

Manual técnico de desalación y purificación de aguas mediante osmosis inversa

INSTITUTO DE INVESTIGACIONES AGROPECUARIAS / COMISIÓN NACIONAL DE RIEGO

Boletín INIA / N° 462





Mejor Riego
para Chile



yo
cuido
el agua

Manual técnico de desalación y purificación de aguas mediante osmosis inversa

PhD. Aldo Saavedra Fenoglio

Departamento de Ingeniería Química
Universidad de Santiago de Chile

PhD. Hugo Valdés Riquelme

Departamento de Computación e Industrias
Universidad Católica del Maule, Talca

PhD. Carlos Zúñiga Espinoza

Centro Regional de Investigación La Cruz
Instituto de Investigaciones Agropecuarias



Este informativo es un material de difusión y transferencia, que forma parte del convenio CNR/INIA "Mejoramiento en la operación de plantas de ósmosis inversa de uso en riego agrícola mediante el fortalecimiento de la capacitación, extensión y transferencia tecnológica a beneficiarios de proyectos de riego".

BOLETÍN INIA N° 462

Manual técnico de desalación y purificación de aguas mediante osmosis inversa

Aldo Saavedra Fenoglio, Hugo Valdés Riquelme, Carlos Zúñiga Espinoza

Cita bibliográfica: Saavedra, A.; Valdés, H.; Zúñiga, C.. (2022). Manual técnico de desalación y purificación de aguas mediante osmosis inversa. Boletín INIA N° 462. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Centro Regional de Investigación La Cruz, La Cruz, Chile. p. 300.

Director Regional:
Patricio Fuenzalida Ramírez

Comité revisor:
Francisco Meza Alvarez, Carlos Zúñiga Espinoza (INIA), Gustavo Roa Figueroa y Sebastián Morán (CNR)

© Instituto de Investigaciones Agropecuarias, INIA, 2022
Ministerio de Agricultura
Centro Regional de Investigación La Cruz
Chorrillos 86
Teléfono (+56) 332321780
La Cruz, Región de Valparaíso, Chile

Comisión Nacional de Riego, CNR. 2022 Ministerio de Agricultura
Av. Libertador Bernardo O'Higgins 1449, Torre 1, Piso 4
Teléfono: (+56) 22425 7990
Santiago, Chile
www.cnr.gob.cl

Registro de Propiedad Intelectual: ISSN 0717-4829

Permitida su reproducción total o parcial citando la fuente y el editor, editores, autor, autores.

Diseño y diagramación: versión productora gráfica SpA

Cantidad de ejemplares: formato digital

IMPRESO EN CHILE | PRINTED IN CHILE

Antecedentes

El presente documento responde al compromiso adquirido por INIA La Cruz para desarrollar un manual técnico sobre el proceso de osmosis inversa. Esto es parte de las responsabilidades establecidas en el Convenio de Colaboración y Transferencia entre la Comisión Nacional de Riego y el Instituto de Investigaciones Agropecuarias para el "Mejoramiento en la operación de plantas de ósmosis inversa de uso en riego agrícola mediante el fortalecimiento de la capacitación, extensión y transferencia tecnológica a beneficiarios de proyectos de riego".

El propósito de este manual técnico está orientado a la capacitación en el diseño, mantención y correcta operación de plantas de osmosis inversa de uso agrícola.

Los temas abordados en este informe parcial responden a un trabajo conjunto entre el PhD. Aldo Saavedra Fenoglio, académico de la Universidad de Santiago de Chile, PhD. Hugo Valdés Riquelme, académico de la Universidad Católica del Maule y PhD. Carlos Zúñiga Espinoza, investigador del Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Se espera, a través de la creación de este manual, difundir, ampliar y hacer más eficiente el uso y la operación de la tecnología de osmosis inversa en riego agrícola.

Índice

Capítulo 1

Introducción	17
---------------------------	----

Capítulo 2

Fisicoquímica del agua	23
2.1. Propiedades del agua	23
2.2. Efecto de la temperatura sobre las propiedades del agua	25
2.3. Concepto de pH e ionización del agua	27
2.4. Tipos de solutos presentes en aguas	34
2.5. Salinidad del agua.	36
2.6. Conductividad eléctrica del agua	40
2.7. Solubilidad de sales en agua	42
2.8. Densidad del agua	46
2.9. Presión osmótica	48
2.10. Equilibrio carbónico del agua	51
2.11. Alcalinidad del agua	53
2.12. Dureza del agua	54
2.13. Índices de Langelier y Stiff & Davis	56
2.14. Turbidez, material coloidal	60
2.15. Cationes, aniones y sales presentes comúnmente en aguas	61
2.16. Índice de densidad de sedimentos (SDI, "Silt Density Index")	70
2.17. Determinación del ensuciamiento e incrustaciones en una membrana	73

Capítulo 3

Fundamentos de la desalación	75
3.1. Tecnologías para desalación térmica	75
3.2. Tecnologías para desalación por membranas	78
3.3. Tecnologías de intercambio iónico	82

Capítulo 4

Osmosis inversa, fundamentos y ecuaciones	85
4.1. Balances de materia en osmosis inversa	86
4.2. Transporte de materia en osmosis inversa	95
4.3. Alcances sobre el transporte de materia en osmosis inversa	99
4.4. Variables incidentes en la osmosis inversa	105
4.5. Alcances sobre la selectividad de las membranas de osmosis inversa	110
4.6. Membranas utilizadas en Osmosis Inversa	112
4.7. Ensuciamiento, incrustación y deterioro de las membranas	116

Capítulo 5

Etapas, procesos y componentes de una planta de osmosis inversa	121
5.1. Esquema general	121
5.2. Descripción general de la captación de agua	123
5.3. Pretratamientos	131
5.4. Membranas de osmosis inversa para aguas salobres	156
5.5. Aspectos generales sobre flujo de líquidos y potencia de bombeo	157
5.6. Bombas para osmosis inversa	168
5.7. Sistemas recuperadores de energía	171
5.8. Postratamientos	173
5.9. Componentes y sistemas de control de equipos de membranas	179
5.10. Plantas de osmosis utilizadas en agricultura. Uso de energías renovables (solar fotovoltaica)	187

Capítulo 6

Manejo adecuado, limpieza y mantenimiento de la planta de osmosis inversa	193
6.1. Problemas principales en una planta de osmosis inversa	193
6.2. Ensuciamiento y limpieza de membranas	202
6.3. Formadores de incrustaciones de tipo inorgánico	203
6.4. Incrustaciones de tipo orgánico o biológico	204
6.5. Reactivos para la limpieza de membranas	206
6.6. Criterios de limpieza	211

Capítulo 7

Indicadores, recolección y normalización de datos relevantes de la planta de osmosis	213
7.1. Indicadores relevantes de la planta de OI	213
7.2. Recolección de datos de la planta de OI	214
7.3. Normalización de datos de operación de la planta de OI	221

Capítulo 8

Postratamientos y calidad del agua producto para riego	229
8.1. Análisis para requisitos químicos de la NCh1333	231
8.2. Análisis para requisitos biológicos de la NCh1333	235
8.3. Otros análisis	235
8.4. Muestreo	241
8.5. Postratamiento del agua desalada: Procesos de remineralización	243

Capítulo 9

Importancia de la osmosis inversa para el tratamiento de aguas salobres en Chile	249
9.1. Calidad de agua para riego	249
9.2. La calidad del agua de riego en Chile	257
Literatura consultada	267
ANEXO A: Casos	281
ANEXO B: Nomenclatura	293

Índice de figuras

Figura 2.1. a) Bosquejo de la molécula de agua (Sharp, 2001). b) Esquema de la distribución espacial de la molécula de agua (Rando, 2017)	24
Figura 2.2. Esquemas del puente de hidrógeno (Guardiola, 2016; Henufood, 2021; Justo, 2014)	24
Figura 2.3. Gráfica de la solubilidad en función de la temperatura a) diversos solutos (basada en Asociación Argentina de Cristalografía, 2016), b) NaCl (basada en Tang et al., 2018)	26
Figura 2.4. Esquema de la escala de pH con ejemplos de algunas sustancias (basada en United States Geological Survey, 2021)	28
Figura 2.5. a) Cinta para medir pH (Ortiz y Xajil, 2016). b) Esquema de la escala de pH (basada en Lorenzo et al., 2019)	29
Figura 2.6. a) pHmetro de banco (laboratorio) (Hanna Instruments, s.f.), b) pHmetro en línea (para equipos de flujo continuo) (Made-in-China, 2020)	30
Figura 2.7. Atlas oceanográfico con la distribución media de salinidad (PSU) entre 1955 -2017 (National Center for Environmental Information [NCEI], 2020)	37
Figura 2.8. Distribución del porcentaje de sales disueltas en agua de mar (en base seca) (basada en Pontificia Universidad Católica de Chile, 2021)	38
Figura 2.9. Esquema del proceso de osmosis natural a) inicial y b) final (equilibrio) (basada en Carbotecnia, 2021)	49
Figura 2.10. Gráfica de la presión osmótica de soluciones acuosas de NaCl, () 25°C y () 100°C (Saavedra y Romero, 2003)	50
Figura 2.11. Gráfica de la constante KT en función de la fuerza iónica (Bravo, 2012)	59
Figura 2.12. Fotografía de un turbidímetro (Hanna Instruments, 2021)	61
Figura 2.13. Especiación del arsénico trivalente en función de su pH (basada en Echeverría, 2018; Isern y Martínez, 2011)	68
Figura 2.14. Especiación del arsénico pentavalente en función de su pH (basada en Echeverría, 2018)	68
Figura 2.15. Especiación del ácido bórico en función del pH (basada en Chillón, 2009)	69
Figura 2.16. Esquema del aparato para medir SDI (basada en Ros, 2011)	72
Figura 3.1. Esquema de los tipos de tecnologías asociadas a los procesos de desalación (basada en Saavedra et al., 2021)	76
Figura 3.2. Esquema del proceso de destilación flash multietapa (MSF) (basada en Ramilo et al., 2003)	77
Figura 3.3. Esquema del proceso destilación multiefecto (MED) (basada en Ramilo et al., 2003)	78
Figura 3.4. Esquemas de desalación por membrana: a) transporte selectivo (Hunger et al., 2012), b) representación clásica (basada en Saavedra y Romero, 2003)	79
Figura 3.5. Diagrama de una planta de osmosis inversa (basada en Velandia y Brito, 2019)	80
Figura 3.6. Diagrama de una planta de nanofiltración (basada en Borquéz, 2019)	80
Figura 3.7. Esquema del proceso de la electrodiálisis (basada en Dévora et al., 2013).....	81
Figura 3.8. Esquema del intercambio iónico (basada en Skipton & Spuhler, 2014)	82
Figura 4.1. Esquema de a) osmosis natural, b) osmosis inversa (basada en Saavedra y Romero, 2003)	85

Figura 4.2. a) Filtración convencional o “dead end filtration” y b) Filtración con flujo tangencial o “crossflow filtration” (Medina, 2012)	86
Figura 4.3. Esquema de las corrientes en un proceso de filtración por membrana (basada en Sánchez et al., 2009)	86
Figura 4.4. a) Esquema genérico de una planta OI, b) Fotografía de un elemento o membrana, c) Portamembrana, d) Fotografía de una planta OI con 6 portamembranas (RisingSun membrane, 2020; Carbotecnia, 2020; Reda, 2020)	89
Figura 4.5. Esquema de los sistemas: a) paso simple y b) con recirculación (basada en Mulder, 1996)	89
Figura 4.6. Esquema de un sistema de paso simple multietapas en cascada (basada en Mulder, 1996)	90
Figura 4.7. Esquema de un sistema con recirculación de dos etapas (basada en Mulder, 1996)	90
Figura 4.8. Ejemplos de esquema de operación en cascada: a) y b) dos etapas, c) y d) tres etapas (basada en Mulder, 1996)	91
Figura 4.9. Esquema del perfil de concentración a través de una membrana de osmosis inversa (basada en Chillón, 2009)	95
Figura 4.10. Esquemización de la dirección de los flujos en una membrana espiral de OI (basada en Urcelay, 2007)	99
Figura 4.11. Gráfica del efecto de la presión en osmosis inversa (Internacional Desalination Association [IDA], 2019)	107
Figura 4.12. Tipos de estructura anisotrópica (Castejón, 2015)	113
Figura 4.13. Módulo de membrana a) espiral (Toray, 2020), b) instalado en un portamembrana (Toray, 2020), y c) en espiral en corte (Sefiltra, 2021)	113
Figura 4.14. Sección transversal de una membrana en espiral (Mahar et al., 2017)	114
Figura 4.15. Distintos tipos de espaciadores comerciales (Conwed, 2020). 1 Mils = 25,4 m	115
Figura 4.16. a) Estructura del acetato de celulosa (Kurmus & Mohajerani, 2020), b) Estructura de la poliamida (Sarrión, 2018)	115
Figura 4.17. Micrografía electrónica de una membrana de osmosis inversa (Geise et al, 2010)	116
Figura 4.18. Esquema de los fenómenos que disminuyen el rendimiento de las membranas (Choudhury et al., 2018)	117
Figura 4.19. Fotografías de membranas afectadas por ensuciamiento (del Vigo et al. 2012; WaterTech, 2021; Telwesa, 2019; Acondicionamientos, 2021)	117
Figura 4.20. Fotografía de membrana afectada por incrustación (PCA Water Treatment, 2021)	119
Figura 4.21. Fotografía de membrana afectada por ataque bacteriano (Global Membrains, 2020)	120
Figura 5.1. Esquema general del proceso de obtención de agua a partir de osmosis inversa	122
Figura 5.2. Imágenes de ejemplos de captación de agua: a) Toma cerrada: pozo playero vertical (WateReuse Association, 2011), b) Toma abierta: captación abierta sumergida (KYsearo, 2014)	123
Figura 5.3. Imágenes de tipos de captación cerrada: a) Pozo playero vertical (InfraP3 Latam S.A. de CV, 2016), b) Pozo playero horizontal (Pérez, 2017), c) Pozo inclinado (Baudish, 2015)	125
Figura 5.4. Imágenes de tipos de captación cerrada: a) Pozo con radiales horizontales (Yepes 2020), b) Galería de infiltración con cama filtrante (Orostizaga, 2018)	126
Figura 5.5. Imágenes de los sistemas de captación abierta: a) abierta sumergida (iAgua, 2021), b) abierta directa (Pérez, 2017), (c) abierta elevada (Orostizaga, 2018)	129
Figura 5.6. Esquema de los tipos de pretratamiento del agua cruda en osmosis inversa	131
Figura 5.7. Fotografía de la proliferación de algas en un río (Oficina de Salud Ambiental y	

Departamento de Salud Pública de Massachusetts, 2015) 137

Figura 5.8. Esquemas de: a) Pretratamientos convencionales. b) Diferentes alternativas de pretratamientos según las características de alimentación (basada en Moreno, 2021) 137

Figura 5.9. Esquema de los criterios de filtración según turbidez 140

Figura 5.10. Esquema de filtros multimedia o de arena (basada en Bravo, 2012) 141

Figura 5.11. Imágenes de los típicos materiales filtrantes (Carbotecnia, 2020) 142

Figura 5.12. Esquema de filtro multimedia/arena en operación (izquierda) y retrolavado (derecha) (Monge, 2018) 143

Figura 5.13. Imagen de un filtro cartucho (TaiwanTrade, 2020) 144

Figura 5.14. Esquema de Coagulación-Floculación (basada en Matelco, 2020) .. 145

Figura 5.15. Esquemas de sedimentadores (basada en Fibras y Normas de Colombia S.A.S., 2021) 146

Figura 5.16. Esquema de los tipos de resinas de intercambio iónico 147

Figura 5.17. Esquema general de un intercambiador de iones en lecho mixto (Sánchez et al., 2009) 148

Figura 5.18. Imagen de resinas catiónica, aniónica y de lecho mixto (Aguasalud, 2011) 149

Figura 5.19. Planta purificadora de agua por intercambio iónico (Pure Aqua, Inc., 2018) 150

Figura 5.20. Esquema de operación de la planta de boro por intercambio iónico (FIA y Ministerio de Agricultura, 2010) 150

Figura 5.21. Esquema del proceso precipitación (Brewing et al., 2010) 151

Figura 5.22. Imagen de una bomba dosificadora (Hidritec, 2020) 153

Figura 5.23. Imagen de bastidores de membranas a nivel industrial (Salas, 2017) 156

Figura 5.24. Regímenes de flujo turbulento (desordenado) y laminar (ordenado) por el interior de un ducto (Frías, 2012) 159

Figura 5.25. Balance de materia en un sistema de flujo 159

Figura 5.26. Aplicación del balance de materia al flujo por una tubería 160

Figura 5.27. Diagrama del factor de fricción en función del número de Reynolds (basada en Stewart, 2015) 163

Figura 5.28. Imágenes de bombas de alta presión: a) desplazamiento positivo (Ramírez, 2015; DARF, 2020), b) centrífuga multietapa (Karintsev & Pavlenko, 2017; Lenntech, s.f.) 169

Figura 5.29. Imágenes de los tipos de recuperadores de energía: a) turbina Pelton (Uchuary, A. 2013), b) convertor hidráulico centrífugo (basada en Feo, 2013) 172

Figura 5.30. Imágenes de convertidores hidráulicos dinámicos: a) Aqualyng, b) R.O. Kinetic (basada en Feo, 2013) 174

Figura 5.31. Imágenes de convertidores hidráulicos dinámicos: a) DWEER (Hoffman, 2008), b) ERIPX (basada en Feo, 2013) 175

Figura 5.32. Ejemplo de un esquema de postratamiento (Birnhack et al., 2014) 176

Figura 5.33. Gráfica que relaciona la Razón de Adsorción de Sodio (RAS) con la Conductividad Eléctrica (CE) (basada en Lenntech, s.f.) .. 177

Figura 5.34. Esquema del sistema descarbonador como etapa de postratamiento 179

Figura 5.35. Sistema de control e instrumentación para un equipo de osmosis inversa. PI son los indicadores de presión para la alimentación y concentrado, FI son los medidores de flujo de permeado y concentrado, TI son los indicadores de temperatura de alimentación, CI es el medidor de conductividad eléctrica de alimentación y concentrado, PHC y PHI son el controlador e indicador de pH de la alimentación, respectivamente, HTS son alarmas para altas temperaturas de alimentación, HPS son alarmas para altas presiones de alimentación y LFS son alarmas de bajos flujos de alimentación (Saavedra y Romero, 2003) 180

Figura 5.36. Fotografías de manómetros: a) análogo (BLEIF, 2021), b) digital (FLUKE, 2021)	181
Figura 5.37. Imágenes de caudalímetros: a) tubo Venturi (González, 2018), b) rotámetro (Mayperot, 2021), c) turbina (Hyspacontrol, 2021), d) placa de impacto (Departamento de Ingeniería de Procesos y gestión Industrial, s.f.), e) medidor magnético (LabProcess, 2021)	182
Figura 5.38. Imagen de sonda de temperatura aplicando una vaina de soldadura orbital (Zipp, 2012)	183
Figura 5.39. Fotografía de pHmetro instalado en una cañería (Kohlmann, 2015)	184
Figura 5.40. Fotografías de conductivímetros: a) sensor inductivo (BACHOFEN, 2021), b) sensor capacitivo (Industrias Asociadas S.A.S., 2021), c) sensor de celda en línea (ALPHAOMEGA Electronics, 2021)	186
Figura 5.41. Esquema de un lazo de control automático: control de realimentación (basada en Rodríguez, 2013)	187
Figura 5.42. Fotografía del equipo de osmosis solar fotovoltaico de agua salobre para riego agrícola en Rio Lluta (Andrade, 2020)	189
Figura 5.43. Plano 3D del diseño de planta de osmosis inversa accionada con paneles fotovoltaicos para el Rio Lluta (Fritz, 2015)	190
Figura 5.44. Primera planta de osmosis inversa para consumo humano en Rapa Nui: a) Imagen de ubicación de Isla de Pascua (Isla de Pascua Paquete Turísticos, 2021), b) Lugareño con agua producto obtenida de la planta de osmosis inversa (Fundación Chile, 2015)	191
Figura 6.1. Esquema del fenómeno de cavitación en el interior de una bomba hidráulica (basada en The Process Piping, 2021)	195
Figura 6.2. Fotografías de desgastes producidos por la cavitación en rodets de bombas centrífugas (DEBEM, 2019; Canales Sectoriales, 2009)	195
Figura 6.3. Esquema del golpe de ariete (Castorani, s.f.)	200
Figura 6.4. Fotografía de los efectos del golpe de ariete (Sanchis, 2019)	201
Figura 6.5. Fotografía de los efectos del CaCO_3 en la membrana (Complete Water Solutions, 2020)	203
Figura 6.6. Fotografía de incrustación de una membrana con materiales biológicos (Water World, 2017)	205
Figura 6.7. Fotografías del antes (membrana sucia) y después (membrana limpia) de las rutinas de limpieza (Dubichem, 2015)	206
Figura 7.1. Diagrama de bloques de un proceso OI con los puntos de medición de la calidad del agua (Hernández, 2011)	215
Figura 7.2. Ejemplos del seguimiento de valores normalizados de a) flujo de permeado, b) paso (rojo) y rechazo de sales (azul) y c) presión diferencial en los módulos, empleando el software FTNORM	228
Figura 9.1. Comportamiento productivo de los vegetales al aumento de la salinidad (basada en Ferreyra y Selles, 2013)	250
Figura 9.2. Concentración de Hierro total en la estación Bocatoma Canales del río Cachapoal	257
Figura 9.3. Concentración de Manganeseo total en la estación Bocatoma Canales del río Cachapoal	258
Figura 9.4. Concentración de cloruro en la estación San José de Maipo del río Maipo	259
Figura 9.5. Concentración de cloruro en la estación Cabimbao del río Maipo	259
Figura 9.6. Concentración de cloruro en la estación Panamericana del río Limarí	260
Figura 9.7. Concentración de boro en la estación Huasco Bajo del río Huasco	261
Figura 9.8. Concentración de cloruro en la estación Huasco Bajo del río Huasco	261
Figura 9.9. Concentración de arsénico en la estación Vado Santa Bárbara del río Loa	262
Figura 9.10. Concentración de arsénico en la estación Desembocadura del río Loa	262

Figura 9.11. Concentración de boro en la estación Vado Santa Bárbara del río Loa 263

Figura 9.12. Concentración de cloruro en la estación Vado Santa Bárbara del río Loa 263

Figura 9.13. Concentración de arsénico en la estación quebrada Camiña en Altusa 264

Figura 9.14. Concentración de boro en la estación quebrada Camiña en Altusa 265

Figura 9.15. Concentración de cloruro en la estación quebrada Río Lluta en Panamericana 265

Índice de tablas

Tabla 2.1. Valores de pH para diferentes líquidos acuosos	29
Tabla 2.2. Valores de pKa de algunos ácidos disueltos en agua, a 25°C	32
Tabla 2.3. Composición (ppm) del agua de mar con una salinidad total del 3,5% (Turekian, 1968)	35
Tabla 2.4. Composición química del agua del Río Camarones y comparación de valores respecto de la NCh1333 de agua para riego	36
Tabla 2.5. Tipos de agua según su salinidad (ppm)	37
Tabla 2.6. Caracterización típica de agua de mar	38
Tabla 2.7. Composiciones promedio de solutos iónicos presentes en aguas	39
Tabla 2.8. Valores de conductividad de muestras típicas de agua, a 25°C	41
Tabla 2.9. Valores de productos de solubilidad (Kps) a 25°C, de sales poco solubles que se encuentran en cuerpos de agua	44
Tabla 2.10. Densidad (kg/m ³) del agua líquida en función de la temperatura (°C) y presión (MPa)	46
Tabla 2.11. Valores de la densidad (kg/m ³) del agua de mar en función de la temperatura y la salinidad a 1 atm	47
Tabla 2.12. Valores de densidad y viscosidad en función de la temperatura	48
Tabla 2.13. Solutos iónicos y factores de disociación	50
Tabla 2.14. Constantes de Henry en función de la temperatura para el CO ₂ , O ₂ y H ₂ S	53
Tabla 2.15. Valores de dureza para los diferentes tipos de agua	54
Tabla 2.16. Arsénico presente en diversos tipos de aguas superficiales y subterráneas	67
Tabla 4.1. Valores de U para distintos tipos de membranas	106
Tabla 4.2. Datos de caudales de alimentación y concentrado en función de la presión ..	108
Tabla 4.3. Datos de flujo y densidad de flujo de permeado en función de la presión	109
Tabla 5.1. Resumen de las ventajas y desventajas de la toma cerrada	127
Tabla 5.2. Comparación de los tipos de captación de agua	130
Tabla 5.3. Opciones de pretratamiento para evitar el ensuciamiento de membranas ...	133
Tabla 5.4. Resumen de tipos de ensuciamiento, sus parámetros de predicción y pre-tratamientos	134
Tabla 5.5. Concentración máxima admisible por una membrana de OI de poliamida en función del pH (Ibáñez & Rajeshwar, 1997)	155
Tabla 5.6. Módulos comerciales de membrana para aguas salobres	157
Tabla 5.7. Valores típicos de rugosidad (e) de materiales empleados en ductos de fluidos (Perry et al, 2001)	162
Tabla 5.8. Valores de los factores de pérdida de energía mecánica por fricción para accesorios	164
Tabla 5.9. Condiciones de postratamiento requerido según el tipo de agua producto (Lenntech, s.f)	176
Tabla 5.10. Resumen de los postratamientos según tipo de agua producto (Lenntech, s.f)	178
Tabla 6.1. Reactivos utilizados en diferentes soluciones tipo de limpieza	209
Tabla 6.2. Tipos de incrustantes y soluciones de lavado químico adecuadas	210
Tabla 6.3. Criterios para determinar el grado de ensuciamiento coloidal	211

Tabla 7.1. Ejemplo de una tabla de control analítico de la calidad del agua de una OI según etapas (Hernández, 2011)	216
Tabla 7.2. Valores de referencia para el control de la calidad del agua de alimentación (adaptado de Hernández, 2011)	218
Tabla 7.3. Datos recomendados para la evaluación del funcionamiento de las membranas (Hernández, 2011)	219
Tabla 7.4. Datos recomendados para evaluar las operaciones de postratamiento	220
Tabla 7.5. Resumen de datos requeridos en los flujos del proceso	222
Tabla 7.6. Hoja de control para operación continua mensual	227
Tabla 8.1. Concentraciones máximas de elementos químicos en agua para riego	230
Tabla 8.2. Clasificación de aguas para riego según su salinidad	231
Tabla 8.3. Aspecto técnicos para el muestreo según la NCh411	243
Tabla 8.4. Rango de valores de parámetros para agua salobre	244
Tabla 8.5. Rango de valores de parámetros para agua desalada	245
Tabla 8.6. Valores de parámetros químicos obtenidos en agua de riego desalinizada y valor considerado adecuado para cada parámetro	247

Tabla 9.1. Valores de conductividad eléctrica que producen un 50% de disminución de la producción en cultivos y hortalizas (Ayers & Westcot, 1985; Ferreyra y Selles, 2013; Hirzel, 2014)	251
Tabla 9.2. Valores de conductividad eléctrica que producen un 50% de disminución de la producción en árboles frutales (Ayers & Westcot, 1985; Ferreyra y Selles, 2013; Hirzel, 2014)	251
Tabla 9.3. Concentraciones de elementos minerales óptimos en el agua de sistemas hidropónicos	252
Tabla 9.4. Valor adecuado, valor con toxicidad en aumento y valor perjudicial de concentración de distintos iones en el agua de riego (Hirzel, 2014)	253
Tabla 9.5. Valor máximo permisible de concentración de ion cloruro en agua de riego sin daño foliar en distintas especies (Ayers & Westcot 1985)	254
Tabla 9.6. Nivel de sensibilidad de los cultivos respecto al sodio intercambiable	255
Tabla 9.7. Nivel de sensibilidad de los cultivos respecto la concentración de boro en el agua de riego	256
Tabla A.1. Parámetros de las membranas en estudio	290

Índice de Autores

Aldo Saavedra Fenoglio Dr

Ingeniero Civil Químico
Investigador/docente
Universidad de Santiago de Chile
aldo.saavedra@usach.cl

Hugo Valdés Riquelme PhD

Ingeniero Civil Químico
Investigador/docente
Universidad Católica del Maule
hvaldes@ucm.cl

Carlos Zúñiga Espinoza PhD

Ingeniero Agrónomo
Investigador
Instituto de Investigaciones Agropecuarias - CRI La Cruz
czuniga@inia.cl

Capítulo 1

Introducción

De los 1350 millones de km³ de agua que existen en la Tierra, el 97,3% se encuentra en océanos y mares de agua salada, 2,2% en casquetes polares y glaciares. El restante 0,5% corresponde principalmente a agua dulce presente en lagos, ríos y humedales (0,15% del total), napas subterráneas de difícil acceso (0,25%), humedad del suelo y atmosférica (cerca del 0,1%). Esto significa que más del 99,75% del agua terrestre no es apta para el consumo humano y las actividades productivas, por lo tanto, la población sólo puede acceder a menos del 0,5% del agua del planeta (Colomina-Montava, 2016). La realidad de la escasez hídrica a nivel mundial indica que unos 844 millones de personas carecen de agua potable, 2300 millones de personas no tienen acceso a saneamiento, el 31% de las escuelas no disponen de agua potable, y sobre 1400 de recién nacidos mueren diariamente por infecciones asociadas a la falta de agua potable (World Health Organization [WHO], 2017; UNICEF, 2015; WHO & UNICEF [JMP], 2015; WHO & UNICEF [JMP], 2012).

La Organización de las Naciones Unidas (ONU, 2019) ha reportado que: (a) el consumo de agua en la agricultura representa el 70% de la extracción de agua dulce a nivel mundial, (b) para el sector industrial, el 75% del agua utilizada para este sector se destina a la producción energética, (c) el 80% de las aguas residuales que retornan al ecosistema se encuentran sin tratar o sin ser reutilizadas, y (d) a nivel mundial, el 40% de las personas están afectadas por la escasez de agua dulce. Frente a esta compleja realidad, se han desarrollado los procesos y tecnologías de desalación que permiten producir diariamente millones de toneladas de agua purificada, que se emplean para consumo humano, procesos industriales y de manera creciente en riego agrícola. La desalación se aplica a diversos tipos de fuentes líquidas, entre las que se cuentan: agua de mar, agua subterránea, cursos superficiales y lagos. De manera creciente, también se están procesando las aguas residuales, y para tal efecto se utiliza la desalación en conjunto con diversos procesos físico-químicos e intercambio iónico.

Los procesos de desalación están destinados a incrementar la disponibilidad de agua dulce, particularmente en países que presentan un déficit estructural de agua y con períodos recurrentes de sequía. Actualmente, dichos procesos se aplican en unos 150 países, abasteciendo las necesidades diarias de más de 300 millones de

personas. Entre los años 2016 y 2019, el número de plantas desaladoras y la purificación de agua han aumentado en 12,4% y 41,2%, respectivamente (IDA, 2019).

Las plantas desaladoras han sido construidas predominantemente en zonas aledañas al mar, donde hay escasez o literalmente ausencia de agua dulce, apoyándose en el uso de fuentes energéticas disponibles y al menor costo posible (Wade, 2001). Las principales tecnologías de desalación se catalogan en dos grupos: térmicas (por ejemplo: evaporación flash multietapa y destilación multiefecto) y de membranas (por ejemplo: osmosis inversa, nanofiltración y destilación por membrana).

La osmosis inversa (OI) domina el mercado global de la desalación (Lee et al., 2011; Shenvi, et al., 2015). Lo anterior es consecuencia de la sistemática disminución en el consumo energético que ha tenido tal proceso; de 20 kWh/m³ de agua purificada en la década de los 70, en la actualidad se han alcanzado valores de 2,5 kWh/m³ (Xu et al., 2013; Elimelech & Phillip, 2011).

El costo de producción de agua purificada es el parámetro crítico en la toma de decisiones para seleccionar el tipo de tecnología. Se debe considerar un enfoque técnico-económico en relación con los factores determinantes del costo, tales como la capacidad de la planta, el consumo de energía, los costos de pretratamiento y los costos de mitigación relacionados con impactos ambientales, entre otros (Pinto & Marques, 2017). Molinos-Senante y González (2018) determinaron que cuando la OI emplea energía eléctrica producida a partir de combustibles fósiles el costo de producción del agua se encuentra entre 0,6 - 0,8 US\$/m³, mientras que si el proceso utiliza energías renovables tales como solar o eólica, el costo del agua desciende a 0,45 - 0,55 US\$/m³. Este último costo es similar al costo promedio del agua potable en países como Chile, cercano a los 0,5 US\$/m³, valor que incorpora el uso de alcantarillado (Donoso & Molinos-Senante, 2017).

A nivel mundial, en la actualidad el agua desalada se utiliza principalmente para agua potable (64%), usos industriales incluyendo la producción de energía eléctrica (34%), y en menor medida para regadío (2%) (Sanz, 2018).

El agua desalada utilizada para riego agrícola se ha incrementado notablemente en los últimos 10 años, debido a que su costo de producción por metro cúbico de agua purificada, ha disminuido notablemente gracias al desarrollo tecnológico de la osmosis inversa, y también al uso de más eficientes métodos de cultivo y de riego tecnificado. Algunas experiencias que han sido reportadas, a escala comercial y piloto, dan cuenta de este interesante desarrollo:

- En España, entre los años 2014 y 2016 fue construida la desaladora de Balerma, provincia de Almería. Esta planta procesa agua de mar y tiene una producción nominal de agua purificada de 97.000 m³/día, equivalentes a 30 millones de m³/año. Del total de permeado, el 75% se emplea como agua potable para unas 300.000 personas. El 25% restante se emplea para riego tecnificado de unas 8.000 hectáreas de cultivos de alto rendimiento en la zona del poniente almeriense. Simultáneamente, con la construcción de la planta fue necesario ampliar la red de distribución del agua, integrándola a sistemas ya existentes. Para otorgar autonomía (entre 6 a 8 horas) al abastecimiento de agua se construyó un estanque de permeado de 25.000 m³. Este incremento en agua para riego tecnificado aumentó la superficie de invernaderos para cultivos. En la actualidad, la provincia de Almería cuenta con más de 32.000 hectáreas de invernaderos, en los cuales se producen tomates, pepinos, pimientos, berenjenas, melones, sandías, arvejas y zapallitos, entre otros vegetales.
- En Israel se utiliza intensivamente la osmosis inversa para desalar agua de mar. En la actualidad, el país dispone de 5 plantas desaladoras, que suministran el 75% del agua requerida para consumo humano. La demanda anual de agua en Israel asciende a 2.200 millones de metros cúbicos, de los cuales 1.200 millones se destinan a la agricultura. Para suplir estas necesidades, Israel reutiliza eficientemente sus aguas residuales, que son purificadas por métodos fisicoquímicos, recuperando cerca del 90%, para su aplicación en riego agrícola tecnificado. En la región semi-árida del Valle de Aravá, colindante con Jordania, se riega con agua de fuentes subterráneas. En los últimos 15 años la calidad del agua ha empeorado, impactando negativamente a la producción agrícola, razón por la cual se está utilizando una combinación de procesos de osmosis inversa y nanofiltración, para purificar agua con el cual se riegan pimientos. Como resultado, se han logrado interesantes incrementos en la producción y también en el uso eficiente de agua purificada, de acuerdo con las necesidades de cada cultivo.
- En el sur del Perú, se está utilizando osmosis inversa para purificar agua proveniente de pozos, que se aplica mediante riego por goteo a cultivos de arándanos.
- El estado de Sonora en el Nordeste de México, ocupa un relevante lugar en superficie para cultivos de hortalizas, granos, frutales y oleaginosas del país. Sin embargo, el recurso hídrico ha sido la limitante natural para la expansión de la agricultura: hay poca agua, tiene alta concentración salina y se ha incrementado la contaminación de ríos y pozos, en niveles que afectan el

crecimiento de muchos cultivos. De hecho, la actividad minera del sector ha generado graves impactos ambientales, entre ellos el desastre ambiental en el río Sonora, definido como el peor en la historia de la minería en México, ocurrido el año 2014 cuando más de 40.000 metros cúbicos de sulfato de cobre fueron vertidos en el río, afectando miles de hectáreas de cultivos. Para remediar esta situación se ha recurrido a la desalación de aguas mediante osmosis inversa, para ser aplicada en cultivos de sorgo (maicillo). La tecnología produce agua cuya salinidad total no supera las 70 ppm. Luego, empleando mezclas de aguas para obtener diferentes salinidades, se ha logrado aumentar notablemente el rendimiento de los cultivos.

- En Melipilla, Mollareuco, en Chile, se está aplicando osmosis inversa para purificar aguas subterráneas. La planta ha sido diseñada para entregar flujos de permeado entre 18 y 22 L/s. Si bien aumentan los costos debido al tratamiento del agua, el resultado es positivo porque ha mejorado la productividad y la calidad de los productos que se venden a precios más convenientes.

Los costos de tratamiento de aguas mediante osmosis inversa son muy dependientes de la concentración salina de la alimentación, del tamaño de la planta desaladora y del nivel de sofisticación técnica de las instalaciones. Por ejemplo, purificar agua a partir de agua de mar en plantas pequeñas (capacidad menor a 250 - 500 m³/día) tiene costos de producción entre 1,5 y 2,0 dólares el metro cúbico. Para la misma aplicación en plantas medianas (cerca de 5.000 m³/día) el costo de producción tiene costos entre 1,0 y 1,3 dólares el metro cúbico, y para plantas de grandes dimensiones (> 50.000 m³/día) con sistemas de recuperación de energía, el costo se sitúa en el rango entre 0,8 y 1,0 dólares el metro cúbico. En cambio, purificar agua a partir de aguas salobres (2000 ppm STD) el costo puede ser menor de 0,5 dólares el metro cúbico.

Un aspecto relevante a considerar es que si bien las aguas con alto contenido salino son perjudiciales para los cultivos, el agua ultrapura también provoca carencias y desequilibrios nutricionales en los vegetales, atrofiando su desarrollo. El agua desalada por cualquier proceso de desalación tendrá mínimos contenidos de calcio, magnesio y sulfato, iones indispensables para el desarrollo de los cultivos. Bajo tales condiciones, el agua se deberá remineralizar o establecer mezclas con agua no tratada. Otra posibilidad es utilizar el agua purificada para fertirrigación (riego+fertilización).

La eficiencia de purificación del agua en osmosis inversa se establece considerando el rechazo de una membrana a los iones Sodio (Na⁺) y cloruro (Cl⁻), cuyos pequeños radios iónicos aseguran que otras especies de mayor tamaño serán

más fácilmente rechazadas. Esto significará que las concentraciones remanentes de NaCl en el agua desalada pueden provocar fitotoxicidad en cultivos sensibles. La relación de adsorción de sodio (RAS) tenderá a desequilibrarse en el agua purificada, debido a que la membrana retirará casi completamente calcio (Ca) y magnesio (Mg), compuestos de mayor peso molecular. Como consecuencia se verificarán problemas de sodificación del suelo, el sodio presente en el agua desplazará el calcio y el magnesio presentes en el suelo, provocando que se vuelva impermeable y compacto, reduciendo la infiltración de agua y aire a través de sus matrices porosas.

Otro aspecto específico que también debe atenderse es el nivel de concentración de boro en aguas procesadas por osmosis inversa, compuesto que ocasiona fitotoxicidad en cultivos. Esta situación puede remediarse mediante un diseño apropiado de la planta de osmosis, seleccionando membranas adecuadas, o bien incorporando postratamientos, los que deben evaluarse económicamente y de manera previa a tomar la decisión de utilizar una u otra tecnología de purificación.

El uso de agua purificada por osmosis inversa requiere necesariamente optimizar la forma de riego, debido a los costos asociados al tratamiento de desalación. La desalación por osmosis inversa requiere descartar el tradicional riego por inundación, debido a su baja eficiencia en el uso del recurso agua. Por tal razón, se adoptan diferentes tipos de riegos intraprediales para maximizar el uso del recurso agua, entre los que se cuentan riego por goteo o por microaspersión directamente sobre el terreno a baja altura. En ambos casos, se suministran simultáneamente agua, abonos y micronutrientes de manera centralizada y programada.

Otra alternativa que se emplea es el cultivo hidropónico bajo invernaderos, técnica que permite ahorrar hasta un 70% de agua, eliminando el uso de agroquímicos, permitiendo que el cultivo se desarrolle sin suelo y controlando de manera precisa las necesidades de las plantas tales como luz, temperatura, agua y nutrientes.

Se concluye entonces que la aplicación de tecnologías de tratamiento de aguas dependerán de factores técnicos, económicos, entre ellos del tipo de agua a tratar y tipo de cultivo agronómico. Por tal razón, el presente manual técnico aborda un conjunto de temas que facilitarán la toma de decisión del empleo de la tecnología, capacitación en el diseño, mantención y correcta operación de la planta desaladora, mediante el proceso de osmosis inversa. Los autores aspiran a

que estos contenidos permitan fortalecer y extender el empleo de la tecnología de membranas apoyando la agricultura. Los principales tópicos desarrollados de manera aplicada y con profundidad relativa se relacionan con:

- a) Físicoquímica de aguas.
- b) Fundamentos de la desalación.
- c) Fundamentos del proceso de osmosis inversa.
- d) Descripción de una planta de osmosis inversa.
- e) Aspectos tecnológicos y de operación en captación y pretratamientos.
- f) Aspectos tecnológicos y de operación del proceso OI.
- g) Aspectos tecnológicos y de operación de los postratamientos.
- h) Control de calidad del agua-producto.
- i) Limpieza y mantenimiento de la planta de OI.
- j) Cálculos, recolección y normalización de datos relevantes de la planta de OI, concluyendo con anexos técnicos y ejemplos de cálculos de importancia para la osmosis inversa.

Capítulo 2

Fisicoquímica del agua

El objetivo principal de la tecnología de osmosis inversa es la purificación de aguas de diferentes composiciones, proceso denominado desalación, mediante el cual se remueve sobre el 98% de la mayoría de los solutos (sales) disueltos lo que da cuenta de su gran eficiencia. Sin embargo, esta operación se debe realizar considerando las características fisicoquímicas del agua a tratar, con el objetivo de proteger las membranas, la bomba de alta presión y el resto de los componentes de una planta de osmosis inversa.

En este sentido, el primer paso es disponer de análisis completos del agua a tratar que incluyan tipos y concentraciones de los solutos (sales) disueltos, materiales en suspensión y pH. Luego, mediante cálculos e información técnica proveniente de empresas que suministran la tecnología, se establecen proyecciones, protocolos, condiciones de operación, pretratamientos y postratamientos, para lograr que la planta opere adecuadamente y por tiempos prolongados sin presentar problemas, fallas y/o disminución de su productividad.

En este capítulo se describen las principales propiedades físicas y químicas del agua, de importancia para el proceso de osmosis inversa. Una propiedad física se define como aquellas cualidades que son mensurables en un sistema físico, mientras que las propiedades químicas son observables cuando existe un cambio en la composición original, transformándose en otra diferente. En el caso de aguas no puras (agua + otras sustancias), las propiedades dependen de la proporción entre solvente (agua) y solutos (otras sustancias) presentes.

2.1. Propiedades del agua

El agua es un compuesto que posee propiedades únicas que le permiten dar soporte a la vida. Una de sus características más relevantes es la capacidad que tiene de formar enlaces denominados “puentes de hidrógeno”. La disposición espacial de los átomos de la molécula de agua (H_2O) (**ver Figura 2.1**), unida a la alta electronegatividad del oxígeno con respecto al hidrógeno, permite una acumulación relativa de carga local parcial negativa (δ^-) frente a una relativa acumulación de carga local parcial positiva (δ^+), determinando un momento bipolar. Como consecuencia de este momento bipolar, se forman uniones entre moléculas de

agua adyacentes. Tales puentes de hidrógeno (**ver Figura 2.2**) tienen energías de enlace cercana a las 5 kcal/mol, lo que se traduce en propiedades fisicoquímicas distintivas tales como:

Figura 2.1. a) Bosquejo de la molécula de agua (Sharp, 2001) b) Esquema de la distribución espacial de la molécula de agua (Rando, 2017).

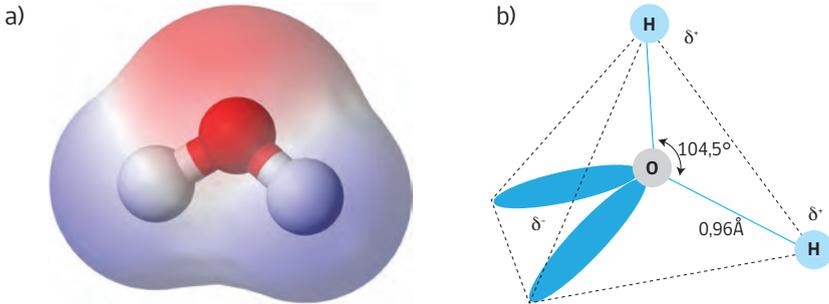
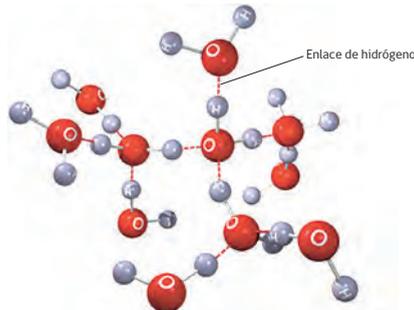
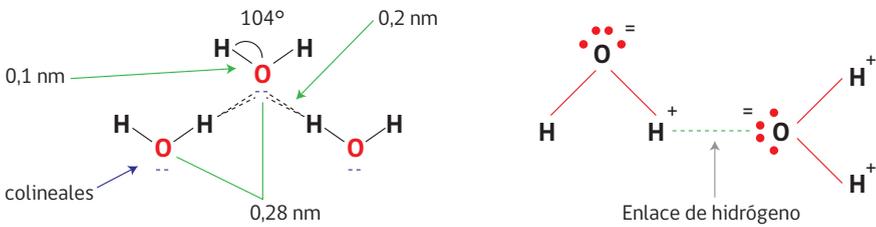


Figura 2.2. Esquema del puente de hidrógeno (Guardiola, 2016; Henufood, 2021; Justo, 2014).



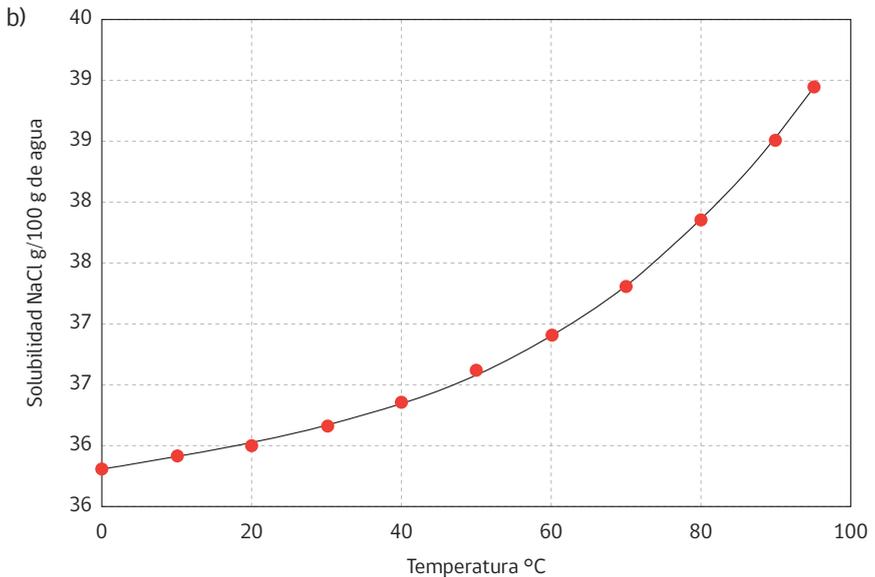
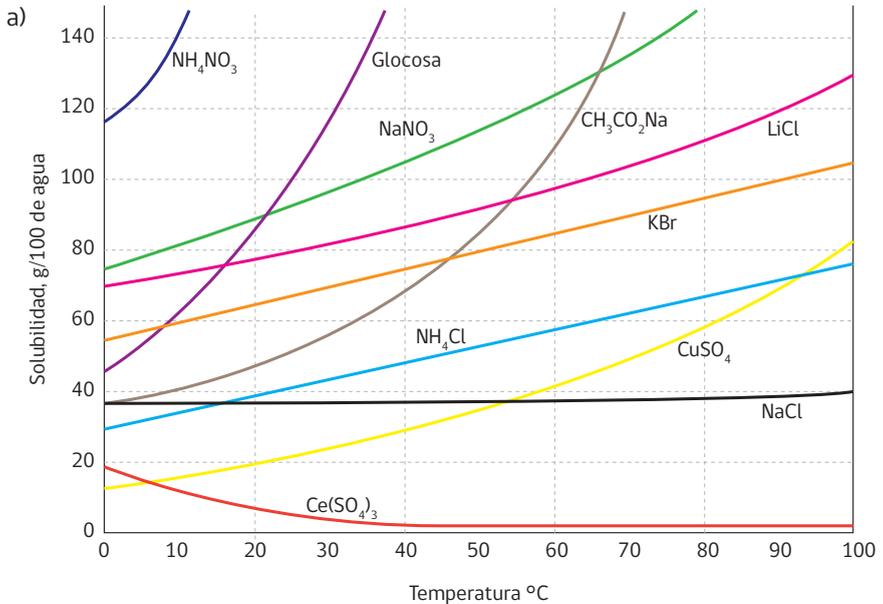
- Gran capacidad solvente, lo que explica por qué el agua se “contamina” fácilmente con solutos diversos (sales disueltas, macromoléculas y coloides solubilizados o suspendidos por fenómenos de tipo eléctrico, etc.). La solubilización de compuestos polares (sales ionizables) se verifica mediante procesos de solvatación. A modo de ejemplo, cuando la molécula de cloruro de sodio (sal común) se disuelve en agua, se disocia produciendo el catión sodio (Na^+) y el anión cloruro (Cl^-). La solvatación se verifica entonces debido a la presencia de cargas eléctricas. Los iones del soluto son rodeados por moléculas de agua considerando que éstas presentan una polaridad debido a la diferente electronegatividad entre el hidrógeno (δ^+) y el oxígeno (δ^-). Como resultado, el soluto se estabiliza y se mantiene disuelto en la solución acuosa.
- Coexistencia de los 3 estados físicos (gas, líquido y sólido) a temperaturas cercanas al ambiente. Esta propiedad es clave para sustentar la vida en el planeta.
- Alto punto de ebullición, a pesar de su bajo peso molecular (18,02 g/mol).
- Mayor capacidad calorífica que otros líquidos, lo que le permite amortiguar variaciones de temperaturas.
- Capacidad de solubilizar gases, tales como oxígeno (O_2), anhídrido carbónico (CO_2) y ácido sulfhídrico (H_2S).
- Presencia de reacciones y equilibrios ácido-base, procesos de gran relevancia en tratamiento y purificación de aguas.

2.2. Efecto de la temperatura sobre las propiedades del agua

La temperatura es una magnitud física que cuantifica el nivel de calor de los cuerpos o del ambiente, y cuyas unidades típicas de medida son Celsius ($^{\circ}\text{C}$) o Kelvin (K) (Real Academia Española [RAE], 2020). Las propiedades físicoquímicas del agua, los equilibrios químicos y otros mecanismos son muy dependientes de la temperatura, entre ellos:

- a) La solubilidad de solutos en agua, salvo raras excepciones, se incrementa con el aumento de la temperatura (**ver Figura 2.3**).
- b) El equilibrio iónico para sales poco solubles se modifica con la temperatura.
- c) El pH del agua se modifica levemente con las variaciones de temperatura.

Figura 2.3. Gráfica de la solubilidad en función de la temperatura a) diversos solutos (basada en Asociación Argentina de Cristalografía, 2016), b) NaCl (basada en Tang et al., 2018).



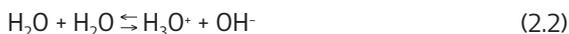
- d) La solubilidad de gases en agua, disminuye con el aumento de la temperatura.
- f) La viscosidad de agua, propiedad definida como resistencia a fluir, disminuye exponencialmente con el aumento de la temperatura.
- g) La presión osmótica de una solución acuosa se incrementa proporcionalmente con el aumento de la temperatura.
- h) Para el caso de desalación mediante osmosis inversa, el flujo de agua o velocidad de permeación a través de la membrana, se incrementa con la temperatura, es decir a mayor temperatura aumenta la producción de agua purificada.

2.3. Concepto de pH e ionización del agua

En fase líquida, una fracción de las moléculas de agua se ionizan espontáneamente produciendo un protón (de carga positiva) y un hidroxilo (de carga negativa), de acuerdo con:



donde H^+ : protón, OH^- : ion hidroxilo. Este equilibrio también se puede escribir como:



Las especies químicas ionizadas son:

- Cation H^+ (protón) ó H_3O^+ (ion hidronio): otorga el carácter (pH) ácido al agua.
- Anión OH^- (ion hidroxilo): otorga el carácter (pH) básico al agua.

Aplicando la ley de acción de masas, se obtiene la constante de equilibrio, K_{eq} :

$$K_{eq} = \frac{[\text{H}^+] + [\text{OH}^-]}{\text{H}_2\text{O}} \quad (2.3)$$

donde las concentraciones de las especies, indicadas en paréntesis de corchete, se expresan en unidad Molar (M, mol/L). Puesto que el agua se ioniza escasamente y la concentración del agua H_2O es muy alta (55,4 M) se obtiene:

$$K_{eq} - 55,4 = [\text{H}^+][\text{OH}^-] \quad (2.4)$$

$$K_w = [\text{H}^+][\text{OH}^-] \quad (2.5)$$

A la temperatura de 25°C, K_w tiene un valor igual a $1,0 \cdot 10^{-14}$. La constante K_w cuantifica el producto de disociación de protones e hidroxilos del agua. A partir de este producto iónico se establece la escala de pH, que se define como:

$$\text{pH} = -\log[\text{H}^+] \quad (2.6)$$

De igual manera, se define el pOH:

$$\text{pOH} = -\log[\text{H}^-] \quad (2.7)$$

A la temperatura de 25°C se cumple que:

$$\text{pH} + \text{pOH} = 14 \quad (2.8)$$

El pH expresa la fuerza de un ácido, propiedad que depende de su grado de disociación y de su concentración (**Figura 2.4 y Tabla 2.1**). Utilizando la escala de pH se pueden clasificar las disoluciones, según:

- $\text{pH} < 7$ disolución ácida
- $\text{pH} = 7$ disolución neutra
- $\text{pH} > 7$ disolución básica

Figura 2.4. Esquema de la escala de pH con ejemplos de algunas sustancias (basada en United States Geological Survey, 2021).



Tabla 2.1. Valores de pH para diferentes líquidos acuosos.

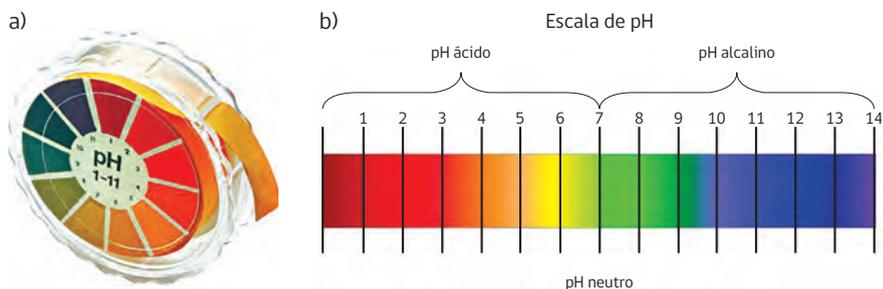
Líquido acuoso	pH
Solución amoniacal	11
Agua de mar	7,5 - 8,4
Agua pura (sin gases disueltos)	7,0
Agua de lluvia	5,2 - 5,8
Jugo de limón	2,5
Agua mineral carbonatada	2,0 - 4,0

Medición del pH

Existen diversos métodos experimentales para medir el pH de una muestra de agua, destacándose:

- **Papel pH.** Este método se basa en un papel impregnado de una mezcla de sustancias químicas (indicadores) que al ser sumergido en una disolución, adopta un color que dependerá del pH existente en la disolución. Es bastante práctico pero exhibe una pobre precisión. En la **Figura 2.5** se muestra el papel pH y los rangos de pH asociados a diferentes colores.

Figura 2.5. a) Cinta para medir pH (Ortíz y Xajil, 2016). b) Esquema de la escala de pH (basada en Lorenzo et al., 2019).



- **Equipo pHmetro de banco o en línea.** Utiliza un método electroquímico para medir el pH de una solución. El instrumento tiene dos electrodos: un electrodo de referencia (Calomel) y un electrodo de vidrio (sensible al pH) (**ver Figura 2.6**). El equipo mide una diferencia de voltaje (escala de milivolts). Cuando se sumergen los dos electrodos en la solución y se cierra el circuito se genera un

voltaje. Dicho voltaje es proporcional a la concentración del ion H⁺. Dispone de un amplificador de señal y un lector. Su rango de medición es amplio y exhibe una buena precisión. Si se calibra el instrumento con soluciones de pH conocido (soluciones tampón a pH 4, 7 y 10), y a temperatura constante, se puede establecer un voltaje de referencia contra el cual se compara el voltaje de la solución desconocida. El voltaje varía proporcionalmente con la [H⁺], luego su medición se traduce en valores de pH. Para evitar el efecto de las variaciones de temperatura, el pHmetro está dotado de un compensador de temperatura.

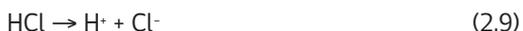
Figura 2.6. a) pHmetro de banco (laboratorio) (Hanna Instruments, s.f.), b) pHmetro en línea (para equipos de flujo continuo) (Made-in-China, 2020).



Ácidos y bases

Cuando un ácido se disuelve en agua, lo hará total o parcialmente, dependiendo de si el ácido es un electrolito fuerte o débil.

- Ácido fuerte: se disocia completamente en agua. Al agregar un ácido fuerte en agua se provoca una violenta reducción del pH. Es el caso del ácido clorhídrico (HCl):



Diversos ácidos fuertes se emplean en osmosis inversa en operaciones de pre-tratamiento y en la limpieza de membranas, entre ellos el ácido sulfúrico (H₂SO₄), el ácido nítrico (HNO₃) y también el ácido clorhídrico (HCl). Es usual que el agua

de alimentación se acidifique ligeramente con el objetivo de minimizar la precipitación de sales parcialmente solubles, como el carbonato cálcico (dureza) durante la osmosis inversa.

- Ácido débil: se disocia parcialmente en agua. Ejemplos: ácidos acético, cítrico, bórico, sulfhídrico, fosfórico, carbónico, etc. Un ácido débil provoca cambios leves en el pH. En ambiente acuoso, se ionizará produciendo iones H^+ según sea el valor de su constante de equilibrio, o constante de acidez (K_a). Es el caso del ácido acético, cuya ecuación de disociación es:



La constante de equilibrio para la disociación del ácido acético será:

$$K_a = \frac{[H^+][CH_3COO^-]}{[CH_3COOH]} = 1,85 \cdot 10^{-5} \quad (2.11)$$

La fortaleza de un ácido (capacidad para ionizarse en agua) puede medirse mediante el valor de su pK_a , que se define como:

$$pK_a = -\log(K_a) \quad (2.12)$$

Algunos comentarios:

- A mayor pK_a , menor constante de acidez K_a , menor disociación del ácido, ácido más débil.
- A menor pK_a , mayor constante de acidez K_a , mayor disociación del ácido, ácido más fuerte. Los ácidos fuertes tienen valores de $pK_a < 1$ y están completamente disociados en agua a $pH > 3,5$.

La **Tabla 2.2** muestra la tendencia de pK_a según la condición de ácidos fuertes, moderados y débiles disueltos en agua a 25°C.

Al igual que un ácido, cuando una base se disuelve en agua y dependiendo de su grado de ionización se tendrá:

Base fuerte: se disocia completamente en agua. Ejemplo: hidróxido de sodio (NaOH):



Otras bases fuertes son: hidróxido de litio (LiOH), hidróxido de potasio (KOH). Al agregar una base fuerte en agua se provoca un aumento drástico del pH.

Tabla 2.2. Valores de pK_a de algunos ácidos disueltos en agua, a 25°C.

Ácido	Nombre	pK_a	 Ácido fuerte Ácido débil
HCl	Clorhídrico	...	
H ₂ SO ₄	Sulfúrico	...	
HSO ₄ ⁻	Bisulfato	1,992	
CO ⁻²	Carbonato	3,701	
CH ₃ COOH	Acético	4,733	
H ₂ CO ₃	Carbónico	6,352	
HS ⁻	Bisulfuro	6,900	
H ₂ S	Sulfhídrico	7,100	
HCO ₃ ⁻	Bicarbonato	10,30	

Base débil: se disocia parcialmente en agua. Ejemplos: amoníaco, hidróxido de amonio, etc. Una base débil provoca cambios leves en el pH, debido a que entregará iones OH⁻ en la medida del valor de la constante de equilibrio o constante de basicidad (K_b). Es el caso del hidróxido de amonio:



Durante el tratamiento de aguas mediante osmosis inversa, el pH del agua es una variable que permite controlar los problemas asociados al ensuciamiento de las membranas provocados por solutos de solubilidad parcial. En este sentido:

- Si el pH > 7 se tendrá un líquido básico o incrustante.
- Si el pH < 7 se tendrá un líquido ácido o corrosivo.

Bajo estas condiciones, un pH alto favorece las precipitaciones o incrustaciones de las sales alcalinotérreas, mientras que un pH bajo favorece la corrosión del equipo.

Ejemplo 2.1. Una empresa desaladora procesa agua salobre para ser usada en agricultura y ha medido el pH del agua que ingresa al proceso mediante papel pH, resultando un color verde oscuro. ¿Qué pH tiene esta agua salobre?

Solución: De acuerdo a la coloración que indica el papel pH, el agua salobre tiene un pH cercano a 8. Este valor es levemente superior a lo esperado, y se asemeja al valor típico del pH del agua de mar ($8,10 \pm 0,02$), que es

relativamente constante e independiente de la temperatura y la presencia de material biológico. Por lo tanto, este pH obtenido es debido a los iones carbonato, sulfato y otros presentes, que otorgan un valor ligeramente alcalino.

Ejemplo 2.2. Una empresa desaladora utiliza membranas de acetato de celulosa, por lo cual se dosifica con ácido sulfúrico sus 475 m³/h de agua salobre, para pasar de pH 8 a pH 5, lo que permite retardar la hidrólisis de la membrana y aumentar su vida útil. Se sabe que se utiliza una solución de ácido sulfúrico al 98% y densidad de 1830 g/L. Determine la dosis de ácido que debe inyectarse al flujo de agua de mar.

Solución: De acuerdo a la Ecuación 2.6, el agua de mar tiene una concentración de H⁺ de 10⁻⁸ mol/L, y con la dosificación de ácido se espera que alcance una concentración de H⁺ de 10⁻⁵ mol/L.

En principio, se puede suponer que el flujo de ácido es muy bajo con respecto al flujo de agua de mar, por lo tanto, los moles de H⁺ necesarios para que el flujo de agua salobre conocido tenga un pH 5 es:

$$\text{Flujo de moles de H}^+ = 475.000 \frac{\text{L}}{\text{h}} \cdot 10^{-5} \frac{\text{mol}}{\text{L}}$$

$$\text{Flujo de moles de H}^+ = 4,75 \frac{\text{mol}}{\text{h}}$$

Por otro lado, el flujo de moles de H⁺ en la alimentación es:

$$\text{Flujo de moles de H}^+ = 475.000 \frac{\text{L}}{\text{h}} \cdot 10^{-8} \frac{\text{mol}}{\text{L}}$$

$$\text{Flujo de moles de H}^+ = 0,00475 \frac{\text{mol}}{\text{h}}$$

Dado que los moles de H⁺ en el agua salobre son muy bajos comparados con los moles de H⁺ necesarios, se estima que se deben dosificar 4,75 moles de H⁺/h para cumplir la disminución desde pH 8 a pH 5.

Como cada mol de ácido sulfúrico se disocia en dos moles de H⁺ y un mol de ion sulfato, entonces se necesitan 2,38 moles de H₂SO₄/h. Sabiendo que el

peso molecular del ácido sulfúrico es 98,09 g/mol, entonces, el flujo másico requerido es:

$$\text{Flujo másico de H}_2\text{SO}_4 = 2,38 \text{ moles } \frac{\text{H}_2\text{SO}_4}{\text{h}} \cdot 98,09 \frac{\text{g}}{\text{mol}}$$

$$\text{Flujo másico de H}_2\text{SO}_4 = 232,96 \text{g } \frac{\text{H}_2\text{SO}_4}{\text{h}}$$

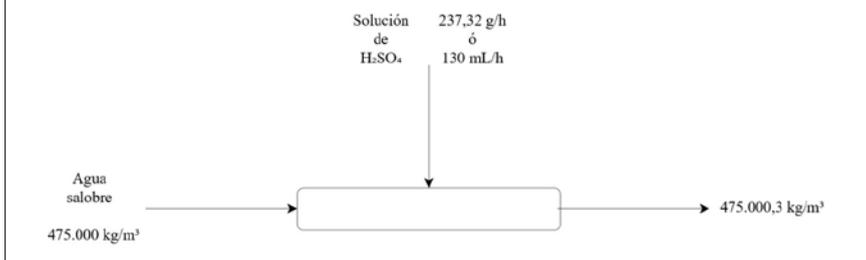
Como la solución está al 98%, entonces el flujo másico de solución es 237,72 g/h. Por lo tanto, se válida la suposición de que el flujo másico de dosificación es muy bajo con respecto al flujo de agua salobre (475.000 g/h). Luego, como la densidad del ácido es 1830 g/L, entonces el caudal de dosificación es:

$$\text{Dosificación} = \frac{237,72}{1830}$$

$$\text{Dosificación} = 0,130 \frac{\text{L}}{\text{h}}$$

$$\text{Dosificación} = 130 \frac{\text{mL}}{\text{h}}$$

Por lo tanto, el esquema de la dosificación resulta:



2.4. Tipos de solutos presentes en aguas

Existen muchos tipos de solutos, predominantemente sales, que se encuentran disueltos en agua. Sus pequeñas dimensiones, a escala atómica, les permite solubilizarse en diferentes concentraciones. La cantidad de un soluto en agua permite definir si se encuentra en un nivel diluido, concentrado, saturado o sobresaturado.

Los solutos pueden pertenecer a cualquier familia química. En particular, para el caso del agua de mar, gran parte los solutos son sales con estructura cristalina. En la **Tabla 2.3** se indican los principales elementos presentes en agua de mar, expresados en (mg/L) o (ppm). Normalmente, cuando la concentración es igual o menor a 0,001 ppm se utiliza la unidad ppb (1 ppb = 0,001 ppm). No se incorporan el oxígeno y el hidrógeno porque son los elementos que constituyen la molécula de agua.

Tabla 2.3. Composición (ppm) del agua de mar con una salinidad total del 3,5% (Turekian, 1968).

