida . . . . .                                                         | 40        |
| 1.13.4   | Productos de valor agregado y valorización de la biomasa . . . .                         | 40        |
| 1.13.4.1 | Pigmentos y carotenoides . . . . .                                                       | 40        |
| 1.13.4.2 | Biodiesel y astaxantina . . . . .                                                        | 41        |
| 1.13.5   | Limitaciones: bioincrustación y estabilidad . . . . .                                    | 42        |
| 1.14     | Biosensores bioelectroquímicos . . . . .                                                 | 43        |
| 1.15     | Configuraciones de reactor y desafíos de escalado . . . . .                              | 43        |
| 1.15.1   | Celdas de cámara única, doble cámara y triple cámara . . . . .                           | 44        |
| 1.15.2   | Geometrías tubulares y sumergidas . . . . .                                              | 45        |
| 1.15.3   | Barreras para el escalado y la producción . . . . .                                      | 46        |
| 1.16     | Aplicaciones ambientales de los sistemas bioelectroquímicos . . . . .                    | 46        |
| 1.16.1   | Tratamiento de aguas residuales . . . . .                                                | 47        |
| 1.16.2   | Remoción y recuperación de nutrientes . . . . .                                          | 47        |
| 1.16.3   | Biorremediación de contaminantes . . . . .                                               | 48        |
| 1.16.4   | Producción de biohidrógeno y otros productos . . . . .                                   | 48        |
| 1.17     | Perspectivas futuras y proyección regional . . . . .                                     | 48        |
| 1.18     | Conclusiones del capítulo . . . . .                                                      | 49        |
| <b>2</b> | <b>BIOELECTROQUÍMICA APLICADA EN ECUADOR Y PERSPECTIVAS PARA SUDAMÉRICA.</b>             | <b>52</b> |
| 2.1      | Introducción: energía, residuos y biotecnología en Sudamérica . . . . .                  | 52        |
| 2.2      | Elementos de los SBE y FO empleados en estudios de sistemas bioelectroquímicos . . . . . | 54        |
| 2.2.0.1  | Electrodos a base de metales . . . . .                                                   | 55        |
| 2.2.0.2  | Electrodos a base de carbono . . . . .                                                   | 56        |
| 2.2.0.3  | Membranas . . . . .                                                                      | 58        |
| 2.2.1    | Reactores de fermentación oscura . . . . .                                               | 60        |
| 2.3      | Sustratos: generación de bioenergía y tratamiento simultáneo de contaminantes . . . . .  | 62        |
| 2.4      | Residuos orgánicos como sustrato . . . . .                                               | 66        |
| 2.5      | Residuos industriales como sustrato . . . . .                                            | 69        |
| 2.6      | Suelos como sustrato e inóculo . . . . .                                                 | 71        |
| 2.7      | Configuraciones de los SBE y reactores de fermentación oscura . . . . .                  | 74        |
| 2.7.1    | Escalado modular de las CCM . . . . .                                                    | 76        |

|          |                                                                                                                 |           |
|----------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| 2.7.2    | Escalado de configuraciones terrestres y sedimentarias . . . . .                                                | 78        |
| 2.7.3    | Aplicaciones en sensado ambiental autónomo . . . . .                                                            | 79        |
| 2.8      | Perspectivas para Sudamérica . . . . .                                                                          | 80        |
| 2.9      | Conclusiones del capítulo . . . . .                                                                             | 82        |
| <b>3</b> | <b>RECUPERACIÓN Y REMEDIACIÓN DE METALES PESADOS EN EFLUENTES MINEROS MEDIANTE SISTEMAS BIOELECTROQUÍMICOS.</b> | <b>85</b> |
| 3.1      | Introducción: metales pesados, minería y bioelectroquímica en Sudamérica                                        | 85        |
| 3.2      | La minería y el pasivo de metales pesados en Sudamérica . . . . .                                               | 87        |
| 3.3      | Toxicidad y comportamiento fisicoquímico de los metales pesados . . .                                           | 89        |
| 3.3.1    | Cromo . . . . .                                                                                                 | 89        |
| 3.3.2    | Arsénico . . . . .                                                                                              | 90        |
| 3.3.3    | Cobre, zinc, níquel y cadmio . . . . .                                                                          | 90        |
| 3.3.4    | Mercurio . . . . .                                                                                              | 90        |
| 3.3.5    | Plomo . . . . .                                                                                                 | 90        |
| 3.3.6    | Cobalto y Manganeseo . . . . .                                                                                  | 91        |
| 3.4      | Fundamentos y mecanismos de la recuperación catódica de metales . . .                                           | 91        |
| 3.4.1    | Rutas de transformación de los metales en el sistema . . . . .                                                  | 92        |
| 3.5      | Comunidades microbianas para la reducción y precipitación de metales .                                          | 95        |
| 3.6      | Reducción y remediación del cromo hexavalente . . . . .                                                         | 96        |
| 3.7      | Recuperación de cobre . . . . .                                                                                 | 97        |
| 3.8      | Arsénico, mercurio y otros metales de la minería aurífera . . . . .                                             | 99        |
| 3.9      | Tratamiento bioelectrquímico del drenaje ácido de minas . . . . .                                               | 102       |
| 3.9.1    | Configuraciones específicas para el drenaje ácido de minas . . .                                                | 104       |
| 3.10     | Recuperación selectiva de metales y valorización de recursos . . . . .                                          | 106       |
| 3.10.1   | Recuperación de metales preciosos y de residuos electrónicos . .                                                | 108       |
| 3.11     | Biosensores bioelectroquímicos para el monitoreo de metales . . . . .                                           | 109       |
| 3.12     | Aguas mineras salinas y celdas de desalinización microbiana . . . . .                                           | 111       |
| 3.13     | Desafíos y limitaciones actuales . . . . .                                                                      | 113       |
| 3.14     | Perspectiva para Sudamérica . . . . .                                                                           | 114       |
| 3.15     | Conclusiones del capitulo . . . . .                                                                             | 115       |

|                     |            |
|---------------------|------------|
| <b>BIBLIOGRAFÍA</b> | <b>117</b> |
|---------------------|------------|

DE LOS AUTORES

138

# Índice de figuras

|    |                                                                                                                 |     |
|----|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| 1  | Esquema general de un sistema bioelectroquímico . . . . .                                                       | 6   |
| 2  | Clasificación de los sistemas bioelectroquímicos según su modo de<br>operación y el producto generado . . . . . | 10  |
| 3  | Curva de polarización . . . . .                                                                                 | 22  |
| 4  | Transferencia directa de electrones . . . . .                                                                   | 32  |
| 5  | Transferencia mediada de electrones . . . . .                                                                   | 34  |
| 6  | Celda de combustible microbiana fotosintética . . . . .                                                         | 37  |
| 7  | Producción de biocombustibles . . . . .                                                                         | 42  |
| 8  | Diagrama esquemático de CCM de cámara única y MFC de doble cámara                                               | 45  |
| 9  | Reactor de fermentación oscura . . . . .                                                                        | 53  |
| 10 | Materiales de electrodo comúnmente utilizados en sistemas bioelectro-<br>químicos . . . . .                     | 55  |
| 11 | Tipos de membranas generalmente utilizadas en CCM . . . . .                                                     | 60  |
| 12 | Esquema de tres tipos principales de fotobiorreactores (PBR) . . . . .                                          | 62  |
| 13 | Celda de combustible microbiana de sedimento y topología de CCMS .                                              | 74  |
| 14 | Conexión de flujo de agua para tratamiento mediante CCM apiladas . .                                            | 76  |
| 15 | Impactos de la minería de oro . . . . .                                                                         | 88  |
| 16 | Clasificación de los SBE según el mecanismo de recuperación de metales                                          | 95  |
| 17 | Reactor MEC de una sola cámara para el tratamiento de metales pesados                                           | 101 |
| 18 | Reactores de celdas de combustible microbianas para el tratamiento de<br>DAM . . . . .                          | 104 |
| 19 | Sistema electroquímico microbiano utilizado para la recuperación de oro                                         | 107 |

# Índice de cuadros

|   |                                                               |    |
|---|---------------------------------------------------------------|----|
| 1 | Microalgas empleadas en sistemas bioelectroquímicos . . . . . | 38 |
| 2 | Materiales de los electrodos empleados en SBE . . . . .       | 57 |
| 3 | Sustratos empleados en los SBE y FO . . . . .                 | 65 |
| 4 | Ruta de transformación de los metales pesados . . . . .       | 92 |

## RESUMEN

Los sistemas bioelectroquímicos integran la actividad catalítica de comunidades microbianas con procesos electroquímicos de electrodo, y permiten acoplar el tratamiento de efluentes con la recuperación de energía, hidrógeno y materiales de valor. Esta obra sistematiza sus fundamentos, su desarrollo en Sudamérica y su aplicación a la recuperación de metales pesados en efluentes mineros, mediante una revisión de la literatura publicada entre 2015 y 2026 en las bases Scopus, Web of Science y SciELO. El primer capítulo establece los fundamentos electroquímicos y microbiológicos: termodinámica, potenciales redox, curvas de polarización, sobrepotenciales, materiales de electrodo y mecanismos de transferencia extracelular de electrones. El segundo revisa la investigación desarrollada en Ecuador y en el resto del continente, con atención a los sustratos regionales, a los materiales de bajo costo y a las configuraciones ensayadas. El tercero aborda la recuperación y remediación de metales pesados en efluentes de la actividad extractiva, incluidos el cromo, el cobre, el arsénico y el mercurio, así como el tratamiento del drenaje ácido de minas. La revisión evidencia que la investigación sudamericana ha desarrollado una aproximación propia, basada en el aprovechamiento de comunidades microbianas nativas y de residuos agroindustriales locales, y que su valor reside más en la depuración y el sensado ambiental que en la generación de energía, dado que la densidad de potencia a escala piloto permanece entre 0,1 y 10 W·m<sup>-3</sup>. Las principales limitaciones para su despliegue no son solo técnicas: incluyen la ausencia de demostraciones a escala piloto en la región y la debilidad de la transferencia hacia el sector productivo.

**Palabras clave:** sistemas bioelectroquímicos; celdas de combustible microbianas; tratamiento de efluentes; recuperación de metales pesados; drenaje ácido de minas; biohidrógeno; Sudamérica

## ABSTRACT

Bioelectrochemical systems integrate the catalytic activity of microbial communities with electrode processes, enabling effluent treatment to be coupled with the recovery of energy, hydrogen and valuable materials. This book systematises their fundamentals, their development in South America and their application to heavy metal recovery from mining effluents, through a review of literature published between 2015 and 2026 in Scopus, Web of Science and SciELO. The first chapter establishes the electrochemical and microbiological fundamentals: thermodynamics, redox potentials, polarisation curves, overpotentials, electrode materials and extracellular electron transfer mechanisms. The second reviews research conducted in Ecuador and across the continent, addressing regional substrates, low-cost materials and the configurations tested. The third examines the recovery and remediation of heavy metals from extractive industry effluents, including chromium, copper, arsenic and mercury, as well as acid mine drainage treatment. The review shows that South American research has developed its own approach, based on native microbial communities and local agro-industrial residues, and that its value lies more in wastewater treatment and environmental sensing than in energy generation, since power density at pilot scale remains between  $0.1$  and  $10 \text{ W} \cdot \text{m}^{-3}$ . The main constraints on deployment are not solely technical: they include the absence of pilot-scale demonstrations in the region and weak technology transfer to the productive sector.

**Keywords:** bioelectrochemical systems; microbial fuel cells; effluent treatment; heavy metal recovery; acid mine drainage; biohydrogen; South America

## INTRODUCCIÓN

El tratamiento de las aguas residuales se ha concebido tradicionalmente como un proceso de eliminación de contaminantes, intensivo en energía y generador de residuos que a su vez requieren gestión. Esta concepción resulta cada vez más difícil de sostener. Las estimaciones disponibles indican que la energía química contenida en las aguas residuales supera varias veces la requerida para su tratamiento, y que estos flujos contienen además nitrógeno, fósforo y materiales recuperables (Katuri et al., 2019; Koul et al., 2022).

Los sistemas bioelectroquímicos ofrecen una vía para esa reconversión (Chandrasekhar et al., 2021). Al emplear comunidades microbianas como catalizadores de reacciones de electrodo, permiten acoplar la degradación de la materia orgánica con la generación de corriente eléctrica, la producción de hidrógeno, la desalinización o la recuperación de metales (Zheng et al., 2020). Su desarrollo ha avanzado de forma sostenida en las dos últimas décadas, impulsado por la búsqueda de alternativas energéticas ante el agotamiento de los combustibles fósiles y el aumento de la demanda (Kant et al., 2021).

El principio que los sustenta reside en la capacidad de ciertos microorganismos para transferir electrones a superficies sólidas mediante contacto directo, apéndices conductores o mediadores redox (Harani et al., 2026; Obileke et al., 2021). El desempeño de estos sistemas depende de numerosas variables de los dominios electroquímico y biológico, cuya interacción da lugar a respuestas no lineales y dificulta la comparación entre estudios (Zhang et al., 2019).

Existe, sin embargo, una laguna que esta obra pretende abordar. La producción científica sudamericana sobre sistemas bioelectroquímicos ha crecido de forma sostenida pero permanece dispersa y escasamente visible en las revisiones internacionales. Los grupos de la región han desarrollado aproximaciones orientadas a sus flujos residuales característicos y al uso de comunidades microbianas locales, cuyo conjunto no ha sido sistematizado hasta la fecha. La fragmentación de los esfuerzos investigadores constituye, de hecho, una de las limitaciones reconocidas para el avance de la disciplina en el continente.

A ello se suma un problema específico. La actividad minera, pilar histórico de las economías andinas, ha generado un pasivo de contaminación por metales pesados

cuya remediación mediante tecnologías convencionales resulta costosa y de difícil aplicación en operaciones dispersas e informales (Almeida-Guerra et al., 2023). La recuperación bioelectroquímica de metales ofrece una alternativa que acopla la remoción del contaminante con su valorización (Pines Pozo et al., 2025; Meng & Dai, 2025), y cuyo potencial para este contexto no ha sido evaluado de forma sistemática.

El objetivo general de esta obra es sistematizar el conocimiento disponible sobre sistemas bioelectroquímicos aplicados al tratamiento de efluentes, con énfasis en la producción científica sudamericana y en la recuperación de metales pesados de origen minero. Como objetivos específicos se plantean establecer sus fundamentos electroquímicos y microbiológicos, revisar los desarrollos regionales documentados, y evaluar las configuraciones y mecanismos aplicables a la remediación de efluentes mineros.

La revisión se llevó a cabo mediante búsquedas sistemáticas en las bases Scopus, Web of Science y SciELO, complementadas con Google Académico para la literatura regional de menor indexación. Los términos empleados combinaron los descriptores *bioelectrochemical systems*, *microbial fuel cell*, *microbial electrolysis cell*, *dark fermentation* y *heavy metal recovery* con los identificadores geográficos correspondientes a los países del continente.

Se priorizaron las publicaciones del período 2015–2026, con inclusión de trabajos anteriores cuando resultaban fundacionales para el desarrollo conceptual. Se incorporaron artículos originales y revisiones publicadas en revistas con revisión por pares, y se excluyeron las comunicaciones a congresos sin texto completo y los trabajos sin datos experimentales verificables. La selección de los estudios regionales priorizó aquellos que reportaran condiciones de operación y resultados cuantificados, criterio que permitió construir las tablas comparativas de los capítulos segundo y tercero.

La justificación de este trabajo reside en la convergencia de tres factores. La región genera un volumen considerable de residuos agroindustriales valorizables, en particular de la caña de azúcar y de otros cultivos extensivos (Arruda et al., 2020; Villegas et al., 2021); alberga una diversidad de ecosistemas y de comunidades microbianas apenas explorada, que concentra además una fracción significativa de las reservas mundiales de carbono orgánico del suelo (Sá et al., 2017); y arrastra pasivos ambientales de gran magnitud derivados de la actividad extractiva (Almeida-Guerra et al., 2023).

El marco teórico se apoya en tres cuerpos de conocimiento. El primero es la

termodinámica y la cinética electroquímica aplicadas a sistemas de electrodo, que determinan la espontaneidad de las reacciones y las pérdidas del sistema (Zhang et al., 2019). El segundo es la microbiología de la transferencia extracelular de electrones, que explica los mecanismos por los que determinadas bacterias intercambian electrones con superficies sólidas (Harani et al., 2026; Mahto & Das, 2025). El tercero es el paradigma de la recuperación de recursos, que reconceptualiza el tratamiento como operación de valorización (Katuri et al., 2019; Wang et al., 2022).

La obra se organiza en tres capítulos. El primero desarrolla los fundamentos electroquímicos y microbiológicos, con la clasificación de los sistemas, sus elementos constitutivos, los mecanismos de transferencia y los materiales de electrodo. El segundo revisa la bioelectroquímica aplicada en Ecuador y Sudamérica, con atención a los sustratos, las configuraciones y el panorama por países. El tercero aborda la recuperación y remediación de metales pesados en efluentes mineros, y cierra con las perspectivas para la región.

# CAPÍTULO 1

## FUNDAMENTOS ELECTROQUÍMICOS Y MICROBIOLOGÍA DE LA TRANSFERENCIA EXTRACELULAR DE ELECTRONES.

Los sistemas bioelectroquímicos (SBE) constituyen una familia de tecnologías que integran la actividad catalítica de los microorganismos con procesos electroquímicos de electrodo (S. Wang et al., 2026), con el fin de convertir la energía química contenida en la materia orgánica o en donantes y aceptores inorgánicos en corriente eléctrica, hidrógeno u otros productos de valor (Zheng et al., 2020). Su versatilidad ha ampliado el espectro de aplicaciones desde la generación de bioelectricidad hacia la biorremediación, la recuperación de nutrientes y metales, y la bioelectrosíntesis de compuestos de interés .

El presente capítulo establece los fundamentos electroquímicos y microbiológicos que sustentan los SBE y sirven de base para los capítulos posteriores. Comprender su funcionamiento requiere integrar la termodinámica y cinética electroquímica con la fisiología de bacterias capaces de intercambiar electrones con superficies sólidas (Abdulwahhab et al., 2023). Esta interacción entre procesos electroquímicos y biológicos determina el comportamiento de los SBE y explica tanto su potencial tecnológico como su complejidad. El desempeño de estos sistemas depende de múltiples variables de ambos dominios, cuya interacción puede generar respuestas no lineales (Obileke et al., 2021).

A diferencia de las celdas de combustible químicas convencionales, los SBE emplean comunidades microbianas como catalizadores, capaces de autorreplicarse, adaptarse al sustrato y regenerarse sin requerir catalizadores costosos (Gul et al., 2021). Esta característica los convierte en plataformas potencialmente económicas para el tratamiento de contaminantes y la recuperación de recursos, en línea con los principios de economía circular y energía descentralizada (Do et al., 2022). En el tratamiento de aguas, estas ventajas son especialmente relevantes en regiones con estrés hídrico y limitaciones de infraestructura energética (Selvasembian et al., 2022).

El capítulo se estructura en dieciséis apartados que presentan los principales

fundamentos de los SBE. Se abordan su evolución y clasificación, los fundamentos electroquímicos y termodinámicos, los potenciales redox, las curvas de polarización, los sobrepotenciales, el modelado y los materiales. También se examinan la microbiología de la transferencia extracelular de electrones y sus mecanismos, así como el papel de las algas como biocatalizadores, la desalinización microbiana y la recuperación de metales. Estos fundamentos sustentan las aplicaciones regionales del Capítulo 2 y la recuperación de metales en efluentes mineros desarrollada en el Capítulo 3.

## 1.1 Evolución histórica y contexto de los sistemas bioelectroquímicos

### 1.1.1 De la electricidad animal a la celda de combustible microbiana

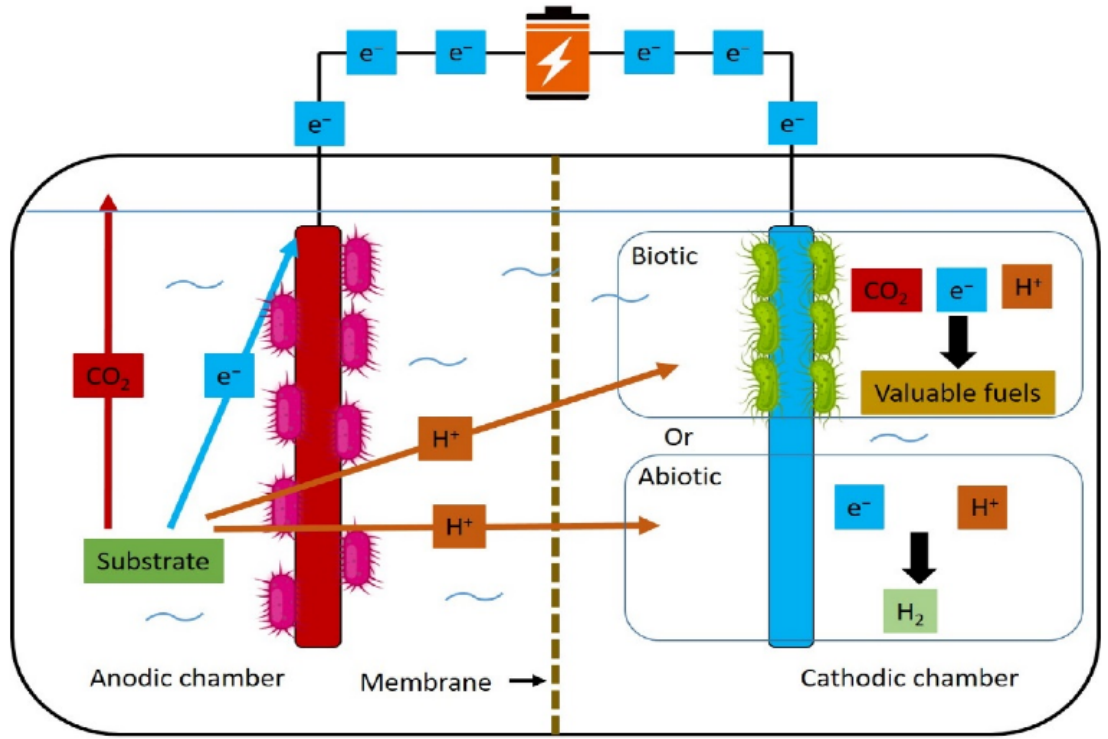
El origen conceptual de los SBE se remonta a los experimentos sobre electricidad animal del siglo XVIII. Su formulación moderna se atribuye a Michael Potter, profesor de Botánica de la Universidad de Durham, quien en 1911 demostró que cultivos de *Escherichia coli* y de levaduras podían generar electricidad al oxidar materia orgánica en un sistema de electrodos de platino (Santoro et al., 2017). Este hallazgo fundacional permaneció durante décadas como una curiosidad de laboratorio, sin aplicaciones prácticas inmediatas, en parte por la escasa densidad de potencia alcanzada y por la falta de comprensión de los mecanismos subyacentes (Slate et al., 2019).

A lo largo del siglo XX el campo avanzó de manera intermitente. En 1931, Barnett Cohen conectó en serie varias semiceldas microbianas y logró producir más de 35 voltios, aunque con corrientes muy bajas, lo que evidenció tempranamente el problema del escalado que aún hoy persiste (Santoro et al., 2017). Durante las décadas siguientes, la investigación espacial exploró el uso de residuos humanos como combustible bioelectroquímico, y solo a partir de la década de 1990 el interés resurgió con fuerza, impulsado por la crisis energética y la necesidad de tecnologías de tratamiento de aguas más sostenibles (Slate et al., 2019).

El punto de inflexión llegó con el desarrollo de las celdas de combustible microbianas (CCM) sin mediadores, que eliminaron la necesidad de añadir compuestos redox costosos y tóxicos. Este progreso fue posible gracias al descubrimiento de microorganismos capaces de transferir electrones directamente hacia el electrodo (Zheng et al., 2020). Posteriormente, el aislamiento y la caracterización de bacterias electroquímicamente activas (*Geobacter* y *Shewanella*), consolidaron esta tecnología y favorecieron

su transición desde una observación experimental de interés histórico hacia un área de investigación sistemática y en rápida expansión (Clarke, 2022).

El desarrollo de los SBE demuestra cómo un descubrimiento fundamental puede permanecer latente durante décadas hasta que el contexto tecnológico y social lo vuelve relevante. Durante gran parte del siglo XX, la abundancia de combustibles fósiles y la limitada preocupación ambiental relegaron estas tecnologías a un segundo plano (Slate et al., 2019). Sin embargo, con la crisis energética, el cambio climático y la escasez de agua en la agenda global, la posibilidad de tratar residuos y generar energía simultáneamente adquirió valor estratégico, impulsando decisivamente la investigación (Munoz-Cupa et al., 2021). La Figura 1 identifica los principales componentes de un SBE.



**Figura 1.** Esquema general de un sistema bioelectroquímico.

Se identifican la cámara anódica anaerobia con la biopelícula electroactiva, la cámara catódica, el separador de intercambio iónico, el circuito externo con la resistencia de carga y el flujo de electrones y de protones entre ambos compartimentos. (Horváth-Gönczi et al., 2023)

### 1.1.2 Panorama actual y relevancia para el tratamiento de aguas

En la actualidad, los SBE han expandido sus aplicaciones mucho más allá de la generación de electricidad, abarcando la biorremediación, el tratamiento de aguas residuales, la producción de biohidrógeno, la desalinización y el biomonitoreo (Saratale et al., 2022). Esta diversificación ha dado lugar a un conjunto de tecnologías derivadas que comparten los mismos principios fundamentales, pero difieren en su configuración y propósito (Munoz-Cupa et al., 2021), lo que justifica una clasificación sistemática que se desarrolla en el apartado siguiente.

A pesar de los avances, la densidad de potencia de los sistemas a escala piloto permanece modesta típicamente entre  $0,1$  y  $10 \text{ W}\cdot\text{m}^{-3}$ , muy por debajo de los niveles necesarios para una generación energética significativa, aunque la remoción de demanda química de oxígeno (DQO) alcanza con frecuencia entre el 50 % y el 90 % (Munoz-Cupa et al., 2021). Estos rangos deben interpretarse con cautela, pues abarcan sistemas que difieren en composición del influente, temperatura de operación, conductividad del medio, configuración y base de normalización de la potencia, factores que por sí solos explican variaciones de más de un orden de magnitud entre estudios.

La amplitud de estos intervalos refleja, además, la escasez de operaciones prolongadas: la mayoría de los valores procede de ensayos de semanas o pocos meses, de modo que no informan sobre el desempeño sostenido frente al ensuciamiento de membranas, la pasivación de electrodos o la deriva de la comunidad microbiana. La extrapolación de estas cifras a escala industrial resulta, por tanto, prematura, tanto más cuanto que la potencia volumétrica tiende a disminuir con el aumento de escala por efecto de la mayor distancia entre electrodos y de la distribución no uniforme del flujo.

Esta asimetría entre un tratamiento eficaz y una recuperación energética aún limitada define la frontera actual de la investigación (Roy et al., 2023). Sugiere asimismo que el valor de estas tecnologías puede residir más en la depuración y en aplicaciones de baja demanda energética, como el sensado ambiental autónomo, que en la generación de energía propiamente dicha.

## 1.2 Clasificación de los sistemas bioelectroquímicos

Los SBE se clasifican en función de su modo de operación y del producto que generan. Las cuatro variantes principales son la celda de combustible microbiana, la celda

de electrólisis microbiana, la celda de desalinización microbiana (CDM) y la celda de electrosíntesis microbiana (CEM), todas ellas basadas en la actividad bioelectrocatalítica de microorganismos sobre electrodos (Zheng et al., 2020). La distinción fundamental entre ellas radica en si el sistema produce energía de forma espontánea o si requiere un aporte externo para impulsar reacciones termodinámicamente desfavorables. En la figura 2, se puede evidenciar la clasificación de los SBE en la actualidad.

### 1.2.1 Celda de combustible microbiana (CCM)

La celda de combustible microbiana es el arquetipo de todos los SBE y, junto con la CDM, una de las dos variantes que producen electricidad neta sin aporte energético externo (Gul et al., 2021). En ella, las bacterias oxidan la materia orgánica en el ánodo y transfieren los electrones a través de un circuito externo hacia el cátodo, donde se reduce un aceptor terminal, habitualmente el oxígeno. La CCM convierte así directamente la energía química del sustrato en energía eléctrica, mientras trata simultáneamente el efluente (Abdulwahhab et al., 2023).

Aunque la densidad de potencia de las CCM es todavía inferior a la de las celdas de combustible químicas, su capacidad de operar a temperatura ambiente, con catalizadores biológicos autorregenerables y a partir de sustratos residuales, las convierte en una tecnología singular para la recuperación de energía de bajo grado (Gul et al., 2021). La investigación reciente ha logrado incrementar de forma sostenida la potencia mediante la mejora de los materiales de electrodo y de las comunidades microbianas, acercando la tecnología a umbrales de aplicación práctica (Mohyudin et al., 2022).

### 1.2.2 Celda de electrólisis microbiana (CEM)

La celda de electrólisis microbiana comparte con la CCM la oxidación anódica catalizada por bacterias, pero requiere la aplicación de un pequeño voltaje externo para superar la barrera termodinámica y generar productos como hidrógeno, metano, formiato o etanol en el cátodo (Dange et al., 2021). El voltaje aplicado es considerablemente menor que el necesario para la electrólisis convencional del agua, lo que convierte a la CEM en una vía atractiva para la producción de biocombustibles gaseosos a partir de aguas residuales (Yasri et al., 2019).

### 1.2.3 Celda de desalinización microbiana (CDM)

La CDM es una versión modificada de la CCM en la que se inserta una cámara central de desalinización entre el ánodo y el cátodo (Juma Al Balushi et al., 2022), delimitada por una membrana de intercambio aniónico del lado del ánodo y una de intercambio catiónico del lado del cátodo (Jatoi et al., 2022). El campo eléctrico generado por la oxidación bacteriana impulsa la migración de los aniones hacia el ánodo y de los cationes hacia el cátodo, de modo que la sal abandona la cámara central sin necesidad de presión hidráulica ni de aporte externo de energía, produciendo agua desalinizada de forma simultánea al tratamiento del efluente (Gujjala et al., 2022).

Esta configuración resulta especialmente relevante para el tema central del presente libro, pues acopla en un solo dispositivo la depuración de aguas residuales, la desalinización de agua salobre o marina y la recuperación de energía (Sadeq & Ismail, 2023). En condiciones controladas de laboratorio y con alimentación sintética se han reportado remociones de sal de hasta el 99 %, si bien con agua de mar real y en configuraciones de mayor tamaño los valores descienden típicamente al entorno del 80 % (Sadeq & Ismail, 2023).

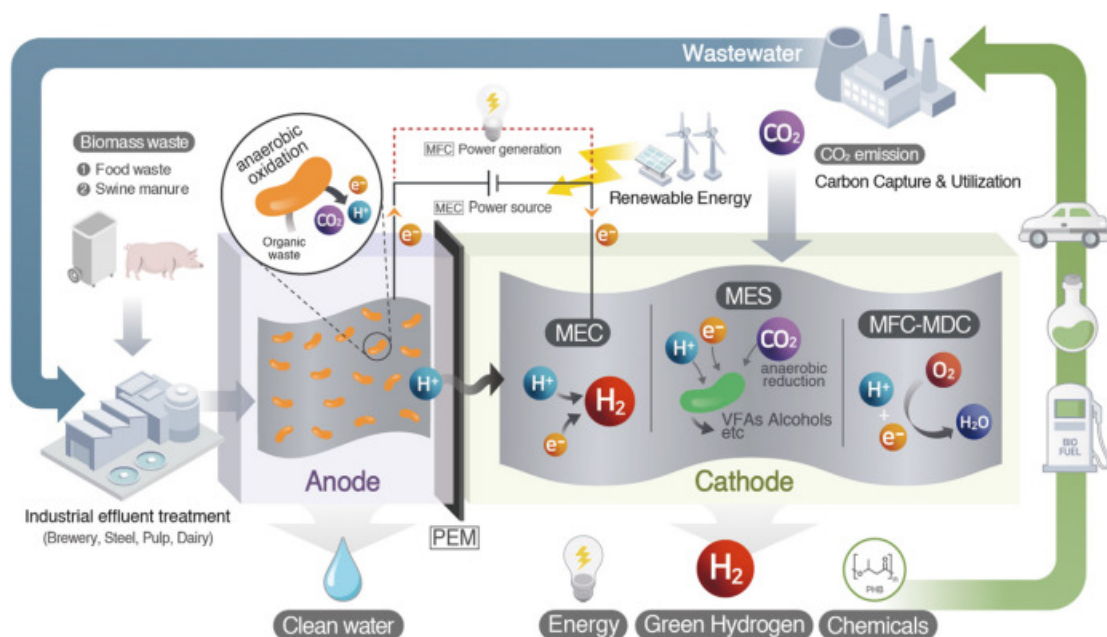
A diferencia de las tecnologías convencionales de desalinización, la CDM no requiere aporte eléctrico externo, pues la fuerza motriz procede de la oxidación biológica del sustrato (Jatoi et al., 2022). Su limitación principal no es, por tanto, el consumo energético, sino la muy baja productividad volumétrica de agua desalinizada, que hoy la sitúa lejos de competir con la ósmosis inversa a escala real logroño(Sadeq & Ismail, 2023).

### 1.2.4 Celda de electrosíntesis microbiana

La celda de electrosíntesis microbiana invierte el flujo habitual de electrones: en ella, los microorganismos del cátodo captan electrones del electrodo para reducir dióxido de carbono u otros compuestos y sintetizar productos orgánicos de valor añadido, como acetato o alcoholes (Saratale et al., 2022). Esta variante representa la frontera más reciente del campo y ofrece una vía para la fijación biológica de carbono impulsada eléctricamente, con potencial para la producción sostenible de precursores químicos (Naaz et al., 2023).

La electrosíntesis microbiana representa, en cierto sentido, la operación inversa de la CCM. En lugar de extraer electrones de la materia orgánica para generar corriente,

aporta electrones desde el electrodo para impulsar reacciones de reducción biológicas (Saratale et al., 2022). Esta capacidad de convertir electricidad renovable y dióxido de carbono en productos químicos abre una vía prometedora para el almacenamiento de energía en enlaces químicos y para la descarbonización de procesos industriales (Yasri et al., 2019).



**Figura 2.** Clasificación de los sistemas bioelectroquímicos según su modo de operación y el producto generado.

Se distinguen la celda de combustible microbiana (CCM), que genera electricidad de forma espontánea; la celda de electrólisis microbiana (CEM), que requiere un aporte de voltaje externo para producir hidrógeno; la celda de desalinización microbiana (CDM), con cámara central delimitada por membranas de intercambio aniónico y catiónico; y la celda de electrosíntesis microbiana, en la que el flujo de electrones se invierte para reducir  $CO_2$  (Jadhav et al., 2022)

### 1.3 Elementos constitutivos de un sistema bioelectroquímico

Independientemente de su variante, todo SBE se compone de un conjunto común de elementos cuyo diseño determina el rendimiento global: el ánodo, el cátodo, el

separador o membrana, el electrolito, el circuito externo y la comunidad microbiana (Obileke et al., 2021). La interacción entre estos componentes define la resistencia interna, la eficiencia de transferencia de electrones y la estabilidad operativa del sistema, por lo que su optimización conjunta es un objetivo central de la ingeniería de estos dispositivos (Obileke et al., 2021).

### 1.3.1 El ánodo y la biopelícula electroactiva

El ánodo proporciona la superficie sobre la que crece la biopelícula electroactiva y funciona como colector de los electrones liberados por la oxidación del sustrato (Borja-Maldonado & López Zavala, 2022). Su desempeño depende del área superficial disponible, de la conductividad, de la biocompatibilidad y de la porosidad, propiedades que condicionan la densidad de la biopelícula y, por tanto, la tasa de transferencia de electrones (Mohyudin et al., 2022). La formación de una biopelícula uniforme y electroquímicamente activa durante la fase de arranque es un requisito previo para una operación estable (Gul et al., 2021).

### 1.3.2 El cátodo y la reacción de reducción

El cátodo determina la eficiencia global del sistema, pues en él se completa el proceso de transferencia de electrones mediante la reducción del aceptor terminal (Thapa et al., 2024). La cinética lenta de la reacción de reducción del oxígeno constituye con frecuencia el cuello de botella del sistema, lo que ha motivado la búsqueda de catalizadores alternativos al platino, incluidos los biocátodos basados en microorganismos o microalgas (Saratale et al., 2022). La elección del material y del catalizador catódico influye directamente en el sobrepotencial de activación y, por ende, en la potencia de salida (Obileke et al., 2021).

Por esta razón, el cátodo ha concentrado buena parte de los esfuerzos de investigación en materiales, que van desde los catalizadores de platino y sus alternativas de metales no nobles hasta los biocátodos microbianos y los materiales carbonosos modificados (Thapa et al., 2024). La reducción del costo y el aumento de la durabilidad del cátodo se consideran condiciones necesarias para la viabilidad económica de los sistemas a gran escala, dado que el cátodo representa con frecuencia la mayor fracción del costo de los materiales activos (Jadhav et al., 2022).

### 1.3.3 El separador y las membranas de intercambio iónico

El separador delimita los compartimentos del sistema y controla el transporte selectivo de iones entre ellos, al tiempo que impide el paso de oxígeno del cátodo al ánodo y mantiene el gradiente de pH (Munoz-Cupa et al., 2021). En las CDM, la combinación de una membrana de intercambio aniónico y una de intercambio catiónico permite la separación de la sal de la cámara central (Liu et al., 2019), mientras que en las CCM una membrana de intercambio protónico transporta los protones hacia el cátodo para mantener la corriente (Jatoi et al., 2022). El separador contribuye de manera decisiva a la resistencia óhmica y a los costos del sistema, por lo que su selección es crítica (Mohyudin et al., 2022).

El electrolito, por su parte, actúa como medio de transporte de los iones entre los electrodos y como soporte de la actividad microbiana, de modo que su composición, conductividad y capacidad tampón influyen directamente en el rendimiento (Kumar et al., 2023). Finalmente, el circuito externo y la resistencia que se le conecta determinan el punto de operación del sistema, cerrando el conjunto de elementos cuya integración armónica define el desempeño global de la celda (Koók et al., 2021).

## 1.4 Termodinámica y bioenergética de los sistemas bioelectroquímicos

### 1.4.1 El balance energético y la energía libre de Gibbs

El punto de partida de cualquier SBE es un balance energético favorable entre las reacciones que ocurren en cada electrodo. Los microorganismos oxidan un sustrato en el ánodo y transfieren los electrones liberados hacia un aceptor terminal situado en el cátodo; la diferencia entre el potencial del aceptor y el del donante define la fuerza motriz del sistema y determina si el proceso es espontáneo o si requiere un aporte externo de energía (Zhou et al., 2022). Esta fuerza motriz se cuantifica mediante la variación de energía libre de Gibbs de la reacción global (Abdulwahhab et al., 2023), que en condiciones distintas de las estándar se expresa según la ecuación (1.1):

$$\Delta G_r = \Delta G_r^{\circ'} + RT \ln Q \quad (1.1)$$

Donde  $\Delta G_r$  es la variación de energía libre de Gibbs de la reacción (J),  $\Delta G_r^{\circ'}$  la variación en condiciones estándar biológicas (J), R la constante universal de los gases

( $8,314 \text{ J}\cdot\text{mol}^{-1}\cdot\text{K}^{-1}$ ),  $T$  la temperatura absoluta (K) y  $Q$  el cociente de reacción. En bioelectroquímica se emplea  $\Delta G_r^{\circ'}$  en lugar de  $\Delta G^{\circ}$ , pues las condiciones estándar biológicas fijan el pH en 7 y no en 0, diferencia que altera de forma apreciable los potenciales de las semirreacciones que involucran protones.

Cuando el trabajo se expresa en términos eléctricos, la energía libre se relaciona con la fuerza electromotriz de la celda mediante la ecuación (1.2):

$$\Delta G_r = -nFE_{fem} \quad (1.2)$$

Donde  $n$  el número de electrones transferidos por mol de reacción,  $F$  la constante de Faraday ( $96\,485 \text{ C}\cdot\text{mol}^{-1}$ ) y  $E_{fem}$  la fuerza electromotriz (V). El signo negativo expresa que una reacción espontánea, con  $\Delta G_r$  negativa, genera una fuerza electromotriz positiva.

Cuando la variación de energía libre de Gibbs es negativa, la reacción global libera energía y el sistema genera electricidad de forma espontánea, como ocurre en la CCM. Cuando es positiva, se requiere aplicar un voltaje externo, tal como sucede en la producción de hidrógeno en la CEM (Yasri et al., 2019). En este caso la oxidación biológica aporta buena parte de la fuerza motriz, de modo que el voltaje termodinámicamente requerido del orden de 0,14 V con acetato resulta muy inferior a los 1,23 V de la electrólisis convencional del agua, si bien en la práctica se aplican entre 0,6 y 1,1 V para compensar las pérdidas (Dange et al., 2021). Esta distinción separa conceptualmente las tecnologías productoras de energía de las consumidoras.

### 1.4.2 La partición bioenergética de la energía del sustrato

La bioenergética microbiana añade un matiz esencial al balance puramente electroquímico: la célula no cede la totalidad de la energía del sustrato al circuito externo, sino que reserva una fracción para su mantenimiento, su crecimiento y la síntesis de metabolitos secundarios (Abdulwahhab et al., 2023). Esta partición de la energía explica por qué la eficiencia de recuperación de electrones en los SBE reales se sitúa muy por debajo de los valores teóricos, y por qué el ajuste de las condiciones de operación busca maximizar la fracción de energía dirigida al electrodo (Zheng et al., 2020).

El voltaje teórico de una CCM, calculado a partir de la diferencia de potenciales redox de las semirreacciones, ronda valores cercanos a 1,1 V en condiciones estándar cuando se emplean acetato como donante y oxígeno como aceptor (Jalili et al., 2024).

Sin embargo, el voltaje real de operación rara vez supera los 0,7 V debido a las pérdidas que se detallan en apartados posteriores, y en la mayoría de los sistemas de laboratorio se sitúa entre 0,3 y 0,5 V (Yasri et al., 2019) Esta brecha entre el potencial teórico y el práctico constituye uno de los indicadores más elocuentes del margen de mejora que aún ofrece la tecnología.

Desde esta perspectiva, el ánodo funciona como un aceptor de electrones de potencial ajustable que compite con los aceptores solubles presentes en el medio, como el nitrato o el sulfato (Hyun et al., 2022) Cuanto más positivo es el potencial del ánodo, mayor es la energía que la bacteria conserva al respirarlo, pero un potencial excesivamente positivo puede favorecer vías metabólicas no electrogénicas o el crecimiento de poblaciones que compiten por el sustrato sin transferir electrones al electrodo (Zheng et al., 2020). El ajuste del potencial de electrodo constituye, por tanto, una herramienta de selección de la comunidad microbiana y un parámetro de diseño de primer orden en el escalado (Munoz-Cupa et al., 2021).

La cuantificación experimental de estos parámetros bioenergéticos en efluentes reales plantea desafíos que la formulación termodinámica, por sí sola, no resuelve. A diferencia de un ensayo controlado con acetato puro y un cultivo definido, un efluente complejo contiene una mezcla de donadores de electrones en distintos estados de oxidación, cuya composición varía en el tiempo y rara vez se caracteriza por completo, lo que impide calcular  $\Delta G/r$  con precisión a partir de la ecuación (1.1): el cociente de reacción  $Q$  depende de concentraciones de especies que pocas veces se cuantifican todas de forma simultánea (Abdulwahhab et al., 2023),.

La ausencia de un método normalizado y la dependencia de inferencias indirectas para evaluar la distribución energética del sustrato causan una variabilidad significativa en la eficiencia reportada para la recuperación de electrones en SBE. La mejora en las técnicas de medición y modelado bioenergético representa una vía fundamental para avanzar en la optimización y estandarización de esta tecnología emergente (Bayoumi et al., 2026).

Medir el potencial real de cada electrodo dentro de un reactor bioelectroquímico es un procedimiento delicado que involucra un compromiso entre el mantenimiento de condiciones electroquímicas ideales y la preservación del desarrollo natural del biofilm. Implica que las medidas energéticas derivadas deben considerarse con cautela, reconociendo la variabilidad y limitaciones inducidas por la configuración experimental

y la complejidad del sistema biológico, más que como valores absolutos y directamente comparables entre estudios (Knoll et al., 2023).