Elemento	Composición (ppm)	Elemento	Composición (ppm)
Cloro (cloruro)	19.400	Níquel	0,00660
Sodio	10.800	Zinc	0,00500
Magnesio	1.290	Hierro	0,00340
Azufre	904	Uranio	0,00330
Calcio	411	Arsénico	0,00260
Potasio	392	Vanadio	0,00190
Bromo	67,3	Aluminio	0,00100
Carbono	28,0	Molibdeno	0,00100
Ion Nitrógeno	15,5	Titanio	0,00100
Flúor	13,0	Cobre	0,00090
Estroncio	8,10	Selenio	0,00090
Boro	4,45	Estaño	0,00081
Silicio	2,90	Manganeso	0,00040
Litio	0,17	Cobalto	0,00039
Rubidio	0,12	Antimonio	0,00033
Fósforo	0,088	Cesio	0,00030
Yodo	0,064	Plata	0,00028
Bario	0,021	Otros componentes	0,00070

La composición química de aguas salobres es más variada que la del agua de mar, ya que depende fuertemente de las características de suelo, estacionalidad, nivel de pluviosidad, factores geológicos, etc. En la **Tabla 2.4** se muestra la composición química típica del agua del Río Camarones (Región Arica y Parinacota) expresada como iones, junto con la interpretación de la normativa de agua de riego, observándose que es agua salobre (< 2000 ppm STD) con alto contenido de boro.

Tabla 2.4. Composición química del agua del Río Camarones y comparación de valores respecto de la NCh1333 de agua para riego.

Iones	Concentración	Unidad	Interpretación para riego		
			NCh1333 Límite máx	Agronómico Riesgo de uso	
				Ninguno	Alto
Arsénico total	0,6	mg/L	0,1		
Boro	13,5	mg/L	0,75	<0,5	>2
Calcio	140	mg/L			
Magnesio	195	mg/L			
Sodio	380	mg/L	**	<70	>200
Potasio	6,5	mg/L			
Cloruro	780	mg/L	200	<140	>350
Cromo	<0,05	mg/L	0,1		
Estroncio	0,93	mg/L			
Cobre	<0,05	mg/L	0,2		
Hierro	<0,05	mg/L	5		
Cinc	<0,05	mg/L	2		
Manganeso	<0,05	mg/L	0,2		0,2
Plomo	0,078	mg/L	5		
Cadmio	<0,01	mg/L	0,01		
Sulfato	290	mg/L	250		
Bicarbonato	85,4	mg/L		<90	>500
Carbonato	22,3	mg/L			
Nitrato	0	mg/L			
Flúor	0,70	mg/L	1		
Sílice	59,2	mg/L			
Turbiedad	14,5				
Conductividad	3,56	dS/m			
pH	8,16	adim	5,5 - 9,0	6,5 - 8,4	
TDS	2200	mg/L			

Nota: ** Límite Sodio porcentual 35%.

2.5. Salinidad del agua

La salinidad es una propiedad fisicoquímica importante en aguas naturales, salobres y saladas, y también en aquellas descargadas como residuos industriales líquidos

(Riles). La salinidad se relaciona con el tipo y concentración de sales disueltas en un volumen determinado de agua. Esta propiedad se reporta en PSU (acrónimo en inglés de unidades prácticas de salinidad) o en partes por millón (ppm, mg/L), es decir, un agua de mar con 3,5% de salinidad es equivalente a 35 PSU = 35.000 ppm.

Los tipos de agua se pueden clasificar según su nivel de salinidad (**ver Tabla 2.5**). El contenido de sales influye en las propiedades físicas y químicas del tipo de agua.

Tabla 2.5. Tipos de agua según su salinidad (ppm).

Salinidad (ppm)	Tipo de agua	Ejemplo
0,5 - 5,0	Destilada	Agua desmineralizada
20 - 1000	Dulce	Agua potable
1000 - 10.000	Salobre	Río Loa
10.000 - 40.000	Salada	Océano
50.000 - 150.000	Salmuera	Mezcla para encurtidos
>150.000	Hipersalina	Mar Muerto

Las proporciones de las diferentes sales en diferentes tipos de agua de mar son siempre las mismas, y las diferencias de salinidad en las zonas geográficas, se deben a la evaporación o a la adición de agua dulce de los ríos, o a la congelación o descongelamiento del agua (**ver Figura 2.7 y Tabla 2.6**).

Figura 2.7. Atlas oceanográfico con la distribución media de salinidad (PSU) entre 1955 -2017 (National Center for Environmental Information [NCEI], 2020).

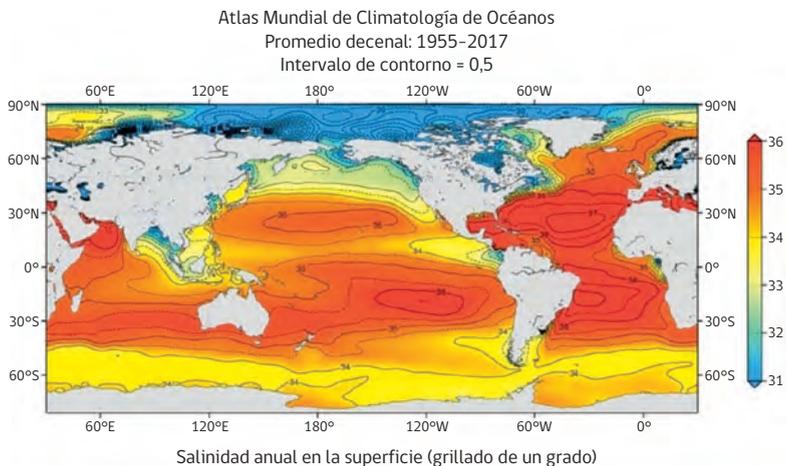


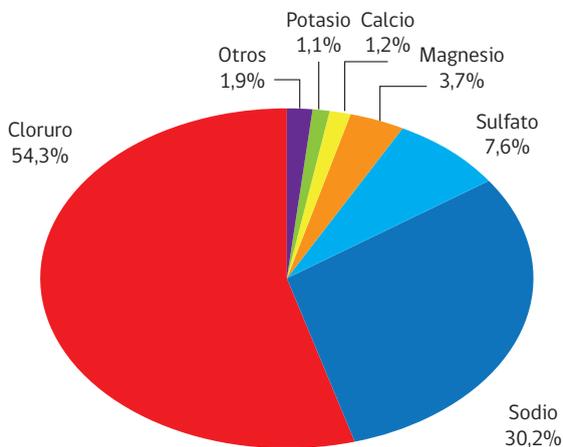
Tabla 2.6. Caracterización típica de agua de mar.

Especie química (ppm), STD (ppm) y pH	Golfo Árábigo	Mediterráneo	Golfo Pérsico	Pacífico	Atlántico
Sodio	17.570	11.180	12.300	12.220	11.520
Potasio	486	478	470	286	460
Calcio	620	471	570	300	470
Magnesio	2.100	1.360	1.700	730	1.320
Cloruro	35.600	20.530	24.500	18.760	20.600
Sulfato	4.280	2.490	3.400	2.790	2.910
Bicarbonato	125	208	185	170	134
STD (*)	55.780	36.720	47.000	35.000	37.830
pH	8,2	7,9	8,2	7,6	8,1

Nota: STD, sólidos totales disueltos (ppm)

El agua de mar está compuesta, en promedio, de un 96,5% de agua y un 3,5% de sustancias disueltas (mayormente sales). El contenido de los iones de Cl^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , y K^+ representa más del 99% del total de sales en el océano. El ion sodio es el catión más abundante (aproximadamente 30,2%), mientras que el ion cloruro es el anión principal (aproximadamente 54,3%) (**ver Figura 2.8**).

Figura 2.8. Distribución del porcentaje de sales disueltas en agua de mar (en base seca) (basada en Pontificia Universidad Católica de Chile, 2021).



En la **Tabla 2.7** se entrega, para efectos comparativos, valores aproximados de concentración de los iones más comunes en cuerpos de aguas superficiales, agua de mar y agua subterránea. Los iones y los elementos presentes en cuerpos de agua naturales se originan de procesos de mineralización y desgaste de las rocas que forman la corteza terrestre y de emanaciones del manto terrestre, a través de la actividad volcánica. No se ha incluido el boro, cuyo nivel de concentración es relevante para cultivos agrícolas y también para consumo humano. Este compuesto será analizado más adelante.

Tabla 2.7. Composiciones promedio de solutos iónicos presentes en aguas.

Iones	Agua superficial (ppm)	Agua de mar (ppm)	Agua subterránea (ppm)
Aniones			
Carbonato	58,5	140	110
Sulfato	15,2	2.750	250
Cloruro	25,2	19.400	40
Cationes			
Calcio	26,5	411	40
Magnesio	12,1	1.290	25
Sodio	110	10.800	30
Potasio	45,0	392	5

En resumen, las aguas dulces y/o salobres se diferencian del agua salada fundamentalmente en su menor contenido salino, y en particular por su baja concentración en cloruro de sodio (NaCl). Al respecto, la osmosis inversa permite separar cloruros y sodio con eficiencias superiores al 98%, obteniendo un producto (agua desalada) de bajo contenido salino total.

Ejemplo 2.3. Se empleará osmosis inversa para purificar agua proveniente de pozos para cultivos en invernaderos. El agua tiene una salinidad total promedio de 3.354 ppm. De acuerdo al nivel de salinidad ¿Qué tipo de agua tiene la fuente hídrica? ¿Qué nivel de salinidad debería tener el agua producto para ser utilizada en cultivos agronómicos?

Solución: De acuerdo a la Tabla 2.5, el agua es de tipo salobre. Para utilizar el recurso en riego de los cultivos se deberá bajar la salinidad a menos de 1000 ppm, valor considerado como salinidad total. En este ejemplo no se analiza la eventual presencia de elementos fitotóxicos específicos como el boro.

2.6. Conductividad eléctrica del agua

La salinidad total presente en una solución se puede relacionar con la conductividad eléctrica del líquido. Los iones de solutos salinos (NaCl, KCl, CaCl₂, etc.) son pequeños y de carga eléctrica relativamente alta, por lo que presentan una alta movilidad iónica. Cuando se impone una diferencia de potencial eléctrico se manifiesta la conductividad eléctrica.

La conductividad eléctrica se rige por la ley de Ohm (Ecuación 2.15), y si la diferencia de potencial y la corriente son constantes, entonces la conductividad es la constante de proporción entre la densidad de corriente y el campo eléctrico.

$$I = \frac{\Delta V}{R} \quad (2.15)$$

$$\vec{J} = \sigma \vec{E} \quad (2.16)$$

donde I es la intensidad de corriente (A), ΔV es la diferencia de potencial (V), R es la resistencia eléctrica (ohm), \vec{J} es la densidad de corriente (A/m²), \vec{E} es el campo eléctrico (V/m) y σ es la conductividad de la disolución acuosa (Siemens/m). Para el caso de líquidos las conductividades son bajas y se emplea la unidad μ Siemens/m = μ S/m. La unidad Siemens es el recíproco del ohm. Los factores de conversión de unidades que se utilizan son:

$$\frac{1}{\text{ohm}} = \text{mho} = 1 \text{ Siemens (s)}$$

$$\frac{1 \text{ miliSiemens}}{\text{m}} = \frac{1 \text{ mS}}{\text{m}} = 10^{-2} \frac{\text{dS}}{\text{m}}$$

$$\frac{1 \text{ mS}}{\text{m}} = 10^{-3} \frac{\text{mho}}{\text{m}} = 10^3 \frac{\mu\text{mho}}{\text{m}} = 10 \frac{\mu\text{mho}}{\text{cm}} = 10 \frac{\mu\text{S}}{\text{cm}}$$

El agua ultrapura a 20°C, posee una conductividad eléctrica específica muy pequeña, cercana a los $0,05 \cdot 10^{-6}$ (S/cm), es decir 0,05 (μ S/cm). Los iones de sales inorgánicas (Cl⁻, Na⁺, NO₃⁻, SO₄⁻²) disueltos en agua son relativamente buenos

conductores de la corriente eléctrica. Cuando se disuelven estos electrolitos, la conductividad del agua se incrementa notablemente. En cambio, las moléculas de compuestos orgánicos que no se disocian en agua (ej. aceite, parafina, alcohol y azúcar) son malos conductores de la corriente eléctrica y no contribuyen a la conductividad de la solución.

El agua de mar, cuyo contenido en NaCl es equivalente a unos 35 g/L, tiene una conductividad eléctrica cercana a los 50.000 (μS/cm). Algunas aguas superficiales como la del río Camarones en la región de Arica y Parinacota, presentan conductividades variables entre 2.000 y 4.000 (μS/cm). Otros valores, según el tipo de agua, se encuentran en la **Tabla 2.8**.

Tabla 2.8. Valores de conductividad de muestras típicas de agua, a 25°C.

Tipo de agua	STD (ppm)	Conductividad (μS/cm)
Agua ultrapura	0,05	0,08
Agua destilada	0,5 a 3	0,8 a 5
Agua desmineralizada para calderas	1 a 10	1,5 a 15
Agua potable	100 a 500	150 a 800
Agua de mar	20.000 a 55.000	32.000 a 85.000

La conductividad se mide empleando un conductímetro. La ecuación para la conductividad es:

$$k = \frac{G \cdot \delta}{A} \quad (2.17)$$

donde G es la conductancia (recíproco de la resistencia eléctrica R) que se mide utilizando dos electrodos inmersos en una muestra del líquido a analizar, S es el área de cada electrodo (cm²), δ es la distancia entre los electrodos (cm) y k es la conductividad eléctrica del líquido (mho/cm).

A mayor pureza del agua, es decir menor concentración de sales disueltas, menor es la conductividad del agua, es decir, mayor es la resistencia del medio a la transmisión de la corriente eléctrica.

Puesto que la conductividad es proporcional a la concentración de sales o salinidad del agua y su medición es fácil de realizar, durante la osmosis inversa se monitorea la calidad del agua producto, midiendo la conductividad eléctrica del líquido.

Para calcular la concentración de sólidos totales disueltos (mg/L) a partir de mediciones de la conductividad, se emplean ecuaciones lineales que multiplican la conductividad por un factor empírico. Una relación útil (aproximada) a 25°C es:

$$\text{STD} = 0,64 \cdot k \quad (2.18)$$

donde STD es la concentración de sólidos totales disueltos (expresada en ppm ó mg/L) y k es la conductividad eléctrica en $\mu\text{S}/\text{cm}$. El factor empírico varía entre 0,6 y 0,7 dependiendo del tipo y concentración de especies iónicas en solución, aunque el valor 0,64 es el más empleado. Dado que el flujo eléctrico en agua aumenta con la temperatura, se sugiere un factor de corrección del 2% por cada °C de variación de temperatura.

Ejemplo 2.4. Una muestra de agua proveniente de pozos en la localidad costera de Llico, Región del Maule (Chile) presenta una conductividad eléctrica igual a 6850 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Determinar la concentración de sólidos totales disueltos, y dar una explicación a este valor.

Solución: Aplicando la Ecuación 2.18 y considerando que la conductividad eléctrica es 6850 $\mu\text{S}/\text{cm}$, se obtiene una salinidad expresada en ppm igual a:

$$\text{STD} = 0,64 \cdot 6.850$$

$$\text{STD} = 4.384 \frac{\text{mg}}{\text{L}}$$

La alta salinidad de este cuerpo de agua se debe a la natural infiltración de agua de mar, que provoca contaminación de los pozos utilizados para dotar de agua potable a la población.

2.7. Solubilidad de sales en agua

La solubilidad es la capacidad de un compuesto a disolverse en un medio líquido (acuoso). Para medir la solubilidad de un compuesto se realiza una solución saturada, es decir, con un exceso del compuesto y se mide el contenido resultante del soluto en la fase líquida.

En aguas es común hablar de sales. Una sal es un compuesto químico que en solución produce un catión diferente del H^+ y un anión. Hay un extenso rango de solubilidades, que pueden clasificarse en:

a) Sales solubles: forman soluciones cuya concentración es mayor que 0,1 M.

Ejemplos:

- Todos los nitratos, nitritos, percloratos, cloratos y acetatos.
- Cloruros, bromuros y yoduros, excepto los de Ag^+ , Hg_2^{+2} , Pb^{+2} .
- Sulfatos, excepto los de Ba^{+2} , Sr^{+2} , Pb^{+2} .
- Sales que producen iones Na^+ , K^+ , NH_4^+ .

b) Sal parcialmente soluble: entre 0,01 M y 0,1 M

c) Sal insoluble: solubilidad menor de 0,01 M

Ejemplos de sales poco solubles e insolubles:

- Todos los hidróxidos metálicos, excepto los de Na^+ , K^+ y NH_4^+ .
- Carbonatos (CO_3^{-2}) y fosfatos, excepto los de Na^+ , K^+ y NH_4^+ .
- Sulfuros, excepto los de Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Mg^{+2} , Ca^{+2} , Sr^{+2} , Ba^{+2} y Al^{+2} .

Las aguas naturales, salobres y saladas, contienen sales de diferente solubilidad. Las sales solubles aportarán presión osmótica a la solución, mientras que las sales poco solubles susceptibles de precipitar si superan el nivel de solubilidad, pueden provocar problemas severos de ensuciamiento de un equipo de osmosis inversa. Por tal razón, es muy importante disponer de un completo análisis (analítica) fisicoquímico del agua de alimentación, con el objeto de identificar los diferentes iones presentes, en particular aquellos que presentan solubilidad parcial. Dependiendo de la concentración, temperatura y pH, algunos compuestos pueden precipitar sobre las membranas provocando ensuciamiento que puede ser irreversible. Es el caso del carbonato de bario, carbonato de calcio, hidróxidos de magnesio y de manganeso, entre otros.

Dado que la determinación del contenido total de sales requiere de análisis químicos que consumen mucho tiempo, se utilizan métodos indirectos para estimar la salinidad. Se puede determinar la salinidad de un cuerpo de agua a base de mediciones de conductividad eléctrica, densidad o bien índice de refracción. Existen programas, basados en cálculos de Kps que permiten determinar los límites de solubilidad y recuperación volumétrica en osmosis inversa.

Extensión a sales poco solubles. Producto de solubilidad, Kps

La solubilidad de sales poco solubles o insolubles está determinada por el equilibrio químico. Analizando el caso del cloruro de plata cuando se disuelve en agua pura, la ecuación para la disociación del cloruro de plata es:



donde, $\text{AgCl}_{(s)}$ es la sal sólida, Ag^+ y Cl^- los iones, catión y anión, en solución acuosa. Este compuesto presenta una bajísima solubilidad en agua. Expresando la reacción anterior en función de la constante de equilibrio se obtiene:

$$K = \frac{[\text{Ag}^+][\text{Cl}^-]}{[\text{Ag}^+\text{Cl}_{(s)}]} \quad (2.20)$$

Puesto que la concentración de un sólido es constante, se define la constante producto de solubilidad, K_{ps} :

$$K_{ps} = [\text{Ag}^+][\text{Cl}^-] \quad (2.21)$$

Si se mide la concentración de los iones en solución se obtienen $1,34 \cdot 10^{-5}$ mol/L para cada ion. Esto significa que el K_{ps} del cloruro de plata es:

$$K_{ps} = (1,34 \cdot 10^{-5})(1,34 \cdot 10^{-5}) \quad (2.22)$$

$$K_{ps} = 1,80 \cdot 10^{-10} \quad (2.23)$$

De esta forma, el producto de solubilidad es el producto entre la concentración de los iones que se encuentran disueltos en el medio acuoso y se ocupa para solutos poco solubles. A mayor K_{ps} mayor solubilidad, y a menor K_{ps} implica menor solubilidad de una sal (**ver Tabla 2.9**).

Tabla 2.9. Valores de productos de solubilidad (K_{ps}) a 25°C, de sales poco solubles que se encuentran en cuerpos de agua.

Compuesto	K_{ps}	Compuesto	K_{ps}
$\text{Al}(\text{OH})_3$	$3,0 \times 10^{-34}$	$\text{Mg}(\text{OH})_2$	$7,1 \times 10^{-12}$
BaCO_3	$5,0 \times 10^{-9}$	$\text{Mn}(\text{OH})_2$	$2,0 \times 10^{-13}$
BaCrO_4	$2,1 \times 10^{-10}$	Hg_2Cl_2	$1,2 \times 10^{-18}$
BaF_2	$1,7 \times 10^{-6}$	AgBrO_3	$5,5 \times 10^{-5}$
BaSO_4	$1,1 \times 10^{-10}$	AgBr	$5,0 \times 10^{-13}$
CaCO_3	$4,5 \times 10^{-9}$	AgCl	$1,8 \times 10^{-10}$
CaF_2	$3,9 \times 10^{-11}$	Ag_2CrO_4	$1,2 \times 10^{-12}$
CaSO_4	$2,4 \times 10^{-5}$	AgI	$8,3 \times 10^{-17}$
$\text{Cu}(\text{OH})_2$	$4,8 \times 10^{-20}$	AgSCN	$1,1 \times 10^{-12}$
$\text{Cu}(\text{IO}_3)_2$	$7,4 \times 10^{-8}$	ZnCO_3	$1,0 \times 10^{-10}$
$\text{La}(\text{OH})_3$	$2,0 \times 10^{-21}$	$\text{Zn}(\text{OH})_2$ amorfo	$3,0 \times 10^{-16}$
PbSO_4	$1,6 \times 10^{-8}$	$\text{Zn}(\text{OH})_2$ cristalino	$6,0 \times 10^{-17}$

Ejemplo 2.5. Se analiza la solubilidad del carbonato de bario, BaCO_3 , en agua pura. Su producto de solubilidad, K_{ps} , es igual a $5,0 \cdot 10^{-9}$. Determinar la solubilidad de la sal en agua pura.

Solución: La reacción de equilibrio es:



La expresión de equilibrio es:

$$K_{ps} = [\text{Ba}^{+2}] [\text{CO}_3^{-2}] = 5,0 \cdot 10^{-9}$$

Las unidades de concentración son moles/L. Por cada mol del catión Ba^{+2} que se disuelve, hay también un mol del anión carbonato CO_3^{-2} . Puesto que la disolución se verifica en agua pura, no hay otras fuentes de estos iones en la solución. Luego:

$$[\text{Ba}^{+2}] = [\text{CO}_3^{-2}]$$

De esta forma, reemplazando en la ecuación del producto de solubilidad se obtiene:

$$[\text{Ba}^{+2}] [\text{CO}_3^{-2}] = 5,0 \cdot 10^{-9}$$

Por lo tanto,

$$[\text{Ba}^{+2}] = 7,07 \cdot 10^{-5}$$

valor que corresponde a la concentración del catión Ba^{+2} disuelto, y que también es la concentración del anión CO_3^{-2} . Considerando la reacción de equilibrio se deduce que ésta es la misma cantidad de moles que se disuelven en 1 L de solución. Luego, la solubilidad del BaCO_3 es $7,07 \cdot 10^{-5}$ M.

El peso molecular del carbonato de bario es 197,34 g/mol, luego se tendrá que la solubilidad de la sal es:

$$7,07 \cdot 10^{-5} \cdot 197,34 = 0,01395 \frac{\text{g}}{\text{L}}$$

Es decir 13,95 g/m³, lo cual es equivalente a 13,95 ppm.

Balance iónico en soluciones complejas

Cuando se tienen múltiples especies disueltas en agua, solubles y poco solubles, los equilibrios se complican debido a que unas especies dependerán de la presencia de las otras. Existen programas para el diseño de plantas de OI que calculan las concentraciones de los compuestos, considerando balances iónicos y las solubilidades de cada especie. Dos ejemplos de estos programas son ROPRO y ROSA.

2.8. Densidad del agua

La densidad se define como la proporción entre la masa y el volumen de una sustancia, de acuerdo con la ecuación siguiente:

$$\rho = \frac{m}{V} \quad (2.24)$$

donde, ρ es la densidad (kg/m^3), m es la masa (kg) y V es el volumen (m^3). La **Tabla 2.10** muestra la débil dependencia de la densidad del agua con respecto a la presión, en el rango de presión de operación de un sistema de OI. El agua tiene la particularidad de que la densidad a 4°C y 1 atm ($0,01325 \text{ MPa}$) es 1000 kg/m^3 .

Tabla 2.10. Densidad (kg/m^3) del agua líquida en función de la temperatura ($^\circ\text{C}$) y presión (MPa).

Presión (MPa)	0,101325	0,5	0,7	1,0	1,4	2,0	3,0	7,0
Temp. ($^\circ\text{C}$)								
0	999,82	1.000,04	1.000,14	1.000,29	1.000,49	1.000,79	1.001,29	1.003,29
20	998,29	998,48	998,57	998,70	998,88	999,15	999,61	1.001,42
40	992,25	992,45	992,54	992,67	992,84	993,10	993,54	995,27
60	983,13	983,33	983,42	983,55	983,72	983,98	984,41	986,15

La densidad del agua de mar depende de la temperatura y salinidad. La **Tabla 2.11** muestra algunos datos (Fofonoff & Millard Jr., 1983).

Tabla 2.11. Valores de la densidad (kg/m^3) del agua de mar en función de la temperatura y la salinidad a 1 atm.

Salinidad (PSU)	1	5	10	20	25	30
Temp. (°C)						
0	999,34	1.003,91	1.007,96	1.016,01	1.020,04	1.024,07
5	999,23	1.003,95	1.007,91	1.015,81	1.019,76	1.023,71
10	999,51	1.003,61	1.007,50	1.015,27	1.019,16	1.023,05
15	999,88	1.002,95	1.006,78	1.014,44	1.018,28	1.022,12
20	998,97	1.002,01	1.005,79	1.013,36	1.017,15	1.020,95
25	997,80	1.000,81	1.004,56	1.012,05	1.015,81	1.019,57
30	996,40	999,38	1.003,10	1.010,53	1.014,25	1.017,99
35	994,78	997,74	1.001,43	1.008,81	1.012,51	1.016,22
40	992,96	995,91	999,58	1.006,92	1.010,59	1.014,28
45	990,96	993,90	997,55	1.004,86	1.008,52	1.012,19
50	988,80	991,73	995,38	1.002,67	1.006,32	1.009,97
55	986,51	989,44	993,09	1.000,37	1.004,01	1.007,65
60	984,12	987,06	990,71	998,00	1.001,64	1.005,28

Salinidad (PSU)	35	40	50	60	70	80
Temp. (°C)						
0	1.028,11	1.032,15	1.040,25	1.048,39	1.056,57	1.064,80
5	1.027,68	1.031,65	1.039,61	1.047,62	1.055,67	1.063,77
10	1.026,95	1.030,86	1.038,71	1.046,61	1.054,55	1.062,55
15	1.025,97	1.029,83	1.037,59	1.045,39	1.053,25	1.061,16
20	1.024,76	1.028,58	1.036,26	1.043,98	1.051,76	1.059,60
25	1.023,34	1.027,13	1.034,73	1.042,39	1.050,10	1.057,87
30	1.021,73	1.025,48	1.033,03	1.040,63	1.048,28	1.055,99
35	1.019,93	1.023,66	1.031,15	1.038,70	1.046,30	1.053,96
40	1.017,97	1.021,68	1.029,13	1.036,62	1.044,18	1.051,79
45	1.015,87	1.019,55	1.026,96	1.034,41	1.041,92	1.049,49
50	1.013,63	1.017,30	1.024,68	1.032,10	1.039,57	1.047,09
55	1.011,31	1.014,97	1.022,32	1.029,71	1.037,15	1.044,64
60	1.008,93	1.012,59	1.019,93	1.027,30	1.034,72	1.042,18

Relación entre densidad y viscosidad

La densidad y la viscosidad son parámetros fisicoquímicos dependientes de la temperatura y en menor grado de la salinidad presente en muestras de agua. En particular, la viscosidad disminuye drásticamente con el aumento de la temperatura (ver **Tabla 2.12**).

Los valores de la densidad y la viscosidad son importantes para el diseño de los pretratamientos físicos de una planta de osmosis inversa y la operación de la bomba de alta presión de osmosis inversa.

Tabla 2.12. Valores de densidad y viscosidad en función de la temperatura.

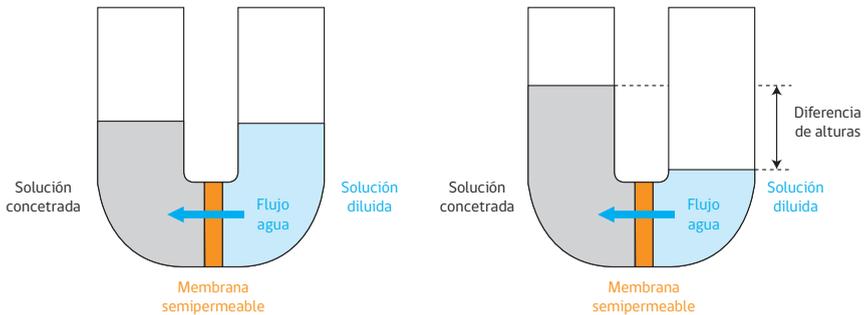
Temperatura (°C)	Densidad (kg/m ³)	Viscosidad (cP)
10	999,7	1,3070
20	998,3	1,0020
30	995,6	0,7977
40	992,3	0,6532
50	988,1	0,5470
60	983,1	0,4665
70	977,8	0,4040
80	971,8	0,3544
90	965,3	0,3145

Nota: 1 centipoise (cP) = $1 \cdot 10^{-2}$ (g/cm · s) = $1 \cdot 10^{-3}$ (kg/m · s)

2.9. Presión osmótica

La osmosis natural es el proceso de transporte de agua a través de una membrana semipermeable, que separa dos compartimentos, uno con agua pura y el otro con una solución acuosa de un soluto (por ejemplo cloruro de sodio). Este gradiente de concentraciones provoca naturalmente una presión que impulsa un flujo de agua desde el agua pura hasta la solución. El soluto (sal) no se transfiere a través de la membrana, de esta manera la solución se irá diluyendo gracias al aporte de agua pura (**Figura 2.9**).

Figura 2.9. Esquema del proceso de osmosis natural a) inicial y b) final (equilibrio) (basada en Carbotecnia, 2021).



La presión osmótica (π) de la solución acuosa se calcula mediante la Ecuación de Van't Hoff:

$$\pi = \phi \cdot C \cdot R \cdot T \quad (2.25)$$

donde, π es la presión osmótica de la solución (atm), C es la concentración (mol/L), R es la constante universal de los gases ($0,08206 \text{ L} \cdot \text{atm}/(\text{mol} \cdot \text{K})$) y T es la temperatura absoluta (K).

El parámetro ϕ se denomina "factor de disociación" y corresponde al número de iones que forman cuando una molécula de soluto se solubiliza disociándose. Es el caso del cloruro de sodio, NaCl, electrolito fuerte que se ioniza completamente:



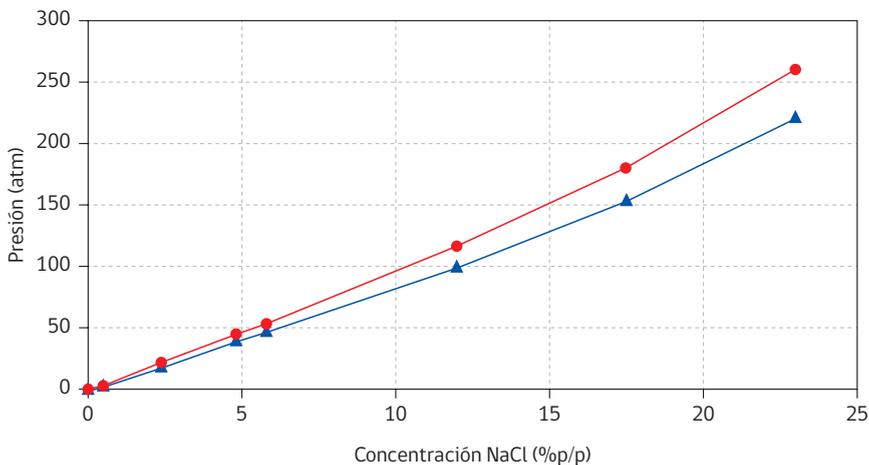
Por cada molécula de NaCl que se disocia, se producen dos iones independientes. Esto significa que el factor de disociación para el cloruro de sodio es 2. En la **Tabla 2.13** se muestran diversos solutos iónicos con sus respectivos factores de disociación. Para el caso de un soluto que no se ioniza, por ejemplo azúcar (sacarosa) su factor f tiene un valor igual a 1.

Tabla 2.13. Solutos iónicos y factores de disociación.

Soluto	Fórmula	Factor de disociación (ϕ)
Cloruro de Sodio	NaCl	2
Cloruro de Potasio	KCl	2
Cloruro de Calcio	CaCl ₂	3
Nitrato de Sodio	NaNO ₃	2
Azúcar (Sacarosa)	C ₁₂ H ₂₂ O ₁₁	1

La **Figura 2.10** muestra los datos de presión osmótica en función de la concentración (% peso/peso) de cloruro de sodio disuelto en agua. Se puede observar que (1) la temperatura aumenta el efecto osmótico dada una concentración de sal, y (2) para concentraciones superiores al 8% se pierde la linealidad predicha por la Ecuación de Van't Hoff.

Figura 2.10. Gráfica de la presión osmótica de soluciones acuosas de NaCl, (▲) 25°C y (●) 100°C (Saavedra y Romero, 2003).



Si se aplica una presión externa igual a la presión osmótica, se detendrá el fenómeno de osmosis natural. Ahora, si se incrementa la presión superando la presión osmótica, el agua fluirá de la solución concentrada a la solución diluida. Tal proceso se denomina osmosis inversa.

La presión osmótica es la propiedad más relevante para el proceso de osmosis inversa, puesto que se traduce en el costo energético mínimo que se debe incurrir

para producir un producto (agua) con bajo contenido salino. A mayor contenido salino, mayor presión osmótica. A mayor presión osmótica, mayor presión de operación del equipo de bombeo.

Ejemplo 2.6. En una planta de osmosis inversa se procesa agua de mar a 27°C. La concentración salina del agua, expresada como NaCl es 0,5958 mol/L. Determine la presión osmótica del agua de mar.

Solución: En primer lugar se expresa la temperatura en escala absoluta (K):

$$T = 27 + 273,15$$

$$T = 300,15K$$

A continuación, se aplica la Ecuación de Van't Hoff (Ecuación 2.25)

$$\pi = 2 \cdot 0,5958 \cdot 0,08206 \cdot 300,15$$

$$\pi = 29,35 \text{ atm}$$

Este alto valor de presión osmótica de la alimentación significa que la mínima presión de operación de la bomba debería ser igual a 29,35 atm (431,3 psi). En la práctica, la presión de la bomba es superior porque se debe contabilizar la acumulación salina por el lado del concentrado, el fenómeno de polarización por concentración y las pérdidas de carga a través de la membrana. En conjunto, la presión real de operación es 1,5 a 1,7 veces el valor calculado.

2.10. Equilibrio carbónico del agua

El sistema carbonato, que involucra interacciones aire-agua, es el equilibrio químico ácido-base más importante para el proceso de osmosis inversa. Las especies que forman parte de este sistema son:

- CO₂ (gaseoso y disuelto en agua)
- Ácido carbónico, H₂CO₃
- Ion bicarbonato, HCO₃⁻
- Ion carbonato, CO₃⁻²
- Sales basadas en carbonato (CaCO₃, MgCO₃)

El sistema carbonato tiene gran importancia en el medio ambiente, en los procesos de la respiración biológica, fotosíntesis, capacidad tampón de aguas naturales, dureza del agua y la disolución de minerales. La temperatura y el pH del agua juegan un rol muy importante sobre el equilibrio de las diferentes especies en solución.

Disolución de gases en agua: Ley de Henry

La ley de Henry es una expresión matemática que se emplea para calcular la solubilidad de los gases en agua, en particular para los gases CO_2 , O_2 y H_2S , que son de interés en osmosis inversa. En general los gases presentan bajas solubilidades en agua, encontrándose que hay una relación lineal entre la presión parcial de un gas genérico A y su concentración en fase líquida, expresada como fracción molar del gas en el agua. La expresión es la siguiente:

$$P_A = H_A \cdot X_A \quad (2.27)$$

donde P_A es la presión parcial del gas (atm), X_A la fracción molar del gas disuelto en el líquido y H_A la denominada "constante de Henry" (atm/f.molar).

La fracción molar mide la concentración de un soluto referido al total de especies presentes en solución. Matemáticamente, corresponde al cociente entre los moles de soluto y el total de moles en solución, incluido el soluto.

De acuerdo con la ley de los gases ideales, es posible relacionar la presión parcial con la presión total (P_T) según la siguiente expresión:

$$P_A = P_T \cdot y_A \quad (2.28)$$

donde, y_A es la fracción molar del gas disuelto en el aire.

La constante de Henry, H_A , tiene un comportamiento de tipo exponencial con la temperatura del sistema gas-agua. Para tal efecto, se aplican expresiones del tipo Antoine, descrita por la siguiente ecuación:

$$H_A = 10^{\left(\alpha \frac{\beta}{T}\right)} \quad (2.29)$$

donde α y β con constantes a determinar y T la temperatura absoluta (K). En la **Tabla 2.14** se entregan valores de la constante de Henry para los sistemas CO_2 - agua, O_2 - agua y H_2S - agua.

Tabla 2.14. Constantes de Henry en función de la temperatura para el CO₂, O₂ y H₂S.

Temperatura (°C)	Constante de Henry, H _A • 10 ⁴ (atm/f.molar)		
	CO ₂	Oxígeno	H ₂ S
0	0,0728	2,55	0,0268
10	0,104	3,27	0,0367
20	0,142	4,01	0,0483
30	0,186	4,75	0,0609
40	0,233	5,35	0,0745
50	0,283	5,88	0,0884
60	0,341	6,29	0,103
70		6,63	0,119
80		6,87	0,135
90		6,99	0,144
100		7,01	0,148

Nota: Para la correcta lectura de los datos de la tabla, a modo de ejemplo a 20°C la constante de Henry para el oxígeno disuelto en agua es igual a H₂O = 4,01 • 10⁴ (atm/f.molar).

2.11. Alcalinidad del agua

La alcalinidad de una disolución acuosa es una medida de la capacidad del agua para neutralizar ácidos, por lo tanto, la alcalinidad dice relación con la capacidad tampón, o lo que es lo mismo, la capacidad de la disolución para mantener constante el pH frente a la adición de un ácido o una base.

La alcalinidad de la mayoría de las aguas naturales está compuesta casi íntegramente por iones bicarbonato (HCO₃⁻) y carbonato (CO₃⁻²), luego la determinación de la alcalinidad de una muestra de agua permite determinar la concentración de estos iones.

La forma y concentración de alcalinidad presente en el agua bajo la forma de HCO₃⁻, OH⁻ o CO₃⁻² se determina mediante titulación con un ácido fuerte (H₂SO₄) o, por cálculos basados en las ecuaciones de equilibrio y en el balance de cargas.

La alcalinidad de una sustancia se expresa en equivalentes de base (OH⁻) por litro o en equivalentes de carbonato cálcico. Típicamente la alcalinidad del agua se informa determinando cada una de las especies que aportan a la alcalinidad, convirtiéndolas a unidades de mg de CaCO₃/L.

2.12. Dureza del agua

Tradicionalmente, la dureza presente en agua se define como la capacidad de consumo de jabón, debido a que ésta se relaciona con los minerales que reaccionan con el jabón, formando un precipitado (sólido). El origen de la dureza está predominantemente en el contenido de calcio y magnesio del agua, aunque algunos metales como el hierro y el manganeso también forman parte de esa dureza. Es importante indicar que el denominador común de la mayor parte de los problemas del agua se deben a la presencia de dureza.

La dureza del agua se refiere entonces a la presencia y concentración de cationes divalentes de calcio (Ca^{2+}) y magnesio (Mg^{2+}) disueltos en agua, siendo independiente de la naturaleza de los aniones presentes. Se informa, por lo general, en función del carbonato de calcio (CaCO_3). Esta es una elección fortuita porque el peso molecular del CaCO_3 es 100 y su peso equivalente es 50, proporcionando una unidad conveniente de intercambio para expresar a todos los iones en agua, en vez de mostrar a cada uno de ellos con su propio peso equivalente.

Por ejemplo, en la reacción ácido-base del carbonato cálcico se individualiza cual especie aporta dureza y cual aporta alcalinidad:



La dureza total del agua se encuentra sumando la contribución de los cationes calcio y magnesio, ambos expresados como mg de CaCO_3/L . La dureza es un parámetro muy importante para determinar el carácter incrustante del agua (**ver Tabla 2.15**).

Tabla 2.15. Valores de dureza para los diferentes tipos de agua.

Tipo de agua	Dureza (mg/L)
Agua blanda	≤ 17
Agua levemente dura	≤ 60
Agua moderadamente dura	≤ 120
Agua dura	≤ 180
Agua muy dura	> 180

Para determinar la dureza total del agua se distinguen 2 tipos:

- Dureza temporal (de carbonatos), y
- Dureza permanente (de no carbonatos) generalmente de sulfatos y cloruros.

Dureza temporal

Se produce a partir de la disolución de carbonatos en forma de bicarbonatos y puede ser eliminada durante la ebullición del agua o por la adición del hidróxido de calcio, $\text{Ca}(\text{OH})_2$.

El carbonato de calcio es menos soluble en agua caliente que en agua fría. Al hervir el agua el carbonato precipitará bajo la forma de bicarbonato de calcio fuera de la solución, dejando el agua menos dura.

Los carbonatos pueden precipitar cuando la concentración de ácido carbónico disminuye, con lo que la dureza temporal disminuye, y si el ácido carbónico aumenta puede aumentar la solubilidad de fuentes de carbonatos, como piedras calizas, con lo que la dureza temporal aumenta. Todo esto está en relación con el pH de equilibrio del carbonato de calcio y con la alcalinidad de los carbonatos.

Dureza permanente

La dureza permanente es causada por presencia de sulfatos y/o cloruros de calcio y magnesio en agua. Estas sales aumentan su solubilidad con el aumento de la temperatura hasta un cierto punto en que se invierte el fenómeno. Normalmente, este tipo de dureza no puede ser eliminada al hervir el agua, razón por la cual se utiliza intercambio iónico o agregar un compuesto anti-incrustante para controlar su precipitación durante la osmosis inversa.

Ejemplo 2.7. En un laboratorio han analizado una muestra de agua que contiene una concentración de Calcio de $1,6 \cdot 10^{-3} \text{ mol/L}$. Determine la dureza del agua.

Solución: Se debe realizar la equivalencia de los moles de Ca con la masa de CaCO_3 .

$$\text{Dureza} = \frac{1,6 \cdot 10 \text{ mol Ca}^{+2}}{1 \text{ L}} \cdot \frac{1 \text{ mol CaCO}_3}{1 \text{ mol Ca}^{+2}} \cdot \frac{100,08 \text{ g CaCO}_3}{\text{mol CaCO}_3} \cdot \frac{1.000 \text{ mg}}{1 \text{ g}}$$

$$\text{Dureza} = 160 \text{ ppm CaCO}_3$$

Por lo tanto, de acuerdo a la **Tabla 2.15**, esta muestra de agua es dura.

2.13. Índices de Langelier y Stiff & Davis

En todo sistema acuoso se verifican equilibrios químicos, siendo uno de los más importantes el equilibrio carbónico, el cual involucra el anhídrido carbónico (CO₂) disuelto y las diferentes especies carbonatadas en agua (Galvin, 1999).

Dependiendo de la tasa de recuperación en un sistema de OI, la concentración de sales puede aumentar considerablemente dentro de la unidad de tratamiento, pudiendo provocar la precipitación del carbonato de calcio, sulfatos y otros compuestos que excedan su solubilidad, formándose incrustaciones en las membranas. Estas incrustaciones disminuirán la productividad del proceso e incluso generarán un deterioro químico de las membranas. La capacidad potencial de precipitación se puede determinar a partir de los índices de Langelier y Stiff & Davis.

Índice de Langelier (LSI)

El índice de Langelier o LSI (Langelier Saturation Index) es una medida del grado de saturación del carbonato de calcio disuelto en agua, valor que depende de diferentes variables tales como: alcalinidad total, dureza, pH, temperatura, conductividad eléctrica o sólidos totales disueltos. El LSI se expresa como:

$$LSI = pH - pH_s \quad (2.31)$$

donde pH es el logaritmo negativo de la concentración de protones (H⁺) en la muestra de agua, pH_s es el denominado "pH de saturación", en el cual el agua se encuentra en equilibrio y no muestra tendencia ni a la disolución ni a la precipitación de carbonatos. Los compuestos que son importantes para determinar el equilibrio del carbonato son: anhídrido carbónico gaseoso (CO_{2(g)}), anhídrido carbónico acuoso (CO_{2(ac)}), ácido carbónico (H₂CO_{3(ac)}), bicarbonato (HCO_{3⁻(ac)}), carbonato (CO_{3⁻²(ac)}), y otros sólidos que contengan carbonato tales como el carbonato de calcio (CaCO₃) o el carbonato de magnesio (MgCO₃).

Las reacciones de equilibrio para el carbonato, usadas para calcular pH_s son:



La Ecuación 2.33 describe el equilibrio químico de solubilidad entre el carbonato de calcio y sus iones constituyentes, y la Ecuación 2.34 es el resultado de la combinación de las Ecuaciones 2.32 y 2.33. Entonces, el pH_s puede expresarse como:

$$pH_s = -\log\left(\frac{K_a \cdot \gamma_{HCO_3^-} \cdot [HCO_3^-] \cdot \gamma_{Ca^{+2}} \cdot [Ca^{+2}]}{\gamma_{H^+} \cdot K_{ps}}\right) \quad (2.35)$$

donde K_a es la constante de equilibrio de la Ecuación 2.32, $\gamma_{HCO_3^-}$ es el coeficiente de actividad del bicarbonato, $[HCO_3^-]$ es la concentración del bicarbonato (mol/L), $\gamma_{Ca^{+2}}$ es el coeficiente de actividad del ion calcio, $[Ca^{+2}]$ es la concentración del ion calcio (mol/L), es el coeficiente de actividad del ion hidrógeno y K_{ps} es la constante de solubilidad del producto ($CaCO_3$). La ecuación anterior se puede anotar como:

$$pH_s = P_{Ca} + P_{Alk} + C \quad (2.36)$$

donde P_{Ca} es el logaritmo negativo de la concentración de ion calcio, P_{Alk} es el logaritmo negativo de la alcalinidad total (basado en el contenido de bicarbonato), C es un parámetro que depende de la concentración de sólidos disueltos totales (STD) y de la temperatura.

Mediante un análisis químico del agua es factible conocer las concentraciones de calcio y bicarbonato. Si bien los coeficientes de actividad pueden aproximarse a la unidad, para una determinación más exacta del pH_s , deben ser calculados. El coeficiente de actividad se calcula mediante:

$$\log(\gamma_i) = \frac{0,5 \cdot (Z_i)^2 \cdot \sqrt{I}}{1 + \sqrt{I}} \quad (2.37)$$

donde γ_i es el coeficiente de actividad de la especie i , Z_i es la carga de la especie i e I es la fuerza iónica que se determina mediante:

$$I = \frac{1}{2} (C_1 Z_1^2 + C_2 Z_2^2 + \dots + C_n Z_n^2) \quad (2.38)$$

donde C_i es la concentración del ion i (mol/L).

Una expresión útil pero aproximada para determinar la fuerza iónica es la siguiente (Metcalf & Eddy, 2013):

$$I = 2,5 \cdot 10^{-5} \cdot SDT \quad (2.39)$$

donde los SDT se expresan en (ppm) o (g/m^3).

Finalmente, la expresión para calcular el LSI es:

$$LSI = pH + \log \left(\frac{K_a \cdot \gamma_{HCO_3^-} \cdot [HCO_3^-] \cdot \gamma_{Ca^{+2}} \cdot [Ca^{+2}]}{\gamma_{H^+} \cdot K_{ps}} \right) \quad (2.40)$$

Las constantes K_a y K_{ps} se determinan empleando las ecuaciones 2.41 y 2.42, válidas para el rango de temperatura entre 5° y 40°C:

$$K_a = 9,207 \cdot 10^{-13} \cdot T - 2,285 \cdot 10^{-1} \quad (2.41)$$

$$K_{ps} = 1,786 \cdot 10^{-5} e^{(-2,77 \cdot 10^{-2} \cdot T)} \quad (2.42)$$

donde T es la temperatura absoluta (K).

El índice de Langelier se aplica en aguas cuya salinidad total es menor a 10.000 (mg/L) y se emplea para expresar el riesgo potencial de incrustación debido a la precipitación de carbonato de calcio ($CaCO_3$).

En plantas de osmosis inversa, el LSI se aplica en la corriente líquida más concentrada, correspondiente al rechazo. Bajo tal condición, el pH del concentrado deberá ser menor que el pH de saturación (pH_s), lo que permite que el proceso de osmosis inversa esté alejado del riesgo de precipitación de carbonatos, es decir impidiendo el fouling o incrustación de las membranas. De esta manera, los criterios son (Leitz & Guerra, 2013):

- LSI < 0, el agua no está saturada en $CaCO_3$, no hay riesgo de incrustación.
- LSI = 0, el agua alcanza la saturación de equilibrio del $CaCO_3$.
- LSI > 0, el agua está sobresaturada respecto al $CaCO_3$, luego hay riesgo de incrustación.

Índice de Stiff & Davis

El índice de Stiff & Davis (S&DSI) se aplica en aguas cuya salinidad es mayor a 10.000 mg/L. Es el caso de aguas muy salobre y agua de mar. Dicho índice se expresa como:

$$S \text{ \& DSI} = pH - pH_s \quad (2.43)$$

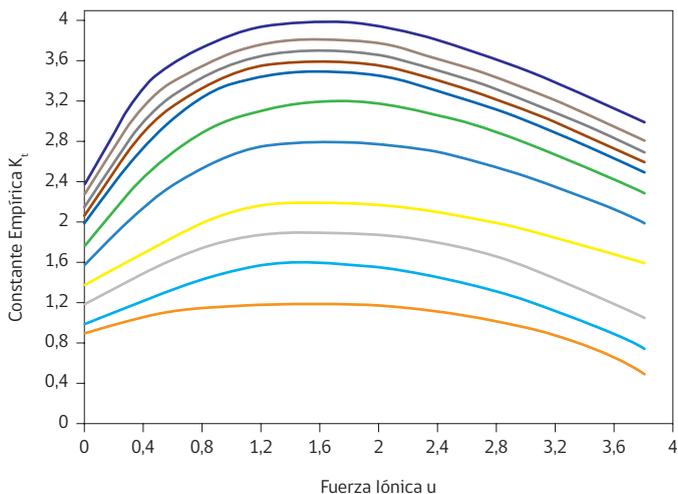
donde pH es el logaritmo negativo de la concentración de protones (H^+) en la muestra de agua y pH_s es el pH de saturación. La principal diferencia que tiene

S&DSI con el índice de Langelier está en el cálculo del pH_s , el cual se define como:

$$pH_s = P_{Ca} + P_{Alk} + K_T \quad (2.44)$$

donde, P_{Ca} es el logaritmo negativo de la concentración de ion calcio, P_{Alk} es el logaritmo negativo de la alcalinidad total (basado en el contenido de bicarbonato) y K_T es una constante que depende de la fuerza iónica total de la solución y de la temperatura (**ver Figura 2.11**).

Figura 2.11. Gráfica de la constante K_T en función de la fuerza iónica (Bravo, 2012).



El índice de Stiff & Davis (S&DSI) es similar al índice de Langelier, y es usado para expresar el riesgo potencial de incrustación debido al $CaCO_3$.

Los criterios de incrustación son similares a los del índice de Langelier (LSI), es decir cuando el S&DSI > 0 , se producirá incrustación. La principal diferencia entre ambos índices está en que el S&DSI considera el aporte de la fuerza iónica de solución salina.

Índice de Ryznar

El índice de Ryznar (RSI) es un parámetro poco utilizado que mide la saturación de compuestos incrustantes, y se define como:

$$RSI = 2pH_s - pH(\text{medido}) \quad (2.45)$$

donde pH es el índice medido en la muestra de agua, pH_s es el pH de saturación, parámetro que se calcula mediante:

$$pH_s = P_{Ca} + P_{Alk} + C \quad (2.46)$$

donde C es un parámetro constante. Basándose en trabajos experimentales sobre aguas de diversa naturaleza, Ryznar modificó el índice de Langelier para predecir la tendencia incrustante o agresiva (corrosiva) de una muestra de agua. El criterio de scaling (fouling o incrustación) es:

- RSI > 7, el agua no está saturada en $CaCO_3$, agua corrosiva (asociado a la acidez).
- RSI < 6, el agua está sobresaturada con respecto al $CaCO_3$, agua incrustante (asociado a la alcalinidad).

2.14. Turbidez, material coloidal

Las aguas naturales (superficiales, de pozo o agua de mar) presentan cantidades variables de micropartículas coloidales, cuyo rango de tamaños se encuentran típicamente entre 0,01 y 100 μm . Los coloides comprenden una amplia categoría de materiales tales como: pigmentos, materia orgánica, microorganismos, células vegetales y animales, sílice coloidal, etc. La mayoría de los coloides tienen carga negativa, lo que les permite mantenerse en suspensión y no decantar. Estos materiales son un problema para las membranas de osmosis inversa debido a que se adhieren (adsorben) fácilmente en superficies provocando ensuciamiento. Por tal razón, deben ser removidos previamente mediante pretratamientos físicos (filtración multimedia) y en casos extremos mediante pretratamiento fisicoquímico (coagulación, floculación, sedimentación).

Los coloides tienen la capacidad de dispersar la luz, por lo cual le otorgan un aspecto turbio u opaco al agua. De ahí que técnicamente se habla de "turbidez". La turbidez se define como la capacidad para absorber y difractar un haz de luz debido a la presencia de sólidos en suspensión presentes en agua, provocando una disminución de su transparencia. La unidad de medida de la turbidez es la NTU (Nephelometric Turbidity Unit), parámetro que se determina en un equipo denominado Turbidímetro (**ver Figura 2.12**).

En aguas naturales, la turbidez se encuentra entre 0,5 y 2 NTU, pudiendo incrementarse fácilmente debido a condiciones meteorológicas, proliferación de algas, contaminación con aguas residuales, etc. Las partículas arrastradas por aguas

Figura 2.12. Turbidímetro (Hanna Instruments, 2021).



superficiales constituyen la mayor parte del material en suspensión. Las aguas en contacto con aire atmosférico son propicias para el desarrollo de microorganismos, microalgas, ácidos húmicos, todos materiales que provocan turbidez. En aguas de pozo se encuentran arcillas, óxidos, hidróxidos de hierro y aluminio polimerizados, sílice amorfa, etc.

Respecto de la osmosis inversa, en términos prácticos el agua de alimentación debe presentar turbidez menor a 1 NTU, requisito indicado por los fabricantes de membranas, valor que debe ser ajustado mediante los procesos de pretratamiento físico y químico.

2.15. Cationes, aniones y sales presentes comúnmente en aguas

Sodio (Na⁺)

Corresponde al catión más frecuente en agua, de muy alta solubilidad, razón por la cual no afecta el comportamiento de la membrana, aportando exclusivamente presión osmótica a la alimentación líquida. El contenido de sodio en aguas dulces oscila entre 5 y 500 ppm. En agua de mar su concentración supera los 11.000 ppm.

Potasio (K⁺)

El ion potasio también presenta una alta solubilidad en aguas dulces, su concentración no supera los 10 ppm y en agua de mar los 400 ppm.

Calcio (Ca⁺²) y Magnesio (Mg⁺²)

Estos elementos presentan la dificultad de que pueden precipitar sobre las membranas al combinarse con iones sulfato y carbonato. Esto se puede controlar disminuyendo las recuperaciones o el pH a valores menores que 6, o agregando algún compuesto complejante. Las incrustaciones de calcio y magnesio son difíciles de remover una vez formadas. El magnesio es más soluble que el calcio.

La concentración de calcio en aguas dulces oscila entre 10 y 500 ppm, y en agua de mar cerca de los 400 ppm. La concentración de magnesio en aguas dulces oscila entre 1 y 100 ppm, y en agua de mar cerca de 1.200 ppm.

Cloruro (Cl⁻)

El ion cloruro es una especie química muy pequeña, en consecuencia es difícil de rechazar por las membranas de osmosis inversa. Por tal razón, la selectividad (rechazo salino) de las membranas utiliza el ion cloruro como parámetro base. Al igual que el sodio, el cloruro aporta presión osmótica a la alimentación líquida. El ion cloruro no debe confundirse con el cloro libre que se adiciona al agua para su sanitización. El cloruro es inocuo para las membranas de osmosis inversa, en cambio el cloro libre es un poderoso oxidante y deteriora la capa activa, lo que se traduce en una pérdida de la capacidad filtrante de la membrana. Más adelante, en el capítulo de procesos de pretratamiento se discutirá el uso adecuado de compuestos oxidantes, tales como el hipoclorito de sodio, para eliminar bacterias, algas y microorganismos, como etapa de pretratamiento de la osmosis inversa.

Carbonato (CO₃⁻²)

En aguas alcalinas (pH > 8,2) es fundamental determinar la cantidad de carbonato existente, porque si se supera su solubilidad, el carbonato se combina con el calcio y/o el magnesio formando carbonatos del catión respectivo, que se adsorben en la membrana originando incrustaciones duras. Como se indicó, un mecanismo de control es acidificar el agua de alimentación. El ácido reacciona con los carbonatos y los convierte en bicarbonatos. Los bicarbonatos, en caso de precipitar resultan más fáciles de retirar.

Bicarbonato (HCO₃⁻)

Las aguas naturales (superficiales, de napas) suelen tener altos contenidos de carbonato y bicarbonato. Al dosificar un ácido mineral, por ejemplo ácido sulfúrico,

una fracción de los bicarbonatos pueden descomponerse en dióxido de carbono que se desprende en forma de gas.

Sulfato (SO_4^{-2})

La presencia de sulfatos de calcio y magnesio, constituyen normalmente el factor limitante de la recuperación en osmosis inversa. Si bien la presencia de carbonatos se puede controlar con ácidos orgánicos (tales como ácido cítrico o acético) o ácido clorhídrico, no ocurre lo mismo con los sulfatos. Las incrustaciones de membranas debido a sulfatos son tenaces y se remueven difícilmente.

En algunas oportunidades sólo es posible retirar los precipitados de sulfato recirculando permeado o agua destilada por las membranas durante varios días hasta que paulatinamente se disuelvan estas sales.

Sílice (SiO_2)

La presencia de sílice en aguas representa un serio problema para las membranas de osmosis inversa. La sílice no forma parte del permeado, es rechazada completamente por la membrana motivo por el cual se va concentrando, pudiendo formar depósitos en la superficie de la membrana.

Hay dos tipos de sílice: la coloidal y la reactiva o iónica, las que se diferencian por su tamaño molecular. La sílice coloidal se forma por un proceso de aglomeración, afecta poco a las membranas, ingresa con la alimentación y sale con la corriente de rechazo, en la medida que la recuperación se mantenga en un nivel moderado y se opere con caudales altos. En caso de que la sílice coloidal quede retenida en las membranas, se puede disolver con un lavado químico consistente en una solución con un detergente fosfatado y/o con EDTA. La sílice reactiva, de bajo peso molecular, puede formar incrustaciones difíciles de retirar mediante lavados cuando su concentración en el rechazo excede los 110 ppm y cuando el agua contiene concentraciones elevadas de iones hierro o aluminio, con los que se pueden formar compuestos del tipo aluminosilicatos. Cuando estos metales no están presentes, la concentración de sílice puede superar los 220 ppm sin que se reporten problemas.

A modo preventivo, siempre será conveniente operar con altos caudales de rechazo, es decir moderadas recuperaciones, enjuagando las membranas mediante el método de limpieza CIP (Cleaning in Place) durante unos 5 a 10 minutos, una vez al día, cada vez que la planta esté detenida. Más adelante, en el capítulo

relativo a limpieza de la planta de osmosis inversa, se discutirán las técnicas y rutinas de limpieza que permiten mantener y recuperar las condiciones iniciales de productividad y rechazo de las membranas.

Cloro molecular y otros oxidantes

Los compuestos oxidantes, tales como el cloro molecular (gaseoso) (Cl_2) y el anión hipoclorito (HClO_3^-) deterioran rápidamente las membranas de osmosis inversa. Dado que la cloración es un pretratamiento indicado para sanitizar o eliminar materia orgánica, es importante dechlorar ya sea con un reactivo (bisulfito) agregado en línea o bien utilizando un filtro adsorbente del exceso de oxidante.

Hierro (Fe)

El hierro es un elemento muy común en aguas superficiales que se encuentra en diferentes estados de oxidación (+2 y +3). Bajo tales condiciones es necesario removerlo previo a la osmosis inversa mediante un proceso de filtración-adsorción con medios filtrantes apropiados. En algunas oportunidades, las aguas de pozo contienen trazas de hierro coloidal, el cual al exponerse al aire o cuando se realiza una cloración, se oxida. En caso de que las membranas se hayan ensuciado con hierro, éste se remueve con facilidad empleando una solución de ácido cítrico, a la que se le suele agregar amoníaco para ajustar el pH.

Manganeso (Mn)

El manganeso, al igual que el hierro se puede encontrar en aguas naturales en bajas concentraciones pero que puede generar serios problemas de incrustación en las membranas, sobre todo cuando está en forma oxidada o bien combinado con el anión carbonato. Para prevenir esta situación se retira junto al hierro empleando medios filtrantes que oxidan, precipitan y retienen estos metales.

Aluminio (Al)

El aluminio se encuentra naturalmente en aguas bajo la forma de diferentes compuestos. En presencia de agua, su forma oxidada se hidrata al igual que el hierro, zinc, cobre y otros metales pesados. Sus características incrustantes son evidentes por lo que deberá evitarse que ingrese a la línea de osmosis inversa, requiriendo pretratamientos específicos.

La solubilidad del aluminio, en su forma óxido hidratada, depende sensiblemente del pH, presentando un mínimo de solubilidad (0,03 ppm) a un pH de 5,8 correspondiente al valor de pH en que normalmente opera la osmosis inversa.

Estroncio (Sr)

El estroncio es un elemento muy insoluble y puede generar graves problemas de incrustación en las membranas. Si su presencia en la alimentación sobrepasa los 5 ppm deberá aplicarse un pretratamiento inyectando en línea un reactivo anti-incrustante y/o disminuir la recuperación volumétrica de la osmosis inversa.

Bario (Ba)

Las sales de bario son extremadamente insolubles. Al respecto, su pK_a es normalmente superior a 10. Incluso, cuando está presente en concentraciones cercanas a 0,1 ppm se deberá considerar esta situación como una restricción al diseño y operación de la planta de osmosis inversa.

Amonio (NH₄⁺)

Este ion se encuentra en aguas superficiales y marinas cuando hay presencia de materia orgánica. Los rangos típicos de concentración son de 0,1 a 1,0 ppm, expresados como nitrógeno. En aguas de pozo, salvo que estén contaminadas por aguas residuales, el amonio no se encuentra presente puesto que la acción bacteriana convierte el nitrógeno en nitratos.

Nitrato (NO₃⁻)

El nitrato no es agresivo para las membranas, no forma sales insolubles y por tanto se rechaza de manera similar que los cloruros durante la osmosis.

Fluoruro (F⁻)

El fluoruro no tiene efectos negativos, por sí mismo sobre las membranas. En presencia de cationes metálicos divalentes tales como calcio, magnesio, bario y estroncio forma sales insolubles. Si estos compuestos precipitan sobre las membranas pueden ser retirados mediante limpieza química CIP con cierta facilidad.

Ácido sulfhídrico (H₂S)

Este compuesto gaseoso es altamente tóxico, se disuelve fácilmente en agua y se puede encontrar en aguas de pozo o en aguas detenidas donde se dan las condiciones para fermentación anaeróbica. Como el resto de los gases disueltos, permea fácilmente las membranas y otorga un sabor desagradable al agua producto. En contacto con aire el ácido sulfhídrico forma azufre coloidal, el cual puede resultar difícil de remover de las membranas.

Arsénico (As)

El arsénico es un elemento químico ampliamente distribuido en la atmósfera, hidrósfera y biósfera. Raras veces se encuentra en estado puro en la naturaleza, generalmente está combinado con azufre, o en estado oxidado unido al oxígeno de forma trivalente o pentavalente. El arsénico en el ambiente puede formar compuestos orgánicos e inorgánicos y se encuentra en cuatro estados de oxidación V (arseniato), III (arsenito), 0 (arsénico), III (arsina) y sus derivados metilados que forman compuestos orgánicos.

El arsénico se encuentra como especie disuelta en muchas aguas naturales, formando oxianiones, en concentraciones variables dependiendo de la especie, grado de oxidación y pH.

Los estados de oxidación predominantes son As (III) y As (V). El As (V) aparece como H₃AsO₄ y sus correspondientes productos de disociación son H₂AsO₄⁻, HAsO₄²⁻ y AsO₄³⁻. Mientras que el As (III) aparece como H₃AsO₃ y sus correspondientes derivados iónicos dependiendo del pH son H₄AsO₃, H₂AsO₃⁻, HAsO₃²⁻ y AsO₃³⁻.

En la **Tabla 2.16** se entregan concentraciones más habituales de arsénico en diferentes tipos de aguas.

En aguas superficiales las formas estables de arsénico, As₂O₅ y As₂O₃, son suficientemente solubles como para sobrepasar los límites permisibles para agua potable.

Efecto del pH sobre la especiación de arsénico

Bajo condiciones oxidantes, el As (V) predomina sobre el As (III), encontrándose fundamentalmente como H₂AsO₄⁻ a valores de pH < 6,9. En cambio, a pH más alto la especie dominante es HAsO₄²⁻.

Tabla 2.16. Arsénico presente en diversos tipos de aguas superficiales y subterráneas.

Tipo de agua	Observaciones
Ríos	Concentración promedio menor a 0,80 µg/L
	Varía en función de las recargas, drenajes, clima, minería, y vertidos humanos o industriales.
Lagos	Concentración similar a los ríos.
	Predomina la forma más oxidada, As (V) versus As (III).
	Cuando hay circulación restringida de agua se facilitan procesos geoquímicos como evaporación y estratificación que aumentan la concentración de arsénico.
	Aumenta su concentración con la profundidad
Aguas subterráneas	Concentración varía en un amplio rango entre 0,5 ppb a 20 ppm.
	Las concentraciones de As (V) y As (III) son similares.
	Los acuíferos con alto contenido de As se originan, principalmente, a partir de procesos geoquímicos o por drenajes de relaves mineros.
Mar y estuarios	Concentración aproximada 1,50 µg/L en mar y < 4 µg/L en estuarios
	Ambientes mixtos conlleva procesos fisicoquímicos complejos como consecuencia de la mezcla de aguas de distinta naturaleza en cuanto a densidad, temperatura, pH y salinidad

En condiciones de acidez extrema la especie dominante es H_3AsO_4 , mientras que en condiciones de basicidad extrema la especie dominante es AsO_4^{3-} . Bajo condiciones reductoras y a pH inferior a 9,2, predomina la especie neutra.

En resumen, la presencia de oxígeno en diferentes concentraciones en aguas es un factor determinante para la especiación del arsénico.

En las **Figuras 2.13 y 2.14** se muestra las especiaciones de As (III) y As (V) en función del pH, respectivamente.

El arsénico es un elemento extremadamente tóxico para la salud humana, sus consecuencias dependerán tanto del modo y tiempo de exposición, como de la fuente y especie de arsénico.

El As(III) es más tóxico que el As(V), por tanto su toxicidad está ligada a su estado de oxidación, estructura química y solubilidad en el medio.

La dosis considerada como letal en humanos adultos, está en el rango de 1-4 mg As^{+3} /kg de masa corporal.

Figura 2.13. Especiación del arsénico trivalente en función de su pH (basada en Echeverría, 2018; Isern y Martínez, 2011).