## 1.5 Semirreacciones y potenciales redox

### 1.5.1 Descomposición en semirreacciones

Toda reacción global de un SBE puede descomponerse en dos semirreacciones que ocurren en electrodos separados. En el ánodo tiene lugar la oxidación del donante de electrones; para un sustrato orgánico modelo como la glucosa, la oxidación completa libera protones y electrones que migran hacia el cátodo (Hyun et al., 2022). En el cátodo se produce la reducción del aceptor terminal, con mayor frecuencia el oxígeno, aunque también pueden emplearse nitrato, sulfato, dióxido de carbono o iones metálicos (Jiang et al., 2025). La semirreacción de reducción del oxígeno  $O_2 + 4H^+ + 4e^- \rightarrow 2H_2O$  es la más habitual por su elevado potencial de reducción, si bien su cinética lenta a temperatura ambiente constituye una de las principales limitaciones del cátodo abiótico (Thapa et al., 2024).

El potencial de cada semirreacción en condiciones distintas de las estándar se obtiene mediante la ecuación de Nernst expresada en (1.3) (Yasri et al., 2019).: Donde  $E$  es el potencial en las condiciones de operación (V),  $E^\circ$ , el potencial estándar biológico (V), y los corchetes denotan las actividades de las especies reducida y oxidada.

$$E = E^\circ - \frac{RT}{nF} \ln \frac{[\text{reducido}]}{[\text{oxidado}]} \quad (1.3)$$

La fuerza electromotriz teórica de la celda resulta entonces de la diferencia entre ambos electrodos, según la ecuación (1.4):

$$E_{fem} = E_{\text{cátodo}} - E_{\text{ánodo}} \quad (1.4)$$

La aplicación de esta expresión al par acetato/oxígeno en condiciones estándar biológicas, con  $E_{\text{cátodo}}$  igual a +0,805 V y  $E_{\text{ánodo}}$  igual a -0,280 V frente al electrodo estándar de hidrógeno, arroja una fuerza electromotriz de 1,085 V. Este resultado coincide con el voltaje teórico próximo a 1,1 V mencionado anteriormente, y establece el límite superior que ninguna celda real alcanza.

### 1.5.2 La jerarquía de potenciales redox

El potencial redox de cada semirreacción, referido al electrodo estándar de hidrógeno, ordena a los distintos pares aceptor/donante según su tendencia a captar o ceder electrones, de modo que cuanto mayor es la separación entre el potencial del aceptor catódico y el del donante anódico, mayor es el voltaje de circuito abierto teórico (Dange et al., 2021). Esta jerarquía de potenciales explica por qué ciertos aceptores resultan especialmente atractivos para la recuperación de recursos: la reducción de especies metálicas como el Cr (VI) o el Cu (II) ocurre a potenciales positivos que las convierten en aceptores termodinámicamente favorables, un principio que sustenta las aplicaciones de remediación abordadas en el Capítulo 3.

La flexibilidad en la elección del aceptor terminal es una de las características que confieren versatilidad a los SBE. Además del oxígeno, se han empleado aceptores como el ferricianuro, el permanganato de potasio o el nitrato, que ofrecen potenciales de reducción elevados y cinéticas rápidas, aunque su carácter consumible o su toxicidad limitan su aplicación práctica a escala real (Jiang et al., 2025). El uso de biocátodos, en los que microorganismos vivos catalizan la reducción del aceptor, resuelve en buena medida estas limitaciones al regenerar continuamente el catalizador y evitar el consumo de reactivos químicos (Thapa et al., 2024).

### 1.5.3 El transporte iónico en las celdas de desalinización

En las CDM, la migración diferencial de los iones a través de las membranas de intercambio condiciona tanto la eficiencia de desalinización como la distribución de cargas dentro de la celda (Gujjala et al., 2022). El transporte de los aniones desde la cámara central sigue una secuencia influida por el radio hidratado, el coeficiente de difusión y la conductancia equivalente de cada especie, de modo que aniones como el nitrato y el cloruro migran con mayor facilidad que el sulfato, cuya elevada energía de hidratación de Gibbs y la hidrofobicidad de la membrana de intercambio aniónico dificultan su paso (Jiang et al., 2025).

Este comportamiento resulta determinante para optimizar la eficiencia de desalinización, pues la separación espacial de las cámaras impulsa la migración iónica sin consumo directo de energía (Sadeq & Ismail, 2024). No obstante, la presencia de cationes multivalentes poco solubles, como el calcio y el magnesio, afecta negativamente la generación de potencia y la desalinización, ya que tienden a precipitar sobre la superficie

de las membranas y provocan su incrustación, elevando la resistencia interna del sistema (Jiang et al., 2025).

## 1.6 Curvas de polarización y eficiencia coulombica

### 1.6.1 La curva de polarización y el punto de máxima potencia

El desempeño electroquímico de un SBE se caracteriza mediante la curva de polarización (Figura 3), que relaciona el voltaje de la celda con la densidad de corriente al variar la resistencia externa; de ella se deriva la curva de densidad de potencia, cuyo máximo define la resistencia externa óptima de operación (Koók et al., 2021). Al reducir progresivamente la resistencia desde valores próximos al circuito abierto hacia valores bajos, la corriente aumenta mientras el voltaje disminuye, hasta alcanzar el punto de máxima potencia, que marca el equilibrio óptimo entre ambas magnitudes (Hyun et al., 2022).

La densidad de potencia se obtiene del producto de la corriente por el voltaje de la celda, normalizado respecto al área del electrodo, ecuación (1.6), o respecto al volumen del reactor, ecuación (1.7):

$$P_A = \frac{I E_{celda}}{A} \quad (1.6)$$

$$P_V = \frac{I E_{celda}}{V} \quad (1.7)$$

Donde A es el área proyectada del electrodo ( $m^2$ ) y V el volumen de la cámara considerada ( $m^3$ ). La coexistencia de ambas formas de normalización constituye una de las principales fuentes de incomparabilidad entre estudios, pues un mismo sistema arroja valores muy distintos según se normalice por área anódica, área catódica, área total o volumen de cámara. Toda comparación de desempeño exige, por tanto, verificar previamente la base empleada, requisito que buena parte de la literatura no explicita.

La curva de polarización presenta característicamente tres regiones: una zona inicial de caída pronunciada dominada por las pérdidas de activación, una zona central aproximadamente lineal gobernada por las pérdidas óhmicas (Juma Al Balushi et al., 2022), y una zona final de caída acelerada asociada a las pérdidas de concentración (Yasri et al., 2019). La identificación de la región dominante en un sistema concreto orienta de

forma directa las estrategias de mejora, ya que cada región responde a intervenciones distintas sobre los materiales, la conductividad o la transferencia de masa (Koók et al., 2021).

La resistencia externa a la que se obtiene la máxima potencia se aplica posteriormente al sistema para los ensayos de operación en circuito cerrado, y su ajuste influye tanto en la generación de corriente como en la selección de la comunidad microbiana (Koók et al., 2021). El estudio sistemático de esta variable ha demostrado que la carga eléctrica externa es uno de los parámetros más influyentes en el rendimiento de la celda y en las estrategias para mejorarlo (Koók et al., 2021).

### 1.6.2 El fenómeno de sobreimpulso

Una reducción adicional de la resistencia por debajo del punto óptimo puede provocar el fenómeno de sobreimpulso, en el que la corriente disminuye en lugar de aumentar a densidades elevadas (Amirdehi et al., 2022). Este comportamiento se atribuye a la adaptación insuficiente de la biopelícula electroactiva a los cambios de resistencia, a fluctuaciones bruscas de voltaje durante el ensayo, a limitaciones de transferencia de masa en el suministro de nutrientes, a bajo pH o a baja concentración iónica (Amirdehi et al., 2022). La pendiente de la curva de polarización permite además estimar la resistencia interna de la celda: valores elevados causados por la deposición de sales sobre membranas y electrodos, por biopelículas gruesas o por baja conductividad del electrolito reducen la densidad de potencia y la corriente (Gujjala et al., 2022).

### 1.6.3 La eficiencia coulombica como indicador de recuperación

La eficiencia coulombica cuantifica qué fracción de los electrones disponibles en el sustrato se recupera efectivamente como corriente (Jia et al., 2025), y se define como el cociente entre los electrones transferidos al ánodo y el total presente en el sustrato oxidado (Jalili et al., 2024). Valores bajos indican pérdidas de electrones hacia vías fermentativas, síntesis de biomasa, metabolitos secundarios o mantenimiento celular, además de las asociadas a la resistencia interna (Mishra & Chhabra, 2022).

En sistemas con biocátodos de microalgas se han reportado eficiencias coulombicas que varían desde valores tan bajos como 5,9 % hasta cercanos al 78 %, según la configuración y el sustrato (Ashwaniy & Perumalsamy, 2017) a modo de ejemplo, una celda con *Dunaliella salina* como biocátodo alcanzó 6,9 %, atribuida a su menor

resistencia interna frente a los controles con medio sintético (Mousavi Farajzadeh & Zamir, 2025).

La eficiencia coulombica se calcula, para un sistema operado en régimen discontinuo, según la ecuación (1.5):

$$EC = \frac{M \int_0^t I dt}{F b V \Delta DQO} \times 100 \quad (1.5)$$

Donde M es el peso molecular del oxígeno (32 g·mol<sup>-1</sup>), I la corriente (A), t el tiempo (s), F la constante de Faraday, b el número de electrones intercambiados por mol de oxígeno (4), V el volumen de líquido de la cámara anódica (L) y ΔDQO la variación de demanda química de oxígeno (g·L<sup>-1</sup>). El denominador representa los electrones teóricamente disponibles en el sustrato consumido, y el numerador los efectivamente recuperados como corriente, de modo que el cociente cuantifica directamente la fracción no desviada hacia vías no electrogénicas.

## 1.7 Sobrepotenciales y pérdidas

El voltaje real que entrega una celda es siempre inferior al voltaje de circuito abierto teórico, debido a tres tipos de pérdidas o sobrepotenciales que se manifiestan en distintas regiones de la curva de polarización (Koók et al., 2021). Su identificación y cuantificación constituyen el primer paso para el diseño racional de mejoras, ya que cada tipo de pérdida se asocia a un mecanismo físico específico y a estrategias de mitigación diferenciadas (Yasri et al., 2019).

El voltaje real de operación se obtiene restando al voltaje teórico las tres categorías de pérdida, según la ecuación (1.8):

$$E_{celda} = E_{fem} - (\eta_{act,\acute{a}} + \eta_{act,c}) - IR_{\Omega} - (\eta_{conc,\acute{a}} + \eta_{conc,c}) \quad (1.8)$$

$$\eta_{act} = a + b \log i \quad (1.9)$$

Donde  $\eta_{act}$  representa el sobrepotencial de activación de cada electrodo (V),  $R_{\Omega}$  la resistencia óhmica interna del sistema ( $\Omega$ ), I la corriente (A) y  $\eta_{conc}$  el sobrepotencial de concentración de cada electrodo (V). Los subíndices á y c designan el ánodo y el cátodo

respectivamente. La deconvolución experimental de estos términos constituye uno de los principales desafíos metodológicos en sistemas biológicos, donde la biopelícula introduce una resistencia adicional variable en el tiempo y difícilmente separable de la del electrodo.

Las pérdidas de activación se describen mediante la ecuación de Butler–Volmer, que para sobrepotenciales elevados se simplifica en la expresión de Tafel, ecuación (1.9):

$$\eta_{act} = a + b \log i \quad (1.9)$$

Donde  $i$  es la densidad de corriente ( $A \cdot m^{-2}$ ),  $a$  la constante que recoge la densidad de corriente de intercambio y  $b$  la pendiente de Tafel (V por década), cuyo valor informa sobre el mecanismo de la reacción de electrodo. La aplicación de este formalismo a SBE exige cautela: la ecuación de Butler–Volmer describe reacciones sobre superficies homogéneas, mientras que un ánodo colonizado presenta una distribución heterogénea de sitios activos y una cinética dependiente del estado fisiológico de la comunidad. Los parámetros de Tafel obtenidos en un biosistema deben interpretarse, por ello, como valores aparentes y no como constantes cinéticas intrínsecas.

La cuantificación experimental de cada término de la ecuación (1.8) requiere combinar varias técnicas, y ninguna resulta suficiente por sí sola. La resistencia óhmica se determina mediante la intersección con el eje real en el diagrama de Nyquist obtenido por espectroscopia de impedancia electroquímica, o mediante la técnica de interrupción de corriente. Las pérdidas de activación se estiman a partir de la pendiente de Tafel en la región de bajas densidades de corriente, y las de concentración se infieren de la desviación respecto al comportamiento lineal a corrientes elevadas.

Esta deconvolución presenta tres limitaciones específicas en sistemas biológicos que conviene explicitar. En primer lugar, la biopelícula constituye un elemento de circuito con comportamiento capacitivo y resistivo simultáneo, cuya contribución no se separa fácilmente de la del electrodo. En segundo lugar, los parámetros varían durante el propio ensayo, pues la comunidad microbiana responde a los cambios de potencial impuestos, lo que compromete la estacionariedad que exige el análisis de impedancia. En tercer lugar, la velocidad de barrido de la curva de polarización afecta al resultado: barridos rápidos subestiman las pérdidas de concentración y producen el fenómeno de sobreimpulso descrito anteriormente, mientras que barridos lentos permiten la adaptación de la biopelícula y arrojan curvas que no reflejan el comportamiento dinámico real.

Estas limitaciones explican en buena medida la dispersión de los valores reportados en la literatura y la dificultad de comparar sistemas entre laboratorios. La adopción de protocolos normalizados de medición, que especifiquen la velocidad de barrido, el tiempo de estabilización previo y el criterio de estado estacionario, constituye un requisito pendiente para consolidar la base metodológica de la disciplina.

### 1.7.1 Pérdidas por activación

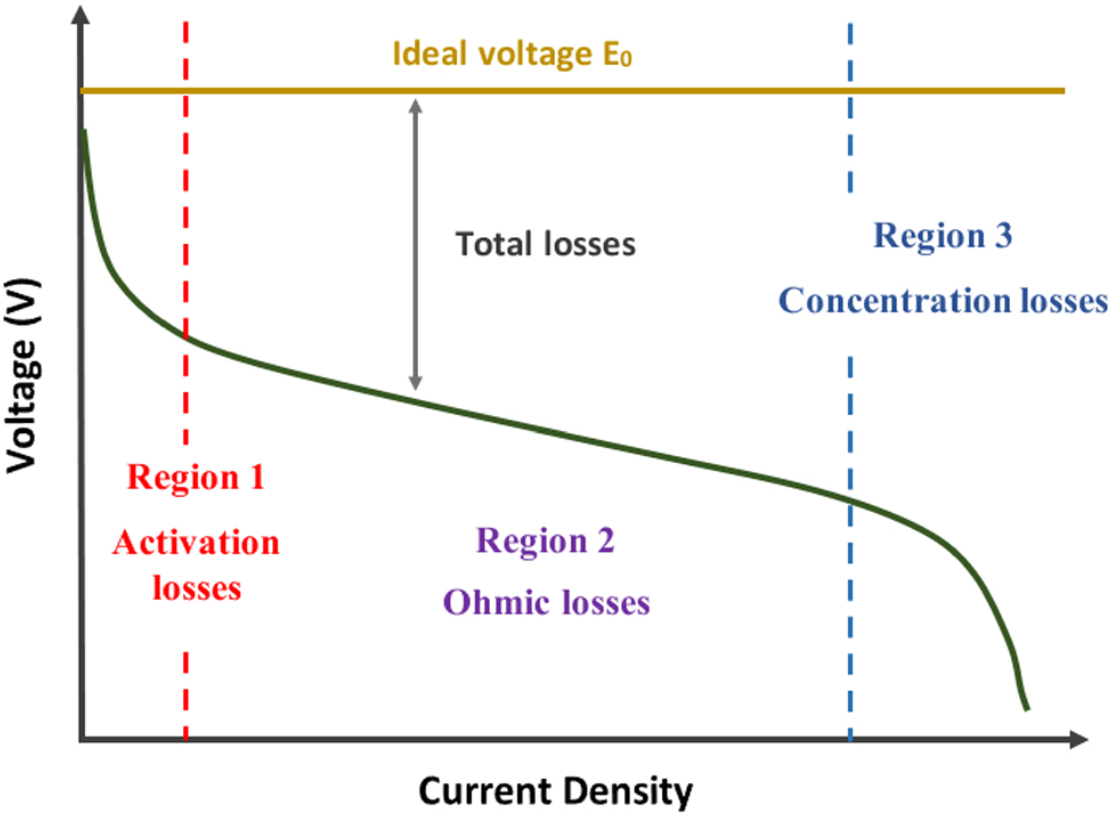
Las pérdidas por activación aparecen a densidades de corriente bajas y reflejan la energía necesaria para iniciar las reacciones de oxidación en el ánodo y de reducción en el cátodo; dependen de la concentración del sustrato, la velocidad de reacción, la concentración de biomasa y los coeficientes de transferencia de carga de cada electrodo (Jalili et al., 2024). En la reacción de reducción del oxígeno constituyen con frecuencia la barrera cinética dominante, lo que justifica la búsqueda de biocátodos y materiales más activos que sustituyan a los catalizadores nobles (Thapa et al., 2024).

### 1.7.2 Pérdidas óhmicas

Las pérdidas óhmicas se deben a la resistencia al flujo de iones a través del electrolito y de las membranas, y al flujo de electrones por electrodos y conexiones; son proporcionales a la corriente y suelen constituir la pérdida dominante a optimizar en el diseño (Koók et al., 2021). La conductividad del electrolito, el espesor y la conductividad de la membrana, y la distancia entre electrodos son los factores clave (Obileke et al., 2021). La precipitación de sales minerales sobre la membrana de intercambio catiónico eleva la resistencia interna hasta valores que deterioran de forma apreciable la generación de potencia (Mishra & Chhabra, 2022).

### 1.7.3 Pérdidas por concentración

Las pérdidas por concentración se manifiestan a densidades de corriente altas, cuando la velocidad de transferencia de masa de las especies hacia o desde el electrodo limita la generación de corriente (Yasri et al., 2019). Una biopelícula densa sobre el cátodo genera resistencia a la difusión del oxígeno hacia la superficie del electrodo e interfiere con la reacción de reducción, mientras que en el ánodo la acumulación de productos de la oxidación puede saturar los sitios activos (Rabiee et al., 2024).



**Figura 3.** Curva de polarización  
(Blanco-Cocom et al., 2023)

**1.7.4 El papel del pH en las pérdidas**

Las variaciones de pH entre cámaras pueden intensificar estas pérdidas. En el ánodo, la acumulación de protones y la formación de ácidos grasos volátiles disminuyen el pH (Barahoei et al., 2021). En el cátodo, la reducción del oxígeno y la generación de iones hidroxilo incrementan el pH (W. Wang & Lee, 2021). Este aumento puede inhibir la fotosíntesis de microalgas en los biocátodos (Rabiee et al., 2024). El desequilibrio de pH afecta la estabilidad y eficiencia del sistema. Su control mediante soluciones tampón o reposición periódica del electrolito es fundamental para mantener una operación continua y estable (Sadeq & Ismail, 2023).

### 1.7.5 Factores operativos que condicionan el rendimiento de los SBE

Los análisis recientes sobre la fermentación oscura confirman que la selección del sustrato, la fuente de inóculo y su pretratamiento, junto con el control del pH, la temperatura y el tiempo de retención hidráulico, constituyen los factores más influyentes sobre el rendimiento de hidrógeno (Pascualone et al., 2019). La optimización conjunta de estos parámetros resulta indispensable para prevenir la inhibición y la ineficiencia del proceso, un aspecto crítico para la valorización de los residuos orgánicos regionales.

El rendimiento de los SBE depende de un conjunto de factores operativos interrelacionados, entre los que destacan la temperatura, el pH, la conductividad del medio, la resistencia externa aplicada y el régimen de alimentación (Fadzli et al., 2021). El control adecuado de estas variables resulta indispensable para alcanzar y mantener un desempeño óptimo, y su optimización constituye una de las tareas centrales en el diseño y la operación de estos sistemas.

### 1.7.6 Temperatura

La temperatura influye de manera directa sobre la actividad metabólica de las comunidades microbianas en el ánodo, con rangos óptimos que varían según los taxones dominantes y que suelen ubicarse en el intervalo mesófilo para la mayoría de las aplicaciones de los SBE (Qu et al., 2022). En los sistemas de fermentación oscura, sin embargo, las condiciones termófilas han demostrado favorecer la producción de hidrógeno al inhibir ciertas poblaciones consumidoras, lo que ilustra la importancia de ajustar este parámetro al proceso específico.

### 1.7.7 pH

El pH del medio condiciona tanto la actividad enzimática de los microorganismos como el equilibrio de las reacciones electroquímicas, y su control resulta especialmente crítico en la fermentación oscura, donde la acumulación de ácidos orgánicos tiende a acidificar el medio y a inhibir la producción de hidrógeno (Cieciura & Borowski, 2020). El mantenimiento del pH dentro del rango óptimo mediante sistemas de amortiguación o de alimentación controlada constituye, por tanto, una estrategia clave para la estabilidad del proceso.

### 1.7.8 Resistencia externa

La resistencia externa aplicada al circuito determina el punto de operación del sistema y, con ello, el equilibrio entre el voltaje y la corriente generados, así como la presión selectiva ejercida sobre la comunidad microbiana (Abdulwahhab et al., 2023). El ajuste de la resistencia externa constituye una herramienta útil para optimizar la potencia de salida y para dirigir el desarrollo de la biopelícula hacia comunidades más eficientes en la transferencia de electrones (López Zavala & Cámara Gutiérrez, 2023).

## 1.8 Impedancia y modelado electroquímico

### 1.8.1 Espectroscopia de impedancia electroquímica

La espectroscopía de impedancia electroquímica y los modelos matemáticos permiten desagregar las contribuciones individuales a la resistencia total de la celda y predecir su comportamiento bajo distintas condiciones de operación (Koók et al., 2021). Un modelo electroquímico basado en la curva de polarización descompone el voltaje de la celda restando al voltaje de circuito abierto las pérdidas por activación, óhmicas y de concentración, de modo que cada región de la curva se asocia a un mecanismo de pérdida específico (Sadeq & Ismail, 2024). Este enfoque ha demostrado un ajuste cercano a los datos experimentales, con coeficientes de determinación superiores a 0,92 para el voltaje y a 0,96 para la densidad de potencia (Sadeq & Ismail, 2024).

### 1.8.2 Modelos cinéticos del crecimiento microbiano

El modelado del crecimiento bacteriano complementa la descripción electroquímica al relacionar la producción de corriente con el consumo de sustrato a lo largo del tiempo, empleando la corriente o la densidad de potencia como sustitutos de la tasa de degradación del sustrato (Cao et al., 2019). Diversos modelos cinéticos —Monod, Blackman, Tessier, Moser y Han Levenspiel se han aplicado con este fin, cada uno con supuestos distintos sobre la relación entre la concentración de sustrato y la tasa de crecimiento.

En celdas de desalinización fotosintéticas, los modelos de Blackman, Monod, Moser y Tessier mostraron un ajuste excelente, con coeficientes superiores a 0,96, mientras que el de Han–Levenspiel presentó un ajuste menor, interpretado como ausencia

de subproductos tóxicos durante la biodegradación de la materia orgánica (Sadeq & Ismail, 2024). La combinación de un modelo de crecimiento y uno electroquímico ofrece así una herramienta de ingeniería útil para el escalado, al vincular las variables operativas de entrada con la potencia de salida (Sadeq & Ismail, 2023).

El modelo de Monod, ecuación (1.10), constituye la formulación de referencia para describir la dependencia de la tasa específica de crecimiento respecto a la concentración de sustrato:

$$\mu = \frac{\mu_{\max} S}{K_s + S} \quad (1.10)$$

Donde  $\mu$  es la tasa específica de crecimiento ( $\text{h}^{-1}$ ),  $\mu_{\max}$  la tasa máxima ( $\text{h}^{-1}$ ),  $S$  la concentración de sustrato limitante ( $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ) y  $K_s$  la constante de semisaturación ( $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ), definida como la concentración a la que  $\mu$  alcanza la mitad de su valor máximo. Los modelos de Blackman, Tessier y Moser introducen variantes de esta misma dependencia hiperbólica.

El modelo de Han–Levenspiel, ecuación (1.11), incorpora en cambio un término de inhibición por sustrato: donde  $S_m$  es la concentración de sustrato a la que el crecimiento cesa por completo ( $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ) y  $n$  un exponente empírico. Esta distinción resulta relevante para la interpretación de los ajustes: un ajuste deficiente del modelo de Han–Levenspiel frente a los restantes indica ausencia de efectos inhibitorios en el rango de concentraciones ensayado, y no ausencia de subproductos tóxicos.

$$\mu = \mu_{\max} \frac{S}{K_s + S} \left(1 - \frac{S}{S_m}\right)^n \quad (1.11)$$

Donde  $S_m$  es la concentración de sustrato a la que el crecimiento cesa por completo ( $\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ) y  $n$  un exponente empírico. Esta distinción resulta relevante para la interpretación de los ajustes: un ajuste deficiente del modelo de Han–Levenspiel frente a los restantes indica ausencia de efectos inhibitorios en el rango de concentraciones ensayado, y no ausencia de subproductos tóxicos.

La combinación de estas herramientas de modelado con técnicas experimentales de caracterización permite diagnosticar los cuellos de botella de un sistema concreto y orientar las mejoras hacia el componente limitante, ya sea la actividad de la biopelícula, la resistencia de la membrana o la cinética catódica (F. Liu et al., 2022). Este enfoque diagnóstico resulta especialmente valioso en la transición desde la escala de laboratorio

hacia la escala piloto, donde la identificación temprana de las limitaciones evita costosos rediseños (Selvasembian et al., 2022).

## 1.9 Materiales de electrodos y membranas

Los diferentes tipos de SBE constan típicamente de dos cámaras: un ánodo y un cátodo, separadas por una membrana de intercambio protónico (MIP) (Ucar et al., 2017). El ánodo proporciona el área de superficie necesaria para el crecimiento bacteriano (A. A. Yaqoob et al., 2020), es responsable de la tasa de eliminación de contaminantes, la generación de electrones y funciona como colector de corriente (Vishwanathan, 2021; S. B. Yaqoob et al., 2021).

De manera similar, el cátodo determina la eficiencia del sistema y proporciona una interfaz común para la culminación del proceso de transferencia de electrones (Barbato et al., 2021). La MIP separa los compartimentos de los SBE, mientras permite que los protones se transporten al cátodo para mantener una corriente eléctrica, al mismo tiempo, impide el transporte de oxígeno desde el cátodo al ánodo, mantiene un gradiente de pH, y permite un rendimiento electroquímico y microbiológico óptimo (A. A. Yaqoob et al., 2020).

Los materiales a base de carbono: fieltro, tela, papel, cepillos y granulados son los más empleados por su gran área superficial y su capacidad de favorecer la formación de biopelícula, aunque su naturaleza hidrófoba sin tratar restringe la adhesión bacteriana y exige modificaciones previas (Borja-Maldonado & López Zavala, 2022). La modificación de la superficie del ánodo con óxidos metálicos, nanomateriales dopados con nitrógeno o polímeros conductores incrementa el voltaje estable y reduce la resistencia interna respecto al fieltro de grafito desnudo (Mohyudin et al., 2022). Estas modificaciones aumentan la colonización microbiana y mejoran la transferencia extracelular de electrones sin recurrir a catalizadores costosos (Obileke et al., 2021).

En el cátodo, la adición de granulados de carbón activado o de grafito incrementa el área superficial disponible y acelera la reacción de reducción del oxígeno; en las configuraciones de biocátodo, además, favorece la colonización por microorganismos electroactivos. Se han reportado incrementos de la densidad de potencia y de la eficiencia coulombica de hasta 166 % y 64 %, respectivamente, respecto a los controles sin granulado (Hyun et al., 2022). El desarrollo de biocátodos, en los que microorganismos o microalgas catalizan la reducción del aceptor terminal, representa una alternativa

sostenible a los catalizadores nobles (Saratale et al., 2022).

Entre las modificaciones de los electrodos más estudiadas se encuentran los recubrimientos con nanotubos de carbono, grafeno y polímeros conductores como la polianilina, que aumentan el área superficial efectiva y mejoran la conductividad y la biocompatibilidad del ánodo (Mohyudin et al., 2022). No obstante, el equilibrio entre el desempeño mejorado y el costo adicional de estos materiales avanzados sigue siendo un criterio determinante para su adopción a gran escala (Jadhav et al., 2022).

La MIP determina el transporte selectivo de iones entre cámaras y contribuye de manera decisiva a las pérdidas óhmicas (Munoz-Cupa et al., 2021). Las membranas de intercambio protónico, como el Nafion, ofrecen buena conductividad, pero representan una fracción elevada del costo total del sistema y son sensibles a la temperatura y a la humedad (Obileke et al., 2021). Membranas alternativas de bajo costo polietersulfona, poliacrilonitrilo o materiales cerámicos se investigan como sustitutos, y algunas MIP poliméricos de fibra hueca han alcanzado densidades de potencia superiores a  $600 \text{ mW} \cdot \text{m}^{-2}$  con resistencias óhmicas reducidas gracias a su bajo espesor y a la corta distancia entre electrodos (Obileke et al., 2021).

La distancia entre electrodos es un parámetro crítico que gobierna el equilibrio entre la resistencia interna y la difusión de oxígeno hacia el ánodo (Madondo et al., 2023). Un espaciamiento óptimo minimiza la resistencia interna al tiempo que evita la difusión excesiva de oxígeno, y su ajuste ha permitido elevar la eficiencia coulombica por encima del 68 % en configuraciones optimizadas, con reducciones simultáneas de la resistencia interna y aumentos de la conductividad eléctrica del sistema (Madondo et al., 2023) Este hallazgo ilustra cómo un parámetro geométrico aparentemente simple puede tener un efecto determinante sobre el rendimiento global (Hyun et al., 2022).

## 1.10 Criterios metodológicos para la comparación de materiales y configuraciones

La comparación rigurosa entre materiales de electrodo o entre configuraciones de reactor exige controles experimentales que buena parte de la literatura no explicita, lo que limita la validez de los rankings de desempeño que con frecuencia se presentan. El primer requisito es mantener constantes todas las variables salvo la que se evalúa. Cuando dos electrodos se ensayan en reactores de volumen distinto, o con inóculos de origen diferente, la diferencia observada no puede atribuirse al material. Este problema

afecta a numerosos estudios comparativos, en los que la modificación del electrodo coincide con cambios simultáneos en la configuración o el sustrato.

El segundo requisito es declarar la base de normalización de la potencia, conforme a las ecuaciones (1.6) y (1.7), así como el área o volumen empleado en el cálculo. Sin este dato, dos valores expresados en las mismas unidades pueden no ser comparables. El tercero es especificar las condiciones del ensayo de polarización: velocidad de barrido, tiempo de estabilización en cada punto y criterio de estado estacionario. Como se ha señalado, estos parámetros afectan directamente al resultado.

El cuarto es incorporar controles adecuados. En los ensayos de material de electrodo, un control con el material sin modificar; en los de inóculo, un control abiótico que permita descartar la contribución electroquímica no biológica; y en los de configuración, la operación en paralelo de ambos sistemas con el mismo influente. Finalmente, la replicación y el reporte de la variabilidad resultan indispensables. Los SBE presentan una dispersión considerable entre réplicas, atribuible a la estocasticidad del desarrollo de la biopelícula, de modo que los valores puntuales sin medida de dispersión ofrecen escasa información sobre la reproducibilidad del resultado.

## 1.11 Bacterias electrogénicas

Se ha demostrado que los microbios forman de forma natural auténticas redes eléctricas en las que diferentes especies, actuando como donantes y aceptores de electrones, cooperan (Patil et al., 2014). La captación de electrones de las células adyacentes es un mecanismo que utilizan los microorganismos para obtener energía para su crecimiento y mantenimiento. La descarga externa de electrones en lugar de un aceptor terminal, y la reducción de sustratos externos para sustentar ciertos procesos metabólicos, también desempeñan un papel importante en diversos entornos microbianos (Patil et al., 2014).

### 1.11.1 Diversidad y origen de los exoelectrógenos

Hasta la fecha se han identificado como bacterias exoelectrogénicas a tres filos: Proteobacteria (clase *Deltaproteobacteria*, órdenes *Desulfuromonadales*, *Desulfobacterales*, *Syntrophobacterales* y *Desulfurellales*), Firmicutes y Acidobacteria; sin embargo, casi todas las cepas se aislaron de aguas residuales, sedimentos de lagos y ambientes marinos,

en lugar de suelo (Cao et al., 2019). El paisaje de exoelectrógenos se ha ampliado en los últimos años con cepas tolerantes a la sal y géneros no convencionales, más allá de los modelos clásicos, lo que abre nuevas posibilidades para la operación en condiciones ambientales extremas (Naaz et al., 2023).

En la práctica, los consorcios microbianos mixtos suelen superar a los cultivos puros en los sistemas de tratamiento de aguas residuales, pues combinan la capacidad de degradar sustratos complejos con la robustez frente a las fluctuaciones ambientales (Cao et al., 2019). Los cultivos puros, en cambio, resultan más útiles para el estudio de los mecanismos fundamentales de transferencia de electrones, al permitir aislar el comportamiento de una única especie en condiciones controladas (Clarke, 2022).

### 1.11.2 Los modelos *Geobacter* y *Shewanella*

Los géneros *Geobacter* y *Shewanella* son los más caracterizados y funcionan como organismos modelo para el estudio de la transferencia extracelular de electrones (Clarke, 2022). *Geobacter* es un anaerobio estricto optimizado para sustratos de bajo potencial que transfiere electrones mediante pili conductores y citocromos (Holmes et al., 2004), mientras que *Shewanella* crece en ambientes óxicos y anóxicos y metaboliza un rango de sustratos más amplio, además de secretar mediadores redox propios (Clarke, 2022). Esta diferencia en la maquinaria de transferencia condiciona el desempeño de cada género en distintas configuraciones de celda (Harani et al., 2026)

El tipo de microorganismo utilizado depende del sustrato disponible, lo que orienta la selección del inóculo según la naturaleza del efluente a tratar. Para *Aeromonas hydrophila*, *Geothrix fermentans* y *Gluconobacter oxydans* el sustrato es acetato, mientras que para *Klebsiella pneumoniae*, *Rhodoferrax ferrireducens* y *Enterobacter cloacae* es glucosa o acetato (Koul et al., 2022). Esta especificidad de sustrato es un criterio práctico de diseño cuando se busca tratar un residuo particular (Naaz et al., 2023).

### 1.11.3 Dinámica de la comunidad microbiana

La composición de la comunidad microbiana no es estática: se reconfigura en respuesta a las condiciones de operación, la salinidad y la naturaleza del sustrato (Gujjala et al., 2022). En sistemas alimentados con aguas residuales salinas se observa un desplazamiento dinámico de la comunidad del ánodo, con incremento de bacterias sulfato-reductoras y de géneros como *Desulfovibrio*, *Pseudomonas*, *Rhodobacter* y

*Rhodopseudomonas*, capaces de generar electricidad y adaptarse a condiciones salinas y ácidas (Rabiee et al., 2024). Este seguimiento, mediante secuenciación de alto rendimiento del gen 16S rRNA e índices de diversidad, resulta indispensable para identificar las especies electroactivas dominantes y optimizar el desempeño (Naaz et al., 2023).

La reconfiguración de la comunidad tiene consecuencias sobre la eficiencia global del sistema. La migración de sulfato desde la cámara de desalinización hacia el ánodo enriquece las poblaciones sulfato-reductoras, que consumen parte del donante de electrones y pueden desplazar a las bacterias exoelectrogénicas estrictas, con el consiguiente efecto sobre la producción de corriente (Cao et al., 2019). Comprender estas interacciones competitivas resulta clave para dirigir la selección microbiana hacia consorcios de alto rendimiento y estabilidad (Gujjala et al., 2022).

#### 1.11.4 Ingeniería de la biopelícula anódica

El diseño deliberado de la biopelícula anódica se ha convertido en una estrategia central para mejorar la transferencia extracelular de electrones (Borja-Maldonado & López Zavala, 2022). La selección de inóculos, el control del grosor de la biopelícula, la aclimatación al sustrato y la ingeniería de la interfaz célula-electrodo permiten enriquecer las poblaciones electroactivas y elevar la corriente sin recurrir a catalizadores costosos (Mohyudin et al., 2022). Estas aproximaciones de ingeniería de biopelícula abren una vía complementaria a la modificación de materiales para incrementar el rendimiento, y constituyen un área de investigación en rápida expansión (Borja-Maldonado & López Zavala, 2022).

### 1.12 Mecanismos de transferencia extracelular de electrones

Los estudios sobre microorganismos electrógenos han dilucidado distintos mecanismos de transferencia de electrones, componentes clave del metabolismo y de las vías de respiración de diversas formas de vida (Saratale et al., 2022). En entornos naturales los microorganismos utilizan minerales sólidos o sustancias orgánicas de gran tamaño como aceptores o donantes; en entornos diseñados como las CCM, el ánodo y el cátodo actúan como aceptor y donante, respectivamente (Zheng et al., 2020). Los dos mecanismos más importantes para la transferencia extracelular de electrones son la transferencia directa y la mediada; ambos implican el intercambio de electrones entre los microbios y

el electrodo, y una diferenciación clara entre ellos suele ser difícil por la complejidad de los mecanismos subyacentes (Clarke, 2022).

La transferencia extracelular de electrones no es solo un fenómeno de interés para la generación de energía, sino un proceso metabólico de importancia global que interviene en los ciclos biogeoquímicos del hierro, el manganeso y el azufre, y en procesos ambientales como la corrosión influida microbiológicamente y la degradación de contaminantes (Harani et al., 2026). Su comprensión ha abierto aplicaciones que van desde la bioelectrónica y los biosensores hasta la bioelectrosíntesis de compuestos químicos, lo que la convierte en un pilar conceptual de la biotecnología electroquímica contemporánea (Clarke, 2022).

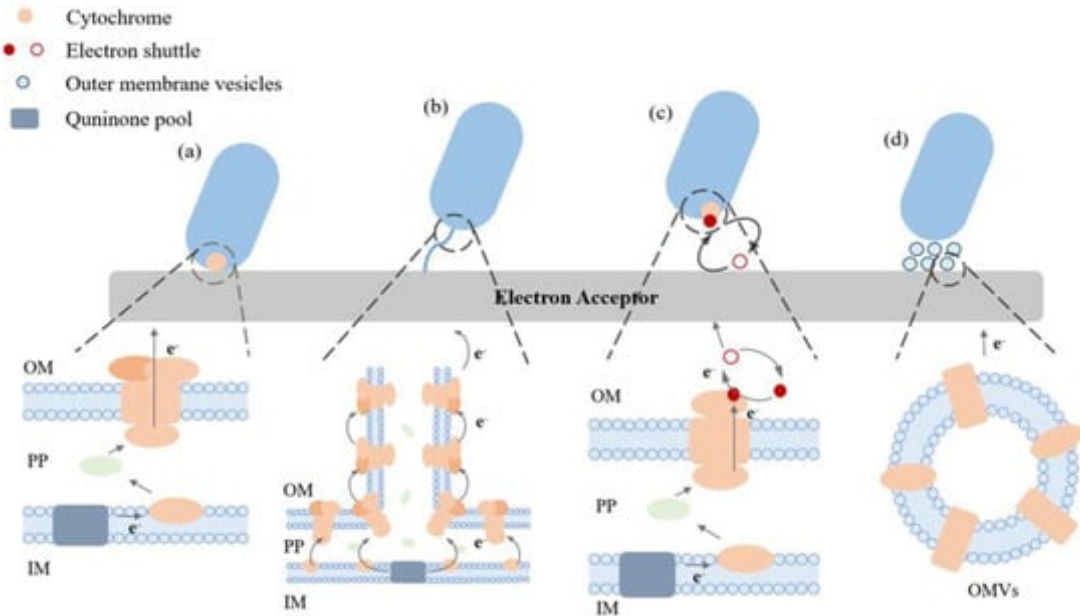
### 1.12.1 Transferencia directa de electrones y nanocables

La transferencia directa es la primera opción para la generación eficiente de corriente: los electrones deben alcanzar la membrana externa de la célula y se requiere contacto físico con el ánodo, para lo cual los microorganismos forman biopelículas o nanocables conductores, pili y flagelos sobre su superficie (Harani et al., 2026). La transferencia ocurre a través de citocromos multihémicos de la membrana externa y de los nanocables, cuya conductividad se ha atribuido a cadenas de citocromos como OmcS que transportan electrones a lo largo de micrómetros con pérdidas de energía mínimas (Portela et al., 2024).

Un hallazgo reciente ha revelado que los citocromos periplásmicos actúan como puente que inyecta electrones desde la membrana interna hacia los nanocables de la superficie externa, resolviendo el problema de cómo los electrones atraviesan rápidamente el periplasma pese a la lenta difusión de los citocromos solubles (Portela et al., 2024). Especies como *Geobacter sulfurreducens* y *Shewanella oneidensis MR-1*, así como microorganismos fototróficos y diversos cultivos de algas, emplean esta vía para comunicarse electroquímicamente con los ánodos (Naaz et al., 2023). No obstante, las dos difieren en la maquinaria: *Shewanella* permite una liberación rápida de electrones, mientras que *Geobacter* está optimizada para sustratos de bajo potencial (Clarke, 2022).

La comprensión molecular de estos nanocables ha impulsado el campo emergente de la electrónica basada en proteínas, en el que las estructuras conductoras microbianas se exploran como componentes de biosensores y dispositivos bioelectrónicos sostenibles (Portela et al., 2024). Este conocimiento, además, orienta el diseño de electrodos que

maximizan el contacto con las estructuras conductoras de la biopelícula, incrementando la densidad de corriente alcanzable (Borja-Maldonado & López Zavala, 2022). La transferencia directa de electrones entre especies (DIET) permite el intercambio de electrones entre microorganismos sin la necesidad de intermediarios solubles, como se muestra en la Figura 4.



**Figura 4.** *Transferencia directa de electrones*  
(Hazzan et al., 2023)

### 1.12.2 Transferencia mediada de electrones

Los microbios que no pueden usar la ruta directa o no están en contacto físico con el ánodo recurren a la transferencia mediada, lograda mediante moléculas solubles de bajo peso molecular que ingresan a las células, extraen electrones de las reacciones metabólicas y los suministran al ánodo (Clarke, 2022). Al principio se consideró esencial la presencia de mediadores redox exógenos o autosecretados, como la fenazina y la piocianina en *Pseudomonas* o las flavinas en *Shewanella*, que amplían el alcance de la transferencia más allá del contacto directo (Harani et al., 2026).

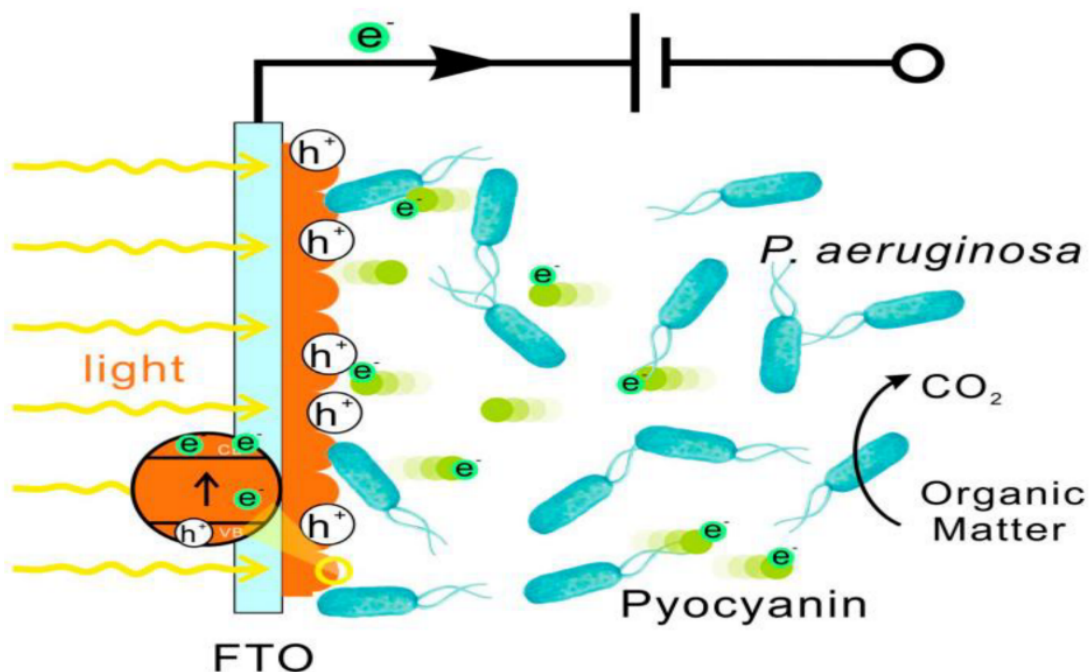
Diversos compuestos, como la antraquinona, tionina, rojo neutro, ácido húmico, riboflavina y azul de metileno, se han investigado para mejorar la eficiencia de la

transferencia mediada (Jiang et al., 2025). Sin embargo, la adición de mediadores exógenos conduce a densidades de corriente relativamente bajas, resulta costosa y puede ser tóxica para los microorganismos, por lo que un catalizador que opere sin mediadores externos resulta técnicamente más viable y ambientalmente más seguro, y constituye el enfoque preferido en los sistemas actuales (Borja-Maldonado & López Zavala, 2022).