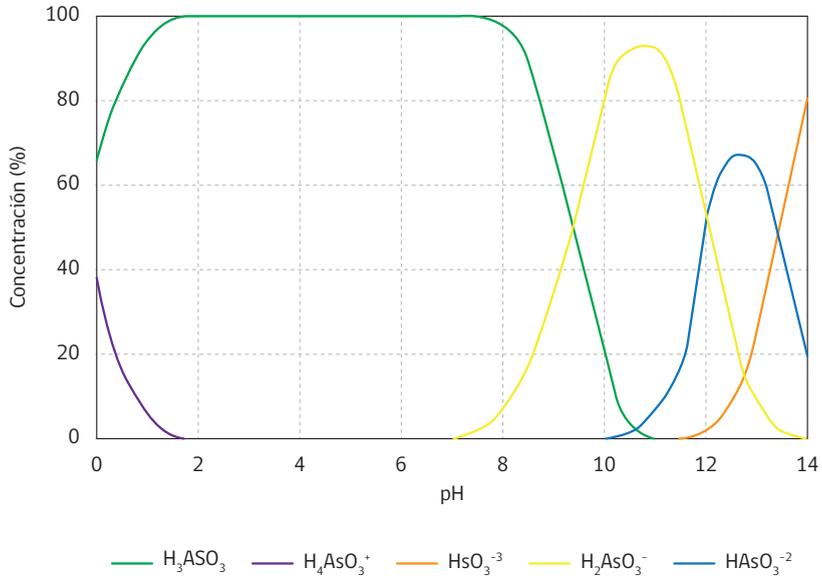
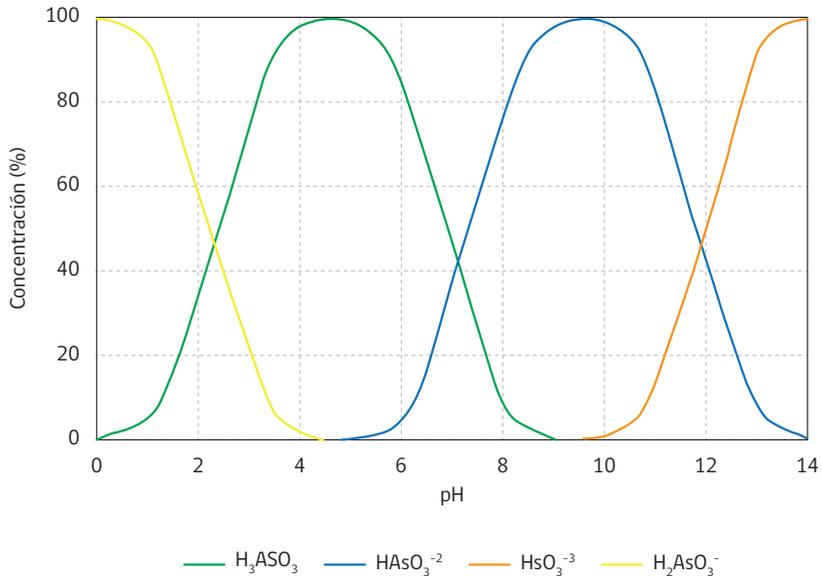


Figura 2.14. Especiación del arsénico pentavalente en función de su pH (basada en Echeverría, 2018).



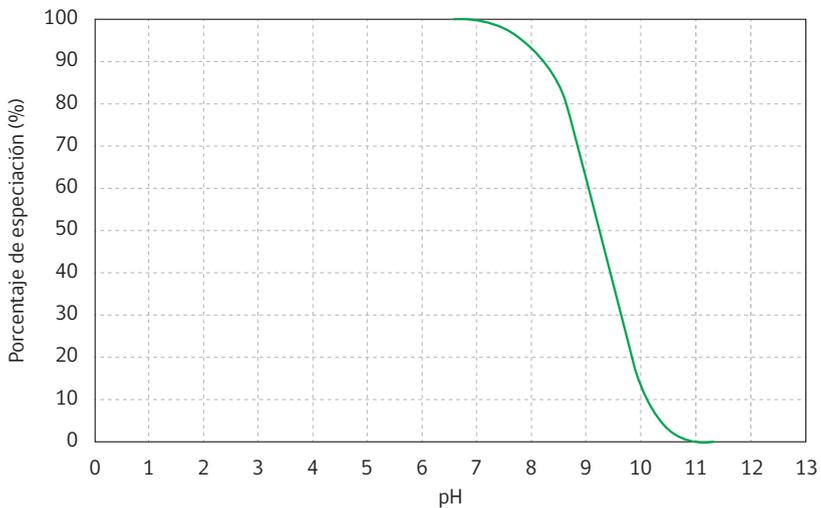
La Organización Mundial de la Salud (OMS) ha impuesto normas cada vez más restrictivas para los niveles de arsénico en agua potable. Desde el año 1993 el valor normado es igual a 0,01 mg/L (10 ppb).

Boro (B)

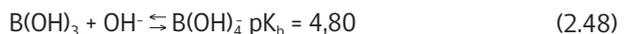
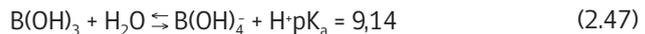
El boro es un elemento químico que se encuentra presente en aguas naturales, salobres y saladas, como ácido bórico (H_3BO_3) y como anión (ion) borato (BO_3^{3-}), formando un equilibrio con predominancia de la especie ácida. Los boratos tienen tendencia a polimerizar, y con ello formar compuestos de diferentes características.

El ácido bórico es un ácido débil con un pK_a de 9,14. Al incrementarse el pH del agua, por ejemplo superando un valor de 10, el ácido bórico se convertirá en una sal de borato. En la **Figura 2.15** se muestra el equilibrio de especiación del ácido bórico en función del pH.

Figura 2.15. Especiación del ácido bórico en función del pH (basada en Chillón, 2009).



Las principales reacciones de disociación del ácido bórico son:



Existen zonas geográficas de Chile donde el contenido de boro en aguas es alta, pudiendo incluso superar estacionalmente los 50 ppm. Es el caso de los ríos Lluta y Camarones en la región de Arica y Parinacota, y de los cauces de Quebrada de Tarapacá y Coscaya en la región de Tarapacá. A modo de referencia, el agua de mar presenta concentraciones relativamente constantes de boro que varían entre 4,0 a 5,5 ppm.

Relativo a la toxicidad del boro en agua potable, si bien en nuestro país los niveles de boro no se encuentran normados, existen estudios que indican efectos irritantes en vías respiratorias superiores, nasofaringe y ojos, de breve duración y reversibles. La OMS ha planteado que la concentración de boro en el agua para consumo humano no debe superar los 0,5 mg/L.

Efecto del Boro en los cultivos

El boro es un elemento relevante en cuanto a su presencia en agua para riego agrícola. Al respecto, es un nutriente esencial para el desarrollo de los cultivos. Sin embargo, los requerimientos de este elemento son en pequeñas cantidades, y la tolerancia a este nutriente varía entre los distintos cultivos. Existen tablas con rangos de tolerancia al boro, algunos cultivos como el trigo, cebolla, ajo y frutilla son muy sensibles (< 0,5 ppm de boro) mientras que otros como el tomate, alfalfa, remolacha y espárragos son tolerantes (4 - 6 ppm). Este aspecto es muy relevante en el acondicionamiento de agua para riego.

La baja solubilidad del ácido bórico en agua es la razón por la cual es débilmente rechazado por las membranas de osmosis inversa, siendo una alternativa realizar un ajuste previo de pH con una solución alcalina para lograr pH > 9.5. Sin embargo, este pretratamiento va en la dirección contraria cuando el agua a tratar presenta alto contenido de dureza.

En los últimos años se han desarrollado membranas específicas que logran rechazar boro en porcentajes cercanos al 90%.

2.16. Índice de densidad de sedimentos (SDI, "Silt Density Index")

Diversos métodos se han propuesto para medir y predecir el ensuciamiento de membranas provocado por diversos solutos presentes en el agua a tratar (denominada agua cruda) por la planta de osmosis inversa. El método que ha logrado mayor aceptación es el Índice de Densidad de Sedimentos (SDI: "Silt Density Index").

En términos generales, existen 2 tipos de ensuciamiento de membranas de osmosis. Ambos son fenómenos superficiales porque tales membranas no tienen poros.

- a) Ensuciamiento (fouling) debido a la deposición sobre la superficie de la membrana, de coloides o partículas en suspensión, partículas orgánicas y biológicas presentes en el agua de alimentación. Se distinguen 3 tipos de ensuciamiento:
- por partículas en suspensión (arena, arcilla y coloides),
 - por moléculas orgánicas (aceites, grasas, ácidos húmicos/fúlvicos, surfactantes),
 - por bacterias y microorganismos que al crecer y multiplicarse producen bio-películas resultando en ensuciamiento de la superficie de la membrana.
- b) Incrustación (scaling) debido a la presencia de compuestos inorgánicos que pueden exceder sus límites de solubilidad durante la osmosis, precipitando sobre la superficie de la membrana. Algunos ejemplos de compuesto que provocan scaling son CaCO_3 , CaSO_4 , BaSO_4 , sílice y diversos hidróxidos metálicos insolubles.

El SDI es un parámetro que permite cuantificar en términos globales la carga en coloides y sólidos parcialmente solubles presentes en el agua de alimentación. Los fabricantes de membranas establecen como prerrequisito que el agua que ingresa a la osmosis debe tener un $\text{SDI} < 5$, como máximo. Típicamente, se recomienda un $\text{SDI} < 3$.

El SDI se define como la disminución de la velocidad de filtración de una muestra de agua, en porcentaje por minuto, al cabo de un tiempo de filtración definido, usualmente 15 min. Durante este tiempo, el agua es filtrada ininterrumpidamente a presión y temperatura constante, a través de un filtro estandarizado de diámetro y tamaño medio de poro definido.

A continuación se describen los pasos del método para medir el SDI:

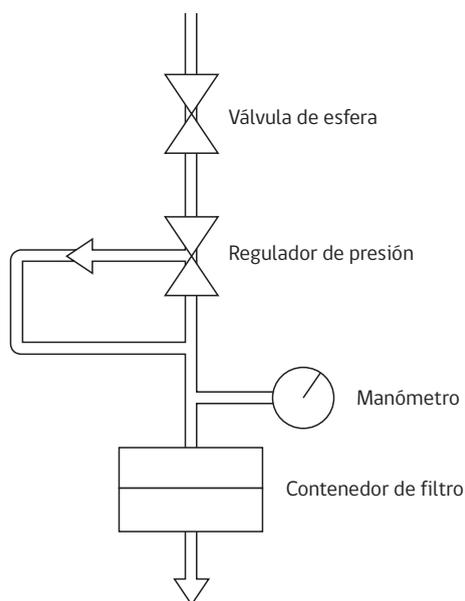
- En primer lugar, se hace circular aproximadamente 1,0 litro de agua pura (destilada) a través del sistema descrito en la **Figura 2.16**, para desplazar la posible suciedad del interior.
- Antes de colocar el filtro se abre la válvula de esfera y se ajusta la presión mediante el regulador de presión, a 30 psi. La temperatura debe medirse porque influye en el resultado final (por efecto viscoso), estará entre 10°C

y 35°C, y no debe sufrir variaciones superiores a 1 °C durante la realización de la medición del SDI.

La membrana filtrante consiste en un filtro de 47 mm de diámetro y tamaño medio de poro de 0,45 µm. Esta membrana se instala en el contenedor del filtro teniendo cerrada la válvula de esfera. El contenedor del filtro (celda atornillable) se cierra parcialmente, y se abre la válvula de esfera para purgar el aire, ajustando después el cierre del contenedor.

Se abre al máximo la válvula de esfera y se contabiliza el tiempo (t_i) que tarda en fluir 500 cm³ a través del filtro, luego se deja fluir el agua continuamente y a los 5 minutos se vuelve a cronometrar el tiempo que tarda en fluir otros 500 cm³ a través del filtro y se contabiliza el tiempo. Se repite la operación a los 10 y 15 min, determinando los tiempos en cada caso (t_f).

Figura 2.16. Esquema del aparato para medir SDI (basada en Ros, 2011).



Luego, se calcula el SDI, para un tiempo total (t) de la prueba (generalmente 15 min), mediante:

$$SDI_t = \frac{\left(1 - \frac{t_i}{t_f}\right) \cdot 100}{t} \quad (2.49)$$

$$SDI_t = \frac{\%P_{30}}{t} \quad (2.50)$$

donde t_i es el tiempo requerido, en minutos, para filtrar 500 cm³ al comienzo de la prueba, t_f es el tiempo requerido, también en minutos, para filtrar 500 cm³ transcurrido un tiempo t , y $\%P_{30}$ es el porcentaje de obturación a 30 psi de presión de alimentación.

2.17. Determinación del ensuciamiento e incrustaciones en una membrana

Las incrustaciones que se producen en una membrana pueden predecirse mediante cálculos de solubilidad asociados a las condiciones de operación de la osmosis inversa. Para tal efecto se pueden realizar cálculos desarrollados en planillas del tipo Excel o bien emplear programas (software) que indicarán si se producirá o no ensuciamiento en las membranas. Para calcular el scaling es necesario contar con: (1) el análisis químico del agua a tratar y (2) el factor de recuperación (R) de la planta de osmosis inversa. Luego, se puede estimar que tan concentrados saldrán los solutos en la corriente del rechazo, y en caso de que excedan sus límites de solubilidad habrá una alta probabilidad de que precipiten en las membranas. La ecuación siguiente se emplea para calcular las concentraciones de las sales en la corriente de rechazo (C_c):

$$C_c = \frac{C_a - R_{oi} \cdot C_p}{(1 - R_{oi})} \quad (2.51)$$

donde R_{oi} es el factor de recuperación, PS es el factor de paso de sales, parámetro característico de cada membrana y C_a es la concentración salina de la alimentación. Los factores R_{oi} y PS se explican más adelante en el Capítulo 4.

Los iones más relevantes que se consideran para realizar estos cálculos son el calcio y el bicarbonato, lo que permite predecir si habrá precipitación de carbonato de calcio ($CaCO_3$) utilizando el índice de Langelier (LSI) para aguas salobres ($SDT < 10.000$ mg/L) y el de Stiff and Davis (S&DSI) para aguas saladas ($SDT > 10.000$ mg/L). Debe considerarse además el efecto combinado de los iones calcio, bario, estroncio y sulfato para ver si se produce precipitación de sulfatos de calcio ($CaSO_4$), de bario ($BaSO_4$) y de estroncio ($SrSO_4$), todas sales muy insolubles. De igual manera se realiza el mismo cálculo para el fluoruro de calcio (CaF_2), otra sal insoluble capaz de precipitar.

Incrustación superficial debido a la presencia de sílice

La sílice, disuelta bajo la forma de SiO_2 , que está presente en el agua de alimentación puede producir scaling al concentrarse en la corriente del rechazo. El criterio de evaluación para las incrustaciones debido a SiO_2 , es:

$$[\text{SiO}_2]_c < [\text{SiO}_2]_{\text{saturación}} \quad (2.52)$$

donde $[\text{SiO}_2]_{\text{saturación}}$ es la solubilidad de la sílice, valor que depende del pH y la temperatura (Okamoto et al., 1957), y $[\text{SiO}_2]_c$ es la concentración de sílice en el concentrado. Por lo tanto, para que no haya incrustación la concentración de sílice en el concentrado debe ser menor que la solubilidad de la misma.

En el Capítulo 6 se presenta una Tabla resumen de diferentes tipos de ensuciamiento, métodos de medición o predicción, límites máximos tolerables y tipos de pretratamiento para controlar los problemas de fouling y de scaling, fenómenos definidos en este capítulo.

Capítulo 3

Fundamentos de la desalación

Los procesos de desalación tienen como objetivo producir agua con menor contenido salino a partir de aguas salobre o saladas. Comercialmente operan en condiciones de flujo estacionario, lo que les permite manejar grandes volúmenes de líquido por unidad de tiempo. La planta desaladora es alimentada con agua cruda, e independiente del tipo de proceso fracciona la alimentación en un producto purificado, caracterizado por una baja o muy baja salinidad y en un concentrado o rechazo, el cual contiene agua y el conjunto de solutos que fueron separados. A nivel mundial las desaladoras producen actualmente sobre 110 millones de toneladas de producto, el cual es predominantemente empleado para consumo humano (55%), procesos industriales y producción de energía en termoeléctricas (40%). Se estima que cerca del 5% restante se está empleando en riego agrícola tecnificado.

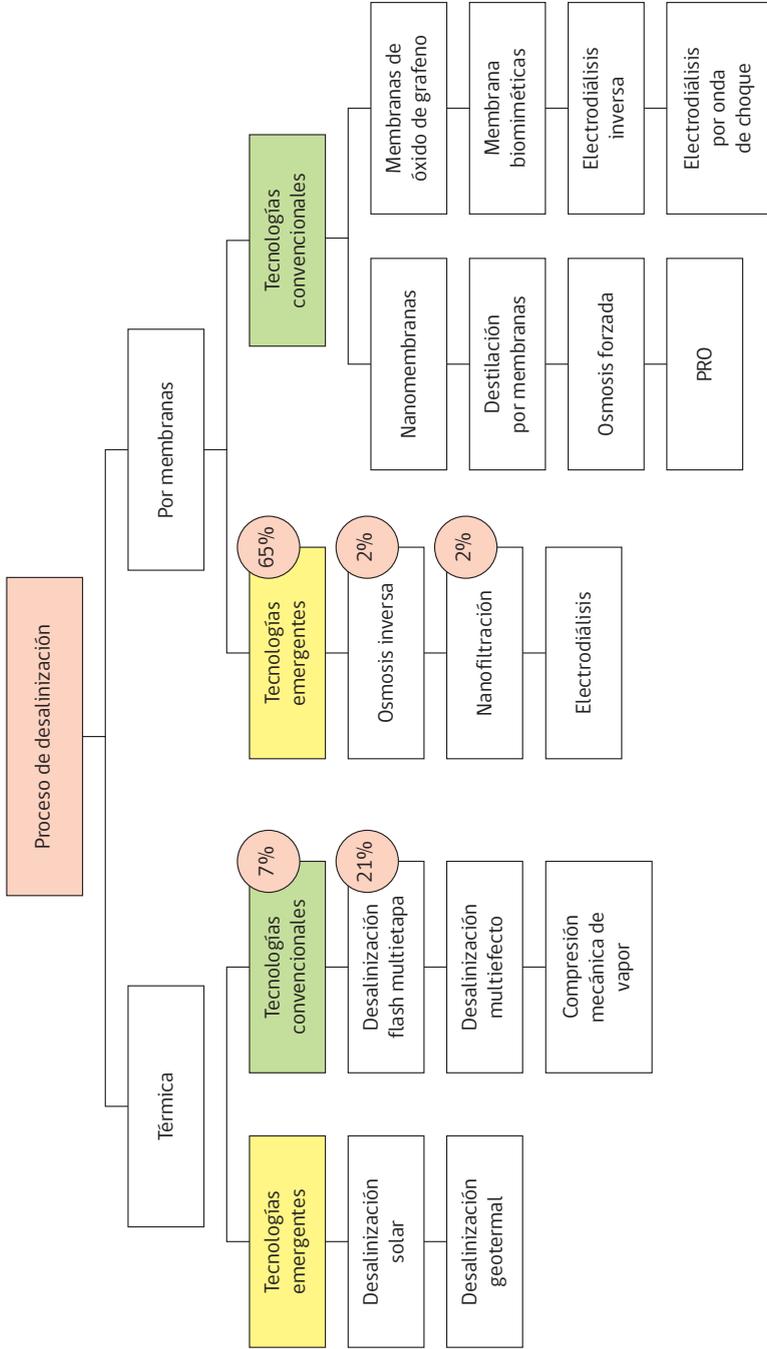
La desalación a escala comercial se basa en dos tipos principales de procesos o gradientes de separación: desalación térmica y desalación por membranas. En la **Figura 3.1** se muestra un esquema de los procesos más relevantes de desalación. Entre ellos, destaca la osmosis inversa con un 65% de la capacidad instalada a nivel mundial (Wade, 2001; Lee et al., 2011; Elimelech & Phillip, 2011; International Desalination Association, 2019; Amy et al., 2017).

3.1. Tecnologías para desalación térmica

La desalación térmica utiliza cambios de fase para obtener agua purificada. Existen dos tipos de procesos térmicos: (1) evaporación con la consiguiente condensación del agua de una solución salina acuosa, y (2) congelación del agua de una solución salina, lo que provoca la formación de sólidos libres de solutos (sales). En el primer proceso se obtiene agua purificada de muy baja salinidad (< 10 ppm), funcionando en múltiples etapas para mejorar la eficiencia energética, la rentabilidad del proceso y controlar el ensuciamiento del sistema por incrustaciones de sal (carbonatos, sulfatos, sílice y compuestos inorgánicos poco solubles) (Chandwankar & Nowak, 2019; Alsadaie, 2017; Al-Sofi, 1999).

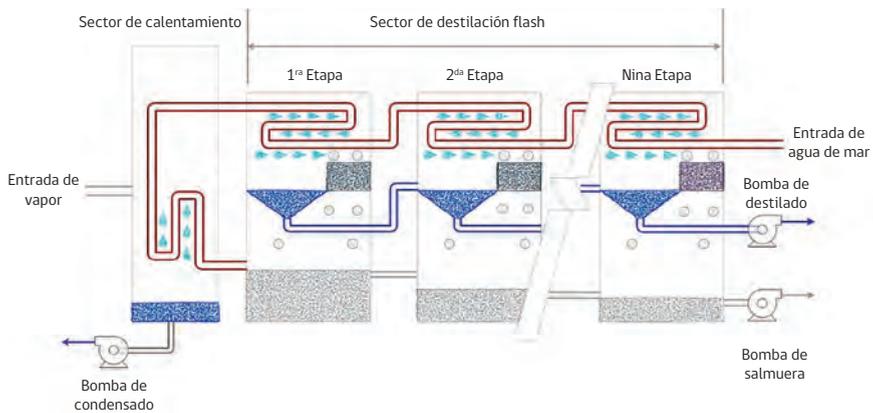
Las principales tecnologías asociadas a este proceso son: destilación flash multietapa (MSF) y destilación multiefecto (MED).

Figura 3.1. Esquema de los tipos de tecnologías asociadas a los procesos de desalación (basada en Saavedra et al., 2021).



El proceso MSF se divide en tres secciones principales: (1) rechazo de calor, (2) recuperación de calor, y (3) entrada de calor o sección de calentamiento (**ver Figura 3.2**). El cambio de fase es causado por una disminución de la presión total. La recuperación de calor latente de cada condensado (destilado) es una etapa importante, ya que permite mejorar la eficiencia general del proceso. El proceso de enfriamiento por evaporación se repite en cada etapa hasta que el destilado y la salmuera se descargan en las corrientes de destilado y de purga de la planta, respectivamente. Actualmente, es común reciclar una fracción de la purga y combinarla con el agua de alimentación, a fin de extraer una fracción adicional de agua contenida en ella. La corriente de recirculación pasa por el interior de los tubos donde el vapor se condensa de cualquier etapa, recuperando el calor latente. En la última parte de la planta se instala un intercambiador de calor que utiliza una corriente de agua de refrigeración (agua de mar fresca precalentada).

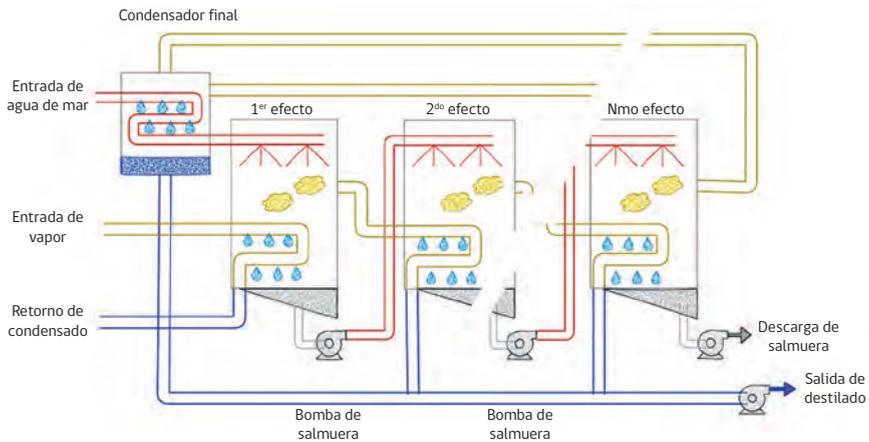
Figura 3.2. Esquema del proceso de destilación flash multietapa (MSF) (basada en Ramilo et al. 2003),



El proceso MED es similar al MSF. Sin embargo, mientras que en MSF se genera vapor mediante proceso flash, en el MED la evaporación del agua de alimentación se logra mediante la transferencia de calor del vapor en los tubos del condensador al agua de la fuente rociada en estos tubos (**ver Figura 3.3**). Esta transferencia de calor permite la condensación del vapor o destilado de muy baja salinidad (Voutchkov, 2013). Existen varios diseños y formatos de funcionamiento, por ejemplo, con alimentación en contracorriente o en paralelo con el vapor (Chandwankar & Nowak, 2019). Este último formato tiene la ventaja de minimizar la formación de incrustaciones, ya que la salmuera más concentrada estará a una temperatura

más baja. La **Figura 3.3** muestra una planta MED, en la que el vapor primario y todos los vapores restantes circulan dentro de tubos. Aquí se condensan y contribuyen a la obtención de agua producto. La salmuera circula por fuera de los tubos, generando vapor. La circulación de la salmuera tiene la ventaja de asegurar una distribución uniforme en los tubos, evitando la deposición de sólidos en los espacios eventualmente secos. El vapor generado en último efecto se condensa en un condensador final. Esta es la etapa que genera el mayor impacto térmico en el medio ambiente.

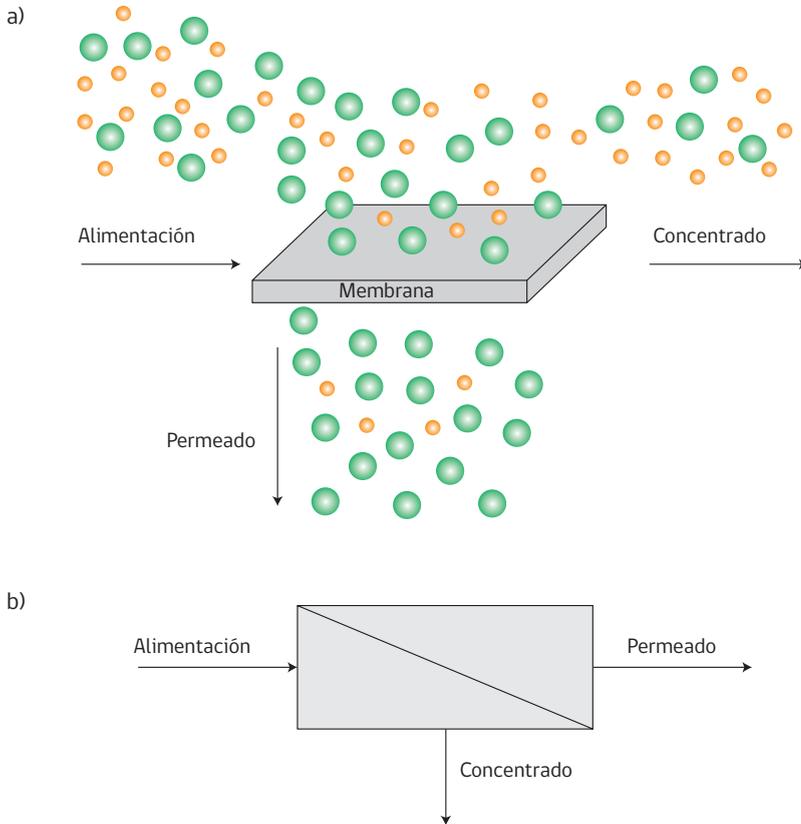
Figura 3.3. Esquema del proceso destilación multiefecto (MED) (basada en Ramilo et al., 2003).



3.2. Tecnologías para desalación por membranas

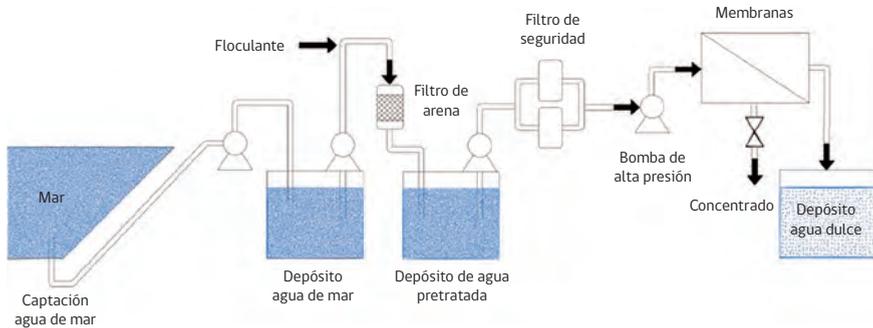
La membrana es una barrera física selectiva que separa dos fases (Ho y Sirkar, 1992). Esta selectividad es una propiedad intrínseca de la membrana que se aplica a un gran número de procesos que funcionan de forma continua, por ejemplo, osmosis inversa (OI), nanofiltración (NF) y electrodiálisis (ED), que son las principales tecnologías asociadas a la desalación por membrana. Los procesos donde se utilizan estos tipos de tecnologías se basan en el transporte selectivo de uno o más componentes de una mezcla a través de una membrana semipermeable (**ver Figura 3.4a**). En el proceso de desalación por membrana, se considera una corriente de entrada (agua de mar o salobre) y dos corrientes de salida: permeado (predominantemente agua) y concentrado (rechazo, con mayor concentración de sales) (**ver Figura 3.4b**).

Figura 3.4. Esquemas de desalación por membrana: a) transporte selectivo (Hunger et al., 2012), b) representación clásica (basada en Saavedra y Romero, 2003).



La OI es la tecnología de mayor eficiencia energética para la desalación, con consumos de energía menores de 3,0 kWh/m³ (Shenvi et al., 2015; Voutchkov, 2018; Karabelas, 2018). La **Figura 3.5** muestra el proceso de desalación de agua de mar, operando a temperatura ambiente sin necesidad de cambios de fase como ocurre con los procesos evaporativos. En la OI, una fracción del agua salada es conducida bajo presión a través de una membrana polimérica semipermeable. La presión aplicada debe exceder la presión osmótica de la corriente de concentrado. Como regla general, la presión osmótica del NaCl, expresada en psi, es cerca del 1% de la concentración de sal medida en mg/L.

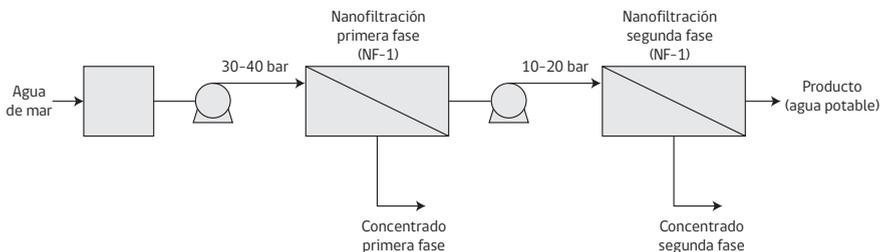
Figura 3.5. Diagrama de una planta de osmosis inversa (basada en Velandia y Brito, 2019).



La nanofiltración (NF) emplea membranas poliméricas semipermeables microporosas. Su selectividad es menor respecto a la osmosis inversa, pero logra rechazar iones divalentes tales como sulfatos en un 98%, y menos del 50% para iones monovalentes tales como NaCl (Diawara, 2008; Pontié et al., 2013). Esta tecnología opera con presiones de 10 a 15 bar, para aguas salobres, considerando que aguas similares son procesadas entre 20 a 25 bar con osmosis inversa.

De esta manera, mediante la NF se obtiene una desalación parcial de agua salada (ver Figura 3.6). Si se reprocessa el permeado en una segunda etapa pueden lograrse rechazo cercanos al 75-80% en cloruro de sodio. La NF utiliza menos del 50% de la energía requerida en la OI debido a la menor presión osmótica (Zhou et al., 2015; Mohammad et al., 2015).

Figura 3.6. Diagrama de una planta de nanofiltración (basada en Borquéz, 2019).

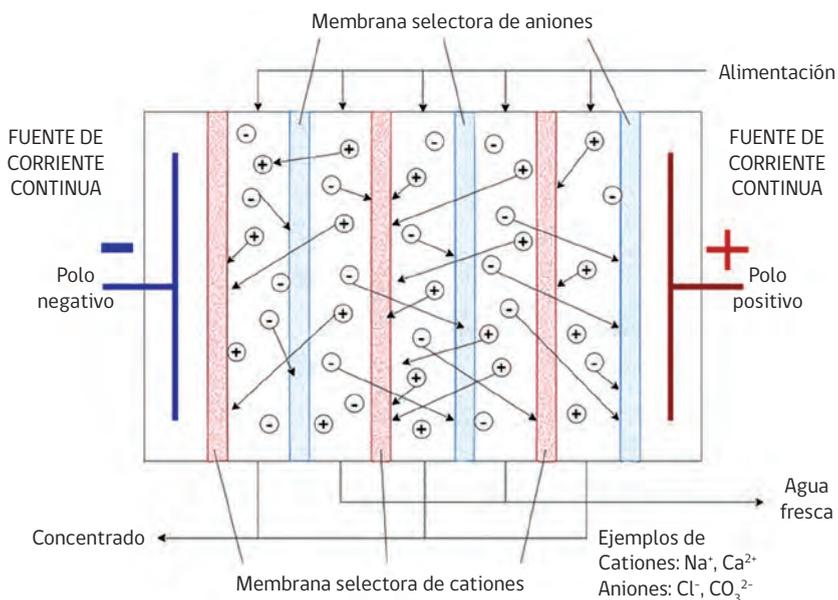


La electrodiálisis (ED) es otra tecnología empleada para desalación. Se introdujo comercialmente a comienzos de los años 60, unos diez años antes que la osmosis

inversa. El desarrollo de la ED provocó una reducción de costos para desalinizar aguas salobres respecto de la destilación.

Al igual que los procesos anteriores la ED remueve los solutos del agua. En la **Figura 3.7** se observa el proceso, en el cual el material (sales) a remover debe estar ionizado. La separación de los iones salinos se lleva a cabo empleando membranas compuestas de resinas de intercambio iónico. Se alternan membranas selectoras de cationes (tales como Na^+ , Ca^{2+}) y de aniones (tales como Cl_3^{-2}). Se ubica un electrodo en cada uno de los extremos de los paquetes de membranas, luego bajo la acción de un potencial de corriente continua, los cationes migran a través de la membrana catiónica selectiva y los aniones a la membrana aniónica selectiva. Como resultado, la celda que contiene el agua agotada de iones es el agua producto.

Figura 3.7. Esquema del proceso de la electrodialisis (basada en Dévora et al., 2013).



En ED se utilizan dos métodos de operación: (i) método discontinuo (batch), usado en plantas pequeñas, donde las corrientes de producto y concentrado se recirculan a sus respectivas celdas, hasta que se obtiene el grado de pureza requerido, y (ii)

método continuo que se emplea en grandes instalaciones, donde ambas corrientes pasan una sola vez por el equipo.

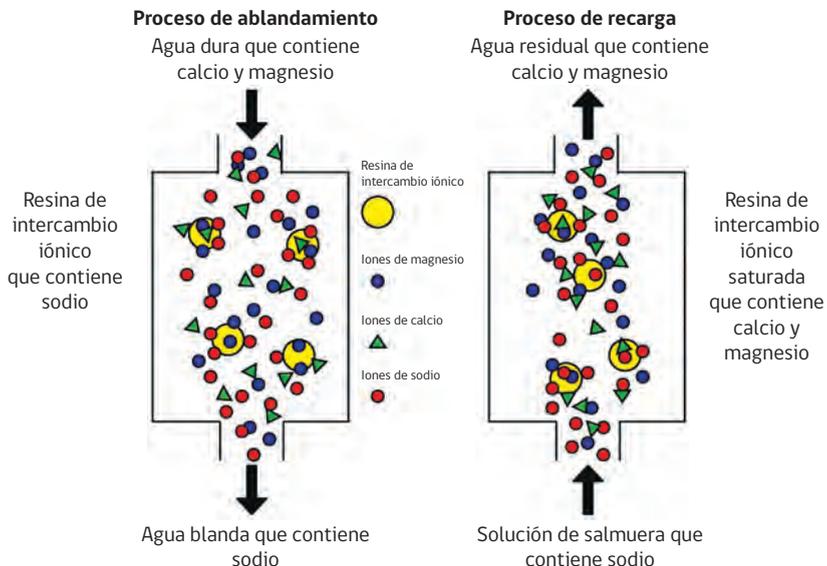
Para minimizar la deposición de incrustaciones sobre las membranas, se emplea una variante denominada electrodiálisis inversa (EDR), donde se invierte la polaridad de los electrodos a intervalos regulares. Al mismo tiempo, se ajustan válvulas para que la celda que recibía el producto ahora reciba el concentrado. Con ello, los contaminantes disueltos y suspendidos se conducen hacia una membrana particular en todo momento y se extraen de ésta para el próximo ciclo.

3.3. Tecnologías de intercambio iónico

El intercambio iónico es un proceso de adsorción selectiva con reacción química que se emplea tanto como pretratamiento y/o postratamiento de aguas que son procesadas por osmosis inversa.

Un intercambiador de iones es un material sólido insoluble en agua, capaz de intercambiar aniones o cationes con el agua de alimentación. El agua de alimentación es procesada pasando por una resina catiónica en donde los iones Na^+ , K^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+} se cambian por H^+ , y luego por una resina aniónica en donde los iones Cl^- , SO_4^{2-} y NO_3^- se cambian por OH^- .

Figura 3.8. Esquema del intercambio iónico (basada en Skipton & Spuhler, 2014).



Previo al auge de la OI, se desarrollaron algunas plantas desaladoras por intercambio iónico. A pesar de que el intercambio iónico es un proceso técnicamente eficiente para obtener agua exenta de sales, dejó de ser empleado debido a sus altos costos (Moreno, 2004).

En la actualidad, el intercambio iónico se emplea para ablandar agua de baja salinidad, intercambiando el calcio y magnesio, que aportan dureza, por iones sodio.

Las resinas de intercambio iónico se emplean actualmente como técnicas de pre y postratamiento en osmosis inversa, por ejemplo para retirar las fracciones de arsénico y boro que no son rechazados por las membranas.

Capítulo 4

Osmosis inversa, fundamentos y ecuaciones

Es conveniente describir el proceso de osmosis inversa a partir de la osmosis natural u osmosis directa, fenómeno que se explicita cuando 2 soluciones de diferente concentración se ponen en contacto a través de una membrana semipermeable (**ver Figura 4.1a**). El parámetro relevante a considerar es la presión osmótica, que se puede calcular empleando la ecuación de Van't Hoff, expresión que ya se comentó en el Capítulo 2:

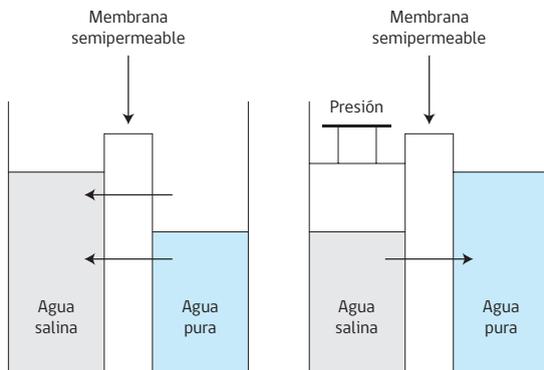
$$\pi = \phi \cdot R \cdot T \cdot C_{\text{solute}} \quad (4.1)$$

donde π es la presión osmótica (atm), C concentración molar (mol/L), R constante universal de los gases (0,08206 L · atm/(mol · K)), T temperatura absoluta (K) y ϕ factor de disociación.

Esta expresión es válida para soluciones cuyas concentraciones sean menores de 8%p/p.

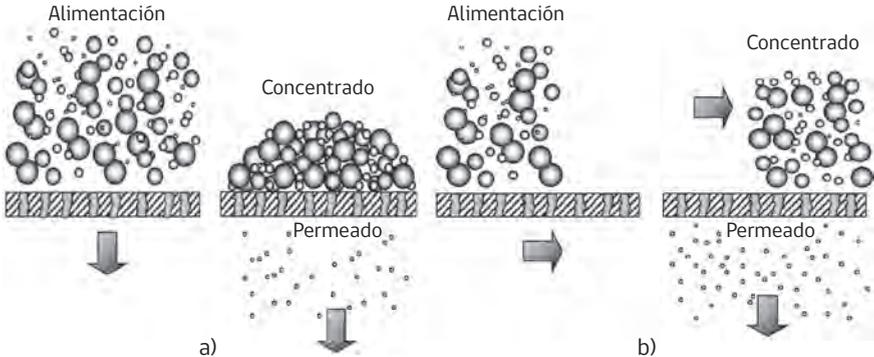
Cuando se aplica una presión en el compartimento que se encuentra a mayor concentración, superando la presión osmótica se invierte la osmosis natural, fluyendo el solvente en sentido contrario desde la solución más concentrada. Este proceso se denomina osmosis inversa (**ver Figura 4.1b**).

Figura 4.1. Esquema de a) osmosis natural b) osmosis inversa (basada en Saavedra y Romero, 2003).



En el proceso convencional de osmosis inversa la alimentación fluye tangencialmente a la superficie de la membrana, mientras el permeado es extraído en forma perpendicular a la misma. Esta modalidad se denomina "filtración con flujo tangencial" o "crossflow filtration", que es mucho más eficiente que la "filtración convencional" o "dead end filtration" puesto que minimiza la acumulación de solutos sobre la superficie de la membrana, debido a que la alimentación barre continuamente la superficie, manteniendo la productividad del proceso en un nivel satisfactorio (ver **Figura 4.2**).

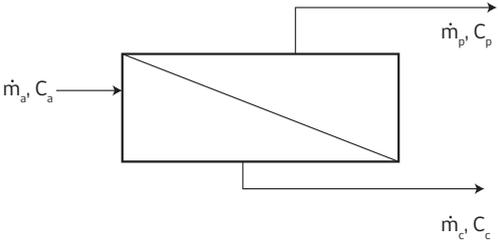
Figura 4.2. a) Filtración convencional o "dead end filtration" y b) Filtración con flujo tangencial o "crossflow filtration" (Medina, 2012).



4.1. Balances de materia en osmosis inversa

En la **Figura 4.3** se muestra un esquema de un módulo de membrana, sobre el que se establecen los balances de materia. Para efectos prácticos, la alimentación consiste en una solución acuosa con solutos (sales). Las concentraciones másicas están referidas al contenido de solutos en agua.

Figura 4.3. Esquema de las corrientes en un proceso de filtración por membrana (basada en Sánchez et al., 2009).



Planteando un balance total de materia en estado estacionario, en términos de flujo másico se tiene:

$$\dot{m}_a = \dot{m}_c + \dot{m}_p \quad (4.2)$$

donde, \dot{m}_a es el flujo másico de alimentación (agua salada o salobre) (kg/h), \dot{m}_c es el flujo másico del concentrado (kg/h), \dot{m}_p y es el flujo másico del permeado (kg/h). Además, el balance de materia para el soluto (sales) es:

$$\dot{m}_a \cdot C_a = \dot{m}_c \cdot C_c + \dot{m}_p \cdot C_p \quad (4.3)$$

donde, C_a , C_c y C_p son las concentraciones de soluto (kg soluto/kg solución) en el agua salada, concentrado y permeado, respectivamente.

Se define la recuperación másica R, que relaciona el flujo másico de permeado con respecto al flujo másico de alimentación:

$$R_{O1} = \frac{\dot{m}_p}{\dot{m}_a} \quad (4.4)$$

De igual forma, la recuperación volumétrica RV se define como:

$$R_v = \frac{\dot{V}_p}{\dot{V}_a} \quad (4.5)$$

donde, \dot{V}_p y \dot{V}_a son los caudales (m^3/h) del permeado y alimentación, respectivamente.

Usualmente no hay variaciones apreciables de densidad entre las corrientes de alimentación, permeado y concentrado, motivo por el cual las recuperaciones másica y volumétrica son idénticas.

Combinando las ecuaciones 4.2, 4.3 y 4.4, se obtiene una expresión que permite calcular la concentración de soluto en el flujo de concentrado en función de la recuperación másica y las concentraciones de la alimentación y el permeado, como se mostró en la Ecuación 2.51.

Combinando las ecuaciones 4.2, 4.3 y 4.4, se obtiene una expresión para la concentración de soluto en el flujo concentrado:

$$C_c = \frac{C_a - R_{O1} \cdot C_p}{(1 - R_{O1})} \quad (4.51)$$

Por otro lado, se define el coeficiente de rechazo (o rechazo), ξ , que cuantifica la selectividad de la membrana de acuerdo con:

$$\xi = 1 - \frac{C_p}{C_a} \quad (4.6)$$

Puesto que la concentración salina varía punto a punto a lo largo del módulo de membrana y por el lado del concentrado, entonces, resulta conveniente emplear el rechazo promedio, $\bar{\xi}$ definido como:

$$\bar{\xi} = 1 - \left(\frac{C_p}{\bar{C}_{med}} \right) \quad (4.7)$$

donde, \bar{C}_{med} es la concentración media que se determina a partir de:

$$\bar{C}_{med} = \frac{(C_a + C_c)}{2} \quad (4.8)$$

La información técnica sobre membranas de OI entrega el coeficiente de rechazo en base al cloruro de sodio, debido a que tiene las más pequeñas dimensiones comparado con iones di y trivalentes.

Esquemas de configuraciones para la OI

La **Figura 4.4** muestra los principales componentes de una planta OI. Los módulos de membrana están contenidos en portamembranas o "vessels". Cada vessel contiene en su interior una o varias membranas o elementos conectados en serie. Un cierto número de portamembranas conectados en serie o paralelo se denomina etapa. Por lo tanto, la operación del proceso OI se puede dar en paralelo, en serie o en combinaciones serie/paralelo. Se instalan las etapas (serie o paralelo) necesarias para alcanzar el flujo de permeado requerido.

Existen dos formas de operación básicas que se utilizan en los procesos de una etapa o de multietapas: (1) sistema de paso simple y (2) sistema con recirculación (**ver Figura 4.5**).

En el sistema de paso simple, la alimentación pasa sólo una vez por uno o varios módulos. Por lo tanto, el volumen de la alimentación decrece a lo largo del recorrido. En un sistema multietapa, está pérdida de volumen es compensada por la distribución de los módulos en forma de cascada (**ver Figura 4.6**). En este tipo de arreglo la velocidad de flujo tangencial permanece constante. Algo característico de este sistema es que el camino recorrido y la caída de presión son de gran magnitud.

Figura 4.4. a) Esquema genérico de una planta OI, b) Fotografía de un elemento o membrana, c) Portamembrana, d) Fotografía de una planta OI con 6 portamembranas (Rising-Sun membrane, 2020; Carbotecnia, 2020; Reda, 2020).

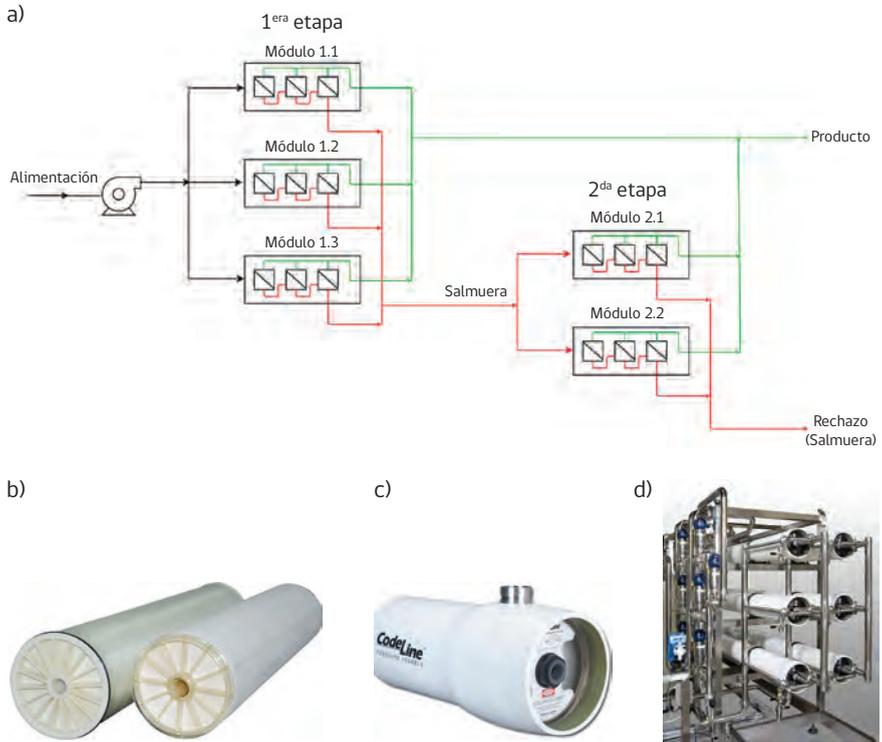


Figura 4.5. Esquema de los sistemas: a) paso simple y b) con recirculación (basada en Mulder, 1996).

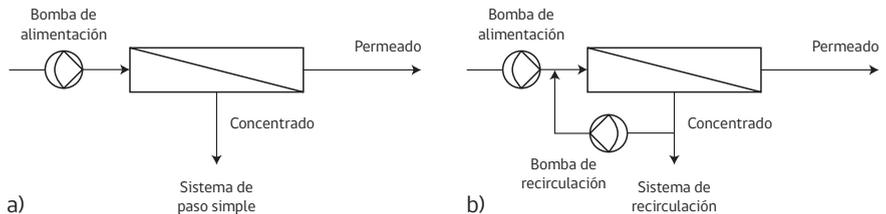
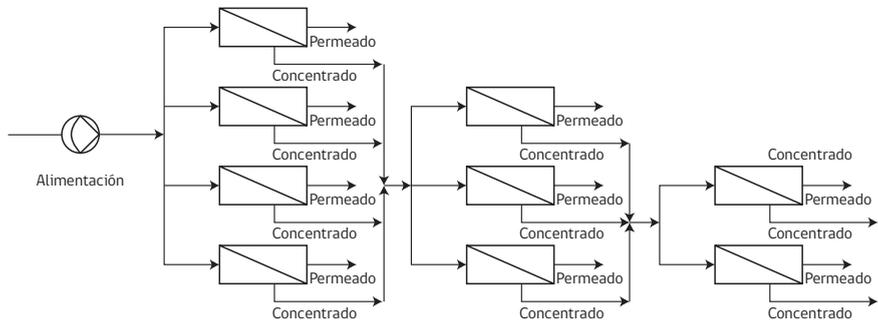
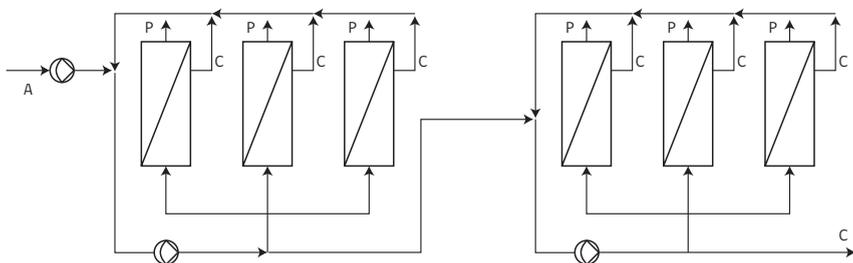


Figura 4.6. Esquema de un sistema de paso simple multietapas en cascada (basada en Mulder, 1996).



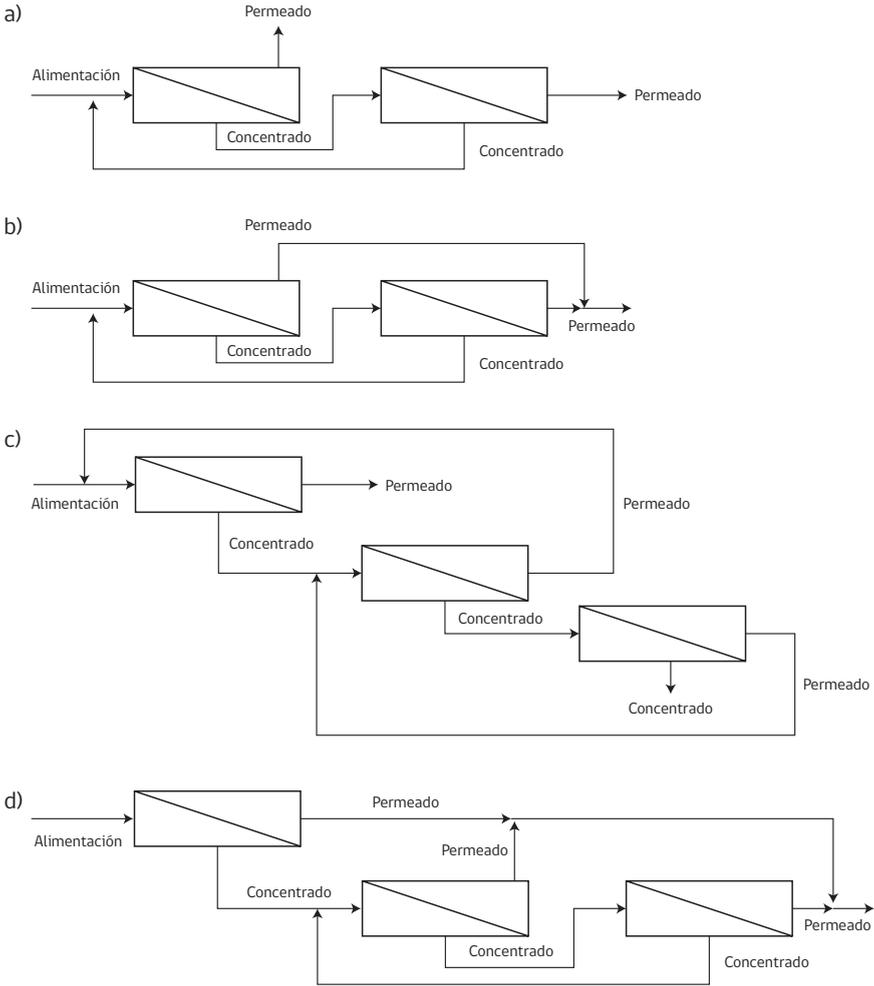
En el sistema con recirculación, la alimentación es presurizada por una bomba y permite que pase varias veces por una misma etapa (ver Figura 4.7). Cada etapa cuenta con una bomba de recirculación que optimiza las condiciones hidrodinámicas, así como también la caída de presión en cada etapa es baja. La velocidad de flujo puede ajustarse en cada etapa. El sistema con recirculación es mucho más flexible que un sistema de paso simple y se prefiere este sistema en el caso de ensuciamiento severo y polarización por concentración, como es el caso de microfiltración y ultrafiltración.

Figura 4.7. Esquema de un sistema con recirculación de dos etapas (basada en Mulder, 1996).



Cabe destacar la operación en cascada debido a que usualmente una sola etapa no permite obtener un agua producto de la calidad deseada. En una operación en cascada se utilizan un gran número de membranas, donde el permeado de la primera etapa es el flujo de alimentación de la segunda etapa y así sucesivamente, por lo cual es posible obtener un agua producto de alta pureza. La **Figura 4.8** muestra tres ejemplos de operación en cascada, cuando se requieren más etapas, la optimización del proceso es muy compleja.

Figura 4.8. Ejemplos de esquema de operación en cascada: a) y b) dos etapas, c) y d) tres etapas (basada en Mulder, 1996).

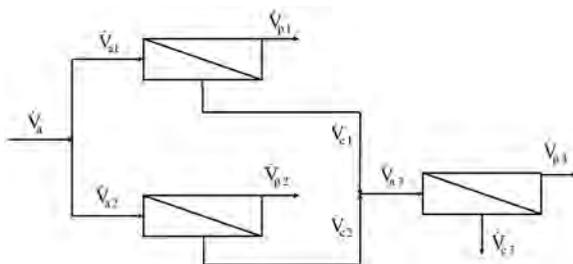


Ejemplo 4.1. Considerar el esquema de un proceso en cascada de osmosis inversa sabiendo que consta de dos etapas en serie. La primera etapa está compuesta de dos módulos idénticos en paralelo, mientras que la segunda etapa consta de un módulo. El flujo de alimentación de agua cruda se separa en partes iguales para alimentar a cada módulo de la primera etapa. Luego, los flujos de concentrado de cada módulo de la etapa 1 se unen para alimentar a la segunda etapa. Considere la información siguiente:

- El flujo de alimentación (F) es 3,5 m³/h.
- En los módulos de la etapa 1, la razón de flujo de permeado y flujo de alimentación es 0,121.
- En el módulo de la etapa 2, la razón de flujo de permeado y flujo de alimentación es 0,056.

Solución:

De acuerdo a la información entregada el esquema es:



Luego, como $\dot{V}_{a1} = \dot{V}_{a2}$, y sabiendo que \dot{V}_a es 3,5 m³/h:

$$\dot{V}_{a1} = 1,75 \frac{3,5}{2}$$

$$\dot{V}_{a1} = 1,75 \frac{\text{m}^3}{\text{h}} \quad \text{y} \quad \dot{V}_{a2} = 1,75 \frac{\text{m}^3}{\text{h}}$$

Al conocer los flujos de alimentación a los módulos de la etapa 1 y considerando que la razón de flujo de permeado y flujo de alimentación es 0,121, entonces se plantea que:

$$\frac{\dot{V}_{p1}}{\dot{V}_{a1}} = 0,121$$

$$\dot{V}_{p1} = 0,121 \cdot 1,75$$

$$\dot{V}_{p1} = 0,212 \frac{\text{m}^3}{\text{h}}$$

Como ambos módulos son idénticos, entonces: $\dot{V}_{p2} = 0,212 \frac{\text{m}^3}{\text{h}}$

Luego, los flujos de concentrado se obtienen por balance de materia, considerando que la densidad es igual para todos los flujos, por lo tanto, se puede aplicar el balance con los caudales:

$$\dot{V}_{a1} = \dot{V}_{p1} + \dot{V}_{c1}$$

$$1,75 = 0,212 + \dot{V}_{c1}$$

$$\dot{V}_{c1} = 1,54 \frac{\text{m}^3}{\text{h}}$$

Como ambos módulos son idénticos, entonces: $\dot{V}_{c2} = 1,54 \frac{\text{m}^3}{\text{h}}$

Luego, el flujo de alimentación de la etapa 2 (\dot{V}_{a3}) es la suma de los flujos \dot{V}_{c1} y \dot{V}_{c2} :

$$F_3 = C_1 + C_2$$

$$F_3 = 1,54 + 1,54$$

$$F_3 = 3,08 \frac{\text{m}^3}{\text{h}}$$

Posteriormente, al conocer el flujo de alimentación al módulo y considerando que la razón de flujo de permeado y flujo de alimentación es 0,056, entonces se plantea que:

$$\frac{P_3}{F_3} = 0,056$$

$$P_3 = 0,056 \cdot 1,54$$

$$P_3 = 0,086 \frac{\text{m}^3}{\text{h}}$$

Finalmente, el flujo de concentrado se obtiene por balance de materia:

$$F_3 = P_3 + C_3$$

$$1,54 = 0,086 + C_3$$

$$C_3 = 1,45 \frac{\text{m}^3}{\text{h}}$$

Esto implica que con los 3,75 m³/h de agua cruda se obtienen un permeado total de:

$$P_{\text{Total}} = P_1 + P_2 + P_3$$

$$P_{\text{Total}} = 0,212 + 0,212 + 0,086$$

$$P_{\text{Total}} = 0,51 \frac{\text{m}^3}{\text{h}}$$

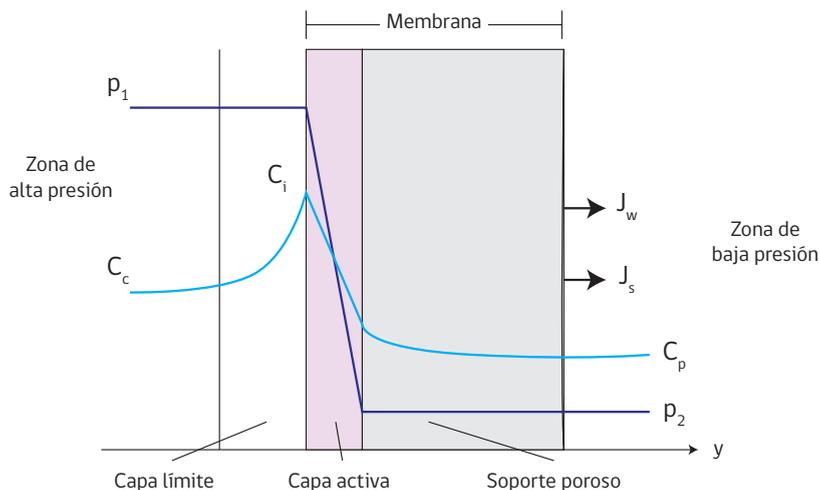
4.2. Transporte de materia en osmosis inversa

Durante la osmosis inversa se verifican dos procesos que operan simultáneamente:

- Transporte de componentes (agua y solutos) en la película líquida adyacente a la membrana, descrito por el fenómeno de polarización por concentración.
- Transporte de componentes (agua y solutos) a través de la membrana de OI, descrito por el modelo de solución - difusión.

En la **Figura 4.9** se distinguen diversas regiones, donde C_c , C_p y C_i son las concentraciones de solutos (sales) en el concentrado, permeado y en la interfase líquido-membrana, respectivamente, p_1 y p_2 son las presiones en las regiones de alta y baja presión, respectivamente.

Figura 4.9. Esquema del perfil de concentración a través de una membrana de osmosis inversa (basada en Chillón, 2009).



Transporte en la fase líquida: polarización por concentración

La membrana de osmosis inversa produce la separación del solvente (agua) de los solutos (sales). Este proceso determina que los solutos que no permean se acumulan en la interfase líquido-superficie de la membrana, generando un gradiente de concentración. Esta zona en la cual la concentración de sales es mayor que la del resto de la solución se conoce como "capa límite".

Se ha determinado que el espesor de esta capa límite disminuye al aumentar la velocidad de la alimentación que circula paralela a la superficie de la membrana. El aumento de la concentración de la solución en contacto con la membrana, se llama "polarización por concentración". La concentración de solutos en la interfase líquido-membrana (C_i) supera a la concentración de solutos en el seno de la fase líquida (C_a). Considerando la nomenclatura descrita en la **Figura 4.9**, y a partir de un balance de materia en la capa límite se deduce la siguiente ecuación para el flujo total de materia a través de la membrana, J_T :

$$J_T = k_L \cdot \ln \left(\frac{C_i - C_p}{C_a - C_p} \right) \quad (4.9)$$

donde k_L es el coeficiente de transporte convectivo de materia en la capa límite.

El flujo total J_T corresponde a la suma del flujo de agua pura y de soluto. Las membranas de osmosis inversa presentan un alto rechazo, típicamente superior al 98,5%, razón por la cual J_T será aproximadamente igual al flujo de permeado, J_p , lo que significa que el flujo es prácticamente agua pura. Además, como C_p es mucho menor que C_i y C_a , la ecuación anterior se puede escribir como:

$$J_p = k_L \cdot \ln \left(\frac{C_i}{C_a} \right) \quad (4.10)$$

En esta ecuación el cociente (C_i / C_a) es el "módulo de polarización β ", parámetro que cuantifica al cual es técnicamente conveniente la alimentación durante la osmosis inversa.

La ecuación anterior se puede entonces escribir como:

$$\left(\frac{C_i}{C_a} \right) = \beta = \exp \left(\frac{J_p}{k_L} \right) \quad (4.11)$$

El módulo de polarización β se utiliza para corregir el efecto del aumento en la concentración de la interfase, lo que provoca un aumento en la presión osmótica. A su vez, esto se traduce en una disminución del flujo de permeado a través de la membrana.

Transporte en la membrana: Modelo de solución-difusión

Este modelo fue desarrollado por Lonsdale en 1965. Se asume que tanto el solvente (agua) como el soluto (sales) se disuelven en la capa superficial (capa activa) no porosa de la membrana y luego son transportados por difusión a través de ella,

gracias a una diferencia de potencial químico, para luego abandonar la membrana por desorción, de manera desacoplada. Las solubilidades (o coeficientes de partición) y difusividades de solvente y soluto son los parámetros importantes de este modelo. Este mecanismo considera que las membranas son absolutamente no porosas (capa activa densa) con alta solubilidad y difusividad para el solvente en comparación con los solutos salinos.

El transporte de materia se basa en la formación y destrucción de puentes de hidrógeno entre las moléculas polares y los grupos hidrofílicos de la membrana, moléculas que difunden por la acción de la diferencia de presión total que se instaura a ambos lados de la membrana. Los compuestos que se transportan a través de la membrana son: agua, que da origen al flujo de permeado, y sales, que da origen al flujo de soluto (Gozálvez, 1998).

El modelo de solución-difusión permite obtener las ecuaciones para los flujos de permeado (predominantemente agua) y de soluto, en función de parámetros de operación de la osmosis inversa:

- **Densidad de flujo de permeado (J_p), que se calcula mediante la siguiente ecuación:**

$$J_p = A \cdot (\Delta P - \Delta \pi) = A \cdot \Delta P_{NETA} \quad (4.12)$$

donde A es el coeficiente de permeabilidad del agua en la membrana ($L/m^2 \cdot h \cdot bar$), Δp es la diferencia de presión aplicada (bar) externamente, en este caso por la bomba de alta presión y $\Delta \pi$ es la diferencia de presión osmótica (bar). El gradiente $(\Delta P - \Delta \pi)$ corresponde a la diferencia de presión neta, ΔP_{NETA} , observándose que el flujo de permeado es directamente proporcional a la diferencia de presión neta.

La denominación "densidad de flujo de permeado" se refiere al flujo volumétrico por unidad de área de filtración. Por otro lado, la denominación "flujo de permeado" se aplica normalmente al flujo volumétrico. Sin embargo, ambos términos tienden a emplearse indistintamente en osmosis inversa.

Es importante indicar que en condiciones de estado estacionario, el flujo J_P de la ecuación (4.10) es idéntico al de la ecuación (4.12).

- **Flujo de soluto (J_s), que se calcula mediante la siguiente ecuación:**

$$J_s = B \cdot (C_a - C_p) \quad (4.13)$$

donde B es el coeficiente de permeabilidad del soluto en la membrana ($L/m^2 \cdot h \cdot \text{bar}$). Se observa que el flujo de soluto es proporcional a la diferencia total de concentración a través de la membrana.

La calidad de la separación (selectividad) se evalúa mediante el coeficiente de rechazo de la membrana, ξ , que se calcula considerando las concentraciones de soluto en la alimentación y el permeado, de acuerdo con la Ecuación 4.6, obteniendo:

$$\xi = \frac{C_a - C_p}{C_a} = 1 - \frac{C_p}{C_a} \quad (4.14)$$

Como se ha indicado, la presión de la bomba de osmosis inversa debe ser superior a la diferencia de presión osmótica de la alimentación, es decir:

$$\Delta\pi = \pi_{\text{alimentación}} - \pi_{\text{permeado}} \quad (4.15)$$

Aplicando la Ecuación 4.1 de Van't Hoff para la presión osmótica, se obtiene:

$$\Delta\pi = \phi \cdot R \cdot T \cdot (C_a - C_p) \quad (4.16)$$

Luego, considerando el coeficiente de rechazo, reemplazando la Ecuación 4.14 en la Ecuación 4.16, se obtiene:

$$\Delta\pi = \phi \cdot R \cdot T \cdot \xi \cdot C_a \quad (4.17)$$

Reemplazando en la Ecuación 4.12 para el flujo de permeado, se obtiene:

$$J_p = A \cdot (\Delta\rho - \phi \cdot RT \cdot \xi \cdot C_a) = A \cdot (\Delta\rho - \xi \cdot \pi_a) \quad (4.18)$$

El efecto de la polarización por concentración también deberá considerarse puesto que la concentración de la interface de solutos en la superficie de la membrana (C_i) supera a la concentración de solutos en el seno de la fase (C_a). De esta manera, el flujo de permeado deberá estimarse considerando la concentración C_i y no C_a , lo que implica una modificación puesto que:

Incorporando el factor de polarización, se obtienen las ecuaciones que permiten calcular los flujos en la membrana: $C_i = \beta \cdot C_a$,

Flujo de permeado: $J_p = A \cdot (\Delta\rho - \beta \cdot A\pi) = A \cdot (\Delta\rho - \xi \cdot \beta \cdot \pi_a) \quad (4.19)$

Flujo de soluto: $J_s = B \cdot \beta \cdot \xi \cdot C_a \quad (4.20)$

4.3. Alcances sobre el transporte de materia en osmosis inversa

El coeficiente de transporte convectivo de materia en la capa límite, k_L , es un parámetro que puede determinarse experimentalmente. Sin embargo, también puede calcularse utilizando correlaciones matemáticas adimensionales del tipo Sherwood, Sh , las cuales involucran los números adimensionales de Reynolds, Re , y de Schmidt, Sc . Estos números adimensionales se definen como:

$$Re = \frac{\rho \cdot v \cdot D_{EQ}}{\mu} \tag{4.21}$$

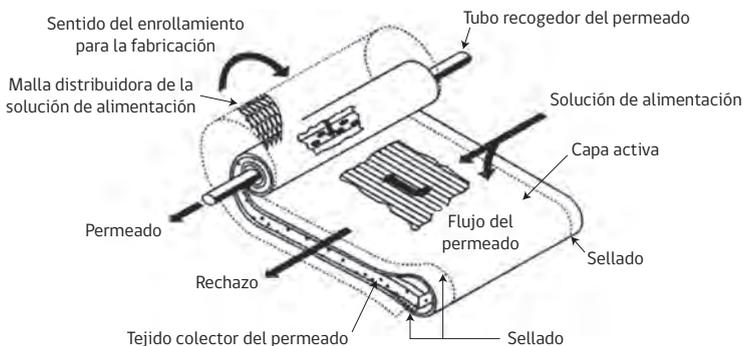
$$Sc = \frac{\mu}{\rho D_M} \tag{4.22}$$

$$Sh = k_L \frac{d_{EQ}}{D_M} \tag{4.23}$$

donde ρ es la densidad del líquido (kg/m^3), v es la velocidad lineal de la alimentación en la membrana (m/s), d_{EQ} es el diámetro equivalente (m), μ es la viscosidad del líquido ($\text{kg/m} \cdot \text{s}$), D_M es la difusividad molecular o iónica del soluto en agua (m^2/s) y k_L es el coeficiente de transporte de materia (m/s). Se observa que el valor de k_L depende de la velocidad de la alimentación por la membrana, del tipo de módulo (geometría), temperatura y características fisicoquímicas de alimentación líquida.

En una membrana espiral la alimentación se desplaza paralelamente a la superficie de la membrana mientras se va verificando la cantidad permeada (**ver Figura 4.10**).

Figura 4.10. Esquematación de la dirección de los flujos en una membrana espiral de OI (basada en Urcelay, 2007).



Este movimiento se realiza surcando una estrecha red de espaciadores o canales entre dos membranas contiguas, lo que permite mejorar la convección del proceso. A mayor velocidad aumenta la turbulencia.

En general, las correlaciones Sherwood se rigen por ecuaciones del siguiente tipo:

$$Sh = \frac{k_L d_{EQ}}{D_M} = a \cdot Re^n \cdot Sc^m \quad (4.24)$$

$$Sh = \alpha \cdot \left(\frac{\rho \cdot v \cdot d_{EQ}}{\mu} \right)^n \cdot \left(\frac{\mu}{\rho D_M} \right) \quad (4.25)$$

donde d_{EQ} es un diámetro equivalente que caracteriza la geometría del módulo de membrana, α , n y m son parámetros constantes de la correlación.

Algunas correlaciones útiles para estas membranas son:

- Régimen de flujo laminar

$$Sh = 1,75 \cdot \left(Re \cdot Sc \cdot \frac{d_{EQ}}{L} \right)^{1/3} \quad (4.26)$$

donde L es la longitud del módulo de membrana, en la dirección del flujo de alimentación.

- Régimen de flujo turbulento

$$Sh = 0,023 \cdot Re^{0,875} \cdot Sc^{0,25} \quad (4.27)$$

Existen correlaciones desarrolladas específicamente para membranas comerciales. Una ecuación útil, válida para módulos de membrana espiral con espaciadores, es la siguiente (Mulder y Mulder, 1996):

$$Sh = 1,9 \cdot Re^{0,5} \cdot Sc^{1/3} \cdot \left(\frac{e_e}{\Delta l} \right)^{0,5} \quad (4.28)$$

En esta correlación Δl representa la distancia entre corrugaciones sucesivas y e_e corresponde al espesor de los espaciadores, que son componentes constructivos de un módulo espiral (Mulder y Mulder, 1996).

La polarización de la membrana produce los siguientes tres efectos no deseados:

- Reduce, a presión constante, el caudal de permeado ya que al aumentar la concentración en la superficie aumenta la presión osmótica, disminuyendo la diferencia de presión neta, Δp_{NETA} .
- Aumenta el flujo de soluto, es decir disminuye el rechazo salino, debido al aumento del gradiente de concentraciones.
- Aumenta el riesgo de precipitación de las sales poco solubles y de coloides en suspensión, sobre la superficie de la membrana.

De lo anterior, es conveniente controlar la concentración en la capa límite de forma que el módulo de polarización sea menor a 1,2, teniendo en cuenta los siguientes factores:

- Naturaleza de las sales presentes en la alimentación: no todas las sales presentan idéntico coeficiente de rechazo.
- Nivel de rechazo de sales por la membrana: a mayor porcentaje de rechazo, mayor es la retención de solutos por el lado del concentrado, lo que acentuará el fenómeno de polarización por concentración.
- Régimen de flujo: a menor velocidad de la alimentación, mayor polarización y tendencia de las sales a depositarse en la membrana, por lo tanto conviene operar al máximo flujo indicado por el fabricante.
- Permeabilidad de la membrana: a mayor de flujo de permeado, mayor valor del módulo de polarización, β .
- Configuración geométrica de las membranas: dependiendo de la configuración, se tendrán distintas velocidades de flujo en las membranas. Por ejemplo, en membranas de fibra hueca, la velocidad es menor que en una membrana espiral, debido al pequeño diámetro disponible, además el módulo de polarización será mayor en una membrana de fibra hueca que en una espiral.

En osmosis inversa de aguas salobres y saladas, el factor β se encuentra en el rango 1,05 - 1,20. Un valor de 1,2 significa que la concentración de solutos en la superficie de la membrana es 20% mayor de la concentración por el lado de la alimentación. Luego, la presión osmótica será un 20% mayor lo que disminuirá la productividad, además la membrana estará sometida a incrustación y ensuciamiento por solutos y coloides que se concentrarán sobre la superficie.

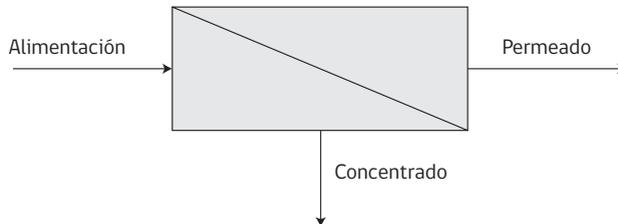
Las permeabilidades del solvente (A), del soluto (B) y el coeficiente de rechazo (ξ) pueden relacionarse mediante una ecuación bastante útil, que permite estimar el comportamiento de membranas de osmosis inversa. Esta expresión es válida para membranas de alto rechazo, superior al 97%.

$$\xi = 1 + \left(\frac{B}{A \cdot (\Delta P - \beta \cdot D\pi)} \right)^{-1} \quad (4.29)$$

Ejemplo 4.2. Se utiliza osmosis inversa para desalinizar agua salobre cuya salinidad total (STD) es 2000 ppm, expresadas como cloruro de sodio. La motobomba opera a 22,798 bar y 20°C. Determinar el flujo horario de permeado y el caudal de alimentación.

Datos:

- El módulo de OI es de configuración espiral, con dimensiones nominales 8"x40", y una superficie filtrante de 37,5 m².
- Permeabilidad al solvente (A) es 1,165 (L/m² · h · bar).
- Rechazo al cloruro de sodio: 99,5%.
- Peso molecular del cloruro de sodio: 58,44 (g/mol).
- Considerar que el factor de polarización β es igual a 1,2.
- La recuperación volumétrica es 8%.
- Considerar que la densidad de todas las corrientes es 1,0 g/mL.



Solución:

a) Cálculo de la presión osmótica de la alimentación (Ecuación 4.1):

$$\pi = 2 \cdot 0,08206 \cdot 298,15 \cdot \frac{2}{58,44}$$

$$\pi = 1,675 \text{ atm}$$

$$\pi = 1,697 \text{ atm}$$

b) Densidad de flujo de permeado (Ecuación 4.19):

$$J_p = A \cdot (\Delta p - \beta \cdot \Delta \pi)$$

$$J_p = 1,165 \cdot (22,798 - 1,2 \cdot 1,697)$$

$$J_p = 24,19 \left(\frac{L}{hm^2} \right)$$

c) Caudal de permeado, $\dot{V}_p = (L/h)$

Como se conoce la densidad de flujo de permeado, se multiplica este término por el área efectiva de la membrana para obtener el caudal de permeado o producción de permeado:

$$\dot{V}_p = J_p \cdot (\text{Superficie filtrante})$$

$$\dot{V}_p = 24,19 \cdot 37,5$$

$$\dot{V}_p = 907,02 \left(\frac{L}{h} \right)$$

d) Caudal de alimentación $\dot{V}_a = (L/h)$

Primero, considerando el balance total (Ecuación 4.2):

$$\dot{m}_a = \dot{m}_c + \dot{m}_p$$

Puesto que la densidad es idéntica para todos los flujos, la ecuación anterior se puede expresar en términos de los caudales:

$$\dot{V}_a = \dot{V}_c + \dot{V}_p$$

Puesto que la recuperación volumétrica es 8%, se tendrá que (Ecuación 4.5):

$$0,08 = \left(\frac{V_p}{V_a} \right)$$
$$0,08 = \frac{907,02}{V_a}$$

Despejando se obtiene que el caudal de alimentación \overline{V}_a es 11337,78 L/h. Es decir, la bomba deberá impulsar un caudal de 11,3 m³/h a 22,798 bar.

Ejemplo 4.3. Considerando los datos del ejemplo anterior, calcular las concentraciones de las corrientes de permeado y concentrado.

Solución:

Se aplican los balances total y por componente. Se consideran densidades constantes e igual es a 1,0 (g/mL)

- Balance Total:

$$\dot{m}_a = \dot{m}_c + \dot{m}_p$$
$$11.337,78 = 10.430,76 + 907,02$$

- Balance al Solute:

$$\dot{m}_a \cdot C_a = \dot{m}_c \cdot C_c + \dot{m}_p \cdot C_p$$

Considerando el rechazo salino:

$$\xi = 1 - \frac{C_p}{C_a}$$
$$0,995 = 1 - \frac{C_p}{2000}$$

Se obtiene que la concentración salina del permeado, C_p , es igual a 10,0 ppm.

Luego, se calcula la concentración salina del concentrado

$$11.337,78 \cdot 2.000 = 10.430,76 \cdot C_c + 907,02 \cdot 10$$

Despejando la concentración salina, se obtiene: $C_c = 2173,0$ ppm.

4.4. Variables incidentes en la osmosis inversa

La osmosis inversa se ve influenciada por diversas variables de operación. Se analizarán las más importantes:

- Temperatura.
- Presión de trabajo.
- Concentración y composición de la alimentación.
- pH.
- Tiempo de operación.

Efecto de la temperatura sobre la productividad y la selectividad

Los coeficiente de permeabilidad son muy dependientes de la temperatura de operación, y esta funcionalidad puede representarse mediante expresiones del tipo Arrhenius:

$$\xi = 1 - \frac{C_p}{C_a} \quad (4.30)$$

$$0,995 = 1 - \frac{C_p}{2000} \quad (4.31)$$

donde U_w y U_s son parámetros constantes para el agua y el soluto, y T es la temperatura absoluta (K). Los parámetros son característicos del tipo de membrana y pueden ser determinados experimentalmente.

Algunas empresas fabricantes de membranas utilizan relaciones empíricas para cuantificar el efecto de la temperatura sobre el flujo de permeado. Estas ecuaciones se emplean en la normalización de datos en desalación de salobres y saladas:

$$T_{COR} = \frac{J_{25}}{J_T} = e^X \quad (4.32)$$

donde, t_{COR} es un factor que indica la proporción entre el flujo de permeado a 25°C (J_{25}) y el flujo de permeado a una temperatura T (J_T). El parámetro X se calcula mediante la siguiente expresión:

$$X = U \left(\frac{1}{t + 273,15} - \frac{1}{298,15} \right) \quad (4.33)$$

donde, t es la temperatura ($^{\circ}\text{C}$). U es un parámetro constante para el flujo total de permeado, que depende del tipo de membrana. En la **Tabla 4.1** se muestran valores de U para diferentes tipo de membranas de OI comerciales.

Tabla 4.1. Valores de U para distintos tipos de membranas.

Tipo de membrana	Modelo	U
ROGA	4160S, 4160HR	2160
ROGA	8221 SD, 8221 HR, 8231SD MAGNUM	2730
TFC	Todos los modelos	3470
TFCL	Todos los modelos	2600

Nota: ROGA acetato de celulosa, TFC poliamida, TFCL poliamida de alto rechazo

Efecto del tiempo sobre la permeabilidad

Las altas presiones de operación de la osmosis inversa provocan compactación de las membranas poliméricas, lo que se traduce en una reducción de los coeficientes de permeabilidad, tanto del soluto como del solvente, y con ello una disminución del flujo de permeado en el tiempo.

El efecto del tiempo sobre el coeficiente de permeabilidad del agua (A) se cuantifica a través de:

$$A_t = A_{t_0} \cdot \frac{t_2^m}{t_1^m} \quad (4.34)$$

donde A_t y A_{t_0} son los coeficientes de permeabilidad del agua a un tiempo (t , días) y al inicio del proceso, respectivamente; m es la pendiente de disminución del flujo, cuyo valor para aguas saladas se encuentra en el rango entre $-0,01$ y $-0,05$, dependiendo de la temperatura de operación, presión y tipo de membrana. Para el caso de aguas salobres $m = -0,02$ cuando se opera en el rango de $20 - 30$ $^{\circ}\text{C}$ y con presiones entre 15 y 35 bar.

De igual forma, el efecto del tiempo sobre el coeficiente de permeabilidad del soluto (B) se cuantifica a través de:

$$A_t = B_{t_0} \cdot e^{(k_h \cdot t)} \quad (4.35)$$

donde B_t y B_{t_0} son los coeficientes de permeabilidad del soluto a un tiempo (t , días) y al inicio del proceso, respectivamente; k_h es la constante de hidrólisis. A

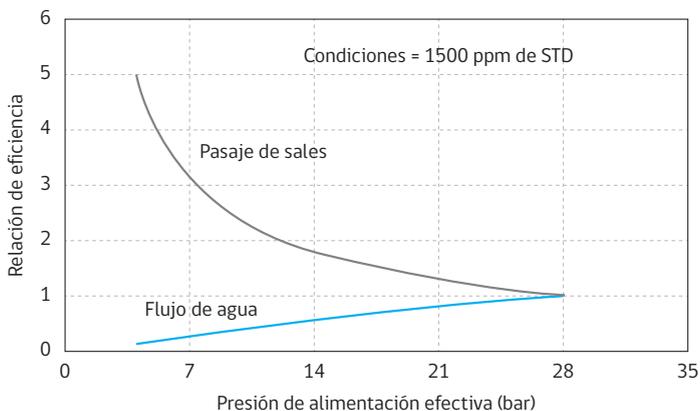
25°C y operando en un rango de pH entre 5 y 6, k_p tiene un valor igual a $6,3 \cdot 10^{-4}$ día⁻¹, y t es el tiempo (días).

En membranas de acetato de celulosa, el paso de sales se duplica al cabo de 2 a 3 años. En las de poliamida, que son más resistentes a la hidrólisis, el paso de sales se duplica al cabo de 3 a 5 años. Estos valores han sido informados cuando se opera a temperaturas cercanas a 25°C.

Efecto de la presión en la productividad y la selectividad

La **Figura 4.11** muestra el efecto de la presión sobre el rendimiento de membranas de osmosis inversa para aguas salobres. Cuando se disminuye la presión de operación se produce una disminución del caudal de producto y un incremento en el paso de solutos, es decir disminuyen tanto la productividad como la selectividad.

Figura 4.11. Gráfica del efecto de la presión en osmosis inversa (Internacional Desalination Association [IDA], 2019).



Por otro lado, cuando se opera a altas presiones se acelera el envejecimiento de las membranas, aumentan las incrustaciones y la compactación. En este punto, se constata que hay una superposición de efectos que se traducen en deterioro irreversible de la membrana.

Efecto de la concentración y composición del agua de alimentación

Altas concentraciones provocan que los sólidos se depositen con mayor facilidad sobre la membrana (polarización por concentración), produciendo ensuciamiento y necesidades de limpieza química de las membranas.

El coeficiente de permeabilidad de solutos (B) depende del tipo de sal considerada. Sin embargo, está normado de que el valor de B que se informa es para el cloruro de sodio.

Los factores que más influyen en B son la solubilidad del compuesto en la membrana y su peso molecular. Para sales con iones bivalentes y trivalentes, el valor de B disminuye entre 10 y 20% del informado para el cloruro de sodio. Por el contrario, mientras más neutral es la partícula, mayor será el valor de B. Esto ocurre con el boro y el arsénico.

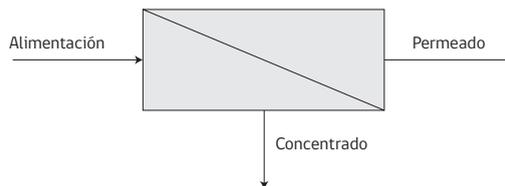
Ejemplo 4.4: Se está caracterizando la permeabilidad de una membrana de ósmosis inversa de configuración espiral, de 4"x40", cuya área de filtración es 6,5 m². El fluido es agua pura a 25°C. Además, en la tabla adjunta se entregan datos de caudales de alimentación y concentrado en función de la presión de operación de la bomba.

Se pide determinar el coeficiente de permeabilidad de la membrana, expresando el resultado en (kg/m² · bar).

Tabla 4.2. Datos de caudales de alimentación y concentrado en función de la presión.

ΔP (bar)	Caudal alimentación (L/min)	Caudal concentrado (L/min)
5	13,45	12,33
10	13,35	11,25
15	13,50	10,55
20	13,28	9,42
25	13,40	8,38

Solución: El esquema de operación es el siguiente:



El proceso se verifica en estado estacionario y en condiciones isotérmicas.

La presión informada es manométrica, luego el gradiente de presión Δp es igual a la presión indicada en la **Tabla 4.3**.

Para determinar la permeabilidad de la membrana se establece una correlación entre el flujo de permeado y la diferencia de presión (ver Ecuación 4.12). La **Tabla 4.3** entrega resultados de los cálculos previos.

Tabla 4.3. Datos de flujo y densidad de flujo de permeado en función de la presión.

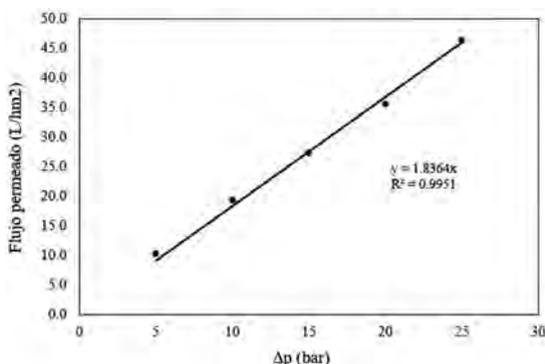
ΔP (bar)	Flujo permeado (L/h)	J permeado (L/h m ²)
5	67,20	10,34
10	126,00	19,38
15	177,00	27,23
20	231,60	35,63
25	301,20	46,34

Para cada diferencia de presión, el flujo volumétrico de permeado se calcula aplicando un balance de masa:

$$V_p = V_a - V_c$$

donde $\dot{V}_p \left(\frac{L}{h} \right) = \dot{V}_p \left(\frac{L}{min} \right) \cdot 60 \left(\frac{min}{h} \right)$

Luego, en cada caso se determina el flujo de permeado en unidades (L/hm²) dividiendo por 6,5 igual al área de la membrana. A continuación, se grafica el flujo de permeado vs Δp y se obtiene el coeficiente de permeabilidad, correspondiente a la pendiente de la recta de linealización:



El coeficiente de permeabilidad de la membrana es igual a:

$$A = 1,8364 \left(\frac{L}{h \cdot m^2 \cdot bar} \right)$$

Además, el coeficiente de regresión, R^2 , es 0,9951 lo que indica que el coeficiente A es constante en el rango de presiones consideradas.

4.5. Alcances sobre la selectividad de las membranas de osmosis inversa

Como se indicó anteriormente, la selectividad de la membrana se cuantifica a través del rechazo salino, ξ . Este parámetro se interpreta como un cociente de concentración de sal que forma parte del flujo concentrado (rechazo) con respecto a la concentración de sal que ingresa en el flujo de alimentación, es decir:

$$\frac{\text{concentración salina en el concentrado} - \text{concentración salina en el permeado}}{\text{concentración salina en el concentrado}} \cdot 100\% \quad (36)$$

Normalmente sólo están disponibles los valores de rechazo al cloruro de sodio. Si se requiere determinar el rechazo salino a otras sales se pueden emplear programas de simulación, sin embargo se deben aplicar los siguientes criterios:

- Si el rechazo salino para iones monovalentes (NaCl) es 98%, este será del 99% o 99,5% para iones divalentes.
- Si un soluto presenta diferentes grados de ionización, por ejemplo boro y arsénico, el rechazo variará dependiendo de las condiciones del pH de operación.
- Cuando no es posible retirar estos compuestos se aplican procesos más complejos, entre ellos osmosis inversa en 2 etapas modificando el pH, re-procesamiento del permeado con osmosis inversa, o refinando el permeado con intercambio iónico.

Se utiliza también el "paso de sal", SP, que se define como el porcentaje de sal que es parte del flujo permeado con respecto a la sal que ingresa en el flujo de alimentación:

$$SP = \left(\frac{\text{conc. sales en permeado}}{\text{conc. sales en la alimentación}} \right) \cdot 100\% \quad (4.37)$$

Es decir,

$$\text{Paso de sal (SP)} = \frac{C_p}{C_a} \cdot 100\% \quad (4.38)$$

Por lo tanto, la relación entre el rechazo salino y el paso de sal es:

$$\text{Paso de sal (\%)} = 100 \pm \text{Rechazo de sal (\%)} \quad (4.39)$$

Es decir,

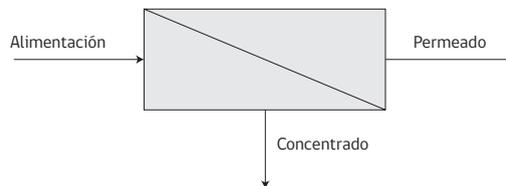
$$\text{SP(\%)} = (1 - \xi) \cdot 100 \quad (4.40)$$

También se utiliza el parámetro selectividad ($\alpha_{A/B}$), el cual compara la concentración de un determinado soluto con respecto al resto de los solutos presentes, es decir:

$$\alpha_{A/B} = \frac{C_{pA} / C_{pB}}{C_{aA} / C_{aB}} \quad (4.41)$$

donde A representa el soluto en estudio, B el resto de los solutos presentes.

Ejemplo 4.5: Se requiere instalar una planta de osmosis inversa para purificar agua proveniente de una fuente salobre. El agua de alimentación que tiene una salinidad promedio igual a 3500 mg/L. El agua purificada deberá tener una salinidad máxima de 50 mg/L en cloruro de sodio. Calcular el rechazo salino (ξ) de la planta y el paso de sal (SP) de las membranas.



Solución: Para el paso de sal se utiliza la Ecuación 4.37:

$$\text{SP} = \frac{50}{3.500} \cdot 100$$

$$\text{SP} = 1,43\%$$

Luego, el rechazo salino, x , de acuerdo a la Ecuación 4.40, es:

$$\xi(\%) = 100 - SP$$

$$\xi = 98,57\%$$

El valor obtenido indica que las membranas no son de alto rechazo al NaCl. Si se calculara el rechazo para iones calcio o magnesio, su valor superaría 99,5%.

4.6. Membranas utilizadas en Osmosis Inversa

Las membranas se clasifican según:

- Tipo de estructura: porosa, densa o no porosa y líquida.
- Morfología: simétrica o anisotrópica.
- Configuración: plana, tubular, fibra hueca y espiral.
- Materialidad: polimérica, metálica y cerámica.

En las membranas porosas (ultrafiltración, microfiltración) la selectividad se caracteriza con el parámetro "cut-off" (MWCO), parámetro que mide el peso molecular de un soluto que es retenido en un 90% por la membrana.

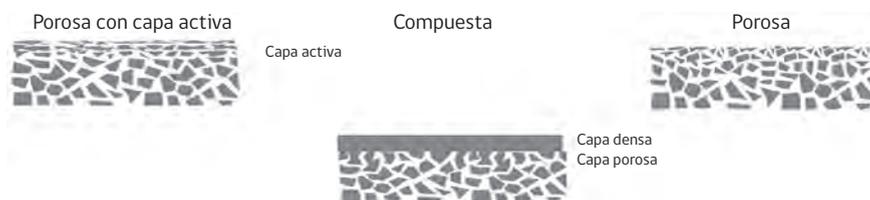
Las membranas de osmosis inversa son de características densas, es decir, no porosas, lo que determina que el mecanismo de separación está basado en la disolución y simultánea difusión de un determinado compuesto a través de la membrana.

Morfológicamente las membranas de osmosis inversa son anisotrópicas: están formadas por diferentes capas del mismo material o bien de distintos materiales. Este último tipo de membrana es la más utilizada, consta de al menos dos secciones, representadas en la **Figura 4.12**:

- La capa activa o densa, en contacto con la disolución a tratar, es la responsable de las propiedades selectivas o de rechazo de la membrana, y cuyo pequeño espesor permite el suministro de flujos de volumen adecuados a pesar de su estructura densa.
- El soporte es una estructura porosa, generalmente una membrana de ultrafiltración, cuyo rol es suministrar estabilidad mecánica a la capa activa.

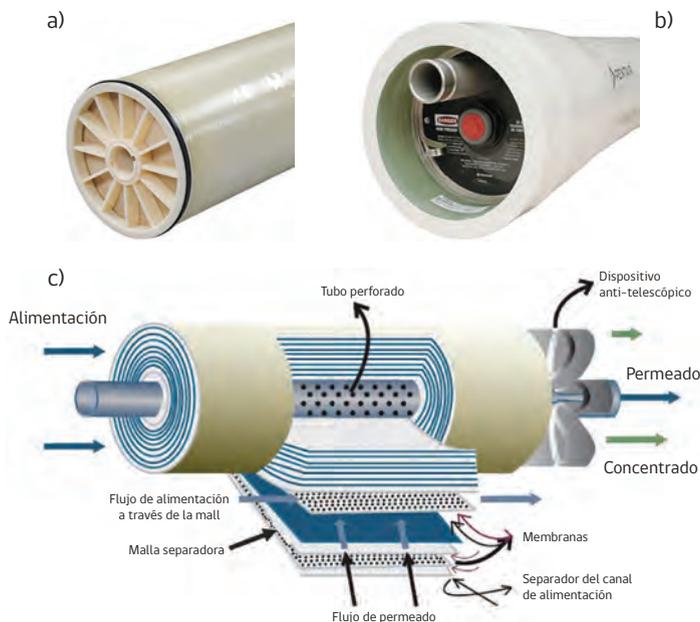
Los módulos espirales se fabrican con varias membranas planas que son enrolladas en tubo plástico que tiene perforaciones, los que permiten retirar el flujo

Figura 4.12. Tipos de estructura anisotrópica (Castejón, 2015).



de permeado. Las membranas se instalan alternadas con mallas espaciadoras y láminas separadoras. La malla se coloca encima de la capa activa y tiene como función producir los canales hidráulicos por los que circulará el agua de alimentación, estableciendo un régimen de flujo turbulento lo que permite controlar la polarización por concentración, además de distribuir uniformemente la alimentación. La malla espaciadora es una capa fina de material poliamídico. Por otra parte, la lámina separadora permite disgregar las corrientes de permeado y concentrado, evitando el remezclado. Luego, los tres elementos se sellan en 3 de sus lados mientras que el cuarto lado se deja abierto para la salida del permeado a través del tubo plástico central (**ver Figura 4.13**).

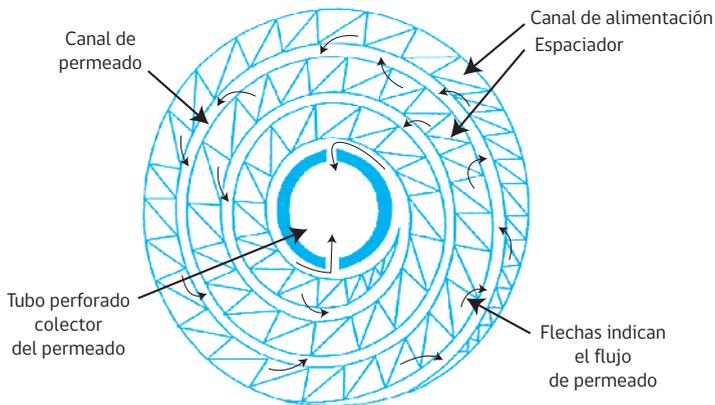
Figura 4.13. Módulo de membrana a) espiral (Toray, 2020), b) instalado en un portamembrana (Toray, 2020), y c) en espiral en corte (Sefiltr, 2021).



El conjunto se cierra y rigidiza con una capa exterior de poliéster con fibra de vidrio lo que le otorga resistencia mecánica. En ambos extremos se instalan tapas ranuradas que cumplen la doble función de ser dispositivo antitelescópico y de permitir el flujo de la alimentación y el rechazo. Para finalizar el montaje, la membrana (módulo) se aloja en un portamembranas, consistente en una carcasa tubular metálica o de poliéster reforzado con fibra de vidrio, que le permite soportar las presiones de operación. Los portamembranas se cierran en sus extremos con tapas que tienen orificios roscados para permitir la entrada y salida de los caudales de alimentación, permeado y rechazo. La configuración espiral se caracteriza porque tiene una gran superficie en un volumen reducido.

Las mallas espaciadoras, o espaciadores, son un componente fundamental en una membrana espiral en osmosis inversa (**ver Figura 4.14**). Es factible seleccionar el tipo de malla de acuerdo con el tipo de alimentación líquida para obtener una mayor productividad.

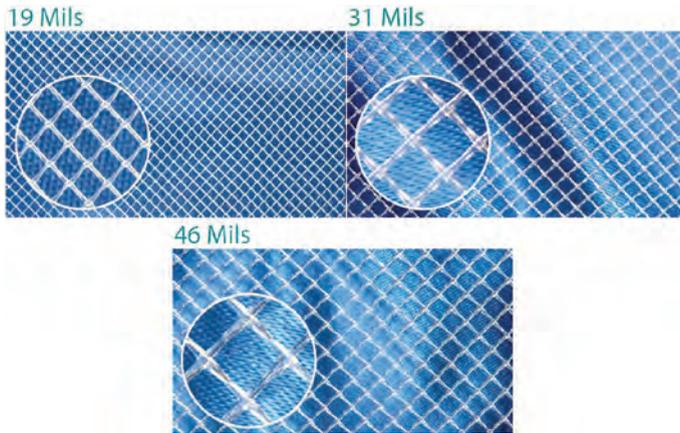
Figura 4.14. Sección transversal de una membrana en espiral (Mahar et al., 2017).



Los espaciadores se especifican básicamente por su espesor, como se muestra en la **Figura 4.15**. Sin embargo, la distancia, el ángulo de cruce entre filamentos y la orientación de éstos son también parámetros importantes a considerar.

Los materiales poliméricos empleados en la síntesis de membranas de osmosis inversa son muy variados, aunque los más utilizados a nivel comercial son la poliamida (PA), el acetato de celulosa (AC), la polisulfona (PS), la polipiperazinamida (PPA) y el polivinilalcohol (PVA).

Figura 4.15. Distintos tipos de espaciadores comerciales (Conwed, 2020). 1 Mils = 25,4 μm .



Inicialmente, las membranas se confeccionaban con acetato de celulosa (ver **Figura 4.16**), y luego dieron paso al uso de la poliamida debido a que este material exhibe valores de flujo y rechazo superiores, además de poseer mayor estabilidad química. Las membranas de poliamida pueden ser sintetizadas como membranas compuestas de capa delgada o capa activa (TFC).

Figura 4.16. a) Estructura del acetato de celulosa (Kurmus & Mohajerani, 2020), b) Estructura de la poliamida (Sarrión, 2018).

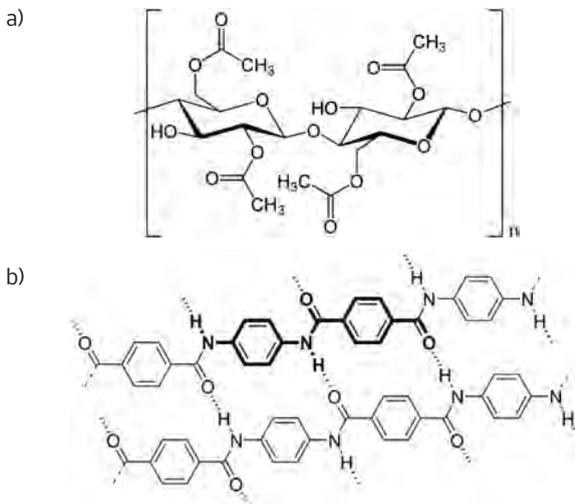
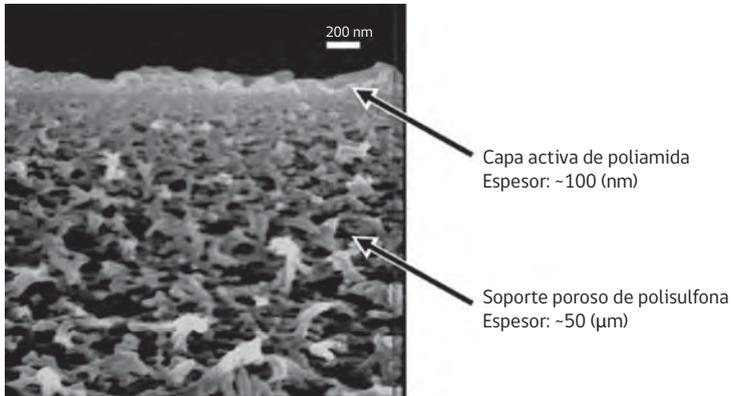


Figura 4.17. Micrografía electrónica de una membrana de osmosis inversa (Geise et al, 2010).



El espesor de la capa activa es un factor fundamental en una membrana compuesta (**ver Figura 4.17**). En las membranas de PA los espesores están entre 0,01 y 0,1 [μm], mientras que las membranas de AC presentan capas activas de espesores entre a 0,2 y 0,5 [μm].

4.7. Ensuciamiento, incrustación y deterioro de las membranas

Durante la osmosis inversa, sobre la superficie de la membrana se podrán acumular materiales coloidales y/o solutos inorgánicos. Esta situación, que provoca una disminución de la productividad y eventualmente de la selectividad, tiene 3 causas asociadas: ensuciamiento (Fouling), incrustación (Scaling), y ataque químico o bacteriano (Biofouling) de la membrana (**ver Figura 4.18**). Cuando alguno de los dos primeros fenómenos ocurre se verificará una disminución de la productividad de la membrana y también un aumento de la presión diferencial por el lado de la alimentación/concentrado. Por otra parte, cuando hay ataque químico se producirá una degradación de la capa activa, aumentando la salinidad del producto (Piqué & Truby, 1989).

Ensuciamiento (Fouling)

El fouling se define como la deposición superficial de coloides o partículas en suspensión orgánicas, inorgánicas y/o biológicas presentes en el agua de alimentación. Este ensuciamiento también puede repercutir en una obstrucción física de

Figura 4.18. Esquema de los fenómenos que disminuyen el rendimiento de las membranas (Choudhury et al., 2018).



Figura 4.19. Fotografías de membranas afectadas por ensuciamiento (del Vigo et al. 2012; WaterTech, 2021; Telwesa, 2019; Acondicionamientos, 2021).



los canales hidráulicos de los elementos. Si se detecta oportunamente, a partir de mediciones en la presión diferencial, que las membranas están sufriendo ensuciamiento será necesario detener la planta, efectuar una limpieza CIP con detergente y enjuagar para restaurar las condiciones iniciales de las membranas. En algunos casos el bloqueo de los canales hidráulicos de los elementos pueden provocar aumentos relevantes de la presión diferencial y deformación mecánica de la membrana, fenómeno que se denomina **telescopio (ver Figura 4.19)**.

Cuando se tienen varias membranas dispuestas en serie dentro de un vessel, el ensuciamiento normalmente comienza por la primera membrana y progresa hacia

la parte posterior del sistema. En algunas oportunidades el ensuciamiento se puede detectar extrayendo las membranas del sistema para pesarlas. Una excepción a esta regla es el ensuciamiento por sedimentación de coloidales de pequeñas dimensiones en el sistema, lo cual suele ocurrir en las últimas membranas, pero se distingue fácilmente de la incrustación, porque en vez de cristales blancos o amarillos, se observa polvillo coloidal o algas verdes en los últimos elementos (Piqué & Truby, 1989). Es posible distinguir:

- Fouling por material inorgánico particulado, provocado por la acumulación de partículas en suspensión (arena, arcilla, hidróxidos metálicos insolubles, etc.) en la superficie de la membrana.
- Fouling orgánico, provocado por macromoléculas orgánicas (aceites, grasas, ácidos húmicos/fúlvicos, surfactantes) presentes en el agua. Tienden a recubrir completamente la superficie de la membrana.
- Fouling biológico, provocado por bacterias, microalgas, mohos, hongos, entre otros. Una vez adheridos a la superficie de la membrana, crecen y se multiplican produciendo bio-películas (biofilms), que pueden llegar a cubrir completamente la superficie activa de filtración, reduciendo drásticamente la producción de permeado.

Incrustación (scaling)

La incrustación se produce por la formación de depósitos de sales incrustantes en la membrana (**ver Figura 4.20**). Dichos depósitos aumentan con el incremento de la concentración de sales en la capa límite, sobre todo cuando el flujo de alimentación es bajo. En particular, diversos compuestos inorgánicos (CaCO_3 , CaSO_4 , BaSO_4 , óxidos de metales pesados, sílice, y otros materiales presentes en el agua cruda en composiciones diversas) pueden exceder sus límites de solubilidad, lo que provoca su precipitación en la superficie de la membrana, formándose capas ultradelgadas de incrustación sobre las membranas.

La incrustación se localiza en los últimos elementos del sistema y progresa lentamente de atrás hacia delante hasta los primeros elementos. La incrustación, tipo y ubicación, se detecta extrayendo las membranas en la salida del sistema, inspeccionando y pesando los elementos. Una vez obtenido el peso se compara con el peso original del elemento húmedo y drenado, información que puede ser suministrada en las especificaciones técnicas entregadas por el proveedor (Piqué & Truby, 1989).

Figura 4.20. Fotografía de membrana afectada por incrustación (PCA Water Treatment, 2021).



El primer síntoma de que hay incrustación en la membrana es una disminución en el rendimiento de la planta, o un aumento de la presión efectiva de operación. Esto se debe a que las delgadas capas de incrustación son muy impermeables, y ofrecen gran resistencia al paso del producto. Si no se resuelve oportunamente este problema, el depósito de sales incrustantes en las últimas membranas, que están expuestas a la salmuera más concentrada, puede crecer y llegar a obstruir los canales de circulación de la salmuera. Una vez que esto ocurre, la presión de operación subirá notablemente con el objeto de mejorar la productividad, lo que podría dañar los elementos (Piqué & Truby, 1989).

Ataque bacteriano o químico a las membranas (Biofouling)

El ataque bacteriano se define como la adherencia y el crecimiento de algas y bacterias en la superficie de la membrana, cubriendo la superficie con una gruesa capa de biomasa y bloqueando tapas y canales de alimentación (**ver Figura 4.21**). Los síntomas del ataque bacteriano o químico a las membranas son diferentes a los que se evidencian por ensuciamiento o por incrustación. Estos ataques dañan irreversiblemente la capa activa de la membrana, aumentando el paso sales y también de agua (Piqué & Truby, 1989).

El ataque ocurre en los primeros elementos del sistema, propagándose uniformemente en todos los tubos de un mismo paso, por lo tanto, el operador puede detectar el ataque a las membranas y distinguir este tipo de cambio de un problema de juntas tóricas. Además, este fenómeno genera una disminución gradual

Figura 4.21. Membrana afectada por ataque bacteriano (Global Membrains, 2020).



de la presión de operación normalizada del sistema en condiciones constantes de productividad al mismo tiempo que aumenta la conductividad del permeado. Por lo tanto, una forma simple de detectar este problema es mediante un análisis de la dureza del permeado, ya que la membrana rechaza más del 99% de la dureza. Entonces, cuando se detecta aumentos en la dureza (y también en el paso de sales monovalentes) en el permeado, sin modificaciones relevantes en la presión de operación es muy probable que se esté produciendo ataque químico a las membrana (Piqué & Truby, 1989).

Finalmente, los daños químicos y bacterianos son irreversibles, hay que detectarlos y controlar su impacto antes que las membranas se deterioren irremediamente y no quede más remedio que sustituirlas.

Capítulo 5

Etapas, procesos y componentes de una planta de osmosis inversa

5.1. Esquema general

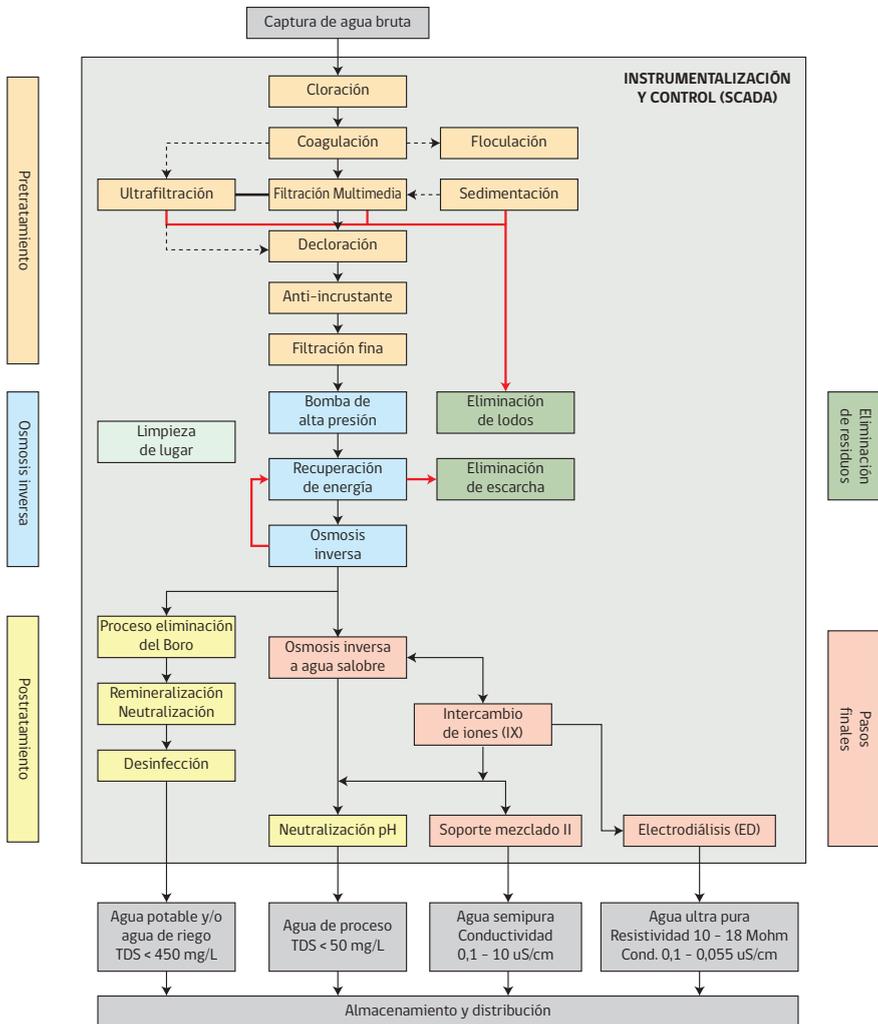
Independientemente del uso final del agua purificada por osmosis inversa, el proceso de desalación se compone de las siguientes cuatro etapas (**ver Figura 5.1**):

- Captación del agua de alimentación o agua cruda.
- Pretratamientos físicos y químicos.
- Bombeo presurizado de la alimentación y proceso de osmosis inversa.
- Postratamientos del agua purificada.

El diseño técnico de cada una de estas etapas depende esencialmente del tipo y características fisicoquímicas del agua cruda (salobre o salada), ya que:

- 1) Las dimensiones y volúmenes de producción de una desaladora de agua de mar son típicamente mayores respecto de una de agua salobre.
- 2) Los pretratamientos para agua salobre son más complejos y variables, y deben modificarse en el tiempo, debido a que las características fisicoquímicas de la alimentación pueden variar estacionalmente. En cambio, las características del agua de mar se mantienen prácticamente invariables en el tiempo.
- 3) Las desaladoras de agua salobre utilizan bombeo de media presión, mientras que las de agua de mar emplean bombeo de alta presión, razón por la cual son diferentes los materiales de construcción de los equipos.
- 4) En las desaladoras de agua salobre no es habitual incorporar sistemas de recuperación de energía, tales como turbinas Pelton o intercambiadores de presión (PCX ERI), debido a que tanto la presión como el caudal de operación son variables que inciden en la incorporación de estos recuperadores.
- 5) Los postratamientos para agua salobre, y en particular en aplicaciones para riego agrícola, pueden ser más complejas debido a que se incorporan procesos de intercambio iónico, readecuación del pH, reprocesamiento del permeado y remineralización del agua purificada.

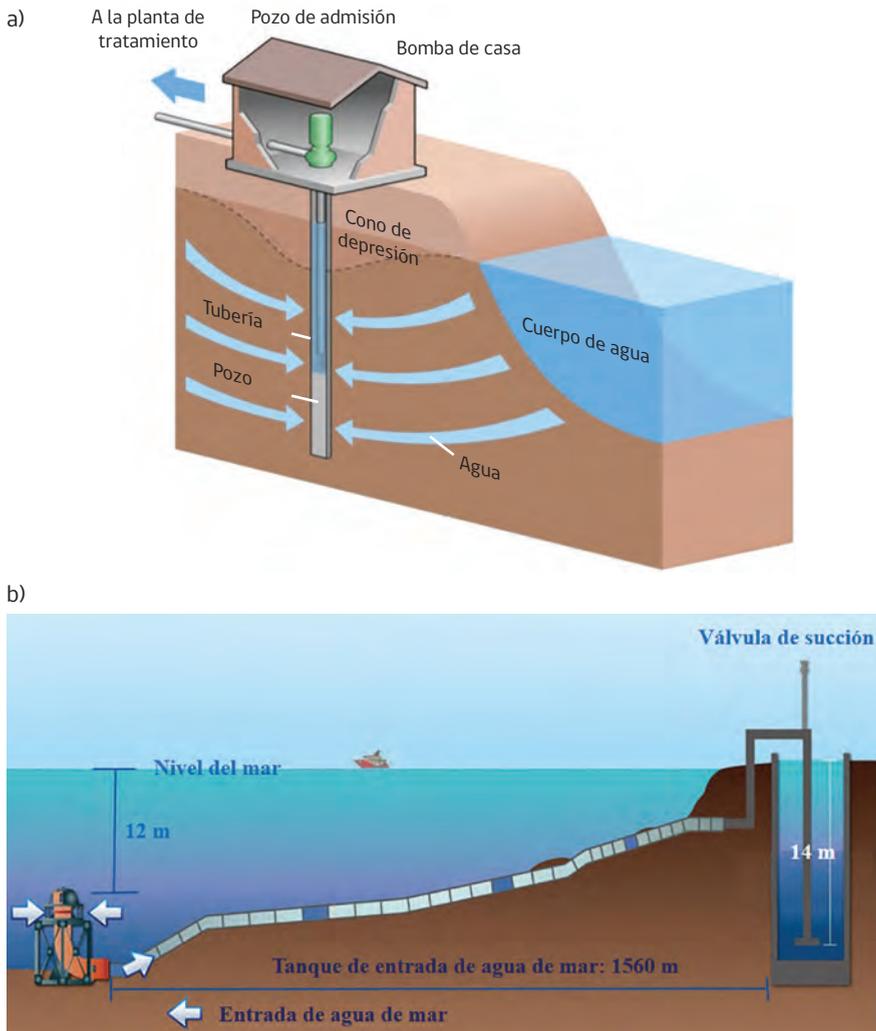
Figura 5.1. Esquema general del proceso de obtención de agua a partir de osmosis inversa.



5.2. Descripción general de la captación de agua

La modalidad de la captación de agua depende tanto de la localización como del caudal de extracción de agua cruda. Existen dos tipos principales de captación: cerrada y abierta o superficial (**ver Figura 5.2**).

Figura 5.2. Ejemplos de captación de agua: a) Toma cerrada: pozo playero vertical (WasteReuse Association, 2011), b) Toma abierta: captación abierta sumergida (KYsearo, 2014).



Captación o toma cerrada

Esta modalidad de captación se puede realizar de dos formas diferentes: mediante pozos aislados o utilizando una cámara común. En desalación de aguas salobres es común el uso de pozos aislados. Para su construcción se perfora el terreno a profundidades que dependerán del nivel de las capas freáticas, incluso a 40 o más metros, y la extracción de agua se efectúa mediante bombas externas o sumergidas. La bomba se selecciona para suministrar un caudal de agua cruda que permita abastecer el caudal total, correspondiente a las corrientes de permealidad y de rechazo.

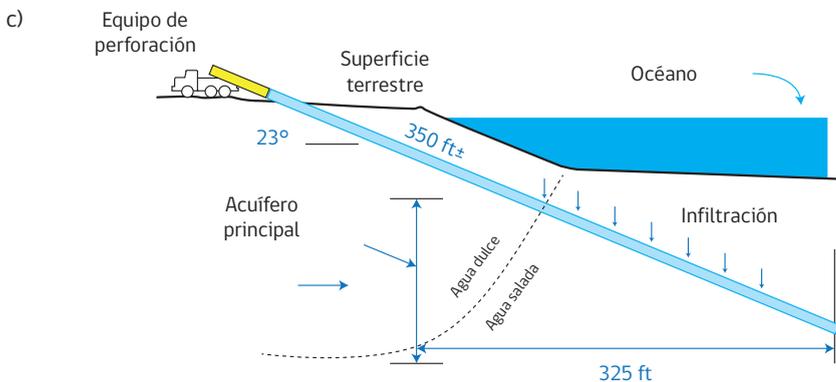
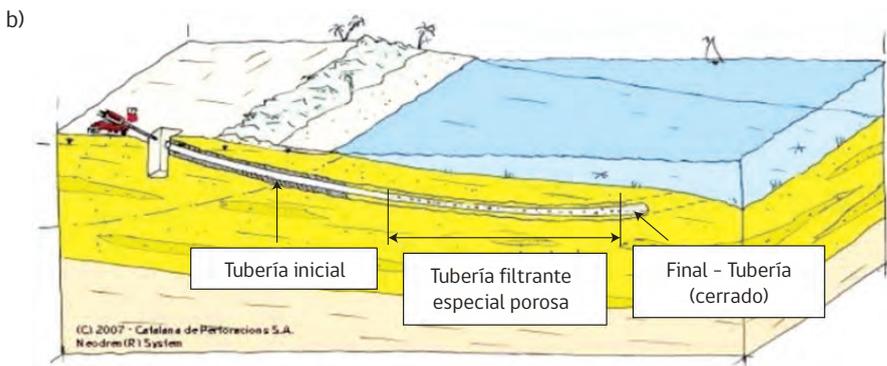
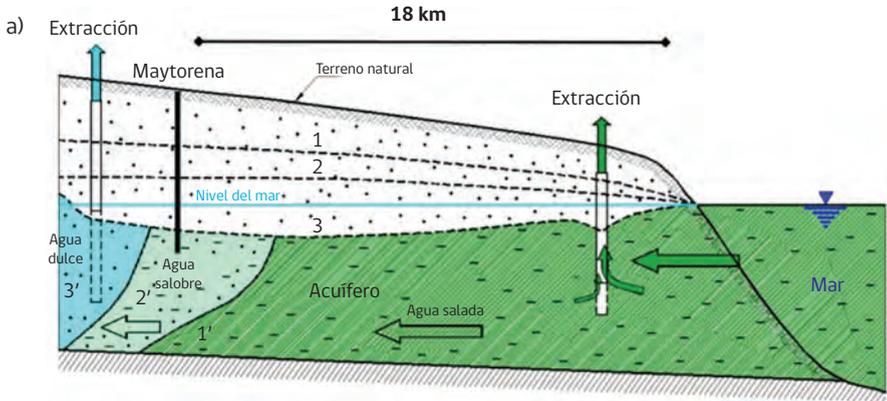
Tecnologías para la captación cerrada

El agua cruda es extraída a través de pozos o galerías de infiltración ubicados en napas subterráneas, bordes costeros de playas, ríos o lagos, lo que permite utilizar el lecho natural de arena o los diferentes estratos permeables del suelo.

Los tipos de captación cerrada más comunes son: pozos verticales, pozos horizontales, pozos inclinados, pozos horizontales con perforación dirigida, pozos radiales horizontales y galerías de infiltración con medio filtrante.

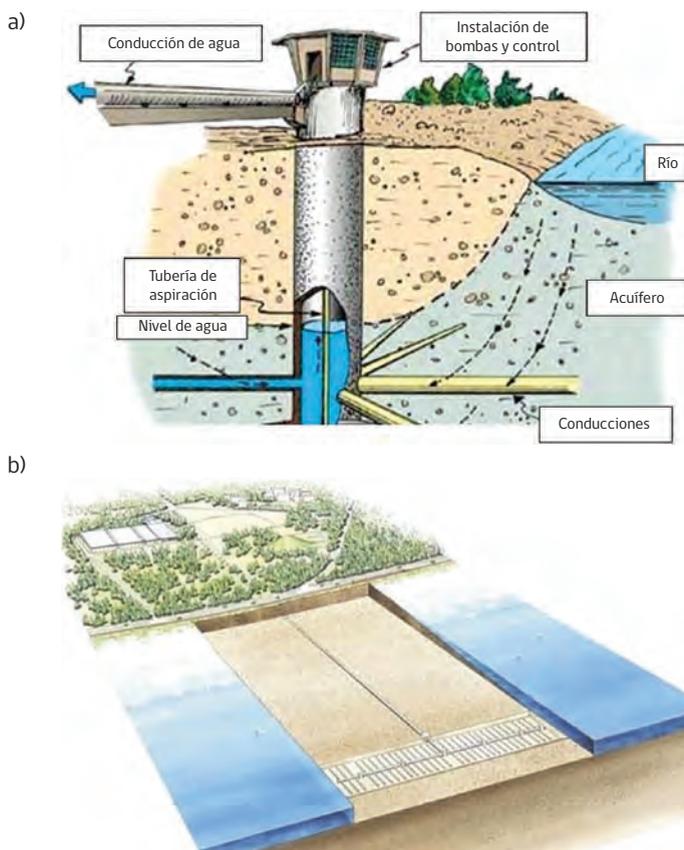
- a) Pozos verticales (**ver Figura 5.3-a**), son la captación cerrada más utilizada, instalándose en zonas aledañas a cuerpos superficiales o en napas subterráneas. Para su utilización es clave la existencia de acuíferos permeables o que estén conectados hidráulicamente con cuerpos de agua, tales como lagos o ríos, de manera que el agua pueda infiltrarse fácilmente. Para tal efecto, se realizan perforaciones verticales. Luego, se instalan en el interior del pozo tuberías metálicas perforadas o fabricadas con anillos metálicos soldados, que operarán como el primer medio filtrante. Se suele rellenar el pozo con grava para asegurar una alta permeabilidad como para garantizar el caudal de extracción requerido. También es factible encamisar el pozo con tubos de concreto.
- b) Pozos playeros horizontales (**ver Figura 5.3-b**), están divididos en dos partes: un pozo vertical de hormigón armado y un conjunto de drenes horizontales ubicados en uno o más niveles. Al igual que los pozos verticales, pueden ser ubicados cercanos al borde costero (playa de mar o de lago). Por lo general su capacidad es superior a la de los pozos playeros verticales pero tienen altos costos de inversión. La capacidad volumétrica depende del diámetro y longitud de los drenes empleados, es decir del área disponible.

Figura 5.3. Imágenes de tipos de captación cerrada: a) Pozo playero vertical (InfraP3 Latam S.A. de CV, 2016), b) Pozo playero horizontal (Pérez, 2017), c) Pozo inclinado (Baudish, 2015).



- c) Pozos inclinados (**ver Figura 5.3-c**), se construyen perforando el suelo en un ángulo entre 20° y 35° respecto a la horizontal y en longitudes que superan incluso los 100 metros. La perforación se extiende bajo el cuerpo de agua. A continuación se instala una tubería perforada que permite ampliar la zona y superficie de captación de agua. Estas captaciones se aplican casi exclusivamente en grandes plantas desaladoras de agua de mar debido a las altas inversiones involucradas.
- d) Pozos radiales horizontales (**ver Figura 5.4-a**), en los cuales se acoplan múltiples pozos colectores a una estación de bombeo, instalada encima del entubado central.

Figura 5.4. Tipos de captación cerrada: a) Pozo con radiales horizontales (Yepes 2020), b) Galería de infiltración con cama filtrante (Orostizaga, 2018).



- e) Galerías de infiltración con cama filtrante (**ver Figura 5.4-b**), corresponden a lechos de filtración de arena sumergida. Se construyen excavando el suelo sedimentario no consolidado, o roca, para luego instalar tuberías ranuradas conectadas a un manifold. Luego, se rellena el conjunto con un medio poroso (arena y/o grava) para generar un filtro artificial sobre las tuberías mencionadas. Su capacidad volumétrica se compara con las captaciones abiertas, incluso mejorada debido a que aprovecha la filtración natural del suelo.

En la **Tabla 5.1** se muestran las ventajas y desventajas de las tomas cerradas de agua. Probablemente la ventaja más relevante se relaciona con la mayor calidad del agua captada debido a que ya tiene una primera etapa de prefiltración.

Tabla 5.1. Resumen de las ventajas y desventajas de la toma cerrada.

Ventajas	Desventajas
<p>Escasa o nula actividad biológica. Bajos índices de turbidez y ensuciamiento. Bajo contenido de oxígeno disuelto. Ausencia de biomasa (algas, plancton, etc.) Temperatura constante del agua.</p>	<p>La permeabilidad del terreno es determinante para obtener relevantes caudales de extracción. En la extracción de aguas subterráneas (pozos, napas) se encuentran mayores concentraciones de metales (hierro, manganeso, aluminio, etc.) y otros contaminantes (arsénico, boro, etc.) solubilizados y/o suspendidos. La composición química del agua cruda varía según la época del año, pluviosidad y otros factores climáticos.</p>

Captación o toma abierta

Esta modalidad de captación se puede realizar de dos formas distintas: empleando una toma de agua superficial (captación abierta directa) o una toma de agua sumergida (inmisario o domo sumergido).

El uso de tomas abiertas de agua permite caudales mayores respecto de los sistemas de toma cerrada, pero tienen el inconveniente de que el agua captada tiene mayor cantidad de sólidos en suspensión, inorgánicos, orgánicos y biológicos, y la temperatura será más variable. Esta situación obliga a robustecer los pretratamientos, específicamente la filtración con arena y multimedias, cloración para neutralizar biomasa, e incluso aplicar coagulación-floculación-sedimentación.

Tecnologías para la captación abierta

El agua cruda (salada o salobre) es extraída directamente desde el cuerpo de agua mediante tuberías dispuestas de manera sumergida, abiertas directa o elevada.

- a) La captación abierta sumergida (**ver Figura 5.5-a**) se emplea predominantemente para desalar grandes volúmenes de agua de mar. Para tal efecto, el agua ingresa a una torre, domo o cámara de captación anclada en el lecho marino, a través de entradas con rejillas o pantallas ranuradas para minimizar el ingreso de peces o biomasa susceptible de ser succionada. Algunas consideraciones a tener en cuenta para el diseño de la captación son: estructura ubicada a 6 metros como mínimo por debajo de la superficie, aberturas en las paredes laterales de la torre, velocidades de captación en el rango de 0,1 a 0,2 m/s.

El transporte del agua se realiza mediante cañerías hasta la superficie, empleando bombas. Los flujos globales de captación pueden ser muy grandes (entre 500 a 2000 L/s) y dependen básicamente del diámetro de la tubería y de la(s) cámara(s) de captación.

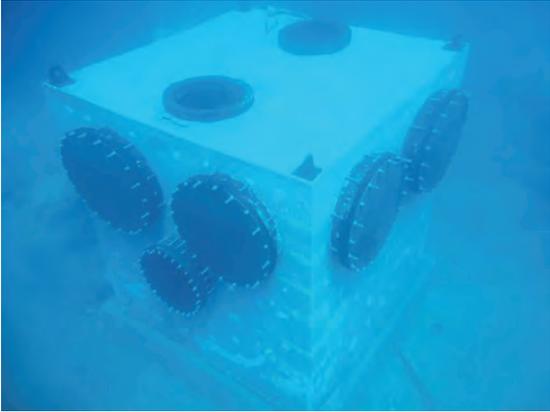
Para localizar adecuadamente el domo se realizan estudios de corrientes marinas y otros fenómenos convectivos, que pueden aumentar la turbidez y la contaminación biológica. Este tipo de captación conlleva periódicas rutinas de limpieza y mantenimiento de la instalación y la red de tuberías entre la captación y el ingreso a los pretratamientos.

- b) La captación abierta directa (**ver Figura 5.5-b**) es empleada tanto en aguas salobres como saladas. Se construye un depósito o piscina que se excava por debajo del nivel del cuerpo de agua y se conecta a este mediante tuberías o túnel horizontal. En la entrada se instalan rejillas para evitar el ingreso de fauna y desechos. Dependiendo de los flujos de ingreso, la limpieza de las rejillas puede ser manual o bien empleando sistemas de desbaste o tamizado estático o rotativo.

Este tipo de captaciones es de fácil implementación y bajo costo, se obtienen menores caudales respecto de una captación abierta sumergida, pero tienen mayor capacidad que las captaciones cerradas. La calidad del agua captada en este sistema es mediocre debido a la imposibilidad de retener materiales coloidales y al hecho de que es vulnerable a fenómenos climáticos que afectan el cuerpo de agua, por ejemplo un río o lago. Las mantenciones son simples de realizar y permite modificaciones en su diseño.

Figura 5.5. Imágenes de los sistemas de captación abierta: a) abierta sumergida (iAgua, 2021), b) abierta directa (Pérez, 2017), (c) abierta elevada (Orostizaga, 2018).

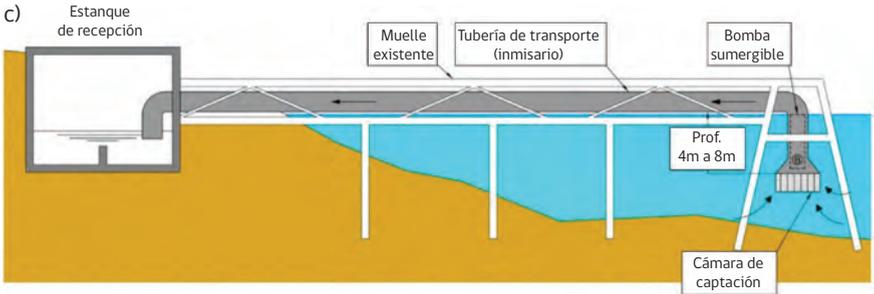
a)



b)



c)



Una interesante aplicación se da cuando se requiere disminuir turbidez o presencia de algas en aguas superficiales aplicando directamente tratamiento químico para abatir, coagular y flocular la biomasa y los coloides, materias que luego pueden ser separados por filtros de arena/multicapas o bien mediante sedimentación en casos de turbidez extrema. En este último caso se requiere modificar la captación abierta incorporando un estanque sedimentador dotado de las respectivas salidas de producto y de lodos.

- c) La captación abierta elevada (**ver Figura 5.5-c**) es empleada en cuerpos superficiales de aguas salobres (lagos) y en aguas saladas. Una tubería se instala sobre el nivel del cuerpo de agua, sobre una estructura de anclaje y una boca de succión sumergida. Esta boca o cámara de captación está separada del lecho de agua y dispone de rejillas para evitar el ingreso de sólidos. El transporte de agua se realiza mediante una bomba sumergible de gran flujo y baja pérdida de carga. El agua se descarga en una piscina o estanque, que a su vez servirá de alimentación a la planta de osmosis inversa. Este tipo de captación permite una gran capacidad volumétrica.

En la **Tabla 5.2** se muestran las diferencias entre las captaciones cerrada y abierta de agua.

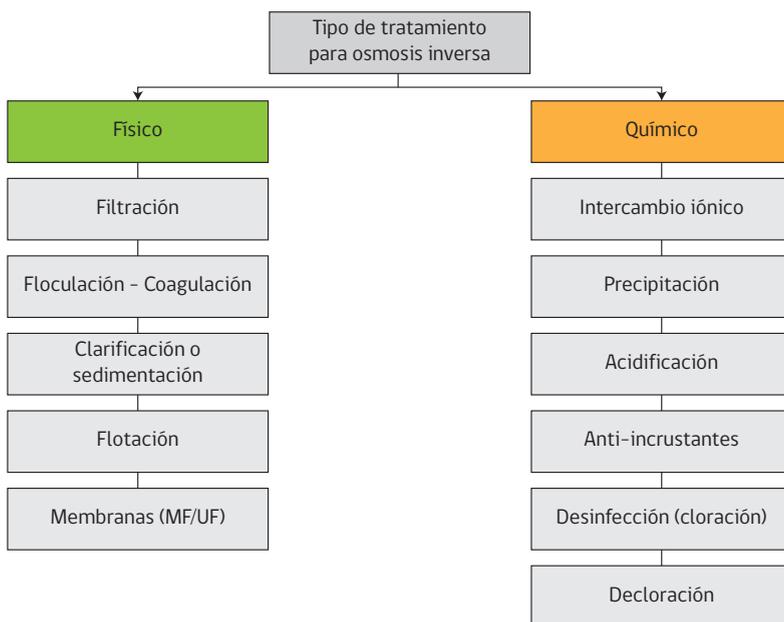
Tabla 5.2. Comparación de los tipos de captación de agua.