La capacidad de realizar esta transferencia se ha documentado en metanógenos de los géneros *Methanosarcina* y *Methanobacterium*, que forman agregados con *Geobacter metallireducens* y expresan citocromos multihémicos de superficie durante el crecimiento sintrófico (W. Wang & Lee, 2021). El acoplamiento sintrófico explica el enriquecimiento de arqueas del filo *Euryarchaeota* observado en las biopelículas anódicas de algunos SBE (Rabiee et al., 2024).

El uso de materiales conductores, como el biocarbón, la magnetita o los óxidos de hierro, promueve esta transferencia y mejora la estabilidad y el rendimiento de la digestión anaerobia, incrementando la producción de metano y la remoción de contaminantes tóxicos (Kant et al., 2021). Este mecanismo conecta la bioelectroquímica con la digestión anaerobia y la electrometanogénesis, y abre la puerta a la producción de biocombustibles gaseosos a partir de residuos orgánicos, un campo de creciente interés para la valorización de aguas residuales complejas (Madondo et al., 2023).

La estimulación de esta transferencia mediante materiales conductores se ha convertido en una estrategia práctica para intensificar la digestión anaerobia, un proceso ampliamente utilizado en el tratamiento de residuos orgánicos y en la producción de biogás (Gbiete et al., 2024). La convergencia entre la digestión anaerobia y los principios bioelectroquímicos ilustra cómo el conocimiento sobre la transferencia de electrones enriquece tecnologías consolidadas y abre vías para su optimización (W. Wang & Lee, 2021). La transferencia mediada de electrones permite a los microorganismos transferir electrones hacia el ánodo mediante compuestos redox solubles, incluso cuando no existe contacto directo con la superficie del electrodo (Clarke, 2022) como se muestra en la Figura 5.



**Figura 5.** Transferencia mediada de electrones

(Hazzan et al., 2023)

### 1.12.3 Sustancias poliméricas extracelulares (EPS)

Además de los pili y los mediadores solubles, las sustancias poliméricas extracelulares desempeñan un papel relevante en la transferencia de electrones y en la estabilidad de la biopelícula; compuestas por polisacáridos, proteínas, lípidos y ácidos nucleicos, forman la matriz que envuelve a las células adheridas al electrodo (Hyun et al., 2022). La ingeniería de esta matriz y de la interfaz célula–electrodo se ha propuesto como estrategia para incrementar la transferencia de carga y la potencia de salida (Catania et al., n.d.).

En los biocátodos con microalgas, la secreción de estas sustancias se incrementa por la estimulación electroquímica del metabolismo, favoreciendo la formación de biopelícula y el secuestro de iones salinos como el sodio, el calcio y el magnesio, al tiempo que mantiene la regulación osmótica que protege a las células frente al estrés salino (Mousavi Farajzadeh & Zamir, 2025). Esta doble función de conducción de electrones y protección celular convierte a la matriz extracelular en un componente activo del sistema y no en un mero producto de desecho (Catania et al., n.d.).

here to enter text.

#### 1.12.4 Microalgas como biocatalizadores

Aunque en la mayoría de los estudios sobre CCM se prefiere el cátodo de aire abiótico, también pueden emplearse microorganismos reductores de oxígeno en el cátodo para facilitar la reacción de reducción; en este caso el cátodo se denomina biocátodo reductor de oxígeno (Thapa et al., 2024). Con base en varios estudios, se propone que en los biocátodos pueden existir mecanismos análogos a los de la transferencia anódica, pero en sentido inverso, con el electrodo actuando como donante y los electrones fluyendo hacia el aceptor terminal a través de las estructuras microbianas (Harani et al., 2026). Esta reversibilidad conceptual fundamenta el uso de microalgas fotosintéticas como catalizadores catódicos, tema que se desarrolla en el apartado 1.18 (Ahirwar et al., 2023).

### 1.13 Las algas como biocatalizadores en sistemas bioelectroquímicos

El empleo de microalgas y macroalgas como catalizadores biológicos en los electrodos de los SBE, ha experimentado un crecimiento sostenido en la última década, al ofrecer una alternativa más económica y sostenible frente a los cátodos abióticos que requieren catalizadores metálicos costosos como el platino o mediadores químicos, que resultan tóxicos (Pengadeth et al., 2024)

A diferencia de las bacterias, que actúan predominantemente en el ánodo oxidando materia orgánica, las algas encuentran su nicho principal en el cátodo, donde su capacidad fotosintética las convierte en generadoras de oxígeno in situ y en asimiladoras de nutrientes e iones (Jaiswal et al., 2020). Los sistemas que integran microalgas con celdas microbianas ofrecen, además, la ventaja de producir biomasa valorizable durante el tratamiento del agua (Pengadeth et al., 2024)

Las microalgas presentan ventajas notables frente a las plantas superiores como agentes fotosintéticos en estos sistemas: su velocidad de crecimiento es considerablemente mayor, no compiten por tierras cultivables, se adaptan a aguas de calidad variable y alcanzan eficiencias de conversión de energía solar superiores a las de los cultivos terrestres (Ahirwar et al., 2023). Además, su capacidad para capturar dióxido de carbono y asimilar nutrientes del agua residual las convierte en un componente idóneo para sistemas de tratamiento con captura de carbono, alineados con los objetivos de mitigación

del cambio climático (Jaiswal et al., 2020).

### **1.13.1 El biocátodo fotosintético**

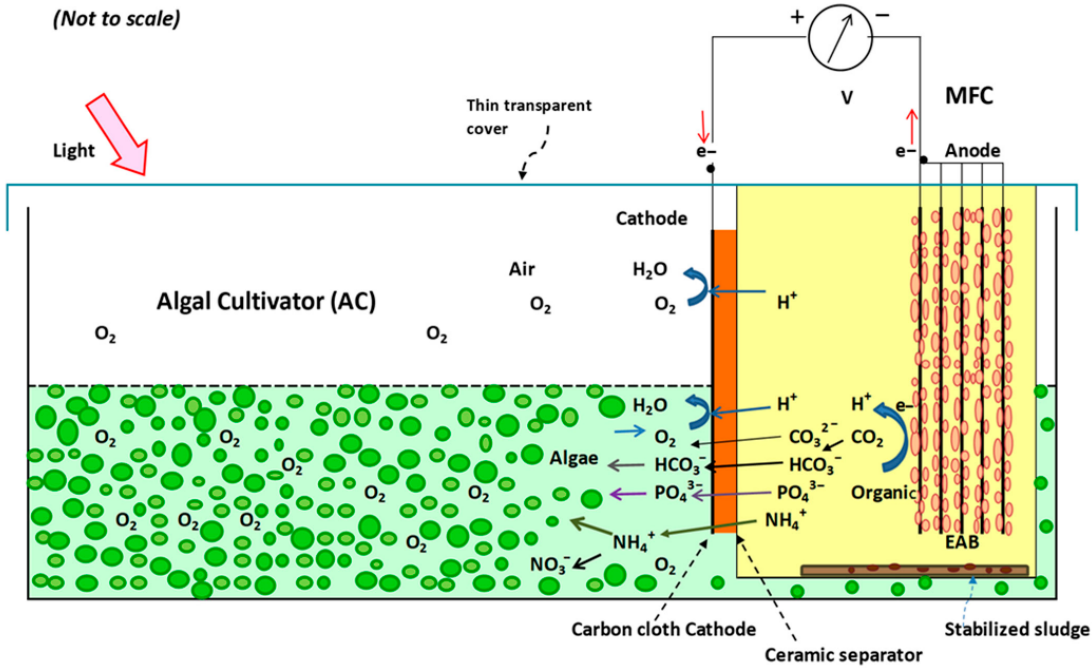
#### **1.13.1.1 Producción de oxígeno in situ**

El principio que hace atractivas a las algas como biocatalizadores catódicos es la producción de oxígeno mediante fotosíntesis: durante las horas de luz, las microalgas fijan dióxido de carbono y liberan oxígeno, que actúa como aceptor terminal de electrones, eliminando la necesidad de catalizadores químicos y reduciendo el requerimiento de aireación mecánica (Jaiswal et al., 2020). Se ha demostrado que el empleo de microalgas como biocátodo puede proporcionar hasta cuatro veces la concentración de oxígeno disuelto que se obtiene bombeando aire externo, con un consumo energético prácticamente nulo (Prakash et al., 2022).

El oxígeno disuelto producido de forma local sostiene la reacción de reducción en el cátodo, cerrando el circuito electroquímico de manera autosostenida (Ewusi-Mensah et al., 2021). Este acoplamiento entre fotosíntesis y electroquímica define a los sistemas fotosintéticos, ya se trate de celdas de combustible microbianas fotosintéticas o de celdas de desalinización microbiana fotosintéticas, y se ha demostrado que estos sistemas superan en voltaje a las celdas aireadas mecánicamente o con cátodo de agua (Sadeq & Ismail, 2023).

Un beneficio ambiental adicional de estos sistemas es la captura de dióxido de carbono, que las microalgas fijan durante la fotosíntesis y que puede provenir tanto de la atmósfera como del propio proceso de oxidación anódica (Pengadeth et al., 2024). De este modo, el biocátodo fotosintético no solo genera oxígeno y trata el agua, sino que también contribuye a la mitigación de las emisiones de carbono, integrando en un único dispositivo el tratamiento de aguas, la generación de energía y la captura de carbono (Jaiswal et al., 2020).

Las celdas de combustible microbianas fotosintéticas incorporan microorganismos fotosintéticos en el sistema (algas o plantas), aprovechando su actividad metabólica para contribuir a la generación de bioelectricidad, como se muestra en la Figura 6.



**Figura 6.** Celda de combustible microbiana fotosintética  
(Sato et al., 2025)

### 1.13.1.2 Dinámica de los ciclos luz/oscuridad

La dependencia lumínica introduce una dinámica característica en el funcionamiento del biocátodo. Bajo iluminación, la fotosíntesis restaura los niveles de oxígeno disuelto y el voltaje se recupera; durante la fase de oscuridad, las microalgas consumen oxígeno por respiración, el oxígeno disuelto disminuye y el potencial catódico desciende (Rabiee et al., 2024). En estudios con configuraciones tubulares se ha medido que las microalgas producen oxígeno disuelto en un promedio de 9 a 11,5  $mg \cdot L^{-1}$  durante la fase de luz y de 5,5 a 8  $mg \cdot L^{-1}$  durante la fase de oscuridad (Sadeq & Ismail, 2024).

En ausencia de luz, la respiración no fotosintética libera dióxido de carbono, que actúa como aceptor de electrones adicional, aunque con eficiencia mucho menor que el oxígeno, de modo que el voltaje no llega a anularse por completo (Ewusi-Mensah et al., 2021a). Estas fluctuaciones asociadas a los ciclos luz/oscuridad explican por qué el modo de iluminación continua puede resultar ventajoso al reducir el tiempo de retención hidráulico necesario para alcanzar una desalinización dada, aunque la iluminación continua no siempre es viable a gran escala (Rabiee et al., 2024).

1.13.2 Especies algales empleadas y su desempeño

Una amplia variedad de especies se ha ensayado como biocatalizadores, seleccionadas por su tolerancia a contaminantes, su velocidad de crecimiento y su capacidad de asimilación de nutrientes (Prakash et al., 2022). Entre las microalgas destacan *Chlorella vulgaris*, *Scenedesmus sp.*, *Chlamydomonas reinhardtii*, *Dunaliella salina*, *Spirulina platensis* y *Haematococcus sp.*; entre las macroalgas y consorcios se han utilizado mezclas de diversos géneros (Abd-almohi et al., 2025) La halófila *D. salina* resulta particularmente interesante para el tratamiento de aguas salinas por su capacidad de crecer bajo estrés salino y acumular productos de alto valor (Mishra & Chhabra, 2022).

El desempeño de estos sistemas abarca un rango amplio de densidades de potencia según la especie, el catolito y la configuración de la celda, como resume la Tabla 1. Estas variaciones reflejan la sensibilidad del biocátodo a las condiciones de cultivo y a la salinidad del compartimento de desalinización, y ponen de manifiesto la necesidad de optimizar cada sistema para su aplicación específica (Ahirwar et al., 2023).

Un aspecto crítico para la viabilidad de estos sistemas es la cosecha de la biomasa algal, que representa una fracción importante del costo operativo debido al pequeño tamaño de las células y a su baja concentración en el medio (Prakash et al., 2022). El uso de biocátodos con biopelícula adherida facilita la recuperación de la biomasa respecto a los cultivos en suspensión, y la integración con procesos de valorización posteriores mejora el balance económico global del sistema (Ahirwar et al., 2023).

Tabla 1. Microalgas empleadas en sistemas bioelectroquímicos

| Alga (rol)                                | Sistema / Catolito                               | Densidad de potencia                             | Referencia                           |
|-------------------------------------------|--------------------------------------------------|--------------------------------------------------|--------------------------------------|
| <i>Dunaliella salina</i><br>(biocátodo)   | CCM fotosintética /<br>agua salobre real         | 893,8<br>$\text{mW}\cdot\text{m}^{-3}$           | Mousavi Farajzadeh<br>y Zamir (2025) |
| <i>Chlorella vulgaris</i><br>(biocátodo)  | CCM fotosintética /<br>agua residual salina      | 285,5<br>$\text{mW}\cdot\text{m}^{-2}$           | Rabiee et al. (2024)                 |
| Microalga mixta<br>(biocátodo)            | Celda de desalinización<br>tubular / agua de mar | 430,7<br>$\text{mW}\cdot\text{m}^{-3}$           | Sadeq e Ismail<br>(2023)             |
| Consorcio de<br>macroalgas<br>(biocátodo) | Celda de desalinización<br>/ agua salina         | $\approx 100,9$<br>$\text{mW}\cdot\text{m}^{-3}$ | Abd-almohi et al.<br>(2025)          |

|                                                |                                          |                         |                                  |
|------------------------------------------------|------------------------------------------|-------------------------|----------------------------------|
| Microalga mixta<br>(configuración<br>cúbica)   | Celda de desalinización<br>/ agua de mar | 975 mW·m <sup>-3</sup>  | Sadeq e Ismail<br>(2024)         |
| <i>Scenedesmus<br/>abundans</i><br>(biocátodo) | CCM / agua residual<br>petroquímica      | 3,37 mW·m <sup>-2</sup> | Ashwaniy y<br>Perumalsamy (2017) |

Los valores compilados evidencian que la densidad de potencia depende críticamente del catolito y de la salinidad del compartimento de desalinización (Rabiee et al., 2024). Reducir la conductividad eléctrica del medio de la cámara central disminuye de forma marcada la densidad de potencia, debido al aumento de la resistencia interna de la celda; en efecto, una celda fotosintética operada con agua residual salina de central térmica alcanzó su máxima densidad de potencia y su mayor eficiencia coulombica a la conductividad más alta ensayada, de 55 mS·cm<sup>-1</sup> (Rabiee et al., 2024). El cultivo en suspensión, sin embargo, limita la densidad celular y la tasa de reducción catódica, por lo que configuraciones con biopelícula adherida o electrodos parcialmente sumergidos se investigan para superar esta restricción (Prakash et al., 2022).

### 1.13.3 Mecanismos microalgales para la remoción de contaminantes

#### 1.13.3.1 Biosorción

Más allá de la generación de oxígeno, ciertas algas remueven activamente iones salinos del medio mediante la biosorción, un proceso pasivo y rápido que no requiere actividad metabólica (Ebaid et al., 2025). Los grupos funcionales de la membrana celular: hidroxilo, carboxilo, fosfato y amino se unen a iones como el sodio, el cloruro y el sulfato mediante interacciones electrostáticas, intercambio iónico y enlaces covalentes (Ebaid et al., 2025). La gran superficie y la alta capacidad de unión de las algas potencian su biosorción, cuya eficiencia depende de la temperatura, el pH y la fuerza iónica del medio (Pengadeth et al., 2024).

La selectividad de la biosorción hacia distintos iones depende de la composición de la pared celular y de la disponibilidad de grupos funcionales cargados, lo que explica por qué algunas especies remueven preferentemente ciertos cationes o aniones (Ebaid et al., 2025). Esta especificidad abre la posibilidad de seleccionar especies algales según el

perfil iónico del agua a tratar, optimizando la remoción de las sales predominantes en cada efluente (Prakash et al., 2022).

### 1.13.3.2 Bioacumulación

La bioacumulación, en cambio, es un proceso activo que consume energía: las células vivas transportan los iones a través de sus membranas mediante canales selectivos, impulsados por gradientes electroquímicos, y los secuestran en vacuolas o los expulsan para mantener la homeostasis osmótica (Mousavi Farajzadeh & Zamir, 2025). Aunque más lenta que la biosorción, la bioacumulación facilita la remoción de iones a largo plazo, si bien una captación excesiva puede inducir estrés celular e inhibir el crecimiento del alga (Ebaid et al., 2025).

### 1.13.3.3 Precipitación asistida

En configuraciones que combinan procesos biológicos y electroquímicos, la actividad metabólica de las algas estimulada electroquímicamente junto con las reacciones catódicas eleva el pH local y promueve la precipitación de sales como carbonato de calcio e hidróxido de magnesio, reduciendo los sólidos disueltos (Mousavi Farajzadeh & Zamir, 2025). Estudios con *D. salina* en la cámara catódica de una celda de combustible microbiana alcanzaron reducciones de conductividad eléctrica del 33,2 %, de sólidos disueltos totales del 60,8 % y de salinidad del 45,5 %, con remoción de nutrientes del 94,2 % de fosfato y del 79,5 % de nitrógeno total (Mousavi Farajzadeh & Zamir, 2025).

En un sistema de configuración tubular alimentado con agua de mar real, la eficiencia de desalinización alcanzó un máximo del 80 %, acompañada de una remoción de materia orgánica superior al 99 % en la cámara anódica (Sadeq & Ismail, 2023). Los géneros con células de mayor tamaño y mayor superficie específica exhiben, en general, un potencial de remoción por célula más alto, lo que orienta la selección de especies hacia aquellas que maximizan el área de contacto con la solución salina (Ebaid et al., 2025).

## 1.13.4 Productos de valor agregado y valorización de la biomasa

### 1.13.4.1 Pigmentos y carotenoides

Un atractivo adicional del uso de algas como biocatalizadores es la producción simultánea de compuestos de alto valor, que añade una dimensión económica al

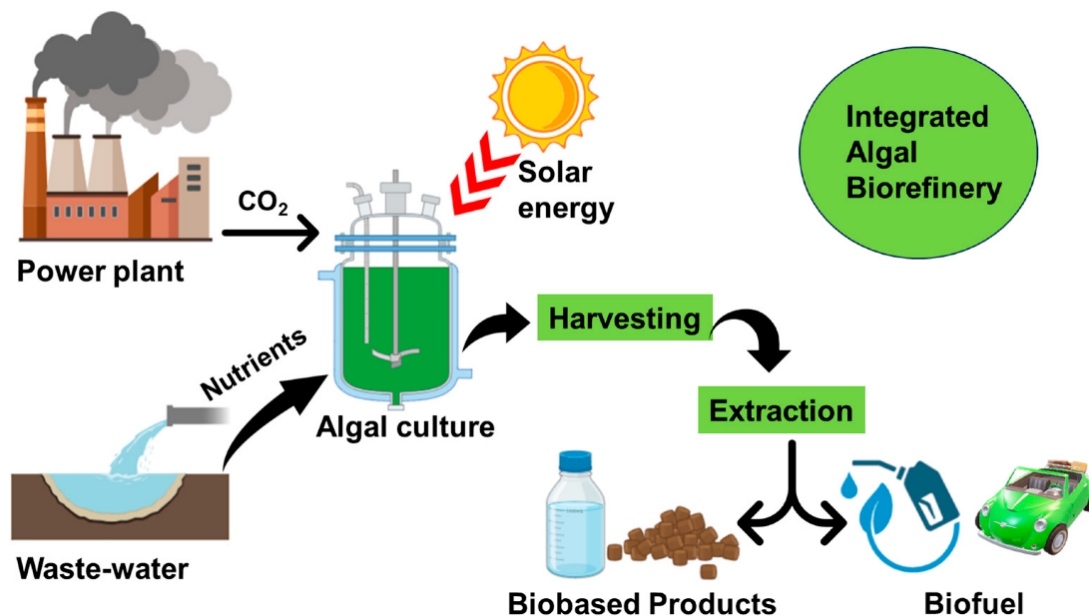
tratamiento de aguas y la generación de energía (Prakash et al., 2022). La biomasa algal contiene lípidos, proteínas, carbohidratos y pigmentos susceptibles de procesarse en biocombustibles y productos de valor (Ebaid et al., 2025). D. salina es una fuente destacada de carotenoides y  $\beta$ -caroteno, el primer producto de alto valor derivado de microalgas aprobado para consumo humano y reconocido como provitamina A (Mishra & Chhabra, 2022).

De manera notable, la estimulación electroquímica del metabolismo algal en la celda condujo a una acumulación de carotenoides mayor —18,02 mg·g<sup>-1</sup> de peso seco— que, en el fotobiorreactor de control, con 16,53 mg·g<sup>-1</sup>, lo que sugiere que la recepción de electrones en la cámara catódica puede potenciar la producción de pigmentos fotosintéticos (Mousavi Farajzadeh & Zamir, 2025). La acumulación de carotenoides y de  $\beta$ -caroteno se correlaciona positivamente con la salinidad y con la limitación de nitrógeno, condiciones frecuentes en las aguas residuales tratadas, lo que convierte al estrés operativo en un aliado para la valorización (Ahirwar et al., 2023).

#### 1.13.4.2 Biodiesel y astaxantina

Otras especies pueden valorizarse mediante la producción de biodiésel. El estrés salino puede favorecer la producción de biodiésel al incrementar los lípidos y ésteres metílicos de ácidos grasos. En *Haematococcus* sp., la desalinización secuencial aumentó estos ésteres en 16,3 % respecto al control, además de favorecer la acumulación de astaxantina (Ebaid et al., 2025). Esta sinergia entre desalinización y bioenergía fortalece la viabilidad de integrar el tratamiento de agua con la recuperación de recursos (Prakash et al., 2022).

Este enfoque integrado se inscribe en el paradigma de la biorrefinería de microalgas, en el que una misma biomasa se fracciona para obtener múltiples productos, como pigmentos, lípidos, proteínas y biofertilizantes, maximizando el valor extraído por unidad de biomasa (Ahirwar et al., 2023). La Figura 7 ilustra el potencial de las microalgas para la producción de bioproductos y biocombustibles. La articulación de la desalinización, la generación de energía y la producción de bioproductos en un solo sistema materializa el concepto de economía circular aplicado al tratamiento de aguas (Prakash et al., 2022).



**Figura 7.** Producción de biocombustibles  
(Rai et al., 2025)

### 1.13.5 Limitaciones: bioincrustación y estabilidad

El uso de algas como biocatalizadores no está exento de desafíos, y la principal limitación es la bioincrustación de electrodos y membranas (Gujjala et al., 2022). Una biopelícula excesivamente gruesa sobre el cátodo genera resistencia a la transferencia de masa, dificulta la difusión del oxígeno hacia la superficie del electrodo e interfiere con la reacción de reducción del oxígeno (Gujjala et al., 2022). La deposición de células microbianas, algas y de compuestos inorgánicos sobre la membrana de intercambio catiónico desactiva parte de su superficie e incrementa la resistencia interna, con la consiguiente pérdida de potencia (Mousavi Farajzadeh & Zamir, 2025).

El control de la formación de biopelícula constituye, de hecho, uno de los retos centrales para la operación estable de los SBE a largo plazo (Mohyudin et al., 2022). El análisis por microscopía electrónica de barrido de electrodos y membranas confirma la formación de biopelículas y la deposición de cristales salinos tras la operación, por lo que la investigación futura deberá centrarse en estrategias de mitigación que mejoren la estabilidad y habiliten el escalado de estos sistemas hacia aplicaciones prácticas (Prakash et al., 2022).

## 1.14 Biosensores bioelectroquímicos

La relación cuantitativa entre la actividad microbiana y la señal eléctrica generada convierte a los SBE en plataformas idóneas para el desarrollo de biosensores (Do et al., 2022). Un biosensor bioelectroquímico traduce la presencia o la concentración de un analito o materia orgánica biodegradable, un tóxico, un metal o un nutriente, en una corriente o un voltaje medibles, sin necesidad de elementos de reconocimiento específicos para cada compuesto (Naaz et al., 2023).

Los biosensores de demanda bioquímica de oxígeno aprovechan la proporcionalidad entre la carga orgánica del efluente y la corriente producida, y se han validado con respuestas lineales en rangos de decenas a centenas de miligramos por litro. Esta capacidad de medición en tiempo real ofrece una alternativa más rápida a los métodos convencionales de determinación de la demanda bioquímica de oxígeno, que requieren varios días de incubación (Logroño et al., 2016).

Otros dispositivos detectan compuestos tóxicos a partir de la inhibición de la actividad electrogénica: la exposición a metales pesados reduce la corriente de forma proporcional a la concentración, con coeficientes de determinación reportados entre 0,88 y 0,97 (Do et al., 2022). Esta sensibilidad ha permitido monitorear en tiempo real la toxicidad de drenajes de roca minera y de efluentes industriales complejos, con tiempos de respuesta de pocos minutos (Safwat, Khaled, et al., 2023). La rapidez de respuesta, la ausencia de reactivos tóxicos y la capacidad de autoalimentación hacen de estos biosensores herramientas prometedoras para la vigilancia ambiental.

## 1.15 Configuraciones de reactor y desafíos de escalado

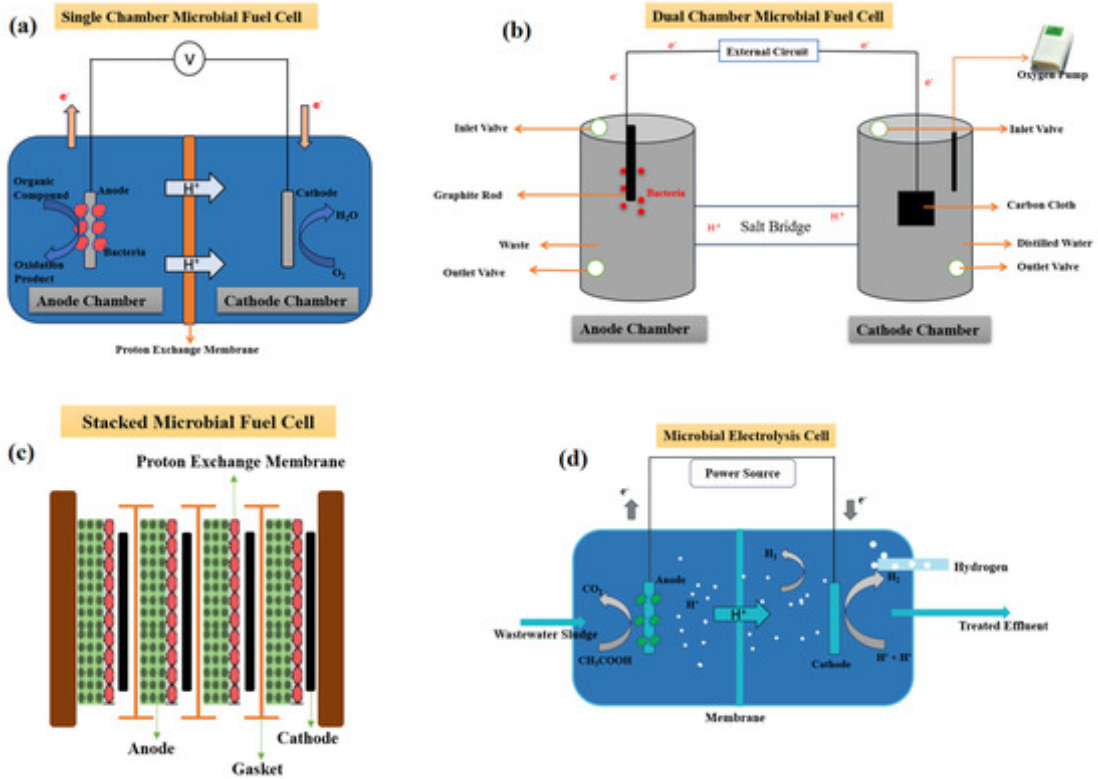
El diseño del reactor determina en gran medida el rendimiento, el costo y la viabilidad práctica de un sistema bioelectroquímico, por lo que a lo largo de los años se han desarrollado numerosas configuraciones adaptadas a distintos propósitos (Jadhav et al., 2022). Las variantes más comunes se distinguen por el número de cámaras, la presencia o ausencia de membrana, la geometría del reactor y el modo de conexión de las unidades, y cada elección implica un compromiso entre densidad de potencia, eficiencia de tratamiento y facilidad de escalado (Selvasembian et al., 2022). Comprender estas configuraciones es esencial para trasladar los resultados de laboratorio hacia aplicaciones reales.

### 1.15.1 Celdas de cámara única, doble cámara y triple cámara

Las celdas de doble cámara, con el ánodo y el cátodo separados por una membrana, permiten controlar de forma independiente las condiciones de cada compartimento y evitar la difusión de oxígeno hacia el ánodo, pero su ensamblaje complejo y su elevada resistencia interna dificultan el escalado (Jadhav et al., 2022). Las celdas de cámara única con cátodo de aire, en cambio, eliminan la necesidad de airear el catolito y reducen los costos, ofreciendo densidades de potencia comparables, aunque la difusión prolongada de oxígeno hacia el ánodo puede disminuir la eficiencia coulombica (Gul et al., 2021).

La elección entre ambas configuraciones depende del objetivo del sistema: las celdas de cámara única resultan más económicas y sencillas para la generación de electricidad y el tratamiento de aguas, mientras que las de doble cámara son preferibles cuando se requiere separar productos o recuperar metales, pues permiten dirigir de forma selectiva la migración de especies (Selvasembian et al., 2022). Las CCM se clasifican en sistemas de doble cámara y de cámara única, de acuerdo con su configuración y la separación entre los compartimentos, como se muestra en la Figura 8. En las CDM, la inserción de una cámara central adicional entre los electrodos convierte la configuración en un sistema de tres compartimentos (Jatoi et al., 2022).

### 1.15.2 Geometrías tubulares y sumergidas



Las configuraciones tubulares, en las que los electrodos se disponen de forma concéntrica, ofrecen una alta relación superficie-volumen y facilitan el flujo continuo, lo que las hace atractivas para el tratamiento de grandes caudales (Sadeq & Ismail, 2023). En el ámbito de la desalinización, las celdas sumergidas, cuyas paredes externas son membranas de intercambio iónico, constituyen una solución portátil que se introduce directamente en la solución salina, simplificando la construcción y reduciendo el volumen muerto (Aber et al., 2023).

**Figura 8.** Diagrama esquemático de ( a ) CCM de cámara única con membrana de intercambio de protones, ( b ) MFC de doble cámara conectada con un puente salino (Kumar et al., 2023)

### 1.15.3 Barreras para el escalado y la producción

A pesar de los avances, la transición de los SBE desde el laboratorio hacia la aplicación comercial enfrenta barreras importantes que la investigación actual busca superar (Selvasembian et al., 2022). La densidad de potencia a escala piloto permanece modesta, la bioincrustación de electrodos y membranas deteriora el rendimiento a largo plazo, y el costo de las membranas y de ciertos materiales de electrodo compromete la viabilidad económica (Jadhav et al., 2022). Además, la variabilidad de las aguas residuales reales introduce fluctuaciones en el desempeño que dificultan la operación estable (Gul et al., 2021).

Superar estas barreras requiere avances coordinados en materiales de bajo costo, en configuraciones que minimicen la resistencia interna, en el control de la comunidad microbiana y en la integración con procesos de tratamiento existentes. La combinación de optimización de materiales, ingeniería de biopelícula y diseño modular perfila la ruta más realista hacia sistemas económicamente competitivos y ambientalmente sostenibles (Mohyudin et al., 2022).

La estandarización de los protocolos de medición y de reporte del desempeño constituye otro requisito para la maduración del campo, pues la heterogeneidad de las condiciones experimentales dificulta la comparación entre estudios y la consolidación del conocimiento (Koók et al., 2021). El establecimiento de métricas comunes y de condiciones de referencia facilitaría la evaluación objetiva de los avances y aceleraría la transferencia tecnológica hacia la industria.

Los análisis tecnoeconómicos recientes señalan que la competitividad de estos sistemas mejora sustancialmente cuando se contabilizan de forma integrada los beneficios del tratamiento del agua, la recuperación de recursos y la generación de energía, en lugar de evaluar únicamente la producción eléctrica (Jadhav et al., 2022). Esta visión integradora, que valora el conjunto de servicios ambientales prestados, es la que sustenta el creciente interés industrial y académico por la tecnología (Munoz-Cupa et al., 2021).

## 1.16 Aplicaciones ambientales de los sistemas bioelectroquímicos

Más allá de la generación de electricidad, los SBE han ampliado su espectro de aplicación hacia un conjunto diverso de usos ambientales que aprovechan la capacidad de los microorganismos para oxidar contaminantes y transferir electrones (Saratale et al.,

2022). Esta versatilidad los sitúa como plataformas multifuncionales para el tratamiento de aguas, la recuperación de recursos y el monitoreo ambiental, en consonancia con el enfoque integrador del presente libro (Munoz-Cupa et al., 2021).

### 1.16.1 Tratamiento de aguas residuales

El tratamiento de aguas residuales es la aplicación más consolidada de los SBE, permite degradar la materia orgánica mientras se recupera energía en forma de electricidad o hidrógeno (Jalili et al., 2024). La energía contenida en las aguas residuales es varias veces superior a la requerida para su tratamiento, lo que convierte a estos sistemas en una vía para transformar una carga energética en un recurso, invirtiendo el balance energético de las plantas convencionales (Gul et al., 2021). Las remociones de demanda química de oxígeno reportadas alcanzan con frecuencia entre el 50 % y el 90 % en sistemas a escala piloto, valores comparables a los de los procesos biológicos convencionales (Hyun et al., 2022)

La diferencia fundamental respecto a los procesos convencionales, como los lodos activados, radica en que estos consumen energía para airear el reactor, mientras que los SBE pueden generar energía neta a partir de la misma carga orgánica (Munoz-Cupa et al., 2021). Esta inversión del balance energético del tratamiento representa una de las promesas más atractivas de la tecnología, especialmente en un contexto de encarecimiento de la energía y de exigencias crecientes de sostenibilidad (Jalili et al., 2024)

### 1.16.2 Remoción y recuperación de nutrientes

Los SBE permiten remover y, cada vez más, recuperar nutrientes como el nitrógeno y el fósforo (Perera et al., 2023; Prato et al., 2022), componentes principales de los fertilizantes cuya recuperación mejora la viabilidad económica del tratamiento (Jalili et al., 2024). La remoción de nitrógeno puede ocurrir por asimilación microbiana, por nitrificación y desnitrificación acopladas, por reacciones bioelectroquímicas o por volatilización del amonio (Huaynate et al., 2021), mientras que el fósforo puede recuperarse en forma de estruvita, un fertilizante de liberación lenta (Munoz-Cupa et al., 2021). En sistemas fotosintéticos con microalgas se han alcanzado remociones de fosfato del 94 % y de nitrógeno total cercanas al 80 %, aprovechando la asimilación por parte de la biomasa algal (Mousavi Farajzadeh & Zamir, 2025).

### 1.16.3 Biorremediación de contaminantes

La capacidad de los microorganismos electroactivos para oxidar compuestos recalcitrantes ha impulsado el uso de los SBE en la biorremediación de contaminantes diversos, desde hidrocarburos (Tucci et al., 2021) y colorantes (Logroño, Pérez, et al., 2017), sustancias xenobióticas y productos farmacéuticos (Saratale et al., 2022). En estos sistemas, el electrodo actúa como aceptor o donante de electrones inagotable, superando la limitación de disponibilidad de aceptores que a menudo restringe la degradación en ambientes naturales (Naaz et al., 2023). La integración con humedales construidos, en particular, ha demostrado remociones simultáneas de materia orgánica, nitrógeno y fósforo, combinando la depuración ecológica con las reacciones electroquímicas (Hyun et al., 2022).

### 1.16.4 Producción de biohidrógeno y otros productos

Las celdas de electrólisis microbiana permiten producir biohidrógeno a partir de aguas residuales aplicando un voltaje modesto, muy inferior al de la electrólisis convencional del agua, lo que convierte al residuo en materia prima para un vector energético limpio (Dange et al., 2021). Además del hidrógeno, estos sistemas pueden generar metano, metanol, formiato o etanol, así como productos de la electrosíntesis microbiana como el acetato, ampliando el abanico de compuestos de valor recuperables (Yasri et al., 2022). Esta diversidad de productos refuerza el papel de los SBE a una bioeconomía circular orientada a la valorización de residuos (Ahirwar et al., 2023).

## 1.17 Perspectivas futuras y proyección regional

El futuro de los SBE se orienta hacia la superación de las barreras de escalado y costo que hoy limitan su aplicación comercial, así como hacia la integración con otras tecnologías de tratamiento y recuperación de recursos (Selvasembian et al., 2022). Los avances en materiales de electrodo de bajo costo, en membranas de intercambio iónico económicas y en el control de la comunidad microbiana perfilan una ruta realista hacia sistemas competitivos, mientras que la modularización ofrece una vía práctica para llevar la tecnología del laboratorio a la escala piloto e industrial (Jadhav et al., 2022).

La convergencia de los SBE con la inteligencia artificial y el modelado avanzado abre nuevas posibilidades para la optimización predictiva del desempeño, la selección de

comunidades microbianas y el control en tiempo real de las variables de operación (Naaz et al., 2023). Asimismo, la integración con la producción de biocombustibles, la captura de carbono y la valorización de biomasa algal refuerza el papel de estas tecnologías dentro de una bioeconomía circular, en la que los residuos se transforman en energía, agua limpia y productos de valor (Ahirwar et al., 2023).

En el contexto sudamericano, y particularmente en el ecuatoriano, estas tecnologías encuentran un terreno especialmente fértil por la abundancia de radiación solar que favorece los sistemas fotosintéticos, la disponibilidad de aguas residuales agroindustriales ricas en materia orgánica y la necesidad de soluciones descentralizadas de tratamiento de agua. La experiencia acumulada en el tratamiento de aguas residuales textiles con biocátodos de microalgas constituye un precedente valioso que anticipa el potencial de estas tecnologías en la región (Mousavi Farajzadeh & Zamir, 2025).

La adopción efectiva de estas tecnologías en el contexto regional dependerá, no obstante, de factores que trascienden lo técnico, como el desarrollo de marcos normativos favorables, la disponibilidad de financiamiento para la investigación aplicada y la formación de capacidades locales especializadas (Saratale et al., 2022). La colaboración entre la academia, el sector productivo y las entidades públicas resulta esencial para trasladar los avances de laboratorio hacia soluciones implementables que respondan a las necesidades concretas de las comunidades (Ahirwar et al., 2023).

La proyección de los SBE hacia la recuperación de metales en efluentes mineros reviste especial importancia para una región con una intensa actividad extractiva, donde el drenaje ácido de mina representa un pasivo ambiental de gran magnitud (Wang et al., 2022). La capacidad de estos sistemas para recuperar cobre, cromo y otros metales de valor, al tiempo que se depura el efluente, ofrece una vía prometedora para conciliar la actividad minera con la protección ambiental, tema que se desarrolla en profundidad en el Capítulo 3.

## 1.18 Conclusiones del capítulo

Los SBE acoplan la actividad catalítica de comunidades microbianas vivas con procesos electroquímicos de electrodo, y han recorrido un camino de más de un siglo desde el hallazgo de Potter hasta constituir un campo de investigación sistemática. Su rasgo distintivo no es la generación de electricidad, que resulta modesta, sino la posibilidad de emplear un catalizador que se autorreplica, se adapta al sustrato y se

regenera sin costo, sobre matrices que otras tecnologías no pueden aprovechar.

Desde la perspectiva electroquímica, el desempeño queda acotado por una jerarquía clara. La termodinámica de las semirreacciones fija un techo teórico próximo a 1,1 V para el par acetato-oxígeno, y las pérdidas por activación, óhmicas y de concentración reducen ese valor hasta los 0,3–0,5 V habituales en laboratorio. La brecha entre ambos valores, más que cualquier cifra de potencia aislada, es el indicador que mide el margen de mejora disponible.

El análisis de esa brecha revela dónde intervenir. Las pérdidas óhmicas responden al diseño, conductividad del electrolito, membrana, distancia entre electrodos— y son las que mejor se han reducido hasta la fecha. Las de activación, gobernadas por la lenta cinética de reducción del oxígeno, han motivado la búsqueda de biocátodos y materiales alternativos al platino. Las de concentración, ligadas al transporte de masa, siguen siendo las peor caracterizadas.

La cuantificación de estas pérdidas en sistemas biológicos plantea un problema metodológico que el campo no ha resuelto. La biopelícula introduce una contribución resistiva y capacitiva que no se separa fácilmente de la del electrodo, y sus parámetros varían durante el propio ensayo. La dispersión de los valores publicados y la dificultad de comparar resultados entre laboratorios derivan en buena medida de esta limitación, y no solo de diferencias reales de desempeño.

Desde la perspectiva microbiológica, la transferencia extracelular de electrones, directa mediante citocromos y apéndices conductores, o mediada por lanzaderas redox es el proceso que conecta el metabolismo con el electrodo. Su estudio ha desplazado el foco desde los materiales hacia la biopelícula, y fenómenos como la conducción a larga distancia de las bacterias cable o la transferencia directa entre especies han ampliado el marco conceptual más allá de lo que los modelos electroquímicos clásicos contemplan. Fenómenos como la conducción a larga distancia de las bacterias cable y la transferencia directa interespecies de electrones amplían el marco conceptual y sugieren nuevas estrategias de diseño inspiradas en la naturaleza.

La articulación entre ambos dominios es la clave del campo, y también su principal dificultad. Ninguno basta por sí solo para explicar el desempeño observado: un electrodo de excelente conductividad rinde poco si su superficie impide la adhesión bacteriana, y una comunidad altamente electroactiva no compensa una resistencia interna elevada. Los avances más significativos de los últimos años han provenido, precisamente, de

intervenciones que consideran ambos aspectos simultáneamente.

La incorporación de microalgas como biocatalizadores catódicos ilustra bien esa convergencia, al acoplar la fotosíntesis con la electroquímica para generar oxígeno in situ, remover sales y producir biomasa valorizable. Su rendimiento depende, sin embargo, de variables ajenas al diseño electroquímico, irradiancia, fotoperiodo, elevación del pH catódico que introducen una fuente de variabilidad adicional y complican la reproducibilidad de los resultados.

Los retos que restan definen la agenda del campo. La densidad de potencia a escala piloto permanece entre 0,1 y 10 W·m<sup>-3</sup>, la bioincrustación de electrodos y membranas limita la operación prolongada, y la ausencia de protocolos normalizados de medición dificulta consolidar una base comparativa fiable. La resolución de estos tres problemas, más que el descubrimiento de nuevos materiales determinará la transición hacia la aplicación real.

Estos fundamentos sostienen los dos capítulos siguientes. El segundo examina cómo la investigación sudamericana ha adaptado estos principios a sus flujos residuales y a sus recursos microbianos; el tercero, cómo la reducción catódica de especies metálicas extiende el mismo principio electroquímico hacia la recuperación de metales en efluentes mineros.

## CAPÍTULO 2

# BIOELECTROQUÍMICA APLICADA EN ECUADOR Y PERSPECTIVAS PARA SUDAMÉRICA.

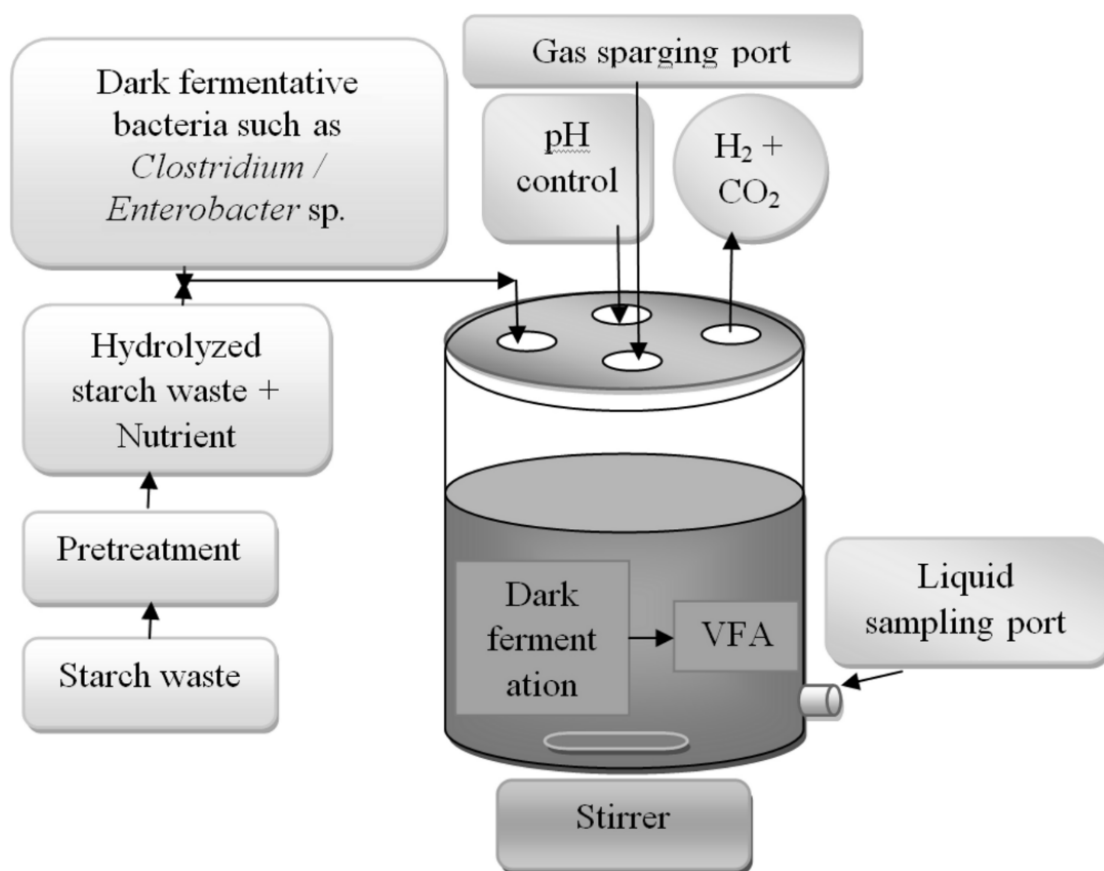
### 2.1 Introducción: energía, residuos y biotecnología en Sudamérica

La búsqueda de fuentes de energía renovables, limpias y económicas, impulsada por el agotamiento de los combustibles fósiles, la contaminación, el crecimiento demográfico y el aumento sostenido de la demanda energética mundial del orden del 1 al 2 % anual, constituye uno de los principales desafíos de la economía global

. Este escenario ha impulsado el desarrollo de biotecnologías como la fermentación oscura (FO) y los SBE, tecnologías prometedoras con una doble ventaja: producción de bioenergía y tratamiento simultáneo de contaminantes o la producción de gas hidrógeno  $H_2$  (FO y celda de electrólisis microbiana; CEM) (Safwat, Meshref, et al., 2023).

Los SBE, en su forma más simple, constan de un ánodo, un cátodo e integran microorganismos u otros catalizadores de base biológica como elementos clave (Zheng et al., 2020). Las CCM convierten la energía química en energía eléctrica mediante la biodegradación de varios sustratos como: lodos de depuradoras, aguas residuales, residuos sólidos agrícolas e industriales, sedimentos, entre otros, que son utilizados por las bacterias como combustibles para su mecanismo celular, liberando dióxido de carbono, protones y electrones (Timmers et al., 2012)

Como proceso inverso, las CEM convierten la energía eléctrica en energía química con la ayuda de microorganismos o enzimas para generar productos útiles como:  $H_2$  (Recalde et al., 2018), formiato, metanol o etanol (Yuang & Kummer, 2019), que son moléculas que luego se convertirán o se usarán directamente como una alternativa sostenible a los combustibles fósiles (Zheng et al., 2020). En contraste, la tecnología FO (Figura 9) implica la fermentación de carbohidratos por parte de microorganismos adaptados a la oscuridad en condiciones anóxicas para generar  $H_2$  y compuestos ácidos orgánicos (Recalde et al., 2018)



**Figura 9.** Reactor de fermentación oscura

(S. R. Das & Basak, 2021)

En las últimas décadas existe una fuerte corriente de investigación en la búsqueda de oportunidades ofrecidas por los FO y SBE para el tratamiento y la valoración de diferentes residuos (Dzulkarnain et al., 2022; San-Martín et al., 2017). El espectro de usos ha aumentado significativamente, extendiéndose a varias áreas, por ejemplo, la recuperación de nutrientes y metales, la bioelectrosíntesis de productos esenciales (Chandrasekhar et al., 2021), la biorremediación de recursos contaminadas con: derivados del petróleo (Mohanakrishna et al., 2019), metales pesados (J. Zhang et al., 2020), colorantes (Fatima et al., 2021) o sustancias xenobióticas (Fernando & Keshavarz, 2019).

Los FO y SBE brindan una solución flexible, sostenible con capacidad de reducir la pérdida de energía y la generación de desechos, minimizando en gran medida los costos en comparación con técnicas de remediación físicas y químicas (X. Zhang et al., 2019). En Sur América se registran pocas investigaciones a nivel de laboratorio o prototipos a pequeña escala sobre el potencial de los FO y SBE en el control de la contaminación,

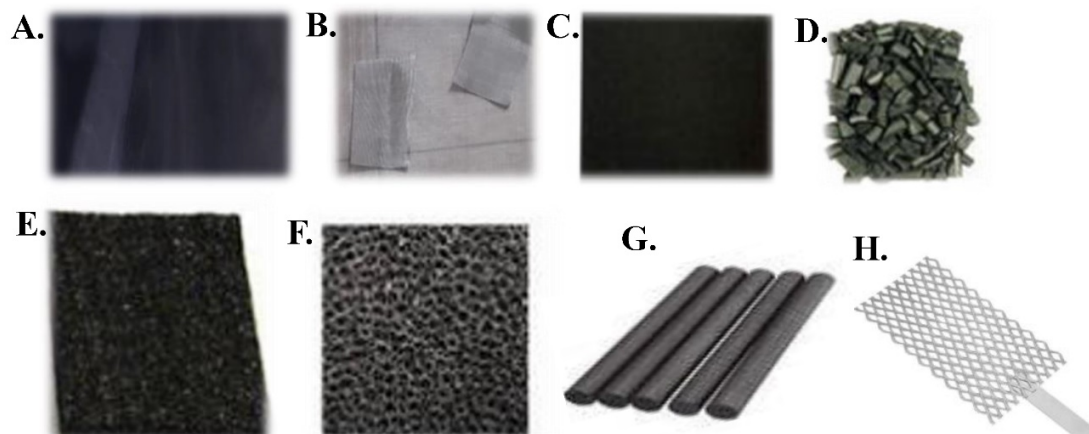
con recuperación de energía. Es necesario el apoyo de las políticas nacionales, de la industria y los esfuerzos de la academia, para que se profundice el conocimiento de futuras aplicaciones a mediana y gran escala (Ucar et al., 2017).

El estudio de estas tecnologías en el contexto sudamericano reviste un interés particular, no solo por la abundancia de recursos y de residuos susceptibles de valorización, sino también por la oportunidad de desarrollar soluciones adaptadas a las condiciones específicas de la región, en lugar de importar diseños concebidos para otros contextos (Ucar et al., 2017). La investigación regional, ejemplificada por la trayectoria del grupo ecuatoriano de Energías Alternativas y Ambiente (GEAA) de la Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH), ha demostrado el valor de este enfoque orientado a los recursos y a los problemas locales.

El presente capítulo se estructura de manera que, tras esta introducción se abordan los elementos constitutivos de los SBE y de los reactores de fermentación oscura, los sustratos empleados: residuos orgánicos, residuos industriales y suelos, las configuraciones desarrolladas y su escalado, el panorama de la investigación por países de la región y las perspectivas de futuro (S. Das et al., 2021). Esta organización permite construir progresivamente una visión integral del estado y del potencial de la bioelectroquímica en la región.

## **2.2 Elementos de los SBE y FO empleados en estudios de sistemas bioelectroquímicos**

Generalmente, los materiales de los electrodos han evolucionado de manera constante conforme la investigación avanza, se reporta una gama de materiales que ayudan a mejorar las tasas metabólicas de los microorganismos (A. A. Yaqoob et al., 2020). Curiosamente, los mismos materiales del ánodo se pueden usar como materiales de cátodo (Obileke et al., 2021). La Figura 10 y la Tabla 2, resume los materiales de electrodos empleados en los sistemas SBE y FO.



**Figura 10.** *Materiales de electrodo comúnmente utilizados en sistemas bioelectroquímicos: ( A ) fieltro de grafito; ( B ) malla de acero inoxidable; ( C ) papel de carbono; ( D ) gránulos de grafito; ( E ) fieltro de carbono; ( F ) carbono vitrificado reticulado; ( G ) varilla de grafito; y ( H ) malla de platino (Apollon, 2023).*

### 2.2.0.1 Electrodo a base de metales

Los electrodos a base de metales se han investigado porque conducen la electricidad de manera más eficiente que los materiales de carbono, resisten la corrosión y ofrecen buena biocompatibilidad; el platino, en particular, presenta gran eficiencia, pero su costo lo hace inviable a gran escala (Obileke et al., 2021). En un estudio realizado en Perú se demostró que el cobre y el zinc generan una potencia de  $566,80 \text{ mW/m}^2$ , aunque provocan efectos adversos en los microorganismos (Rojas-Flores, Noriega, Naveda, et al., 2022), mientras que en Japón un electrodo de carbón activado y fluoruro de polivinilideno soportado sobre malla de acero inoxidable alcanzó una densidad de potencia de  $3,96 \text{ W} \cdot \text{m}^{-3}$ , un valor elevado para un cátodo de bajo costo (Koffi & Okabe, 2020).

Esto evidencia la necesidad de investigar nuevos materiales, como las tierras raras presentes en regiones volcánicas y sedimentos oceánicos de Sudamérica. Los lantánidos pueden doparse con otros elementos y utilizarse como catalizadores de electrodos para mejorar la producción de bioenergía (Enrique, 2020). Su aplicación en el tratamiento de aguas residuales ha mostrado potencial como alternativa al platino. En China, estos materiales permitieron desarrollar electrodos más eficientes y económicos, alcanzando una densidad de potencia de  $450 \text{ mW/m}^2$  (H. Dong et al., 2012). Sin embargo, el uso del lantano como electrodo aún se encuentra en una etapa inicial y requiere estudios

adicionales para optimizar su rendimiento.

### 2.2.0.2 Electroodos a base de carbono

Los materiales abundantes a base de carbono son los elementos comúnmente utilizados en los SBE por su gran área de superficie, se ha demostrado que ayudan aumentar la colonización microbiana, por tanto, la producción de biopelículas, y, además, una característica interesante es que puede presentar varias morfologías y estructuras para diseñar electrodos atractivos y eficientes (A. A. Yaqoob et al., 2020).

Por ejemplo, estudios demuestran que la fibra de carbono posee alta porosidad. Logroño, Pérez, et al., (2017), evidencia mejores densidades de potencia de aproximadamente  $6,46 \text{ mW/m}^2$  al tratar al electrodo con acetona, peroxidisulfato de amonio y ácido sulfúrico concentrado, paralelamente, se ha empleado cilindros de carbón reciclados obtenidos de pilas Eveready, sometidos a un tratamiento térmico y químico con  $\text{HNO}_3$  al 5 % y un baño ultrasónico, reportando densidades de potencia de  $30 \text{ mW/m}^2$  (Arboleda et al., 2019).

De manera similar, en los últimos años, se indican materiales de carbono alternativos como electrodos, tales como: el carbón obtenido del hueso del pez diablo, una especie autóctona de la cuenca del Amazonas en Sur América, pero una especie invasora en México, se evidenció que la mezcla del carbón activado con etanol y nafión adheridos en una malla de acero inoxidable y sometidos a un tratamiento térmico, genera una densidad de potencia máxima de  $4,26 \text{ mW/m}^2$ , con un rendimiento del 175 % mayor al del fieltro de carbono convencional, y proporcionando una textura y rugosidad adecuada para la colonización bacteriana y la formación de biopelículas (Flores et al., 2021).

Diversos trabajos han explorado el uso de biomasa agrícola para producir biocarbón de electrodo. En Colombia se ha obtenido carbón a partir de cascarilla de café activada con  $\text{H}_3\text{PO}_4$  a  $450^\circ\text{C}$  (Vanegas et al., 2020); en China, a partir de cáscara de sandía activada con  $\text{HCl}$  bajo atmósfera de nitrógeno, con  $0,262 \text{ W}\cdot\text{m}^{-3}$  (Zhong et al., 2019). Con cáscara de banano sometida a tratamiento hidrotérmico y térmico se han reportado  $528,2 \text{ mW}\cdot\text{m}^{-2}$ , con cáscara de huevo  $599,3 \text{ mW}\cdot\text{m}^{-2}$ , y con bambú pirolizado directamente  $1056 \text{ mW}\cdot\text{m}^{-2}$ , valor próximo al del platino comercial en el mismo estudio ( $1039 \text{ mW}\cdot\text{m}^{-2}$ ) (Kant et al., 2021; Li et al., 2020).

Los biocarbones derivados de residuos agrícolas alcanzan, en varios de estos casos, densidades de potencia superiores a las de la fibra de carbono tratada, con la ventaja añadida de un costo reducido y de una textura favorable a la adhesión bacteriana.

Conviene señalar, no obstante, que los valores proceden de sistemas con configuraciones y bases de normalización distintas, por lo que la comparación es orientativa (Kant et al., 2021).

Resulta importante destacar el potencial de los países suramericanos para modificar el escenario energético actual, ya que es uno de los principales actores del mercado con el 16 % de la producción agrícola mundial, representada principalmente por la caña de azúcar, soja y maíz con el 80 % y el restante de la producción corresponde a frutas, cereales y tubérculos, esta intensa actividad agroindustrial produce una considerable cantidad de desechos lignocelulósicos que podrían transformarse en una valiosa fuente de materia prima para la creación de nuevos electrodos, capaces de generar un mayor porcentaje de bioenergía.

A pesar de que los electrodos a base de carbono son los más utilizados debido a su versatilidad estructural (Magotra et al., 2023), los electrodos de grafito también han sido explorados en este campo y actualmente, ya que presentan áreas de superficie más altas y mayor eficiencia conductiva, sin embargo, su estructura molecular y morfológica es plana en comparación con los materiales de carbono por su baja porosidad superficial que es necesaria para la adhesión bacteriana (S. B. Yaqoob et al., 2021).

**Electrodos de grafito.** El grafito se ha implementado de muchas maneras y en un ensayo en Corea del Sur, Magotra *et al.* (2020) reporta valores de densidad de potencia de 3,16 mW/m<sup>2</sup>; en una publicación de México informan que la tela de grafito genera densidades de potencia de 161,75 mW/m<sup>2</sup> cuando es activado por inmersión en HCl y lavado con agua destilada e inmerso en NaOH (González et al., 2022), para el caso del fieltro de grafito un estudio de Costa Rica, informa una eficiencia coulombica de 0,7 % y una densidad de potencia de 890 mW/m<sup>2</sup> cuando es tratado con HNO<sub>3</sub>, lavado con agua de grado 1, sometido a un tratamiento térmico y modificado con ftalocianina de hierro (Cardenas et al., 2022).

Un estudio en conjunto de Pakistan y Malasia, evidencia que las varillas de grafito comercial reportan densidades de potencia de 0,972 mW/m<sup>2</sup> (S. B. Yaqoob et al., 2021) Conviene indicar que los materiales mencionados debido a su naturaleza hidrófoba sin tratar restringen el desarrollo de biopelículas (Neethu et al., 2020) y, por lo tanto, exige tratamientos previos, que se suman al costo total del sistema.

**Tabla 2.** Materiales de los electrodos empleandos en SBE

| Material de electrodo              | Tratamiento / activación                                           | Densidad de potencia     | País             |
|------------------------------------|--------------------------------------------------------------------|--------------------------|------------------|
| Fibra de carbono                   | Acetona, peroxidisulfato de amonio, H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> | 6,46 mW/m <sup>2</sup>   | Ecuador          |
| Cilindros de carbón reciclado      | Térmico + HNO <sub>3</sub> 5 % + ultrasonido                       | 30 mW/m <sup>2</sup>     | Ecuador          |
| Carbón de hueso de pez diablo      | Etanol + nafión, malla de acero, térmico                           | 4,26 mW/m <sup>2</sup>   | México           |
| Biocarbón de cáscara de sandía (N) | Activado con HCl, atmósfera de N <sub>2</sub>                      | 0,262 W/m <sup>3</sup>   | China            |
| Biocarbón de bambú                 | Pirólisis directa                                                  | 1056 mW/m <sup>2</sup>   | Internacional    |
| Cobre y zinc                       | Sin tratamiento (metálico)                                         | 566,80 mW/m <sup>2</sup> | Perú             |
| Carbón activado + PVDF             | Sobre malla de acero inoxidable                                    | 3,96 mW/m <sup>3</sup>   | Japón            |
| Perovskita con lantánidos          | Dopaje, soporte de carbono                                         | 450 mW/m <sup>2</sup>    | China            |
| Tela de grafito                    | Inmersión en HCl y NaOH                                            | 161,75 mW/m <sup>2</sup> | México           |
| Filtro de grafito                  | HNO <sub>3</sub> + ftalocianina de hierro                          | 890 mW/m <sup>2</sup>    | Costa Rica       |
| Varillas de grafito comercial      | Sin tratamiento                                                    | 0,972 mW/m <sup>2</sup>  | Pakistán/Malasia |

### 2.2.0.3 Membranas

Las membranas derivadas de materiales de uso común, como el papel celofán empleado en los estudios ecuatorianos, representan una alternativa atractiva para reducir el costo de los prototipos, aunque su durabilidad limitada obliga a considerar estrategias de

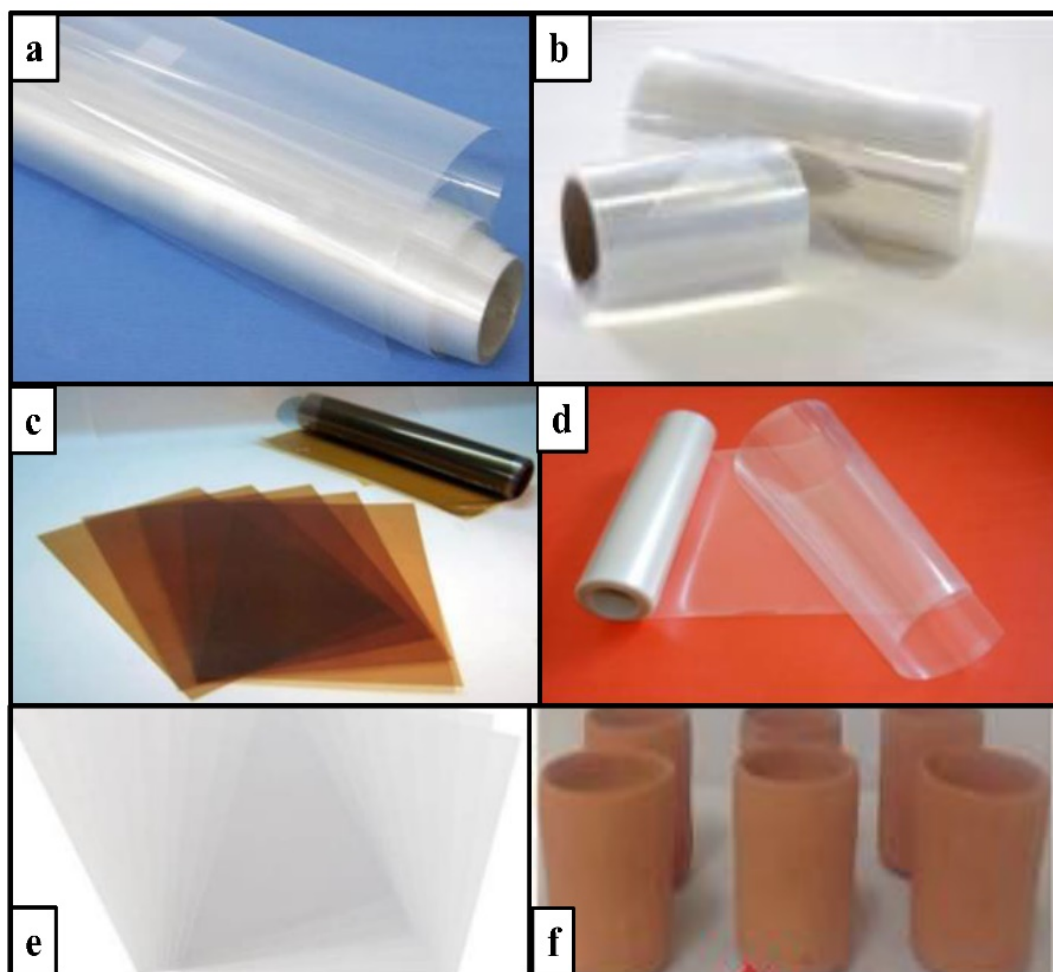
reemplazo periódico o de refuerzo (Arboleda et al., 2019). La búsqueda de un equilibrio entre costo, durabilidad y rendimiento constituye uno de los ejes de la investigación regional sobre MIP. En la figura 11 se muestra los tipos de membranas usados en las CCM.

La MIP cumple funciones que van más allá de la simple división física de los compartimentos anódico y catódico, pues regula el transporte selectivo de protones, mantiene el gradiente de pH entre cámaras y limita la difusión de oxígeno hacia el ánodo, tres factores que inciden directamente en la eficiencia coulombica del sistema (Ramírez-Nava et al., 2021). Una MIP deficiente puede anular las ventajas de un buen material de electrodo, lo que subraya su carácter crítico dentro del diseño integral del dispositivo.

La búsqueda de alternativas al Nafion ha impulsado la exploración de materiales cerámicos, membranas de intercambio catiónico de origen comercial y membranas poliméricas económicas, con resultados variables según la aplicación (Gaurav et al., 2019). En el contexto sudamericano, donde el costo de importación de las membranas comerciales encarece notablemente los prototipos, esta línea de investigación reviste especial importancia para la viabilidad económica de la tecnología.

La eficiencia eléctrica de las CCM está fuertemente influida por la MIP, ampliamente utilizada en configuraciones de dos cámaras. La membrana polimérica más empleada en los SBE es el Nafion, en particular el Nafion 117, que ofrece una elevada conductividad protónica del orden de  $0,05\text{--}0,10\text{ S}\cdot\text{cm}^{-1}$  en estado plenamente hidratado, y sensiblemente menor a baja humedad relativa, aunque no es impermeable al oxígeno ni al sustrato, lo que da lugar a fenómenos de crossover que reducen la eficiencia coulombica (Mamani et al., 2020).

Sin embargo, el Nafion presenta desventajas notables: su costo puede representar hasta el 60 % del valor total del sistema, no funciona bien a temperaturas elevadas ni con humedad relativa baja, no se puede reutilizar y es difícil de adaptar a las formas deseadas (Ramírez-Nava et al., 2021). Frente a ello, dos estudios sudamericanos identificaron separadores alternativos con mejor rendimiento comparativo, como el papel celofán, que proporcionó densidades de potencia de  $2,25\text{--}6,46\text{ mW/m}^2$  y de  $30\text{ mW/m}^2$  respectivamente, aunque no son reutilizables porque se deterioran con rapidez y requieren tratamientos adicionales (Arboleda et al., 2019; Logroño, Pérez, et al., 2017).



**Figura 11.** Tipos de membranas generalmente utilizadas en CCM: ( **a** ) Nafion 117; ( **b** ) membrana bipolar; ( **c** ) AEM; ( **d** ) PEM; ( **e** ) CEM; y ( **f** ) membrana de copa de arcilla

(Apollon, 2023).

### 2.2.1 Reactores de fermentación oscura

La elección entre reactores suspendidos e inmovilizados depende de un compromiso entre la simplicidad operativa y la eficiencia de producción, pues los sistemas inmovilizados retienen mejor la biomasa activa, pero exigen soportes y configuraciones más complejas (Qu et al., 2022). La selección del tipo de reactor debe considerar además las características del sustrato, el régimen de operación previsto y los objetivos específicos de producción de hidrógeno (García et al., 2019).

El control del tiempo de retención hidráulico y del tiempo de retención de sólidos constituye uno de los aspectos más críticos en la operación de los reactores de fermentación oscura, ya que de él depende el equilibrio entre la retención de la biomasa productora de hidrógeno y la eliminación de las poblaciones consumidoras (Buitrón et al., 2020). El ajuste fino de estos parámetros permite maximizar el rendimiento neto del proceso y estabilizar su operación a lo largo del tiempo.

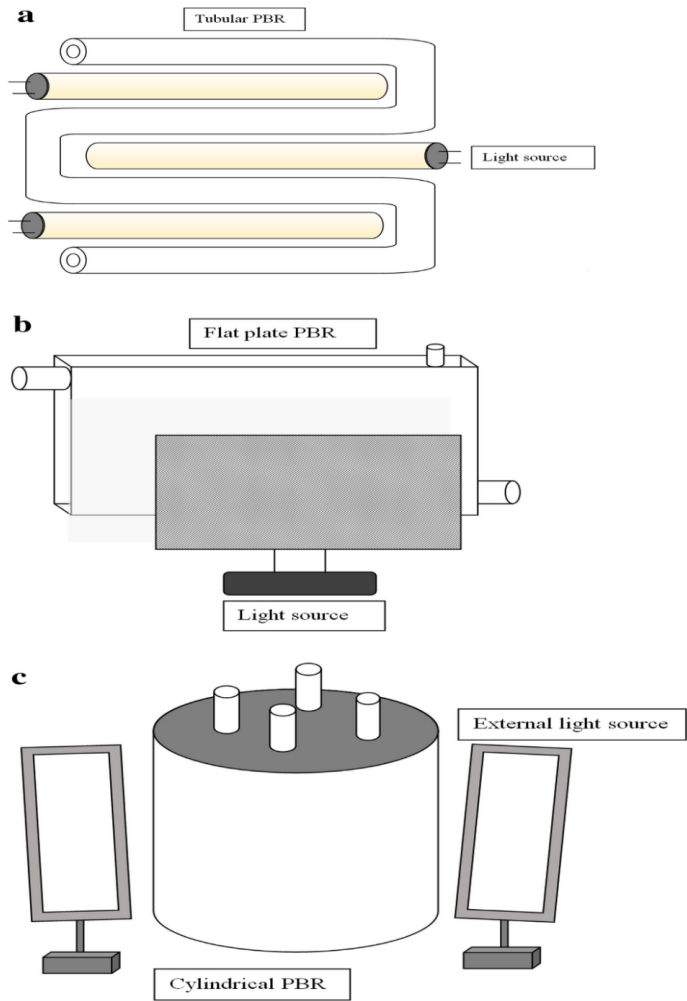
Por su parte, la tecnología de FO se compone de reactores suspendidos o inmovilizados que pueden operar de modo continuo o discontinuo y se fabrican con diversos materiales (Qu et al., 2022). Entre los reactores inmovilizados, en Polonia se han utilizado reactores de lecho fijo (RLE) de acero inoxidable dispuestos verticalmente, con un máximo de 45,7 % de  $H_2$  a un tiempo de retención hidráulico (TRH) de 8 h; en Brasil, García et al. (2019) construyó un reactor anaerobio de lecho fluidizado (RALF) (Figura 12) de acrílico operado en modo discontinuo con recirculación, con un 52,39 % de  $H_2$  a un TRH de 6 h. La configuración de un reactor anaerobio de lecho fluidizado se presenta en la Figura 10.

Los reactores RALF figuran entre los más utilizados, pues superan el problema de que el TRH del biorreactor de suspensión coincida con el tiempo de retención del lodo, fácilmente perdido; al separar ambos tiempos, mantienen una biomasa más alta y mejoran la producción de  $H_2$  (Qu et al., 2022). Con reactores de manto de lodo anaerobio de flujo ascendente (RAFAML) se ha logrado aumentar la producción de  $H_2$  hasta un 70 % con un TRH de 5,5 h, gracias a la formación de lodo granular con tiempos de residencia prolongados (Buitrón et al., 2020).

No obstante, en el RAFAML también pueden crecer bacterias metanogénicas dentro del lodo granular que consumen  $H_2$  para producir metano, reduciendo el rendimiento (Qu et al., 2022). En Colombia, para tratar aguas residuales complejas de la industria de bebidas, Álvarez et al. (2022) diseñó, a partir de tubos de cloruro de polivinilo (PVC), un reactor anaerobio de recirculación interna que opera a mayor carga volumétrica que un UASB convencional y obtuvo un 30 % de producción de  $H_2$  con un TRH de 8 h (Álvarez et al., 2022).

Entre los reactores suspendidos, un reactor de tanque agitado continuo (RTAC) alimentado con estiércol de cerdo y glucosa alcanzó un contenido máximo del 34 % de  $H_2$  en el biogás. El estudio ensayó tiempos de retención hidráulica escalonados de 22, 11, 6 y 3 días, aplicando los 22 días al inicio y al final de la serie para verificar la

reversibilidad de las condiciones del reactor (Weide et al., 2020).



**Figura 12.** Esquema de tres tipos principales de fotobiorreactores (PBR): ( a ) tubulares, ( b ) de placa plana y ( c ) cilíndricos (S. R. Das & Basak, 2021).

### 2.3 Sustratos: generación de bioenergía y tratamiento simultáneo de contaminantes

La relación entre el tipo de sustrato y el rendimiento del sistema constituye uno de los aspectos más estudiados en la investigación bioelectroquímica, dado que la naturaleza del alimento determina tanto la cantidad de energía recuperable como la composición y la estabilidad de la comunidad microbiana (Fadzli et al., 2021). El conocimiento

acumulado sobre esta relación permite orientar la selección de sustratos hacia aquellos que ofrecen el mejor equilibrio entre disponibilidad, costo y rendimiento, un aspecto crucial para la viabilidad de las aplicaciones prácticas.

La diversidad de sustratos ensayados en la literatura, que abarca desde compuestos puros hasta mezclas complejas de residuos reales, refleja la versatilidad de las tecnologías bioelectroquímicas y su capacidad de adaptarse a los flujos disponibles en cada contexto (Chandrasekhar et al., 2021). Esta versatilidad constituye una de las principales ventajas de estas tecnologías frente a otros procesos más exigentes en cuanto a la uniformidad y las características del alimento, y las hace especialmente adecuadas para contextos de recursos variables.

El acetato, la glucosa y otros compuestos orgánicos simples se emplean con frecuencia como sustratos modelo en los estudios de laboratorio, dada su facilidad de degradación y la reproducibilidad de los resultados que permiten, aunque su uso no refleja las condiciones de los efluentes reales (Chandrasekhar et al., 2021). La transición desde estos sustratos modelo hacia los residuos reales, más complejos y variables, constituye un paso necesario para el desarrollo de aplicaciones prácticas y representa uno de los retos de la investigación aplicada en el campo.

La versatilidad de los SBE en cuanto a los sustratos que pueden utilizar constituye una de sus principales ventajas, pues les permite adaptarse a la diversidad de flujos residuales disponibles en cada contexto local (Fadzli et al., 2021). Esta flexibilidad resulta especialmente valiosa en Sudamérica, donde la variedad de actividades agrícolas e industriales genera una amplia gama de residuos con potencial para su valorización mediante estas tecnologías.

La concentración del sustrato influye de manera decisiva sobre el arranque y la estabilización del sistema, pues concentraciones demasiado bajas limitan la actividad microbiana, mientras que concentraciones excesivas pueden provocar la acumulación de productos intermedios (Abdulwahhab et al., 2023). El ajuste de la carga orgánica aplicada constituye, por tanto, uno de los parámetros operativos fundamentales para optimizar el rendimiento de los SBE y de fermentación oscura.

La sostenibilidad del suministro de sustrato constituye una consideración a menudo subestimada en los estudios de laboratorio, pero determinante para la viabilidad de las aplicaciones a escala real, pues un sistema bioelectroquímico solo resulta útil si dispone de un flujo constante y predecible de materia orgánica (Fadzli et al., 2021). La

estacionalidad y la dispersión geográfica de muchos residuos agroindustriales plantean, en este sentido, retos logísticos que deben resolverse para su aprovechamiento efectivo.

La posibilidad de emplear mezclas de sustratos, combinando flujos de distinta composición y disponibilidad temporal, ofrece una vía para superar las limitaciones de estacionalidad y para equilibrar la composición nutricional del alimento del sistema (Villegas et al., 2021). Esta flexibilidad en el uso de sustratos constituye una de las ventajas de las tecnologías bioelectroquímicas frente a otros procesos más exigentes en cuanto a la uniformidad del alimento.

La caracterización fisicoquímica del sustrato, su contenido de carbohidratos, proteínas y lípidos, su relación carbono-nitrógeno, su pH y su conductividad permite anticipar el comportamiento del sistema y seleccionar la configuración más adecuada para cada flujo residual (Fadzli et al., 2021). Los sustratos ricos en azúcares simples favorecen arranques rápidos y altas densidades de corriente, mientras que los materiales lignocelulósicos exigen etapas previas de hidrólisis que condicionan el rendimiento global del proceso.

La biodegradabilidad del sustrato no solo determina la cantidad de energía recuperable, sino también la composición de la comunidad microbiana que se desarrolla sobre el electrodo, pues cada tipo de materia orgánica selecciona a los taxones capaces de metabolizarla con mayor eficiencia (Abdulwahhab et al., 2023). Esta interacción entre sustrato y comunidad microbiana constituye uno de los factores clave para explicar la variabilidad de resultados observada entre estudios que emplean residuos aparentemente similares.

En los distintos tipos de SBE y sistemas de FO, los sustratos ya sean sustancias puras o mezclas complejas de materiales orgánicos o inorgánicos constituyen un factor clave para la generación de energía, y deben ser sostenibles y duraderos, pues de ellos depende la actividad bacteriana durante la operación (Fadzli et al., 2021). La naturaleza del sustrato condiciona la comunidad microbiana que se desarrolla, la ruta metabólica dominante y, en consecuencia, el rendimiento energético y la capacidad de remoción de contaminantes del sistema (Chandrasekhar et al., 2021).

La Tabla 3 sintetiza una selección representativa de sustratos empleados en SBE y reactores de FO reportados en la literatura regional e internacional, junto con la configuración utilizada, la producción alcanzada y la referencia correspondiente. El panorama refleja la enorme diversidad de flujos residuales susceptibles de valorización,

desde residuos frutícolas y suero lácteo hasta lodos industriales, sedimentos fluviales y suelos de distintos pisos altitudinales, muchos de ellos característicos del contexto sudamericano (Cardenas et al., 2022).

**Tabla 3.** Sustratos empleados en los SBE y FO

| Tipo de residuo                         | Configuración                        | Voltaje reportado | Referencia                                    |
|-----------------------------------------|--------------------------------------|-------------------|-----------------------------------------------|
| Mangifera indica                        | CCM de cámara única                  | 51 mV             | (Yaqoob et al., 2021)                         |
| Residuos de papaya + sacarosa           | CCM de cámara única (PET)            | 955 mV            | (Rojas-Flores, Noriega, & Benites, 2022)      |
| Residuos de aguacate                    | CCM de dos cámaras (polietileno)     | 740 mV            | (Rojas-Flores, Noriega, Naveda, et al., 2022) |
| Suero lácteo + sedimentos del río Paute | CCM de dos cámaras (PVC)             | 830 mV            | (Arboleda et al., 2019)                       |
| Suero lácteo + V. faba                  | CCM de dos cámaras (acrílico)        | 802 mV            | (Mamani et al., 2020)                         |
| Aguas residuales domésticas + lodos     | CCM de cámara única (acrílico, LVBM) | 400 mV            | (Koffi & Okabe, 2020)                         |
| Aguas residuales textiles               | CCM de cámara única, cátodo al aire  | 420 mV            | (Logroño, Pérez, et al., 2017)                |
| Lodos anaeróbicos de planta de biogás   | CCM de dos cámaras (plexiglás)       | 50 mV             | (Rózsenszki et al., 2017)                     |
| Suelo + urea / gasolina / petróleo      | CCMT de una sola cámara              | 624 / 413 / 0 mV  | (Barbato et al., 2021)                        |
| Tierra de jardín + Na-acetato           | CCMT de dos cámaras (eppendorf)      | 6,6 mV            | (Logroño, Kadier, et al., 2017)               |
| Tierra de parcelas + Na-acetato         | CCMT de cámara única (vidrio)        | 539 mV            | (Wang et al., 2016)                           |

| Tipo de residuo                         | Configuración                       | Voltaje reportado               | Referencia                             |
|-----------------------------------------|-------------------------------------|---------------------------------|----------------------------------------|
| Suelo altoandino / amazónico + RSO      | CCMT de cámara única (polietileno)  | 317 / 270 mV                    | (Logroño, Echeverría, et al., 2015)    |
| Suelo altoandino                        | CCMT de cámara única (polietileno)  | 40,6–58,8 mV                    | (Logroño et al., 2016)                 |
| Lodos de industria textil               | CEM de cámara única                 | 54,1 ppm H <sub>2</sub>         | (Recalde et al., 2018)                 |
| Lisado de lodos + inóculo               | CEM de cámara única (policarbonato) | 0,15 L/L·d                      | (Yu et al., 2020)                      |
| Agua residual + acetato                 | CCM–CEM acopladas                   | 13,74 mL/d                      | (Aboelela & Aly, 2022)                 |
| Aguas residuales + torta de maní        | FO                                  | 8,28 mol H <sub>2</sub> /kg DQO | (Mahata et al., 2020)                  |
| Fracción orgánica de pañales usados     | FO en botellas de suero             | 2,48 mmol H <sub>2</sub> /g ST  | (Sotelo-Navarro & Poggi-Varaldo, 2021) |
| Residuos vegetales + inóculo PTAR       | FO cilíndrica de vidrio             | 52,1 cm <sup>3</sup> /g SV      | (Cieciura et al., 2020)                |
| Mucílago de café                        | Biorreactor FO helicoidal           | 1,295 L H <sub>2</sub> /L       | (León et al., 2018)                    |
| Mix de frutas y verduras + vermicompost | Biorreactor FO                      | 0,373 L H <sub>2</sub> /L·d     | (Pascualone et al., 2019)              |
| Vinaza de caña de azúcar                | FO en viales de vidrio              | 821,34 mL H <sub>2</sub>        | (Magrini et al., 2020)                 |

## 2.4 Residuos orgánicos como sustrato

La codigestión y la combinación de distintos residuos orgánicos permiten equilibrar la composición del sustrato y mejorar la estabilidad del proceso, una estrategia especialmente útil para aprovechar la diversidad de los flujos residuales disponibles en la región

y para mitigar los problemas asociados al uso de un único tipo de residuo El desarrollo de estas estrategias de combinación constituye una vía prometedora para optimizar el rendimiento de los sistemas de valorización de residuos orgánicos (Vasco-Correa & Zapata Zapata, 2024).

Un sustrato comúnmente utilizado en los SBE son los residuos sólidos orgánicos (RSO), los cuales contienen glucosa, como principal fuente de carbono, sustrato fácilmente oxidable para producir bioelectricidad (Pascualone et al., 2019), al igual que otros monosacáridos y sus derivados, como la sacarosa, el acetato y el glicerol (Weide et al., 2019), sin embargo, las sustancias más complejas como el almidón y la celulosa son más difíciles de degradar (Fadzli et al., 2021; He et al., 2017).

Rojas-Flores, Noriega, & Benites (2022) y Rojas-Flores, Noriega, Naveda, et al., (2022), utilizan como sustrato a los residuos de papaya en descomposición obtenidos del mercado La Hermelinda, Perú, con 0, 5, 10 y 20 % de sacarosa como co-sustrato, logrando generar un voltaje de 955 mV con un contenido de sacarosa del 20 %, y con residuos de aguacate se reportan valores de 740 mV, siendo suficientes para encender una LED y demostrando que el aumento de sacarosa en las CCM, podría incrementar los voltajes y sugieren que los residuos de aguacate potencialmente son fuentes para la generación de bioelectricidad, ya que contienen compuestos polifenólicos naturales como potenciadores redox (Rojas-Flores, Noriega, Naveda, et al., 2022).

De manera similar, en Asia, Yaqoob *et al.* (2021), utilizan *Mangifera indica* (extracto de mango) como sustrato en la operación de una MFC para mejorar la generación de energía y la remediación de metales en aguas residuales sintéticas con concentraciones de 50 ppm de  $Pb^{2+}$ ,  $Cd^{2+}$  y  $Cr^{3+}$ , registrando un voltaje de 51 mV, y una eficiencia de remediación >80 %, corroborando que el mango es un sustrato adecuado para la transferencia de electrones extracelulares.

Las investigaciones reportadas representan una fuente valiosa de información, considerando que en América Latina y el Caribe la fracción orgánica representa alrededor del 52 % de los residuos sólidos municipales, con tasas superiores a la de Europa, Asia Central (36 %) y América del Norte (36 %) (Villegas et al., 2021), esta considerable cantidad de residuos debe gestionarse de manera sostenible, ya que su disposición inadecuada daría lugar a problemas ambientales, como la contaminación de los recursos naturales.

Para el caso de los reactores FO, en Alemania, Weide *et al.*, (2019) utilizan como

sustratos la melaza de caña de azúcar, pretratada con calor para hidrolizar parcialmente biopolímeros (almidón) o lípidos (grasa), y obtiene rendimientos de 136 L H<sub>2</sub>/kg de MO seca; también en un estudio experimental con la melaza de caña de Brasil con pH de 3,8 reportan una tasa volumétrica de producción de 2,112 L H<sub>2</sub>/L d y un rendimiento de 1,18 mol H<sub>2</sub>/ mol total de carbohidratos, evidenciando valores de H<sub>2</sub> considerables, ya que la melaza contiene un 45 % de azúcares y la fermentación requiere sustratos ricos en glucosa o sacarosa para proporcionar energía para el crecimiento microbiano (Arruda et al., 2020).

En este contexto, los subproductos de los ingenios azucareros de Sur América tienen un potencial energético considerable para la generación de biohidrógeno. En Polonia, Belchatow utilizando residuos como la pulpa de remolacha, el ensilado de maíz y un mix de frutas y verduras trituradas, en conjunto a un lodo de una planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR) como inóculo y obtienen los siguientes rendimientos: para la remolacha el H<sub>2</sub> fluctuó a 37 L/kg sólidos volátiles (SV); para el caso de los residuos de frutas y vegetales se observó un mayor rendimiento de 52,1 cm<sup>3</sup> H<sub>2</sub>/gSV

Resultados similares a los obtenidos por Panin *et al.* (2020) para un mix de vegetales 151,67 mLH<sub>2</sub>/gSV (Panin et al., 2020) y por Pascualone *et al.* (2019), para un mix de frutas y verduras trituradas y pretratados con calor (63 °C durante 30 min) conjunto a un inóculo de vermicompostaje comercial argentino enriquecido con choque térmico, indican valores de producción de H<sub>2</sub> y eficiencia de degradación del sustrato de 63 L/ kg SV y 50 % DBO<sub>5</sub> y una tasa de producción de 0,373 L H<sub>2</sub>/L d, demostrando que el pre tratamiento suave del sustrato mejora la producción de H<sub>2</sub> mediante la eliminación de la microbiota natural (Cieciura & Borowski, 2020).

Finalmente, considerando que el 11,8 % de los residuos del café pertenecen a los mucilagos y solubles, se ha ensayado su uso como sustrato combinado con residuos orgánicos de Colombia, sin ningún proceso aséptico ni suplementación, lo que resultó en una tasa de producción de 1,295 L H<sub>2</sub>/L de sustratos, en respuesta a que la FO, permite que las hexosas del mucílago se metabolicen y generen H<sub>2</sub> (León & Zapata, 2018). Actualmente y a nivel mundial, se busca una transformación eficiente de los residuos orgánicos, sin embargo, a pesar del gran interés, el tema de investigación y el desarrollo tecnológico, en esta temática todavía se encuentra en su fase inicial en Sur América.

En Sudamérica, en el 2012, tan solo el 20 % de los residuos se ha destinado para la generación de biocombustibles, limitando el potencial del continente para la

generación de  $H_2$ , estimando que para el 2025, el continente alcanzará más de 900 millones de toneladas de residuos agroindustriales (Magalhães et al., 2019), por tanto, su aprovechamiento presenta perspectivas prometedoras a futuro para la producción de una serie de productos de alto valor añadido, mediante tecnologías más respetuosa con el medio.