Toma cerrada (aguas salobres y saladas)	Toma abierta (aguas salobres y saladas)
<p>Agua más limpia como consecuencia de la acción filtrante del terreno.</p> <p>Menor presencia de materia orgánica y actividad biológica.</p> <p>Baja concentración de oxígeno disuelto.</p> <p>Temperaturas constantes del agua.</p> <p>Mayor presencia de metales y sílice.</p> <p>Posible contaminación por nitratos, plaguicidas y otros contaminantes presentes en acuíferos.</p> <p>Composición química sujeta a variaciones temporales por efectos climáticos y/o contacto con otros acuíferos.</p> <p>Menores caudales de agua.</p>	<p>Contenido importante de sólidos en suspensión de diferentes dimensiones, predominantemente material coloidal.</p> <p>Mayor presencia de materia orgánica y actividad biológica.</p> <p>Mayor presencia de algas, plancton y microorganismos.</p> <p>Posible ingreso de contaminación orgánica (grasas, hidrocarburos).</p> <p>Importante concentración de oxígeno disuelto.</p> <p>Composición química muy variable.</p> <p>Temperaturas variables del agua.</p> <p>Mayores costos de mantención (caso torres sumergidas).</p> <p>Mayores caudales de agua.</p>

5.3. Pretratamientos

Las operaciones de pretratamiento permiten adecuar las características físico-químicas y biológicas del agua cruda a las necesidades del proceso de desalación, evitando la corrosión, la formación de incrustaciones o ensuciamiento (scaling y fouling) y el deterioro prematuro de los equipos, fundamentalmente bombas y membranas. Los pretratamientos son una parte fundamental del proceso de desalación, y su diseño condiciona de una manera importante las inversiones, los costos de mantenimiento y de operación de la planta desaladora (AEDYR et al., 2009). La **Figura 5.6** muestra que los tipos de pretratamientos se pueden clasificar según su naturaleza, en físicos y químicos.

Figura 5.6. Esquema de los tipos de pretratamiento del agua cruda en osmosis inversa.



Los pretratamientos más empleados y sus características principales son los siguientes:

1. La filtración convencional, permite eliminar partículas y sólidos en suspensión (0,1-100 μm) para reducir la turbidez.

2. La coagulación-floculación, evita la precipitación de material suspendido sobre las membranas, agrupando coloides orgánicos e inorgánicos que se encuentran en el agua cruda. Esto se logra mediante la adición de reactivos químicos tales como polielectrolitos o sales de hierro.
3. La clarificación o sedimentación, permite retener/separar los flóculos de coloides formados en la etapa de coagulación-floculación.
4. La flotación, permite que las partículas, las células de algas, el aceite y la grasa que no pueden eliminarse por sedimentación, sean flotadas y eliminadas.
5. La ultrafiltración y la microfiltración, el pequeño tamaño de poros de estas membranas y medios filtrantes, entre 0,01 y 5 μm absolutos evitan el paso de material particulado que puede dañar la bomba de alta presión y las membranas de osmosis inversa. El uso de membranas de ultrafiltración otorga seguridad al equipo pero tiene el inconveniente de que se incurre en costos mayores razón por la cual su espacio está sólo reservado en la desalación de grandes volúmenes de agua de mar.
6. El intercambio iónico, sus resinas funcionalizadas permiten disminuir el contenido de dureza de la alimentación, y algunos compuestos que son pobremente rechazados por las membranas, tales como boro y arsénico.
7. La precipitación, permite disminuir la concentración de iones Ca^{2+} y Mg^{2+} en aguas muy duras, evitando la incrustación de las membranas por carbonatos y sulfatos insolubles.
8. La acidificación, disminuye la incrustación de carbonato de calcio en las membranas, reduce la velocidad de oxidación del ion ferroso y ralentiza la velocidad de hidrólisis de las membranas. Para tal efecto, se utilizan ácidos minerales, tal como ácido sulfúrico, los cuales se dosifican de manera continua en la línea de la alimentación.
9. La adición de anti-incrustantes, que evita la precipitación de sales poco solubles sobre las membranas. Se utilizan reactivos dispersantes, químicamente compatibles con las membranas.
10. La desinfección, permite disminuir la actividad biológica, evitando que los microorganismos proliferen en ductos, filtros, módulos de membranas y portamembranas. Se utilizan reactivos oxidantes, tales como el hipoclorito de sodio.

11. La decloración, etapa necesaria para evitar que las membranas se expongan al cloro residual u otros agentes oxidantes que pudieran estar presentes en el agua de alimentación. Se utilizan agentes reductores como el bisulfito sódico.

En la **Tabla 5.3** se muestran los diferentes pretratamientos según el agente o problema que se pretende controlar

Tabla 5.3. Opciones de pretratamiento para evitar el ensuciamiento de membranas.

Pretratamiento	CaCO ₃	CaSO ₄	BaSO ₄	SrSO ₄	CaF ₂	SiO ₂	SDI	Fe	Al	Bacteria	Agente oxidante	Materia orgánica
Adición de ácido	X							O				
Anti-incrustante	O	X	X	X	X	O		O				
Ablandador con Int. Iónico	X	X	X	X	X							
De-alcalinizador con Int. Iónico	O	O	O	O	O							
Precipitación	O	O	O	O	O	O	O	O				O
Limpieza preventiva	O					O	O	O	O	O		O
Ajuste de parámetros de operación	O	O	O	O	O	X						
Filtración multimedia						O	O	O	O			
Coagulación en Línea							O	O	O			O
Coagulación - Floculación						O	X	O	O			X
Microfiltración/ UF						X	X	O	O	O		X
Filtración cartucho						O	O	O	O	O		
Cloración										X		
Decloración										X		X
Filtración en carbón activado										O	X	

Nota: X: Muy efectivo O: Relativamente efectivo

A su vez, en la **Tabla 5.4** se muestran los pretratamientos recomendados según el tipo de ensuciamiento, junto con los límites máximos de los parámetros de predicción de este.

Tabla 5.4. Resumen de tipos de ensuciamiento, sus parámetros de predicción y pre-tratamientos.

Ensuciamiento	Parámetros de Predicción	Límites Máximos	Pre-tratamientos
Fouling de partículas	SDI Turbidez [Fe ³⁺], [Al], [Mn]	SDI < 5 NTU < 0,5 [Fe] <0,05mg/L [Al] <0,05mg/L [Mn] <0,05mg/L	Medios Filtrantes (Filtros de arena, Filtros de cartucho), Coagulación-Floculación
Fouling orgánico	Total Organic Carbon ⁽¹⁾ (TOC) Aceites y Grasas (A&G)	TOC <3 mg/L, A & G < 0,2 ppm	Coagulación-Floculación, Filtración GAC
Fouling biológico	Conteo de Bacterias (C. de B.) Assimilable Organic Carbon ⁽²⁾ (AOC) Biofilm Formation Rate ⁽³⁾ (BFR)	C. de B. <10 ⁶ CFU/mL AOC <10 ug/L BFR <1 pg ATP ⁽⁴⁾ / cm ² d	Cloración Radiación UV Ozonización
Scaling	LSI S&DSI PI ⁽⁵⁾ /K _{sp}	LSI <0 S&DSI <0 PI/K _{sp} <1	Acidificación, Intercambio iónico, Anti-incrustantes

⁽¹⁾ Carbono orgánico total; ⁽²⁾ Carbono orgánico asimilable; ⁽³⁾ Velocidad de formación de biofilm; ⁽⁴⁾ picogramos (10–12 g) de Trifosfato de Adenosina, que cuantifica la biomasa activa empleando una reacción enzimática; ⁽⁵⁾ Producto iónico.

En muchos casos, cuando la fuente de agua no tiene gran presencia de coloides, como ocurre en lagos, ríos y mar, se realiza la captación mediante pozos playeros equipados con rejillas. Estos sistemas conocidos como punteras, son una primera y eficiente barrera para prefiltrar puesto que se instalan en el lecho natural de piedras y arena de la playa. Luego, se continúa con un filtro de arena o multicapas, y los microfiltros de cartucho, que van obligatoriamente instalados previo a la bomba de alta presión.

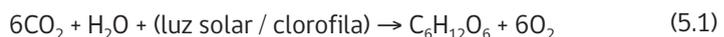
Cuando la fuente de agua presenta tasas relevantes y/o variables de turbidez, concretamente superiores a los 10 NTU, y no es factible prefiltrar mediante pozos con rejillas, o cuando se utilizan captaciones abiertas en cuerpos de agua contaminados de materiales biológicos, arcillas y otros coloides inorgánicos, se deben robustecer los pretratamientos. En este sentido, corresponde realizar previamente un estudio de la variabilidad de la turbidez en el tiempo, para luego diseñar los pretratamientos teniendo como referencia los máximos valores de turbidez. Es el caso del agua de cursos superficiales del norte grande de Chile, por ejemplo río Camarones, cuya turbidez puede alcanzar valores que incluso superan los 100 NTU durante el período del “invierno altiplánico”. Bajo tales condiciones, debe formularse un adecuado diseño de captación–pretratamiento para abatir la turbidez antes del proceso de osmosis inversa. Cuando se opera una planta 24/7 debe sobredimensionarse la batería de filtros de arena y multimedia disponiendo 2 líneas de filtros en paralelo, de esta forma mientras un filtro está operando el otro se está limpiando, rutina que se automatiza fácilmente. Además, se deben agregar aditivos para mejorar la eficiencia de captura de coloides en tales filtros.

En casos más extremos se debe aplicar pretratamientos físico–químicos como coagulación–floculación–sedimentación. Esta operación involucra instalar tanques, agitadores y dosificadores de tamaño adecuado para asegurar tiempos de mezclado, retención y sedimentación que permitan eliminar la máxima turbidez posible en forma de lodos, mientras el agua clarificada (sobrenadante) continúa su ingreso a los filtros de arena y multimedia.

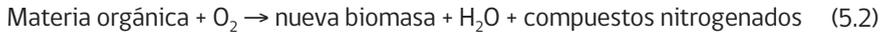
Turbidez, actividad biológica y presencia de algas

En aguas superficiales expuestas al oxígeno del aire se verifica naturalmente el crecimiento de algas, organismos microscópicos unicelulares, de dimensiones superiores a 10 μm . Las algas difieren de otros microorganismos por el hecho de que poseen clorofila, pigmento que les confiere la típica coloración verde. Sin embargo, las algas poseen diferentes colores tales como verde, rojo, amarillo y combinaciones de estos colores.

La clorofila permite el proceso de fotosíntesis, el cual combina agua y anhídrido carbónico para formar sustancias orgánicas (es decir células para multiplicarse) y producir oxígeno:



El crecimiento de las algas se debe a la presencia de oxígeno, como se describe en la siguiente reacción:



De lo anterior puede concluirse que la presencia de luz solar y oxígeno atmosférico son fundamentales para el crecimiento de las algas.

Una parte de las sustancias orgánicas formadas son polímeros extracelulares, que poseen la propiedad de ser muy adherentes a superficies.

La presencia de algas en aguas causa diversos problemas, entre ellos malos olores, sabores y coloración del agua, generación de toxinas, producción de compuestos espumantes, taponamiento de ductos y medios filtrantes. Las algas se adsorben en las superficies, se reproducen y pueden inutilizar las membranas.

Uno de los casos más complejos de presencia de algas lo constituye la marea roja, microalga presente predominantemente en aguas saladas, cuya proliferación tiñe las aguas de color rojizo. Este microorganismo planctónico de dimensiones entre 5 y 10 mm produce toxinas paralizantes y gástricas que pueden provocar la muerte de una persona. Para su eliminación no existe aún algún método, proceso o producto químico (alguicida) confiable.

En resumen, la presencia de algas representa un gran problema para la osmosis inversa. Para su control deberían realizarse los siguientes procedimientos:

- Minimizar o evitar la exposición del agua a tratar a la radiación solar.
- Minimizar o evitar la aireación del agua a tratar.
- Pretratar el agua utilizando un reactivo oxidante (cloro gaseoso o hipoclorito de sodio), dejar que opere el producto durante cerca de 30 a 45 min (tiempo de retención en condiciones de flujo). Los flóculos de material inerte resultante pueden ser atrapados en un filtro multimedia, o bien separados por sedimentación cuando están en altas concentraciones. Finalmente, el agua clarificada deberá ser necesariamente sometida a una decloración del oxidante residual, ya sea mediante un producto (bisulfito de sodio) o bien empleando filtración a través de carbón activado.

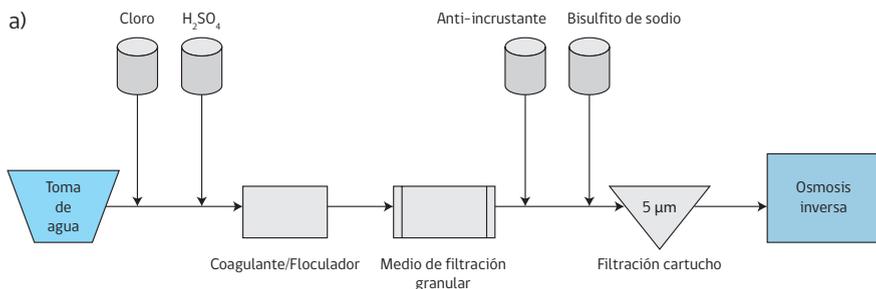
Figura 5.7. Fotografía de la proliferación de algas en un río (Oficina de Salud Ambiental y Departamento de Salud Pública de Massachusetts, 2015)



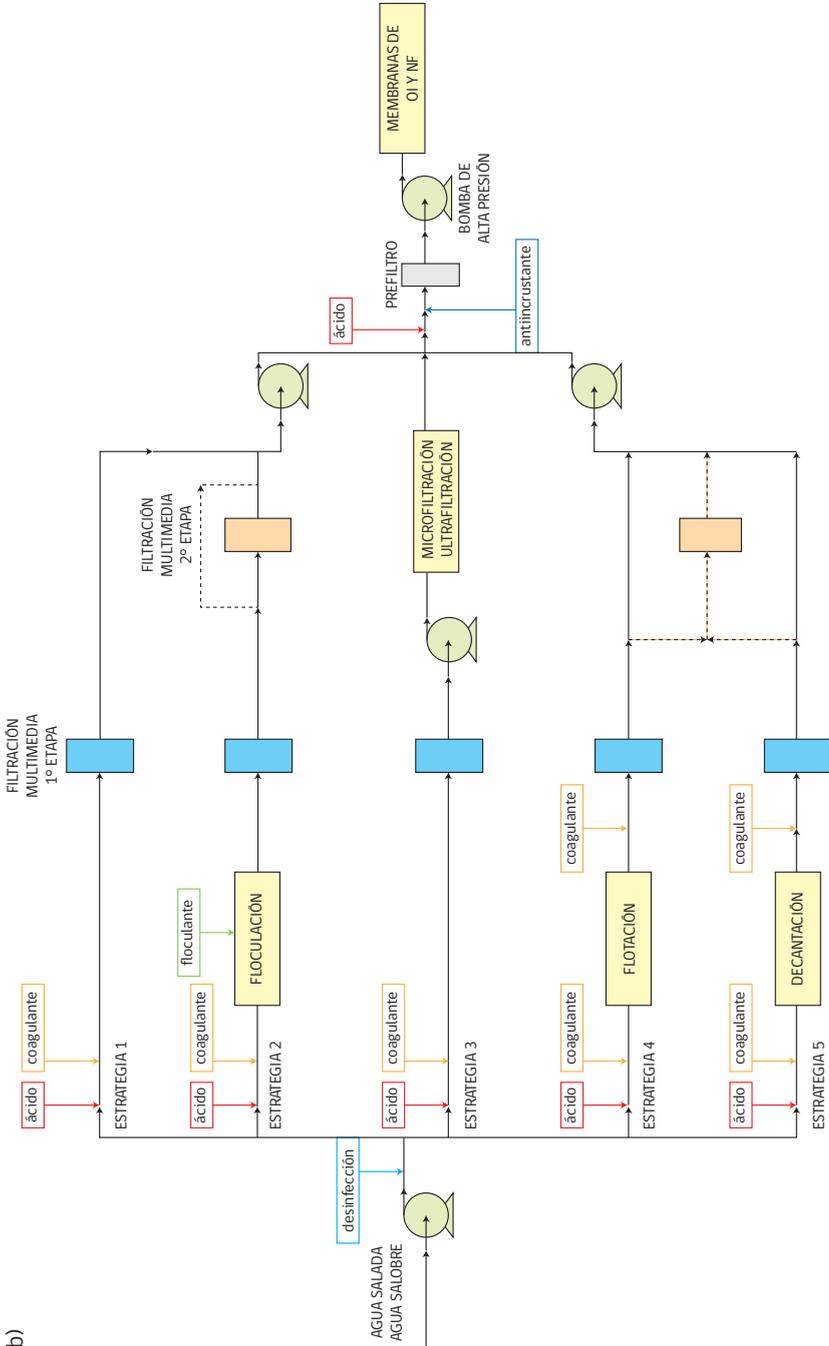
El orden convencional en que operan los procesos de pretratamiento es el siguiente (**ver Figura 5.8**):

- Desinfección con cloro o hipoclorito de sodio.
- Adición de ácido sulfúrico.
- Adición de coagulante/floculante.
- Filtración multimedia (Medios de filtración granular, MFG).
- Adición de anti-incrustantes.
- Decoloración con bisulfito sódico o filtración en carbón activado.
- Filtración en cartuchos (dead end filtration, 5 mm absolutos).

Figura 5.8. Esquemas de: a) Pretratamientos convencionales. b) Diferentes alternativas de pretratamientos según las características de alimentación (basada en Moreno, 2021).



b)



Cuando el agua de alimentación tiene un alto SDI (típicamente superior a 10), la coagulación-floculación se aplica previo a la MFG. Mediante la coagulación en línea se neutraliza la carga eléctrica de las partículas en suspensión, lo que permite mejorar su adherencia al MFG. Otros aditivos químicos, tales como anti-incrustantes, se utilizan principalmente para agua salobre, y por lo general son dosificados después de la MFG. La elección y concentración de un anti-incrustante específico dependerá de la composición del agua de alimentación; existen muchos anti-incrustantes comerciales y en algunos casos se formulan para aplicaciones específicas.

La desinfección con oxidantes, tales como el cloro (gas, dióxido de cloro, o hipoclorito de sodio), ozono, cloramina o permanganato de potasio. El oxidante se inyecta a una alta concentración (5 a 10 ppm) para permitir una tasa residual de desinfectante durante todo el pretratamiento y así evitar el crecimiento biológico. Para el caso del hipoclorito de sodio, debe asegurarse una concentración residual de 0,5 - 1,0 mg/L. Luego, empleando filtración con carbón activado o con dosificando bisulfito de sodio, se debe eliminar el cloro residual, al término del pretratamiento. Como se indicó, las membranas de osmosis inversa de poliamida son muy sensibles al ataque químico del cloro, provoca un deterioro irreversible que se traduce en una disminución del rechazo salino (Greenlee et al., 2009). El carbón activado reduce el cloro residual, según se observa en la siguiente reacción:



Como se indicó anteriormente, los pretratamientos se agrupan en procesos físicos y procesos químicos. Algunas características de importancia se desarrollan a continuación.

Procesos físicos: Filtración convencional y Microfiltración

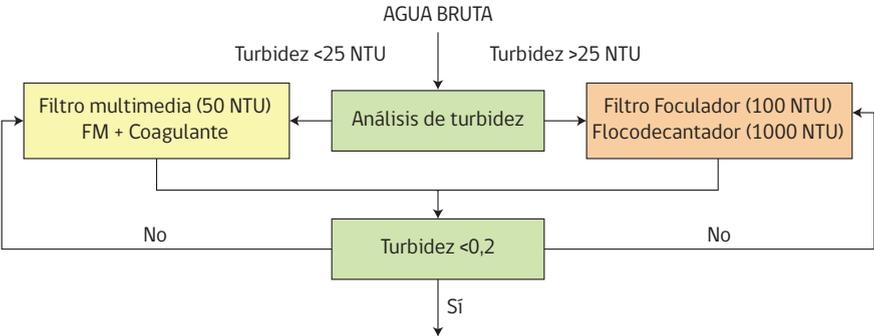
La filtración permite eliminar partículas en suspensión de tamaños entre 0,01 y 100 micrones, y puede emplearse con o sin coagulación/floculación. Un filtro convencional opera atrapando materiales utilizando medios granulares, tales como arena, cuarzo, grava o carbón activado. Recientes esfuerzos han estado dirigidos a mejorar la filtración incorporando membranas de ultrafiltración, cuya capacidad de retención se cuantifica empleando el parámetro diámetro nominal de poros o "cut-off". Este parámetro hace referencia a un tamaño de poros, expresado en unidades de peso molecular, que logra retener al menos un 90% de partículas presente en una alimentación acuosa. Aplicado como pretratamiento en osmosis inversa se emplean membranas de cut-off entre 10.000 y 50.000 Daltons.

La unidad “Dalton (Da)” corresponde a la unidad estándar de masa atómica aceptada por el Sistema Internacional, y es equivalente a la unidad g/mol. Por ejemplo, el peso molecular del agua es 18,02 g/mol, es decir 18,02 Da.

La etapa de microfiltración se refiere al uso de microfiltros de cartucho (filtración de profundidad). Su retención se mide en micras, se utilizan filtros entre 1 y 10 micras, que se disponen previo a la bomba de alta presión, para asegurar que no ingrese material particulado que pueda dañar la bomba y los bancos de membrana.

La **Figura 5.9** muestra los criterios de filtración para agua sin tratamiento, destacando que el objetivo es reducir la turbidez a un nivel igual o menor a 0,2 NTU, previo a la bomba de alta presión. Se observa que el filtro multimedia, el filtro floculador y el flocodecantador soportan un agua de alimentación de hasta 50, 100 y 1000 NTU, respectivamente. La experiencia indica que cuando el agua presenta una turbidez sobre 10 NTU se requiere una prefiltración. En el filtro floculador el agua circula a través de las capas en forma descendente, mientras se realiza el proceso de coagulación-floculación de los coloides, los que son luego retenidos por el filtro. Este proceso permite remover materiales coloidales con una eficiencia muy superior a los filtros convencionales de cuarzo. En el flocodecantador, el material coloidal es también sometido al proceso de coagulación-floculación, para formar aglomerados que son posteriormente retirados mediante sedimentación por gravedad. Este último proceso se aplica para aguas que poseen una altísima turbidez inicial, típicamente superior a los 1000 NTU.

Figura 5.9. Esquema de los criterios de filtración según turbidez.

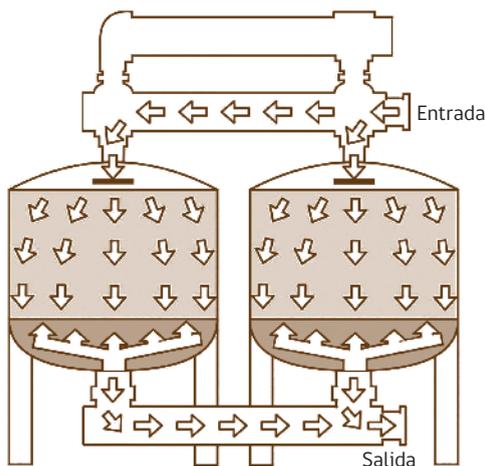


Filtración sobre arena o multimedia

Los filtros que constan de una o más capas de medios filtrantes, sean o no de arena, se conocen como “Filtración sobre arena”, pues en muchos casos se trata de distintos materiales de granulometría variable, que se colocan unos sobre otros, en capas de distinto espesor (Medina, 2000).

Los filtros son normalmente recipientes cerrados, dentro de los cuales se instala el medio poroso. La modalidad de filtración puede ser por gravedad o por presión. En la filtración por gravedad se introduce el agua por la parte superior y va percolando lentamente a través de las distintas capas, para recogerse el agua filtrada por la parte inferior (**ver Figura 5.10**). La velocidad de filtración dependerá de la granulometría del material filtrante, la profundidad de la capa o capas del material y de la turbidez de la alimentación.

Figura 5.10. Esquema de filtros multimedia o de arena (basada en Bravo, 2012).



En la filtración por presión se emplea una bomba que permite acelerar el proceso. La filtración puede ser rápida o lenta. Los filtros lentos operan a velocidades de filtración entre $0,1$ y $0,5 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$, lo que redonda en mayores volúmenes de equipo. Son más fáciles de operar y se limpian con agua a contracorriente. Los filtros rápidos funcionan con velocidades entre $5,0 - 8,0 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ y $8,0 - 20 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ para los filtros por gravedad y por presión, respectivamente. Puesto que la filtración se verifica a presión constante, las velocidades irán disminuyendo con el tiempo de filtración.

La filtración rápida es más eficaz, aunque puede requerir la floculación-coagulación para conseguir buenos resultados. Las plantas de OI emplean casi exclusivamente filtros rápidos.

Un filtro multimedia puede reducir el SDI del agua de alimentación a valores inferiores a 2, siempre que el SDI original sea menor que 10. Cuando el agua de alimentación presenta valores de SDI superiores a 10, se requerirá forzosamente realizar floculación-coagulación, antes de que el agua ingrese al filtro.

En aguas que presentan baja turbidez (por ejemplo aguas de pozo), una simple capa de arena es suficiente. En agua muy turbias, se deben emplear multicapas, correspondientes a varios estratos de materiales distintos y/o de granulometría distinta (**ver Figura 5.11**), cuya selección requiere normalmente la realización de pruebas de laboratorio. Se instalan de manera ordenada (no mezclada) en el filtro. Algunos materiales que emplean son: cuarzo, garnet, green sand, antracita, magnetita, entre otros. Generalmente en la parte superior se instala una capa de antracita, la cual es menos pesada que la arena y tiene mayor porosidad. El tamaño medio de estos materiales más usados son: cuarzo o arena 0,5 - 0,8 mm, antracita 0,8 - 1,2 mm, garnet 0,4 - 0,6 mm y magnetita 0,3 - 0,4 mm (Medina, 2000).

Cuando la filtración multimedia no es suficiente para abatir la turbidez y alcanzar los niveles exigidos (1 NTU y SDI < 5), o los filtros se obstruyen con demasiada rapidez, se recurre a una segunda etapa de filtración de las mismas características. Los filtros son de mismos materiales y medios filtrantes descritos anteriormente.

Figura 5.11. Imágenes de los típicos materiales filtrantes (Carbotecnia, 2020).

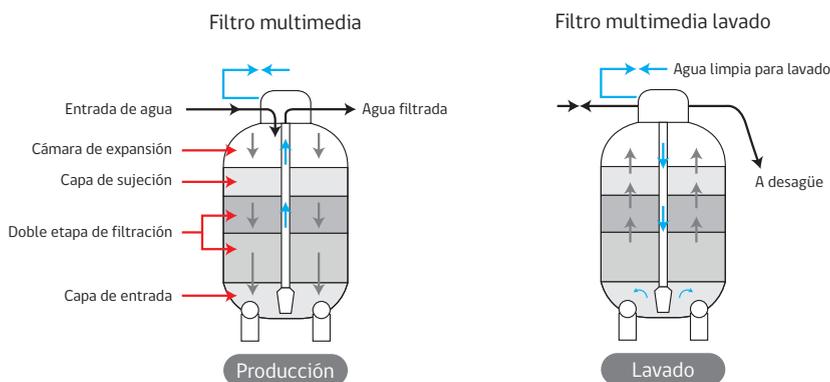


Esto determina que si en la primera filtración la velocidad está entre 8 y 10 m/h, en la segunda será entre 14 y 18 m/h.

Cuando sólo se emplea arena, una granulometría frecuente en la primera etapa es de 0,8 - 1,2 mm y de 0,5 - 0,7 mm en la segunda etapa. En tomas de agua abierta donde abundan algas y materia orgánica, son frecuentes este tipo de filtros en dos etapas.

Para que incrementar la vida útil de estos equipos, el filtro debe ser lavado periódicamente en contracorriente y en forma automática (**ver Figura 5.12**). Para tal efecto, el seguimiento de la operación se establece mediante un control de presión diferencial que permite programar las paradas de mantenimiento.

Figura 5.12. Esquema de filtro multimedia/arena en operación (izquierda) y retrolavado (derecha) (Monge, 2018).



Filtración de cartucho

Los filtros de cartucho son componentes imprescindibles en una planta de osmosis inversa, puesto que la prefiltración con arena y/o multimedia sólo logra un nivel mediano de filtración, considerado insuficiente para mantener las membranas en buen estado. El nivel de filtración al que los fabricantes de membranas recomiendan es de máximo 5 μm (absolutos), valor que garantiza un funcionamiento continuo sin pérdidas relevantes de la productividad. En ciertas ocasiones se recomienda incluso descender hasta un nivel de filtración de 1 μm .

La filtración de cartuchos (**ver Figura 5.13**) permite eliminar material particulado a escala micrónica. Los cartuchos, elemento filtrante, están formados por un alma

o eje hueco, con perforaciones laterales, sobre el que se enrolla un hilo, que es el que garantiza el tamaño de poro acorde con las características de separación del filtro. Dicho tamaño se logra seleccionando el espesor del hilo, el tipo de enrollamiento y la tensión o presión que se aplica al mismo. Las dimensiones de estos cartuchos varían en longitud, desde 10" (unidad tipo) hasta 50" m (quíntuple), aunque pueden construirse a medida, según sean las necesidades del diseño del filtro. El caudal medio de filtración que se establece es 2 - 3 m³/h para cartuchos de longitud 40" y diámetro 2 1/2".

Figura 5.13. Imagen de un filtro cartucho (TaiwanTrade, 2020).

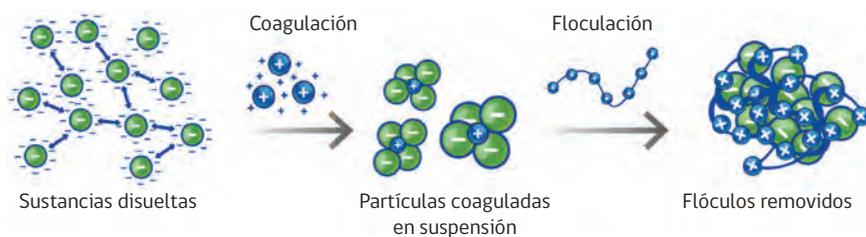


Debe considerarse que el espacio disponible entre dos capas adyacentes de membranas de un módulo espiral OI, tiene valores entre 50 y 500 μm aproximadamente, correspondiente al ancho del canal por el que circula la alimentación. Entonces, las partículas menores de 5 μm que no sean retenidas por los filtros de cartuchos serán arrastradas por estos canales junto al flujo de agua que circula paralelo a la superficie de la membrana, para salir finalmente con la corriente de rechazo.

Proceso Químico: Coagulación – Floculación

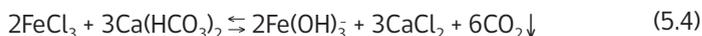
Cuando el tratamiento físico es insuficiente, se recurre a la coagulación-floculación en línea. Por definición, la coagulación es la desestabilización eléctrica de coloides como consecuencia de la anulación de sus cargas negativas, y la floculación es la aglomeración de las partículas coloidales en suspensión. En la práctica no existe una marcada diferencia entre los procesos de coagulación y de floculación. La coagulación se realiza agregando y mezclando rápidamente reactivos, mientras que la floculación se realiza agregando y mezclando lentamente reactivos de floculación, procedimientos que permiten formar aglomerados perfectamente definidos y de suficiente tamaño para que luego puedan separarse fácilmente mediante sedimentación o por filtración.

Figura 5.14. Esquema de Coagulación-Floculación (basada en Matelco, 2020).

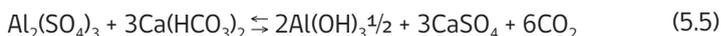


Los reactivos más utilizados en los procesos de floculación-coagulación son:

1. Sales de hierro. Por ejemplo, FeCl_3 :



2. Sales de Aluminio. Por ejemplo $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$:



La dosificación típica para coagulantes de hierro o de aluminio es 5 - 30 mg/L.

3. Polielectrolitos catiónicos o aniónicos. Los más utilizados son los de tipo catiónico, debido a que los coloides son típicamente de carga negativa. Estos reactivos ofrecen las siguientes ventajas:

- La velocidad de formación de flóculos es mayor.

- Se forman flóculos compactos, menos susceptibles de disgregarse durante la filtración.
- No es preciso controlar el pH del agua.

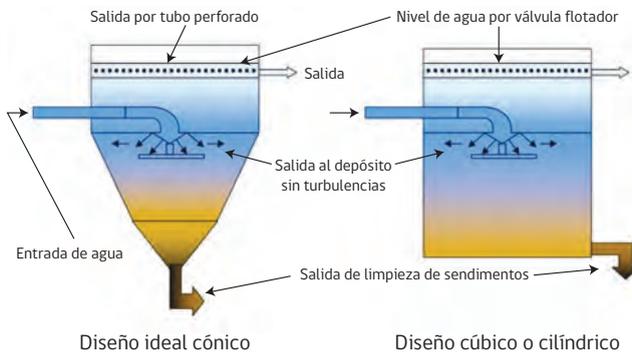
Cuando se emplean sales de hierro o de aluminio, la coagulación-floculación se suele completar con filtración por gravedad, empleando filtros de lecho profundo de tipo mixto rellenos con arena-antracita. En este caso conviene controlar el pH.

Cuando se utilizan polielectrolitos, los flóculos se retienen fácilmente en filtros de lecho profundo rellenos con silicatos y carbón activado.

Proceso Químico: Decantación (sedimentación)

El proceso de decantación se aplica para SDI > 25, a continuación de la coagulación-floculación y consiste en un decantador por gravedad que retiene los flóculos formados. Este sistema es muy utilizado en desaladoras de aguas salobres. Se basa en retener el agua durante un periodo de tiempo suficientemente largo en un depósito, en el que el agua circula a una velocidad muy lenta, para que los sólidos puedan depositarse en el fondo del equipo decantador (Medina, 2000). A menudo, para ayudar a la decantación, se añade un producto químico que aumenta el peso y volumen del sólido, facilitando la sedimentación. En la **Figura 5.15** se muestran dos esquemas de sedimentadores utilizados.

Figura 5.15. Esquemas de sedimentadores (basada en Fibras y Normas de Colombia S.A.S., 2021).

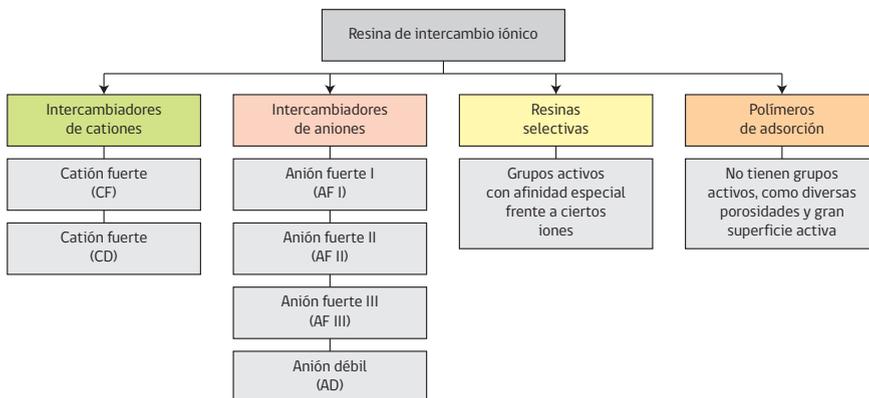


Proceso Químico: Intercambio Iónico

El intercambio iónico se utiliza en el pretratamiento para eliminar dureza (calcio, magnesio), metales insolubles como el bario, y en el postratamiento para eliminar boro, arsénico u otras sustancias. El intercambio iónico (ablandamiento) sustituye los iones calcio y magnesio por iones sodio o bien por iones H^+ presentes en la resina, dependiendo del tipo de intercambio empleado. La sustitución se efectúa de equivalente a equivalente. Una vez realizado el proceso, se regenera la resina agotada utilizando salmuera ($NaCl$ al 10%) para el caso de resinas ablandadoras (débiles), y utilizando ácidos y/o bases minerales para el caso de resinas fuertes catiónicas y aniónicas.

La tecnología de intercambio iónico es muy utilizada para purificar agua, siendo el ablandamiento y la desmineralización las operaciones más difundidas. La **Figura 5.16** muestra una clasificación de las resinas de intercambio iónico, donde las CF y CD son fuertemente y débilmente dissociadas, respectivamente, a su vez las AF I, AF II y AF III son fuertemente dissociadas, y las AD débilmente dissociadas. Por otro lado, las resinas selectivas se utilizan para la retención de arsénico, boro, nitratos, plomo, etc., y los polímeros de adsorción, o resinas adsorbentes, son capaces de retener determinadas moléculas orgánicas, como por ejemplo MTBE, hidrocarburos clorados, trihalometanos (THM), etc. Dada la importancia que revisten las resinas selectivas para aplicaciones de agua para riego, serán posteriormente analizadas con más detalladas.

Figura 5.16. Esquema de los tipos de resinas de intercambio iónico.

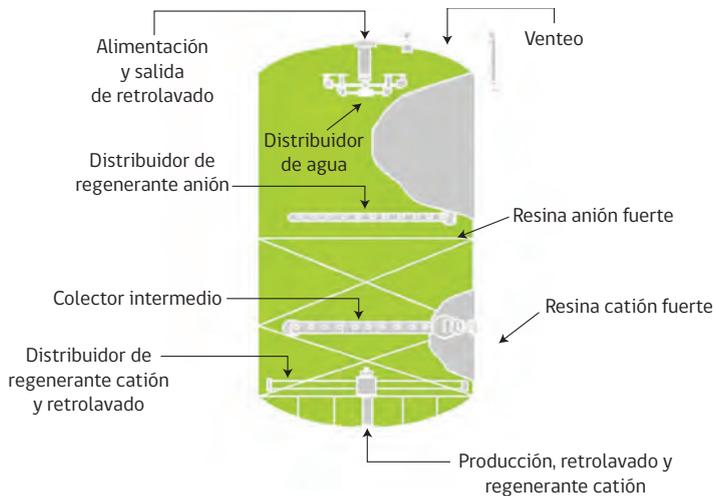


El intercambio catiónico y aniónico se aplica ampliamente en tratamiento de aguas. En el primer caso, los cationes de solutos salinos presentes en el agua son intercambiados por iones hidrógeno (H^+). En el segundo caso, los aniones presentes (tales como SO_4^{2-} ,

NO_3^- , Cl^- , PO_4^{3-} , HCO_3^- , $H_3SiO_4^-$ (o $H_2SiO_4^{-2}$), etc.) son intercambiados por iones hidroxilo (OH^-). Normalmente, el intercambio aniónico precede al catiónico (Sánchez et al., 2009).

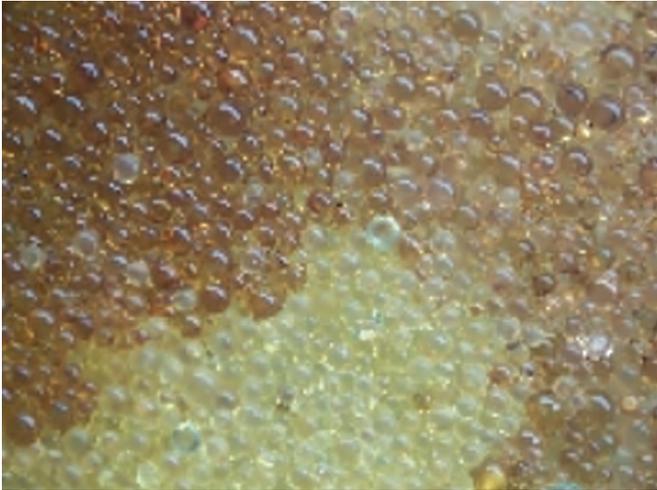
El equipo intercambiador iónico incluye: depósitos para instalar las resinas, tuberías, válvulas, soportes, distribuidores, colectores, venteos, tanques para los productos químicos de regeneración y los accesorios necesarios (**ver Figura 5.17**). La resina se dispone en un lecho simple, es decir, cada tipo de resina en un depósito diferente, o en un lecho mixto, con resina catiónica y aniónica mezcladas en el mismo depósito (Sánchez et al., 2009).

Figura 5.17. Esquema general de un intercambiador de iones en lecho mixto (Sánchez et al., 2009).



Las resinas de intercambio son microsferas de diámetros entre 0,2 y 1 mm, dimensiones suficientes como para ser retenidas en los filtros (rejillas) del intercambiador. La **Figura 5.18** muestra 3 tipos de resinas: a la izquierda resina catiónica, a la derecha resina para lecho mixto y en la parte inferior resina aniónica. Las resinas de lecho mixto poseen diferentes tamaños y colores, mientras que las resinas aniónica y catiónica son esferas de tamaño y color homogéneo.

Figura 5.18. Imagen de resinas catiónica, aniónica y de lecho mixto (Aguasalud, 2011).



En aplicaciones de agua para riego existen resinas selectivas que permiten retirar boro, arsénico y otros contaminantes con eficiencias superiores al 98,5%. El fundamento del proceso está en la capacidad de adsorción específica y reversible que tienen algunas resinas artificiales. Para el caso de remoción de boro se emplean matrices macroporosas de estireno-divinilbenceno funcionalizadas con N-Metilglucamina. Esto permite utilizar el intercambio iónico como proceso integrado con la osmosis inversa para reducir los contenidos de boro presentes en aguas a valores menores de 0,5 ppm.

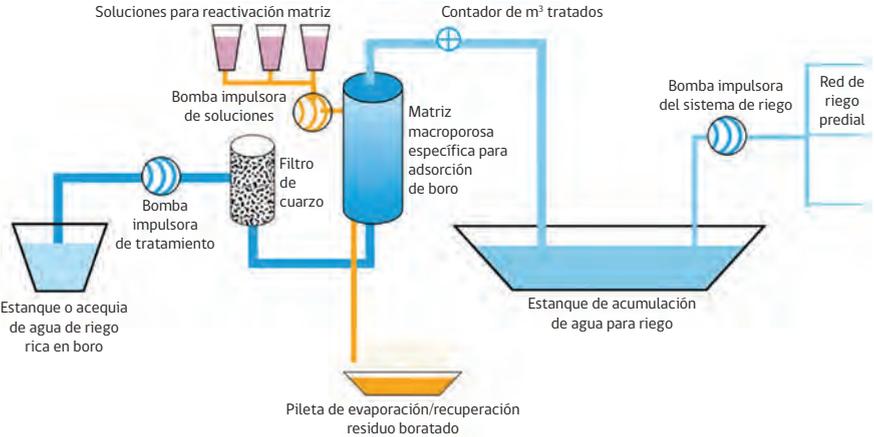
La **Figura 5.19** muestra una planta de intercambio iónico empleada para purificar aguas por desmineralización. Normalmente se emplean una columna de intercambio catiónico, una columna de intercambio aniónico y una tercera columna de carbón activado.

En la **Figura 5.20** se muestra un esquema de la operación de la planta de intercambio iónico para remover boro presente en aguas del río Lluta, información disponible en la Ficha N°44 del informe “Sistema para Reducir la Concentración de Boro en Aguas de Riego, Proyecto de Innovación en la XV Región de Arica y Parinacota”, FIA, Ministerio de Agricultura, 2010.

Figura 5.19. Planta purificadora de agua por intercambio iónico (Pure Aqua, Inc., 2018).



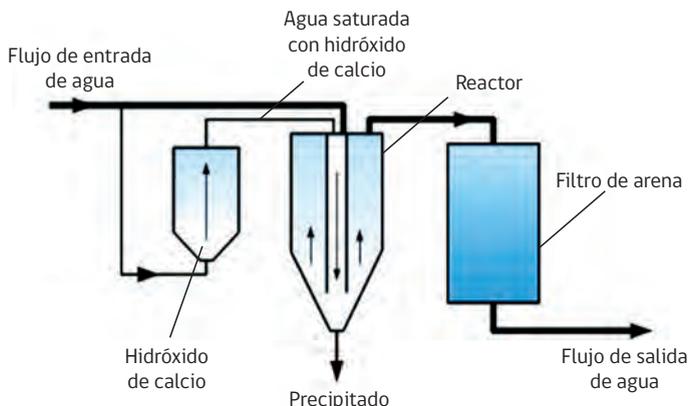
Figura 5.20. Esquema de operación de la planta de boro por intercambio iónico (FIA y Ministerio de Agricultura, 2010).



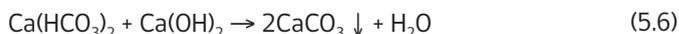
Proceso Químico: Precipitación

En algunas oportunidades, cuando se tienen aguas muy duras se realiza el proceso de precipitación por neutralización (precipitación por cal) mediante la adición de una base (ver Figura 5.21).

Figura 5.21. Esquema del proceso precipitación (Brewing et al., 2010).



Mediante este proceso se logra disminuir la cantidad de iones Ca^{2+} y Mg^{2+} en solución, minimizando la incrustación de las membranas por carbonatos de calcio y magnesio. Las reacciones químicas que caracterizan el método de precipitación son las siguientes:



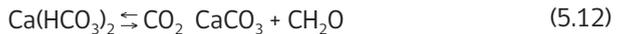
Otro ejemplo, lo constituye la adición de una sal sódica (precipitación por sal sódica):



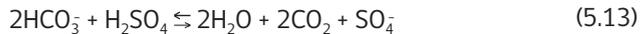
Las reacciones de precipitación requieren un control muy preciso, debido a que son altamente sensibles a las variaciones de pH, temperatura, dosis de reactivo químico, etc. (Ibáñez & Rajeshwar, 1997).

Proceso Químico: Acidificación con ácidos minerales

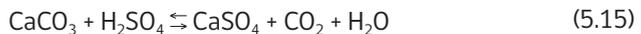
La acidificación del agua de alimentación se emplea con dos objetivos: (1) colocar el agua en un pH óptimo para la operación de las membranas y (2) prevenir la precipitación de carbonato cálcico. El carbonato se forma por descomposición del bicarbonato cálcico, según la siguiente reacción:



Para la disminución del pH se usa normalmente ácido sulfúrico, que elimina la alcalinidad del bicarbonato y previene la precipitación del carbonato; pero además incrementa la concentración del ion sulfato y disminuye la tendencia a la precipitación de sulfato cálcico, según la ecuación:



Dependiendo de si existe carbonato o bicarbonato cálcico en el agua, las correspondientes estequiometrías serán:



En aguas de mar y aguas salobres contaminadas, la acidificación tiene también otro propósito, cual es mejorar la eficiencia del hipoclorito sódico empleado como biocida.

El CO_2 gaseoso producido difunde a través de la membrana hacia el permeado (producto), provocando una disminución del pH, lo que puede provocar corrosión de las redes de distribución (Medina, 2000).

Existen bombas dosificadoras (diafragma, peristálticas) para la dosificación de productos químicos como hipoclorito sódico, ácido clorhídrico, dilución de hidróxido de sodio, preparación de lechada de cal, anti-incrustantes, anticorrosivos, etc. (**ver Figura 5.22**).

Figura 5.22. Imagen de una bomba dosificadora (Hidritec, 2020).



Proceso Químico: Adición de anti-incrustantes

La adición de anti-incrustantes se realiza mediante la dosificación de productos químicos que se agregan online al agua de alimentación, en cantidades muy pequeñas, consiguiendo aumentar la solubilidad de los distintos iones en el agua hasta valores superiores a su límite de solubilidad. Su actuación se centra principalmente en la inhibición de precipitados de sales derivadas de los sulfatos (CaSO_4 , BaSO_4 , SrSO_4 , etc.).

Su uso está ampliamente extendido en las desaladoras, son más frecuentes en las de aguas salobres, puesto que en ellas se opera normalmente a conversiones altas (mayores del 70%) y por tanto la concentración de sales en la salmuera es muy elevada.

En su mayor parte los anti-incrustantes son derivados de polifosfatos, y más recientemente poliacrilatos y/o polimaleatos. El primer inhibidor o secuestrante que se utilizó fue el hexametáfosfato sódico (SHMP), de la familia de los polifosfatos que son muy utilizados. Los polifosfatos son agentes quelantes que se unen fuertemente a iones metálicos divalentes y trivalentes, evitando que formen precipitados insolubles y eliminando sus propiedades catalíticas.

La dosificación de anti-incrustantes varía entre 5 a 10 ppm, dependiendo del contenido activo del material, de la concentración de sales incrustantes y de la efectividad específica del anti-incrustante.

Proceso Químico: Cloración y Decloración

La utilización de cloroderivados como productos de desinfección y para combatir el ensuciamiento biológico de las membranas es una práctica habitual de los pre-tratamientos en plantas de ósmosis inversa. La dosificación o inyección de cloro en el sistema se realiza principalmente de dos formas: mediante cloro gaseoso o con soluciones líquidas de hipoclorito sódico o cálcico. En los últimos años se están utilizando nuevos productos como el ClO_2 gaseoso, con resultados bastantes positivos.

El fundamento del proceso de desinfección es la formación de ácido hipocloroso (HClO) que posee una elevada acción biocida. No debe confundirse el cloro libre (ClO^- o HClO) que se adiciona al agua con el ión cloruro (Cl^-). El ion cloruro es inocuo para las membranas de OI, en cambio el cloro libre es un poderoso oxidante que deteriora la capa activa de la membrana y provoca una pérdida de sus propiedades selectivas.

El cloro ejerce un control del crecimiento bacteriano a nivel de las membranas celulares matando los microorganismos; además evita la producción de los complejos enzimáticos necesarios para la reproducción de dichos organismos.

La eficiencia de la cloración dependerá del tipo de bacteria o microorganismo, por lo que las dosis a aplicar y el tiempo de contacto podrán variar según cada caso. Así, por ejemplo, datos reportados en bibliografía indican que el fouling biológico puede controlarse dosificando cloro en concentraciones variables entre 0,5 y 5 mg/L, con tiempos de contacto variables entre 1 y 120 minutos.

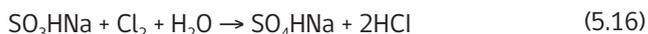
El cloro es un biocida muy efectivo, pero las membranas tienen una escasa resistencia a su presencia. Las membranas de poliamida (PA) no toleran el cloro. Las membranas de acetato de celulosa (CA) tienen cierta tolerancia. Por tal razón, tras la desinfección por cloro se realiza la eliminación estricta del cloro residual en el agua por el tratamiento de sulfito o adsorción con carbón activado (Medina, 2000).

En la **Tabla 5.5** se muestran datos de la tolerancia máxima de membranas de poliamida según el pH agua, evidenciándose que en la práctica no puede haber agentes oxidantes en el agua que ingresa a los módulos de osmosis inversa.

Tabla 5.5. Concentración máxima admisible por una membrana de OI de poliamida en función del pH (Ibáñez & Rajeshwar, 1997)

[Cl ₂] (ppm)	pH
0,00	<8,0
≤0,25	>8,0

Los compuestos de azufre son los reactivos más empleados en la decloración, siendo las soluciones acuosas de compuestos de sulfito (bisulfito sódico, metabisulfito sódico, etc.) los preferidos. El bisulfito sódico (SO₃HNa) es un material granular blanco que se comercializa en riquezas entre 38% y 44%. Su densidad media es 1,3 g/cm³, Para su manejo pueden emplearse depósitos de PVC, fibra de vidrio o acero inoxidable. El bisulfito sódico reacciona según:



Estequiométricamente se necesitan 1,48 partes de bisulfito por cada parte de cloro eliminado. Por cada parte de cloro reducido, la alcalinidad expresada en CaCO₃ disminuye en 1,38 partes.

También el carbón activado es un método eficaz para la decloración, y es ampliamente utilizado en forma de polvo (PAC) o de gránulos (GAC) en tratamientos de aguas, especialmente en instalaciones pequeñas o medianas, Cuando se utiliza en polvo se estima que sólo un 10% del carbón activado reacciona con el cloro, por lo que se inyecta en línea en las proximidades del punto de cloración para aumentar su eficiencia. En su forma granular, el carbón activado se emplea instalado en filtros multimedia, es mucho más eficaz por lo que resulta la forma normalmente en uso. Además, junto a la decloración el carbón activo eliminará simultáneamente compuesto orgánicos presentes en el agua.

Existen otros agentes desinfectantes, tales como biocidas orgánicos, ozono y radiación UV. Su aplicación dependerá de consideraciones económicas y disponibilidad.

Proceso Químico: Adición de alguicidas

El sulfato de cobre y el permanganato de potasio actúan como alguicidas y no como desinfectantes. El CuSO₄ resulta más efectivo como preventivo para la formación o crecimiento de las algas mientras que el KMnO₄ las destruye, cuando las concentraciones oscilan entre 0,5 y 2 ppm.

5.4. Membranas de osmosis inversa para aguas salobres

El agua pretratada es a continuación impulsada por una bomba de alta presión para hacer su ingreso a los bancos o bastidores de membranas. Aquí se encuentra la etapa más relevante y crítica de la planta desaladora, puesto que es aquí donde se produce el proceso de desalación (**ver Figura 5.23**).

Figura 5.23. Bastidores de membranas a nivel industrial (Salas, 2017).



Las membranas espirales (módulos) se instalan en el interior de portamembranas o tubos de presión. En un tubo de presión se suelen colocar entre 3 a 8 membranas, las que se conectan entre sí instalando tubos colectores de permeado para formar un conjunto estanco. Los módulos se disponen en arreglos en serie o en paralelo, diseño que debe ser previamente calculado con el objetivo de obtener la mayor producción posible de agua purificada.

Los módulos comerciales más empleados son de geometría espiral (spiral wound). Sus dimensiones están estandarizadas en términos de diámetro y longitud nominal, lo que permite emplear y combinar módulos de diferente procedencia en una planta de osmosis. Diversas empresas fabrican y comercializan membranas, entre ellas Hydranautics, KOCH Membrane, Dow FilmTec, GE Membrane (Osmonics), Toray, Nitto, LGChem y CSM Membrane, entre otras. En la **Tabla 5.6** se muestran algunas características de membranas comerciales empleadas en desalación de aguas salobres.

Tabla 5.6. Módulos comerciales de membrana para aguas salobres.

Marca	Serie del Modelo	Diámetro (in)	Superficie (m ²)	Rechazo (%)	Permeado (L/h)	Presión (psi)
Toray	TM/SU	4	6,5-8,0	99,0-99,8	47-418	88-147
Toray	TM/SU	8	28-37	99,0-99,8	379-2.098	103-220
Toray	TM	16	164	99,3-99,7	7.034-7.570	103-220
Hydranautics	ESPA	2,5	0,5-2,4	99,4	1.363	294
Hydranautics	CPA/ESPA	4	2,6-8,0	96,5-99,6	3.634	220
Hydranautics	SANRO	4	8,3	99,6-99,7	347-520	162-220
Hydranautics	CPA/ESPA	8	34-37	98,5-99,8	17.033	220
Hydranautics	SANRO	8	35,2	99,6-99,7	347-520	220
Dow Filmtec	BW/LP/TW/XLE	2,5	1,0	99,0-99,5	32-158	157-220
Dow Filmtec	BW/LC/LP/TW/XLE	4	6,0	99,0-99,7	162-457	157-220
Dow Filmtec	BW30/ECO/HRLE/XFRLE/XLE	8	37	97,0-99,7	1.498-1.995	157-220
Lanxess Lewabrane	B085	4	7,9-8,2	99,0-99,5	300-379	103-220
Lanxess Lewabrane	B370/B400/B440	8	34,4-37,2	99,0-99,7	1.151-1.829	103-220

5.5. Aspectos generales sobre flujo de líquidos y potencia de bombeo.

Un líquido que circula por el interior de un ducto cerrado, por ejemplo una tubería, corresponde a la situación física de flujo confinado. El gradiente que permite el flujo es una diferencia de presión, de tal forma que cuando aumenta o disminuye el gradiente de presión, la velocidad aumenta o disminuye. La energía necesaria para impulsar el líquido es entregada externamente por un equipo electromecánico o bomba.

Flujo laminar y turbulento

El flujo laminar es un modelo de flujo que se presenta a bajas velocidades (bajos caudales) y se caracteriza por un movimiento en capas ordenadas (láminas), entre las cuales existen gradientes de velocidad. Para el caso de una tubería, el perfil de velocidades es parabólico.

El flujo turbulento se presenta a altas velocidades, en el cual se presentan torbellinos, mezclamiento, es un movimiento desordenado. Para el caso de una tubería, el perfil de velocidades tiende a ser plano, sin producirse capas de fluido.

Entre ambos tipos de flujo existe el denominado flujo de transición.

El tipo de régimen de flujo se cuantifica mediante el número de Reynolds (Re), parámetro adimensional que se define como:

$$Re = \left(\frac{D \cdot \bar{v} \cdot \rho}{\mu} \right) \quad (5.17)$$

donde:

D : diámetro interno de la tubería

\bar{v} : velocidad media del líquido

ρ : densidad del fluido (**ver Tabla 2.12**)

μ : viscosidad dinámica del fluido (**ver Tabla 2.12**)

Para el caso de una tubería, la velocidad media se relaciona con el caudal o flujo volumétrico, \bar{v} , a partir de la siguiente ecuación:

$$\bar{v} = \left(\frac{4 \cdot V}{\mu \cdot D^2} \right) \quad (5.18)$$

Se encuentra que para las condiciones de flujo por el interior de una tubería:

Cuando $Re < 2100$, el régimen de flujo es laminar.

Cuando $Re > 4000$, el régimen es turbulento.

En la **Figura 5.24** se muestran los esquemas asociado al flujo de un líquido en una tubería, para el caso turbulento y laminar:

Balance de materia para un sistema de flujo

Si se realiza un balance en estado estacionario sobre una sustancia que fluye en un sistema, se obtiene:

$$\left[\begin{array}{c} \text{Velocidad de acumulación} \\ \text{del componente} \\ \text{en el sistema} \end{array} \right] = \left[\begin{array}{c} \text{Velocidad de entrada del} \\ \text{componente al sistema} \end{array} \right] + \left[\begin{array}{c} \text{Velocidad de salida del} \\ \text{componente al sistema} \end{array} \right]$$

Figura 5.24. Regímenes de flujo turbulento (desordenado) y laminar (ordenado) por el interior de un ducto (Frías, 2012).

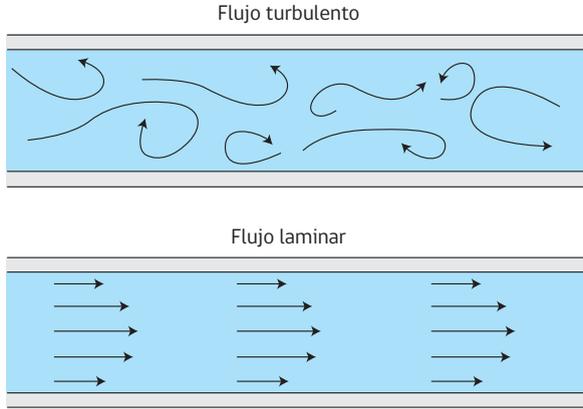
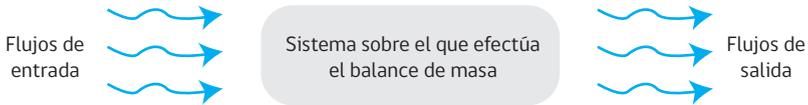


Figura 5.25. Balance de materia en un sistema de flujo.



En la **Figura 5.25** se muestra el balance aplicado a un sistema, por ejemplo un equipo de bombeo, para una sustancia, por ejemplo agua fluyendo:

En la condición simplificada de un fluido que circula por el interior de una tubería se plantea un balance de materia en estado estacionario, entre dos puntos cualquiera del sistema denominados "Entrada (A)" y "Salida (B)". El fluido de densidad ρ_A ingresa a velocidad media \bar{V}_A por el punto A cuya área de sección transversal es S_A , y sale con una densidad ρ_B por el punto B a una velocidad media \bar{V}_B por un área de sección transversal S_B .

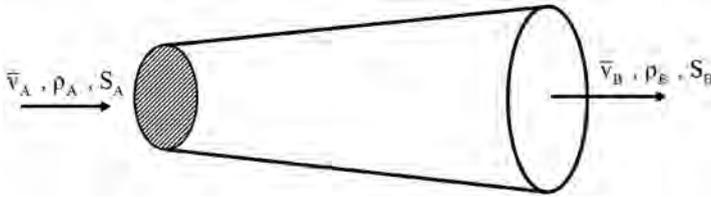
$$\text{El flujo másico en el punto A será: } \dot{m}_A = \rho_A \cdot \bar{V}_A \cdot S_A$$

$$\text{El flujo másico en el punto b será: } \dot{m}_B = \rho_B \cdot \bar{V}_B \cdot S_B$$

Aplicando el balance de materia se tendrá: $\dot{m}_A = \dot{m}_B = \dot{m}$, es decir:

$$\dot{m} = \rho_A \cdot \bar{V}_A \cdot S_A = \rho_B \cdot \bar{V}_B \cdot S_B \quad (5.19)$$

Figura 5.26. Aplicación del balance de materia al flujo por una tubería.



Balance de energía mecánica: Ecuación de Bernoulli

Para determinar la potencia de bombeo y/o las pérdidas de energía mecánica de un líquido que circula por tuberías, se aplica la Ecuación de Bernoulli:

$$\frac{\Delta P}{\rho} + g \cdot \Delta z + \frac{1}{2} \cdot \Delta(v)^2 + W + \sum \left(\frac{1}{2} (v)^2 \cdot \frac{L}{D} \cdot 4f \right) + \sum \left(\frac{1}{2} (v)^2 \cdot E_v \right) = 0 \quad (5.20)$$

Los sumandos del balance se describen a continuación:

- El término $\frac{\Delta P}{\rho}$ da cuenta de la diferencia de energía de presión.
- El término $g \cdot \Delta z$ es de energía potencial o diferencia de altura.
- El término $\Delta \frac{1}{2} (v)^2$ es la variación de energía cinética.
- El término $(+W)$ cuantifica el trabajo absorbido por el fluido debido al bombeo.
- El término $\sum \left(\frac{1}{2} (v)^2 \cdot \frac{L}{D} \cdot 4f \right)$ son las pérdidas de energía mecánica en conducciones rectas (tuberías).
- El término $\sum \left(\frac{1}{2} (v)^2 \cdot E_v \right)$ mide las pérdidas de energía mecánica en accesorios o singularidades (válvulas, codos, etc.). Los valores de E_v se encuentran tabulados en bibliografía.

Cada uno de los sumandos de la ecuación es dimensionalmente homogéneo e igual a $(\text{longitud}/\text{tiempo})^2$.

El parámetro f se denomina "factor de fricción", número adimensional que cuantifica las pérdidas de carga (pérdidas de energía mecánica) provocadas por la fricción del fluido circulante por una tubería.

La Ecuación de Bernoulli puede también plantearse como sumatoria de las cargas hidráulicas (energía por unidad de peso) que participan en el balance, lo que permite asociar a cada sumando a unidades de altura:

$$\frac{AP}{\rho \cdot g} + \Delta z + \frac{1}{2g} \cdot \Delta(v)^2 + \frac{W}{g} + \sum \left(\frac{1}{2g} (v)^2 \cdot \frac{L}{D} \cdot 4f \right) + \sum \left(\frac{1}{2g} (v)^2 \cdot E_v \right) = 0$$

La Ecuación de Bernoulli se aplica para condiciones de flujo turbulento. Para bajos números de Reynolds debe aplicarse un factor correctivo de la velocidad debido a que el perfil de velocidades será de tipo parabólico.

Ecuaciones para determinar los factores de fricción

Considerar un líquido cuya densidad es ρ , que circula por una tubería de longitud L y diámetro interno D . La velocidad media del líquido es $(v)^2$. Para mantenerse en flujo, el fluido debe vencer las fuerzas de roce o fricción consigo mismo y con las paredes internas del tubo. A partir de un balance de fuerzas involucradas, se obtiene la siguiente ecuación:

$$f = \frac{1}{4} \left(\frac{D}{L} \right) \left(\frac{(-\Delta P)}{\frac{1}{2} \cdot \rho \cdot (v)^2} \right) \quad (5.21)$$

En la literatura técnica y en los catálogos de sistemas de bombeo se emplean 2 factores de fricción diferentes:

- a) El factor de fricción de Fanning (f_F).
- b) El factor de fricción de Darcy (f_D), también llamado factor de fricción de Moody.

La equivalencia entre ambos factores es tal que: $f_D = 4f_F$

Con el objeto de evitar confusiones e identificar gráficos y ecuaciones que estén desarrolladas para uno u otro factor de fricción, conviene observar que para condiciones de flujo laminar:

$$f_D = \frac{64}{Re} \quad \text{y} \quad f_F = \frac{16}{Re}$$

Para efectos del presente manual se utilizará el factor de Fanning, que se denominará "f".

Todas las tuberías presentan imperfecciones o rugosidades (e) superficiales, las cuales deben obligatoriamente considerarse debido a que incrementan las pérdidas de energía mecánica. Los valores de rugosidad se determinan experimentalmente y se encuentran tabulados para diferentes tipos de materiales empleado en tuberías. En la **Tabla 5.7** se incluyen algunos valores de e en materiales convencionales empleados en ductos.

Tabla 5.7. Valores típicos de rugosidad (e) de materiales empleados en ductos de fluidos (Perry et al, 2001).

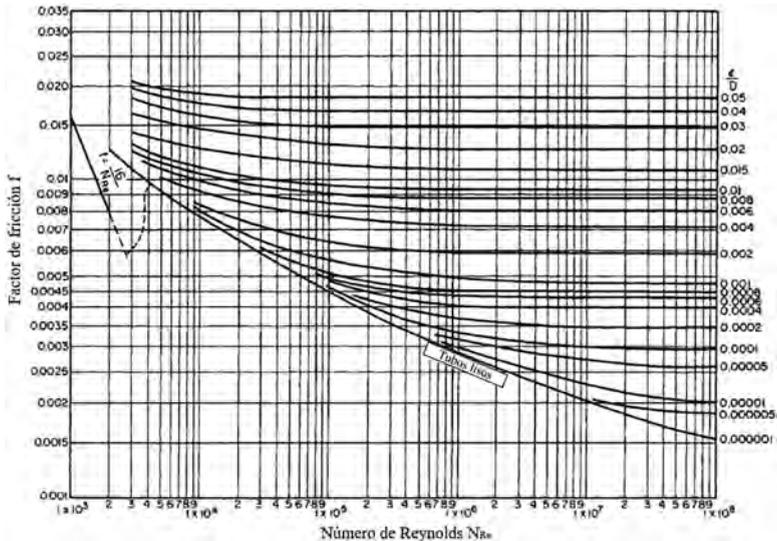
Tipo de material	Rugosidad superficial (mm)
Tubos estirados de acero	0,00152
Acero comercial o hierro fundido	0,0457
Hierro fundido asfaltado	0,122
Hierro galvanizado	0,152
Hierro fundido	0,259
Cobre	0,260
PVC hidráulico	0,350
Madera	0,183 - 0,914
Concreto	0,305 - 3,05
Acero remachado	0,900 - 9,00

Para cuantificar la rugosidad de un ducto y su efecto sobre las pérdidas de energía mecánica, se define la rugosidad relativa, (ϵ/D) , parámetro adimensional, donde D es el diámetro interno de la tubería.

De consideraciones fluidodinámicas, se encuentra que el valor de fricción, f, depende del número de Reynolds (Re) y de la rugosidad relativa (ϵ/D) cuando el régimen de flujo es turbulento. Además, se ha demostrado experimentalmente que este factor puede aplicarse para ductos de diferentes secciones geométricas, tales como circular, ovalada, cuadrada, rectangular, etc. Cuando la sección no es propiamente circular se modifica la definición de diámetro del ducto, utilizándose el concepto de "diámetro equivalente d_{EO} ", lo que permite calcular el número de Reynolds y de esta forma extender la aplicación de la Ecuación de Bernoulli a otras geometrías.

En la **Figura 5.27** se muestra el diagrama del factor de fricción, f , en función del número de Reynolds (Re) y de la rugosidad relativa del ducto (ϵ/D).

Figura 5.27. Diagrama del factor de fricción en función del número de Reynolds (basada en Stewart, 2015).