## 2.5 Residuos industriales como sustrato

Los residuos industriales constituyen fuentes importantes de contaminación, pero también pueden aprovecharse como sustratos para la generación de bioenergía. Las aguas residuales, lodos y subproductos agroindustriales contienen materia orgánica susceptible de transformación mediante SBE. En Ecuador, Arboleda *et al.* (2019) emplearon suero lácteo e inóculo del sedimento del río Paute, obteniendo 830 mV y una eliminación del 35 % de la materia orgánica. Asimismo, Mamani *et al.* (2020) utilizaron lodos industriales y residuos de *Vicia faba*, alcanzando 802 mV y una eliminación del 75 % de la materia orgánica.

Las aguas residuales y lodos también representan recursos potenciales por su contenido de materia orgánica y nutrientes (Katuri et al., 2019). Rózsenszki *et al.* (2017) emplearon lodo anaeróbico de una planta de biogás y obtuvieron 50 mV, junto con una eliminación del 92,4 % de la DQO (Rózsenszki et al., 2017). En Brasil, las aguas residuales lácteas permitieron alcanzar 530 mV y eliminar el 62 % de la DQO (Marassi et al., 2019). Estos resultados demuestran que la composición del residuo influye directamente en la biodegradabilidad y en el desempeño electroquímico del sistema.

Las aguas residuales y los lodos de depuradora son considerados valiosos recursos de energía y nutrientes como el nitrógeno, fósforo y otros materiales (bioplásticos, fibras de celulosa, alginato, metales) (Katuri et al., 2019). En ese contexto, Rózsenszki *et al.* (2017) utilizan un lodo anaeróbico de una planta de biogás en Hungría, para la producción de bioelectricidad y obtienen valores máximos de voltaje de 50 mV, con una eliminación del 92,4 % de la DQO, sin embargo, la pequeña cantidad de energía eléctrica obtenida revela que la porción del sustrato consumido se transforma en electricidad e indican que la mayor parte de la DQO se convirtió a través de reacciones secundarias.

Del mismo modo, en Brasil, se ha evidenciado que las aguas residuales lácteas inoculadas con un cultivo electrogénico en un sistema CCM generan altos valores de

voltaje en OCV de 530 mV y simultáneamente elimina el 62 % de la DQO (Marassi et al., 2019). A nivel de Centroamérica, la industria cafetera es una de las principales actividades agroindustriales, pero el proceso de producción es altamente contaminante, ya que solo el 6 % del peso total del grano se emplea para preparar la bebida y el resto son desechos sólidos.

Cárdenas *et al.* (2022) evalúa el potencial de las aguas residuales de café como sustrato en las CCM, con la producción de solo el 20 % de la potencia descrita en la literatura y la disminución del 27 % de la DQO. Si bien el sustrato en ensayo no posee nutrientes de fácil degradabilidad para las bacterias, por sus altos niveles de fibras (lignina, hemicelulosa y celulosa), las CCM deben proyectarse para trabajar en periodos largos de tiempo, ya que al optimizar el mismo, los porcentajes de remoción de DQO pueden aumentar (Cardenas et al., 2022)

En Ecuador, Logroño, Pérez, et al., (2017) utilizan en una CCM aguas residuales textiles y obtienen un voltaje máximo en OCV de 420 mV, demostrando la eficiencia del sistema, la eliminación de DQO (92-98 %) y metales pesados (98 %). Se evidencia la posibilidad de emplear sustratos con una flora microbiana nativa apta para la operación de la tecnología CCM y perfilar el dispositivo como una opción para el tratamiento de las aguas residuales, además, es necesario utilizar circuitos de amplificación y almacenamiento de energía (Arboleda et al., 2019).

Para los sistemas de producción de  $H_2$ , Recalde *et al.* (2018) utilizan residuos de lodos activados de una industria textil de Ecuador, y los trata con radiación gamma a 0,35 kGy para ser usado como inóculo en las CEM aplicando un voltaje de 1,1 V y obtienen una concentración de aproximadamente 54,1 ppm de  $H_2$ , el mismo inóculo es usado en un reactor FO y obtienen un valor de 51,7 ppm de  $H_2$ , debido al contenido rico de sustancias orgánicas en los lodos.

Paralelamente, en el continente asiático, se ha investigado como sustrato de las CEM los lodos residuales obtenidos de una PTAR de Shanxi, con una eliminación de DQO del 40,33 % a un voltaje aplicado de 1,0 V y una tasa media de producción de  $0,15 \text{ L } H_2 \cdot L^{-1} \cdot d^{-1}$  (Yu et al., 2020). Los autores extrapolaron este resultado a la escala de la planta depuradora considerada, estimando un potencial teórico del orden de  $10^3 \text{ t } H_2 \cdot \text{año}^{-1}$ ; conviene subrayar que se trata de una proyección de cálculo y no de una producción medida (D. Zhang et al., 2020).

Las aguas residuales para la producción de  $H_2$  se han convertido en un tema

popular entre los investigadores; (Aboelela & Aly Soliman, 2024) en el Cairo, Egipto mediante un sistema combinado CEM-CCM alimentado con aguas residuales con una concentración de acetato de 75 mg/L, y corrientes de 0,0014 A, logran producir  $H_2$  a razón de 13,738 mL/d. La principal ventaja de este sistema acoplado fue la eliminación de una fuente de alimentación externa, considerando que la energía contenida en las aguas residuales es al menos 2 a 9 veces mayor que la cantidad de energía requerida para el tratamiento (Koul et al., 2022).

De manera similar, en la India, para los sistemas FO, se ha utilizado aguas residuales ricas en almidón e inoculadas con un cultivo enriquecido de microorganismos acidogénicos, pretratados con calor a unos 100 °C durante 10 minutos, obteniendo después de 36 horas de incubación del sistema 8,28 mol $H_2$ / kg con DQO eliminada (Mahata & Ray, 2020).

En Brasil se estudiaron sistemas FO, empleando residuos de caña de azúcar ricos en sacarosa y trehalosa en conjunto a un consorcio microbiano de la industria del aceite, obteniendo una producción de 821,34 mL  $H_2$  y un rendimiento de 4,75 mmol  $H_2$ /g con DQO eliminada (Magrini et al., 2020); en otro caso, utilizan aguas residuales del procesamiento de yuca, en conjunto a dos inóculos anaerobios y extracto de levadura como fuente de nitrógeno para mejorar el rendimiento de producción, logrando concentraciones de 4,12 y 3,80 mol  $H_2$  (Martinez-burgos et al., 2020).

México experimentó con la fracción orgánica de los pañales usados que contienen un 40 % de celulosa, y se reporta una producción de 2,48 mmol $H_2$ /g de sólidos totales (ST) (Sotelo-Navarro & Poggi-Varaldo, 2021), este estudio resulta relevante teniendo en cuenta que el 90 % de los residuos suramericanos no se utilizan, por lo que en su mayoría acaban en vertederos (Villegas et al., 2021), por tanto, realizar un enfoque en el aprovechamiento mediante el uso de las CEM para el tratamiento de este tipo de residuos locales, reduciría las emisiones gaseosas y líquidas durante la operación del vertedero, proporcionando productos de alto valor y minimizando la contaminación al medio.

## 2.6 Suelos como sustrato e inóculo

El suelo se encuentra contaminado con aproximadamente 30 millones de toneladas de pesticidas industriales y sustancias químicas producidos por fuentes antropogénicas (Abbas & Rafatullah, 2021). En las últimas décadas, se ha desarrollado varias técnicas de remediación de suelos, pero en los últimos años las CCMT atrajeron mucha atención

como un enfoque de biorremediación para ahorrar energía (Abbas & Rafatullah, 2021).

Los resultados disponibles evidencian que la composición del sustrato y las características de la comunidad microbiana condicionan el desempeño electroquímico. Magotra *et al.* (2020) evaluaron compost industrial suplementado con urea (0,5 mg/L), alcanzando una densidad de corriente de 0,15 mA/cm<sup>2</sup>. Por su parte, Barbato *et al.* (2021) emplearon un suelo franco arenoso enriquecido con materia orgánica y diferentes compuestos antropogénicos. La urea permitió alcanzar 624 mV, mientras que el petróleo produjo un voltaje similar al control (413 mV); en contraste, la gasolina redujo el voltaje hasta valores cercanos a 0 mV, debido a la presencia de compuestos aromáticos que afectan la actividad microbiana (Barbato et al., 2021; Magotra et al., 2020; Sun et al., 2019).

En conjunto, estos estudios demuestran que la generación de bioelectricidad en CCMT depende no solo de la disponibilidad de materia orgánica, sino también de la composición fisicoquímica del suelo y de la capacidad metabólica de la comunidad microbiana presente. La incorporación de fuentes externas de carbono puede favorecer el establecimiento de microorganismos electrogénicos y aumentar temporalmente la producción eléctrica; sin embargo, esta estrategia limita la aplicabilidad de la tecnología en condiciones reales, particularmente cuando se plantea su implementación *in situ* (Barbato et al., 2021; Sun et al., 2019).

En un estudio desarrollado en el marco de la colaboración Ecuador–Hungría se evaluó la producción de electricidad empleando como sustrato tierra de jardín comercial suplementada con acetato de sodio, en una CCMT en miniatura construida sobre tubos de microcentrífuga y con agua de grifo como catolito. El voltaje en circuito abierto pasó de 6,6 mV en el ensayo sin adición de sustrato hasta 1130 mV tras la incorporación de acetato, lo que evidencia el papel determinante del donante de electrones y el efecto favorable de la elevada relación superficie-volumen de estas configuraciones (W. Logroño, Kadier, et al., 2017).

De manera similar, empleando como sustrato a la tierra de las parcelas agrícolas cercanas al río Yangtsé en Nanjing (China), contaminado con 600 mg/Kg de cobre, y suplementados con diferentes concentraciones de sodio-acetato como fuente de carbono para estimular a las bacterias electrogénicas, en una CCMT estándar se evidenció una producción de voltaje de 530 mV, además de la migración del cobre del suelo, debido a que el H<sup>+</sup> liberado en el ánodo podía neutralizar el carbonato y el OH<sup>-</sup> y hacer que el

cobre se liberara de la forma insoluble y migrara del ánodo al cátodo (Fadzli et al., 2021; Goto et al., 2015; H. Wang et al., 2016).

Es necesario considerar que, en todas las configuraciones, tanto la concentración de sustrato, el co-sustrato y el tamaño del reactor influyen de manera significativa en el arranque, estabilización, rendimiento y producción eléctrica del sistema, por tanto, se concluye que la elevada relación superficie-volumen de los dispositivos en miniatura puede compensar parcialmente su reducido volumen de trabajo en términos de voltaje, la potencia absoluta que entregan es, por su tamaño, muy inferior a la de los sistemas de mayor escala (Logroño, Kadier, et al., 2017).

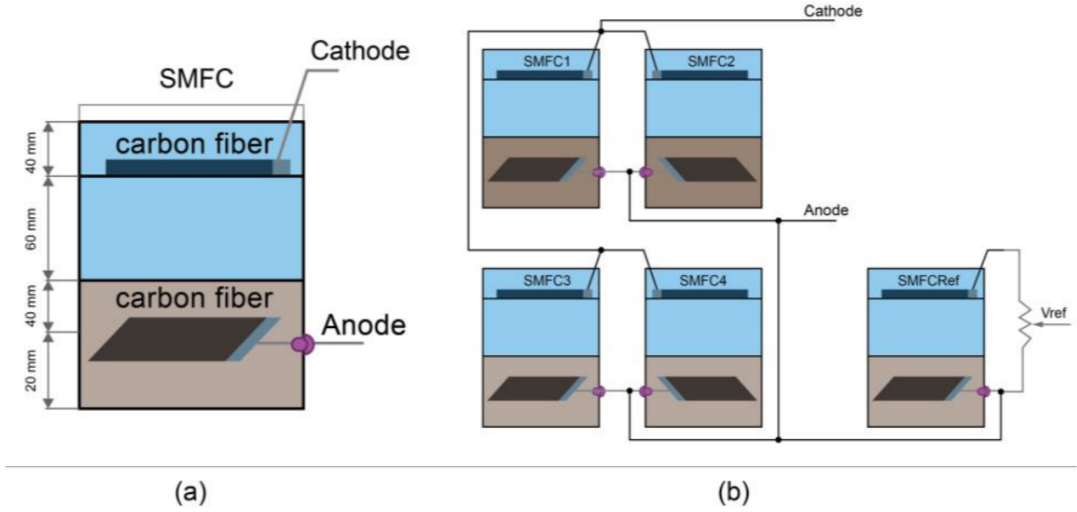
La limitación de la mayor parte de estudios descritos radica en que solamente han sido realizados a escala de laboratorio, donde a menudo se agregan fuentes simples de carbono o nitrógeno al suelo para la producción de electricidad, eliminación y migración de metales pesados, pero la adición de tales fuentes de nutrientes no es sostenible para la remediación *in situ* y aplicaciones de ingeniería (Yingying et al., 2022).

En Ecuador, Logroño *et al.* (2015) demostraron además la influencia del origen del suelo sobre la generación de bioelectricidad. El empleo de suelos altoandinos y amazónicos, combinados con residuos sólidos orgánicos, permitió obtener voltajes medios de 317 y 270 mV, respectivamente. Estas diferencias pueden relacionarse con las características fisicoquímicas de cada suelo y con la composición de sus comunidades microbianas. Asimismo, la limitada degradación de la celulosa presente en los residuos evidencia que la complejidad de la materia lignocelulósica puede restringir el aprovechamiento energético del sustrato, debido a la necesidad de transformarla previamente en compuestos más fácilmente metabolizables (Fadzli et al., 2021).

De igual manera, Logroño *et al.* (2016) utilizan suelos andinos como fuente potencial de electricidad y reportan voltajes de 40,6 y 58,8 mV, en consecuencia, los resultados obtenidos con suelos andinos evidencian que los diferentes pisos altitudinales y ecosistemas de Sudamérica constituyen una fuente potencialmente diversa de microorganismos con capacidad para participar en procesos bioelectroquímicos (Logroño et al., 2016). Esta diversidad adquiere especial relevancia considerando que Sudamérica concentra aproximadamente el 10,3 % de las reservas mundiales de carbono orgánico del suelo (Sá et al., 2017).

En este contexto, los suelos pueden ser considerados no únicamente como matrices susceptibles de remediación, sino también como reservorios microbianos con potencial

para la generación de bioelectricidad y el desarrollo de tecnologías de remediación electrobiológica. Las configuraciones de las celdas de combustible microbianas de sedimento (CCMS), utilizadas para aprovechar la actividad microbiana presente en los sedimentos y generar bioelectricidad, se muestran en la Figura 13.



**Figura 13.** (a) Diagrama esquemático de la celda de combustible microbiana de sedimento. (b) Topología de la disposición de las CCMS: cuatro CCMS conectadas en paralelo y la CCMS de referencia.

De Recalde et al., 2023

## 2.7 Configuraciones de los SBE y reactores de fermentación oscura

El diseño de las configuraciones de los SBE ha experimentado una notable evolución, desde las celdas de dos cámaras separadas por una membrana costosa hasta las configuraciones de cámara única expuestas al aire que eliminan la necesidad de separador y reducen los costos (Walter et al., 2018). Esta simplificación de los diseños ha sido clave para acercar la tecnología a la aplicación real, aunque plantea nuevos desafíos relacionados con la difusión de oxígeno y con la eficiencia coulombica.

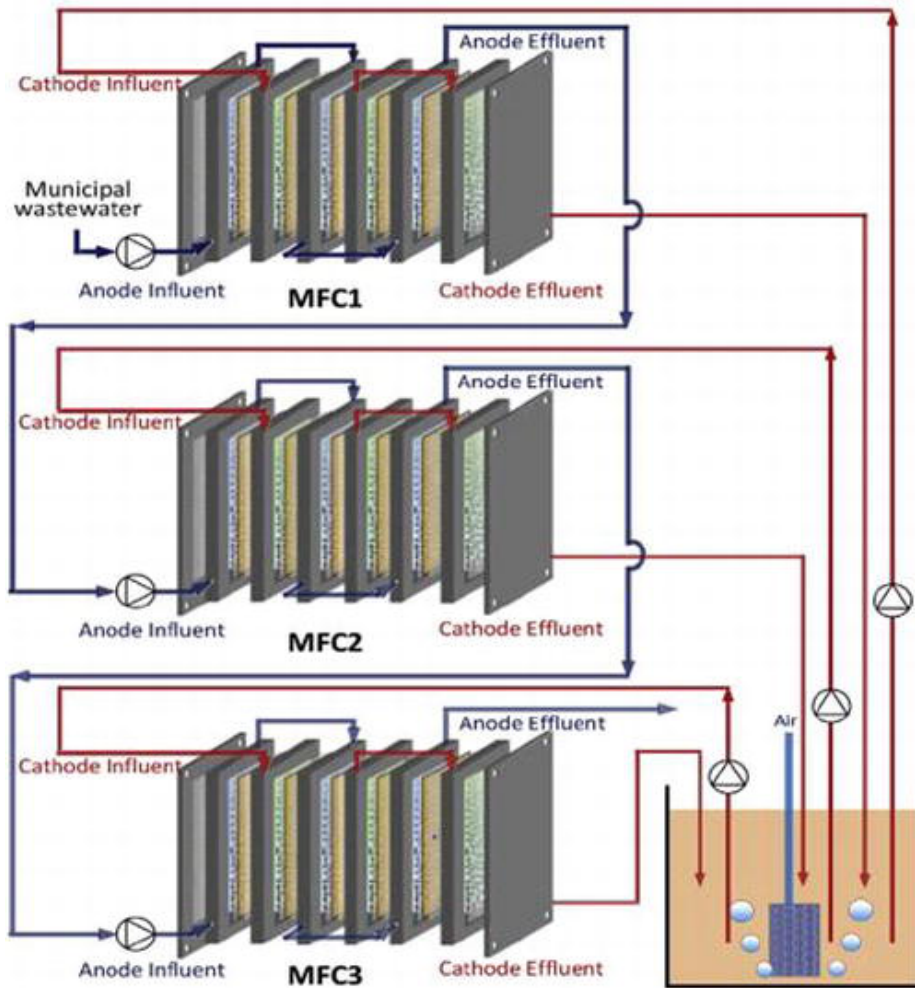
La evolución de las configuraciones de los SBE ha seguido dos direcciones complementarias: la simplificación de los diseños para reducir costos y facilitar el escalado, y la sofisticación de los sistemas de gestión de energía para aprovechar mejor

la electricidad generada (Walter et al., 2018). El equilibrio entre estas dos tendencias define buena parte de las decisiones de diseño en el desarrollo de dispositivos orientados a aplicaciones reales.

El diseño de la configuración de un SBE debe conciliar múltiples objetivos que a menudo entran en conflicto: maximizar el área de electrodo, minimizar la distancia entre ánodo y cátodo, reducir la resistencia interna y facilitar el mantenimiento, todo ello dentro de restricciones de costo y de disponibilidad de materiales (Walter et al., 2018). La geometría del reactor influye de manera decisiva sobre la distribución del campo eléctrico y, por tanto, sobre la eficiencia global del sistema.

La tendencia hacia la miniaturización, por un lado, y hacia el escalado modular, por otro, refleja dos estrategias complementarias para superar las limitaciones de potencia de los SBE: la primera busca maximizar la relación superficie-volumen para aplicaciones de sensado, mientras que la segunda apunta a agregar unidades pequeñas en lugar de aumentar el tamaño de un reactor único (Prasad & Tripathi, 2021). Ambas aproximaciones han encontrado eco en la investigación regional. Un ejemplo de la estrategia de escalado modular mediante la conexión de varias CCM se presenta en la Figura 14, donde se muestran tres módulos conectados para favorecer la eliminación gradual de la DQO.

La configuración representa un punto crítico del diseño, y a lo largo de los años se han desarrollado numerosas variantes. En Ecuador, Logroño, Pérez, et al. (2017) utilizó una CCM cúbica de 0,125 L con cámara única expuesta al aire y biocátodos de microalgas para producir electricidad y tratar lodos y aguas residuales textiles, con un voltaje en circuito abierto (VCA) de 120–415 mV (Logroño, Pérez, et al., 2017). Arboleda et al. (2019) trabajaron con una CCM de doble cámara tipo H de PVC de 0,05 L, evaluando suero lácteo con bacterias aisladas de sedimento anaeróbico, con un voltaje máximo de 830 mV.



**Figura 14.** Conexión de flujo de agua para el tratamiento de aguas residuales municipales con alta concentración de DQO mediante ccm apiladas. Se ensamblaron tres módulos CCM para lograr la eliminación gradual de DQO.

De Tiruye, 2021

### 2.7.1 Escalado modular de las CCM

La experiencia internacional con sistemas modulares de gran escala instalados en plantas de tratamiento reales aporta lecciones valiosas para el desarrollo de aplicaciones en Sudamérica, tanto en lo relativo al diseño de los módulos como a la gestión de la variabilidad de los efluentes y a los costos de operación a largo plazo (Liang et al., 2018). La adaptación de estos aprendizajes a las condiciones y a los efluentes específicos de la región constituye un paso necesario para el desarrollo de sistemas viables a escala real.

El principio del escalado modular se fundamenta en la observación de que el rendimiento de un sistema bioelectroquímico no aumenta proporcionalmente con su tamaño, debido a las pérdidas asociadas al incremento de la distancia entre electrodos y de la resistencia interna (Liang et al., 2018). Agregar múltiples unidades pequeñas en lugar de construir un reactor único de gran volumen permite conservar el rendimiento por unidad y facilita el mantenimiento y la sustitución de componentes.

Los sistemas modulares de gran escala instalados en plantas de tratamiento reales han demostrado la viabilidad técnica del tratamiento bioelectroquímico de aguas residuales municipales, aunque persisten desafíos relacionados con la estabilidad a largo plazo, la variabilidad de los efluentes y los costos de operación (Babanova et al., 2020). Estos estudios pioneros constituyen referencias valiosas para el diseño de futuros sistemas adaptados a las condiciones de la región.

Con el fin de escalar el sistema se propone el uso de reactores CCM modularizados, más eficientes que el simple aumento del tamaño de un único reactor, que inevitablemente pierde potencial con la mayor distancia entre electrodos y queda limitado por un solo par de electrodos (Walter et al., 2018). Los estudios a mayor escala acercan la tecnología a la aplicación real en el tratamiento de aguas residuales.

En el Reino Unido se implementó una pila de 12 módulos CCM de 25 L alimentados de forma pasiva con orina pura, con eliminación del 88 % de la DQO y voltajes de 838 mV (Walter et al., 2018). En China se construyó un sistema modularizado de 1000 L con 50 módulos de 20 L operado con dos plantas municipales, que alcanzó una eliminación del 70–90 % de la DQO y voltajes de hasta 700 mV durante 150 a 365 días, aunque la tensión de salida se vio afectada por el tipo de agua residual (Liang et al., 2018).

En Norteamérica, un sistema de 12 CCM con un volumen total de 110 L trató con éxito las aguas residuales porcinas de una granja en Escondido, California, con una eliminación de hasta el 65 % de la DQO y una recuperación de energía neta de 0,11 kWh por kilogramo de DQO eliminada, valor competitivo con los procesos de cogeneración convencionales y suficiente para sostener los requisitos operativos del sistema (Babanova et al., 2020). En conjunto, estos reportes muestran que, si bien en Sudamérica aún no se ha generalizado la implementación de CCM, ya se realizan investigaciones y proyectos piloto para explorar su potencial.

## 2.7.2 Escalado de configuraciones terrestres y sedimentarias

La comparación entre las configuraciones terrestres y sedimentarias revela numerosas similitudes en sus principios de funcionamiento, lo que ha permitido transferir aprendizajes entre ambos tipos de sistemas y desarrollar aplicaciones complementarias adaptadas a distintos contextos ambientales. Las celdas sedimentarias, en particular, han encontrado un nicho de aplicación prometedor en el sensado ambiental autónomo de ecosistemas acuáticos, aprovechando la energía continua que generan los sedimentos naturales (Recalde et al., 2023).

La miniaturización de las celdas de combustible microbianas terrestres (CCMT), llevada a su extremo en los dispositivos basados en tubos de laboratorio reciclados, ha revelado comportamientos electroquímicos rápidos y voltajes sorprendentemente altos, lo que sugiere que la relación superficie-volumen desempeña un papel más importante de lo previsto (Ren et al., 2021). Estos hallazgos abren perspectivas interesantes para el desarrollo de sensores autónomos de bajo costo basados en la actividad microbiana del suelo.

La integración de las celdas sedimentarias con sistemas de gestión de energía sofisticados, capaces de almacenar la carga generada y de elevar la tensión hasta niveles útiles, ha transformado estos dispositivos de curiosidades de laboratorio en herramientas prácticas para el sensado ambiental (Prasad & Tripathi, 2021). El desarrollo de circuitos electrónicos específicamente adaptados a las características de la energía producida constituye un componente esencial de esta transición hacia la aplicación real.

Para las CCMT, Barbato et al. (2021) trabajaron con recipientes de plástico de una sola cámara y distintos contaminantes en el suelo: con urea produjo el voltaje más alto, de 624 mV, y con gasolina apenas -9 mV. En Ecuador, Logroño, Echeverría, et al. (2015) emplean CCMT de cámara simple con cilindros de polietileno de distintos volúmenes y suelos no intervenidos altoandino y amazónico junto a RSO, con generación de 317 mV (12 L) y 270 mV (4 L) respectivamente (Logroño, Echeverría, et al., 2015).

Al obtener buena respuesta con el suelo andino, Logroño, Ramírez et al. (2015) mezclaron suelo natural altoandino y residuos de frutas y verduras en CCM de cubos de plástico sin membrana, con un valor máximo de 330 mV (Logroño, Ramírez, et al., 2015). A escala miniatura, el mismo grupo desarrolló una novedosa CCMT de dos cámaras con tubos eppendorf de 0,002 L reciclados e inóculo de suelo de jardín comercial, y evidenció que el VCA aumentó hasta 1130 mV con el aporte de sustrato, un valor tres

veces mayor que los reportados en la literatura, lo que demuestra las ventajas de la miniaturización frente a los reactores de macroescala (Logroño, Kadier, et al., 2017).

Dada la similitud entre los sistemas terrestres y sedimentarios, se han comparado las CCMT con las CCM sedimentarias (CCMS). En Ecuador, Recalde et al. (2023) recogió sedimentos y agua de la laguna de Colta en recipientes cilíndricos de plástico e implementó un sistema de gestión de energía basado en circuitos integrados y un algoritmo de seguimiento del punto de potencia casi máxima, con una eficiencia general del 59,6 % y un voltaje de 236 mV, lo que permitió una comprensión más fina del comportamiento de los sistemas ambientales de alta montaña (Recalde et al., 2023).

En la India, Prasad & Tripathi (2021) construyó una pila de 36 CCMS de una sola cámara con plásticos cilíndricos de 1 L, acoplada a un supercondensador y a un convertidor elevador, entregó una tensión de salida de 5,02 V durante 13 minutos, suficiente para alimentar dispositivos electrónicos de bajo consumo. En Japón, Yamashita et al. (2019) fabricó una CCMS de cátodo grande con condensador y convertidor que elevó la tensión hasta 3550 mV y logró operar un sensor de temperatura y humedad con transmisión inalámbrica de largo alcance (>5 km), demostrando el potencial de las CCMS para la recopilación de datos en meteorología (Yamashita et al., 2019).

### 2.7.3 Aplicaciones en sensado ambiental autónomo

Las aplicaciones emergentes de las CCM se han diversificado notablemente e incluyen, además del sensado ambiental, el desarrollo de biosensores para la detección de toxicidad y de metales pesados en aguas residuales, en los que la biopelícula electroactiva actúa como elemento sensor autorregenerable (Chakma et al., 2025). Esta capacidad de autodetección, unida a la larga vida útil de los elementos biológicos, resulta particularmente atractiva para el monitoreo de la calidad del agua en contextos de recursos limitados.

Una de las aplicaciones más prometedoras de los SBE, especialmente de las celdas sedimentarias, es su uso como fuente de energía autónoma para redes de sensores ambientales en zonas remotas sin acceso a la red eléctrica convencional (Hubenova et al., 2023). Esta aplicación aprovecha la capacidad de estos sistemas para generar energía de forma continua a partir de los sedimentos naturales, sin necesidad de suministro externo de combustible ni de mantenimiento frecuente.

Los sistemas de gestión de energía que acompañan a estos dispositivos han

evolucionado notablemente, incorporando circuitos de almacenamiento en supercondensadores, convertidores de tensión y algoritmos de seguimiento del punto de máxima potencia que permiten aprovechar de manera eficiente la escasa energía generada (Prasad & Tripathi, 2021). Estos avances electrónicos han transformado la viabilidad práctica de las aplicaciones de sensado alimentadas por celdas microbianas.

La transmisión inalámbrica de datos de largo alcance alimentada por CCMS ha sido demostrada experimentalmente, lo que abre la posibilidad de desplegar redes de monitoreo ambiental completamente autónomas en ecosistemas de difícil acceso (Yamashita et al., 2019). Para la región andina y amazónica, con su abundancia de ecosistemas remotos y su interés en el monitoreo ambiental, esta aplicación reviste un potencial considerable.

El desarrollo de estas aplicaciones en el contexto sudamericano, ejemplificado por los trabajos sobre celdas sedimentarias en ecosistemas lacustres de alta montaña, ilustra cómo la investigación regional puede orientarse hacia soluciones adaptadas a las necesidades y a las condiciones específicas del territorio (Recalde et al., 2023). La combinación de la abundancia de ecosistemas naturales con la necesidad de monitoreo ambiental configura un escenario propicio para el despliegue de estas tecnologías.

## 2.8 Perspectivas para Sudamérica

El potencial de Sudamérica para el desarrollo de la bioelectroquímica descansa sobre tres pilares. El primero es la magnitud de su producción agroindustrial: el continente concentra cerca del 16 % de la producción agrícola mundial, dominada por la caña de azúcar, la soja y el maíz, actividad que genera un volumen considerable de residuos lignocelulósicos susceptibles de valorización (Magalhães et al., 2019). Esta base de recursos, hoy mayoritariamente desaprovechada, constituye la materia prima tanto para la generación de bioenergía como para la fabricación de electrodos económicos.

El segundo pilar es la diversidad de sus ecosistemas. Desde los suelos altoandinos hasta la cuenca amazónica, el continente alberga consorcios microbianos nativos apenas explorados, en territorios que concentran alrededor del 10,3 % de las reservas mundiales de carbono orgánico del suelo (Sá et al., 2017). El tercero es la disponibilidad de recursos minerales estratégicos, entre ellos las tierras raras presentes en regiones volcánicas y sedimentos oceánicos, cuya aplicación como catalizadores de electrodo se encuentra todavía en una fase inicial (Enrique, 2020).

En el plano tecnológico, la caracterización molecular de las comunidades electroactivas nativas constituye la primera prioridad. El empleo de técnicas de secuenciación de alto rendimiento permitiría identificar y aprovechar la biodiversidad microbiana de los ecosistemas locales, en lugar de recurrir a inóculos de referencia desarrollados para otros contextos (Zheng et al., 2020). Esta línea, aún incipiente en la región, ofrece un potencial considerable tanto para el avance del conocimiento fundamental como para el desarrollo de sistemas de mayor rendimiento adaptados a las condiciones locales.

La segunda prioridad es el desarrollo de electrodos y separadores de bajo costo a partir de biomasa residual, línea que combina el abaratamiento de la tecnología con la valorización de los residuos agroindustriales (Kant et al., 2021; Magalhães et al., 2019). A ella se suman la optimización de los sistemas de gestión de energía para aplicaciones de sensado ambiental autónomo, donde los prototipos regionales ya han demostrado viabilidad, y el escalado modular de reactores orientado al tratamiento de efluentes reales (Recalde et al., 2023).

A estas prioridades se añaden desarrollos de frontera que la investigación regional podría incorporar sin recorrer todas las etapas intermedias: electrodos nanoestructurados, polímeros conductores, consorcios microbianos diseñados racionalmente y herramientas de aprendizaje automático para la optimización del rendimiento. La adopción de estas herramientas ofrece a los grupos sudamericanos la posibilidad de un salto cualitativo, apoyado en el conocimiento ya acumulado sobre los recursos y los flujos residuales locales.

La integración de los SBE y de la fermentación oscura con otras tecnologías de tratamiento y valorización configura la perspectiva más realista para su despliegue a escala real. El acoplamiento con la digestión anaerobia, con los humedales construidos o con sistemas de captura de carbono permite aprovechar sinergias que ninguna de estas tecnologías alcanza por separado (Das et al., 2021). Los sistemas híbridos superan, en general, el desempeño global de cualquiera de sus componentes aplicado de manera aislada.

Las barreras que limitan este desarrollo no son principalmente técnicas. La fragmentación de los esfuerzos investigadores, la debilidad del eslabón de transferencia entre la academia y el sector productivo, y la escasez de recursos humanos formados en la confluencia de electroquímica, microbiología e ingeniería ambiental constituyen los obstáculos más persistentes. A ello se añaden la ausencia de marcos normativos

favorables y la persistencia de subsidios a los combustibles fósiles, que desvían la inversión de las fuentes limpias (Yusup, 2021).

## 2.9 Conclusiones del capítulo

La revisión de los materiales, sustratos y configuraciones empleadas en los SBE evidencia una tendencia hacia el desarrollo de alternativas de menor costo y mayor disponibilidad local. Los biocarbones obtenidos a partir de residuos agrícolas, así como otros materiales derivados de recursos regionales, han demostrado potencial para sustituir parcialmente componentes convencionales. Sin embargo, su desempeño depende de las condiciones de preparación, activación y operación. La estandarización de estos procedimientos resulta fundamental para mejorar la reproducibilidad y facilitar la comparación entre investigaciones.

En el caso de los separadores, las alternativas económicas al Nafion, como materiales celulósicos y polímeros de menor costo, permiten reducir significativamente el precio de los prototipos. No obstante, esta reducción puede acompañarse de menores densidades de potencia, mayor resistencia interna o menor estabilidad durante la operación prolongada. Por ello, la selección del separador debe considerar simultáneamente costo, conductividad iónica, permeabilidad y durabilidad. El material óptimo dependerá de la aplicación y de las condiciones específicas de funcionamiento del sistema.

La diversidad de sustratos evaluados en la región demuestra que residuos agrícolas, efluentes industriales y materiales orgánicos disponibles localmente pueden utilizarse como fuentes de materia orgánica para la generación bioelectroquímica. Su desempeño depende principalmente de la biodegradabilidad, composición química y disponibilidad de compuestos fácilmente asimilables por los microorganismos. Los sustratos con fracciones orgánicas fácilmente biodegradables favorecen una respuesta inicial rápida, mientras que los materiales lignocelulósicos pueden requerir pretratamientos. La caracterización del sustrato constituye, por tanto, un criterio esencial para su selección.

Los suelos presentan un interés particular debido a que pueden desempeñar simultáneamente las funciones de sustrato e inóculo microbiano. Las diferencias observadas entre suelos provenientes de distintos ambientes evidencian la influencia de sus propiedades fisicoquímicas y de la composición de las comunidades microbianas sobre el desempeño electroquímico. La diversidad de ecosistemas sudamericanos representa, en este sentido, una fuente potencial de microorganismos electroactivos aun

insuficientemente caracterizada. Su estudio sistemático podría contribuir al desarrollo de biocatalizadores adaptados a condiciones ambientales específicas.

Respecto a las configuraciones, la evidencia disponible muestra la importancia de optimizar la geometría y el escalamiento de los SBE. El incremento del tamaño del reactor no necesariamente produce un aumento proporcional del rendimiento, debido al incremento de la resistencia interna, las pérdidas óhmicas y las limitaciones de transferencia de masa. Las configuraciones modulares y el adecuado espaciado entre electrodos constituyen alternativas para mejorar el desempeño. Sin embargo, la estabilidad durante períodos prolongados y la respuesta frente a variaciones en los efluentes continúan siendo desafíos relevantes.

Las aplicaciones de sensado representan una línea complementaria con especial potencial para regiones donde el monitoreo ambiental presenta limitaciones de infraestructura. Los biosensores bioelectroquímicos pueden aprovechar la respuesta de comunidades microbianas frente a contaminantes para generar señales eléctricas susceptibles de monitoreo continuo. Su integración con sistemas de gestión energética, transmisión de datos y herramientas de análisis puede favorecer el desarrollo de plataformas autónomas. Esta aplicación amplía el alcance de la bioelectroquímica desde la generación de energía y el tratamiento de efluentes hacia la vigilancia ambiental.

El panorama regional evidencia una importante diversidad de materias primas y problemas ambientales que pueden abordarse mediante SBE. Los residuos agrícolas, efluentes industriales, suelos, sedimentos y corrientes asociadas con la actividad minera constituyen matrices con características particulares que requieren soluciones adaptadas. Esta diversidad no representa necesariamente una fragmentación de la investigación, sino una oportunidad para desarrollar tecnologías contextualizadas. La articulación entre grupos de investigación podría favorecer la comparación de resultados, la estandarización metodológica y la transferencia de conocimientos.

A pesar de los avances alcanzados, la consolidación de estas tecnologías requiere superar limitaciones que trascienden el desempeño obtenido a escala de laboratorio. La reproducibilidad experimental, la estabilidad operacional, el escalamiento, los costos de fabricación y la disponibilidad de materiales continúan condicionando su transferencia hacia aplicaciones reales. A ello se suman la necesidad de fortalecer la colaboración entre academia, sector productivo e instituciones públicas y de establecer criterios comunes para evaluar el desempeño. El avance de la bioelectroquímica regional dependerá, por

tanto, de integrar innovación tecnológica, validación a escala piloto y condiciones favorables para su implementación.

En este contexto, la recuperación y remediación de metales presentes en efluentes mineros constituye una de las aplicaciones de mayor interés para Sudamérica. La elevada actividad extractiva del continente genera corrientes residuales que contienen metales de importancia ambiental y, en algunos casos, de valor económico. Los SBE ofrecen la posibilidad de combinar remoción, recuperación selectiva y valorización de estos elementos, al tiempo que pueden integrar el tratamiento de la materia orgánica y la generación de bioelectricidad. El capítulo siguiente aborda esta aplicación de manera específica, profundizando en las estrategias desarrolladas para la recuperación y remediación de metales pesados.

## CAPÍTULO 3

# RECUPERACIÓN Y REMEDIACIÓN DE METALES PESADOS EN EFLUENTES MINEROS MEDIANTE SISTEMAS BIOELECTROQUÍMICOS.

### 3.1 Introducción: metales pesados, minería y bioelectroquímica en Sudamérica

La actividad minera constituye uno de los pilares históricos de la economía sudamericana y, al mismo tiempo, una de las principales fuentes de contaminación por metales pesados en los cuerpos de agua de la región, un pasivo ambiental que exige soluciones de remediación adaptadas a las condiciones locales (Veiga et al., 2014). La convergencia entre la magnitud del problema y la limitación de recursos para su tratamiento define el marco en el que las tecnologías bioelectroquímicas encuentran un nicho de aplicación estratégico (MATTE, 2020).

La contaminación por metales pesados representa una amenaza persistente para los ecosistemas y para la salud (Mestanza-Ramón, Ordoñez-Alcivar, et al., 2022), debido a la naturaleza no biodegradable de estos elementos, a su tendencia a bioacumularse a lo largo de las cadenas tróficas y a su toxicidad incluso en concentraciones bajas (Iza et al., 2022). A diferencia de los contaminantes orgánicos, que pueden mineralizarse hasta formas inocuas, los metales solo pueden transformarse de una especie química a otra o transferirse de una fase a otra, lo que condiciona radicalmente las estrategias de tratamiento disponibles (Mestanza-Ramón, Cuenca-Cumbicus, et al., 2022).

Las tecnologías convencionales para el tratamiento de efluentes cargados de metales, la precipitación química, el intercambio iónico, la adsorción y la filtración por membranas, resultan con frecuencia costosas, intensivas en energía y generadoras de grandes volúmenes de lodos químicos que a su vez requieren gestión (Mudd, 2008). Estas limitaciones han impulsado la búsqueda de alternativas más sostenibles, entre las que los SBE ocupan un lugar destacado por su capacidad de acoplar la remoción del contaminante con la recuperación de energía y del propio metal.

Los SBE aprovechan la actividad catalítica de comunidades microbianas para oxidar la materia orgánica en el ánodo y liberar electrones que, transportados a través del circuito externo, reducen los iones metálicos en el cátodo hasta especies menos tóxicas o hasta su forma elemental recuperable (J. Zhang et al., 2020). Esta doble funcionalidad, que convierte un contaminante en un recurso mientras se genera bioelectricidad, distingue a estas tecnologías de los métodos que se limitan a transferir el metal de una fase a otra sin valorizarlo.

El interés de esta aproximación para Sudamérica se refuerza por una circunstancia paradójica: la demanda mundial de metales crece impulsada por la transición energética al mismo tiempo que aumenta la generación de residuos que los contienen, de modo que el metal es a la vez recurso escaso y contaminante persistente (Seccatore et al., 2014). El cobre, el zinc, el níquel o el oro presentes en los efluentes mineros conservan, en consecuencia, un valor económico que su recuperación permitiría capturar.

Esta posibilidad se inscribe en un cambio más amplio de paradigma, según el cual el tratamiento deja de concebirse como un proceso de eliminación de contaminantes para entenderse como una operación de valorización que extrae energía, agua y materiales de valor (Zhang et al., 2022). La lógica resulta especialmente pertinente en una región donde la minería industrial y la artesanal coexisten con notables carencias de infraestructura de tratamiento, y donde el pasivo ambiental podría convertirse en una fuente de recursos.

Los capítulos precedentes establecieron, primero, los fundamentos electroquímicos y microbiológicos de la transferencia extracelular de electrones y, después, el panorama de la bioelectroquímica aplicada en Ecuador y en Sudamérica. Sobre esa base conceptual se desarrolla ahora, de forma monográfica, la aplicación de los SBE a uno de los problemas ambientales de mayor relevancia para la región: la recuperación y la remediación de metales pesados presentes en los efluentes de la actividad extractiva.

El presente capítulo revisa de manera sistemática los principios, los mecanismos y las configuraciones de los SBE aplicados a la recuperación y remediación de metales pesados, con especial atención a los contaminantes característicos de la minería sudamericana y a los casos regionales documentados. A partir del análisis de los fundamentos, se progresa hacia las aplicaciones específicas para cada metal, el tratamiento del drenaje ácido de minas, los desarrollos regionales y las perspectivas de escalado, para concluir con una valoración de los desafíos y oportunidades de la tecnología en el continente.

Sobre la base conceptual establecida en los capítulos precedentes, los fundamentos

electroquímicos y microbiológicos de la transferencia extracelular de electrones, y el panorama de la bioelectroquímica aplicada en Ecuador y Sudamérica, este capítulo revisa los principios, los mecanismos y las configuraciones de los SBE aplicados a la recuperación de metales pesados. Del análisis de los fundamentos se progresa hacia las aplicaciones específicas por metal, el tratamiento del drenaje ácido de minas, los desarrollos regionales documentados y las perspectivas de escalado, para concluir con una valoración de los desafíos actuales de la tecnología en el continente.

### 3.2 La minería y el pasivo de metales pesados en Sudamérica

Sudamérica alberga algunos de los distritos mineros más importantes del mundo, con una producción que abarca desde el cobre y el hierro a gran escala hasta el oro extraído mediante minería artesanal y de pequeña escala, actividad esta última que se caracteriza por su dispersión geográfica y por la debilidad de sus controles ambientales (Almeida-Guerra et al., 2023). Esta heterogeneidad de la actividad extractiva genera efluentes de composición muy variable que plantean desafíos específicos para su tratamiento (Marin et al., 2016).

Según los datos recopilados, las plantas de procesamiento en Ecuador se encuentran principalmente en las provincias de Zamora, Azuay y El Oro, tal y como corrobora la información del Plan Nacional para el Desarrollo del Sector Minero (2016), que indica una participación del 1 %, el 42 % y el 58 %, respectivamente, por provincia, lo que supone un total de 142 plantas de procesamiento legalmente establecidas (MATTE, 2020). El catastro minero pasó de un cierre de más de siete años a un proceso de reapertura escalonada, desde junio de 2025 con cientos de solicitudes ya en trámite.

La minería aurífera artesanal, extendida en numerosos países de la región (UNEP, 2012), emplea con frecuencia mercurio para la amalgamación del oro y cianuro para su lixiviación (Mestanza-Ramón, Cuenca-Cumbicus, et al., 2022), lo que introduce en los cuerpos de agua contaminantes de elevada toxicidad que se suman a los metales movilizados por la propia excavación. La liberación de estos compuestos en cuencas hidrográficas compartidas por comunidades humanas y por ecosistemas frágiles constituye uno de los problemas ambientales más graves y menos resueltos del continente (Cesar Minga et al., 2023).