Algunos comentarios sobre el diagrama del factor f :

- El diagrama es de tipo log-log, lo que permite concentrar una gran cantidad de información en un diagrama de pequeñas dimensiones.
- El factor f , para la región turbulenta, es decir para valores de Reynolds mayores de 4.000, depende sensiblemente de la rugosidad relativa (ϵ/D).
- Para valores de Re menores de 2.100 (régimen laminar), el factor de fricción sólo depende del número de Reynolds y no de la rugosidad relativa.
- Para el intervalo entre 2.100 y 4.000, se tiene una zona de transición entre régimen laminar y turbulento, región que es difícil de caracterizar matemáticamente.
- Para rugosidades relativas menores de $5 \cdot 10^{-6}$, el ducto se comporta como un tubo "hidráulicamente liso", correspondiendo a la curva más baja del gráfico f vs Re , en la zona turbulenta.

- La región en la que las curvas f vs Re se tornan horizontales, por lo cual es independiente del Reynolds, corresponde a la zona de flujo turbulento completamente desarrollado.
- Los valores reales de (ϵ/D) normalmente varían en el tiempo, aumentando porque las tuberías tienden a incrustarse, oxidarse y en casos extremos obstruyendo la sección interna del ducto.

Algunas ecuaciones útiles son:

a) Flujo laminar: $Re < 2.100$:
$$f_f = \frac{16}{Re} \quad (5.22)$$

b) Ecuación de Blasius, para flujo turbulento, $4.000 < Re < 10^5$, tubos hidráulicamente lisos, con rugosidad despreciable o nula ($\epsilon/D = 0$)

$$f = \frac{0,0791}{Re^{1/4}} \quad (5.23)$$

c) Flujo turbulento, tubos rugosos ($\epsilon/D \neq 0$): $4.000 < Re < 10^5$:

(5.24)

Para las pérdidas de energía mecánica en válvulas, codos, entradas o salidas de fluido en tuberías, se utilizan valores que se informan en la bibliografía. En la **Tabla 5.8** se entregan algunos factores de pérdidas de energía mecánica por fricción (E_v):

Tabla 5.8. Valores de los factores de pérdida de energía mecánica por fricción para accesorios.

Tipo de obstáculo	Parámetro E_v (adimensional)
Contracción brusca	$0,5 \cdot (1-\beta)$
Salida tubería - estanque	1
Entrada estanque - tubería	0,5
Ensanchamiento brusco	$(1-\beta)^2$
Válvula de globo (abierta)	5,8
Válvula de diafragma (abierta)	2,3
Codo 90°	0,75

Nota: $\beta = (\text{área sección menor} / \text{área sección mayor})$, $\beta < 1$

Ejemplo 5.1. Para las condiciones de flujo laminar por un ducto de sección circular se demuestra que la distribución de velocidades locales en condiciones de flujo laminar es parabólica, es decir:

$$v = \frac{(-\Delta P) \cdot R^2}{4 \cdot \mu \cdot L} \left[1 - \left(\frac{r}{R} \right)^2 \right]$$

- Obtener la Ecuación de Hagen-Poiseuille para el caudal volumétrico, y
- Demostrar que el factor de fricción f es igual a $16/Re$.

Desarrollo

- El sistema físico en estudio corresponde a flujo laminar en estado estacionario de un líquido de densidad ρ constante, circulando por una tubería de longitud L y radio R_{ext} . Se observa que la velocidad máxima, v_{max} se tiene en el centro de la tubería es decir para $r = 0$, luego:

$$v_{max} = \frac{(-\Delta P) \cdot R^2}{4 \cdot \mu \cdot L}$$

es decir:

$$v = v_{max} \left[1 - \left(\frac{r}{R} \right)^2 \right]$$

Se requiere obtener a continuación la velocidad media del líquido, integrando toda la distribución de velocidades locales v , en una sección de la tubería. Se obtiene:

$$\langle v \rangle = \frac{(-\Delta P) \cdot R^2}{8 \cdot \mu \cdot L}$$

Multiplicando por el área de sección transversal, se obtiene el caudal volumétrico, Q , del fluido:

$$Q = \frac{(-\Delta P) \cdot \pi \cdot R^4}{8 \cdot \mu \cdot L}$$

Esta es la ecuación de Hagen-Poiseuille, expresión que relaciona el caudal con la caída de presión que origina el flujo.

b) Para deducir la relación entre el factor de fricción y el número de Reynolds se despeja la caída de presión de la ecuación para la velocidad media $\langle v \rangle$:

$$(-\Delta P) = \frac{8 \cdot \pi \cdot L}{R^2} \langle v \rangle = \frac{32 \cdot \pi \cdot L}{D^2} \langle v \rangle$$

Se reemplaza $(-\Delta P)$ en la ecuación que define el factor de fricción, f :

$$f = \frac{1}{4} \left(\frac{m}{s} \right) \left[\frac{(-\Delta P)}{\frac{1}{2} \cdot \rho \cdot \langle v \rangle^2} \right] = \frac{1}{2} \left(\frac{D}{L} \right) \left(\frac{(-\Delta P)}{\rho \cdot \langle v \rangle^2} \right) = \frac{1}{2} \left(\frac{D}{L} \right) \left[\frac{32 \cdot m \cdot L}{D^2} \frac{\langle v \rangle}{\rho \cdot \langle v \rangle^2} \right]$$

Se obtiene finalmente:

$$f = \frac{(-\Delta P) \cdot R^2}{D \cdot \langle v \rangle \cdot \rho} = \frac{16}{Re} \frac{\mu}{\rho \cdot \langle v \rangle}$$

El factor de fricción deducido es el parámetro clásico de Fanning para flujo laminar.

Ejemplo 5.2. Considerar un caudal de 120 L/s de agua a 30°C a través de una tubería de acero galvanizado de 180 m de longitud, diámetro interno de 200 mm. La viscosidad del agua a 30°C es 0,798 cP y la densidad es igual a 0,996 kg/L.

Se ha informado que la rugosidad superficial promedio del ducto de acero galvanizado es 0,18 mm. Determinar:

- Las pérdidas de carga debido a la fricción.
- La potencia requerida para mantener el flujo indicado.
- La potencia de una bomba si su eficiencia es 60%.

Desarrollo

a) Cálculo de la velocidad media:

$$\langle v \rangle = \frac{Q}{\pi/4 \cdot D^2} = \frac{0,120}{\pi/4 \cdot 0,20^2} = 3,820 \left(\frac{m}{s} \right)$$

Cálculo del número de Reynolds:

$$Re = \frac{D \cdot v \cdot \rho}{\pi} = \frac{0,20 \cdot 3,820 \cdot 0,996}{0,798 \cdot 10^{-5}} = 95.356 \text{ (adimensional)}$$

Cálculo de la rugosidad relativa:

$$\frac{\varepsilon}{D} = \frac{0,18}{200} = 0,0009 \text{ (adimensional)}$$

De la gráfica de f vs Re (**ver Figura 5.27**) se obtiene $f = 0,0054$ (adimensional).

También puede emplearse la Ecuación 5.24, aplicable para tubos rugosos, ($\varepsilon/D = 0$) flujo turbulento, $4000 < Re < 10^8$:

$$\frac{1}{\sqrt{f}} = -4 \cdot \log \left(0,2703 \cdot \left(\frac{\varepsilon}{D} \right) + \frac{1,256}{Re \cdot \sqrt{f}} \right)$$

Se obtiene $f = 0,0055$

Determinación de las pérdidas de carga en la tubería: realizando un balance a la tubería, con (1): entrada y (2): salida, se obtiene:

$$\frac{P_1}{\rho} + g \cdot z_1 = \frac{P_2}{\rho} + g \cdot z_2 + h_r$$

En términos de presión equivalente o potencial fluidodinámico:

$$\Delta p = p_1 - p_2 = \rho l_v$$

$$\text{donde: } l_v = g \cdot h_r$$

Es decir: $p_1 - p_2 = \Delta p = \rho \cdot g \cdot h_r$

Para un fluido de densidad ρ y viscosidad m que circula a una velocidad media \bar{v} por un tubo de longitud L y diámetro D , el análisis dimensional permite relacionar la caída de presión por unidad de longitud $\left(\frac{\Delta p}{L}\right)$ con el factor de fricción, f , a través de la siguiente ecuación:

$$f = \frac{D \cdot \Delta p}{2 \cdot \rho \cdot \bar{v}^2 \cdot L}$$

Incorporando la expresión de la presión equivalente y despejando h_f , se obtiene:

$$h_f = f \cdot \frac{L}{2D} \left(\frac{\langle v^2 \rangle}{2g} \right)$$

Calculando:

$$h_f = 0,0055 \cdot \frac{180(\text{m})}{2 \cdot 0,20(\text{m})} \cdot \left(\frac{3,82^2 (\text{m/s})^2}{2 \cdot 9,81 (\text{m/s}^2)} \right) = 1,841 (\text{m})$$

b) Potencia para obtener el caudal \dot{V} considerando una pérdida de carga h_f , se calcula por:

$$P = \rho \cdot g \cdot h_f \cdot \dot{V} = 997 \left(\frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \right) \cdot 9,81 \left(\frac{\text{m}}{\text{s}^2} \right) \cdot 1,841 \cdot 0,120 \left(\frac{\text{m}^3}{\text{s}} \right) = 2.167,2 \left(\frac{\text{kg} \cdot \text{m}}{\text{s}^3} \right)$$

$$P = 2.167,2 \text{ W} = 2,167 \text{ kW}$$

Esta potencia es la que debe incorporarse al fluido.

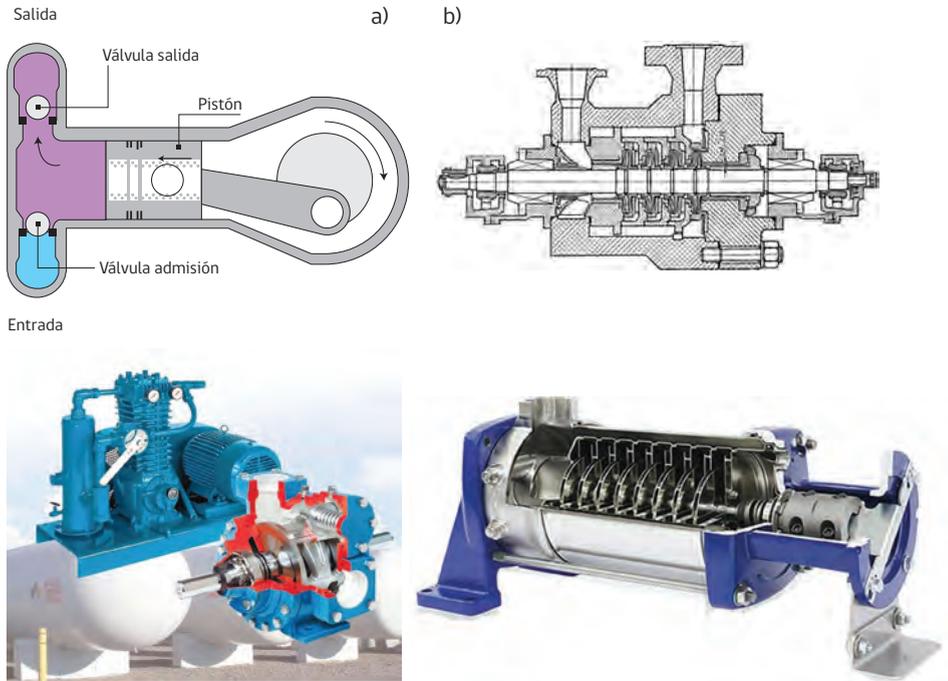
Puesto que se emplea una bomba cuya eficiencia es 60%, la potencia de la bomba será:

$$P_{\text{bomba}} = \frac{P}{\eta} = \frac{2,167}{0,6} = 3,612 \text{ kW} = 2,69 \text{ HP}$$

5.6. Bombas para osmosis inversa

Las bombas impulsan la alimentación líquida hacia los bancos de membranas. Esta es la etapa que consume más energía, por esto es muy importante seleccionar la bomba en función de diferentes parámetros: (1) rendimiento, (2) mantenimiento, (3) nivel de ruido, (4) presión de bombeo y (5) caudal de producción.

Figura 5.28. Bbombas de alta presión: a) desplazamiento positivo (Ramirez, 2015; DARF, 2020), b) centrífuga multietapa (Karintsev & Pavlenko, 2017; Lenntech, s.f.)



Las bombas de alta presión pueden ser de dos tipos: bombas de desplazamiento positivo o alternativas y bombas centrífugas (**ver Figura 5.28**). Las bombas pueden operar a presiones altas cercanas a 60-70 bar para agua de mar y 10-25 bar para agua salobre. En estos rangos de presión, la potencia de la bomba está entre 4 y 100 HP.

- a) Las bombas de desplazamiento positivo o alternativas, transforman el movimiento rotatorio del motor eléctrico en un movimiento de vaivén gracias a un mecanismo biela-manivela-corredera. La base del funcionamiento de las bombas de desplazamiento positivo de simple efecto, consiste en una cámara provista de un pistón que se llena de agua cuando este retrocede y bombea el líquido cuando avanza. Las bombas alternativas de doble efecto, que a diferencia de las de simple efecto, cuando retrocede el pistón se llena una de las cámaras de presión en una de sus caras, y al mismo tiempo, con la

otra cara, impulsa el fluido de otra cámara contigua invirtiendo la situación cuando el pistón avanza. Las bombas se accionan con un motor eléctrico acoplado directamente al eje del piñón de ataque, a través de variadores-reductores o mediante un sistema de poleas y correas. En una bomba alternativa, el caudal instantáneo tanto en la entrada como en la salida es igual a la suma de caudales aspirados e impulsados en cada momento por cada uno de los émbolos.

Las bombas de desplazamiento positivo requieren dos tipos de válvulas diferentes. Una válvula de alivio en la línea de descarga para la regulación, y una válvula de contrapresión para el control de la misma cuando su capacidad es mayor a la que necesita la instalación.

El cuerpo de la bomba está fabricado de aleaciones de bronce-aluminio o acero inoxidable, mientras que los pistones están fabricados con materiales cerámicos.

La principal ventaja de estas bombas es su alto rendimiento hidráulico y bajo consumo energético. Sin embargo, presentan el inconveniente que la presión suministrada por la bomba no es modificable, independientemente del número de revoluciones del motor. Esto provoca que se alcancen presiones muy elevadas y se tengan que instalar válvulas de seguridad. Otro inconveniente es que suministran un flujo pulsante lo que también se manifiesta en la presión de descarga, provocando vibraciones, que pueden alcanzar los módulos, gatillando desgastes prematuros de las juntas encargadas de asegurar la estanqueidad entre el permeado, la aportación y el rechazo. Todo ello se traduce en la aparición de fugas del rechazo hacia el permeado, con el consecuente descenso de la calidad de este. Los costos de mantenimiento de estos equipos es más bien elevado.

Las bombas de desplazamiento positivo se emplean en plantas desaladoras de agua de mar debido a que suministran elevadas presiones, típicamente entre 30 y 60 bar. Se utilizan en plantas pequeñas (3 a 20 m³/h) y medianas (hasta 130 m³/h) cuando se precisan altos rendimientos energéticos en la impulsión y, en consecuencia, bajos consumos específicos de energía (Gálvez, 2011).

- b) Las bombas centrífugas multietapas tienen rendimientos inferiores a las bombas de desplazamiento positivo, pero son las más utilizadas en aguas salobres debido a que son confiables y precisan de un mantenimiento bastante sencillo. Estas bombas requieren dos tipos de válvulas: una válvula reguladora

en la línea de descarga de la bomba para controlar la presión/caudal de ingreso a los módulos de ósmosis inversa y una válvula de contrapresión para recircular el caudal en exceso.

En este tipo de bombas, la energía aplicada hace girar un impulsor (rodete con álabes) que se encuentra en una carcasa. Los álabes producen un descenso de la presión en la entrada, originando que el fluido se mueva hacia los álabes desde la tubería de aspiración. El fluido, debido a la rotación del impulsor, es enviado al exterior de los álabes aumentando su velocidad tangencial. La energía cinética del fluido, cuando abandona los álabes, se transforma en energía de presión, saliendo por el exterior a través del tubo de descarga. Las principales características de las bombas centrífugas son: (1) caudal uniforme y sin pulsaciones, (2) caudal inversamente proporcional a la presión de operación, (3) potencia absorbida proporcional al peso específico del líquido, (4) motor requerido para hacer funcionar la bomba centrífuga es más bien pequeño y (5) potencia absorbida durante el funcionamiento es continua y libre de sobrecargas (Gálvez, 2011).

5.7. Sistemas recuperadores de energía

Una fracción importante de los costos de operación en osmosis inversa corresponde a la energía eléctrica consumida para el bombeo a alta presión. A mayor presión de operación, mayor costo energético. Para minimizar este consumo se han desarrollado los denominados recuperadores de energía cuya función es recuperar una fracción de la energía que posee el rechazo, en forma de presión y cinética, a la salida del concentrado.

Existen diferentes tipos de recuperadores de energía: turbinas Pelton o de impulsión, conversores hidráulicos centrífugos y conversores hidráulicos dinámicos. Se comentan a continuación:

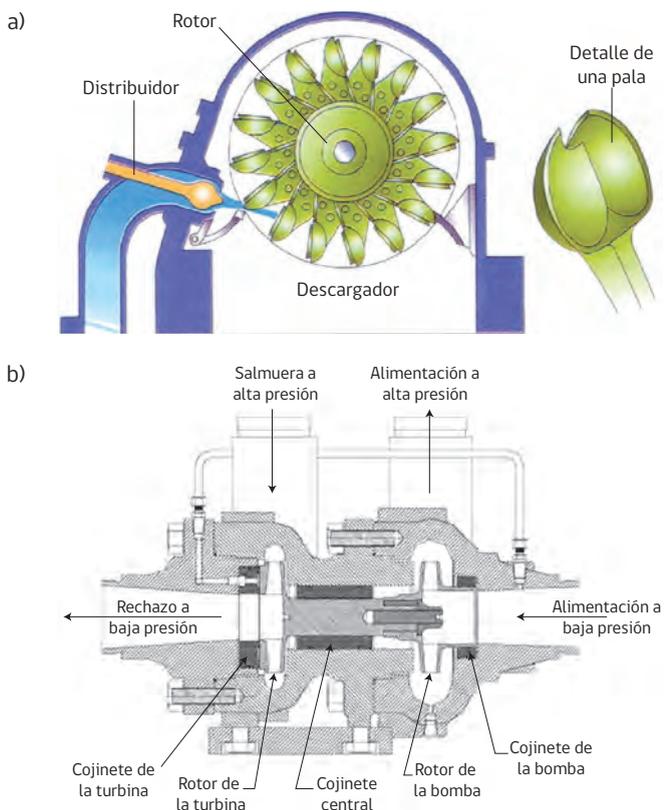
- a) La turbina Pelton utiliza la energía de presión de la corriente de rechazo para transformarla en energía cinética, bajo forma de un flujo de líquido que circula a alta velocidad (**ver Figura 5.25-a**). Para conseguir esta transformación energética, el rechazo se hace pasar a través de un inyector. Este inyector dirige el chorro de líquido sobre una rueda con álabes, logrando convertir la energía cinética en energía mecánica. Las turbinas Pelton, se pueden montar de tres maneras en un sistema OI: (1) acoplada a una bomba de desplazamiento positivo que trabaja a bajas revoluciones y que está conectada con el motor de accionamiento mediante un sistema de poleas, (2) acoplada a

una bomba centrífuga multietapa, ya sean de segmentos como de cámara compartida, unida directamente al motor mediante un acoplamiento elástico y (3) acoplada a un generador eléctrico (Gálvez, 2011).

En desalación de agua de mar por OI, cuando se emplea una turbina Pelton como recuperador de energía, se logra recuperar entre un 15 y 20% de la energía total empleada por la bomba de alta presión.

- b) El convertor hidráulico centrífugo, conocido como “turbocharger” consta de dos zonas diferenciadas: lado de la bomba y lado de la turbina, unidas por un eje común (**ver Figura 5.29-b**). El rotor de la turbina extrae la energía hidráulica de la corriente de rechazo y la convierte en energía mecánica. El

Figura 5.29. Imágenes de los tipos de recuperadores de energía: a) turbina Pelton (Uchuary, A. 2013), b) convertor hidráulico centrífugo (basada en Feo, 2013).



rotor que funciona como bomba, convierte la energía producida por la turbina en presión y el flujo de alimentación es llevado al módulo de OI. El convertidor hidráulico centrífugo, se instala entre el módulo de desalación y la bomba de alimentación de la planta. (Feo, 2013).

- c) El convertidor hidráulico dinámico utiliza cilindros o tuberías para transformar la presión del rechazo en presión de la solución de aportación. Este sistema es relativamente nuevo y se ha impuesto como el más eficiente. Existen diversas empresas que han patentado diferentes convertidores hidráulicos dinámicos, por lo que se distinguen por su marca comercial: Aqualyng, R.O. Kinetic, DWEER y ERI-PX. Estos pueden verse en las **Figuras 5.30 y 5.31**.

El recuperador ERI-PX tiene eficiencia cercana al 98%, lo cual le permite reducir la energía consumida por la osmosis inversa entre 50% y 60%. Dicho dispositivo presenta un rotor de óxido de aluminio que flota sobre un cojinete hidrodinámico casi sin rozamiento (**ver Figura 5.31-b**). Dicho material cerámico no se ve afectado por corrosión puesto que es tres veces más resistente que el acero. Para la recuperación de la energía utiliza el principio de desplazamiento, de manera que la energía que se necesita en la alta presión como consecuencia de la salmuera es compensada en la parte de la baja presión. El rotor se activa por el impulso del agua que a determinadas velocidades hace que se ajusten las variaciones de flujo y por tanto pueda ofrecer un amplio rango de operación. El ERI-PX se instala en paralelo con la bomba de alimentación a la planta y en serie con una bomba Booster. De esta forma, una parte del caudal de alimentación es bombeado por el intercambiador de presión, que no consigue elevar la presión hasta la de alimentación, por lo que la bomba Booster, que se instala a continuación es la encargada de entregar la pequeña diferencia de presión restante. La bomba de alimentación sólo trabaja con una fracción del caudal de alimentación, que es algo mayor que el caudal de permeado.

5.8. Postratamientos

El objetivo de los postratamientos del agua desalada es garantizar las condiciones adecuadas del producto, según sea para uso potable, riego, procesos, producción de vapor, etc. El permeado debe ser normalmente acondicionado para cumplir con las características de calidad normadas. Al respecto, el agua producida tiene un pH levemente ácido (cerca de 6), una concentración de SDT entre 70 y 350 mg/L, predominantemente sales monovalentes, un bajo contenido de carbonatos de calcio y magnesio. El boro y el arsénico es rechazado entre 50 y 70%. Estas características convierten al permeado en un producto corrosivo (Lenntech, s.f.),

Figura 5.30. Imágenes de convertidores hidráulicos dinámicos: a) Aqualyng, b) R.O. Kinetic (basada en Feo, 2013).

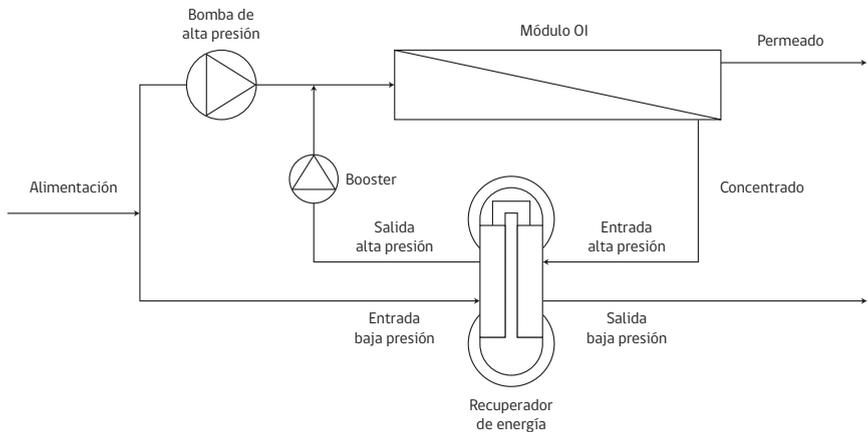
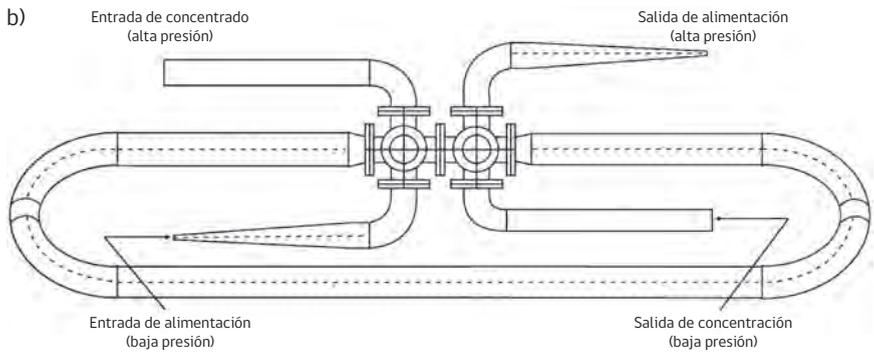
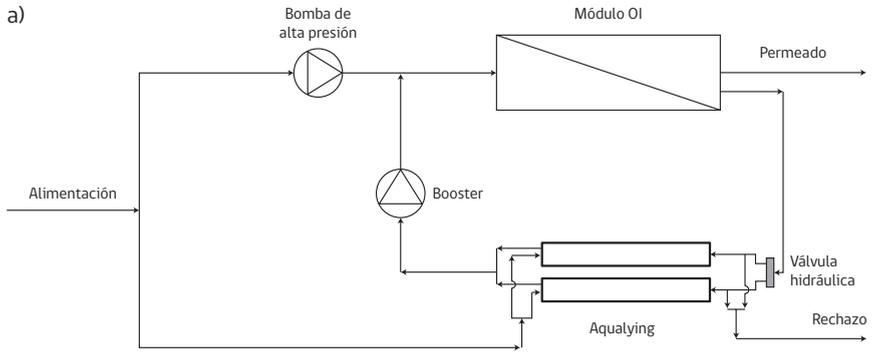
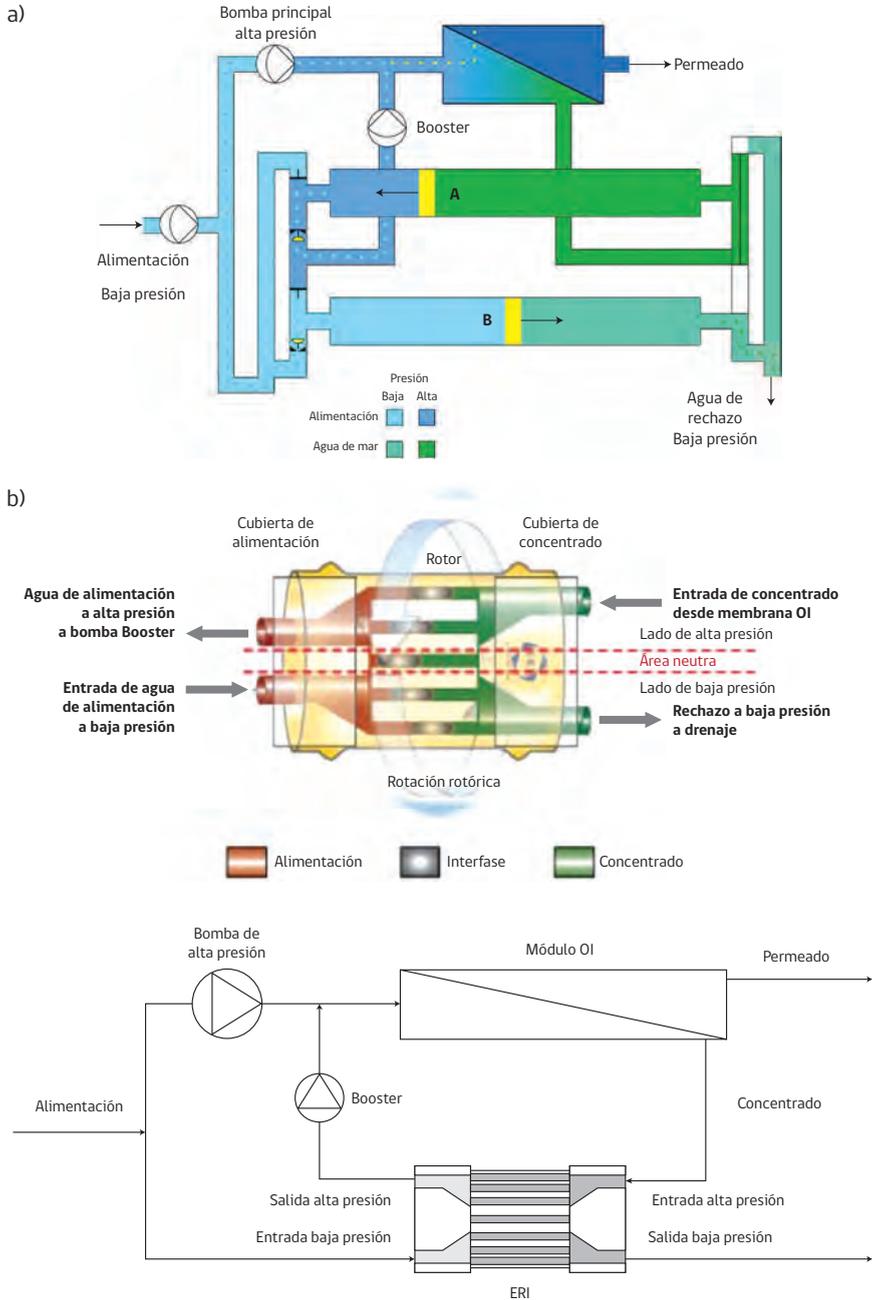


Figura 5.31. Imágenes de convertidores hidráulicos dinámicos: a) DWEER (Hoffman, 2008), b) ERI-PX (basada en Feo, 2013).



razón por la cual se ajusta el pH se ajusta con carbonato de calcio (filtro) hasta un valor de 7,7. Para el caso de agua potable, se agregan fluoruro de sodio e hipoclorito, para cumplir con la norma respectiva (**ver Figura 5.32**). Para el caso de agua para riego se deberá considerar el contenido mineralógico del permeado, ajustar el índice RAS (relación de adsorción de sodio), y abatir el exceso de boro y arsénico que no fue rechazado por las membranas. En la **Tabla 5.9** se entrega un resumen de postratamientos del permeado de acuerdo con el uso final que se otorgue al agua producto.

Figura 5.32. Ejemplo de un esquema de postratamiento (Birnhack et al., 2014).

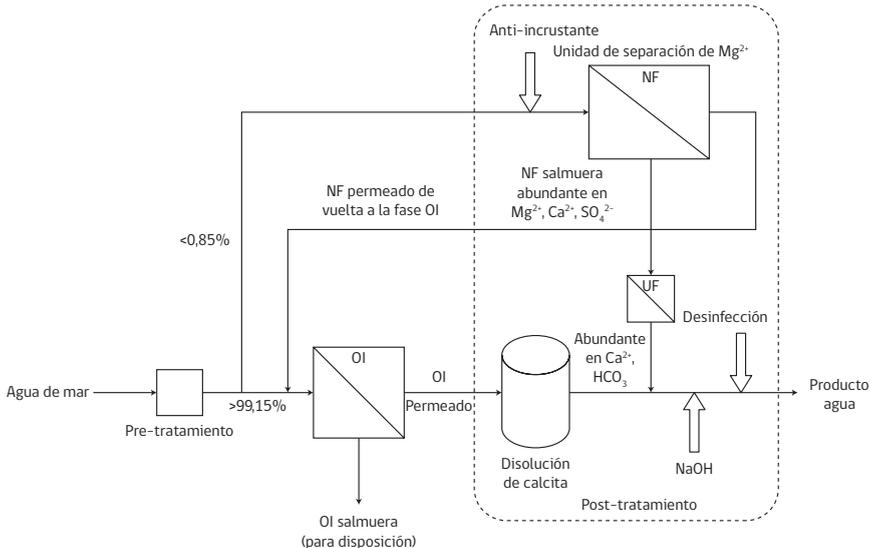


Tabla 5.9. Condiciones de postratamiento requerido según el tipo de agua producto (Lenntech, s.f.).

Parámetro	Agua potable	Agua de regadío	Agua de proceso
Cloruro sódico	Minimizado	Optimización SAR	Minimizado
Calcio, Magnesio	Dureza 6-10oD	Optimización SAR	Minimizado
pH	6.5-8.5	6.5-8.5	6.5-8.5
Boro, Arsénico	Minimizado	Minimizado	Minimizado
Desinfección	Requerida	No requerida	No requerida

Cuando el objetivo es producir agua potable a partir de aguas salobres (superficiales, subterráneas) el cloruro sódico, el arsénico y otros metales pueden reducirse añadiendo un segundo paso de OI utilizando membranas para agua salobre o salada. Cuando el agua pasa a través de un segundo paso, el calcio y el magnesio se reducen literalmente a cero. Por lo tanto, después se remineraliza el permeado para conseguir una dureza residual típica de 8°D (80 mg/L CaO, (°D, grado alemán donde 1°D equivale a 10 mg CaO/L), o 100 mg/L CaCO₃). Así, el producto cumplirá con los requerimientos de agua potable con bajos niveles de sodio y adecuados contenidos de calcio. Para el caso de agua de procesos, por ejemplo para plantas de vapor, intercambiadores de calor o procesos productivos, los requerimientos serán normalmente aquellos asociados a disponer de agua blanda, literalmente pura. En industrias de refrigeración el agua debe contener baja concentración de alcalinotérreos para evitar depósitos en las tuberías o corrosión por cloruro.

El agua de riego es más compleja, por lo que se debe considerar el equilibrio iónico entre sodio, calcio y magnesio, para asegurar una buena filtración/permeabilidad del suelo. Este equilibrio es medido por la relación de adsorción de sodio, RAS (en inglés, Sodium Adsorption Ratio, SAR) y la conductividad eléctrica (CE) (ver Figura 5.33). Además, el boro debe ser minimizado para muchos cultivos tradicionales, ya que representa un compuesto tóxico para las plantas. Para mantener una CE mínima de 0,30 dS/m y una suficiente concentración de calcio y magnesio, no es factible utilizar un segundo paso de OI que disminuiría el contenido de boro, a menos que se remineralice posteriormente el producto. Por ello, se aplica el intercambio iónico, utilizando resinas específicas que retienen el boro, y luego se remineraliza el agua (Lenntech, s.f) (ver Tabla 5.10).

Figura 5.33. Gráfica que relaciona la Razón de Adsorción de Sodio (RAS) con la Conductividad Eléctrica (CE) (basada en Lenntech, s.f).

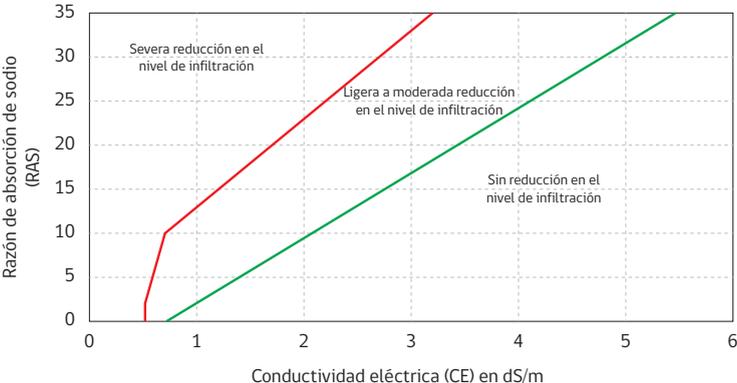


Tabla 5.10. Resumen de los postratamientos según tipo de agua producto (Lenntech, s.f.).

Proceso	Agua potable	Agua de riego	Agua de proceso
Para eliminar Cloruro sódico	2º paso OI (BW or SW)*	-	2º paso OI (BW or SW)*
Para añadir Calcio/ Magnesio	Remineralización	Remineralización	-
Para neutralizar pH +/-7	Inyección NaOH / HCl	Inyección NaOH / HCl	Inyección NaOH / HCl
Para eliminar Boro	Inyección de soda cáustica	Eliminación de Boro con intercambio iónico	-
Para desinfectar	Requerido	No requerido	No requerido

*BW: agua salobre; SW: agua de mar.

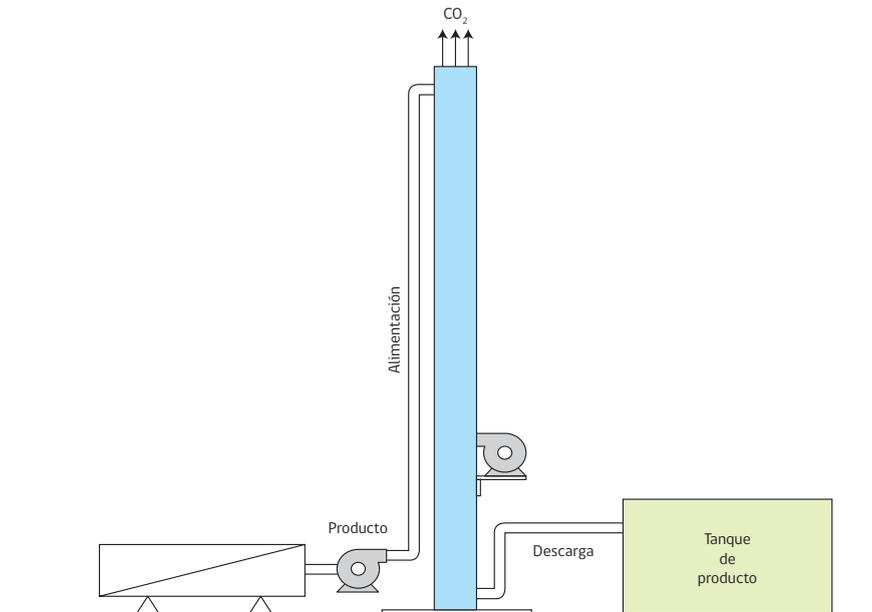
Por otro lado, se debe considerar también la desgasificación como un proceso de postratamiento para eliminar los gases no disueltos, principalmente CO₂, que no son rechazados por las membranas de OI.

Al aplicar un ácido mineral, por ejemplo ácido sulfúrico, en las etapas de pretratamiento se verifica una reacción ácido-base con los carbonatos presentes en el agua, de acuerdo con la siguiente ecuación de neutralización:



El anhídrido carbónico, CO₂, que se forma se mantendrá disuelto en agua bajo la forma de ácido carbónico (ácido débil). Este ácido es muy corrosivo lo que le permite atacar los componentes metálicos que no tienen la categoría de inoxidable (tuberías metálicas, estanques, etcétera.). Para evitar este problema se emplean componentes plásticos, de hormigón o fibra de vidrio. Si se requiere remover el CO₂ se instala un equipo descarbonador (desgasificador) a la salida de la corriente de permeado que sale de la planta de OI (**ver Figura 5.34**). Este descarbonador se construye con una tubería de PVC de longitud entre 3 a 4 metros y diámetro cercano a las 10". Cercano a la base del tubo se instala un ventilador capaz de impulsar aire a flujos entre 2 a 10 m³/h. Para obtener un buen contacto entre el aire y el agua, el descarbonador se rellena con algún tipo de empaque. El relleno puede ser trozos de tubos plásticos, imitando a los clásicos anillos Raschig (anillos cerámicos o poliméricos, utilizados en torres de absorción).

Figura 5.34. Esquema del sistema descarbonador como etapa de postratamiento.



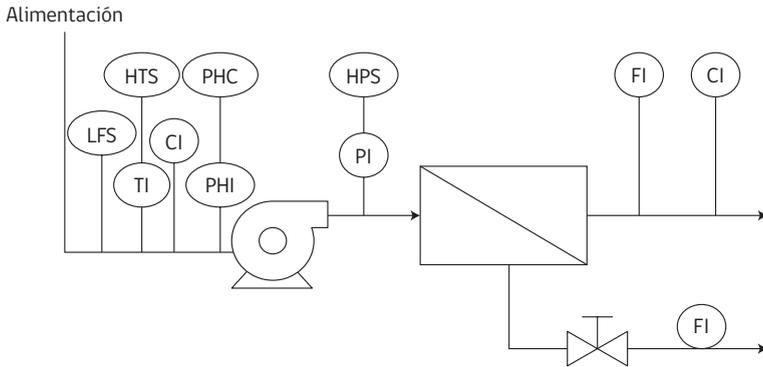
Otro proceso de postratamiento utilizado es la filtración a través de carbón activado, lo que permite mejorar las propiedades organolépticas del permeado, adsorbiendo diversos gases que aún en baja concentración deterioran la calidad del producto.

Finalmente, se emplea la cloración para sanitizar el producto, evitando el crecimiento de microorganismos y algas. Para tal efecto se aplica hipoclorito de sodio, manteniendo una concentración residual de cloro activo menor de 0,5 ppm.

5.9. Componentes y sistemas de control de equipos de membranas

El adecuado control del equipo de OI involucra la medición de diversos parámetros y variables de proceso: presión de operación o de ingreso de la alimentación, presión del lado concentrado, temperatura de operación, flujo de permeado, pH de la alimentación membranas, conductividades de la alimentación y del agua producto (permeado).

Figura 5.35. Sistema de control e instrumentación para un equipo de osmosis inversa. PI son los indicadores de presión para la alimentación y concentrado, FI son los medidores de flujo de permeado y concentrado, TI son los indicadores de temperatura de alimentación, CI es el medidor de conductividad eléctrica de alimentación y concentrado, PHC y PHI son el controlador e indicador de pH de la alimentación, respectivamente, HTS son alarmas para altas temperaturas de alimentación, HPS son alarmas para altas presiones de alimentación y LFS son alarmas de bajos flujos de alimentación (Saavedra y Romero, 2003).

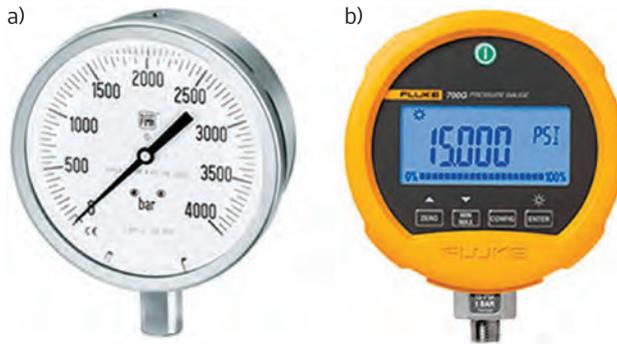


Los equipos de membranas disponen de diversos sistemas de medición y control. La labilidad de las membranas en caso de ser expuesta a altas temperaturas, presiones de trabajo, altas viscosidades y cambios de pH, hace necesario su protección. Para la medición y control de caudales de alimentación, presión, pH y temperatura, se emplean sistemas estándares. Es deseable que exista un sistema de adquisición de datos para registrar las condiciones del proceso, lo que permitirá tomar decisiones para mejorar/subsanar eventuales problemas. En la **Figura 5.35** se muestra un esquema de los sistemas de control e instrumentación convencionales de un equipo de OI.

Manómetros

Un manómetro de presión es un indicador analógico utilizado para medir la presión de un fluido, en este caso empleado para medir la presión del agua de alimentación (agua salobre) y del concentrado. Son dispositivos analógicos con un dial circular y un puntero accionado mecánicamente que han estado en uso durante décadas. Actualmente, el manómetro analógico está siendo sustituido por manómetros digitales con una pantalla digital y características adicionales, tales como incorporación de alarmas y transmisión inalámbrica del valor indicado (**ver Figura 5.36**).

Figura 5.36. Fotografías de manómetros: a) análogo (BLEIF, 2021), b) digital (FLUKE, 2021).



La medición de la presión es importante debido a que las membranas están diseñadas para soportar un cierto valor de presión. La medición de los cambios de presión durante la desalación es un factor importante de considerar, ya que permite detectar posibles problemas de ensuciamiento y daño de las membranas.

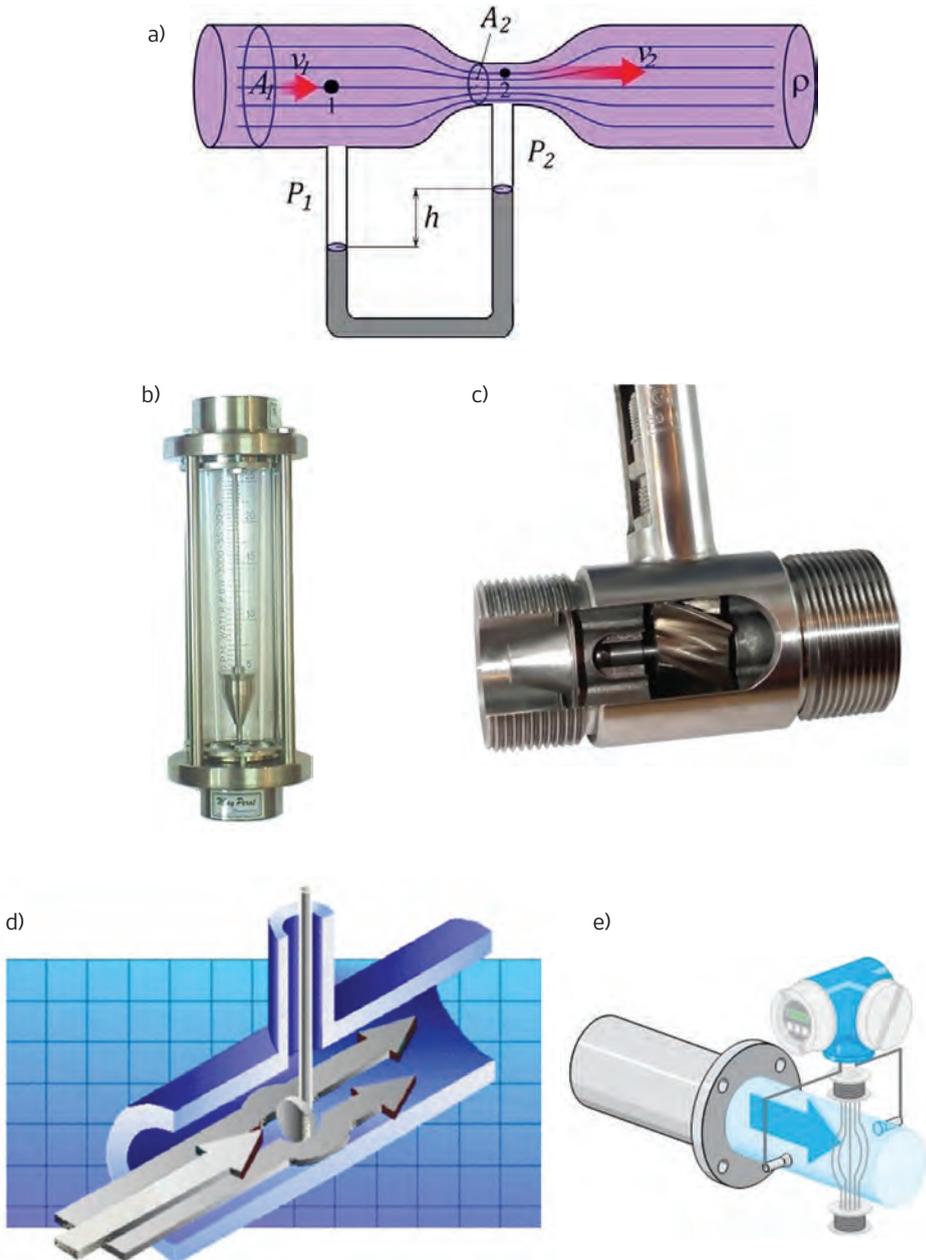
Caudalímetro o Flujoímetro

Es un instrumento que se usa para medir el caudal másico o volumétrico de un fluido. En este caso se utiliza para medir los flujos de alimentación, de permeado y de concentrado. Existen caudalímetros que utilizan distintos principios de físicos de medición (**ver Figura 5.37**):

- Presión diferencial: placa orificio, tobera, tubo Venturi y tubo Pitot.
- Área variable: rotámetro.
- Velocidad: turbina y sonda ultrasónica.
- Fuerza: placa de impacto.
- Tensión inducida: medidor magnético.

En el caso de una planta industrial es conveniente utilizar un caudalímetro digital que permita registrar en línea el caudal de las diferentes corrientes del proceso de desalación, ya que los cambios drásticos o paulatinos de caudal son también un indicador de problemas de operación de las membranas.

Figura 5.37. Imágenes de caudalímetros: a) tubo Venturi (González, 2018), b) rotámetro (Mayperot, 2021), c) turbina (Hyspacontrol, 2021), d) placa de impacto (Departamento de Ingeniería de Procesos y gestión Industrial, s.f), e) medidor magnético (LabProcess, 2021).



Termocupla o termopar

Es un instrumento que permite medir la temperatura y cuyo principio de funcionamiento se basa en el efecto eléctrico que ejerce una determinada temperatura sobre dos alambres metálicos de distinto material unidos por un extremo (soldados generalmente). El nivel térmico en la unión de los metales generará un voltaje muy pequeño (efecto Seebeck) del orden de los milivolts el cual aumenta con la temperatura. Luego, los milivolts medidos se traducen a temperatura mediante una calibración previa. Normalmente las termocuplas industriales se encuentran encapsuladas dentro de un tubo de acero inoxidable u otro material (vaina), en un extremo está la unión y en el otro el terminal eléctrico de los cables, protegido dentro de una caja de aluminio (cabezal) **(ver Figura 5.38)**. Existen muchos tipos de termocuplas, pero casi el 90% de las utilizadas son de tipo J (termopar alambre de hierro y otro de aleación níquel-cobre) y de tipo K (termopar alambre de níquel-cromo y otro de níquel-aluminio), las cuales se pueden utilizar en el rango de temperatura de operación de los flujos del proceso de desalación de agua salobre.

Figura 5.38. Sonda de temperatura aplicando una vaina de soldadura orbital (Zipp, 2012).



pHmetro

Es un instrumento utilizado para medir la acidez o la alcalinidad de una solución. Las informaciones cuantitativas dadas por el valor del pH expresan el grado de acidez de un ácido o de una base en términos de la actividad de los iones de hidrógeno.

Los pHmetros van normalmente instalados en la cañería (**ver Figura 5.39**), y deben ser removidos periódicamente para su calibración, limpieza o reemplazo. En la mayoría de los casos, la velocidad del fluido que en contacto con el pHmetro no debe exceder los 3 m/s, ya que a mayores velocidades se verifica infiltración de solutos por impacto, a través del tubo de vidrio que rodea y protege el sensor, deteriorando el componente (sensor) electroquímico. De igual forma, altas presiones también afectan el funcionamiento del pHmetro, razón por la cual el sensor debe instalarse siempre antes de la bomba de osmosis.

Figura 5.39. Fotografía de pHmetro instalado en una cañería (Kohlmann, 2015).



La medición del pH en desalación de aguas es muy importante, debido a que algunos procesos químicos solamente pueden tener lugar a un determinado pH. Por ejemplo, las reacciones del cloro (pre y postratamiento) se verifican cuando el pH se encuentra entre 6,5 y 8. Además, el pH sirve como un indicador del tipo de especiación que tienen determinados iones en agua. Así, por ejemplo, el boro

está presente en el agua como ácido bórico H_3BO_3 y borato $H_3BO_2^-$. La especie de boro predominante depende del pH del agua. Las membranas de osmosis inversa son eficientes en la eliminación del ion borato, en vez de moléculas neutras como el ácido bórico. Las tasas típicas de eliminación de boro a pH 8 se encuentran en el rango entre 73 y 90% para membranas de OI de alto rechazo, a temperatura ambiente.

Conductivímetro

Para medir salinidad de un fluido, se utilizan sensores de conductividad que se dividen en tres grupos: inductivos, capacitivos y celdas de dos o más electrodos.

- Los sensores inductivos (**ver Figura 5.40a**) consisten en dos bobinas toroides, una transmisora y otra receptora. Ambas bobinas se sumergen en el agua de forma paralela. A la bobina transmisora se le aplica un voltaje de corriente alterna, lo que produce un flujo electromagnético en el fluido proporcional a su conductividad. A su vez, este flujo induce un voltaje en la bobina receptora, entonces la conductividad se determina con la constante del sensor y el voltaje medido en la bobina receptora.
- Los sensores capacitivos (**ver Figura 5.40b**) funcionan midiendo la capacitancia del soluto metálico. La capacitancia es el parámetro que determina la densidad de flujo de corriente. De esta manera, se relaciona el flujo de corriente con la concentración de solutos salinos presentes en la fase líquida, en este caso agua salobre o salada.
- Finalmente, los sensores de celdas (**ver Figura 5.40c**) pueden ser del tipo amperimétrico (2 electrodos) o potenciométrico (4 electrodos).

El sistema amperimétrico consiste en dos cables paralelos de platino espaciados unos pocos milímetros de diferencia. En estos conductores se aplica una diferencia de potencial conocida y se mide la corriente que pasa a través de ellos, calculando la resistencia según la ley de Ohm. En cambio, el sistema potenciométrico está basado en el principio de inducción, lo que elimina algunos problemas asociados al amperimétrico. A los dos electrodos externos va aplicada una corriente alterna, mientras que en los dos internos se mide la diferencia de potencial inducida por el flujo de corriente, que depende de la conductividad de la solución donde se ha sumergido la sonda. Este último es recomendable para mediciones en línea en el proceso de desalación de agua salobre.

La medición de la conductividad en la alimentación, concentrado y permeado permite evaluar la selectividad del proceso de desalación, es decir controlar la

Figura 5.40. Fotografías de conductivímetros: a) sensor inductivo (BACHOFEN, 2021), b) sensor capacitivo (Industrias Asociadas S.A.S., 2021), c) sensor de celda en línea (ALPHAOMEGA Electronics, 2021).



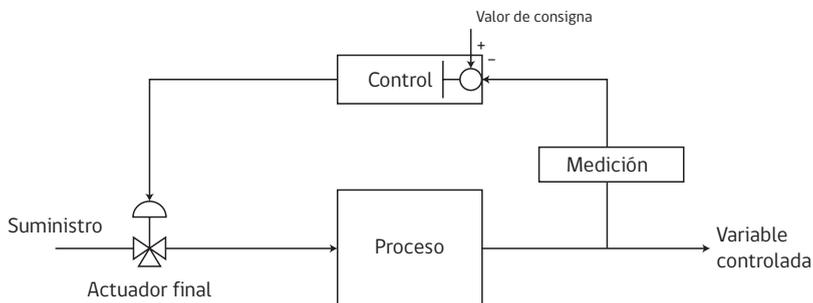
calidad del agua producto y detectar eventuales disminuciones en la eficiencia de membrana.

Control automático

El control automático es el mantenimiento de un valor deseado dentro de una cantidad o condición, midiendo el valor existente, comparándolo con el valor deseado, y utilizando la diferencia para proceder a reducirla. Por lo tanto, el control automático exige un lazo cerrado de acción y reacción que funcione sin intervención humana (**ver Figura 5.41**).

El control automático se usa intensivamente en los equipos de desalación porque reduce el costo global del proceso, lo que compensa con creces la inversión en el hardware de control. Además, hay muchas ganancias intangibles, como por

Figura 5.41. Esquema de un lazo de control automático: control de realimentación (basada en Rodríguez, 2013).



ejemplo: (1) la reducción de mano de obra, y (2) la disminución de errores o fallas en el proceso provocadas por el descuido y/o la subjetividad del operador.

En desalinización se controlan el flujo, presión, caudal y pH, y se registran la conductividad y la temperatura.

5.10. Plantas de osmosis utilizadas en agricultura. Uso de energías renovables (solar fotovoltaica)

La agricultura es el sector económico que utiliza cerca del 70% del agua dulce disponible. Este recurso se emplea directamente y sin realizar ningún acondicionamiento, razón por la cual los costos asociados al riego son tradicionalmente muy bajos o literalmente nulos. Sin embargo, esta situación tan favorable ha ido cambiando debido al aumento creciente de la demanda de agua dulce, a una menor disponibilidad debido al cambio climático global y a la contaminación creciente de cuerpos de aguas superficiales, entre otros factores. La presión sobre los recursos hídricos está obligando a la agricultura a la aplicación del riego tecnificado y también al uso de procesos de tratamiento, desalación y purificación de agua salobres y saladas, para ser químicamente acondicionadas para su empleo en riego.

A nivel mundial, en la actualidad se desalan diariamente más de 120 millones de m³, usando agua de mar (60 a 62%) como fuente predominante. Del total de agua desalada, alrededor del 2% se está empleando en riego, lo que ha significado asumir costos que alteran el paradigma original de agua gratis y en gran cantidad. Hay experiencias exitosas de desalación y purificación de aguas, predominantemente de tipo salobre (debido al menor costo de tratamiento) para ser empleadas en productos agrícolas de mayor valor agregado. En Perú se están regando

arándanos con agua desalada, en Chile hay experiencias de riego de paltos con agua procesada por osmosis inversa. En Israel se está empleando osmosis inversa y también nanofiltración para desalar agua salobre subterránea proveniente de acuíferos del valle de Arava. Para disminuir los costos de producción se están utilizando paneles solares fotovoltaicos, permitiendo obtener agua purificada a valores entre 0,2 y 0,4 USD/m³. Al respecto, el consumo energético para las bombas de osmosis inversa representa cerca del 50% del costo de operación en agua de mar y el 40% para aguas salobres.

En Chile se han incrementado las experiencias y proyectos de desalación empleando osmosis inversa energizada con energía solar fotovoltaica. Entre los años 2012 y 2014 se realizó el proyecto "Energía solar con tecnología de membranas de bajo consumo energético para el acondicionamiento de aguas salobres destinadas a potenciar la actividad agrícola en la Región de Arica y Parinacota", con recursos por el Fondo de Innovación para la Competitividad de la región de Arica y Parinacota. Este proyecto, desarrollado por Fundación Chile en colaboración con el Departamento de Ingeniería Química de la Universidad de Santiago de Chile, tuvo como propósito la construcción de un equipo de osmosis inversa energizado con paneles solares fotovoltaicos, purificando agua para ser utilizada en riego agrícola lo que permitió remover sales y una fracción del boro presente en las aguas del río Lluta. El proyecto culminó con el desarrollo de un piloto demostrativo que fue instalado en el Liceo Agrícola Francisco Napolitano de Arica. Este equipo estaba dotado de membranas de osmosis inversa y de nanofiltración, que fueron seleccionadas para producir aguas de calidades distintas aptas para el riego, y a costos diferentes de producción.

Algunas consideraciones sobre el recurso hídrico de la cuenca del río Lluta que han incentivado la instalación de plantas de osmosis inversa son:

- Riego: La agricultura ha tenido un desarrollo razonable, sin embargo su aumento depende directamente de los recursos superficiales, los cuales son limitados y de baja calidad.
- Agua Potable: Una parte del agua destinada a la ciudad de Arica proviene de pozos que operan en el valle del Lluta, volúmenes que compiten con las aguas destinadas para riego, lo que se traduce en conflictos debido a la baja disponibilidad del recurso.
- Calidad del agua: la presencia de boro y arsénico en estas aguas y en concentraciones que superan la norma, es un problema que afecta la calidad de vida de la población. Por ello, si no se efectúan inversiones para mejorar la calidad

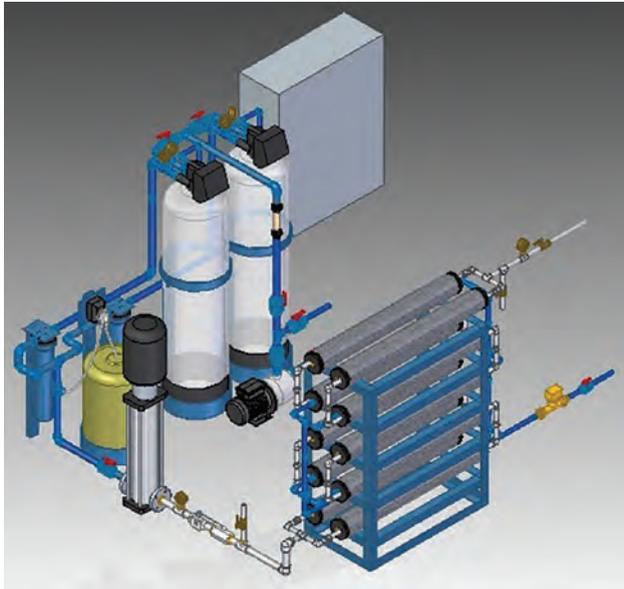
del agua y la capacidad de gestión integral de los recursos superficiales y subterráneos, el aumento de la extracción de aguas subterráneas para usos potable y riego desde esta cuenca, se ve poco factible.

Posteriormente, entre los años 2014 y 2015 se desarrolló otra iniciativa, también a cargo de Fundación Chile y en colaboración con la Universidad de Santiago, en el marco del proyecto “Producción de frutos de alto valor agregado a través del uso de tecnologías de membranas de alta eficiencia energética en el valle de Lluta, Región de Arica y Parinacota”, el cual tenía como propósito solucionar el problema de escasez de agua en calidad de riego según la Norma chilena 1333. Se diseñó una planta desalinizadora de osmosis inversa para mejorar la calidad del agua para riego, en particular mediante su desborificación. Se dimensionó un sistema fotovoltaico para energizar la planta, unos 5,8 kWh, lo que se lograba con 20 paneles de superficie total igual a 30 m². No se consideró acumulación con baterías, debido a que el diseño sería Off-grid. El diseño de la osmosis inversa se realizó seleccionando membranas de osmosis comerciales modelo LC-HR-4040, FILMTEC. Además, de acuerdo con la caracterización de la matriz de agua del río Lluta, se diseñó un pretratamiento consistente en filtros multimédias, filtros cartuchos y adición de anti-incrustante. Se estimó que diversas especies agro-nómicas podrían ser regadas con agua producto, entre ellas: tomate, betarraga y maíz Lluteño.

Figura 5.42. Fotografía del equipo de osmosis solar fotovoltaico de agua salobre para riego agrícola en Rio Lluta (Andrade, 2020).



Figura 5.43. Plano 3D del diseño de planta de osmosis inversa accionada con paneles fotovoltaicos para el Rio Lluta (Fritz, 2015).



En este recuento se incluye además una planta de osmosis inversa energizada con paneles solares fotovoltaicos, que desala agua de mar para consumo humano que se encuentra ubicada en Rapa Nui. Para la construcción de la planta se contó con el apoyo de CONAF Isla de Pascua. La isla tiene una compleja situación en el abastecimiento de agua debido, por una parte, a la contaminación de los pozos de agua potable, que han aumentado su salinidad debido a la intrusión de agua de mar. Por otra parte, se ha incrementado la demanda de agua debido al turismo y el efecto del calentamiento global ha literalmente secado algunos humedales ancestrales.

Figura 5.44. Primera planta de osmosis inversa para consumo humano en Rapa Nui: a) Imagen de ubicación de Isla de Pascua (Isla de Pascua Paquete Turísticos, 2021), b) Lugarreño con agua producto obtenida de la planta de osmosis inversa (Fundación Chile, 2015).



Capítulo 6

Manejo adecuado, limpieza y mantenimiento de la planta de osmosis inversa

6.1. Problemas principales en una planta de osmosis inversa

Algunos problemas a tener en cuenta durante la operación de una planta de osmosis inversa, que serán desarrollados en este capítulo son: compactación de la membrana, polarización por concentración, ensuciamiento de la membrana, deterioro químico, cavitación de las bombas y golpes de ariete.

Compactación de la membrana

Dependiendo de la salinidad del agua, las membranas operan a presiones entre 17 y 70 bar (250 y 1000 psi). Este nivel de presiones provoca fenómenos de compresión de las capas que constituyen la membrana, lo cual puede reducir la productividad. Sin embargo esta velocidad de compactación es muy baja, observándose algunos efectos después de meses o años de operación con una misma membrana.

Polarización por concentración

La polarización por concentración, correspondiente al aumento local de la concentración de solutos en la superficie de la membrana en contacto con la alimentación, provoca los siguientes problemas:

- Aumento de la presión osmótica, que provoca una disminución del gradiente impulsor del proceso.
- Disminución de la eficiencia de separación de la membrana debido al aumento de la concentración de solutos en la capa límite.
- Aumento del riesgo de incrustación de la membrana debido a la precipitación de sales que exceden el límite de solubilidad.

Ensuciamiento de la membrana

Este problema es imposible de evitar y se presenta tanto como resultado de la polarización por concentración, como también por la presencia de sustancias indeseadas en la corriente de alimentación, tales como compuestos orgánicos, coloides, material biológico, iones metálicos de baja solubilidad, etc. Dada la importancia que tiene este punto, se desarrollará con detalle en este capítulo, incorporando las rutinas de limpieza más recomendadas.

Deterioro químico

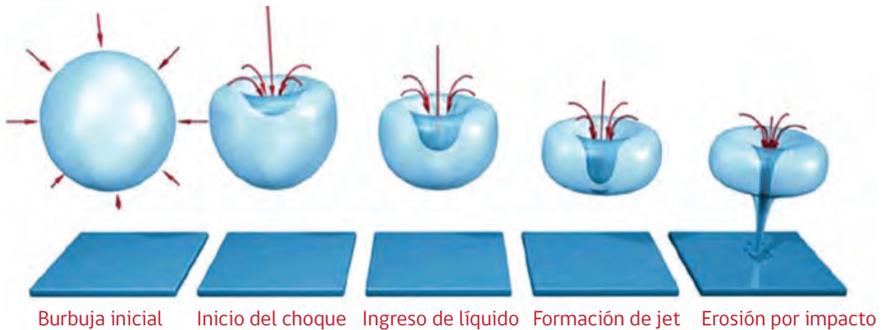
Los polímeros que constituyen las membranas deben ser químicamente compatibles con los fluidos a tratar. Al respecto:

- Algunos polímeros son muy poco tolerantes a agentes oxidantes (cloro, yodo, peróxidos), ácidos, bases, solventes orgánicos e hidrocarburos. A modo de ejemplo, las membranas de osmosis inversa fabricadas con poliamidas no deben ser expuestas constantemente a aguas que contienen cloro libre (cloro gaseoso, hipoclorito de sodio, etc.) en concentraciones superiores a 0.1 ppm., lo cual representa un gran obstáculo para su empleo en purificación de aguas previamente cloradas.
- Las membranas fabricadas con ésteres de celulosa (acetato, diacetato y triacetato) son más clorotolerantes, pero están sometidas a degradación bioquímica.
- El rango de pH de operación se encuentra entre 4 y 9. Puede excederse transitoriamente este intervalo durante la limpieza química de las membranas.
- La temperatura es también una variable a tener en consideración. Si bien al operar a mayores temperaturas aumentará la productividad del sistema, cuando se supera los 45°C en operación continua se incrementa el deterioro de las membranas. Puede excederse transitoriamente la máxima temperatura permisible durante la limpieza de las membranas.

Fenómeno de cavitación

La cavitación o aspiración en vacío es un efecto hidrodinámico que se produce cuando el agua o cualquier otro fluido líquido se descomprime súbitamente generándose burbujas de vapor del mismo líquido. Este fenómeno indeseado puede producirse cuando el líquido pasa a gran velocidad por una arista afilada, descomprimiéndose (**ver Figura 6.1**). Es el caso de cavitación en rodetes y hélices.

Figura 6.1. Esquema del fenómeno de cavitación en el interior de una bomba hidráulica (basada en The Process Piping, 2021).



El fenómeno más usual de cavitación ocurre en la zona de succión de la bomba, donde se encuentran las condiciones locales de baja presión, lo que provoca que el líquido se transforme en vapor a la entrada del rodete. Este vapor es transportado hasta la zona de descarga de la bomba donde el vacío desaparece y el vapor del líquido es nuevamente comprimido debido a la presión de descarga. Se produce entonces una violenta caída de presión sobre la superficie del rodete. Un rodete que opera bajo condiciones de cavitación en la succión, terminará presentando fallas por destrucción del rodete, desgaste prematuro del sello mecánico, picaduras, abrasión y erosión de las partes metálicas de la bomba que están en contacto con el fluido (**ver Figura 6.2**).

El factor determinante para la cavitación es la temperatura del líquido. Al aumentar la temperatura del líquido aumentará su presión de vapor, facilitando la vaporización del líquido.

El proceso físico de la cavitación es similar al que ocurre durante la ebullición. La diferencia entre ambos consiste en cómo se efectúa el cambio de fase. La

Figura 6.2. Fotografías de desgastes producidos por la cavitación en rodetes de bombas centrífugas (DEBEM, 2019; Canales Sectoriales, 2009).



ebullición se produce cuando la presión de vapor del líquido se iguala a la presión ambiente, mientras que la cavitación se produce por una caída de la presión local por debajo de la presión de vapor.

Cuando se alcanza la presión de vapor del líquido, las moléculas del fluido cambian inmediatamente a estado de vapor y se forman burbujas. Las burbujas formadas se transportan a la zona de mayor presión e implosionan (regreso súbito del vapor al estado líquido), produciendo una estela de gas y arranques de trozos (metálicos) de la superficie en la que origina este fenómeno.

La forma de cavitación más común en las bombas ocurre por un insuficiente NPSH disponible (Net Positive Suction Head) o fenómenos de recirculación interna. Esto se percibe por la presencia de ruido excesivo y alta vibración del sistema.

El fenómeno de cavitación se calcula determinando el NPSH del sistema de bombeo. El NPSH es un acrónimo de Net Positive Suction Head, también conocido como ANPA (Altura Neta Positiva en la Aspiración). Es la diferencia, en cualquier punto de un circuito hidráulico, entre la presión absoluta en ese punto y la presión de vapor del líquido en ese punto.

El NPSH es un parámetro importante en el diseño de un circuito: si la presión en el circuito es menor que la presión de vapor del líquido, éste se vaporizará produciéndose cavitación, que dificultará o impedirá la circulación de líquido, y causará daños en los elementos del circuito. En instalaciones de bombeo se debe tener en cuenta el NPSH referido a la aspiración de la bomba, distinguiéndose dos tipos de NPSH:

- NPSH requerido (NPSHr): es el NPSH mínima que se necesita para evitar la cavitación. Depende de las características de la bomba, por lo que es un dato que debe proporcionar el fabricante en sus curvas de operación.
- NPSH disponible (NPSHd): depende de las características de la instalación y del líquido a bombear.

Cuando el $NPSHd > NPSHr + 1 \text{ m}$ (por seguridad) no habrá cavitación. El NPSH se calcula con la ecuación:

$$NPSH = P_b - P_v - h_s - h_f \quad (6.1)$$

donde, p_b es la presión barométrica (m.c.a.), p_v es la presión de vapor (m.c.a), h_s es la diferencia de nivel entre el espejo de agua y el centro de la succión de la bomba (m) y h_f es la pérdida por fricción en la succión (tubería y fittings) (m).

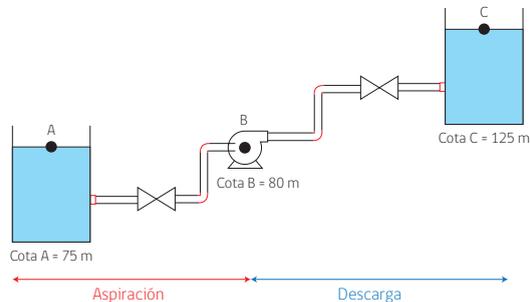
Ejemplo 6.1. El agua obtenida en una planta desaladora se almacena en un estanque (a cota 75 m). Por lo tanto, se requiere elevar un caudal de 0,05 m³/s de agua desde dicho estanque a otro estanque situado a una cota más elevada (125 m). La tubería tiene una rugosidad absoluta de 0,3 mm y con un diámetro interior de 200 mm. Determine, si la bomba cavitará sabiendo que su NPSHr calculado en unidades del sistema internacional es:

$$\text{NPSHr} = 1,7 + 3.000 \cdot Q^2$$

Considere además la siguiente información:

Datos de la instalación

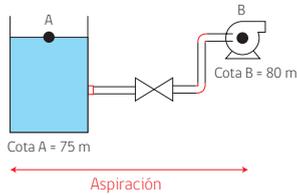
- $E_{v_{\text{codo}}} = 0,9$
- $E_{v_{\text{válvula}}} = 10$
- $E_{v_{\text{salida del depósito}}} A = 0,5$
- $E_{v_{\text{entrada el depósito}}} C = 1$
- Presión atmosférica local = 94.141 Pa
- Presión de vapor del agua (20°C) = 2338 Pa
- $L_{\text{aspiración}} = 35 \text{ m}$
- Viscosidad cinemática = $\mu/\rho = 1,038 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$
- Densidad del agua = 1000 kg/m³



Solución:

Para determinar el NPSHd, sólo se considera la etapa de aspiración de la bomba, asociada al tramo entre el punto A y el punto B. Por ello, los accesorios asociados a este tramo son:

- $E_{v_{\text{salida del depósito}}} A = 0,5$
- $E_{v_{\text{válvula}}} = 10$
- $E_{v_{\text{codo}}} = 0,9 \cdot 2$; considerando que hay dos codos en el tramo de aspiración



Luego, el NPSHd se determina a partir de la Ecuación 6.1, por lo tanto, de acuerdo con las simplificaciones planteadas anteriormente se tiene que:

$$P_b = \frac{94.141}{1.000 \cdot 9,81}$$

$$P_b = 9,6 \text{ m}$$

$$P_v = \frac{2.338}{1.000 \cdot 9,81}$$

$$P_v = 0,24 \text{ m}$$

Se calcula la velocidad media del fluido en la aspiración, a partir del valor del caudal:

$$\langle v \rangle = \frac{Q}{A}$$

$$\langle v \rangle = \frac{0,05}{\pi \cdot \left(\frac{0,2}{2}\right)^2}$$

$$\langle v \rangle = 1,59 \frac{\text{m}}{\text{s}}$$

Luego, se determina el número de Reynolds (Ecuación 5.17):

$$\text{Re} = \frac{1,59 \cdot 0,2}{1,038 \cdot 10^{-6}}$$

$$\text{Re} = 306.358$$

El valor del número de Reynolds indica que el flujo es turbulento, por lo que se utiliza la Ecuación 5.23, y se obtiene:

$$f = 0,023$$

Ahora, considerando el factor de fricción f y las pérdidas asociadas a cada accesorio en el tramo de aspiración, usando la expresión de las pérdidas de la Ecuación 5.20, se tiene que las pérdidas por accesorios y por fricción h_f son:

h_f = pérdida por salida del estanque + pérdida por la válvula +
pérdida por los codos + pérdida por flujo en la tubería

$$h_f = \left(Ev_{\text{salida del depósito A}} + Ev_{\text{válvula}} + 2 \cdot Ev_{\text{codo}} + f \cdot \frac{L_{\text{succión}}}{D} \right) \cdot \frac{\langle v \rangle^2}{2 \cdot g}$$

$$h_f = \left(0,5 + 10 + 2 \cdot 0,9 + 0,023 \cdot \frac{35}{0,2} \right) \cdot \frac{1,59^2}{2 \cdot 9,81}$$

$$h_f = 2,1 \text{ m}$$

Por otro lado, de acuerdo al esquema presentado, la diferencia de altura entre el punto A y la bomba es:

$$h_s = 5 \text{ m}$$

Finalmente, reemplazando los resultados obtenidos en la Ecuación 6.1:

$$\text{NPSHd} = 9,6 - 0,24 - 5 - 2,1$$

$$\text{NPSHd} = 2,26 \text{ m}$$

Para saber si hay cavitación se debe calcular NPSHr, basado en la ecuación entregada por el fabricante de la bomba:

$$\text{NPSHr} = 1,7 + 3.000 \cdot 0,05^2$$

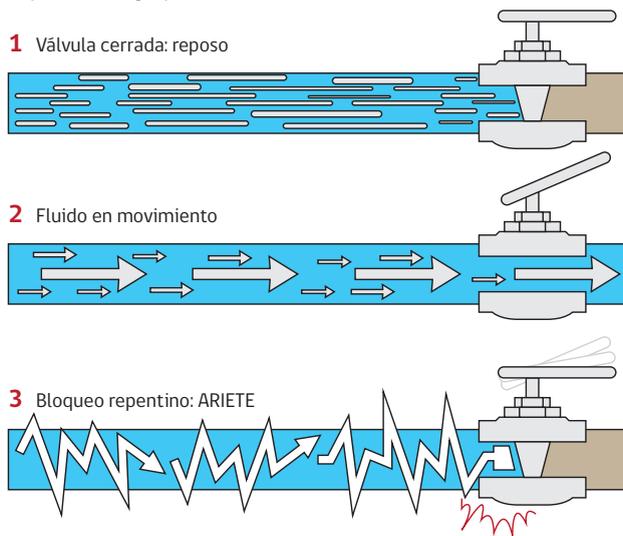
$$\text{NPSHr} = 9,2 \text{ m}$$

Por lo tanto, como en este caso $\text{NPSHd} < \text{NPSHr}$, entonces la bomba cavitara.

Golpe de ariete

El golpe de ariete se origina al cerrar bruscamente una válvula instalada en el extremo de una tubería de cierta longitud. A pesar de que el líquido es considerado un fluido no compresible, en la práctica las fracciones de fluido que sufren una brusca detención son empujadas por las que vienen inmediatamente detrás y que siguen aún en movimiento (ver Figura 6.3).

Figura 6.3. Esquema del golpe de ariete (Castorani, s.f.).



Como consecuencia, se origina una sobrepresión que se desplaza por la tubería a una velocidad que puede superar la velocidad del sonido. Esta sobrepresión tiene dos efectos:

- Comprime ligeramente el fluido, reduciendo su volumen, afectando ligeramente las dimensiones de la tubería. Luego, cuando todo el fluido que circulaba en la tubería se detiene, cesa el impulso que la comprimía y, por tanto, ésta tiende a expandirse.
- La tubería que se había expandido ligeramente tiende a retomar su dimensión normal. Conjuntamente, estos efectos provocan otra onda de presión en el sentido contrario. El fluido se desplaza en dirección contraria pero, al estar la válvula cerrada, se produce una depresión con respecto a la presión normal de la tubería.

- Al reducirse la presión, una parte del fluido puede pasar a estado gaseoso formando burbujas mientras la tubería se contrae. Al alcanzar el otro extremo de la tubería, si la onda no se ve disipada, se reflejará siendo mitigada progresivamente por la propia resistencia a la compresión del fluido y la dilatación de la tubería.

Este fenómeno es muy peligroso, ya que la sobrepresión generada llegará entre 60 y 100 veces la presión normal de la tubería, ocasionando roturas en los accesorios instalados en los extremos (grifos, válvulas, etc.) **(ver Figura 6.4).**

Figura 6.4. Fotografía de los efectos del golpe de ariete (Sanchis, 2019).



La fuerza del golpe de ariete es directamente proporcional a la longitud del conducto, ya que las ondas de sobrepresión se cargarán de más energía, e inversamente proporcional al tiempo durante el cual se cierra la llave: cuanto menos dura el cierre, más fuerte será el golpe.

El golpe de ariete estropea líneas, válvulas, puede ocasionar reventones de las tuberías de hierro, arrancar codos instalados, etc. Por lo tanto, para evitar el golpe de ariete causado por el cierre repentino de una válvula, hay que estrangular gradualmente la corriente de fluido, es decir, cortándola con lentitud utilizando para ello, por ejemplo, una válvula de asiento o compuerta. Cuanto más larga es la tubería, tanto más tiempo deberá durar el cierre.

Cuando la interrupción del flujo se debe a causas incontrolables, como por ejemplo la parada brusca de una bomba eléctrica, se utilizan tanques neumáticos con

cámara de aire comprimido o válvulas de muelle que puedan absorber la onda de presión, mediante un dispositivo elástico.

Otro método para evitar el golpe de ariete es instalar ventosas de aireación, que cumplirán con las siguientes funciones:

- Función 1: introducir aire cuando en la tubería se extraiga el fluido, para evitar que se generen vacíos.
- Función 2: extraer bolsas de aire que se generen, para evitar que una columna de aire empujada por el fluido acabe reventando codos.

6.2. Ensuciamiento y limpieza de membranas

La naturaleza del ensuciamiento de membranas depende sensiblemente de las características físico-químicas del agua cruda, así como también del uso oportuno de pretratamientos y de las condiciones de operación. El ensuciamiento puede controlarse o minimizarse pero es imposible de evitar, por lo que se requiere monitorear constantemente el funcionamiento del proceso con el objeto de controlar las tasas de incrustación de las membranas.

Las membranas de OI son de tipo denso, no tienen poros, motivo por el cual sufrirán ensuciamiento en su superficie, específicamente sobre la capa activa, y la suciedad quedará retenida por adsorción, precipitación o adhesión simple con la membrana.

Cuando las partículas se depositan en la superficie de la membrana se creará una resistencia adicional al paso del permeado a través de ella. El resultado final será una disminución en el flujo de agua purificada, lo que traerá consigo un aumento en el requerimiento energético (presión de operación de la bomba) para mantener constante la producción.

La experiencia ha demostrado que el ensuciamiento de la membrana puede ser controlado aumentando el flujo de agua de alimentación, operando a recuperaciones volumétricas no altas, y/o aumentando la presión de operación. Sin embargo, las características del agua de alimentación serán también determinantes, incidiendo en los pretratamientos y los rangos de operación, en la idea de minimizar los problemas de precipitación de sales y coloides sobre las membranas, cuyas incrustaciones pueden resultar difíciles de retirar incluso mediante las rutinas de limpieza.

6.3. Formadores de incrustaciones de tipo inorgánico

Los principales compuestos inorgánicos formadores de incrustación son: óxidos metálicos e hidratos de metales pesados, carbonato de calcio, sulfatos insolubles y sulfuros.

Los óxidos de metales hidratados son un grupo de compuestos químicos que incluyen a los óxidos de hierro, aluminio, manganeso y cromo. Estos compuestos se caracterizan por presentar una apariencia blanda cuando se aglomeran. El óxido de hierro (férrico y ferroso) hidratado se deposita frecuentemente sobre las membranas y se identifica por su apariencia café-rojiza. Estos óxidos pueden venir en la alimentación o ser producto de la corrosión de los conductos metálicos. El uso de cloruro o sulfato férrico como agentes floculantes para la remoción de pequeñas partículas en suspensión, es muchas veces la fuente del hierro que causa el problema.

El óxido de aluminio hidratado se encuentra con mayor frecuencia cuando el aluminio se usa como floculante durante la clarificación. La solubilidad mínima se encuentra a pH 5,8. Debido a que muchos equipos de OI operan a pH entre 5,5 y 6,0 no se recomienda usar aluminio en los pretratamientos.

El carbonato de calcio (CaCO_3) se encuentra en prácticamente todo tipo de aguas, predominantemente en aquellas de tipo alcalina (pH básico). Durante la OI de aguas naturales (salobres y saladas) el carbonato de calcio puede superar su solubilidad y precipitar sobre las membranas, provocando la disminución del flujo de permeado (**ver Figura 6.5**). En particular, en membranas de matriz celulósica,

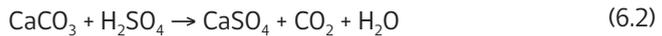
Figura 6.5. Efectos del CaCO_3 en la membrana (Complete Water Solutions, 2020).



las incrustaciones de carbonato cálcico aceleran la hidrólisis provocando un aumento en el paso de sales.

La precipitación y depósito de carbonatos aumenta localmente el pH, provocando un deterioro de las membranas. Para su control, como se ha indicado, deben agregarse productos secuestrantes en la etapa de pretratamiento y acidificar la alimentación.

En medio ácido, el carbonato de calcio se transforma en sulfato de calcio (CaSO_4), según la reacción química:



El CaSO_4 tiene una solubilidad limitada y puede precipitar. Con el tiempo, el sulfato de calcio cristaliza y se acumula sobre la membrana, pudiendo bloquear completamente los canales de flujo del módulo de membrana.

Otras sales insolubles deben también ser consideradas, entre ellas los compuestos de estroncio y bario. Son muy difíciles de remover provocando caídas de presión y deterioro casi irreversible de las membranas. A modo de control, se pueden agregar inhibidores que retardan la precipitación y cristalización.

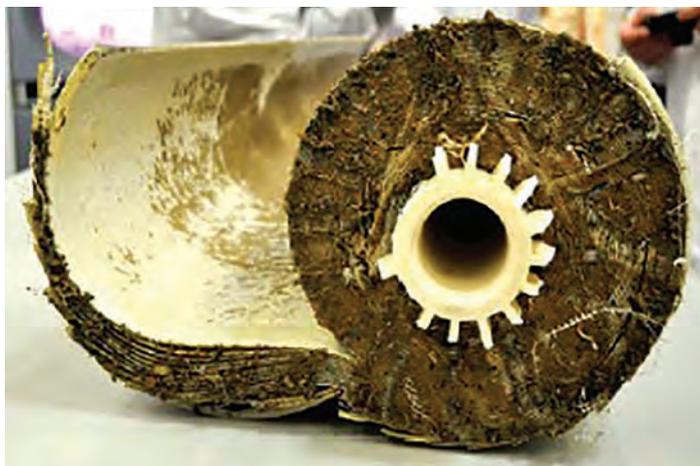
El ácido sulfhídrico (H_2S) no daña la membrana, pero en presencia de oxidantes como el oxígeno o el cloro, el azufre precipita bajo forma coloidal lo que causa la disminución de la productividad. La remoción de estos coloides daña la membrana, por lo que es conveniente prevenir la oxidación del azufre. Si durante la etapa de diseño se sabe que la alimentación contiene H_2S , se deben tomar las medidas para evitar el contacto con el aire u otro agente oxidante.

6.4. Incrustaciones de tipo orgánico o biológico

Las bacterias, microorganismos, restos celulares y coloides de diverso tipo, cuyas dimensiones son cercanas o menores a 1 micrón, son difíciles de atrapar en los filtros multimedia (**ver Figura 6.6**).

Diversos tipos de algas tienen dimensiones del orden micrónico, motivo por el cual no son retenidas por filtros y microfiltros. Esto puede provocar que se acumulen en la superficie de las membranas, obstruyendo canales de flujo lo que provoca un aumento en el diferencial de presión por el lado del concentrado. Si el problema no se corrige a tiempo las membranas se dañan de manera irreversible. Algunas indicaciones de que las membranas están ensuciadas por algas son: (1) hay modificación del color del permeado, (2) se incrementan los ciclos de

Figura 6.6. Incrustación de una membrana con materiales biológicos (Water World, 2017).



filtración, y (3) aumenta la caída de presión por el lado del concentrado, típicamente superando 1 bar (14,7 psi) en módulos espirales de 4" (diámetro nominal) x 40" (longitud nominal).

La presencia de bacterias es muy común y su remoción se complica porque tienden a adherirse tenazmente a la superficie de la membrana. Cuando las bacterias mueren, una segunda capa crece sobre ellas y así sucesivamente terminando por obstruir completamente los canales de flujo.

La presencia de mohos son otro problema a considerar. Estos aparecen después de prolongados almacenamientos de las membranas o bien cuando el equipo no está operando por varios días. Con el objeto de prevenir esto, se agregan reactivos fungicidas, por ejemplo soluciones acuosas de ácido peracético y peróxido de hidrógeno (agua oxigenada). Debe considerarse sin embargo, que cualquier reactivo oxidante debe aplicarse de manera diluida y por muy poco tiempo debido a que afectan los polímeros constituyentes de la membrana.

La presencia de sustratos aceitosos o lipídicos en la alimentación o aquellos provenientes de lubricantes de las bombas de alta presión, también genera problemas. Para su remoción se emplea agua caliente (entre 35 y 40°C), productos deteritivos y enzimáticos (lipasas). En casos extremos, se emplean solventes orgánicos como la gasolina o el kerosene, seguido de una limpieza con surfactantes para remover el solvente residual.

La presencia de silicona en el agua de alimentación provoca deterioros debido a que es un material difícil de remover dada su baja solubilidad. De esta manera, conviene evitar lubricantes a base de siliconas, pudiendo utilizarse glicerina o polietilenglicol de bajo peso molecular, que no dañan las membranas.

6.5. Reactivos para la limpieza de membranas

Existen muchos tipos de soluciones de limpieza y su selección dependerá de la acción que se requiera aplicar, es decir:

- Si la limpieza es meramente física, implicará arrastrar las partículas depositadas mediante enjuagues con agua a alta velocidad de flujo por el lado del concentrado.
- Si se requiere limpieza biológica, se aplicarán reactivos disueltos en agua para eliminar la presencia de microorganismos y patógenos.
- Si la limpieza química es la seleccionada, se aplicarán soluciones acuosas de reactivos ácidos, básicos o secuestrantes, para eliminar compuestos orgánicos e inorgánicos.

El objetivo de las rutinas de limpieza es recuperar las características iniciales de la membrana, en cuanto a productividad (flujo de permeado) y selectividad (rechazo), barriendo, disolviendo incrustantes y sanitizando las membranas de acuerdo a programas preestablecidos (**ver Figura 6.7**).

Figura 6.7. Fotografías del antes (membrana sucia) y después (membrana limpia) de las rutinas de limpieza (Dubichem, 2015).



Dependiendo del tamaño de la planta de osmosis, la limpieza puede realizarse manual o automáticamente, utilizando la modalidad CIP (cleaning in place) sin desarmar los bancos de membranas. Sólo en casos de extrema suciedad y deterioro, las membranas se extraen de los contenedores (portamembranas) y se limpian con soluciones químicas de lavado.

La temperatura, presión y pH de limpieza, dependerán de la tolerancia de las membranas. Las membranas de acetato de celulosa tienen diferentes rutinas de lavado respecto de las de poliamida.

Existen cinco reglas importantes que deben seguirse para lograr una adecuada limpieza de membranas:

- Las membranas nunca deben secarse con la suciedad dentro.
- Utilizar flujos similares a los empleados en osmosis inversa, operando a bajas presiones durante el lavado, el enjuague y la sanitización.
- Lavar en el mismo sentido en que se realiza el proceso de osmosis inversa.
- Lavar y sobre todo enjuagar empleando agua dulce (permeado).
- Lavar lo menos posible, recordando que las membranas también sufren deterioro (hidrólisis) cuando están en contacto con las soluciones de lavado.

Para lograr una efectiva limpieza se requiere conocer cuáles son las causas probables de la obstrucción, y para ello es importante determinar el tipo y concentración de compuestos (inorgánicos, orgánicos y material biológico) presentes en el agua cruda. A continuación se enumeran los pasos o etapas de una limpieza (Dychdala, 1993).

- 1) Drenaje del sistema. La planta de osmosis debe drenarse para eliminar materiales gruesos en solución y en suspensión.
- 2) Enjuague rápido. Se realiza con agua cruda a la máxima temperatura tolerada por la membrana, arrastrando los materiales que se han depositado en los estanques, válvulas, tubos y en la superficie de las membranas. Estimativamente, la duración del enjuague es entre 10 a 15 minutos, o hasta que el agua salga limpia. El flujo debe ser alto para obtener la mayor turbulencia posible (velocidad lineal $>1,5$ m/s), la presión debe ser baja (entre 2 a 5 bar para aguas salobres y saladas). Frente a cualquier duda, siempre será recomendable consultar la información específica que entrega el fabricante de la membrana.
- 3) Lavado con detergentes ácidos y alcalinos. Normalmente se hacen dos lavados, uno ácido seguido de uno alcalino. El tiempo, temperatura y concentraciones

de lavado deben ser los recomendados por el fabricante. El uso de productos fuera de los límites definidos puede dañar irreversiblemente la membrana o acortar su vida útil.

- 4) Enjuague de la solución de lavado. Esta operación se realiza con permeado o agua desmineralizada y tiene como objeto remover las soluciones de limpieza.
- 5) Lavado con detergentes enzimáticos. Esta operación no es siempre necesaria, cuando se requiera deberán emplearse detergentes neutros.
- 6) Enjuague final con permeado. Los depósitos que se acumulan en las membranas pueden provenir también del agua y los detergentes. El agua de enjuague no debe contener Fe, Mg ni Al.
- 7) Sanitización. El lavado de las membranas con agentes químicos no asegura un sistema aséptico, por ello es recomendable efectuar análisis de recuentos microbianos como mecanismo de control adicional. En caso de ser necesario, se debe realizar un enjuague rápido con un agente químico sanitizador. Si bien antes se utilizaban soluciones acuosas de formaldehído, posteriormente fueron desestimadas por sus efectos nocivos sobre la salud humana.

Agentes de limpieza de membranas

Los agentes de limpieza son formulaciones que comprenden una gran variedad de compuestos químicos, que pueden ser agrupados de acuerdo a:

- **Álcalis (bases).** Los agentes alcalinos son excelentes para eliminar las obstrucciones proteicas y lipídicas. Forman jabones con compuestos grasos presentes en el agua de alimentación. Entre ellos se encuentran los hidróxidos de sodio y potasio, que tienen buen poder disolvente y dispersante.
- **Ácidos.** Los agentes ácidos disuelven las obstrucciones de minerales y sales inorgánicas. Las formulaciones ácidas contienen:
 - Ácidos no corrosivos (ácido cítrico, ácido fosfórico).
 - Inhibidores de la corrosión y del crecimiento microbiano.
 - Compuestos tensoactivos para mejorar el poder detergente.
- **Tensoactivos.** Los detergentes con surfactantes remueven eficientemente las grasas y aceites. Pueden ser aniónicos, catiónicos o no iónicos.
 - Aniónicos. Están compuestos de un grupo hidrofílico y un grupo hidrofóbico, poseen excelente poder detergente.

- Catiónicos. Poseen excelente acción bactericida y escaso poder detergente, como por ejemplo las sales de amonio cuaternario.
- No iónicos. Son activos en presencia de cationes divalentes, metales pesados, electrolitos. Poseen excelente poder humectante, no producen mucha espuma y operan independientemente del pH.
- Enzimáticos. Los detergentes y productos enzimáticos remueven las obstrucciones orgánicas severas. Pueden contener enzimas proteolíticas y/o lipolíticas.
- Agentes Quelantes. Remueven iones de Ca, Mg y Fe. Uno de los más conocidos es el EDTA (ácido etilendiaminotetraacético), el cual es compatible con las sales de amonio cuaternario, de gran eficiencia pero de costo más bien elevado.
- Sanitizantes. Las membranas tienden a albergar nutrientes y microorganismos. Para tal efecto, se emplea hipoclorito de sodio, muy efectivo para prevenir el crecimiento bacteriano. Sin embargo, como se ha indicado previamente, muchas membranas poliamídicas no resisten el cloro y deben sanitizarse con bisulfito de sodio. En casos límites puede utilizarse soluciones al 5% de formaldehído.

En las **Tablas 6.1 y 6.2** se muestran diferentes reactivos de limpieza, tipos de incrustantes y la modalidad en que se realizan las rutinas de limpieza.

Tabla 6.1. Reactivos utilizados en diferentes soluciones tipo de limpieza.

Solución tipo de lavado	Reactivo	Dosificación (para 100 L de solución)	Ajuste de pH
1	Ácido cítrico	2,0 kg	Ajustar a pH 4,0 empleando soda cáustica (NaOH) o hidróxido de amonio (NH ₄ OH)
	Agua purificada (permeado de osmosis)	100 L	
2	Tripolifosfato de sodio	2,0 kg	Ajustar a pH 10,0 empleando ácido sulfúrico (H ₂ SO ₄)
	EDTA tetrasódico	0,85 kg	
	Agua purificada (permeado de osmosis)	100 L	
3	Tripolifosfato de sodio Dodecilbenzeno sulfonato de sodio	0,26 kg	Ajustar a pH 10,0 empleando ácido sulfúrico (H ₂ SO ₄)
	Agua purificada (permeado de osmosis)	100 L	

Tabla 6.2. Tipos de incrustantes y soluciones de lavado químico adecuadas.

Tipo de Incrustante	Síntomas generales	Solución tipo de lavado
Precipitados de calcio (carbonatos, fosfatos)	Disminución en el rechazo salino. Incremento moderado en el cambio de presión (ΔP) por el lado del concentrado. Disminución moderada en el flujo de permeado	1
Hidróxidos (hierro, cobre, níquel, etc.)	Disminución rápida en el rechazo salino. Incremento rápido en el ΔP por el lado del concentrado. Disminución rápida en el flujo de permeado	1
Coloides (hierro, silicatos, sílice, orgánicos, etc.)	Disminución gradual en el rechazo salino. Incremento gradual en el ΔP por el lado del concentrado. Disminución gradual en el flujo de permeado, apreciable después de varias semanas.	2
Sulfato de calcio	Disminución significativa en el rechazo salino. Incremento gradual en el ΔP por el lado del concentrado. Disminución gradual en el flujo de permeado.	2
Depósitos orgánicos	Posible disminución en el rechazo salino. Incremento gradual en el ΔP por el lado del concentrado. Disminución gradual en el flujo de permeado.	2 y 3 (ensuciamiento severo)
Incrustaciones por bacterias y microorganismos	Posible disminución en el rechazo salino. Incremento relevante en el ΔP por el lado del concentrado. Disminución relevante en el flujo de permeado.	Solución diluida de formaldehído u otro producto bactericida

6.6. Criterios de limpieza

Cuando existen cambios relevantes en algunas variables de proceso de la planta de osmosis, es indicativo de la necesidad de aplicar algún tipo de limpieza. Esto se aplica cuando:

- Disminución del flujo de permeado en un 10% respecto del flujo inicial de operación.
- Aumento de un 15% en el paso de sales.
- Incremento del diferencial de presión, ΔP , en un 15%.

Como se mencionó anteriormente, el nivel de ensuciamiento se determina experimentalmente y con mediciones analíticas en laboratorio. Se miden la turbidez y el SDI, también se calculan el índice de saturación de Langelier (LSI) o el índice de Stiff & Davis (S&DSI), estos últimos para determinar los niveles de concentración y saturación de solutos débilmente solubles, tales como carbonato y fluoruro de calcio, sales de bario y sílice.

Para evaluar el ensuciamiento coloidal se utiliza tanto el SDI como la determinación del potencial Zeta de la solución. Los coloides son partículas con carga predominantemente negativa, luego el potencial Zeta es el potencial eléctrico que existe en las proximidades del coloide. Cuando se aplican pretratamientos fisicoquímicos del tipo coagulación-floculación, la medición del potencial Zeta permite determinar la dosificación de reactivos para neutralizar, aglomerar los coloides y luego filtrarlos fácilmente. En la **Tabla 6.3** se muestra la equivalencia entre las técnicas del SDI y el potencial Zeta.

Tabla 6.3. Criterios para determinar el grado de ensuciamiento coloidal.

SDI	Potencial Z	Grado de ensuciamiento
3 o menos	-30 a -15 mV	Pequeño o ninguno
3 a 6	-15 a 0 mV	Moderado, precisa más pretratamiento
≥ 6	Positivo	Severo, se requiere pretratamiento adicional

Capítulo 7

Indicadores, recolección y normalización de datos relevantes de la planta de osmosis

7.1. Indicadores relevantes de la planta de Osmosis Inversa

Los operadores y encargados de una planta desaladora de ósmosis inversa deben realizar un continuo seguimiento de su funcionamiento con el fin de contar suficiente información cuantitativa (indicadores) que ayuden a evaluar si la planta está funcionando dentro del rango considerado adecuado, y de esta manera prever si el estado de conservación de la planta responderá a las expectativas de alcanzar su vida útil.

Se pueden diferenciar dos tipos de indicadores. En primer lugar, los que permiten conocer y evaluar el funcionamiento de las distintas etapas del proceso de desalación y, en segundo lugar, los que permiten conocer y evaluar el estado de la maquinaria e infraestructuras y el grado de cumplimiento del plan de mantenimiento. El número de indicadores que se necesitan para alcanzar ambos objetivos varía según la complejidad de la planta y las necesidades de control del propietario.

La definición de estos indicadores permite establecer los datos relevantes necesarios para la supervisión del funcionamiento de la planta. Por ejemplo, en el caso de la desalación de agua salobre para producir agua para riego, al definir la concentración de boro en el permeado como un indicador de calidad del agua, se establece que es un dato importante a recolectar durante el proceso. Otro indicador importante es la concentración de iones cloro y sodio en el agua desalada, puesto que si es muy elevada teniendo como referencia la normativa de agua para riego, se puede ocasionar fitotoxicidad en cultivos sensibles. Además, la relación de adsorción de sodio (RAS) es también otro indicador relevante en la composición del agua de riego, aspecto que deberá regularse con postratamientos del agua desalada.

7.2. Recolección de datos de la planta de Osmosis Inversa

Tanto para la supervisión del funcionamiento del proceso como para verificar el estado de los equipos se aplican tres procedimientos (Hernández, 2011):

- Lectura automática de instrumentación en línea y almacenamiento de datos directamente en SCADA (Supervisory Control And Data Acquisition) o en algún otro software equivalente.
- Supervisión realizada por personal calificado, incorporada en planillas de control y seguimiento.
- Controles periódicos de parámetros específicos y que complementan la información obtenida por los procedimientos anteriores.

La gestión de la supervisión y control debe apoyarse en herramientas informáticas, para organizar los datos y facilitar la planificación y el seguimiento. En este sentido, algunas plantas utilizan los Sistemas de Gestión de Mantenimiento Asistido por Ordenador (GMAO).

Un GMAO es básicamente una base de datos estructurada con más o menos detalle de todos los equipos que componen la planta. Siguiendo las instrucciones de los fabricantes de los equipos o la propia experiencia del operador se introduce toda la información relevante de operación de los equipos, sus características, tipo y rutinas de mantenimiento para cada uno de ellos. El GMAO genera entonces un programa de mantenimiento para todos los equipos de la planta incluida la elaboración de órdenes de trabajo diarios donde se especifican las actividades preventivas, correctivas o predictivas que corresponden a cada día y a cada operario, estimando la compra de repuestos (por ejemplo membranas, sellos de bombas, válvulas) y fungibles (por ejemplo reactivos químicos de pre y postratamientos, y reactivos de limpieza). Los GMAO permiten organizar la información por equipos o por línea de proceso. En la mayoría de los casos la información histórica se puede resumir en forma de tablas o gráficos según convenga (Hernández, 2011).

La **Figura 7.1** se muestran los puntos del proceso en los que se recoge información sobre la calidad del agua. Dichos puntos se asocian al alcance mostrado en la **Tabla 7.1**.

Figura 7.1. Diagrama de bloques de un proceso OI con los puntos de medición de la calidad del agua (Hernández, 2011).

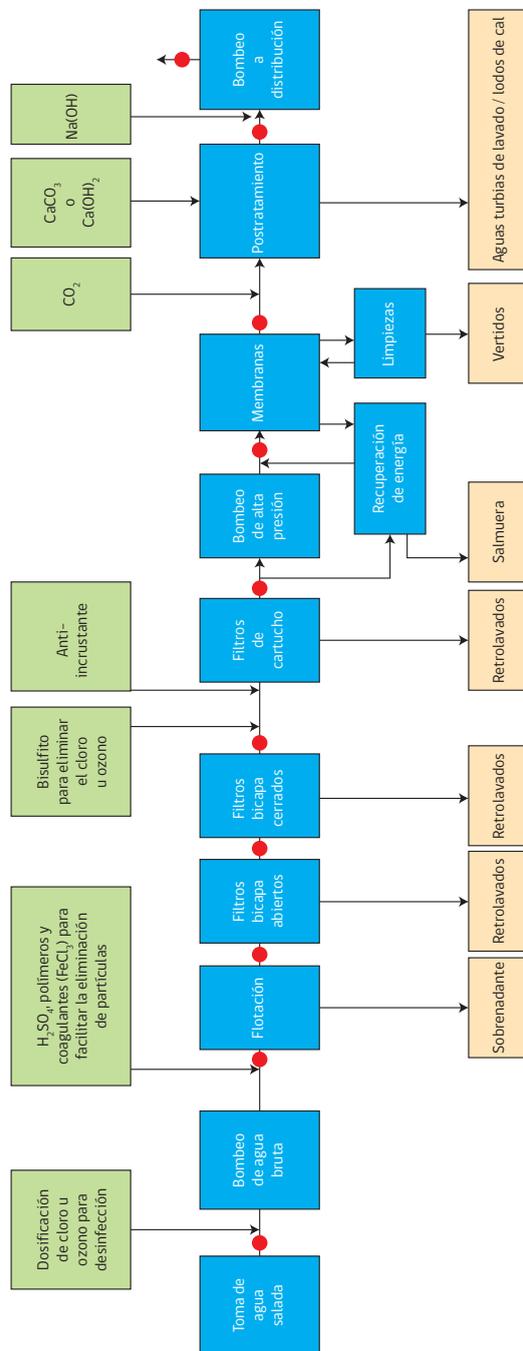


Tabla 7.1. Ejemplo de una tabla de control analítico de la calidad del agua de una OI según etapas (Hernández, 2011)

	Toma	Pretratamiento						Membranas			Postratamiento	
		Antes de la flotación	Después de la flotación	Después de filtros abiertos	Después de filtros cerrados	Después de filtros de cartuchos	Antes de las membranas	Después de las membranas	Rechazo de las membranas	Salida remineralización	Salida de planta (*)	
Temperatura	D	Periódico					D			Periódico	D	
Conductividad	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	D	
Turbidez	D	Periódico	Periódico	D	D	D	D		Periódico	D	D	
STD(1)	D	Periódico	Periódico	D	D	D	D			D	D	
SS(2)	D	Periódico		D	D	D	D		Periódico	Periódico	D	
pH (25°C)							Periódico	Periódico	Periódico	D	D	
SDI(3)			Periódico	Periódico	Periódico	Periódico	D					
Parámetros microbiológicos				Periódico	Periódico	Periódico	D					
Cloro libre							D				D	
Bicarbonatos							Periódico	Periódico	Periódico	D	D	
Carbonatos							Periódico	Periódico		D	D	
Calcio							Periódico	Periódico	Periódico	D	D	
Cloruros							Periódico	Periódico	Periódico			
Nitratos							Periódico	Periódico	Periódico			
Sulfatos							Periódico	Periódico	Periódico			
Fósforo total							Periódico	Periódico	Periódico			
Fluoruros							Periódico	Periódico	Periódico			

(1) STD: Sólidos Totales Disueltos; (2) SS: Sólidos Solubles; (3) SDI: Índice de Densidad de Sedimentos.

Continuación Tabla 7.1.

	Toma	Pretratamiento						Membranas			Postratamiento	
		Antes de la flotación	Después de la flotación	Después de filtros abiertos	Después de filtros cerrados	Después de filtros de cartuchos	Antes de las membranas	Después de las membranas	Rechazo de las membranas	Salida remineralización	Salida de planta (*)	
Sodio	Toma						Periódico	Periódico				
Potasio							Periódico	Periódico				
Amonio							Periódico	Periódico				
Magnesio							Periódico	Periódico				
Estroncio							Periódico					
Bario							Periódico					
Hierro como ion (Fe ²⁺)		Periódico					Periódico					
Hierro total		Periódico					Periódico					
Manganeso							Periódico					
Aluminio		Periódico			Periódico		Periódico					
Silice							Periódico					
COT(4)	Periódico	Periódico					Periódico					
Boro							Periódico				Periódico	
SiO ₂ coloidal							Periódico					
SiO ₂ soluble							Periódico					
Color	Periódico						Periódico					
Hydrocarburos	Periódico	Periódico					Periódico					
COD(5)	Periódico	Periódico					Periódico					
SUVA(6)	Periódico	Periódico					Periódico					

(4) COT: Carbon

Orgánico Total; (5) COD: Carbon Orgánico Disuelto; (6) SUVA: Absorbancia Ultravioleta Especifica.

Nota: D: Muestreo diario; Periódico: Muestreo periódico.

(*) En algunos casos, el agua de salida de la planta debe cumplir con las normas de control de aguas de abastecimiento.

Con el objetivo de determinar las necesidades de pretratamiento de la alimentación es necesario establecer valores de referencia. La **Tabla 7.2** incluye rangos de valores para los parámetros (iones, turbidez, STD, etc.) más importantes del agua cruda que afectan el funcionamiento de las membranas de ósmosis inversa.

Tabla 7.2. Valores de referencia para el control de la calidad del agua de alimentación (adaptado de Hernández, 2011).

Parámetros de referencia para el control analítico de la calidad del agua antes de las membranas O.I.	Valores guía	Parámetros de referencia para el control analítico de la calidad del agua antes de las membranas O.I.	Valores guía
Temperatura (°C)	15 - 30	Sulfato (mg/L)	500
Conductividad (µS/cm)	4.700 - 16.000	Sodio (mg/L)	250 - 350
Turbidez (NTU)	< 0,5	Potasio (mg/L)	390
STD (mg/L)	3.000 - 10.000	Amonio (mg/L)	< 0,1
SS (mg/L)	10 - 70	Magnesio (mg/L)	200
pH (25°C) ⁽¹⁾	6,5 - 9,0	Bario (mg/L)	<0,015
SDI	< 3	Hierro como ion (Fe ²⁺) (mg/L)	<0,02
Bacterias ⁽²⁾ (UFC/100 mL)	< 10	Hierro total (mg/L)	<0,03
Cloro libre (mg/L)	0	Manganeso (mg/L)	<0,01
Bicarbonato (mg/L)	250	Aluminio (mg/L)	< 0,1
Calcio (mg/L)	350	Sílice total (mg/L)	5 - 50
Cloruro (mg/L)	400 - 600	Boro (mg/L)	5 - 20
Nitrato (mg/L)	< 0,02		

(1) Varía según pretratamiento; (2) Parámetro microbiológico; (3) Intensidad de Fluorescencia Media, utilizando una membrana de 0,45 µm.

En la **Tabla 7.3** se entrega un listado de datos que deben ser recolectados de forma manual y/o automática para evaluar el funcionamiento de las membranas. Se indica cuáles deben ser registrados continuamente en línea, cuales diariamente y aquellos de manera periódica (semanal). Si se emplea una planilla de cálculos se pueden definir ecuaciones que determinen promedios diarios y semanales asociados a los datos más relevantes.

Tabla 7.3. Datos recomendados para la evaluación del funcionamiento de las membranas (Hernández, 2011)

	En línea	Diario	Periódico
Fecha	X	X	X
Hora	X	X	X
Número de horas en operación	X	X	X
Número de tubos en funcionamiento	X	X	X
Agua de entrada - CE	X	X	
Agua de entrada - pH		X	
Agua de entrada - SDI15 ⁽¹⁾		X	
Agua de entrada - Turbidez	X	X	
Agua de entrada - Temperatura	X	X	
Agua de entrada - Presión	X	X	
Concentración de cloro	X	X	
Concentración de anti-incrustante		X	
HSO ₃ ⁻ sobrante en la salmuera		X	
Iones específicos			X
CE de la salmuera			X
pH de la salmuera			X
Caudal de la salmuera	X	X	
CE del permeado total	X	X	
CE de cada tubo ⁽²⁾			X
Presión del permeado		X	
Caudal total de permeado	X	X	
Caudal de permeado por rack ⁽³⁾		X	
Iones específicos en permeado			X
% de recuperación		X	
% de recuperación por rack			X
Pasos de sales normalizado ⁽⁴⁾			X
Caudales de permeado normalizado ⁽⁴⁾			X
Pérdida de carga normalizado ⁽⁴⁾	X	X	

(1) La ASTM define el SDI de 15 minutos (SDI15) como el intervalo necesario para realizar pruebas precisas y estandarizadas;

(2) Mapa de conductividades; (3) rack: conjunto de módulos de membranas; (4) Pueden ser calculados manualmente.

Antes de la remineralización del agua el pH del permeado es ligeramente ácido, lo cual garantiza que el agua tenga suficiente CO₂ libre (gas disuelto) como para realizar una remineralización adecuada. Luego, cuando se remineraliza el permeado se verificará un aumento del contenido en bicarbonatos y calcio en disolución, con lo cual aumentará la alcalinidad. De estudios sobre estabilidad química del agua después de la remineralización se ha observado que un aumento de 90 a 100 μS/cm equivale a un aumento de la alcalinidad de 56 ± 3 mg CaCO₃/L y de 21 ± 2 mg Ca²⁺/L.

En la **Tabla 7.4** se entrega un listado de datos que deben ser recolectados para evaluar las necesidades de postratamiento del permeado (Hernandez, 2011). Se indica cuáles deben ser registrados continuamente en línea, cuáles diariamente y aquellos de manera periódica (semanal).

Tabla 7.4. Datos recomendados para evaluar las operaciones de postratamiento.

	Unidades	En línea	Diario	Periódico	Valor guía
CE antes de la remineralización	μS/cm		X		<600
CE después de la remineralización	μS/cm	X	X		<700
ΔCE producido por la remineralización	μS/cm		X		90 - 100
pH antes de la remineralización				X	4,82 ⁽¹⁾ - 5,04 ⁽²⁾
pH después de la remineralización		X	X		8,2 ± 0,1
Turbidez antes de la remineralización	NTU			X	<0,3
Turbidez después de la remineralización	NTU	X	X		<1
Alc. total después de la remineralización			X		56 ± 3
Ca total después de la remineralización	mg CaCO ₃ /L		X		21 ± 2 mg/L
LSI después de la remineralización	mg Ca ²⁺ /L		X		± 0,15

(1) valor guía para la remineralización con Ca(OH)₂; (2) valor guía para la remineralización con CaCO₃.

7.3. Normalización de datos de operación de la planta de Osmosis Inversa.

Significado e importancia de establecer una normalización de datos

Sería deseable que la operación de una planta de osmosis inversa no sufriera modificaciones en su productividad (flujo de agua producto o permeado) y en su selectividad (calidad o pureza del permeado). Sin embargo, en la práctica se verifican variaciones en la composición del agua de alimentación, la presión, la temperatura, en el pretratamiento, etc. Todo esto se traducirá en cambios en el rendimiento de la planta, razón por la cual surge la necesidad de convertir los datos reales obtenidos (caudal y calidad del permeado) a valores que se obtendrían en condiciones estándares y constantes, es decir normalizar los datos de operación de la planta de osmosis inversa.

A modo de ejemplo, si la temperatura de operación disminuye en 4°C el flujo de permeado disminuirá en alrededor del 10%. Este comportamiento se explica en que la permeabilidad de la membrana varía exponencialmente con la temperatura absoluta, luego es un fenómeno normal. Ahora bien, el flujo de permeado puede también disminuir debido al ensuciamiento de la membrana, al bloqueo de los canales de alimentación u otro problema. Entonces, con el fin de distinguir entre un fenómeno normal respecto de una anomalía se recurre a la normalización de las medidas de flujo de permeado y de la selectividad, corrigiendo los datos de acuerdo con las condiciones reales de operación. Se corrigen los datos y se llevan a valores teóricos (línea base) de las condiciones de operación cuando el equipo de membranas fue inicialmente puesto en marcha.

La normalización de los datos de la planta permite una identificación temprana de problemas potenciales del equipo. Para tal efecto, los datos normalizados deben registrarse diariamente con el objetivo de que las eventuales medidas correctivas sean más eficaces cuando se toman a tiempo.

Procedimiento de normalización

Para efectos de establecer un procedimiento de normalización fue publicada la Norma ASTM D 4516-00, la cual entrega la metodología específica para estandarizar los datos de una planta de osmosis inversa. La normalización puede hacerse empleando programas de computación o bien construyendo planillas de cálculo para realizar manualmente los cálculos. En ambos casos, la confiabilidad

de los resultados estará estrechamente basada en la calidad de los datos reales de operación de la planta de osmosis.

Se establecen normalizaciones de flujo de permeado, paso de sales y caída de presión. Para tal efecto, inicialmente se recolecta la información necesaria, de acuerdo con la siguiente metodología (UOP Fluid Systems, 1990):

- a) Asegurarse de que los instrumentos (flujómetro, manómetro, pHmetro, conductímetro, termómetro) están operativos y debidamente calibrados.
- b) Disponer de planillas de registro, cuyos datos serán luego traspasados a planillas de cálculo ad-hoc. En plantas de tamaño mediano o grande este procedimiento lo realiza un sistema digital de adquisición de datos.
- c) Establecer una rutina diaria de recolección y de registro de datos. En caso de que la planta tenga varias etapas, deberá tomarse datos de cada sección.
- d) Los datos diarios mínimos a registrar deberán ser los siguientes:

Tabla 7.5. Resumen de datos requeridos en los flujos del proceso.

Parámetro	Alimentación	Permeado	Concentrado
Flujo	X	X	X
Conductividad	X	X	X
Temperatura	X		
Presión	X	X	X
pH	X		

- e) El primer registro de datos debe tomarse cuando las membranas están nuevas. Este registro se realiza después de la primera hora de la partida y es fundamental porque establece las condiciones iniciales (línea base) del sistema. Estas condiciones servirán para evaluar cualquier modificación en el rendimiento de la planta.
- f) Los datos tabulados de los registros diarios se almacenan, procesan y grafican empleando planillas de cálculo. Las gráficas más importantes son:
 - Rechazo salino en función del tiempo (horas o días de operación).
 - Flujo de permeado en función del tiempo (horas o días de operación).
 - Presión de operación en función del tiempo (horas o días de operación).
 - Presión diferencial (lado concentrado) en función del tiempo (horas o días de operación).

- g) Normalización de los datos. Con el propósito de comparar los diferentes datos, es necesario normalizar los datos, especialmente los de flujo de producto. Esta normalización se efectúa multiplicando las lecturas del flujo de permeado (producto) por los factores de ajuste de presión y de temperatura.
- El factor de corrección por temperatura se determina empleando relaciones del tipo Arrhenius, correspondientes a las ecuaciones 4.33 y 4.34. La temperatura de referencia es 25°C, debido a que es el valor estandarizado por los fabricantes de membranas. Para normalizar por temperatura se multiplica el flujo por el factor correspondiente al tipo de membrana que utiliza.
 - La corrección por presión se hace dividiendo la presión original (inicial) del sistema por la presión actual de entrada al sistema. Por ejemplo: si la planta opera al inicio con una presión de entrada de 350 psi y ahora la presión de entrada es 325 psi, el factor de corrección se calcula dividiendo 350 por 325, es decir: $350/325 = 1.077$. Luego, se multiplican las lecturas de flujo por este factor para obtener el flujo normalizado por presión.

Ecuaciones para la normalización de datos de osmosis

Normalización del flujo de permeado.

El flujo de permeado en las condiciones normalizadas se calcula empleando la siguiente ecuación:

$$Q_{pn} = \left(\frac{P_{an} - \frac{\Delta P_{arn}}{2} - P_{pn} - \pi_{arn} + \pi_{pn}}{P_{aa} - \frac{\Delta P_{ara}}{2} - P_{pa} - \pi_{ara} + \pi_{pa}} \right) \left(\frac{FCT_n}{FCT_a} \right) \cdot Q_{pa} \quad (7.1)$$

donde,

- V_{pn} Flujo normalizado de permeado.
- V_{pa} Flujo de permeado en las condiciones actuales.
- p_{an} Presión de alimentación en condiciones normalizadas.
- p_{aa} Presión de alimentación en las condiciones actuales.
- ΔP_{arn} Pérdida de carga del sistema en condiciones normalizadas.
- ΔP_{ara} Pérdida de carga del sistema en las condiciones actuales.
- P_{pn} Presión del permeado en condiciones normalizadas.

- p_{pa} Presión del permeado en las condiciones actuales.
- π_{arn} Presión osmótica promedio en la membrana, en condiciones normalizadas.
- π_{ara} Presión osmótica promedio en la membrana, en las condiciones actuales.
- π_{pn} Presión osmótica del permeado, en condiciones normalizadas.
- π_{pa} Presión osmótica del permeado, en las condiciones actuales.
- FCT_n Factor de corrección por temperatura, en condiciones normalizadas.
- FCT_a Factor de corrección por temperatura, en las condiciones actuales.

Normalización del paso de sales

El paso de sales en las condiciones normalizadas se calcula empleando la siguiente ecuación:

$$\%P_{sn} = \left(\frac{P_{aa} - \frac{\Delta P_{ara}}{2} - P_{pa} - \pi_{ara} + \pi_{pa}}{P_{an} - \frac{\Delta P_{arn}}{2} - P_{pn} - \pi_{arn} + \pi_{pn}} \right) \left(\frac{C_{arn} \cdot C_{aa}}{C_{ara} \cdot C_{an}} \right) \cdot \%P_{sa} \quad (7.2)$$

donde,

- $\%P_{sn}$ Porcentaje del paso de sales en condiciones normalizadas.
- $\%P_{sa}$ Porcentaje del paso de sales en las condiciones actuales.
- C_{arn} Concentración promedio en la membrana, en condiciones normalizadas, expresada en mg/L de NaCl.
- C_{ara} Concentración promedio en la membrana, en las condiciones actuales, expresada en mg/L de NaCl.
- C_{an} Concentración de la alimentación, en condiciones normalizadas, expresada en mg/L de NaCl.
- C_{aa} Concentración de la alimentación, en las condiciones actuales, expresada en mg/L de NaCl.

El valor ΔP_{arn} de las ecuaciones (7.1) y (7.2) es un coeficiente normalizado para cada tipo de módulo y que puede obtenerse de parte del fabricante o proveedor de las membranas. En la práctica, para elementos de 40" de longitud su valor oscila entre 0,4 y 0,8 bar.

Factores de corrección por temperatura

Los factores de corrección por temperatura son expresiones tipo ley de potencia o ecuaciones tipo ley de Arrhenius. Estos dependen del tipo de módulo (membrana) utilizado y son suministrados por el fabricante. En caso de que no se disponga de esta información, se pueden emplear las siguientes expresiones aproximadas:

$$FCT_n = 1,03^{(t_n-25)} \quad (7.3)$$

$$FCT_a = 1,03^{(t_a-25)} \quad (7.4)$$

donde, T_n es la temperatura en condiciones normalizadas ($^{\circ}\text{C}$) y T_a es la temperatura en las condiciones actuales ($^{\circ}\text{C}$).

Efecto osmótico y concentración salina

Las presiones osmóticas π_{ara} y π_{arn} se calculan considerando la concentración salina, expresada como mg/L NaCl, para las soluciones de alimentación y de rechazo (concentrado). En una primera aproximación se emplea la Ecuación de Van't Hoff para la presión osmótica, considerando que es aceptablemente válida para concentraciones salinas menores del 8% p/p.

La concentración de solutos (sales) en el rechazo se calcula empleando la siguiente ecuación:

$$C_r = \left(\frac{C_a}{1 - y} \right) \quad (7.5)$$

donde:

C_r es la concentración de sales en el rechazo, expresada en mg/L NaCl

C_a es la concentración de sales en la alimentación, expresada en mg/L NaCl.

El parámetro "y" es la conversión o porcentaje de recuperación, en tanto por uno.

En algunos sistemas la concentración promedio, C_{ar} , en el interior del módulo (membrana) se calcula como el valor medio entre la alimentación y el rechazo (concentrado), de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$C_{ar} = \left(\frac{C_a + C_r}{2} \right) \quad (7.6)$$

El valor de la presión osmótica par, en el interior del módulo (membrana), expresada en bares en función de la concentración (mg/L) y la temperatura (°C), se calcula empleando la siguiente ecuación:

$$\pi_{ar} = \left(\frac{0,002654 \cdot C_{ar} \cdot (t + 273,15)}{1.000 - \frac{C_{ar}}{1.000}} \right) \quad (7.7)$$

Luego, para calcular ppn y ppa se utilizan las ecuaciones (7.8) y (7.9):

$$\pi_p = 0,05 \cdot \pi_{ar}, \text{ para agua salobre} \quad (7.8)$$

$$\pi_p = 0,01 \cdot \pi_{ar}, \text{ para agua de mar} \quad (7.9)$$

Las ecuaciones anteriores se basan en resultados que indican que el paso promedio de sales a través de las membranas es 5% en aguas salobres y 1% en aguas saladas.

Efectos del pH y de las rutinas de limpieza

Cuando se realiza limpieza CIP (cleaning in place) el comportamiento de las membranas puede mostrar algunas anomalías transitorias debido a que el lavado con ácidos y/o bases provoca pequeños hinchamientos en las membranas. Por tal razón, se recomienda medir las nuevas condiciones iniciales de la planta al menos después de 2 horas de operación continua de la planta. Para el caso de desaladoras medianas o grandes, cuya producción supera los 1000 m³/d se recomienda medir las condiciones de la planta al cabo de 24 horas de operación continua. Esto es válido para desalación de aguas saladas y salobres.

Cuando la planta de osmosis no está operando por efecto de que se están llevando a cabo rutinas de limpieza, mantención, o por no uso, se deben tomar datos adicionales antes y después de estos eventos.

Normalización en plantas de osmosis de grandes dimensiones

Para el caso de desaladoras de aguas salobres y saladas cuyas dimensiones superan los 500 m³/d, operando 24/7 y que disponen de cientos de módulos de membranas dispuestas en arreglos serie-paralelo, la recolección de datos es obligatoriamente computarizada y continua. Por tal razón, la normalización se realiza evaluando la planta por etapas, lo cual significa una gran cantidad de información.

Para el caso de operación continua, la recopilación de datos mensuales da lugar al desarrollo de hojas de control con los parámetros más importantes, incluyendo consumos energéticos, funcionamiento de las membranas y estimaciones económicas del proceso. En la **Tabla 7.6** se muestra un ejemplo de una hoja de control para recopilar datos mensuales.

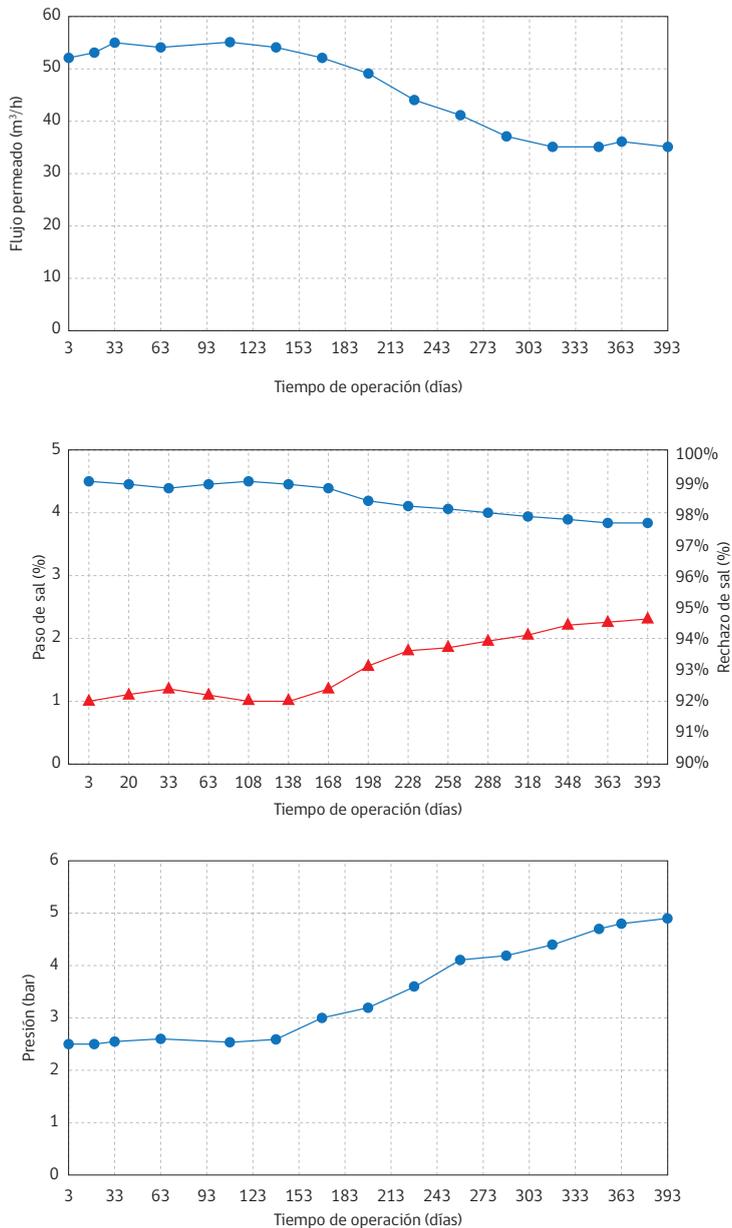
Tabla 7.6. Hoja de control para operación continua mensual.

Identificación planta OI		Comentario
Mes/año		
Producción de permeado	Número de horas de operación (h/mes) Flujo mensual programado (m ³ /mes) Flujo mensual producido (m ³ /mes) Número de paradas programadas Número de paradas no programadas Energía consumida (kWh) Consumo específico (kWh/m ³ permeado)	
Operación de cada banco de membranas	Flujo normalizado de permeado (m ³ /h) Paso de sales normalizado (%) Pérdida de carga normalizada (bar) pH y turbidez permeado, si hay remineralización	No debe disminuir del 5% No debe ser mayor del 10% No debe ser mayor del 15% Entre 8,0 - 8,2, < 1 NTU
Costos de producción (USD/m ³)	Costos de pretratamiento Costos de mano de obra Costos energéticos totales Costos de postratamientos Costos de repuestos y recambio membranas	El costo total de producción de permeado (USD/m ³) es un parámetro fundamental para analizar la viabilidad económica de la aplicación.

Uso de software de cálculo para normalizar los datos de operación

Diversas empresas que comercializan equipos de membranas disponen de programas para normalizar los datos de funcionamiento, lo que permite obtener fácilmente tablas y gráficos de flujo de permeado, rechazo salino y caída de presión en función del tiempo. En la **Figura 7.2** se muestra un ejemplo con resultados de parámetros normalizados empleando el software comercial FTNORM. Se puede observar que a partir del día 170 aproximadamente se produce una modificación en el comportamiento de la planta de osmosis inversa, probablemente producido por el ensuciamiento de las membranas, además el aumento en la presión diferencial indica que se estaría obstruyendo el ingreso a los módulos con material sólido, razón por la cual deberán realizarse limpiezas químicas.

Figura 7.2. Ejemplos del seguimiento de valores normalizados de a) flujo de permeado, b) paso (rojo) y rechazo de sales (azul) y c) presión diferencial en los módulos, empleando el software FTNORM.



Capítulo 8

Postratamientos y calidad del agua producto para riego

La Norma chilena NCh1333 "Requisitos de Calidad del Agua para Diferentes Usos", establece los requisitos químicos y biológicos para el agua de riego. Su cumplimiento se encuentra regulado tanto por la Dirección General de Aguas del Ministerio de Obras Públicas, como por las oficinas del Servicio de Salud respectivo. Por lo tanto, el agua producto del proceso de desalinización para utilizarse en riego, debe cumplir con lo establecido en la norma señalada.

El primer requisito químico es un pH que debe estar comprendido entre 5,5 y 9,0. Junto con lo anterior, la NCh1333 (Hernández, 2011) establece los valores máximos permisibles de algunos elementos químicos (**ver Tabla 8.1**).

Otro requisito químico importante es la salinidad, razón por la cual esta normativa entrega una clasificación de aguas para riego de acuerdo a sus niveles de salinidad, en base a los valores de conductividad eléctrica y concentración de sólidos disueltos totales (**ver Tabla 8.2**). Se debe considerar que la conductividad eléctrica de un curso o masa de agua en particular no debe ser incrementada más allá \leq de los límites que la autoridad competente determine, de acuerdo con el tipo de cultivo, manejo del agua y calidad excepcional del suelo.

Con respecto a los requisitos biológicos en el agua de riego, la NCh1333 indica que el contenido de coliformes fecales en aguas destinadas al cultivo de verduras y frutas que se desarrollen a ras de suelo y que habitualmente se consumen en estado crudo, debe ser menor o igual a 1000 coliformes fecales/100 mL para el riego de plantas hortícolas de hábito rastroso y consumo preferente en verde, como la lechuga, achicoria, zanahoria y cebolla, entre otras (Hernández, 2011).

Tabla 8.1. Concentraciones máximas de elementos químicos en agua para riego (NCH1333/87).

Elemento	Límite máximo	Unidad
Aluminio (Al)	5,00	mg/L
Arsénico (As)	0,10	mg/L
Bario (Ba)	4,00	mg/L
Berilio (Be)	0,10	mg/L
Boro (B)	0,75	mg/L
Cadmio (Cd)	0,01	mg/L
Cianuro (CN ⁻)	0,20	mg/L
Cloruro (Cl ⁻)	200,00	mg/L
Cobalto (Co)	0,05	mg/L
Cobre (Cu)	0,20	mg/L
Cromo (Cr)	0,10	mg/L
Fluoruro (F ⁻)	1,00	mg/L
Hierro (Fe)	5,00	mg/L
Litio (Li)	2,50	mg/L
Litio (cítricos) (Li)	0,075	mg/L
Manganeso (Mn)	0,20	mg/L
Mercurio (Hg)	0,001	mg/L
Molibdeno (Mo)	0,01	mg/L
Níquel (Ni)	0,20	mg/L
Plata (Ag)	0,20	mg/L
Plomo (Pb)	5,00	mg/L
Selenio (Se)	0,02	mg/L
Sodio porcentual (Na)	35,00	%
Sulfato (SO ₄ ⁻²)	250,00	mg/L
Vanadio (V)	0,10	mg/L
Zinc (Zn)	2,00	mg/L

Tabla 8.2. Clasificación de aguas para riego según su salinidad (NCh1333/87).

Clasificación	Conductividad eléctrica (c) $\mu\text{mhos/cm}$ a 25°C	Sólidos disueltos totales (SDT) mg/L a 105 °C
Agua con la cual no se observarán efectos perjudiciales.	$c \leq 750$	$\text{SDT} \leq 500$
Agua que puede tener efectos perjudiciales en cultivos sensibles.	$750 < c \leq 1500$	$500 < \text{SDT} \leq 1000$
Agua que puede tener efectos adversos en muchos cultivos y necesita de métodos de manejo cuidadosos.	$1500 < c \leq 3000$	$1000 < \text{SDT} \leq 2000$
Agua que puede ser usada para plantas tolerantes en suelos permeables con métodos de manejo cuidadosos.	$3000 < c \leq 7500$	$2000 < \text{SDT} \leq 5000$

8.1. Análisis para requisitos químicos de la NCh1333

Entre los parámetros químicos considerados que deben ser analizados están: (1) pH, (2) Razón de Adsorción de Sodio (RAS), (3) elementos químicos, (4) conductividad, (5) sólidos disueltos totales y (6) pesticidas.

pH

Es una propiedad básica e importante que afecta a las reacciones químicas y biológicas. Valores extremos de pH pueden originar drásticas alteraciones en la flora y fauna, y reacciones secundarias dañinas (por ejemplo, cambios en la solubilidad de los nutrientes, formación de precipitados, etc.). El pH es un factor muy importante en los sistemas químicos y biológicos de las aguas naturales.

RAS

La aplicación de aguas con elevadas concentraciones de sodio al suelo disminuyen la fertilidad del mismo debido a la reducción de la aireación, aumento del pH y baja disponibilidad de Hierro y Zinc. La sodicidad se expresa como la concentración relativa de sodio comparada con el calcio y magnesio y existen dos formas de representarla: relación de adsorción de sodio (RAS) y relación de adsorción de sodio ajustada (RAS aj). El primer paso para el cálculo de la RAS del agua es determinar las concentraciones de calcio, magnesio y sodio, el cual se realiza a través del

análisis químico del agua de riego. El segundo paso para el cálculo de la RAS es aplicar la Ecuación 8.1 asegurándose que los valores obtenidos se encuentren en unidades de miliequivalentes por litro (meq/L):

$$\text{RAS} = \frac{\text{Na}}{\sqrt{\frac{(\text{Ca} + \text{Mg})}{2}}} \quad (8.1)$$

donde, RAS es la relación de adsorción de sodio (adimensional), Ca es la concentración de calcio en el agua (meq/L) y Mg es la concentración de magnesio en el agua (meq/L). El valor de la RAS debería ser menor a 3,0 para no afectar la productividad, mientras que si RAS está entre 3,0 y 9,0 genera un efecto leve a moderado en la productividad.