(a)

(b)

Los distritos mineros del sur del Ecuador, particularmente Zaruma, Portovelo y Camilo Ponce Enríquez, ilustran la magnitud del problema (Figura 15). La extracción de oro ha dado lugar a concentraciones de arsénico, cadmio, cobre, mercurio, plomo y zinc en sedimentos fluviales y aguas superficiales que superan los umbrales de riesgo ecológico (Marshall et al., 2020; Mestanza-Ramón, Cuenca-Cumbicus, et al., 2022; X. Wang et al., 2021), con un patrón de distribución que refleja la influencia directa de la actividad minera sobre las cuencas (Almeida-Guerra et al., 2023). La persistencia de estas concentraciones evidencia la insuficiencia de las medidas de control aplicadas.

**Figura 15.** Impactos de la minería de oro. ( **a** ) Charcas de agua contaminada expuestas en la mina a cielo abierto; ( **b** ) escombros generados por la extracción de material para la obtención de oro

(Mestanza-Ramón, Ordoñez-Alcivar, et al., 2022)

El drenaje ácido de minas (DAM) es un grave contaminante del agua en zonas mineras. Se genera por la oxidación de minerales sulfurados presentes en los residuos de la minería. Este proceso ocurre al exponerse el material de desecho al agua, aire y bacterias acidófilas. El DAM se caracteriza por su alta acidez y concentraciones de metales pesados tóxicos. Sin una gestión adecuada, provoca una severa contaminación del agua y del suelo. Causa también una pérdida masiva de biodiversidad en los ecosistemas acuáticos. Además, genera graves impactos en la salud de las comunidades humanas vecinas (Ai et al., 2020).

El pasivo no se limita a las operaciones activas. En las minas abandonadas, los drenajes ácidos continúan liberando metales durante décadas después del cese de la actividad extractiva, lo que convierte su remediación en un desafío de largo plazo (Peiravi et al., 2017). Estos drenajes, que requieren tratamiento sostenido con mínima

intervención, constituyen una aplicación de particular relevancia para las tecnologías bioelectroquímicas de bajo mantenimiento.

La dimensión social del problema no debe subestimarse. Las comunidades asentadas en las cuencas afectadas dependen con frecuencia de las mismas fuentes de agua contaminadas para el consumo, el riego y la pesca, de modo que la remediación es una cuestión de salud pública y de seguridad alimentaria además de ambiental (Meng & Dai, 2025). La dispersión de los metales aguas abajo extiende además el impacto mucho más allá del punto de emisión, lo que exige aproximaciones de tratamiento a escala de cuenca (Almeida-Guerra et al., 2023).

La cuenca del río Paute, en el austro ecuatoriano, constituye un caso de referencia para el estudio de estos pasivos, pues recibe aportes de varias zonas de actividad minera y agroindustrial cuyos sedimentos han sido caracterizados en la literatura regional (Almeida-Guerra et al., 2023). Su interés se refuerza por el antecedente descrito en el capítulo anterior: el aprovechamiento del mix microbiano de sus sedimentos como inóculo de celdas de combustible demostró que las comunidades nativas de la cuenca poseen actividad electrogénica aprovechable (Arboleda et al., 2019), lo que sugiere que podrían movilizarse para tratar los efluentes de su propio territorio.

### 3.3 Toxicidad y comportamiento fisicoquímico de los metales pesados

La toxicidad de los metales pesados depende no solo de su concentración total, sino sobre todo de la especie química en que se encuentran, pues la biodisponibilidad, la movilidad y los efectos biológicos varían drásticamente entre los distintos estados de oxidación y las distintas formas complejadas de un mismo elemento (Iza et al., 2022). Esta dependencia de la especiación resulta central para comprender por qué la transformación bioelectroquímica de una especie en otra puede constituir, por sí sola, una estrategia de remediación eficaz.

#### 3.3.1 Cromo

El cromo hexavalente, Cr(VI), ejemplifica con claridad la importancia de la especiación: en este estado de oxidación el cromo es altamente soluble, móvil, cancerígeno y mutagénico, mientras que su forma trivalente, Cr(III), es mucho menos tóxica, tiende a precipitar como hidróxido y resulta incluso un micronutriente esencial en trazas (Sarangi

& Krishnan, 2016). La reducción de Cr(VI) a Cr(III) constituye, por tanto, una vía de detoxificación que los SBE pueden promover en el cátodo con notable eficiencia.

### 3.3.2 Arsénico

El arsénico, contaminante frecuente en las zonas de minería aurífera de la región, presenta también un comportamiento fuertemente dependiente de la especiación y de las condiciones redox, alternando entre las formas arsenito y arseniato con distinta movilidad y toxicidad (Garbinski et al., 2019). La comprensión de estos equilibrios resulta indispensable para diseñar sistemas capaces de inmovilizar el arsénico de manera estable, evitando su removilización posterior.

### 3.3.3 Cobre, zinc, níquel y cadmio

El cobre, el zinc, el níquel y el cadmio comparten la característica de poder reducirse electroquímicamente hasta su forma metálica o precipitar como sulfuros e hidróxidos insolubles, lo que abre la posibilidad de recuperarlos en formas sólidas manejables (Agüero-Quñones et al., 2023). Los potenciales de reducción relativamente favorables de varios de estos metales permiten emplearlos como aceptores de electrones en el cátodo, en sustitución del oxígeno, lo que constituye la base termodinámica de su recuperación bioelectroquímica.

### 3.3.4 Mercurio

El mercurio, presente en los efluentes de la amalgamación aurífera, plantea desafíos particulares por su volatilidad y por su tendencia a formar compuestos organometálicos de elevada toxicidad y persistencia, lo que exige estrategias de captura que impidan su liberación a la atmósfera (Lacerda & Salomons, 1999). Aunque su tratamiento bioelectroquímico ha recibido menos atención que el de otros metales, su relevancia en el contexto minero sudamericano justifica su consideración específica.

### 3.3.5 Plomo

El plomo, contaminante frecuente en los efluentes mineros y en los lixiviados de vertederos, presenta una elevada toxicidad neurológica y una notable persistencia ambiental, lo que ha motivado el desarrollo de SBE capaces de removerlo mediante

reducción catódica y precipitación (Hynninen et al., 2009). Su tratamiento reviste una importancia sanitaria particular por sus efectos sobre el desarrollo neurológico, especialmente en la población infantil.

### 3.3.6 Cobalto y Manganeseo

El cobalto y el manganeso, presentes en diversos efluentes mineros y metalúrgicos, poseen potenciales de reducción menos favorables que el cobre, lo que exige configuraciones de electrólisis microbiana con aporte de potencial para su recuperación efectiva. El conocimiento de los potenciales redox de cada metal resulta, por tanto, indispensable para seleccionar la configuración y las condiciones de operación adecuadas (Soh et al., 2024).

La normativa ambiental establece límites de descarga para los distintos metales que reflejan su toxicidad relativa, con valores máximos permisibles que para el cromo y otros metales de elevada peligrosidad se sitúan en concentraciones muy bajas, lo que exige tecnologías de tratamiento capaces de alcanzar eficiencias de remoción elevadas. El cumplimiento de estos límites constituye el criterio último de éxito de cualquier tecnología de tratamiento aplicada a los efluentes mineros.

La disponibilidad biológica de los metales, que determina su capacidad para ser captados por los organismos y para ejercer sus efectos tóxicos, depende de su especiación y de las condiciones del medio, de modo que un tratamiento eficaz debe transformar los metales hacia formas de baja biodisponibilidad y elevada estabilidad (Yingying et al., 2022). La reducción de la biodisponibilidad, más que la simple remoción de la concentración total constituye el objetivo central de la detoxificación.

## 3.4 Fundamentos y mecanismos de la recuperación catódica de metales

El principio que sustenta la recuperación bioelectroquímica de metales reside en la posibilidad de emplear los iones metálicos como aceptores finales de electrones en el cátodo, en sustitución del oxígeno u otros aceptores convencionales, siempre que su potencial de reducción resulte suficientemente favorable (Yingying et al., 2022). Cuando el potencial redox del par metálico es más positivo que el del donante de electrones oxidado en el ánodo, la reacción global es termodinámicamente espontánea y el sistema opera como una celda de combustible que genera electricidad mientras remueve el metal.

En el compartimento anódico, las bacterias electroactivas oxidan la materia orgánica presente en un sustrato que puede ser un residuo agroindustrial, y transfieren los electrones liberados hacia el electrodo mediante los mecanismos de transferencia extracelular descritos en el primer capítulo (Piwowarska et al., 2024). Estos electrones viajan por el circuito externo hasta el cátodo, donde reducen los iones metálicos, cerrando así un flujo que acopla la degradación del contaminante orgánico con la remoción del contaminante metálico (Iza et al., 2026).

El cátodo puede operar en modo abiótico, cuando la reducción transcurre por vía puramente electroquímica sobre la superficie del electrodo, o en modo biótico, cuando los microorganismos catalizan o median la reducción del metal (Al-Asheh et al., 2022). Los biocátodos, en los que comunidades electrotróficas actúan como biocatalizadores, reducen la resistencia a la transferencia de carga y permiten alcanzar potenciales de inicio más bajos, lo que abre la posibilidad de tratar metales que por vía abiótica exigirían un aporte energético mayor.

### 3.4.1 Rutas de transformación de los metales en el sistema

La contaminación por metales pesados constituye una preocupación ambiental mundial debido a su bioacumulación y toxicidad. Algunos elementos, como Ni y Co, son esenciales a bajas concentraciones, mientras que Hg, Cr, Cd y Pb pueden resultar tóxicos incluso en cantidades reducidas. La exposición a estos contaminantes favorece la adaptación de las comunidades bacterianas y el desarrollo de mecanismos de resistencia (Iza et al., 2022). En la figura 16, se puede evidenciar la clasificación de los SBE según el mecanismo de recuperación de metales.

La transformación de los metales dentro de un sistema bioelectroquímico puede seguir tres rutas fundamentales, cuya predominancia depende de la especie metálica, del potencial del electrodo y de las condiciones del medio: la deposición elemental, la reducción a un estado de oxidación inferior y la precipitación como sulfuro o hidróxido insoluble (Yingying et al., 2022). Estos mecanismos pueden integrarse en diferentes configuraciones de los SBE, como se muestra en la Figura 15.

La Tabla 4 resume la ruta predominante para cada uno de los metales de interés en los efluentes mineros.

**Tabla 4.** Ruta de transformación de los metales pesados

| Metal    | Forma tóxica / móvil | Transformación en el sistema     | Mecanismo de remoción                             |
|----------|----------------------|----------------------------------|---------------------------------------------------|
| Cromo    | Cr(VI)               | Cr(VI) → Cr(III)                 | Reducción catódica + precipitación como hidróxido |
| Cobre    | Cu(II)               | Cu(II) → Cu <sup>0</sup>         | Deposición elemental en el cátodo                 |
| Arsénico | As(III) / As(V)      | Inmovilización / coprecipitación | Adsorción y coprecipitación con sulfuros          |
| Zinc     | Zn(II)               | Zn(II) → ZnS / Zn <sup>0</sup>   | Precipitación como sulfuro / electrólisis         |
| Níquel   | Ni(II)               | Ni(II) → NiS                     | Precipitación como sulfuro (asistida)             |
| Cadmio   | Cd(II)               | Cd(II) → CdS                     | Precipitación / reducción en biocátodo            |
| Plomo    | Pb(II)               | Pb(II) → PbS                     | Precipitación como sulfuro                        |
| Mercurio | Hg(II)               | Inmovilización                   | Captura en biopelícula / coprecipitación          |
| Oro      | Au(III)              | Au(III) → Au <sup>0</sup>        | Deposición elemental en el cátodo                 |
| Plata    | Ag(I)                | Ag(I) → Ag <sup>0</sup>          | Deposición elemental en el cátodo                 |

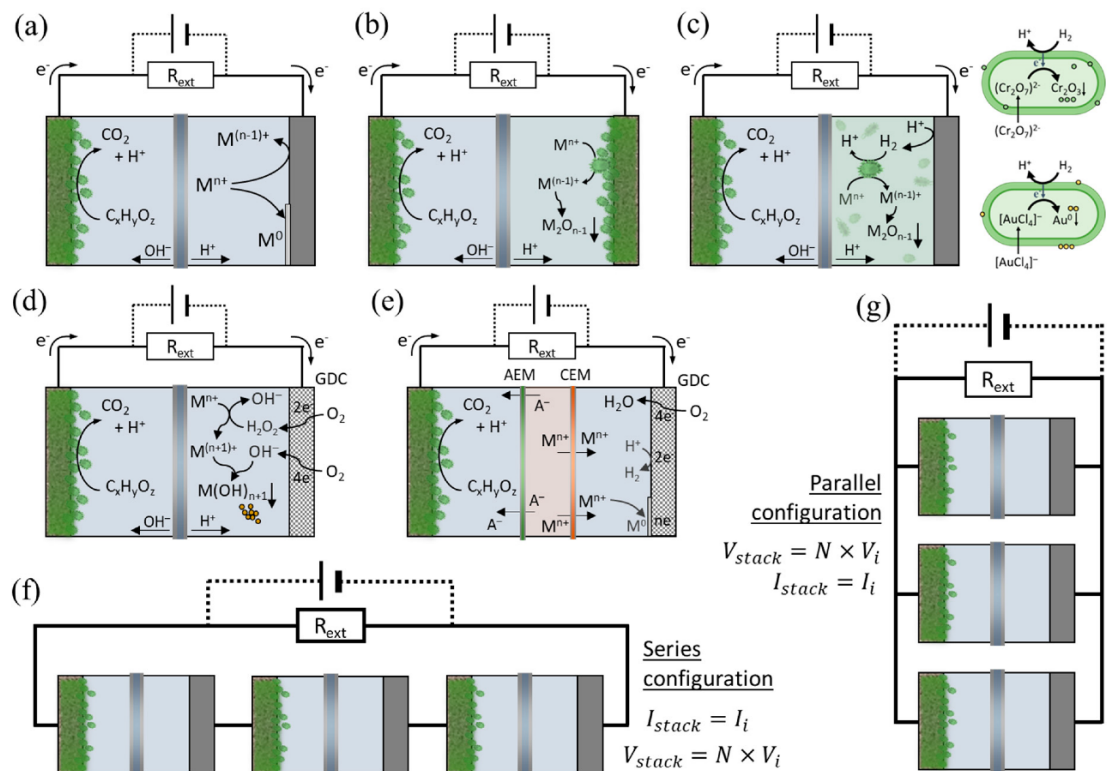
En la ruta de deposición elemental, característica de metales de potencial de reducción favorable como el cobre, la plata y el oro, el ion se reduce hasta su forma metálica y se deposita sobre la superficie del cátodo, de donde puede recuperarse como producto de elevada pureza (Hubenova et al., 2023). El mecanismo es análogo al de la electrodeposición convencional, pero alimentado por la energía de la oxidación biológica del sustrato, lo que la convierte en la ruta más atractiva desde el punto de vista de la valorización.

En la ruta de reducción a un estado de oxidación inferior, ejemplificada por la conversión del cromo hexavalente en trivalente o del vanadio pentavalente en tetravalente, el metal no se elimina del efluente, pero su toxicidad y su movilidad disminuyen drásticamente (Zhang et al., 2022). La especie reducida tiende además a precipitar como

hidróxido en condiciones de pH adecuadas, de modo que la detoxificación se acompaña de una inmovilización posterior (Guo et al., 2025)

En la ruta de precipitación, promovida por la generación de sulfuro biogénico o por la elevación del pH catódico, los metales disueltos se transforman en sulfuros o hidróxidos insolubles que se separan de la fase líquida (Modestra et al., 2024). La baja solubilidad de la mayoría de los sulfuros metálicos hace de esta vía la más adecuada para efluentes con varios metales en coexistencia, y en particular para el drenaje ácido de minas, donde la abundancia de sulfatos proporciona el sustrato necesario para la sulfidogénesis.

El conocimiento del potencial de reducción de cada par metálico permite anticipar la ruta predominante y orientar el diseño del sistema hacia el resultado deseado, ya sea la recuperación de un producto valorizable o la simple detoxificación (H. Zhang et al., 2022). La eficiencia alcanzada depende, no obstante, del equilibrio entre la velocidad de suministro de electrones desde el ánodo, la cinética de reducción en el cátodo y la transferencia de masa de los iones hacia la superficie del electrodo, factores cuya optimización conjunta condiciona el desempeño global.



**Figura 16.** Clasificación de los sistemas bioelectroquímicos (SBE) según el mecanismo de recuperación de metales: (a) ánodo bioelectroactivo y cátodo abiótico para reducción/electrodeposición del metal; (b) ánodo y cátodo bioelectroactivos, con reducción microbiana del ion metálico; (c) ánodo bioelectroactivo y cátodo biológico no bioelectroactivo, con generación de  $H_2$  y reducción biológica del metal; (d) ánodo bioelectroactivo y cátodo de difusión de gas, donde la reducción de  $O_2$  favorece la precipitación del metal; (e) celda de desalinización microbiana de tres cámaras, con migración de aniones y cationes metálicos hacia los electrodos; (f) SBE conectados en serie; y (g) SBE conectados en paralelo.

(Pines Pozo et al., 2025)

### 3.5 Comunidades microbianas para la reducción y precipitación de metales

La eficacia de los SBE para el tratamiento de metales depende en gran medida de la composición y la actividad de las comunidades microbianas que catalizan la oxidación del sustrato en el ánodo y, en las configuraciones de biocátodo, la reducción del metal en el cátodo (Yingying et al., 2022). Los géneros *Geobacter* y *Shewanella*, capaces de transferir electrones a aceptores insolubles, desempeñan un papel central en la reducción disimilatoria de los metales que estos sistemas aprovechan para la remediación (Yang et al., 2024).

En el tratamiento del drenaje ácido de minas, el protagonismo corresponde a las bacterias sulfatorreductoras, entre las que destacan los géneros *Desulfovibrio*, *Desulfotomaculum* y *Desulfomicrobium*, que reducen los sulfatos a sulfuros y precipitan así los metales disueltos (Y. Dong et al., 2024). Su acción se sostiene sobre una sinergia más amplia con acetógenos, bacterias sintróficas y arqueas metanógenas, cuyas interacciones favorecen la reducción autótrofa de los sulfatos y la formación de partículas de sulfuro de hierro que facilitan la transferencia de electrones (Modestra et al., 2024).

La toxicidad de los iones metálicos sobre estas comunidades constituye la principal limitación del tratamiento, pues puede inhibir la actividad de las bacterias electroactivas del ánodo y comprometer la generación de electrones necesaria para la reducción catódica (Mahto & Das, 2025). La operación robusta frente a las variaciones de carga, de pH y de concentración características de los efluentes mineros reales depende, por tanto, de la diversidad y la redundancia funcional de la comunidad desarrollada, y de estrategias de

aclimatación gradual que seleccionen poblaciones resistentes.

La caracterización mediante técnicas de secuenciación de nueva generación ha permitido identificar los taxones dominantes en los distintos tipos de sistema y de efluente (Tabla 5), información indispensable para comprender los mecanismos del tratamiento (Dong et al., 2024). En el contexto sudamericano, el aprovechamiento de comunidades autóctonas adaptadas a las condiciones locales de temperatura, pH y composición del efluente como el mix microbiano del sedimento del río Paute empleado en los estudios ecuatorianos ofrece una vía coherente y económica para el tratamiento de los efluentes de cada cuenca (Arboleda et al., 2019).

### 3.6 Reducción y remediación del cromo hexavalente

El cromo hexavalente, Cr (VI), figura entre los contaminantes de interés para el tratamiento bioelectroquímico debido a su elevada toxicidad y a la posibilidad de reducirlo electroquímicamente a Cr(III), una especie considerablemente menos tóxica. Este contaminante está presente en efluentes de industrias como el curtido y el galvanizado, así como en determinados procesos mineros y drenajes contaminados, lo que ha impulsado el desarrollo de tecnologías específicas para su remediación (Sarangi & Krishnan, 2016).

En las CCM, el Cr (VI) puede actuar como aceptor de electrones en el cátodo, donde es reducido a Cr (III). Posteriormente, dependiendo de las condiciones fisicoquímicas del medio, el Cr (III) puede precipitar como hidróxido, favoreciendo su inmovilización y separación del efluente. De esta manera, el proceso combina la detoxificación del contaminante con su remoción, mientras que la actividad microbiana en el ánodo permite la generación simultánea de bioelectricidad (Tuli et al., 2024).

Entre las estrategias recientes se encuentra la formación *in situ* de sulfuro de hierro nanométrico en el cátodo de CCM. Este material presenta capacidad reductora frente al Cr(VI), por lo que su generación dentro del sistema puede favorecer la eliminación del contaminante mediante mecanismos combinados de reducción electroquímica y reacción química. Estas estrategias representan una alternativa para incrementar la reactividad del cátodo y mejorar el desempeño de los SBE frente a contaminantes de difícil tratamiento (Guo et al., 2025).

El empleo de biocátodos constituye otra estrategia relevante para mejorar la reducción del Cr(VI). Microorganismos del género *Shewanella* pueden catalizar procesos

de reducción del cromo, favoreciendo la transferencia de electrones y disminuyendo las limitaciones asociadas con los cátodos abióticos (H. Wang et al., 2023). Asimismo, el enriquecimiento y la adaptación de comunidades microbianas a concentraciones crecientes del contaminante pueden favorecer la selección de microorganismos con mayor tolerancia y capacidad reductora, contribuyendo a la estabilidad del sistema.

La eficiencia de reducción depende de variables como la concentración inicial de Cr(VI), el pH del catolito, el potencial aplicado y la composición de la comunidad microbiana. Entre estos factores, el pH desempeña un papel particularmente importante, debido a su influencia sobre el potencial redox del par Cr(VI)/Cr(III) y sobre la posterior precipitación del Cr(III). Por ello, el control del pH y de las condiciones electroquímicas resulta fundamental para mantener una reducción eficiente y una adecuada inmovilización del cromo en el sistema (Guo et al., 2025; H. Wang et al., 2023).

Otra alternativa corresponde a los sistemas híbridos que integran humedales construidos con CCM. Estos sistemas combinan la captación y transformación del contaminante por las plantas y la actividad microbiana de la rizosfera con la reducción bioelectroquímica en los electrodos, favoreciendo la remoción de Cr(VI) (S. Liu et al., 2025). Su aplicación resulta particularmente prometedora para efluentes industriales que contienen simultáneamente materia orgánica y contaminantes inorgánicos, debido a que la materia orgánica puede actuar como fuente de electrones y, al mismo tiempo, ser degradada durante el tratamiento. De esta forma, se integran la remoción de materia orgánica, la generación de bioelectricidad y la detoxificación del cromo en un mismo sistema (Liu et al., 2025).

### 3.7 Recuperación de cobre

El cobre constituye uno de los metales de mayor interés para la recuperación bioelectroquímica debido a su presencia en efluentes mineros, su elevado valor económico y la posibilidad de recuperarlo directamente sobre el cátodo en forma metálica (Pines Pozo et al., 2025). A diferencia de los procesos destinados únicamente a disminuir la concentración de un contaminante, la recuperación electroquímica del cobre permite obtener un producto potencialmente valorizable, integrando el tratamiento de efluentes con los principios de la economía circular.

En las CCM, los iones Cu (II) pueden aceptar electrones en el cátodo y reducirse a cobre metálico, mientras que la oxidación de la materia orgánica en el ánodo permite

generar corriente eléctrica. La viabilidad de este proceso ha sido demostrada mediante la deposición de cobre sobre el electrodo, incluso con productos de elevada pureza (Meng & Dai, 2025). La formación de cobre metálico cristalino, confirmada mediante técnicas de caracterización, constituye un indicador importante del desempeño del proceso y de su potencial de valorización.

Uno de los principales desafíos corresponde a la selectividad de la deposición cuando el cobre se encuentra acompañado por otros iones metálicos. En efluentes mineros y soluciones de lixiviación pueden coexistir especies como hierro y otros cationes que compiten por los electrones disponibles y afectan tanto la eficiencia de recuperación como la pureza del depósito. El control del potencial, del pH y de las condiciones hidrodinámicas, así como la aplicación de estrategias de descarga controlada en etapas sucesivas, puede favorecer la deposición selectiva del cobre frente a especies competidoras (H. Wang et al., 2023).

Esta problemática adquiere especial relevancia en las soluciones ácidas de lixiviación utilizadas en la hidrometalurgia del cobre, caracterizadas por matrices químicas complejas y concentraciones variables de los metales presentes. El control de las condiciones electroquímicas permite aprovechar estos flujos residuales como fuentes secundarias de cobre y, simultáneamente, reducir la carga contaminante del efluente (J. Zhang et al., 2022). De este modo, las celdas bioelectroquímicas pueden contribuir a transformar soluciones residuales de bajo valor en corrientes susceptibles de recuperación de recursos.

El desarrollo de materiales catódicos constituye otra línea de investigación orientada a mejorar la eficiencia y escalabilidad del proceso. Se han evaluado electrocatalizadores basados en polipirrol microtubular en CCM, con el propósito de favorecer la cinética de reducción del cobre y mejorar el desempeño del electrodo (Fathima et al., 2024). La optimización de estos materiales resulta relevante para superar las limitaciones asociadas con la transferencia de masa y carga que pueden aparecer al aumentar la escala de operación.

La recuperación del cobre también debe evaluarse en relación con la generación simultánea de electricidad. Ambos procesos dependen del flujo de electrones disponible en la celda, por lo que un incremento de la recuperación metálica puede modificar la distribución de electrones entre las reacciones electroquímicas. La eficiencia coulombica constituye, en este contexto, un parámetro útil para evaluar el aprovechamiento de los

electrones generados durante la oxidación anódica y determinar las condiciones de operación más adecuadas según el objetivo principal del sistema, ya sea maximizar la recuperación del metal, la producción eléctrica o establecer un equilibrio entre ambas funciones (Nawaz et al., 2022).

La recuperación bioelectroquímica del cobre no se limita a los efluentes mineros. Las soluciones procedentes del tratamiento de placas de circuito impreso representan otra fuente secundaria de este metal y permiten demostrar la versatilidad de las CCM para el tratamiento y valorización de residuos electrónicos. En estos sistemas, la recuperación del cobre puede combinarse con la generación de electricidad, ampliando las posibilidades de aplicación de la tecnología a diferentes corrientes residuales (Pines Pozo et al., 2025).

El empleo de residuos orgánicos regionales como sustratos representa una estrategia complementaria para reducir los costos de operación y aprovechar recursos disponibles localmente. Residuos frutícolas y otras fuentes de biomasa han sido utilizados como sustratos en sistemas destinados a la remoción de metales y a la generación simultánea de bioelectricidad (Rojas-Flores, Noriega, & Benites, 2022; Rojas-Flores, Noriega, Naveda, et al., 2022). Esta integración permite vincular la valorización de residuos agroindustriales con el tratamiento de efluentes, fortaleciendo el enfoque de economía circular y ofreciendo alternativas potencialmente adaptables a las condiciones de las regiones mineras sudamericanas.

### 3.8 Arsénico, mercurio y otros metales de la minería aurífera

El arsénico y el mercurio constituyen contaminantes de especial relevancia en la minería aurífera artesanal de diversas regiones de Sudamérica, debido a su elevada toxicidad, persistencia ambiental y capacidad de movilizarse entre diferentes compartimentos de los ecosistemas (MATTE, 2020). Su tratamiento mediante SBE presenta desafíos particulares asociados con su especiación y con la presencia simultánea de otros elementos metálicos en los efluentes. El desarrollo de tecnologías capaces de reducir su movilidad y favorecer su eliminación resulta, por tanto, de especial importancia ambiental y sanitaria para las comunidades asentadas en las cuencas afectadas.

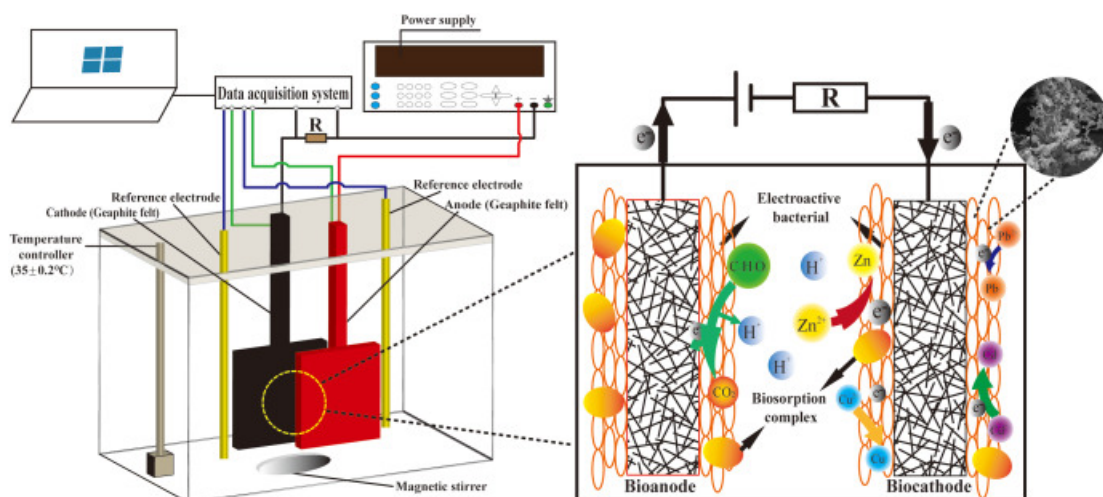
La aplicación de los SBE a matrices reales ha mostrado resultados prometedores (Figura 17). Un estudio desarrollado en Perú evaluó la remoción simultánea de arsénico, cobre y hierro en aguas de riego contaminadas mediante una celda de cámara única utilizando *Bacillus marisflavi* como biocatalizador, y reportó una remoción de arsénico

superior al 99 % junto con generación de bioelectricidad (Segundo, De La Cruz-Noriega, Luis, et al., 2024). Estos resultados evidencian el potencial de los SBE para tratar matrices complejas y, al mismo tiempo, aprovechar la materia orgánica presente como fuente de electrones.

La selección de microorganismos tolerantes a los contaminantes constituye un factor determinante para la estabilidad de estos sistemas. Cepas como *Pseudomonas stutzeri* han mostrado capacidad para participar en procesos de remoción de diferentes metales mientras se genera bioelectricidad, lo que amplía el repertorio de microorganismos potencialmente aplicables al tratamiento de efluentes contaminados (Segundo, De La Cruz-Noriega, Cabanillas-Chirinos, et al., 2024). El enriquecimiento y la adaptación de comunidades microbianas expuestas progresivamente a concentraciones crecientes de contaminantes pueden favorecer la selección de poblaciones con mayor tolerancia y actividad, aunque su desempeño debe evaluarse en función de la composición específica de cada efluente.

El mercurio requiere especial atención debido a su elevada toxicidad y a la posibilidad de transformarse en especies con diferente movilidad y peligrosidad ambiental. En consecuencia, su remoción no debe limitarse a la disminución de su concentración en la fase acuosa, sino que debe considerar mecanismos que reduzcan su movilidad y eviten su posterior removilización. La inmovilización asociada a biopelículas y la precipitación con especies sulfuradas constituyen estrategias potenciales que podrían integrarse con procesos bioelectroquímicos, aunque su aplicación específica al tratamiento de efluentes mineros requiere mayor investigación (Fang & Achal, 2019).

El arsénico presenta igualmente una problemática asociada a su movilidad y especiación, por lo que las condiciones fisicoquímicas del sistema pueden determinar su comportamiento durante el tratamiento. La investigación regional ha explorado los SBE destinados a la remoción de arsénico en aguas afectadas por actividades mineras, incluyendo matrices destinadas al riego y otros usos, lo que evidencia la necesidad de desarrollar tecnologías capaces de operar frente a concentraciones variables y composiciones complejas.



En los efluentes procedentes de la minería aurífera, la coexistencia de arsénico, mercurio, cobre, hierro y otros elementos plantea un desafío adicional, debido a la competencia entre especies durante las reacciones electroquímicas y a las diferencias en sus mecanismos de remoción. En este contexto, los sistemas integrados podrían orientarse hacia la recuperación selectiva de elementos de interés económico, como el cobre, mientras se favorece la inmovilización de contaminantes de mayor toxicidad, como el mercurio y el arsénico (Meng & Dai, 2025). El desarrollo de procesos capaces de tratar simultáneamente estas mezclas constituye una de las principales oportunidades de investigación para la aplicación de la tecnología en zonas mineras.

**Figura 17.** Diagrama esquemático de un reactor MEC de una sola cámara para el tratamiento de metales pesados (Shi et al., 2023)

El empleo de residuos orgánicos regionales como sustratos representa una estrategia complementaria para reducir los costos de operación y aprovechar recursos disponibles localmente. Residuos frutícolas y otras fuentes de biomasa han sido utilizados como sustratos en sistemas destinados a la remoción de metales y a la generación simultánea de bioelectricidad (Rojas-Flores et al., 2024a). Esta integración permite vincular la valorización de residuos agroindustriales con el tratamiento de efluentes contaminados, fortaleciendo el enfoque de economía circular y ofreciendo alternativas potencialmente adaptables a las condiciones socioambientales de las regiones mineras sudamericanas.

Finalmente, la reducción simultánea de materia orgánica y contaminantes inorgánicos constituye una de las ventajas potenciales de los SBE frente a procesos diseñados

para un único contaminante. Sin embargo, la transición desde sistemas de laboratorio hacia aplicaciones reales requiere superar limitaciones relacionadas con la estabilidad del proceso, la variabilidad de los efluentes, la transferencia de masa y la capacidad de tratamiento. El desarrollo de prototipos de mayor escala y su evaluación en condiciones representativas de campo constituyen pasos necesarios para determinar la viabilidad técnica y económica de estas tecnologías en la remediación de efluentes mineros.

### 3.9 Tratamiento bioelectroquímico del drenaje ácido de minas

El drenaje ácido de minas constituye uno de los pasivos ambientales más severos y persistentes de la actividad extractiva. Se caracteriza por su elevada acidez, altas concentraciones de sulfatos y presencia de metales disueltos, movilizados durante la oxidación de minerales sulfurados (Ai et al., 2020). Su tratamiento representa un desafío debido a la naturaleza compleja de estas matrices. Los SBE ofrecen una alternativa basada en la interacción entre procesos microbianos y electroquímicos. Su aplicación puede favorecer simultáneamente la neutralización de la acidez, la reducción de sulfatos y la inmovilización de metales.

Uno de los principales mecanismos involucrados corresponde a la actividad de las bacterias sulfatorreductoras, capaces de utilizar los sulfatos como aceptores de electrones y transformarlos en sulfuros. Estos productos pueden reaccionar con los metales disueltos y favorecer su precipitación como sulfuros metálicos de baja solubilidad, mientras el proceso contribuye al consumo de protones y a la reducción de la acidez (Modestra et al., 2024). De esta manera, un mismo proceso biológico puede contribuir al control de dos características críticas del drenaje ácido: su acidez y su elevada carga metálica.

La composición y actividad del microbioma desempeñan un papel determinante en el rendimiento de estos sistemas. Estudios realizados bajo diferentes potenciales catódicos han evidenciado que las interacciones microbianas pueden modificar las rutas de sulfidogénesis y acetogénesis, influyendo sobre la eficiencia global del tratamiento (Modestra et al., 2024). Asimismo, la formación de partículas de sulfuro de hierro puede favorecer procesos de transferencia electrónica dentro del sistema. Estos resultados destacan la necesidad de considerar la estructura y funcionalidad de las comunidades microbianas durante el diseño y optimización de los procesos bioelectroquímicos.

Otra estrategia consiste en el co-tratamiento del drenaje ácido con aguas residuales municipales en CCM de doble cámara. En esta configuración, la materia orgánica

presente en las aguas residuales puede actuar como fuente de electrones, mientras los contaminantes del drenaje participan en las reacciones de reducción (Pines Pozo et al., 2025). El acoplamiento de ambos flujos residuales permite aprovechar recursos disponibles y reducir simultáneamente diferentes cargas contaminantes. Esta alternativa resulta particularmente atractiva en zonas mineras donde los efluentes industriales y urbanos pueden coexistir.

La aplicación de bacterias sulfatorreductoras también ha mostrado resultados favorables para la remoción simultánea de metales presentes en relaves y drenajes ácidos. La recuperación o inmovilización de elementos como plomo y zinc mediante la formación de sulfuros metálicos demuestra el potencial de la sulfidogénesis para tratar pasivos mineros polimetálicos (Dong et al., 2024). La baja solubilidad de estos productos favorece la transferencia de los contaminantes desde la fase acuosa hacia una fase sólida. Sin embargo, la estabilidad de los precipitados debe evaluarse considerando las condiciones fisicoquímicas del sistema y la posibilidad de una posterior removilización.

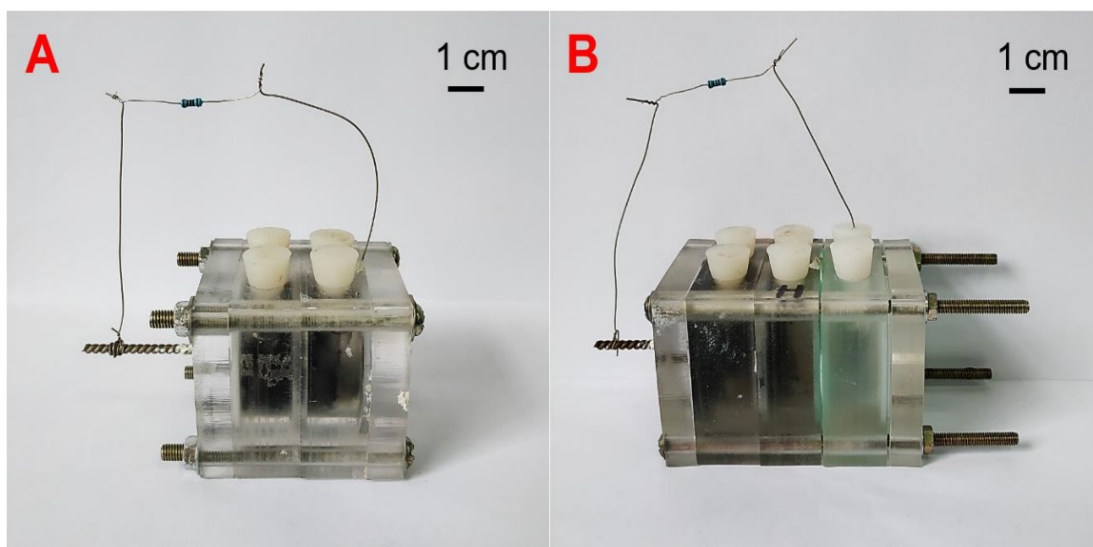
Los resultados recopilados en estudios sobre tratamiento sulfidogénico muestran eficiencias de reducción de sulfatos cercanas al 90 % y recuperaciones de metales superiores al 95 % para elementos como níquel, hierro, cobre y zinc bajo condiciones optimizadas (Mafane et al., 2025). Estos resultados respaldan el potencial técnico de las bacterias sulfatorreductoras para el tratamiento de drenajes ácidos. No obstante, las eficiencias obtenidas en condiciones controladas no necesariamente representan el desempeño alcanzable con efluentes reales. La composición variable de los drenajes, la concentración de metales y las condiciones de operación deben considerarse para evaluar su aplicabilidad a escala regional.

Finalmente, los SBE pueden integrar la reducción microbiana de sulfatos con procesos electroquímicos en las regiones anódica y catódica. Estas configuraciones permiten abordar simultáneamente la remoción de sulfatos y de metales como cobre, níquel y zinc, con eficiencias condicionadas por el potencial aplicado y el modo de operación (Angelov et al., 2023). La posibilidad de operar bajo configuraciones de celda de combustible o de electrólisis amplía el rango de aplicaciones. Esta flexibilidad permite adaptar el proceso a las características del drenaje y a los objetivos específicos de recuperación o remediación.

### 3.9.1 Configuraciones específicas para el drenaje ácido de minas

El tratamiento del drenaje ácido mediante SBE comprende diversas configuraciones adaptadas a las características del efluente. Entre ellas se encuentran los reactores de dos cámaras, que separan las reacciones anódicas y catódicas, y los sistemas con membranas de intercambio iónico que favorecen el transporte de especies cargadas (Angelov et al., 2023). La configuración influye sobre la transferencia de masa, el consumo energético y la eficiencia de remoción. Por ello, su selección debe considerar la composición del drenaje y los objetivos del tratamiento.

Los primeros estudios demostraron la viabilidad del tratamiento bioelectroquímico de drenajes procedentes de explotaciones mineras abandonadas, incluso bajo condiciones aerobias (Peiravi et al., 2017). Estos trabajos establecieron bases para el desarrollo de configuraciones posteriores orientadas a mejorar la remoción de metales y sulfatos. La posibilidad de operar bajo diferentes condiciones ambientales amplía el campo de aplicación de la tecnología. Sin embargo, la composición del drenaje y la disponibilidad de materia orgánica continúan condicionando su desempeño. En la Figura 18 se presenta los reactores de CCM para el tratamiento de DAM.



**Figura 18.** Configuración de los reactores de celdas de combustible microbianas para el tratamiento de DAM

(Ai et al., 2020).

La operación en modo de electrólisis microbiana permite mejorar la reducción de metales cuyo potencial no resulta favorable durante el funcionamiento como celda de combustible. La aplicación de un pequeño voltaje externo incrementa la fuerza impulsora de las reacciones catódicas y puede favorecer la remoción de determinadas especies (Angelov et al., 2023). Esta ventaja implica un consumo energético adicional que debe ser considerado. Por ello, la selección del modo de operación debe establecer un equilibrio entre eficiencia de tratamiento y requerimientos energéticos.

Las configuraciones basadas en bacterias sulfatorreductoras representan una alternativa relevante para el tratamiento anaerobio del drenaje ácido. Estas comunidades microbianas permiten reducir sulfatos y favorecer la precipitación de metales, mientras que la literatura reciente ha evaluado diferentes diseños de reactores y condiciones de operación (Mafane et al., 2025). Los principales desafíos incluyen la variabilidad de los efluentes, la estabilidad de las comunidades microbianas y los requerimientos de operación. Su optimización es necesaria para avanzar hacia aplicaciones de mayor escala.

La integración de procesos bioelectroquímicos con otras estrategias biotecnológicas puede ampliar las posibilidades de tratamiento de los efluentes mineros. La combinación de reducción microbiana, biosorción y bioprecipitación permite abordar matrices que contienen simultáneamente diferentes contaminantes (T. Wang et al., 2025). Esta perspectiva resulta especialmente relevante para los ambientes mineros sudamericanos, caracterizados por una elevada diversidad de condiciones fisicoquímicas. El diseño de procesos adaptados a cada matriz puede mejorar la eficiencia y sostenibilidad del tratamiento.

La formación de partículas de sulfuro de hierro puede desempeñar un papel adicional en los sistemas destinados al tratamiento del drenaje ácido. Además de favorecer la precipitación de determinados metales, estas partículas pueden participar en procesos de transferencia electrónica y modificar el comportamiento electroquímico del sistema (Modestra et al., 2024). Esta interacción entre actividad microbiana, precipitación y transferencia de electrones evidencia la complejidad de estos procesos. Su aprovechamiento podría contribuir al desarrollo de configuraciones con mayor eficiencia de tratamiento.

Algunos SBE pueden generar productos de valor además de remover los contaminantes presentes en el drenaje. La producción de acetato mediante electrosíntesis microbiana durante el tratamiento de drenajes ácidos demuestra la posibilidad de aprovechar dióxido de carbono y transformarlo en productos útiles (Modestra et al., 2024).

Esta estrategia amplía el concepto de remediación hacia la valorización de recursos. En consecuencia, el drenaje ácido puede considerarse una matriz susceptible de tratamiento y aprovechamiento dentro de esquemas de economía circular.

### 3.10 Recuperación selectiva de metales y valorización de recursos

La recuperación selectiva de metales constituye una alternativa al tratamiento convencional de efluentes, al considerar los contaminantes como recursos potencialmente valorizables. Las diferencias entre los potenciales de reducción permiten separar especies metálicas presentes en matrices complejas y obtener productos aprovechables. Además, la recuperación electroquímica puede disminuir la cantidad de residuos generados durante el tratamiento. Esta estrategia resulta especialmente relevante para efluentes mineros que contienen simultáneamente metales de interés económico y elementos potencialmente tóxicos (Pines Pozo et al., 2025).

El control del potencial del electrodo permite dirigir la deposición de los metales presentes en una solución. Mediante ajustes progresivos pueden reducirse determinadas especies antes que otras, aprovechando sus diferencias de potencial (Spiess et al., 2023). Esta estrategia favorece la separación y puede mejorar la pureza de los productos obtenidos. Sin embargo, la selectividad también depende del pH, las concentraciones metálicas y la composición de la matriz. Por ello, las condiciones electroquímicas deben ajustarse a las características específicas de cada efluente.

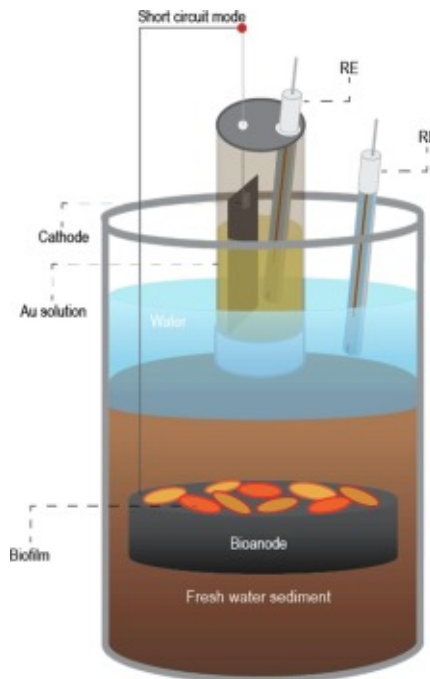
La recuperación secuencial permite obtener diferentes metales mediante etapas sucesivas bajo condiciones electroquímicas específicas. Se ha demostrado la recuperación inicial de cobre mediante una celda de combustible, seguida de la recuperación de hierro, níquel y estaño mediante electrólisis microbiana con potenciales catódicos controlados (Spiess et al., 2023). Esta configuración permite adaptar las condiciones a cada especie metálica y aprovechar progresivamente los recursos presentes en una misma corriente residual. Así, se incrementa el valor potencial del efluente tratado.

La recuperación bioelectroquímica puede combinarse con tecnologías como la biolixiviación, la biosorción y la precipitación selectiva. Cada proceso presenta ventajas particulares dependiendo del metal y de la composición del efluente, por lo que su integración puede mejorar el tratamiento global (Spiess et al., 2023). La biolixiviación favorece la movilización de metales desde matrices sólidas, mientras que la recuperación electroquímica permite concentrarlos posteriormente sobre el electrodo.

Estas combinaciones permiten desarrollar cadenas de valorización para residuos de composición compleja.

La integración de la biolixiviación con SBE permite recuperar metales presentes en los lixiviados generados durante el proceso. La aplicación de potenciales catódicos controlados favorece la recuperación de especies específicas y ha demostrado viabilidad para elementos como el zinc (Sieber et al., 2024). El rendimiento depende de la composición química del lixiviado, la concentración de los metales y las condiciones de operación. Esta estrategia conecta la movilización biológica con la recuperación electroquímica y permite valorizar corrientes residuales.

La recuperación bioelectroquímica también puede extenderse hacia metales de elevado valor económico, como el oro y la plata (Figura 19). La utilización de configuraciones operadas en condiciones de cortocircuito ha demostrado el potencial de estos sistemas para recuperar metales preciosos presentes en diferentes corrientes residuales (Sieber et al., 2024). Esta aplicación resulta especialmente interesante para efluentes de la minería aurífera y residuos electrónicos. El valor económico de estos elementos puede favorecer la viabilidad del tratamiento incluso cuando se encuentran en concentraciones relativamente bajas.



**Figura 19.** Esquema de un sistema electroquímico microbiano utilizado para la recuperación de oro. El bioánodo está en cortocircuito con el cátodo

(Hubenova et al., 2023).

Los sistemas de electrólisis microbiana con biocátodos permiten abordar matrices que contienen múltiples metales simultáneamente. Se han evaluado procesos de remoción conjunta de cobre, plomo, zinc y cadmio bajo condiciones microaerobias, con participación de comunidades microbianas capaces de favorecer las reacciones de reducción (Shi et al., 2023). Estos resultados evidencian el potencial de la tecnología para tratar cócteles metálicos complejos. Sin embargo, la presencia simultánea de diferentes especies dificulta la recuperación selectiva y requiere controlar adecuadamente el potencial aplicado

En conjunto, la recuperación bioelectroquímica de metales se integra en el enfoque de economía circular y en la búsqueda de fuentes secundarias de materias primas. La valorización de residuos y efluentes permite reducir la dependencia de recursos minerales primarios y disminuir simultáneamente la carga contaminante de las corrientes residuales (Pines Pozo et al., 2025; Sieber et al., 2025). Para Sudamérica, esta estrategia presenta especial interés debido a la importancia de la actividad minera y al volumen de residuos generados. Su desarrollo puede vincular remediación, recuperación y generación de valor.

### 3.10.1 Recuperación de metales preciosos y de residuos electrónicos

La recuperación de metales preciosos, como oro y plata, mediante SBE ha demostrado viabilidad técnica. Algunos estudios han logrado depositar oro en forma elemental sobre el cátodo a partir de soluciones que contienen este metal, alcanzando recuperaciones elevadas en tiempos relativamente cortos (Hubenova et al., 2023). El elevado valor económico de estos elementos puede compensar los costos del tratamiento. Esta característica convierte a los efluentes mineros y otras corrientes residuales en fuentes potenciales de recursos valorizables.

Los residuos electrónicos constituyen otra fuente importante de metales susceptibles de recuperación bioelectroquímica. Estos materiales contienen cantidades relevantes de cobre, oro, plata y otros elementos de interés económico, por lo que su valorización representa una alternativa frente a su disposición convencional (Pines Pozo et al., 2025). La integración de procesos de biolixiviación con etapas de recuperación electroquímica permite movilizar y posteriormente concentrar los metales. Esta estrategia resulta particularmente atractiva para residuos de composición compleja.

El empleo de materiales de bajo costo puede mejorar la viabilidad económica de los sistemas destinados a la recuperación de metales. Se han evaluado electrodos económicos, como el papel grafitado, como alternativa a materiales basados en metales preciosos, reduciendo los costos asociados con la construcción de los dispositivos (Hubenova et al., 2023). Esta sustitución resulta especialmente relevante en regiones donde existen restricciones económicas o de acceso a materiales especializados. La reducción de costos constituye un requisito para avanzar hacia aplicaciones de mayor escala.

La recuperación selectiva permite priorizar los metales de mayor valor presentes en efluentes multimetálicos. El control del potencial del electrodo puede favorecer la deposición de determinadas especies y limitar la recuperación simultánea de otros elementos (Sieber et al., 2025). De esta manera, es posible orientar el proceso hacia la obtención de productos con mayor pureza y valor comercial. Esta estrategia transforma progresivamente el concepto de tratamiento de residuos hacia un modelo basado en la recuperación y valorización de recursos.

El desarrollo de electrodos y membranas con propiedades selectivas constituye una estrategia complementaria para mejorar la recuperación de metales específicos. La funcionalización química de estos materiales puede favorecer la interacción preferencial con determinadas especies y complementar el control electroquímico del potencial (Shi et al., 2023). Aunque estas tecnologías todavía se encuentran en desarrollo, representan una línea de investigación relevante para aumentar la selectividad. Su aplicación podría mejorar la pureza de los productos y la eficiencia de los procesos de recuperación.

### **3.11 Biosensores bioelectroquímicos para el monitoreo de metales**

Además de utilizarse para la remoción de contaminantes, los SBE pueden funcionar como herramientas para el monitoreo de metales en aguas afectadas por actividades mineras. Los biosensores basados en CCM aprovechan la respuesta de comunidades electroactivas frente a contaminantes tóxicos (Liu et al., 2024). Esta capacidad permite obtener información sobre cambios en la calidad del agua de manera continua. Su aplicación resulta especialmente interesante en zonas donde el monitoreo convencional es costoso o limitado.

El principio de funcionamiento se basa en la respuesta de la biopelícula electroactiva ante la presencia de contaminantes. Los metales tóxicos pueden inhibir la actividad

microbiana del ánodo y provocar modificaciones en la corriente eléctrica generada por el sistema (Liu et al., 2024). La variación de esta señal puede utilizarse como indicador indirecto de la presencia o toxicidad de los contaminantes. De esta forma, el biosensor transforma una respuesta biológica en una señal eléctrica susceptible de ser registrada y analizada.

Los biosensores basados en CCM han mostrado respuestas rápidas frente a variaciones en la concentración de metales presentes en drenajes de roca minera. Además, se ha observado una correlación favorable entre la señal bioelectroquímica y los resultados obtenidos mediante ensayos convencionales de toxicidad (Liu et al., 2024). Esta correspondencia respalda su utilización como herramientas de vigilancia ambiental. Su principal ventaja radica en la posibilidad de detectar cambios de manera continua sin depender exclusivamente de análisis periódicos de laboratorio.

El desarrollo de configuraciones catódicas representa una alternativa a los biosensores convencionales basados en la respuesta anódica. Los dispositivos autoalimentados pueden utilizar la energía generada por el propio sistema para mantener el funcionamiento del sensor y favorecer el monitoreo prolongado (Liu et al., 2024). Esta característica reduce la necesidad de fuentes externas de energía y facilita su instalación en lugares de difícil acceso. Por ello, estas configuraciones presentan interés para la vigilancia de matrices ambientales remotas.

La autonomía energética constituye una de las principales ventajas de los biosensores bioelectroquímicos para aplicaciones ambientales. Los microorganismos electroactivos pueden generar la energía necesaria para mantener el funcionamiento del dispositivo, disminuyendo la dependencia de baterías o sistemas eléctricos externos (Amen et al., 2021). Esta característica facilita su implementación en zonas rurales y cuencas mineras alejadas de centros urbanos. Además, permite plantear estrategias de monitoreo continuo con menores requerimientos de mantenimiento.

La sensibilidad de las biopelículas electroactivas no se limita a los metales pesados, sino que puede extenderse a diferentes contaminantes orgánicos e inorgánicos. Esta capacidad convierte a los biosensores bioelectroquímicos en herramientas potencialmente versátiles para evaluar cambios en la calidad del agua (Chakma et al., 2025). La respuesta obtenida depende de la interacción entre los contaminantes y la comunidad microbiana utilizada. Por ello, la selección y adaptación de las biopelículas constituyen aspectos importantes para mejorar la sensibilidad y confiabilidad de estos dispositivos.

La integración de biosensores con herramientas de análisis de datos e inteligencia artificial puede ampliar sus capacidades de vigilancia ambiental. El procesamiento continuo de las señales bioelectroquímicas permitiría identificar patrones asociados con cambios en la contaminación y generar alertas tempranas (Liu et al., 2024). Estos sistemas podrían evolucionar hacia plataformas autónomas capaces de registrar, analizar y transmitir información en tiempo real. Su desarrollo representa una oportunidad para fortalecer el monitoreo de cuencas mineras con infraestructura limitada.

La implementación de redes distribuidas de biosensores permitiría ampliar la cobertura espacial del monitoreo en zonas afectadas por la actividad minera. La transmisión inalámbrica de los datos facilitaría la supervisión continua de diferentes puntos de una misma cuenca y permitiría identificar cambios en la calidad del agua de manera oportuna (Chakma et al., 2025). Esta estrategia podría complementar los análisis convencionales de laboratorio y optimizar la selección de sitios para muestreo. En Sudamérica, su aplicación sería especialmente útil en cuencas extensas y de difícil acceso.

### 3.12 Aguas mineras salinas y celdas de desalinización microbiana

Muchos efluentes mineros combinan elevadas concentraciones de sales con metales pesados y otros contaminantes, lo que dificulta su tratamiento mediante tecnologías convencionales. Las CDM permiten abordar simultáneamente estas problemáticas al acoplar la actividad bioelectroquímica con la remoción de sales (Y. Zhang & Angelidaki, 2013). Estas configuraciones derivan de las CCM e incorporan una cámara adicional de desalinización. Su aplicación amplía las posibilidades de la bioelectroquímica hacia el tratamiento y aprovechamiento de aguas mineras salinas (Wei et al., 2020).

Las CDM presentan potencial como alternativas de bajo consumo energético para el tratamiento de aguas con elevada salinidad. Pueden utilizarse como sistemas independientes o como etapas de pretratamiento antes de procesos convencionales de desalinización (Kwarteng et al., 2026). Durante su operación, la migración de iones a través de membranas de intercambio permite disminuir la salinidad del agua. Además, el sistema puede favorecer simultáneamente la recuperación de energía y determinados nutrientes. Estas características representan una ventaja frente a procesos de mayor demanda energética, como la ósmosis inversa.

El desarrollo de configuraciones apiladas de múltiples cámaras ha permitido incrementar la capacidad de tratamiento de las CDM. Estas estructuras incorporan varios

pares de membranas y cámaras de desalinización, favoreciendo una mayor transferencia de iones durante la operación. Su aplicación ha sido evaluada para aguas con elevada mineralización y composición compleja. El aumento del número de unidades permite mejorar el desempeño global del sistema. Sin embargo, el escalamiento requiere controlar adecuadamente la resistencia interna y las pérdidas asociadas al transporte iónico (Imoro et al., 2021).

La integración de la desalinización con la recuperación de metales constituye una estrategia de especial interés para el tratamiento de efluentes mineros. En un mismo sistema pueden combinarse la disminución de la salinidad, la remoción de contaminantes y la recuperación de elementos potencialmente valorizables (Guan et al., 2026). Esta integración permite transformar una corriente residual compleja en productos y flujos de agua con características potencialmente aprovechables. El enfoque resulta particularmente pertinente para regiones donde la actividad minera coincide con una disponibilidad limitada de recursos hídricos.

El principal desafío operativo de las CDM está relacionado con la estabilidad de las membranas y el manejo de las corrientes generadas durante el proceso. El ensuciamiento y la obstrucción de las membranas pueden reducir el transporte iónico y disminuir la eficiencia de desalinización (Kwarteng et al., 2026). Asimismo, las corrientes concentradas requieren un manejo adecuado para evitar transferir el problema contaminante a otro flujo. El desarrollo de membranas más resistentes y de estrategias eficientes de limpieza constituye, por tanto, una prioridad para mejorar la operación a largo plazo.

En conjunto, las CDM ofrecen una alternativa para el tratamiento integrado de aguas mineras con elevada salinidad y carga contaminante. Su capacidad para combinar desalinización, generación de energía y recuperación de recursos se alinea con los principios de economía circular (Pines Pozo et al., 2025). Estas características adquieren especial relevancia en zonas áridas y semiáridas donde la minería puede intensificar la presión sobre los recursos hídricos. Su desarrollo futuro dependerá de mejorar la eficiencia, reducir los costos y demostrar su desempeño con efluentes mineros reales.

### 3.13 Desafíos y limitaciones actuales

Pese a los avances, la recuperación bioelectroquímica de metales todavía presenta limitaciones para superar la escala de laboratorio. Entre ellas destacan las bajas velocidades de reducción y las eficiencias limitadas para determinados metales y concentraciones (Meng & Dai, 2025). Además, la toxicidad metálica puede inhibir la actividad microbiana del ánodo y afectar la generación de electrones (Rojas-Flores, Noriega, Naveda, et al., 2022). Estas condiciones pueden disminuir el rendimiento del sistema y dificultar su aplicación en efluentes con elevadas cargas contaminantes.

La presencia simultánea de varios metales también dificulta su recuperación selectiva debido a las interacciones competitivas y a sus diferentes potenciales redox (Liu *et al.*, 2025). A esto se suman la pasivación de los electrodos, el ensuciamiento de las membranas y los cambios en las comunidades microbianas, que pueden comprometer la estabilidad durante la operación prolongada. (Ramírez-Nava et al., 2021). Por ello, es necesario desarrollar estrategias que permitan conservar la actividad microbiana y mantener un desempeño electroquímico estable durante periodos prolongados.

La aplicación en efluentes mineros reales representa otro desafío debido a su composición compleja y variable, así como a la presencia de diferentes contaminantes y fluctuaciones de caudal (MATTE, 2020). Estas condiciones pueden generar respuestas diferentes a las obtenidas con soluciones sintéticas y dificultan la extrapolación de los resultados hacia condiciones de campo. Por esta razón, la evaluación de los sistemas con efluentes reales constituye una etapa necesaria para determinar su eficiencia y estabilidad bajo condiciones representativas.

En Sudamérica, la mayoría de las investigaciones permanecen en escala de laboratorio, por lo que todavía existe una limitada evidencia sobre el comportamiento de estos sistemas en condiciones reales (Almeida-Guerra et al., 2023). El escalamiento también requiere considerar los requerimientos energéticos, especialmente en zonas remotas donde el acceso a infraestructura puede ser limitado. La integración con fuentes renovables podría contribuir a mejorar la sostenibilidad de las configuraciones que requieren aporte externo de energía y favorecer su implementación en estos contextos.

La sostenibilidad del proceso depende del manejo de los productos generados, como los metales recuperados, lodos y corrientes concentradas. Una disposición inadecuada podría trasladar la contaminación hacia otra matriz y reducir el beneficio ambiental del

tratamiento (Sieber et al., 2024). Asimismo, la falta de protocolos normalizados dificulta la comparación entre estudios y la evaluación objetiva del desempeño de diferentes configuraciones (Chakma et al., 2025). A ello se suma la necesidad de incentivos económicos y marcos normativos que favorezcan su adopción (Pines Pozo *et al.*, 2025).

### 3.14 Perspectiva para Sudamérica

Sudamérica presenta condiciones favorables para desarrollar la recuperación bioelectroquímica de metales debido a su actividad minera, disponibilidad de residuos orgánicos y diversidad microbiana (Magalhães et al., 2019; Vasco-Correa & Zapata Zapata, 2024). La investigación debe orientarse hacia los metales y efluentes de mayor relevancia regional, considerando las características de la gran minería, la minería artesanal y el drenaje ácido. Esta orientación permitiría desarrollar soluciones más compatibles con las condiciones ambientales y productivas de cada territorio.

El desarrollo de sistemas de bajo costo, modulares y adaptados a las condiciones locales podría facilitar su implementación en zonas con infraestructura limitada. Para ello, es necesario considerar las características reales de los efluentes y las necesidades de las comunidades y actividades productivas. El diseño de configuraciones sencillas y robustas podría reducir los requerimientos de operación y mantenimiento, favoreciendo su utilización en zonas mineras alejadas de los principales centros urbanos.

La consolidación de estas tecnologías requiere fortalecer la cooperación entre grupos de investigación, instituciones públicas y sector productivo. El intercambio de metodologías, infraestructura y resultados puede acelerar la transición desde estudios de laboratorio hacia demostraciones piloto y aplicaciones de campo (Almeida-Guerra *et al.*, 2025). Asimismo, la formación de profesionales en bioelectroquímica, microbiología e ingeniería ambiental favorecerá la operación y mantenimiento de los sistemas. La capacitación de operadores locales también puede facilitar la transferencia de conocimiento hacia las zonas de aplicación.

Finalmente, la recuperación bioelectroquímica puede integrarse en estrategias de economía circular orientadas tanto a la remediación como a la recuperación de recursos. La incorporación de biosensores, sistemas de monitoreo y herramientas de análisis de datos podría mejorar la gestión de las cuencas mineras y favorecer la detección temprana de cambios en la contaminación (Liu *et al.*, 2024; Chakma *et al.*, 2025). Su consolidación requerirá evaluar conjuntamente la eficiencia, estabilidad, viabilidad

económica e impacto ambiental de las soluciones propuestas (Pines Pozo *et al.*, 2025).

### 3.15 Conclusiones del capítulo

La recuperación bioelectroquímica de metales en efluentes mineros reviste una relevancia particular para Sudamérica, donde la actividad extractiva sostiene buena parte de la economía y arrastra pasivos ambientales que las tecnologías convencionales resuelven de forma costosa e incompleta. La coincidencia entre un problema de escala continental y una tecnología de bajo costo y operación sencilla define el interés de esta línea.

El principio que la sustenta es la sustitución del oxígeno por los iones metálicos como aceptores finales de electrones. Cuando el potencial del par metálico lo permite, el sistema opera de forma espontánea y genera electricidad mientras remueve el contaminante; cuando no, un pequeño aporte de potencial extiende el rango de metales tratables. Esta jerarquía de potenciales, y no la naturaleza del efluente, es el criterio que ordena todo el campo y determina la configuración aplicable en cada caso.

Las tres rutas de transformación: deposición elemental, reducción a un estado de oxidación inferior y precipitación como sulfuro o hidróxido, condicionan tanto la eficiencia como la posibilidad de valorizar el producto. La elección entre ellas no es libre: viene impuesta por la especie metálica y por las condiciones del medio, lo que convierte la caracterización previa del efluente en un paso ineludible del diseño y no en un trámite analítico.

Las aplicaciones por metal presentan grados de madurez muy desiguales. La reducción del cromo hexavalente y la recuperación de cobre cuentan con una base experimental amplia y mecanismos bien establecidos, favorecidos por potenciales redox que permiten la operación espontánea. El arsénico y el mercurio, en cambio, siguen siendo los contaminantes menos estudiados desde esta perspectiva, pese a ser los emblemáticos de la minería aurífera artesanal de la región. Este desajuste entre la relevancia regional y la atención investigadora es, en sí mismo, un hallazgo de esta revisión.

El tratamiento del drenaje ácido de minas constituye la aplicación de mayor recorrido para el continente, porque aborda simultáneamente la acidez y la carga metálica mediante la sinergia entre reducción de sulfatos y precipitación de sulfuros. Su principal limitación es también su condición de partida: la elevada acidez que caracteriza a estos drenajes inhibe a las bacterias sulfatorreductoras de las que depende el proceso, lo que

sitúa las estrategias de aclimatación y de protección de la biomasa como el problema técnico central de esta línea.

La experiencia sudamericana documentada confirma la viabilidad de adaptar la tecnología a las condiciones locales mediante el aprovechamiento de comunidades microbianas nativas y de residuos agroindustriales como sustrato. Esta aproximación, de bajo costo y coherente con los recursos disponibles, resulta particularmente adecuada para la minería artesanal, donde la dispersión geográfica y la informalidad impiden cualquier solución centralizada.

Los desafíos que restan son de tres órdenes. Los técnicos incluyen las bajas velocidades de reducción, la selectividad en presencia de cócteles metálicos y la estabilidad en operación prolongada. Los metodológicos, la escasez de datos cuantitativos comparables y la ausencia de demostraciones a escala piloto en la región. Los estructurales, la debilidad de la transferencia hacia el sector productivo y la falta de marcos normativos que reconozcan el valor de la recuperación de recursos.

La reorientación de la gestión de los efluentes mineros, desde el paradigma del tratamiento como costo hacia el de la recuperación de recursos como oportunidad, constituye el horizonte de esta línea de investigación. Con ello culmina la progresión de la obra, que ha recorrido el camino desde los fundamentos electroquímicos y microbiológicos hasta su aplicación más especializada y de mayor pertinencia para el continente.

## BIBLIOGRAFÍA

Abbas, S. Z., & Rafatullah, M. (2021). Recent advances in soil microbial fuel cells for soil contaminants remediation. *Chemosphere*, 272, 129691. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129691>

Abd-almohi, H. H., Alismaeel, Z. T., & M-Ridha, M. J. (2025). Inspection the impact of mixing and external resistance on the Microbial Desalination Cell for electricity generation and desalination efficiency by using Macroalgae as a bio-cathode. *Journal of the Indian Chemical Society*, 102(1), 101543. <https://doi.org/10.1016/j.jics.2024.101543>

Abdulwahhab, M. A., Najim, S. T., & Abdulwahhab, M. A. (2023). Microbial fuel cell review: thermodynamic and influencing factors, exoelectrogenic bacteria, anode and cathode configuration. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 98(7), 1559–1583. <https://doi.org/10.1002/jctb.7371>

Aber, S., Shi, Z., Xing, K., Rameezdeen, R., Chow, C. W. K., Hagare, D., & Jindal, T. (2023). Microbial Desalination Cell for Sustainable Water Treatment: A Critical Review. In *Global Challenges* (Vol. 7, Number 10). John Wiley and Sons Inc. <https://doi.org/10.1002/gch2.202300138>

Aboelela, D., & Aly Soliman, M. (2024). Hydrogen production from microbial electrolysis cells powered with microbial fuel cells. *Journal of King Saud University - Engineering Sciences*, 36(6), 369–374. <https://doi.org/10.1016/j.jksues.2022.05.008>

Agüero-Quñones, R., Ávila-Sánchez, Z., Rojas-Flores, S., Cabanillas-Chirinos, L., Cruz-Noriega, M. D. La, Cruz-Monzón, J., & Nazario-Naveda, R. (2023). Cadmium and COD Removal from Municipal Wastewater Using *Chlorella* sp. Biomass in Microbial Fuel Cells. *Sustainability (Switzerland)*, 15(19). <https://doi.org/10.3390/su151914513>

Ahirwar, A., Das, S., Das, S., Yang, Y.-H., Bhatia, S. K., Vinayak, V., & Ghangrekar, M. M. (2023). Photosynthetic microbial fuel cell for bioenergy and valuable production: A review of circular bio-economy approach. *Algal Research*, 70, 102973. <https://doi.org/10.1016/j.algal.2023.102973>

Ai, C., Yan, Z., Hou, S., Zheng, X., Zeng, Z., Amanze, C., Dai, Z., Chai, L., Qiu, G., & Zeng, W. (2020). Effective treatment of acid mine drainage with microbial fuel cells: An emphasis on typical energy substrates. *Minerals*, 10(5). <https://doi.org/10.3390/min10050443>

Al-Asheh, S., Bagheri, M., & Aidan, A. (2022). Removal of heavy metals from industrial wastewater using microbial fuel cell. *Engineering in Life Sciences*, 22(8), 535–549. <https://doi.org/10.1002/elsc.202200009>

Almeida-Guerra, P., Pindo, J., Hernandez, M., & Coronel, J. (2023). Application of Sustainable Remediation Techniques for Heavy Metal Reduction in Polluted Rivers in Mining Zones: Study Area Ponce Enriquez. *ESPOCH Congresses: The Ecuadorian Journal of S.T.E.A.M.*, 3(1), 248–268. <https://doi.org/10.18502/epoch.v3i1.14450>

Alvarez, A. J., Fuentes, K. L., Alberto Arias, C., & Chaparro, T. (2022). Production of hydrogen from beverage wastewater by dark fermentation in an internal circulation reactor: Effect on pH and hydraulic retention time. *Energy Conversion and Management: X*, 15(2). <https://doi.org/10.1016/j.ecmx.2022.100232>

Amen, M. T., Yasin, A. S., Hegazy, M. I., Jamal, M. A. H. M., Hong, S. T., & Barakat, N. A. (2021). Rainwater driven microbial fuel cells for power generation in remote areas. *Royal Society Open Science*, 8(11). <https://doi.org/10.1098/rsos.210996>

Amirdehi, M. A., Gong, L., Khodaparastasarabad, N., Sonawane, J. M., Logan, B. E., & Greener, J. (2022). Hydrodynamic interventions and measurement protocols to quantify and mitigate power overshoot in microbial fuel cells using microfluidics. *Electrochimica Acta*, 405, 139771. <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2021.139771>

Angelov, A., Bratkova, S., Ivanov, R., & Velichkova, P. (2023). Treatment of Acid Mine Drainage in a Bioelectrochemical System, Based on an Anodic Microbial Sulfate Reduction. *Journal of Ecological Engineering*, 24(7), 175–186. <https://doi.org/10.12911/22998993/164755>

Apollon, W. (2023). An Overview of Microbial Fuel Cell Technology for Sustainable Electricity Production. In *Membranes* (Vol. 13, Number 11). Multidisciplinary Digital Publishing Institute (MDPI). <https://doi.org/10.3390/membranes13110884>

Arboleda, D. G., Núñez, O. F., Sánchez, O. F., Chinchin, B. D., Arboleda, D. A., & Bahamonde, R. A. (2019). Application of a direct current circuit to pick up and to store bioelectricity produced by microbial fuel cells. *Revista Colombiana de Química*, 48(3), 26–35. <https://doi.org/10.15446/rev.colomb.quim.v48n3.77011>

Arruda, C., Tadeu, L., & Americo, L. (2020). Thermophilic biohydrogen production from sugarcane molasses under low pH: Metabolic and microbial aspects. *International Journal of Hydrogen Energy*, 45(xxxx), 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2019.12.013>

Ashwaniy, V. R. V., & Perumalsamy, M. (2017). Reduction of organic compounds in petro-chemical industry effluent and desalination using *Scenedesmus abundans* algal microbial desalination cell. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 5(6), 5961–5967. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.11.017>

Babanova, S., Jones, J., Phadke, S., Lu, M., Angulo, C., Garcia, J., Carpenter, K., Cortese, R., Chen, S., Phan, T., & Bretschger, O. (2020). Continuous flow, large-scale, microbial fuel cell system for the sustained treatment of swine waste. *Water Environment Research*, 92(1), 60–72. <https://doi.org/10.1002/wer.1183>

Barahoei, M., Hatamipour, M. S., Khosravi, M., Afsharzadeh, S., & Feghipour, S. E. (2021). Salinity reduction of brackish water using a chemical photosynthesis desalination cell. *Science of The Total Environment*, 779, 146473. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146473>

Barbato, R. A., Jones, R. M., Musty, M. A., & Slone, S. M. (2021). Reading the ground: understanding the response of bioelectric microbes to anthropogenic compounds in soil based terrestrial microbial fuel cells. *PLoS ONE*, 16(12), e0260528. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0260528>

Bayoumi, M., Hassouna, M. S., Hussien, A. A., & Moustafa, H. M. A. (2026). Waste to energy through sustainable bioenergy and biohydrogen production from lignocellulosic waste using microbial fuel cell and microbial electrolysis cell. *Scientific Reports*, 16(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-026-50075-3>

Blanco-Cocom, L., Botello-Rionda, S., Ordoñez, L. C., & Valdez, S. I. (2023). Design optimization and parameter estimation of a PEMFC using nature-inspired algorithms. *Soft Computing*, 27(7), 3765–3784. <https://doi.org/10.1007/s00500-022-07520-y>

Borja-Maldonado, F., & López Zavala, M. Á. (2022). Contribution of configurations, electrode and membrane materials, electron transfer mechanisms, and cost of components on the current and future development of microbial fuel cells. *Heliyon*, 8(7). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e09849>

Buitrón, G., Muñoz-Páez, K. M., Quijano, G., Carrillo-Reyes, J., & Albarrán-Contreras, B. (2020). Biohydrogen production from winery effluents: control of the homoacetogenesis through the headspace gas recirculation. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 95(3), 544–552. <https://doi.org/10.1002/jctb.6263>

Cao, Y., Mu, H., Liu, W., Zhang, R., Guo, J., Xian, M., & Liu, H. (2019). Electricigens in the anode of microbial fuel cells: Pure cultures versus mixed communities. In *Microbial Cell Factories* (Vol. 18, Number 1). BioMed Central Ltd. <https://doi.org/10.1186/s12934-019-1087-z>

Cardenas, D., Villegas, J., Solis, C., Uribe, L., & Fuentes, P. (2022). Evaluación del desempeño de una celda de combustible microbiana con electrodo de grafito modificado para el tratamiento de agua residual del procesamiento del café. *Revista Colombiana de Química*, 51(1). <https://www.redalyc.org/journal/3090/309072509005/309072509005.pdf>

Catania, C., Karbelkar, A. A., & Furst, A. L. (n.d.). *Engineering the interface between electroactive bacteria and electrodes*.

Cesar Minga, J., Elorza, F. J., Rodriguez, R., Iglesias, A., & Esenarro, D. (2023). Assessment of Water Resources Pollution Associated with Mining Activities in the Parac Subbasin of the Rimac River. *Water (Switzerland)*, 15(5). <https://doi.org/10.3390/w15050965>

Chakma, R., Hossain, M. K., Paramasivam, P., Bousbih, R., Amami, M., Toki, G. F. I., Haldhar, R., & Karmaker, A. K. (2025). Recent Applications, Challenges, and Future Prospects

of Microbial Fuel Cells: A Review. In *Global Challenges* (Vol. 9, Number 5). John Wiley and Sons Inc. <https://doi.org/10.1002/gch2.202500004>

Chandrasekhar, K., Kumar, A. N., Raj, T., Kumar, G., & Kim, S. (2021). Bioelectrochemical system-mediated waste valorization. *Systems Microbiology and Biomanufacturing*, 1(4), 432–443. <https://doi.org/10.1007/s43393-021-00039-7>

Cieciura, W., & Borowski, S. (2020). Biohydrogen production from fruit and vegetable waste, sugar beet pulp and corn silage via dark fermentation. *Renewable Energy*, 153: 1226–1237. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.02.085>

Clarke, T. A. (2022). Plugging into bacterial nanowires: a comparison of model electrogenic organisms. *Current Opinion in Microbiology*, 66, 56–62. <https://doi.org/10.1016/j.mib.2021.12.003>

Dange, P., Pandit, S., Jadhav, D., Shanmugam, P., Gupta, P. K., Kumar, S., Kumar, M., Yang, Y. H., & Bhatia, S. K. (2021). Recent developments in microbial electrolysis cell-based biohydrogen production utilizing wastewater as a feedstock. *Sustainability (Switzerland)*, 13(16). <https://doi.org/10.3390/su13168796>

Das, S. R., & Basak, N. (2021). Molecular biohydrogen production by dark and photo fermentation from wastes containing starch: recent advancement and future perspective. In *Bioprocess and Biosystems Engineering* (Vol. 44, Number 1). Springer Science and Business Media Deutschland GmbH. <https://doi.org/10.1007/s00449-020-02422-5>

Das, S., Raj, R., Das, S., & Ghangrekar, M. (2021). A Sustainable Approach for the Production of Green Energy With the Holistic Treatment of Wastewater Through Microbial Electrochemical Technologies: A Review. *Frontiers in Sustainability*, 2(12): 1–18, 2(12), 1–18. <https://doi.org/10.3389/frsus.2021.792028>

Do, M. H., Ngo, H. H., Guo, W., Chang, S. W., Nguyen, D. D., Pandey, A., Sharma, P., Varjani, S., Nguyen, T. A. H., & Hoang, N. B. (2022). A dual chamber microbial fuel cell based biosensor for monitoring copper and arsenic in municipal wastewater. *Science of The Total Environment*, 811, 152261. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152261>

Dong, H., Yu, H., Wang, X., & Zhou, Q. (2012). Carbon-supported perovskite oxides as oxygen reduction reaction catalyst in single chambered microbial fuel cells. *Wiley Online Library*. <https://doi.org/10.1002/jctb.3893>

Dong, Y., Gao, Z., Di, J., Wang, D., Yang, Z., Guo, X., & Zhu, X. (2024). Study on the effectiveness of sulfate-reducing bacteria to remove Pb(II) and Zn(II) in tailings and acid mine drainage. *Frontiers in Microbiology*, 15. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2024.1352430>

Dzulkarnain, E. L. N., Audu, J. O., Wan Dagang, W. R. Z., & Abdul-Wahab, M. (2022). Microbiomes of biohydrogen production from dark fermentation of industrial wastes: current trends, advanced tools and future outlook. *Bioresources and Bioprocessing*, 9(1), 9(1). <https://doi.org/10.1007/s43893-022-00000-0>

[//doi.org/10.1186/s40643-022-00504-8](https://doi.org/10.1186/s40643-022-00504-8)

Ebaid, R., Henjes, J., Hanelt, D., & Ende, S. (2025). Spontaneous sequential desalination as a promising strategy for biological salt removal and production of value-added compounds from microalgae. *Journal of Water Process Engineering*, 78. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2025.108758>

Enrique, Á. (2020). Estado Geopolítica de las tierras raras : un recurso natural estratégico para la seguridad multidimensional del Estado. *Revista Científica General José María Córdova*. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.21830/19006586.587>

Ewusi-Mensah, D., Huang, J., Chaparro, L. K., Rodenas, P., Ramírez-Moreno, M., Ortiz, J. M., & Esteve-Núñez, A. (2021). Algae-assisted microbial desalination cell: Analysis of cathode performance and desalination efficiency assessment. *Processes*, 9(11). <https://doi.org/10.3390/pr9112011>

Fadzli, F. S., Bhawani, S. A., & Adam Mohammad, R. E. (2021). Microbial Fuel Cell: Recent Developments in Organic Substrate Use and Bacterial Electrode Interaction. In *Journal of Chemistry* (Vol. 2021). Hindawi Limited. <https://doi.org/10.1155/2021/4570388>

Fang, C., & Achal, V. (2019). The potential of microbial fuel cells for remediation of heavy metals from soil and water—review of application. In *Microorganisms* (Vol. 7, Number 12). MDPI AG. <https://doi.org/10.3390/microorganisms7120697>

Fathima, A., Ilankoon, I. M. S. K., & Chong, M. N. (2024). Improving Scalability of copper recovery in saline microbial fuel cells with microtubular polypyrrole-based cathodic electrocatalysts. *Chemosphere*, 363. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.142800>

Fatima, M., Kiros, Y., & Farooq, R. (2021). Low-Cost Single Chamber MFC Integrated with Novel Lignin-Based Carbon Fiber Felt Bioanode for Treatment of Recalcitrant Azo Dye. *Frontiers in Energy Research*, 9(6): 1–13, 9(6), 1–13. <https://doi.org/10.3389/fenrg.2021.672817>

Fernando, E., & Keshavarz, T. (2019). The use of bioelectrochemical systems in environmental remediation of xenobiotics: a review. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 94(7), 2070–2080. <https://doi.org/10.1002/jctb.5848>

Flores, M., Vázquez, V. Á., Medellín, A., Álvarez, C. C., Benavides, A. C., Pérez, O., Judith, G., & Delgado, L. (2021). Ibuprofen degradation and energy generation in a microbial fuel cell using a bioanode fabricated from devil fish bone char. *Journal of Environmental Science and Health*, 56(8), 874–885. <https://doi.org/10.1080/10934529.2021.1934357>

Garbinski, L. D., Rosen, B. P., & Chen, J. (2019). Pathways of arsenic uptake and efflux. In *Environment International* (Vol. 126, pp. 585–597). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.02.058>

García, V. J., Márquez, C. O., Cedeño, A. R., & Montesdeoca, K. G. (2019). Assessing bioremediation of soils polluted with fuel oil 6 by means of diffuse reflectance spectroscopy.

*Resources*, 8(1), 1–14. <https://doi.org/10.3390/resources8010036>

Gaurav, K., Singh, R., & Tiwari, B. K. (2019). Novel proton exchange membranes based on PVC for microbial fuel cells (MFCs). *Journal of Polymer Engineering*, 39(4), 360–367. <https://doi.org/10.1515/polyeng-2018-0276>

Gbiete, D., Narra, S., Mani Kongnine, D., Narra, M. M., & Nelles, M. (2024). Insights into Biohydrogen Production Through Dark Fermentation of Food Waste: Substrate Properties, Inocula, and Pretreatment Strategies. In *Energies* (Vol. 17, Number 24). Multidisciplinary Digital Publishing Institute (MDPI). <https://doi.org/10.3390/en17246350>

González, J. R., Del Carmen Monterrubio-Badillo, M., Ordaz, A., & Garcíá, E. I. (2022). Influence of Fe<sup>2+</sup> and Fe<sup>3+</sup> on the Performance and Microbial Community Composition of a MFC Inoculated with Sulfate-Reducing Sludge and Acetate as Electron Donor. *Journal of Chemistry*. <https://doi.org/10.1155/2022/5685178>

Goto, Y., Yoshida, N., Umeyama, Y., Yamada, T., & Tero, R. (2015). Enhancement of electricity production by graphene oxide in soil microbial fuel cells and plant microbial fuel cells. *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology*, 3(4), 1–8. <https://doi.org/10.3389/fbioe.2015.00042>

Guan, Y., Liu, R., Zhou, Y., Zhu, H., Tong, S., Wang, Y., Wei, K., & Han, W. (2026). Multifunctional microbial desalination cell for industrial wastewater treatment: Synergistic pyridine degradation, nitrogen removal and desalination. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 14(2), 122046. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2026.122046>

Gujjala, L. K. S., Dutta, D., Sharma, P., Kundu, D., Vo, D.-V. N., & Kumar, S. (2022). A state-of-the-art review on microbial desalination cells. *Chemosphere*, 288, 132386. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132386>

Gul, H., Raza, W., Lee, J., Azam, M., Ashraf, M., & Kim, K.-H. (2021). Progress in microbial fuel cell technology for wastewater treatment and energy harvesting. *Chemosphere*, 281, 130828. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130828>

Guo, Y., Cao, D., Tang, S., Hu, Y., Dong, W., & Wu, X. (2025). Efficient Chromium(VI) Removal Through In Situ Nano-Iron Sulfide Formation at the Cathode of Microbial Fuel Cells. *Water (Switzerland)*, 17(14). <https://doi.org/10.3390/w17142073>

Harani, B. K., Quershi, K., Shaikh, M. S., Jatoti, A. S., & Mubarak, N. M. (2026). *Electron Transfer Mechanisms in Bio-Electrochemical Systems* (pp. 101–116). [https://doi.org/10.1007/978-981-95-4310-6\\_7](https://doi.org/10.1007/978-981-95-4310-6_7)

Hazzan, O. O., Zhao, B., & Xiao, Y. (2023). Strategies for Enhancing Extracellular Electron Transfer in Environmental Biotechnology: A Review. In *Applied Sciences (Switzerland)* (Vol. 13, Number 23). Multidisciplinary Digital Publishing Institute (MDPI). <https://doi.org/10.3390/app132312760>

He, L., Du, P., Chen, Y., Lu, H., Cheng, X., & Chang, B. (2017). Advances in microbial fuel cells for wastewater treatment. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.12.069>

Holmes, D. E., Nicoll, J. S., Bond, D. R., & Lovley, D. R. (2004). Potential role of a novel psychrotolerant member of the family Geobacteraceae, *Geopsychrobacter electrodiphilus* gen. nov., sp. nov., in electricity production by a marine sediment fuel cell. *Applied and Environmental Microbiology*, 70(10), 6023–6030. <https://doi.org/10.1128/AEM.70.10.6023-6030.2004>

Horváth-Gönczi, N. N., Bagi, Z., Szuhaj, M., Rákhely, G., & Kovács, K. L. (2023). Bioelectrochemical Systems (BES) for Biomethane Production—Review. In *Fermentation* (Vol. 9, Number 7). Multidisciplinary Digital Publishing Institute (MDPI). <https://doi.org/10.3390/fermentation9070610>

Huaynate, A. O., Gallegos, M. C., Ramos, L. F., & Soto, A. R. (2021). Potential assessment of *Desmodesmus asymmetricus* and *Chlorella vulgaris* for removal of nitrates and phosphates in wastewater. *Revista Peruana de Biología*, 28(1). <https://doi.org/10.15381/RPB.V28I1.18082>

Hubenova, Y., Chorbadzhiyska, E., Kostov, K. L., & Mitov, M. (2023). Efficient gold recovery by microbial electrochemical technologies. *Bioelectrochemistry*, 149. <https://doi.org/10.1016/j.bioelechem.2022.108311>

Hynninen, A., Touzé, T., Pitkänen, L., Mengin-Lecreulx, D., & Virta, M. (2009). An efflux transporter PbrA and a phosphatase PbrB cooperate in a lead-resistance mechanism in bacteria. *Molecular Microbiology*, 74(2), 384–394. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2958.2009.06868.x>

Hyun, J., Jo, W., Yang, S. H., Shin, S.-H., Doo, G., Choi, S., Lee, D.-H., Lee, D. W., Oh, E., Lee, J. Y., & Kim, H.-T. (2022). Tuning of water distribution in the membrane electrode assembly of anion exchange membrane fuel cells using functionalized carbon additives. *Journal of Power Sources*, 543, 231835. <https://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2022.231835>

Imoro, A. Z., Mensah, M., & Buamah, R. (2021). Developments in the microbial desalination cell technology: A review. In *Water-Energy Nexus* (Vol. 4, pp. 76–87). KeAi Communications Co. <https://doi.org/10.1016/j.wen.2021.04.002>

Iza, J., Cuadrado, J., García, L., Recalde, C., Nurmi, P., Zuniga, A., & Maldonado, V. (2026). *Operando Failure Diagnosis and Performance Dynamics in Microbial Fuel Cells Treating Mine Waste*. <https://doi.org/10.64898/2026.09.02.748966>

Iza, J., Recalde Moreno, C. G., & Iza, C. F. (2022). DETERMINANTES GENÉTICOS Y SUS MECANISMOS DE ACCIÓN IMPLICADOS EN LA RESISTENCIA BACTERIANA A METALES PESADOS: UNA REVISIÓN. *Perfiles*, 1(27), 26–38. <https://doi.org/10.47187/perf.v1i27.147>

Jadhav, D. A., Park, S.-G., Pandit, S., Yang, E., Ali Abdelkareem, M., Jang, J.-K., & Chae, K.-J. (2022). Scalability of microbial electrochemical technologies: Applications and challenges.

*Bioresource Technology*, 345, 126498. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126498>

Jaiswal, K. K., Kumar, V., Vlaskin, M. S., Sharma, N., Rautela, I., Nanda, M., Arora, N., Singh, A., & Chauhan, P. K. (2020). Microalgae fuel cell for wastewater treatment: Recent advances and challenges. *Journal of Water Process Engineering*, 38, 101549. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101549>

Jalili, P., Ala, A., Nazari, P., Jalili, B., & Ganji, D. D. (2024). A comprehensive review of microbial fuel cells considering materials, methods, structures, and microorganisms. In *Heliyon* (Vol. 10, Number 3). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e25439>

Jatoi, A. S., Hashmi, Z., Mazari, S. A., Mubarak, N. M., Karri, R. R., Ramesh, S., & Rezakazemi, M. (2022). A comprehensive review of microbial desalination cells for present and future challenges. *Desalination*, 535, 115808. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2022.115808>

Jia, H., Li, G., Liu, X., Ma, X., Li, L., & Han, X. (2025). Performance of microbial desalination cells with different cathode types in treating saline wastewater. *Scientific Reports*, 15(1), 1–13. <https://doi.org/10.1038/S41598-025-01295-6>;SUBJMETA=169,172,4081,704,896;KWRD=ENVIRONMENTAL+IMPACT,POLLUTION+REMEDIATION

Jiang, Z., Liu, M., Chen, Y., Qian, X., Dai, Q., Yao, J., & Chen, J. (2025). Extracellular Electron Transfer in Bioelectrochemical System and Its Role in Denitrification: Mechanisms, Enhancement Strategies, and Application Prospects. *Bioresource Technology*, 437, 133188. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2025.133188>

Juma Al Balushi, N., Nayak, J. K., Rahman, S., Sana, A., & Al-Mamun, A. (2022). A Comprehensive Study on Air-Cathode Limitations and Its Mitigation Strategies in Microbial Desalination Cell—A Review. In *Energies* (Vol. 15, Number 20, p. 15). MDPI. <https://doi.org/10.3390/en15207459>

Kant, S., Palai, A. K., Kumar, A., Kant, R., Kumar, A., & Kumar, V. (2021). Biore-source Technology Trends in renewable energy production employing biomass-based biochar. *Bioresource Technology*, 340(7). <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125644>

Katuri, K. P., Ali, M., & Saikaly, P. (2019). The role of microbial electrolysis cell in urban wastewater treatment: integration options, challenges, and prospects. *Current Opinion in Biotechnology*, 57(120L), 101–110. <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2019.03.007>

Knoll, M. T., Jürgensen, N., Weiler, J. R., & Gescher, J. (2023). Predictability and robustness of anode biofilm to changing potential in microbial electrolysis system. *Bioresource Technology Reports*, 24. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2023.101640>

Koffi, N. J., & Okabe, S. (2020). Domestic wastewater treatment and energy harvesting by serpentine up-flow MFCs equipped with PVDF-based activated carbon air-cathodes and a low voltage booster. *Chemical Engineering Journal*, 380, 122443. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.122443>

Koók, L., Nemestóthy, N., Bélafi-Bakó, K., & Bakonyi, P. (2021). The influential role of external electrical load in microbial fuel cells and related improvement strategies: A review. In *Bioelectrochemistry* (Vol. 140). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.bioelechem.2021.107749>

Koul, Y., Devda, V., Varjani, S., & Guo, W. (2022). Microbial electrolysis: a promising approach for treatment and resource recovery from industrial wastewater. *Bioengineered*, 13(4), 8115–8134. <https://doi.org/10.1080/21655979.2022.2051842>

Kumar, K., Ding, L., Zhao, H., & Cheng, M. H. (2023). Waste-to-Energy Pipeline through Consolidated Fermentation–Microbial Fuel Cell (MFC) System. In *Processes* (Vol. 11, Number 8). Multidisciplinary Digital Publishing Institute (MDPI). <https://doi.org/10.3390/pr11082451>

Kwarteng, F., Huang, J., & Opoku, P. A. (2026). Hexagonally structured microbial desalination cell for bio-electrochemically mediated removal of pollutants and improved desalination of hypersaline solution. *Bioelectrochemistry*, 168, 109118. <https://doi.org/10.1016/j.bioelechem.2025.109118>

Lacerda, L. D., & Salomons, W. (1999). Mercury Contamination from New World Gold and Silver Mine Tailings. In *Mercury Contaminated Sites* (pp. 73–87). [https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-662-03754-6\\_3](https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-662-03754-6_3)

León, E., & Zapata, A. D. (2018). Hydrogen Production from Coffee Mucilage in Dark. *Energies*. <https://doi.org/10.3390/en12010071>

Li, S., Ho, S., Hua, T., Zhou, Q., & Li, F. (2020). Sustainable biochar as electrocatalysts for the oxygen reduction reaction in microbial fuel cells. *Green Energy and Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.gee.2020.11.010>

Liang, P., Duan, R., Jiang, Y., Zhang, X., Qiu, Y., & Huang, X. (2018). One-year operation of 1000-L modularized microbial fuel cell for municipal wastewater treatment. *Water Research*, 141, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.04.066>

Liu, F., Ma, B., He, Z., & Bai, P. (2022). Electron transfer kinetics at anode interface in microbial electrochemical systems. *Electrochimica Acta*, 432, 141188. <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2022.141188>

Liu, S., Wang, M., Deng, Y., Feng, X., & Pyo, S. H. (2025). Individual and competitive removal of Cr(VI) and Cu(II) by microbial fuel cell constructed wetlands. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 13(2). <https://doi.org/10.1016/j.jece.2025.115917>

Liu, Z., Xiang, P., Duan, Z., Fu, Z., Zhang, L., & Zhang, Z. (2019). Electricity generation, salinity, COD removal and anodic biofilm microbial community vary with different anode CODs in a microbial desalination cell for high-salinity mustard tuber wastewater treatment. *RSC Advances*, 9(43), 25189–25198. <https://doi.org/10.1039/c9ra04184b>

Logroño, W., Echeverría, M., Recalde, C., & Graziani, P. (2015). Bioconversión de residuos sólidos orgánicos con suelos de la región Amazónica y alto andina del Ecuador en

celdas de combustible microbiano de cámara simple. *Informacion Tecnologica*, 26(2), 61–68. <https://doi.org/10.4067/S0718-07642015000200008>

Logroño, W., Guambo, A., Pérez, M., Kadier, A., & Recalde, C. (2016). A terrestrial single chamber microbial fuel cell-based biosensor for biochemical oxygen demand of synthetic ricewashed wastewater. *Sensors (Switzerland)*, 16(1). <https://doi.org/10.3390/s16010101>

Logroño, W., Kadier, A., Bakonyi, P., Nemestóthy, N., Bélafi-Bakó, K., Echeverría, M., Recalde, C., & Rakhely, G. (2017). A novel miniaturized terrestrial microbial fuel cell reveals rapid electrochemical signals. *Energy Procedia*, 142, 1482–1487. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.12.596>

Logroño, W., Pérez, M., Urquiza, G., Kadier, A., Echeverría, M., Recalde, C., & Rakhely, G. (2017). Single chamber microbial fuel cell (SCMFC) with a cathodic microalgal biofilm: A preliminary assessment of the generation of bioelectricity and biodegradation of real dye textile wastewater. *Chemosphere*, 176, 378–388. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.02.099>

Logroño, W., Ramírez, G., Recalde, C., Echeverría, M., & Cunachi, A. (2015). Bioelectricity generation from vegetables and fruits wastes by using single chamber microbial fuel cells with high Andean soils. *Energy Procedia*, 75, 2009–2014. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1876610215010279>

López Zavala, M. Á., & Cámara Gutiérrez, I. C. (2023). Effects of External Resistance, New Electrode Material, and Catholyte Type on the Energy Generation and Performance of Dual-Chamber Microbial Fuel Cells. *Fermentation*, 9(4). <https://doi.org/10.3390/fermentation9040344>

Madondo, N. I., Rathilal, S., Bakare, B. F., & Tetteh, E. K. (2023). Application of Bioelectrochemical Systems and Anaerobic Additives in Wastewater Treatment: A Conceptual Review. In *International Journal of Molecular Sciences* (Vol. 24, Number 5). Multidisciplinary Digital Publishing Institute (MDPI). <https://doi.org/10.3390/ijms24054753>

Mafane, D., Ngulube, T., & Mphahlele-Makgwane, M. M. (2025). Anaerobic Bioremediation of Acid Mine Drainage Using Sulphate-Reducing Bacteria: Current Status, Challenges, and Future Directions. In *Sustainability (Switzerland)* (Vol. 17, Number 8). Multidisciplinary Digital Publishing Institute (MDPI). <https://doi.org/10.3390/su17083567>

Magalhães, A. I., Carvalho, J. C., Melo Pereira, G. V., Karp, S. G., Câmara, M. C., Medina, J. D. C., & Soccol, C. R. (2019). Lignocellulosic biomass from agro-industrial residues in South America: current developments and perspectives. In *Biofuels, Bioproducts and Biorefining* (Vol. 13, Number 6, pp. 1505–1519). John Wiley and Sons Ltd. <https://doi.org/10.1002/bbb.2048>

Magotra, V. K., Kumar, S., Kang, T. W., Inamdar, A. I., Aqueel, A. T., Im, H., Ghodake, G., Shinde, S., Waghmode, D. P., & Jeon, H. C. (2020). Compost Soil Microbial Fuel Cell to Generate Power using Urea as Fuel. *Scientific Reports*, 10(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-020-61038-7>

Magotra, V. K., Lee, D.-J., Kim, D. Y., Lee, S. J., Kang, T. W., Magotra, A., Inamdar, A. I.,

Shrestha, N. K., Patil, S. A., Thammanu, S., & Jeon, H. C. (2023). Increasing power generation to a single-chamber compost soil urea fuel cell for carbon-neutral bioelectricity generation: a novel approach. *Frontiers in Microbiology*, 14, 1086962. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2023.1086962>

Magrini, F. E., Almeida, G. M., Soares, M., Fuentes, L., Ecthebehere, C., Beal, L. L., & Moura, M. (2020). Effect of different heat treatments of inoculum on the production of hydrogen and volatile fatty acids by dark fermentation of sugarcane vinasse. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 11, 2443–2456. <https://doi.org/10.1007/s13399-020-00687-0>

Mahata, C., & Ray, S. (2020). Optimization of dark fermentative hydrogen production from organic wastes using acidogenic mixed consortia. *Energy Conversion and Management*, 219(5). <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2020.113047>

Mahto, K. U., & Das, S. (2025). Electroactive biofilm communities in microbial fuel cells for the synergistic treatment of wastewater and bioelectricity generation. In *Critical Reviews in Biotechnology* (Vol. 45, Number 2, pp. 434–453). Taylor and Francis Ltd. <https://doi.org/10.1080/07388551.2024.2372070>

Mamani, L., Berlanda, P., & Roque, F. (2020). Vicia faba Crop Residues for Sustainable Electricity Generation Using a Sludge-based Microbial Fuel Cell. *Chemical and Biochemical Engineering Quarterly*, 34(4), 289–296. <https://doi.org/10.15255/CABEQ.2020.1857>

Marassi, R. J., Hermann, R. S., Silva, G. C., Silva, F. T., & Paiva, T. C. B. (2019). Electricity production and treatment of high-strength dairy wastewater in a microbial fuel cell using acclimated electrogenic consortium. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 16(11), 7339–7348. <https://doi.org/10.1007/s13762-019-02391-7>

Marin, T., Seccatore, J., De Tomi, G., & Veiga, M. (2016). Economic feasibility of responsible small-scale gold mining. *Journal of Cleaner Production*, 129, 531–536. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.161>

Marshall, B. G., Veiga, M. M., da Silva, H. A. M., & Guimarães, J. R. D. (2020). Cyanide Contamination of the Puyango-Tumbes River Caused by Artisanal Gold Mining in Portovelo-Zaruma, Ecuador. In *Current Environmental Health Reports* (Vol. 7, Number 3, pp. 303–310). Springer. <https://doi.org/10.1007/s40572-020-00276-3>

Martinez-burgos, W. J., Bittencourt, E., Rodrigues, D., Paula, D., Bianchi, A., Medeiros, P., Cesar, J., Carvalho, D., Thomaz, V., Porto, L., Vandenberghe, D. S., & Lorenci, A. (2020). Bio-resource Technology Biohydrogen production in cassava processing wastewater using microbial consortia: Process optimization and kinetic analysis of the microbial community. *Bioresource Technology*, 309(4). <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123331>

MATTE, M. del ambiente, agua y transición ecológica. (2020). *NATIONAL ACTION PLAN on the use of Mercury in Artisanal and Small Scale Gold Mining in Ecuador, in accordance with the Minamata Convention on Mercury*.

Meng, C., & Dai, S. (2025). Microbial Fuel Cells for Heavy Metal Wastewater Treatment: Mechanisms, Applications, and Challenges. In *Highlights in Science, Engineering and Technology ESETEP* (Vol. 2025).

Mestanza-Ramón, C., Cuenca-Cumbicus, J., D'orio, G., Flores-Toala, J., Segovia-Cáceres, S., Bonilla-Bonilla, A., & Straface, S. (2022). Gold Mining in the Amazon Region of Ecuador: History and a Review of Its Socio-Environmental Impacts. *Land*, 11(2). <https://doi.org/10.3390/land11020221>

Mestanza-Ramón, C., Ordoñez-Alcivar, R., Arguello-Guadalupe, C., Carrera-Silva, K., D'orio, G., & Straface, S. (2022). History, Socioeconomic Problems and Environmental Impacts of Gold Mining in the Andean Region of Ecuador. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(3). <https://doi.org/10.3390/ijerph19031190>

Mishra, A., & Chhabra, M. (2022). Performance of photo-microbial fuel cell with *Dunaliella salina* at the saline cathode. *Bioresource Technology Reports*, 19, 101199. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2022.101199>

Modestra, A., Bajracharya, S., Matsakas, L., Rova, U., & Christakopoulos, P. (2024). Bio-electrochemical treatment of acid mine drainage: Microbiome synergy influences sulfidogenesis and acetogenesis. *Sustainable Chemistry for the Environment*, 6. <https://doi.org/10.1016/j.scenv.2024.100106>

Mohanakrishna, G., Al-Raoush, R. I., & Abu-Reesh, I. M. (2019). Removal of petroleum hydrocarbons and sulfates from produced water using different bioelectrochemical reactor configurations. *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.181>

Mohyudin, S., Farooq, R., Jubeen, F., Rasheed, T., Fatima, M., & Sher, F. (2022). Microbial fuel cells a state-of-the-art technology for wastewater treatment and bioelectricity generation. *Environmental Research*, 204, 112387. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112387>

Mousavi Farajzadeh, S. S., & Zamir, S. M. (2025). Enhanced desalination of real brackish wastewater from a power plant and production of value-added products using a photosynthetic microbial fuel cell. *Desalination*, 609, 118889. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2025.118889>

Mudd, G. M. (2008). Sustainability reporting and water resources: A preliminary assessment of embodied water and sustainable mining. *Mine Water and the Environment*, 27(3), 136–144. <https://doi.org/10.1007/s10230-008-0037-5>

Munoz-Cupa, C., Hu, Y., Xu, C., & Bassi, A. (2021). An overview of microbial fuel cell usage in wastewater treatment, resource recovery and energy production. *Science of The Total Environment*, 754, 142429. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142429>

Naaz, T., Kumar, A., Vempaty, A., Singhal, N., Pandit, S., Gautam, P., & Jung, S. P. (2023). Recent advances in biological approaches towards anode biofilm engineering for improvement of extracellular electron transfer in microbial fuel cells. *Environmental Engineering Research*,

28(5), 220666–0. <https://doi.org/10.4491/eer.2022.666>

Nawaz, A., ul Haq, I., Qaisar, K., Gunes, B., Raja, S. I., Mohyuddin, K., & Amin, H. (2022). Microbial fuel cells: Insight into simultaneous wastewater treatment and bioelectricity generation. In *Process Safety and Environmental Protection* (Vol. 161, pp. 357–373). Institution of Chemical Engineers. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.03.039>

Neethu, B., Bhowmick, G. D., & Ghangrekar, M. (2020). Improving performance of microbial fuel cell by enhanced bacterial-anode interaction using sludge immobilized beads with activated carbon. *Process Safety and Environmental Protection*.143: 285–292. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2020.06.043>

Obileke, K. C., Onyeaka, H., Meyer, E. L., & Nwokolo, N. (2021). Microbial fuel cells, a renewable energy technology for bio-electricity generation: A mini-review. In *Electrochemistry Communications* (Vol. 125). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/j.elecom.2021.107003>

Panin, S., Setthapun, W., Amelia, A., & Sinsuw, E. (2020). Direct Biohydrogen and biogas production from mashed and powdered vegetable residues by an enriched microflora in dark fermentation. *International Journal of Hydrogen Energy*, (xxxx). <https://doi.org/10.1016/j.ijhydne.2020.09.246>

Pascualone, M. J., Costa, M. B. G., & Dalmasso, P. (2019). Fermentative biohydrogen production from a novel combination of vermicompost as inoculum and mild heat-pretreated fruit and vegetable waste. *Biofuel Research Journal*. <https://doi.org/10.18331/BRJ2019.6.3.5>

Patil, S. A., Hägerhäll, C., & Gorton, L. (2014). Electron transfer mechanisms between microorganisms and electrodes in bioelectrochemical systems. *Bioanalytical Reviews*, 1, 71–129. [https://doi.org/10.1007/11663\\_2013\\_2](https://doi.org/10.1007/11663_2013_2)

Peiravi, M., Mote, S. R., Mohanty, M. K., & Liu, J. (2017). Bioelectrochemical treatment of acid mine drainage (AMD) from an abandoned coal mine under aerobic condition. *Journal of Hazardous Materials*, 333, 329–338. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.03.045>

Pengadeth, D., Prakash Naik, S., Sasi, A., & Mohanakrishna, G. (2024). Revisiting the role of algal biocathodes in microbial fuel cells for bioremediation and value-addition. *Chemical Engineering Journal*, 496, 154144. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2024.154144>

Perera, G. L. E. P., Maeda, M., Somura, H., Nakano, C., & Nishina, Y. (2023). Iron-Added Sediment Microbial Fuel Cells to Suppress Phosphorus Release from Sediment in an Agricultural Drainage. *Journal of Water and Environment Technology*, 21(5), 237–248. <https://doi.org/10.2965/JWET.23-040>

Pines Pozo, M. T., Lopez Fernandez, E., Villaseñor, J., Leon-Fernandez, L. F., & Fernandez-Morales, F. J. (2025). Metal Recovery from Wastes: A Review of Recent Advances in the Use of Bioelectrochemical Systems. In *Applied Sciences (Switzerland)* (Vol. 15, Number 3). Multidisciplinary Digital Publishing Institute (MDPI). <https://doi.org/10.3390/app15031456>

Piwowarska, D., Kiedrzyńska, E., & Jaszczyszyn, K. (2024). A global perspective on the nature and fate of heavy metals polluting water ecosystems, and their impact and remediation. In *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. Taylor and Francis Ltd. <https://doi.org/10.1080/10643389.2024.2317112>

Portela, P. C., Shipp, C. C., Shen, C., Srikanth, V., Salgueiro, C. A., & Malvankar, N. S. (2024). Widespread extracellular electron transfer pathways for charging microbial cytochrome OmcS nanowires via periplasmic cytochromes PpcABCDE. *Nature Communications*, 15(1). <https://doi.org/10.1038/s41467-024-46192-0>

Prakash, S., Ponnusamy, K., & Naina Mohamed, S. (2022). An insight on Biocathode Microbial Desalination Cell: Current challenges and prospects. *International Journal of Energy Research*, 46(7), 8546–8559. <https://doi.org/10.1002/er.7748>

Prasad, J., & Tripathi, R. (2021). Scale-up and control the voltage of sediment microbial fuel cell for charging a cell phone. *Biosensors and Bioelectronics*, 172(7). <https://doi.org/10.1016/j.bios.2020.112767>

Prato, J. G., Millán, F. C., González, L. C., Ríos, A. C., López, E., Ríos, I., Navas, S., Márquez, A., Carrero, J. C., & Díaz, J. I. (2022). Adsorption of Phosphate and Nitrate Ions on Oxidic Substrates Prepared with a Variable-Charge Lithological Material. *Water (Switzerland)*, 14(16). <https://doi.org/10.3390/w14162454>

Qu, X., Zeng, H., & Gao, Y. (2022). Bio-hydrogen production by dark anaerobic fermentation of organic wastewater. *Frontiers in Chemistry*. <https://doi.org/10.3389/fchem.2022.978907>

Rabiee, R., Sedighi, M., & Zamir, S. M. (2024). Desalination of the power plant salty wastewater by use of an algae-based photosynthetic microbial desalination cell. *Journal of Environmental Management*, 370, 123019. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.123019>

Rai, S. K., Kim, G., & Song, H. (2025). Algae to Biofuels: Catalytic Strategies and Sustainable Technologies for Green Energy Conversion. In *Catalysts* (Vol. 15, Number 9). Multidisciplinary Digital Publishing Institute (MDPI). <https://doi.org/10.3390/catal15090806>

Ramirez-Nava, J., Martínez-Castrejón, M., García-Mesino, R. L., López-Díaz, J. A., Talavera-Mendoza, O., Sarmiento-Villagrana, A., & Rojano, F. (2021). The implications of membranes used as separators in microbial fuel cells. *Membranes*, 11(10), 1–27. <https://doi.org/10.3390/membranes11100738>

Recalde, C., Aguay, D., Pérez, M., Fiallos, F., López, D., Jaramillo, D., & García, V. J. (2018). Biohydrogen from activated sludge from textile wastewater treated with low doses of gamma radiation. *Radiation Physics and Chemistry*, 153, 234–238.

Recalde, C., López, D., Aguay, D., & García, V. J. (2023). Environmental Sensing in High-Altitude Mountain Ecosystems Powered by Sedimentary Microbial Fuel Cells. *Sensors*, 23(4), 2101. <https://doi.org/10.3390/s23042101>

Ren, J., Li, N., Du, M., Zhang, Y., Hao, C., & Hu, R. (2021). Study on the effect of synergy effect between the mixed cultures on the power generation of microbial fuel cells. *Bioengineered*, 12(1), 844–854. <https://doi.org/10.1080/21655979.2021.1883280>

Rojas-Flores, S., Noriega, M., & Benites, S. M. (2022). Electric Current Generation by Increasing Sucrose in Papaya Waste in Microbial Fuel Cells. *Molecules*.

Rojas-Flores, S., Noriega, M., Naveda, R., Benites, S. M., Delfin, D., & Villacorta, W. (2022). Bioelectricity through microbial fuel cells using avocado waste. *Energy Reports*, 8(5), 376–382. <https://doi.org/10.1016/j.egyr.2022.06.100>

Roy, H., Rahman, T. U., Tasnim, N., Arju, J., Rafid, M. M., Islam, M. R., Pervez, M. N., Cai, Y., Naddeo, V., & Islam, M. S. (2023). Microbial Fuel Cell Construction Features and Application for Sustainable Wastewater Treatment. In *Membranes* (Vol. 13, Number 5). MDPI. <https://doi.org/10.3390/membranes13050490>

Rózsenszki, T., Koók, L., Bakonyi, P., Nemestóthy, N., Logroño, W., Pérez, M., Urquiza, G., Recalde, C., Kurdi, R., & Sarkady, A. (2017). Municipal waste liquor treatment via bioelectrochemical and fermentation ( $H_2 + CH_4$ ) processes: Assessment of various technological sequences. *Chemosphere*, 171, 692–701. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.12.114>

Sá, J. C., Lal, R., Cerri, C. C., Lorenz, K., Hungria, M., & Faccio Carvalho, P. (2017). Low-carbon agriculture in South America to mitigate global climate change and advance food security. *Environment International*, 98(2016), 102–112. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.10.020>

Sadeq, A. M., & Ismail, Z. Z. (2023). Sustainable application of tubular photosynthesis microbial desalination cell for simultaneous desalination of seawater for potable water supply associated with sewage treatment and energy recovery. *Science of The Total Environment*, 875, 162630. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162630>

Sadeq, A. M., & Ismail, Z. Z. (2024). Improved bioenergy recovery and desalination efficiency using innovative configuration of an upflow triple enclosed cuboid compartments -photosynthesis microbial desalination cell: Experimental and modeling study. *Renewable Energy*, 231, 121010. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2024.121010>

Safwat, S. M., Khaled, A., Elawwad, A., & Matta, M. E. (2023). Dual-chamber microbial fuel cells as biosensors for the toxicity detection of benzene, phenol, chromium, and copper in wastewater: Applicability investigation, effect of various catholyte solutions, and life cycle assessment. *Process Safety and Environmental Protection*, 170, 1121–1136. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2022.12.088>

Safwat, S. M., Meshref, M. N. A., Salama, M., & Elawwad, A. (2023). Influence of co-substrate existence, temperature, pH, and salt concentration on phenol removal, desalination, and power generation using microbial desalination cells. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 20(10), 10695–10712. <https://doi.org/10.1007/s13762-022-04731-6>

San-Martín, M., LeicesteR, D., Heidrich, E., Alonso, R., & Mateos, R. (2017). Bioelectrochemical Systems for Energy Valorization of Waste Streams. *In Energy Systems and Environment*. <https://doi.org/10.5772/intechopen.74039>

Santoro, C., Arbizzani, C., Erable, B., & Ieropoulos, I. (2017). Microbial fuel cells: From fundamentals to applications. A review. *Journal of Power Sources*, 356, 225–244. <https://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2017.03.109>

Sarangi, A., & Krishnan, C. (2016). Detoxification of hexavalent chromium by *Leucobacter* sp. uses a reductase with specificity for dihydrolipoamide. *Journal of Basic Microbiology*, 56(2), 175–183. <https://doi.org/10.1002/jobm.201500285>

Saratale, G., Rajesh Banu, J., Nastro, R. A., Kadier, A., Ashokkumar, V., Lay, C.-H., Jung, J.-H., Seung Shin, H., Ganesh Saratale, R., & Chandrasekhar, K. (2022). Bioelectrochemical systems in aid of sustainable biorefineries for the production of value-added products and resource recovery from wastewater: A critical review and future perspectives. *Bioresource Technology*, 359, 127435. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127435>

Sato, C., Alikaram, G., Kolajo, O. O., Dudgeon, J., Hazard, R., Apollon, W., & Kamaraj, S. K. (2025). An Algae Cultivator Coupled with a Hybrid Photosynthetic–Air-Cathode Microbial Fuel Cell with Ceramic Membrane Interface. *Membranes*, 15(10). <https://doi.org/10.3390/membranes15100295>

Seccatore, J., Marin, T., De Tomi, G., & Veiga, M. (2014). A practical approach for the management of resources and reserves in Small-Scale Mining. *Journal of Cleaner Production*, 84(1), 803–808. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.09.031>

Segundo, R. F., De La Cruz-Noriega, M., Cabanillas-Chirinos, L., Otiniano, N. M., Soto-Deza, N., Rojas-Villacorta, W., & De La Cruz-Cerquin, M. (2024). The Potential Use of *Pseudomonas stutzeri* as a Biocatalyst for the Removal of Heavy Metals and the Generation of Bioelectricity. *Fermentation*, 10(2). <https://doi.org/10.3390/fermentation10020113>

Segundo, R. F., De La Cruz-Noriega, M., Luis, C. C., Otiniano, N. M., Soto-Deza, N., Rojas-Villacorta, W., & De La Cruz-Cerquin, M. (2024). Reduction of Toxic Metal Ions and Production of Bioelectricity through Microbial Fuel Cells Using *Bacillus marisflavi* as a Biocatalyst. *Molecules*, 29(12). <https://doi.org/10.3390/molecules29122725>

Selvasembian, R., Mal, J., Rani, R., Sinha, R., Agrahari, R., Joshua, I., Santhiagu, A., & Pradhan, N. (2022). Recent progress in microbial fuel cells for industrial effluent treatment and energy generation: Fundamentals to scale-up application and challenges. *Bioresource Technology*, 346, 126462. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126462>

Shi, X., Duan, Z., Jing wang, Zhou, W., Jiang, M., Li, T., Ma, H., & Zhu, X. (2023). Simultaneous removal of multiple heavy metals using single chamber microbial electrolysis cells with biocathode in the micro-aerobic environment. *Chemosphere*, 318. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.137444>

[chemosphere.2023.137982](https://doi.org/10.3389/chemosphere.2023.137982)

Sieber, A., Spiess, S., Rassy, W. Y., Schild, D., Rieß, T., Singh, S., Jain, R., Schönberger, N., Lederer, F., Kremser, K., & Guebitz, G. M. (2024). Fundamentals of bio-based technologies for selective metal recovery from bio-leachates and liquid waste streams. In *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology* (Vol. 12). Frontiers Media SA. <https://doi.org/10.3389/fbioe.2024.1528992>

Slate, A. J., Whitehead, K. A., Brownson, D. A. C., & Banks, C. E. (2019). Microbial fuel cells: An overview of current technology. In *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (Vol. 101, pp. 60–81). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.09.044>

Soh, B., Han, Y., Cho, S. Y., Choi, S., Chung, H., & Lee, K. W. (2024). Assessing cobalt and manganese in foods: A study on determination and health risk using inductively coupled plasma spectrometry. *Journal of Food Composition and Analysis*, 133. <https://doi.org/10.1016/j.jfca.2024.106394>

Sotelo-Navarro, P. X., & Poggi-Varaldo, H. M. (2021). Hydrogen from dark fermentation of the organic fraction of waste diapers: optimization based on response surface experiments. *Frontiers in Energy Research*, 9, 630212. <https://doi.org/10.3389/fenrg.2021.630212>

Spiess, S., Kucera, J., Vaculovic, T., Birklbauer, L., Habermaier, C., Conde, A. S., Mandl, M., & Haberbauer, M. (2023). Zinc recovery from bioleachate using a microbial electrolysis cell and comparison with selective precipitation. *Frontiers in Microbiology*, 14. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2023.1238853>

Sun, R., Li, W., & Hu, C. (2019). Long-term urea fertilization alters the composition and increases the abundance of soil ureolytic bacterial communities in an upland soil. *FEMS Microbiology Ecology*, 95(5), 1–8. <https://doi.org/10.1093/femsec/fiz044>

Thapa, B. Sen, Pandit, S., Gurung, A., Ashun, E., Ko, S.-Y., & Oh, S.-E. (2024). Granular activated carbon assisted biocathode for effective electrotrophic denitrification in microbial fuel cells. *Chemosphere*, 352, 141341. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.141341>

Timmers, R. A., Rothballer, M., Strik, D. P. B. T. B., Engel, M., Schulz, S., Schlöter, M., Hartmann, A., Hamelers, B., & Buisman, C. (2012). Microbial community structure elucidates performance of glyceria maxima plant microbial fuel cell. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 94(2), 537–548. <https://doi.org/10.1007/s00253-012-3894-6>

Tucci, M., Cruz Viggi, C., Esteve Núñez, A., Schievano, A., Rabaey, K., & Aulenta, F. (2021). Empowering electroactive microorganisms for soil remediation: Challenges in the bioelectrochemical removal of petroleum hydrocarbons. In *Chemical Engineering Journal* (Vol. 419). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.130008>

Tuli, S. R., Ali, M. F., Jamal, T. B., Khan, M. A. S., Fatima, N., Ahmed, I., Khatun, M., & Sharmin, S. A. (2024). Characterization and Molecular Insights of a Chromium-Reducing

Bacterium *Bacillus tropicus*. *Microorganisms*, 12(12). <https://doi.org/10.3390/microorganisms12122633>

Ucar, D., Zhang, Y., & Angelidaki, I. (2017). An overview of electron acceptors in microbial fuel cells. *Frontiers in Microbiology*, 8, 643. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.00643>

UNEP, U. N. E. P. (2012). *Analysis of formalization approaches in the artisanal and small-scale gold mining sector based on experiences in Ecuador, Mongolia, Peru, Tanzania and Uganda Ecuador Case Study*.

Vanegas, D. M., Cardona, M. L., & Zapata, Z. (2020). Evaluation of Activated Carbon Electrodes as Anodes in a Microbial Fuel Cell Using *Shewanella Putrefaciens*. *Revista Facultad de Ingeniería*, 29(54), e10468. <https://doi.org/10.19053/01211129.v29.n54.2020.10468>

Vasco-Correa, J., & Zapata Zapata, A. D. (2024). Valorization of residual lignocellulosic biomass in South America: a review. *Biomass Conversion and Biorefinery*. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC11255045/>

Veiga, M. M., Angeloci-Santos, G., & Meech, J. A. (2014). Review of barriers to reduce mercury use in artisanal gold mining. In *Extractive Industries and Society* (Vol. 1, Number 2, pp. 351–361). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.exis.2014.03.004>

Villegas, F., Andreu, J. L., & López, P. (2021). Waste Management. The Disconnection between Normative and SMEs Reality. *Sustainability*, 13, 1787. <https://doi.org/10.3390/su13041787>

Vishwanathan, A. (2021). Microbial fuel cells: a comprehensive review for beginners. 3 *Biotech*, 1(5), 1–14. <https://doi.org/10.1007/s13205-021-02802-y>

Walter, X. A., Merino-Jiménez, I., Greenman, J., & Ieropoulos, I. (2018). PEE POWER® urinal II - Urinal scale-up with microbial fuel cell scale-down for improved lighting. *Journal of Power Sources*, 392, 150–158. <https://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2018.02.047>

Wang, H., Song, H., Yu, R., Cao, X., Fang, Z., & Li, X. (2016). New process for copper migration by bioelectricity generation in soil microbial fuel cells. *Environ Sci Pollut Res*, 23(3), 1–8. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6477-8>

Wang, H., Zhai, P., Long, X., Ma, J., Li, Y., Liu, B., & Xu, Z. (2023). Research progress on using biological cathodes in microbial fuel cells for the treatment of wastewater containing heavy metals. In *Frontiers in Microbiology* (Vol. 14). Frontiers Media SA. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2023.1270431>

Wang, S., Li, H., Han, W., & Feng, Y. (2026). Review: Extracellular Electron Transfer Mechanisms and Enhancement Strategies of Electroactive Microorganisms in Bioelectrochemical Systems. In *ACS ES and T Water* (Vol. 6, Number 1, pp. 1–19). American Chemical Society. <https://doi.org/10.1021/acsestwater.5c00865>

Wang, T., Wang, Z., Liao, G., Li, X., Gu, J., Qiu, J., & Qian, Y. (2025). Carbendazim led

to neurological abnormalities by interfering metabolic profiles in zebrafish brain after short-term exposure. *Environmental Chemistry and Ecotoxicology*, 7, 164–173. <https://doi.org/10.1016/j.enceco.2024.12.001>

Wang, W., & Lee, D.-J. (2021). Direct interspecies electron transfer mechanism in enhanced methanogenesis: A mini-review. *Bioresource Technology*, 330, 124980. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.124980>

Wang, X., Gao, Y., Jiang, X., Zhang, Q., & Liu, W. (2021). Analysis on the Characteristics of Water Pollution Caused by Underground Mining and Research Progress of Treatment Technology. *Advances in Civil Engineering*, 2021. <https://doi.org/10.1155/2021/9984147>

Wei, J., Gao, L., Shen, G., Yang, X., & Li, M. (2020). The role of adsorption in microalgae biological desalination: Salt removal from brackish water using *Scenedesmus obliquus*. *Desalination*, 493, 114616. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2020.114616>

Weide, T., Bru, E., & Ierardi, A. (2019). Use of organic waste for biohydrogen production and volatile fatty acids via dark fermentation and further processing to methane. 44(9): 24110-24125, 44(9), 24110–24125. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2019.07.140>

Weide, T., Herna, R. E., Bru, E., & Wichern, M. (2020). Biohydrogen Production via Dark Fermentation with Pig Manure and Glucose Using pH-Dependent Feeding. *Chemical Engineering & Technology*, 43(8), 1578–1587. <https://doi.org/10.1002/ceat.201900678>

Yamashita, T., Hayashi, T., Iwasaki, H., & Awatsu, M. (2019). Ultra-low-power energy harvester for microbial fuel cells and its application to environmental sensing and long-range wireless data transmission. *Journal of Power Sources*, 430(04), 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2019.04.120>

Yang, G., Xia, X., Nie, W., Qin, B., Hou, T., Lin, A., Yao, S., & Zhuang, L. (2024). Bidirectional extracellular electron transfer pathways of *Geobacter sulfurreducens* biofilms: Molecular insights into extracellular polymeric substances. *Environmental Research*, 245, 118038.

Yaqoob, A. A., Ibrahim, M. N. M., & Rodríguez-Couto, S. (2020). Development and modification of materials to build cost-effective anodes for microbial fuel cells (MFCs): an overview. *Biochemical Engineering Journal*, 164, 107779. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2020.107779>

Yaqoob, S. B., Bhawani, S. A., & Ismail Abdulrahman, R. M. (2021). Utilization of *Mangifera indica* as Substrate to Bioremediate the Toxic Metals and Generate the Bioenergy through a Single-Chamber Microbial Fuel Cell. *Journal of Chemistry*, 2021. <https://doi.org/10.1155/2021/8552701>

Yasri, N., Roberts, E. P. L., & Gunasekaran, S. (2019). The electrochemical perspective of bioelectrocatalytic activities in microbial electrolysis and microbial fuel cells. In *Energy Reports*

(Vol. 5, pp. 1116–1136). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.egyr.2019.08.007>

Yingying, S., Wang, H., Long, X., Xi, H., & Biao, P. (2022). Advance in remediated of heavy metals by soil microbial fuel cells: Mechanism and application. *Frontiers in Microbiology*, 13(09). <https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.997732>

Yu, N., Guo, B., & Liu, Y. (2020). Microbial electrolysis enhanced bioconversion of waste sludge lysate for hydrogen production compared with anaerobic digestion. *Science of the Total Environment*, 749, 142309. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142309>

Yuang, M., & Kummer, M. (2019). Strategies for Bioelectrochemical CO<sub>2</sub> Reduction. *Chemistry and European Journal*, 25(63), 1–11. <https://doi.org/10.1002/chem.201902880>

Yusup, S. (2021). Value-Chain of Biofuels. *Fundamentals, Technology, and Standardization*.

Zhang, D., Feng, Y., Huang, H., & Khunjar, W. (2020). Recalcitrant dissolved organic nitrogen formation in thermal hydrolysis pretreatment of municipal sludge. *Environment International*, 138(4): 105629, 138(4). <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105629>

Zhang, H., Yan, Q., An, Z., & Wen, Z. (2022). A revolving algae biofilm based photosynthetic microbial fuel cell for simultaneous energy recovery, pollutants removal, and algae production. *Frontiers in Microbiology*, 13. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.990807>

Zhang, J., Liu, Y., Sun, Y., Wang, H., & Cao, X. (2020). Effect of soil type on heavy metals removal in bioelectrochemical system. *Bioelectrochemistry*, 136(12): 107596, 136(12). <https://doi.org/10.1016/j.bioelechem.2020.107596>

Zhang, J., Zhang, Z., Rong, K., Guo, H., Cai, J., Xing, Y., Ren, L., Ren, J., Wu, T., Li, J., & Zheng, P. (2022). Simultaneous Anaerobic Ammonium Oxidation and Electricity Generation in Microbial Fuel Cell: Performance and Electrochemical Characteristics. *Processes*, 10(11). <https://doi.org/10.3390/pr10112379>

Zhang, X., Li, X., & Zhao, X. (2019). Factors affecting the efficiency of a bioelectrochemical system: A review. *RSC Advances*, 9(34), 19748–19761. <https://doi.org/10.1039/c9ra03605a>

Zhang, Y., & Angelidaki, I. (2013). A new method for in situ nitrate removal from groundwater using submerged microbial desalination-denitrification cell (SMDDC). *Water Research*, 47(5), 1827–1836. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.01.005>

Zheng, T., Li, J., Ji, Y., Zhang, W., Fang, Y., Xin, F., Dong, W., Wei, P., Ma, J., & Jiang, M. (2020). Progress and Prospects of Bioelectrochemical Systems: Electron Transfer and Its Applications in the Microbial Metabolism. In *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology* (Vol. 8). Frontiers Media S.A. <https://doi.org/10.3389/fbioe.2020.00010>

Zhong, K., Li, M., Yang, Y., & Zhang, H. (2019). Nitrogen-doped biochar derived from watermelon rind as oxygen reduction catalyst in air cathode microbial fuel cells. *Applied Energy*, 242(4), 516–525. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.03.050>

Zhou, E., Lekbach, Y., Gu, T., & Xu, D. (2022). Bioenergetics and extracellular electron transfer in microbial fuel cells and microbial corrosion. *Current Opinion in Electrochemistry*, 31, 100830. <https://doi.org/10.1016/j.coelec.2021.100830>

## DE LOS AUTORES



### **Joana Fernanda Iza Guaman**

Ecuatoriana. Doctoranda en la Universidad de Sevilla (España), Máster en Ingeniería con mención en Ambiental y Recursos Hídricos e Ingeniera en Biotecnología Ambiental. Se desempeña como Técnico de Investigación de la Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH), orientando su formación hacia la investigación avanzada en biotecnología ambiental y sostenibilidad. Su experiencia se ha desarrollado en investigación científica aplicada, con participación en proyectos sobre microorganismos extremófilos, sistemas bioelectroquímicos, tratamiento de aguas residuales, bioenergía y gestión sostenible de recursos. Integrante del Grupo de Energías Alternativas y Ambiente (GEAA-ESPOCH).

[joana.iza@epoch.edu.ec](mailto:joana.iza@epoch.edu.ec)

<https://orcid.org/0000-0002-5900-1679>

**Celso Guillermo Recalde Moreno**

Ecuatoriano. Doctor en Física, Doctor en Ciencias Técnicas y Magíster en Gestión Ambiental. Profesor investigador de la Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH), Riobamba, Ecuador, con amplia trayectoria académica y científica en energías renovables, bioenergía, sistemas bioelectroquímicos y sostenibilidad ambiental. Ha liderado y participado en proyectos nacionales e internacionales sobre generación de bioenergía, tratamiento de aguas residuales y energía solar. Coordinador del Grupo de Energías Alternativas y Ambiente (GEAA-ESPOCH).

[celso.recalde@epoch.edu.ec](mailto:celso.recalde@epoch.edu.ec)

<https://orcid.org/0000-0002-8831-7605>

**Luis Miguel Allauca Cando**

Ecuatoriano. Magíster en Electrónica y Automatización con mención en Mecatrónica e Ingeniero en Electrónica, Control y Redes Industriales por la Escuela Superior Politécnica de Chimborazo (ESPOCH). Se desempeña como Técnico de Investigación de la ESPOCH, con participación en proyectos orientados al aprovechamiento de energías alternativas y al tratamiento de efluentes de la actividad minera. Su trabajo se centra en prototipos electromecánicos, sistemas de adquisición y monitoreo de datos, instrumentación, automatización y análisis de datos experimentales mediante aprendizaje automático. Integrante del Grupo de Energías Alternativas y Ambiente (GEAA-ESPOCH).

[miguel.allauca@epoch.edu.ec](mailto:miguel.allauca@epoch.edu.ec)

<https://orcid.org/0009-0005-5486-3260>

Este libro aborda la transformación de residuos en energía mediante sistemas bioelectroquímicos aplicados al tratamiento de efluentes. Presenta los fundamentos científicos de estas tecnologías, sus configuraciones operativas, los principales mecanismos electroquímicos y microbiológicos, así como sus aplicaciones en el tratamiento de aguas residuales y la valorización de subproductos.

A lo largo de la obra se analizan reactores, variables de desempeño, procesos de transferencia electrónica, biopelículas, recuperación energética y criterios de sostenibilidad. El contenido integra una visión actualizada de los avances en celdas de combustible microbianas, electrólisis microbiana y otras plataformas orientadas a la economía circular.

Dirigido a estudiantes, investigadores y profesionales del área ambiental, este libro constituye una referencia útil para comprender cómo estas herramientas contribuyen a la depuración de efluentes y a la transición hacia soluciones más limpias e innovadoras.



**PUERTO MADERO  
EDITORIAL**



**Ambiente  
sostenible**



**Energía  
renovable**



**Tratamiento  
de efluentes**



**Economía  
circular**

ISBN 978-631-6960-04-7



9 786316 960047



[www.puertomaderoeditorial.com.ar](http://www.puertomaderoeditorial.com.ar)