Los bicarbonatos presentes en el agua pueden hacer precipitar el calcio, incrementándose el efecto negativo del sodio en el suelo. Por lo tanto, se requiere considerar además de la concentración de sodio, calcio y magnesio, los bicarbonatos presentes en el agua y este valor se ha denominado RAS ajustada. La RAS ajustada se obtiene con los datos de concentración de calcio, bicarbonatos y conductividad eléctrica. Para esto, se calcula primero la relación HCO_3^-/Ca , la cual junto con el valor de conductividad eléctrica indica el valor de la concentración de calcio ajustada. Finalmente, este último valor se utiliza para calcular la RAS ajustada (ver Ecuación 8.2):

$$\text{RAS} = \frac{\text{Na}}{\sqrt{\left(\frac{\text{HCO}_3^-}{\text{Ca}} + \text{Mg}\right)}} \quad (8.2)$$

Elementos químicos

Arumi et al. (2005) determinaron que elementos como boro, cadmio, mercurio y molibdeno exceden la concentración máxima en todas las estaciones de la cuenca del río Choapa, y en la mayoría de las estaciones de la cuenca del río Maipo y del río Rapel. Las aguas de la cuenca del río Maipo contienen excesos de sulfato en más del 50% de las estaciones de monitoreo, manganeso el 30% y en menor presencia sodio, hierro, y aluminio alrededor del 20%.

El mercurio puede formar numerosas especies, algunas con una apreciable solubilidad mientras que otras son muy insolubles. La concentración de mercurio en medios acuosos es relativamente pequeña, encontrándose normalmente unido a material particulado y al sedimento. El mercurio presenta una elevada toxicidad

potencial, principalmente como consecuencia de su capacidad de bioacumularse en organismos vivos.

En las aguas naturales el cadmio se encuentra normalmente en la forma divalente, formando compuestos orgánicos e inorgánicos, principalmente como ion libre, cloruros y carbonatos. Los carbonatos, sulfuros, e hidróxidos de cadmio presentan una baja solubilidad en agua, mientras que la solubilidad del ion cadmio disminuye con el incremento de pH porque se favorece la formación del hidróxido. El cadmio presenta una toxicidad elevada por efecto acumulativo.

Para determinar las pequeñas concentraciones, a nivel de ppm o ppb, de muchos elementos químicos se aplica complexometría, espectrofotometría de absorción atómica o ICP.

Relativo al cloro, cuando está en su forma elemental como molécula gaseosa diatómica es altamente soluble en agua. Cuando se disuelve en ausencia de sustancias nitrogenadas (con la materia orgánica nitrogenada forma cloraminas) u otros productos que puedan interferir, el cloro es rápidamente hidrolizado a ácido hipocloroso (HClO) y ácido clorhídrico (HCl). A su vez el ácido clorhídrico se disocia fácilmente a iones hidrógeno y cloruro, mientras que el ácido hipocloroso, que es un ácido débil, se disocia parcialmente en iones hidrógeno e iones hipoclorito (ClO⁻). Las proporciones relativas de Cl₂, HClO y ClO⁻ en equilibrio (especies que en conjunto se denominan cloro libre disponible) se encuentran controladas por el pH, la temperatura y la fuerza iónica.

El cloro en agua reacciona fácilmente con las sustancias nitrogenadas para producir mono-, di- y triaminas, N-cloraminas y N-cloramidas y otros compuestos N-clorados (conocidos en conjunto como cloro disponible combinado).

Tanto las formas de cloro libre y las de cloro combinado participan en diversas reacciones con compuestos orgánicos para generar productos clorados. El cloro que permanece en agua después de un tratamiento se denomina cloro residual. El conjunto de cloro libre y cloro combinado se nombra como cloro residual total (TRC, total residual chlorine). La medida de TRC se considera suficiente para definir la toxicidad sobre los organismos acuáticos de agua dulce.

El ion cloruro se encuentra ampliamente distribuido en el medio ambiente, generalmente en forma de cloruro sódico, potásico o cálcico. Estas formas son muy activas en ocasionar corrosión en canalizaciones de concreto y en depósitos metálicos, incluyendo a los de la categoría acero inoxidable.

Las concentraciones de cloro se miden con potenciometría con electrodo de ion específico.

Conductividad

La conductividad eléctrica de una solución es una medida de la capacidad de la misma para transportar la corriente eléctrica y permite conocer la concentración de especies iónicas presentes en el agua. Como la contribución de cada especie iónica a la conductividad es diferente, su medida da un valor que no está relacionado de manera sencilla con el número total de iones en solución. Además, la conductividad depende de la temperatura. Este tema fue desarrollado con mayor detalle en el capítulo 2.

Sólidos totales disueltos

La medida de sólidos disueltos totales (SDT) es un índice de la cantidad de sustancias disueltas en el agua, y proporciona una indicación general de la calidad química. Analíticamente, los SDT, expresados en mg/L, corresponden al residuo filtrable total, vale decir cuantifica los solutos iónicos presentes. Los principales aniones disueltos son cloruros, carbonatos, bicarbonatos, sulfatos, fosfatos y nitratos. Los principales cationes disueltos son sodio, calcio, magnesio, potasio, amonio, etc. Los sólidos disueltos determinan la salinidad del medio acuoso y en consecuencia la conductividad eléctrica del mismo. La determinación se realiza mediante gravimetría, evaporando el líquido de una muestra a 105-110°C hasta lograr peso constante.

Una clasificación particular se refiere a los sólidos volátiles y no volátiles. Los primeros se relacionan con materia orgánica presente. Debe exceptuarse el caso del carbonato de magnesio, el cual es el único compuesto inorgánico que se descompone con la temperatura.

Pesticidas

Se clasifican según sus usos, en insecticidas, fungicidas, herbicidas, acaricidas, nematocidas, rodenticidas, etc. Pese a lo anterior, en la NCh1333 (Hernández, 2011) sólo se establecen restricciones para herbicidas (por ejemplo, derivados de fenoxiácidos, derivados de triacinas) en el agua para riego.

El método más usual para su determinación es la cromatografía de gases. Son muy sensibles los detectores de captura de electrones y microculombimétricos. La medida directa de la muestra no es factible debido a la baja concentración y

a la presencia de interferencias. Se emplea previamente, por ello, una extracción. También se utiliza la cromatografía líquida de alta presión.

8.2. Análisis para requisitos biológicos de la NCh1333

La Norma Chilena NCh 1333 of 1978, "Requisitos de Calidad del Agua para diferentes usos. Requisitos de Agua para Riego", considera un conjunto de parámetros, expresados como valores máximos admisibles en el agua utilizada para riego.

Esta norma indica el límite permisible de coliforme fecales, igual a 1000 NMP/100 mL. Esta unidad significa el "número más probable" de coliformes presentes en 100 mL de una muestra líquida.

Los coliformes fecales corresponden a bacterias naturalmente existentes en el tracto digestivo de los mamíferos superiores, incluyendo los seres humanos; por tal motivo, se encuentra a estas bacterias en los excrementos. Su presencia en agua es un indicio de contaminación biológica causada por cuerpos de aguas negras y residuales, u otro tipo de desechos en descomposición.

De hecho, un criterio relevante para determinar calidad de aguas potable y para riego es la concentración de bacterias coliformes. Estas pueden agruparse en coliformes totales y coliformes fecales o termo tolerantes. Los coliformes fecales corresponden a bacterias naturalmente existentes en el tracto digestivo de los mamíferos superiores, incluyendo los seres humanos; por tal motivo, se encuentra a estas bacterias en los excrementos, lo que es un riesgo sanitario evidente para la salud humana.

Para determinar la presencia de coliformes fecales en agua, se analiza la especie *Escherichia coli*. Otras especies coliformes que no significan un riesgo sanitario, y en cuyo recuento total incluyen las fecales, permiten determinar las "coliformes totales". La técnica de análisis en ambos casos es el método Colilert, consistente en una incubación de muestras por 24 horas, a 2 temperaturas diferentes para determinar de manera separada los dos tipos de coliformes.

8.3. Otros análisis

Algunos parámetros no exigidos por la NCh1333 pero que tienen importancia para el agua de riego son: (1) características organolépticas (color, olor, sabor), (2) turbidez, (3) sólidos en suspensión (4) temperatura, (5) densidad, (6) radioactividad, (7) materia orgánica, (8) demanda química de oxígeno (DQO), (9) demanda biológica de oxígeno (DBO), (10) derivados del Nitrógeno, derivados del fósforo, (11) aceites y grasas, (12) detergentes y (13) oxígeno disuelto.

Color

Es el resultado de la presencia de materiales de origen vegetal tales como ácidos húmicos, turba, plancton, y de ciertos metales como hierro, manganeso, cobre y cromo, disueltos o en suspensión. Constituye un aspecto importante en términos de consideraciones estéticas. Los efectos del color en la vida acuática se centran principalmente en aquellos derivados de la disminución de la transparencia, es decir que, además de entorpecer la visión de los peces, provoca un efecto barrera a la luz solar, traducido en la reducción de los procesos fotosintéticos en el fitoplancton así como una restricción de la zona de crecimiento de las plantas acuáticas. El instrumento para medir este parámetro es el colorímetro o un método espectrofotométrico.

Olor

Es debido a cloro, fenoles, ácido sulfhídrico, etc. La percepción del olor no constituye una medida, sino una apreciación, y ésta tiene, por lo tanto, un carácter subjetivo. El olor raramente es indicativo de la presencia de sustancias peligrosas en el agua, pero sí puede indicar la existencia de una elevada actividad biológica. Por ello, en el caso de aguas para consumo humano, no debería apreciarse olor alguno, no sólo en el momento de tomar la muestra sino a posteriori (10 días en recipiente cerrado y a 20°C). Se cuantifica mediante un test de dilución hasta desaparición del olor.

Sabor

Por definición, el agua cuando es pura y exenta de gases (a niveles de pocas ppm) es insípida e inodora. Sin embargo, cuando hay presencia de compuestos inorgánicos, orgánicos y actividad biológica (por ejemplo microorganismos) el agua presentará sabores que pueden ser incluso desagradables. Estos fenómenos tienden a incrementarse durante el almacenamiento y la distribución del agua, debido al crecimiento microbiano. El agua potable debe ser clorada, razón por la cual el cloro residual también imprime propiedades organolépticas no deseadas.

Normalmente hay una relación entre color, olor y sabor, atributos que el agua pura no tiene. Sin embargo, tanto las aguas naturales como las purificadas mediante procesos de tratamiento, contienen solutos disueltos, material coloidal y gases disueltos, cuyos efectos pueden producir coloraciones, presencia de olores y sabores desagradables.

Turbidez

Es una medida de la dispersión de la luz por el agua como consecuencia de la presencia en la misma de materiales coloidales y/o particulados. La materia suspendida en el agua puede indicar un cambio en su calidad (por ejemplo, contaminación por microorganismos) y/o la presencia de sustancias inorgánicas finamente divididas (arena, fango, arcilla) o de materiales orgánicos. La turbidez es un factor ambiental importante en las aguas naturales, y afecta al ecosistema ya que la actividad fotosintética depende en gran medida de la penetración de la luz. Las aguas turbias tienen una actividad fotosintética más débil, lo que afecta a la producción de fitoplancton y también a la dinámica del sistema. La turbidez del agua interfiere con usos recreativos y el aspecto estético del agua. La turbidez constituye un obstáculo para los tratamientos de desinfección, y las partículas en suspensión pueden ocasionar gustos y olores desagradables por lo que el agua de consumo debe estar exenta de las mismas. Por otra parte, la transparencia del agua es especialmente importante en el caso de aguas potables y también en el caso de productos destinados al consumo humano para alimentación, fabricación de bebidas, etc. El método más empleado para determinar la turbidez del agua es la nefelometría.

Sólidos en suspensión

Comprenden a todas aquellas sustancias que están suspendidas en el seno del agua y no decantan de forma natural. Su determinación se realiza mediante gravimetría, que consiste en filtrar una muestra de agua bien homogeneizada, a través de un papel filtro de 0,45 μm , seguido de un secado a 105-110°C hasta lograr peso constante. El incremento de peso del filtro antes y después de filtrar la muestra permite cuantificar el contenido de sólidos en suspensión de la muestra problema. El término sólidos en suspensión es descriptivo de la materia coloidal, orgánica e inorgánica, presente en el agua (aceites, grasas, arcillas, sílice coloidal, ácidos húmicos, microalgas y microorganismos cuyas dimensiones sean del orden micrónico, etc.). La presencia de sólidos en suspensión desarrolla turbidez y coloración del agua.

Temperatura

La temperatura de las aguas superficiales, de pozo, residuales, sean saladas o salobres, es un parámetro importante a causa de su efecto sobre la solubilidad del oxígeno y otros gases, las velocidades en el metabolismo biológico, difusión y reacciones químicas y bioquímicas. También influye en la solubilidad de sales

inorgánicas. Temperaturas elevadas provocan una aceleración de la putrefacción, lo que aumenta la DBO y disminuye el oxígeno disuelto. Este parámetro se mide con un termómetro o termopar.

Densidad

La medición de la densidad es relevante para aguas de alta salinidad (superior al 10% p/p) lo que permite convertir medidas de volumen en peso o masa. Es práctica común medir volumétricamente la masa de muestra usada para un análisis y expresar los resultados como masa/volumen (por ejemplo, g/cm³). A escala laboratorio, la densidad se mide empleando densímetros de diferentes rangos de densidad y también picnómetros. Este último sistema es muy preciso puesto que permite obtener el valor de la densidad de un líquido con la precisión que entrega una balanza analítica.

La densidad es dependiente de la temperatura del fluido, se emplea para la determinación de balances de materia y para la dosificación de reactivos químicos en los pretratamientos para la osmosis inversa.

Radiactividad

La contaminación radiactiva puede ser originada por los radioelementos naturales, entre ellos uranio, torio, actinio, cobalto y sus productos de descomposición, procedentes tanto de fuentes naturales, como por las actividades humanas: pruebas de armamento nuclear, operaciones relacionadas con la obtención de energía atómica, extracción de minerales, generación de energía, usos industriales o en medicina, etc. La mayoría de los compuestos radioactivos tienen muy baja solubilidad en agua y son adsorbidos en las superficies de las partículas, por lo que los niveles de radiactividad en aguas naturales son normalmente bajos. Por otra parte, las aguas superficiales presentan unas concentraciones de estos compuestos más bajas que las aguas subterráneas. Se mide con contadores de radiaciones: de centelleo, Geiger.

Materia orgánica

La materia orgánica existente en el agua, tanto la que se encuentra disuelta como en forma de partículas, se valora mediante el parámetro carbono orgánico total (TOC, Total Organic Carbon). Los compuestos orgánicos existentes en el medio acuático se pueden clasificar en dos grandes grupos atendiendo a su biodegradabilidad, es decir, a la posibilidad de ser utilizados por microorganismos como

fuelle de alimentación y para su medida se utilizan los parámetros denominados DQO (Demanda Química de Oxígeno) y DBO (Demanda Bioquímica de Oxígeno).

Demanda química de oxígeno, DQO

Es la cantidad de oxígeno consumido por los cuerpos reductores presentes en el agua sin la intervención de los organismos vivos. Efectúa la determinación del contenido total de materia orgánica oxidable, sea biodegradable o no. Este parámetro se mide mediante un espectrofotómetro o un fotómetro multiparamétrico.

Demanda bioquímica de oxígeno, DBO

Permite determinar la materia orgánica biodegradable. Es la cantidad de oxígeno necesaria para descomponer la materia orgánica presente, por la acción bioquímica aerobia. Esta transformación biológica precisa un tiempo superior a los 20 días, por lo que se ha aceptado, como norma, realizar una incubación durante 5 días, a 20°C, en la oscuridad y fuera del contacto del aire, a un pH de 7-7.5 y en presencia de nutrientes y oligoelementos que permitan el crecimiento de los microorganismos. A este parámetro se le denomina DBO5, que se mide empleando un método respirométrico convencional.

Derivados del Nitrógeno

El nitrógeno puede estar presente como compuestos orgánicos e inorgánicos. En un medio acuático, también se producen naturalmente compuestos orgánicos nitrogenados bajo la forma de aminas y/o amidas, constituyendo incluso compuestos heterocíclicos tales como purinas y piridinas. Las formas inorgánicas del nitrógeno incluyen nitratos (NO_3^-) y nitritos (NO_2^-), amoníaco (NH_3) y nitrógeno molecular (N_2) disuelto en agua.

El amoníaco es un gas incoloro a presión y temperatura ambiente, con un olor picante característico, que es altamente soluble en agua. Cuando se disuelve en agua se forman iones amonio (NH_4^+), estableciéndose un equilibrio químico entre la forma no ionizada (amoníaco) y la ionizada (amonio). El término amonio total se refiere a la suma de ambas especies. El amoníaco es tóxico para los peces. El método de análisis más usado es la reacción de Nessler.

La presencia de nitratos proviene de la disolución de rocas y minerales, de la descomposición de materias vegetales y animales y de efluentes industriales. Tampoco puede descartarse la contaminación proveniente del drenaje de tierras agrícolas

en donde se utiliza profusamente como componente de abonos y fertilizantes. Esta especie se puede determinar mediante análisis colorimétrico. En aguas residuales, la presencia de nitrato es mínima debido al estado reductor de este medio. Por el contrario, la producción de NO_3^- en depuradoras de aguas residuales debe tenerse en cuenta, pues se convierte en un factor que promueve la eutrofización, es decir la proliferación de plantas, algas y otros organismos, que consumen el oxígeno disuelto en agua, provocando pudrición de los cuerpos hídricos.

El nitrógeno total Kjeldahl (NTK) es un método analítico cuantitativo que permite determinar la suma de nitrógeno amoniacal (NH_4^+) y de nitrógeno orgánico (proteínas, péptidos, ácidos nucleicos). De esta manera, el método mide el contenido de nitrógeno en una muestra, lo que permite determinar el contenido en proteína. Esta determinación está basada en la existencia de una proporcionalidad entre el nitrógeno (número de equivalentes) determinado por el NTK y la proteína. En bibliografía aparecen tabulados los factores de proporcionalidad para obtener la tasa de proteína a partir del nitrógeno total.

Derivados del Fósforo

El fósforo elemental no se encuentra habitualmente en el medio natural, pero los ortofosfatos, pirofosfatos, metafosfatos, polifosfatos y fosfatos orgánicamente unidos sí se detectan en aguas naturales y residuales. El fósforo es considerado como un macronutriente esencial, siendo acumulado por una gran variedad de organismos vivos.

Un método de determinación es mediante colorimetría. Los iones fosfato en solución acida que contenga iones molibdato y antimonio forman un complejo antimonio-fosfomolibdato. La reducción de este complejo con ácido ascórbico forma un complejo azul de molibdeno, intensamente coloreado. La medida de absorbancia a 880 nm permite determinar la concentración de fosfato.

Los polifosfatos y ciertos compuestos organofosforados se determinan tras su transformación, por hidrólisis con ácido sulfúrico, en fosfatos que se determinan por el método del molibdato.

Aceites y grasas

En este grupo se incluyen los aceites y las grasas que se encuentren en estado libre, ya sean de origen animal, vegetal o mineral, destacando entre estos últimos por su especial importancia los derivados del petróleo. La mayoría de estos

productos son insolubles en el agua, pero pueden existir en forma emulsionada o saponificada. Según su mezcla con los hidrocarburos, dan un aspecto irisado al agua, así como un sabor y un olor particulares. Este parámetro se determina por método Soxhlet.

Detergentes

Los detergentes comprenden un grupo de sustancias que logran modificar la tensión superficial del agua y por tanto poseen importantes propiedades limpiadoras. Se trata de productos complejos constituidos por uno o más agentes surfactantes, compuestos minerales (carbonatos, fosfatos, polifosfatos, perboratos), frecuentemente asociados a materias orgánicas secuestrantes y a compuestos enzimáticos (lipasas, proteasas). De todos ellos, los más característicos son los surfactantes, productos orgánicos que reducen la tensión superficial de una solución acuosa. Su concentración se mide por espectrofotometría.

Oxígeno disuelto

Es necesario para la vida de los peces y otros organismos acuáticos. El oxígeno es moderadamente soluble en agua, dependiendo la solubilidad de la temperatura, la salinidad, la turbulencia del agua y la presión atmosférica: disminuye cuando aumenta la temperatura y la salinidad, y cuando disminuye la presión atmosférica. La solubilidad del oxígeno atmosférico en aguas dulces, a saturación y al nivel del mar, oscila aproximadamente entre 15 mg/L a 0°C y 8 mg/L a 25°C.

Se mide por electrometría o volumetría. El método electroquímico es polarográfico o con electrodos específicos. El método clásico es el de Alsterberg: se fija el oxígeno en la muestra mediante la adición de álcali-ioduro-nitruro y sulfato de manganeso, se añade ácido sulfúrico que libera yodo y se valora este con tiosulfato sódico utilizando almidón como indicador.

8.4. Muestreo

La toma de muestras de aguas es un aspecto importante a considerar previa al análisis, para que las muestras sean representativas del análisis que será aplicado. Es por ello que la Norma NCh411/6 of98 establece que los principales aspectos en la toma de muestras son: parámetros de estudio, tipos de muestras, volumen de la muestra y número de muestras.

Parámetros de estudio

Se deben considerar diversos parámetros físico-químicos, microbiológicos y toxicológicos. Estos se clasificarán de acuerdo a si serán determinados in situ o en laboratorio, en función de los objetivos del estudio y las posibilidades técnicas en cada caso.

Tipo de muestras a recoger

Según los objetivos del estudio de los vertidos o cauces naturales y los recursos con que se cuente se pueden recoger y analizar muestras únicas (sencillas); formadas por diferentes submuestras tomadas en un mismo punto en diferentes momentos, (muestras compuestas); muestras tomadas en diferentes puntos en un mismo momento, (muestras integradas). Estas últimas tienen la ventaja de la reducción del número de análisis para una misma precisión de estudio, pero cuenta con la desventaja de no registrar picos de contaminación y no ser utilizable para la determinación de algunos parámetros (microbiológicos y gases disueltos).

Volumen de la muestra

Debe definirse previamente la cantidad de muestra de aguas a recoger. Esta debe ser suficiente para llevar a cabo todos los análisis y ensayos previstos y realización de repeticiones en caso necesario (control de calidad, contraste frente a disconformidades, etc.).

Número de muestras a determinar

La planificación de los trabajos de campo es fundamental para la elección adecuada del número mínimo de muestras a recoger y analizar para que el muestreo de aguas resulte estadísticamente representativo.

Diversos parámetros varían con el tiempo, por lo que si no pueden evaluarse in situ, deben preservarse mediante aditivos. Los aditivos varían según el compuesto específico a determinar por lo que puede ser necesario tomar varias muestras. La temperatura, el pH y los gases deben determinarse inmediatamente en el lugar de muestreo. La NCh411/6 of 98 establece para cada parámetro muestreado en cursos de agua el tipo de envase de muestreo, la preparación del envase de muestreo, el volumen de muestra, el tiempo máximo de almacenamiento y la preservación requerida (**ver Tabla 8.3**).

Tabla 8.3. Aspecto técnicos para el muestreo según la NCh411.

Parámetro	Tipo de envase	Operaciones para preparación de envase	Volumen (L)	Tiempo de almacenamiento máximo	Preservación requerida
Coliformes fecales	Vidrio	Enjuague	0,25	24 h	2 - 4 °C
Aceite y grasa	Vidrio boca ancha		1,00	28 d	pH < 2 (HCl)
DQO	Vidrio o plástico	Baño 50°C por 15 min	0,10	7 d	pH < 2 (HNO ₃)
Metales	Plástico	Ultrasonido c/ detergente neutro libre de fosfato/ baño ácido	1,00	6 m	pH < 2 (HNO ₃)
Cloruro y sulfato	Vidrio o plástico		0,10	28 d	2 - 4 °C
Color verdadero	Vidrio o plástico		0,50	48 h	2 - 4 °C
Turbidez	Vidrio o plástico	Baño sulfocrómico	0,10	24 h	2 - 4 °C
Sólidos suspendidos	Vidrio o plástico		1,00	7 d	2 - 4 °C
Conductividad	Vidrio o plástico	Enjuagues y secar	0,50	28 d	2 - 4 °C
Li	Vidrio o plástico		0,10	6 m	pH < 2 (HNO ₃)
pH	Vidrio o plástico	Esterilizar	0,10	Inmediatamente en terreno	2 - 4 °C

8.5. Postratamiento del agua desalada: Procesos de remineralización

La osmosis inversa es un proceso altamente eficiente. Las membranas logran rechazar iones monovalentes tales como cloruro y sodio en porcentajes superiores al 98,5% y iones divalentes tales como calcio, magnesio, carbonatos y sulfatos en porcentajes superiores al 99,9%. Esta circunstancia deseable para algunas aplicaciones, provoca algunos problemas cuando el objetivo es utilizar agua para riego. Como se indicó anteriormente, las aguas desaladas son corrosivas y se caracterizan por tener un pH bajo, son muy blandas debido al retiro de los

alcalinotérreos, es decir presentan una baja alcalinidad. La siguiente **Tabla 8.4** entrega características de concentraciones de aguas desaladas, provenientes de aguas salobres:

Tabla 8.4. Rango de valores de parámetros para agua salobre.

Parámetro	Rango	Unidad
pH	5,5 - 6,0	-
Alcalinidad	1,5 - 2,5	mg CaCO ₃ /L
Bicarbonato HCO ₃ ⁻	1,5 - 2,0	mg/L
CO ₂	8,2 - 9,2	mg/L
Ca ²⁺	1,3 - 2,0	mg/L
Na ⁺	20 - 50	mg/L
Índice de Langelier	-5,5 - -3,5	-

Nota: Un bajo índice de Langelier caracteriza el agua corrosiva y con alta capacidad para disolver el carbonato de calcio.

Esta condición del permeado determina que el agua tiene una elevada concentración relativa de sodio, cuantificada a través de la sodicidad o índice RAS. Como se indicó anteriormente, el índice RAS mide las concentraciones de sodio respecto de las concentraciones de calcio y magnesio.

Mediante la remineralización se mejora la calidad del agua desalada, permitiendo:

- Subir el pH en al menos 1 punto, vale decir entre 6,5 y 8,5.
- Elevar la alcalinidad y la dureza.
- Evitar la corrosividad del agua lo que permitirá cuidar los componentes metálicos de equipos y tuberías.
- Obtener agua con un índice de Langelier cercano a cero.

En la **Tabla 8.5** se muestran las características promedio del agua desalada remineralizada:

Existen diferentes técnicas de remineralización del agua, entre ellas el tratamiento con carbonato de calcio y CO₂, y con hidróxido de calcio y CO₂.

Se pueden emplear productos químicos específicamente preparados para este efecto o bien aplicar métodos simplificados, entre ellos hacer circular (percolar)

Tabla 8.5. Rango de valores de parámetros para agua desalada.

Parámetro	Rango	Unidad
pH	8,0 - 8,4	-
Alcalinidad	55 - 60	mg CaCO ₃ /L
Bicarbonato HCO ₃ ⁻	65 - 70	mg/L
CO ₂	0,5 - 0,8	mg/L
Ca ²⁺	20 - 25	mg/L
Na ⁺	20 - 50	mg/L
Índice de Langelier	-0,5 - +0,5	-

el agua desalada a través de un lecho de piedras de calcita (CaCO₃, MgO) o roca caliza (CaCO₃), disolviendo previamente CO₂ en el agua a tratar. Otras posibilidades son emplear hidróxido de calcio o soda cáustica (NaOH) disolviendo previamente CO₂ en el agua a tratar.

La solubilización de la calcita o la caliza en el agua es un proceso lento, lo que permite controlar las concentraciones finales de CaCO₃ en el agua.

Para la remineralización también se pueden emplear lechos combinados de Calcita (CaCO₃) y dolomita (CaCO₃MgO).

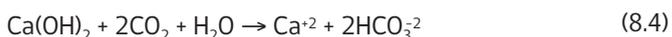
Si se requiere remineralizar agua desalada para consumo humano (agua potable) se debe tener presente que las recomendaciones establecidas por la Organización Mundial de la Salud (OMS) indican que el agua debería tener 130 mg/L de calcio y 10 mg/L de magnesio.

Las estequiometrias más comunes de las reacciones de remineralización son:

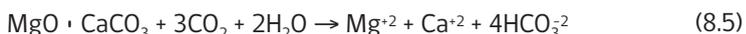
a) Carbonato de calcio + dióxido de carbono:



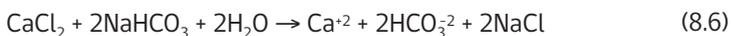
Hidróxido de calcio + dióxido de carbono:



Dolomita + dióxido de carbono:



Cloruro de calcio – bicarbonato de sodio:



La granulometría de los sólidos se encuentra entre 1 a 4 mm. Los lechos de filtración, similares a filtros, se disponen en sistemas abiertos, y se percola empleando la gravedad, o bien corresponden a dispositivos cerrados y a presión, y se percola contra la gravedad empleando una bomba impulsora.

Debido a que los sólidos se van disolviendo, cada cierto tiempo deberán rellenarse con el producto indicado. En algunos casos, el proceso genera turbidez en el agua desalada, motivo por el cual, se recomienda establecer rutinas de lavado del lecho e inyecciones de aire a presión para aumentar la porosidad del medio.

Remineralización y mezclas de aguas

En el último tiempo, las investigaciones en métodos de acondicionamiento de agua desalada para riego, han experimentado un notable aumento. Victoriano Martínez-Alvarez et al. (2018), establecen que existen tres métodos para devolver los nutrientes perdidos al agua desalinizada para uso agrícola:

- a través de un postratamiento,
- a través de la mezcla con agua salobre,
- a través de la entrega de minerales y micronutrientes mediante fertirriego.

Lesimple et al. (2020) entregan una revisión acabada de los distintos métodos empleados para la remineralización de aguas y los efectos de la carencia de nutrientes en el agua desalada utilizada para riego.

La optimización del proceso de mezcla de aguas como alternativa de remineralización ha sido estudiado por Avni et al. (2013). Los investigadores establecieron un modelo que permite distribuir y mezclar agua de distintas fuentes (desalada marina, agua salobre y agua subterránea) para optimizar la concentración de magnesio en el agua de riego obtenida después de la mezcla. Del mismo modo, Gallego-Elvira et al. (2021) experimentaron en tomate y lechuga una herramienta digital para apoyo en las decisiones de mezcla de agua que optimiza la rentabilidad de los cultivos respecto del agua de riego utilizada. Las fuentes de agua utilizada en este experimento fueron: agua desalinizada, agua fresca y agua salobre. En el caso de lechuga, el sistema desarrollado establece la mezcla óptima

en 30% de agua fresca, 55% de agua desalada y 15% de agua salobre. En el caso del tomate, la mezcla señalada como ideal fue de 65% agua desalinizada y 35% agua salobre. Los resultados obtenidos por este experimento se obtuvieron de acuerdo a las condiciones en las que se desarrolló el ensayo. Pese a que los resultados no son aplicables a cualquier condición, el concepto de mezcla de aguas es puesto a prueba demostrando los beneficios económicos y técnicos de elegir esta alternativa de remineralización. Al momento de determinar la combinación óptima de las distintas fuentes que permitan remineralizar el agua desalada, se requiere evaluar la composición química de las fuentes de agua y considerar las necesidades y particularidades del cultivo a regar.

Tabla 8.6. Valores de parámetros químicos obtenidos en agua de riego desalinizada y valor considerado adecuado para cada parámetro.

Parámetro	Unidad	Agua desalinizada	Valor adecuado (*)
pH	-	6,63	
Conductividad eléctrica	dS/m	0,14	< 0,75
Relación de adsorción de sodio	-	0,73	< 3,00
Sodio porcentual	%	59,7	
Dureza	mg/l	23,0	
Calcio	mg/l	7	< 200
Magnesio	mg/l	1	< 200
Potasio	mg/l	1	
Sodio	mg/l	16	< 115
Cloruro	mg/l	21,0	< 142
Sulfato	mg/l	7	< 960
Bicarbonato	mg/l	23	
N-amoniaco	mg/l	0,77	< 5,00
N-nítrico	mg/l	4,00	
Fósforo	mg/l	0,07	
Boro	mg/l	0,12	< 0,50
Cobre	mg/l	<0,01	
Hierro	mg/l	<0,01	
Manganeso	mg/l	0,03	
Zinc	mg/l	<0,01	

(1) Hirzel 2014

Capítulo 9

Importancia de la osmosis inversa para el tratamiento de aguas salobres en Chile

9.1. Calidad de agua para riego

El agua es esencial en la producción agrícola, la absorción del agua por parte de las plantas permite el intercambio gaseoso y la realización del proceso de fotosíntesis. Por otro lado, a través de las sales disueltas en el agua las plantas absorben los nutrientes necesarios para desarrollar su metabolismo (nitrógeno, fósforo, potasio, calcio, magnesio, azufre, hierro, etc.). En el último tiempo se ha visto que la necesidad de suplir de agua las explotaciones agrícolas ha llevado a utilizar aguas de fuentes con una menor calidad. Además, el proceso de cambio climático y la falta de precipitaciones ha provocado una agudización del problema de calidad de agua para riego por mayor concentración de sales en el suelo y en las fuentes de donde es obtenida.

Los problemas asociados a la calidad del agua para riego depende de su tipo y grado, y se ven influenciados por el sistema productivo (suelo o forzado), el clima y el cultivo presente (Ayers & Westcot, 1985). Los problemas asociados al sistema productivo son los que se emplean para evaluar la calidad de las aguas y se relacionan con: la salinidad, la tasa de infiltración (en el caso de sistemas productivos en suelo), la toxicidad y otros problemas misceláneos (Ayers & Westcot, 1985).

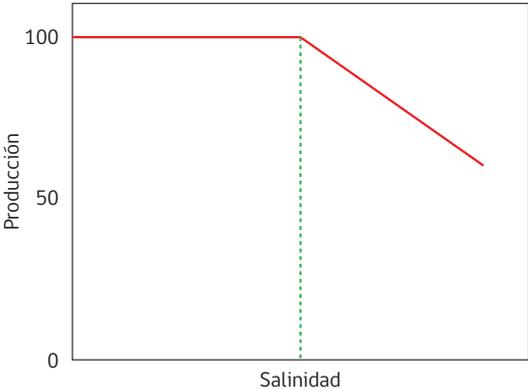
Problemas asociados a la salinidad

Para determinar los efectos de las concentraciones de elementos en el agua de riego, no debe considerarse solo la concentración individual. También debe considerarse la concentración total de los elementos presentes en el agua (Hirzel, 2014). Para medir la concentración total de sales en el agua de riego o salinidad, se utiliza la conductividad eléctrica. En el caso de los cultivos en suelo, una mayor conductividad eléctrica disminuye el potencial hídrico del suelo, haciendo más difícil la extracción de agua por parte de la planta. La unidad de medida de la conductividad eléctrica CE es el deciSiemens·m⁻¹ (dS·m⁻¹), o mmhos·cm⁻¹ (Hirzel, 2014). La conductividad eléctrica es un indicador de la fuerza necesaria por la planta para poder absorber el agua desde las partículas de suelo. En este

sentido, el exceso de sales en el suelo en la zona donde se desarrollan las raíces puede llegar a tal nivel que impide o limita la extracción de agua por parte del cultivo. La adición de agua de riego remueve las sales presentes en el suelo hasta el mismo nivel o un poco más allá de la concentración de sales en el agua de riego. La cantidad de agua necesaria para lixiviar las sales tóxicas acumuladas en el suelo dependerá de la calidad del agua de riego y de la tolerancia del cultivo (Ayers & Westcot, 1985).

La respuesta de los vegetales a la concentración de sales difiere de acuerdo con la especie. Sin embargo, se puede determinar un comportamiento general que indica que la producción de cualquier vegetal no se ve afectada hasta un cierto valor de salinidad llamado umbral. Cualquier aumento en la salinidad más allá del umbral implica una disminución en la producción, como se muestra en la **Figura 9.1** (Ferreyra y Selles, 2013).

Figura 9.1. Comportamiento productivo de los vegetales al aumento de la salinidad (basada en Ferreyra y Selles, 2013).



Es notoria la importancia del contenido de sales en el agua de riego ya que puede influir directamente en la producción. En la **Tabla 9.1** y la **Tabla 9.2**, se observan los valores de umbral de conductividad eléctrica para diferentes cultivos, hortalizas y árboles frutales.

Tabla 9.1. Valores de conductividad eléctrica que producen un 50% de disminución de la producción en cultivos y hortalizas (Ayers & Westcot, 1985; Ferreyra y Selles, 2013; Hirzel, 2014).

Cultivo	CE agua de riego ($\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$)
Apio	6,6
Betarraga	6,4
Brócoli	5,5
Cebolla	2,9
Maíz	3,9
Papa	3,9
Poroto	2,4
Repollo	4,6
Tomate	5,0
Trigo	8,7
Zanahoria	3,0

Tabla 9.2. Valores de conductividad eléctrica que producen un 50% de disminución de la producción en árboles frutales (Ayers & Westcot, 1985; Ferreyra y Selles, 2013; Hirzel, 2014).

Cultivo	CE agua de riego ($\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$)
Arándano	1,0
Cerezo	1,5
Ciruelo	1,5
Cítricos	1,7
Damasco	1,6
Duraznero	1,7
Frutilla	1,5
Higuera	4,7
Manzano	1,7
Nogal	3,0
Olivo	4,7
Palto	1,3
Peral	1,7
Vid	4,5

En los sistemas productivos forzados o sin suelo, como por ejemplo los cultivos hidropónicos, se debe tener especial cuidado en la composición química del agua a utilizar. Los aspectos más relevantes a considerar son: el pH, la conductividad eléctrica, la alcalinidad, las sales solubles y la concentración de distintos minerales. Con respecto a la conductividad eléctrica del agua, esta no debe superar los 2.5 dS/m Carrasco e Izquierdo (1996) señalan diferentes concentraciones de elementos minerales esenciales según diversos autores (**Tabla 9.3**).

Tabla 9.3. Concentraciones de elementos minerales óptimos en el agua de sistemas hidropónicos (Carrasco e Izquierdo, 1996).

Elemento Mineral	Concentración según autor (ppm)		
	1	2	3
Nitrógeno	150-225	200-236	167
Fósforo	30-45	60	31
Potasio	300-500	300	277
Magnesio	40-50	50	49
Calcio	150-300	170-185	183
Azufre	-	68	-
Hierro	3,0	12	2,0-4,0
Manganeso	0,5-1,0	2	0,62
Boro	0-0,4	0,3	0,44
Cobre	0,1	0,1	0,02
Zinc	0,1	0,1	0,11
Molibdeno	0,05	0,2	-

1 FAO (1990), 2 Cooper (1979), 3 Steiner (1984).

Problemas relacionados con la infiltración de agua

La infiltración de agua en el suelo se puede ver afectada por la calidad del agua de riego. Son tres los factores que afectan la infiltración: la salinidad del agua, la relación entre la concentración de sodio y la concentración de calcio y magnesio, la interacción de ambos factores. En este sentido, una alta relación sodio/calcio disminuirán la infiltración (Ayers y Westcot, 1985). Cuando existe un alto contenido de sodio, las partículas del suelo se dispersan, esta situación genera una obturación de los poros del suelo y una baja infiltración. Esta situación se repite cuando los niveles de calcio son bajos en el agua de riego. En el caso de utilizar agua con muy bajo contenido de sales, las sales del suelo son lavadas

desde la superficie del suelo, incluido el calcio, esta situación genera dispersión de partículas, obturación de los poros y baja infiltración (Ayers y Westcot, 1985)

Problemas relacionados a la toxicidad

La absorción de agua y nutrientes por parte de las plantas se realiza a través de las raíces. Sin embargo, para ser absorbido por la superficie de la raíz, un nutriente debe estar disuelto en la solución suelo en su forma iónica. La entrada de un nutriente a la raíz se puede producir de tres formas: intercepción por las raíces, difusión de los iones en solución, y transporte de masa (Hirzel, 2014). Del mismo modo que los vegetales pueden absorber nutrientes benéficos, también pueden absorber elementos que son perjudiciales para su desarrollo (microorganismos, metales pesados y los bicarbonatos en alta concentración (Hirzel, 2014). Los problemas de toxicidad, producidos por la absorción de ciertos iones, se generan al acumularse esos iones en los tejidos de los vegetales a un punto tal que pueden producir daño o reducir la producción (Ayers y Westcot, 1985). En la **Tabla 9.4** se pueden apreciar distintos parámetros y iones y los valores de concentración

Tabla 9.4. Valor adecuado, valor con toxicidad en aumento y valor perjudicial de concentración de distintos iones en el agua de riego (Hirzel, 2014).

Parámetro	Valor adecuado	Intervalo de valor con toxicidad en aumento	Valor perjudicial
CE (dS m ⁻¹)	< 0,75	0,75 - 3,00	> 3,00
RAS ajustado	< 3,00	3,00 - 9,00	> 9,00
SDT (mg L ⁻¹)	< 600	600 - 2000	> 2000
Na (mg L ⁻¹)	< 115	115 - 345	> 345
Ca ⁺² (mg L ⁻¹)	< 200	200 - 2000	> 2000
Mg ⁺² (mg L ⁻¹)	< 200	200 - 2000	> 2000
Cl (mg L ⁻¹)	< 142	142 - 355	> 355
B (mg L ⁻¹)	< 0,50	0,5 - 2,00	> 2,00
NO ₃ o NH ₄ N (mg L ⁻¹)	< 5,00	5,00 - 30	> 30
HCO ₃ (mg L ⁻¹)	< 90	90 - 250	> 250
CSR (meq/L)	< 1,25	1,25 - 2,00	> 2,00
SO ₄ (mg L ⁻¹)	< 960	960 - 1440	> 1440

CE=conductividad eléctrica, RAS=Relación de adsorción de sodio, SDT= Sólidos disueltos totales, CSR= Carbonato sódico residual (HCO₃+CO₃⁻²) - (Ca²⁺+Mg²⁺).

en agua de riego que se consideran normales, con toxicidad en aumento y valor perjudicial de concentración de esos parámetros e iones.

La toxicidad de un ion puede generarse existiendo problemas de salinidad o no. La toxicidad se produce por la absorción y acumulación de un ion tóxico en los tejidos vegetales. Por lo tanto, el nivel de toxicidad generada depende del cultivo y su nivel de tolerancia y la cantidad de ion tóxico absorbido. La expresión visual de la acumulación de sales tóxicas son quemaduras marginales en las hojas de los cultivos. Si los efectos son lo suficientemente altos, se puede producir una reducción sustancial de los rendimientos o incluso la muerte de los cultivos. Los iones que pueden causar mayores problemas de toxicidad son cloruros, sodio y boro (Ayers y Westcot, 1985). En la **Tabla 9.5** se puede apreciar los valores máximos permisibles de ion cloruro en el agua de riego para distintos cultivos. En las Tabla 9.6 y la **Tabla 9.7** se observa el nivel de sensibilidad de distintos cultivos al sodio intercambiable y al boro en el agua de riego respectivamente.

Tabla 9.5. Valor máximo permisible de concentración de ion cloruro en agua de riego sin daño foliar en distintas especies (Ayers & Westcot, 1985).

Especie	Variedad/portainjerto	Valor máximo permisible sin daño foliar (meq/l)
Palto	Guatemalteca	4,0
	Mexicana	3,3
Cítricos	Mandarino	16,6
	Pomelo	16,6
	Naranja	6,7
Uva	Salt Creek, 1613-3	27,0
	Dog Ridge	20,0
	Thompson seedless	13,3
Berries	Boysenberry	6,7

Tabla 9.6. Nivel de sensibilidad de los cultivos respecto al sodio intercambiable (Ayers & Westcot, 1985).

Nivel de sensibilidad	Cultivo
Sensible	Palto
	Frutales de nuez
	Naranja
	Durazno
	Lenteja
	Poroto
	Maíz
	Arveja
Semi tolerante	Zanahoria
	Lechuga
	Cebolla
	Tomate
	Trigo
Tolerante	Alfalfa
	Betarraga

Existen problemas asociados a la calidad del agua que van más allá de lo expuesto anteriormente. Los sistemas de riego se pueden ver afectados por taponamiento de emisores o sistema de filtraje debido a altas concentraciones de carbonatos, altas concentraciones de hierro o de sedimentos. También se pueden producir problemas asociados al pH del agua en el crecimiento de los cultivos. Altas concentraciones de nitrógeno, por ejemplo, pueden inducir un excesivo crecimiento vegetativo, una baja producción o afectar la producción de la temporada siguiente.

Tabla 9.7. Nivel de sensibilidad de los cultivos respecto la concentración de boro en el agua de riego (Ayers & Westcot, 1985).

Nivel de sensibilidad a la concentración de boro	Cultivo
Muy sensible (<0,5 mg/l)	Limón
	Zarzamora
Sensible (0,5-0,75 mg/l)	Palto
	Naranja
	Damasco
	Durazno
	Cerezo
	Ciruelo
	Higuera
	Nogal
	Pecano
	Cebolla
Sensible (0,75-1,0 mg/l)	Ajo
	Trigo
	Poroto
	Frutilla
Moderadamente sensible (1,0-2,0 mg/l)	Arveja
	Zanahoria
	Papa
Moderadamente tolerante (2,0-4,0 mg/l)	Pepino de ensalada
	Lenteja
	Repollo
	Apio
	Rábano
	Avena
	Maíz
	Alcachofa
Zapallo	
Tolerante (4,0-6,0 mg/l)	Tomate
	Alfalfa
	Perejil
Muy tolerante (6,0-15,0 mg/l)	Betarraga
	Espárrago

9.2. La calidad del agua de riego en Chile

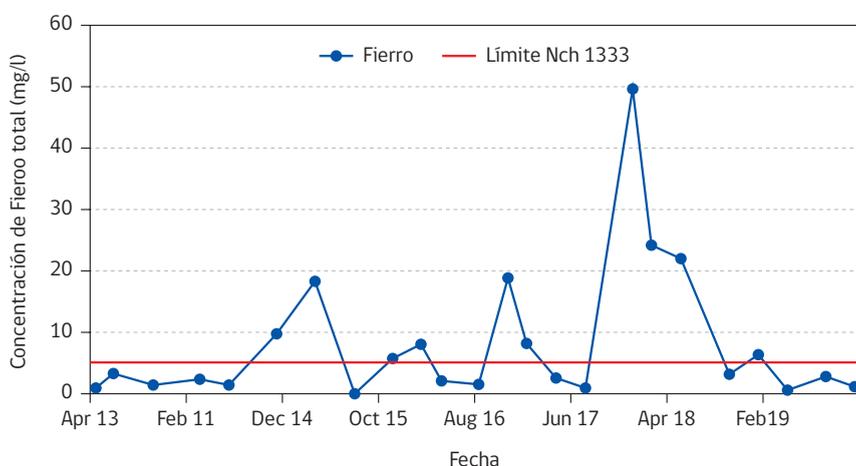
En Chile la calidad del agua de riego se encuentra establecida por la norma chilena 1333. La dirección general de aguas (DGA) realiza mediciones periódicas en los ríos de Chile. En esta sección, se compararán las mediciones realizadas por la DGA desde el año 2011 al año 2019 con lo que establece la NCh1333 (**Tabla 8.1**) y respecto a los niveles umbrales de algunos cultivos importantes del país.

Río Cachapoal

El río Cachapoal se encuentra ubicado en la Región de O'Higgins. Nace en la cordillera de Los Andes, a los pies del Pico del Barroso, se extiende por 170 km hasta encontrarse con el río Tinguririca. La subcuenca del Cachapoal cubre una superficie de 6.730 km² (ODEPA. 2015). Según el Instituto Nacional de Estadísticas (Instituto Nacional de Estadísticas 2019), la superficie cultivada de hortalizas en la región de O'Higgins es de 11.333,7 ha en 2020, los principales cultivos son la cebolla, el choclo, el zapallo y el melón. Respecto a los frutales, la superficie cultivada es de 85.285 ha, destaca la uva de mesa, los cerezos y el nogal (ODEPA 2018).

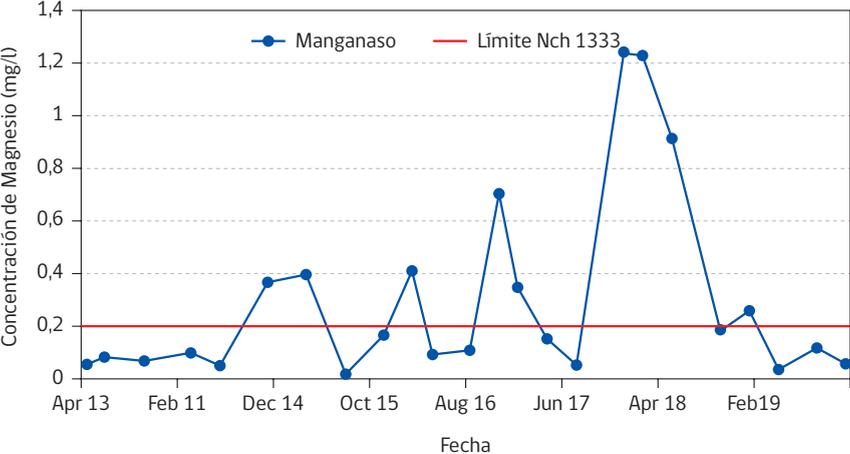
Respecto a la calidad del agua del río Cachapoal, llama la atención el elevado contenido de hierro que presenta, en la **Figura 9.2** se puede observar que en la estación Bocatoma Canales en un 42% de las veces que se ha medido se ha detectado valores superiores a lo establecido en la norma para riego (5 mg/L).

Figura 9.2. Concentración de Hierro total en la estación Bocatoma Canales del río Cachapoal.



El contenido de manganeso total medido por colorimetría también presenta valores por sobre la norma de riego en el 38% de las mediciones realizadas desde 2011 a 2019 en la estación Bocatoma Canales (**ver Figura 9.3**). En la estación Bocatoma Chacayes un 33% de las veces se encontraron valores fuera de norma. En la estación Puente Arqueado un 13% de las veces y en estación Puente Coínco un 30%.

Figura 9.3. Concentración de Manganeso total en la estación Bocatoma Canales del río Cachapoal.



Río Maipo

El río Maipo se encuentra ubicado en la región Metropolitana y riega una superficie de 15.304 km², abasteciendo cerca del 90% de las demandas hídricas para el riego que provee de alimentos a gran parte de la población que habita la región. El río tiene una longitud de 250 km y se ubica en una zona densamente poblada. En esta zona se desarrolla el cultivo de hortalizas (26.341 ha), destacan el chollo, la cebolla y la lechuga (Instituto Nacional de Estadísticas 2019). Respecto a la superficie de frutales, esta alcanza las 54.662 ha, destacan el nogal, la vid de mesa, el olivo y el palto (ODEPA 2020).

Al analizar la calidad del agua del río Maipo, se puede observar que en la estación San José de Maipo (**ver Figura 9.4**) y Cabimbao (**ver Figura 9.5**), las mediciones de la Dirección General de aguas indican que en un 66 y 30% de las veces se registraron valores sobre la norma de cloruros. Estas concentraciones son muy altas para cultivos sensibles como nogales y paltos (**ver Tabla 9.2**). Ambos cultivos se encuentran distribuidos en las zonas donde estas lecturas fueron medidas.

Figura 9.4. Concentración de cloruro en la estación San José de Maipo del río Maipo.

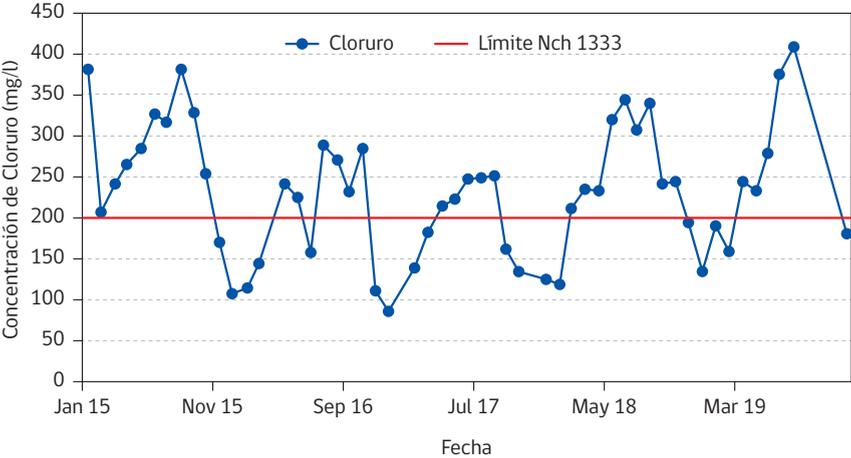
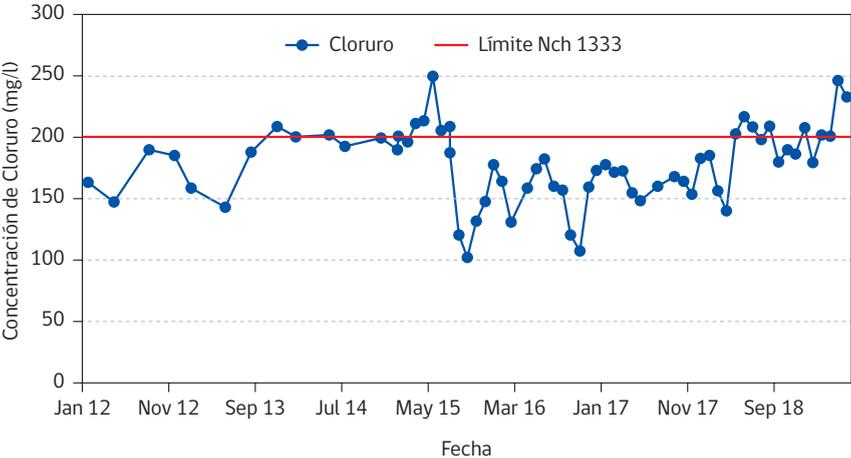


Figura 9.5. Concentración de cloruro en la estación Cabimbao del río Maipo.



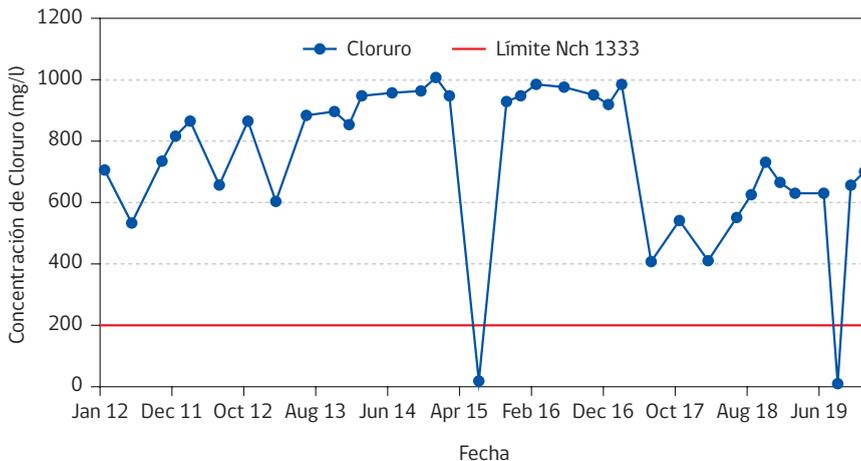
Río Limarí

El río Limarí se encuentra ubicado en la región de Coquimbo, abarca una superficie de 11.800 km², se forma de la unión de los ríos Grande y Hurtado. En la región de Coquimbo se puede encontrar una superficie cultivada de hortalizas de 11.214 ha, los principales cultivos son lechuga, choclo y alcachofa (Instituto Nacional de Estadísticas 2020). También se puede apreciar un desarrollo de la fruticultura

alcanzando 27.178 ha, aquí destacan la vid de mesa, el palto, el olivo y el mandarino (ODEPA 2020).

Al analizar su estación Río Limarí en Panamericana, se puede observar una alta concentración de cloruros en prácticamente todas sus fechas de medición desde el año 2011 al año 2019 (**ver Figura 9.6**).

Figura 9.6. Concentración de cloruro en la estación Panamericana del río Limarí.



Río Huasco

El río Huasco se encuentra ubicado en la región de Atacama, tiene una extensión de 9.850 km², se forma de la unión de los ríos Tránsito y del Carmen. Respecto a la distribución de cultivos en la región de Atacama, destacan las hortalizas (737 ha) como el tomate para consumo fresco, habas y arveja verde (Instituto Nacional de Estadísticas 2020). En cuanto a frutales, su superficie cultivada es de 9.267 ha, las principales especies son: la vid de mesa, el olivo y el palto (ODEPA 2020).

Se puede observar una alta concentración de boro en sus aguas en la estación Huasco Bajo (**ver Figura 9.7**), al igual que alta concentración de cloruros en el 72% de las veces medidas desde el año 2013 al 2019 (**ver Figura 9.8**).

Figura 9.7. Concentración de boro en la estación Huasco Bajo del río Huasco.

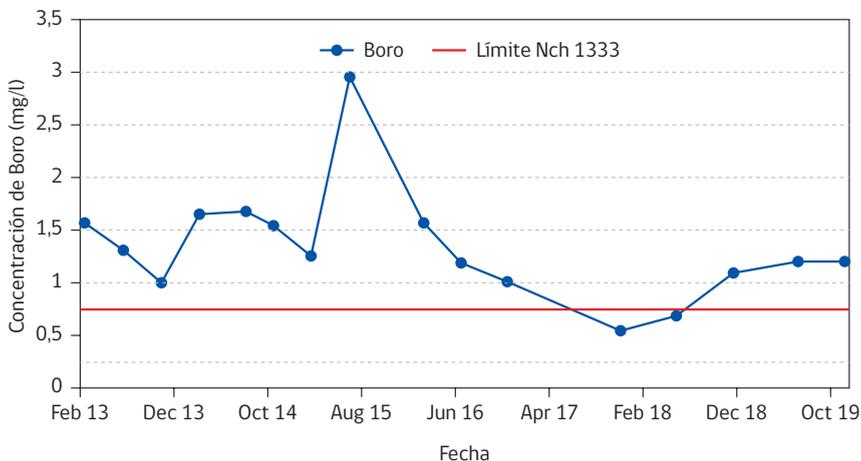
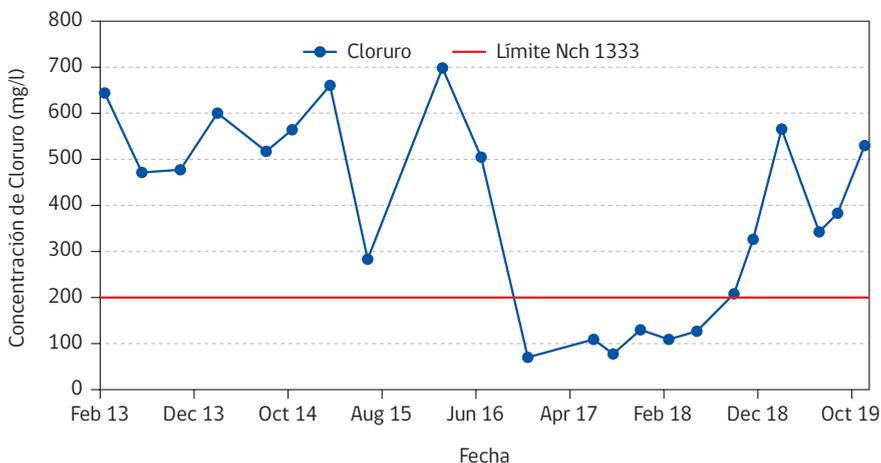


Figura 9.8. Concentración de cloruro en la estación Huasco Bajo del río Huasco.

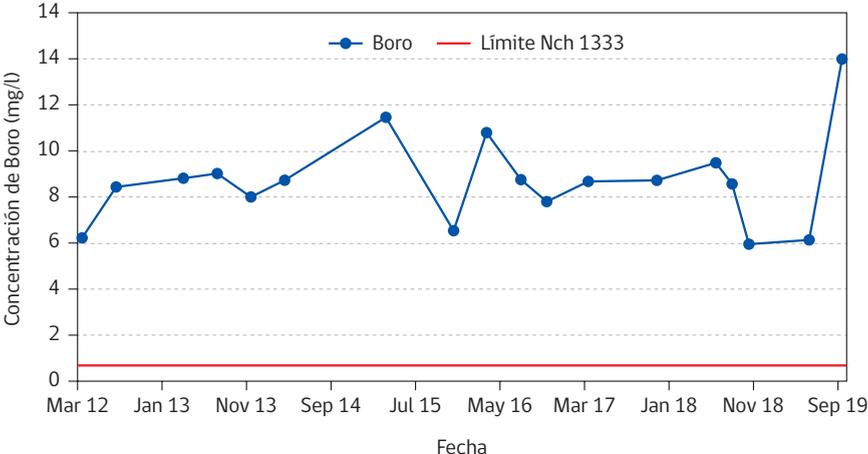


Río Loa

El río Loa tiene un largo de 440 km, nace en la falda norte del volcán Miño. Respecto a las concentraciones químicas de su agua, se puede observar en la **Figura 9.9** que en la estación Vado Santa Bárbara en un 95% de las veces medidas la concentración de arsénico fue mayor a lo que indica la norma NCh1333 para agua de riego, la mayor parte de las veces más que duplicando las concentraciones permitidas.

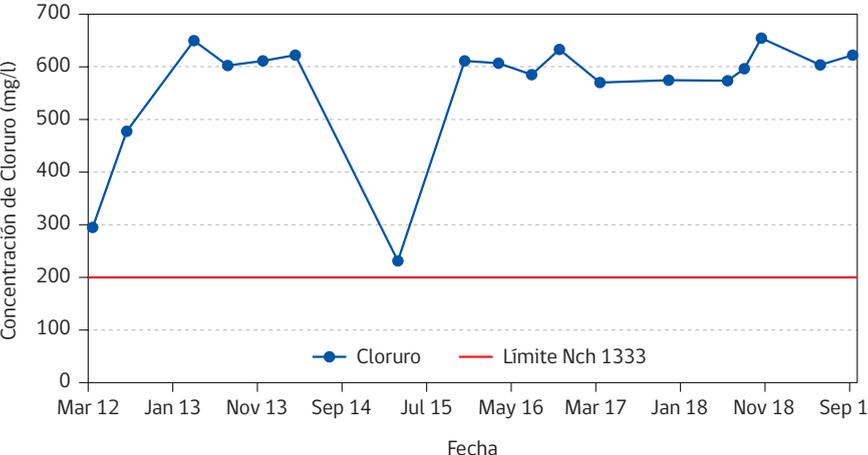
Las mediciones realizadas por la Dirección General de Aguas indican que los niveles de boro en la estación Vado Santa Bárbara del río Loa estuvieron por sobre la norma chilena de agua para riego en el total de observaciones (ver Figura 9.11).

Figura 9.11. Concentración de boro en la estación Vado Santa Bárbara del río Loa.



En cuanto a los niveles de cloruro en el río Loa en la estación Vado Santa Bárbara, se puede observar que en el 100% de las veces medidas las concentraciones de cloruro sobrepasaron los niveles máximos de la norma chilena, llegando a casi triplicar su valor la mayor parte del tiempo (ver Figura 9.12).

Figura 9.12. Concentración de cloruro en la estación Vado Santa Bárbara del río Loa.

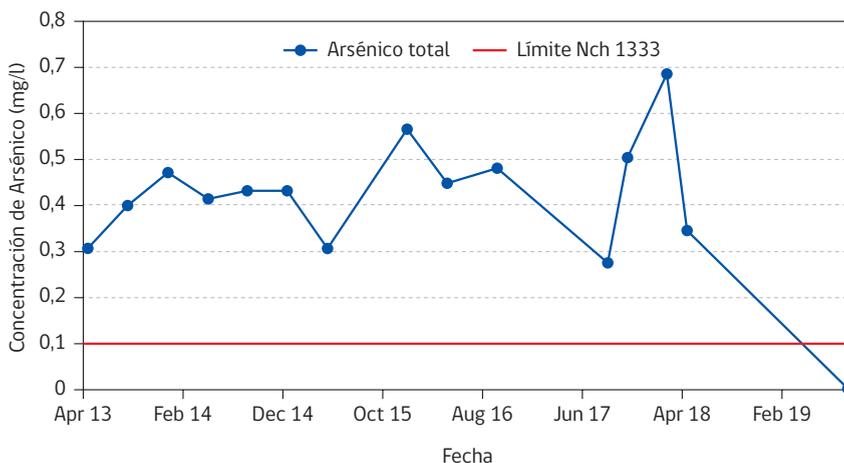


Río Camiña

El río Camiña se encuentra en la región de Tarapacá, nace a los pies del cerro Pumire a 4.800 msnm. Atraviesa varios poblados como Camiña, se une a la quebrada Tiviliche, continúa por la quebrada Tana para acabar en el mar al norte de Pisagua. El río tiene una longitud de 146 km y su área aportante es de alrededor de 1.558 km² (Finger 2012). En esta región se pueden encontrar frutales (242 ha) como: mango, lima y tangelo, entre otros (ODEPA, 2018).

Según las evaluaciones realizadas por la Dirección General de Aguas, las concentraciones de arsénico superaron la norma chilena de riego el 93% de las veces medidas (**ver Figura 9.13**).

Figura 9.13. Concentración de arsénico en la estación quebrada Camiña en Altusa.

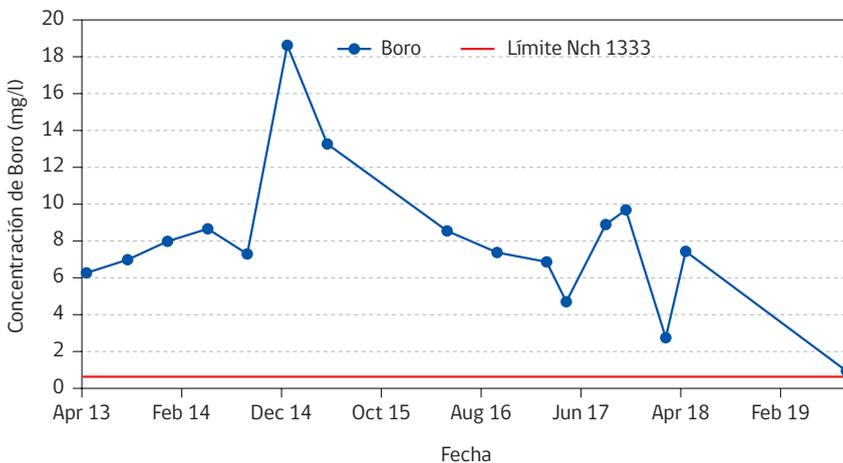


El río Camiña presenta además un alto nivel de boro, el cual superó en el 100% de las mediciones realizadas por la Dirección General de Aguas (**ver Figura 9.14**).

Río Lluta

El río Lluta se encuentra ubicado en la región de Arica y Parinacota, abarca una superficie de 3.378 km², recorre la localidad de Putre, tiene una extensión de 147 km, es tributario de los ríos Azufre y las quebradas Caracarani, Colpitas y Socoroma (DGA & CADE-IDEPE Consultores, 2004). La región de Arica y Parinacota destacan por sus cultivos de hortalizas (3.265 ha) como tomate para consumo fresco, choclo,

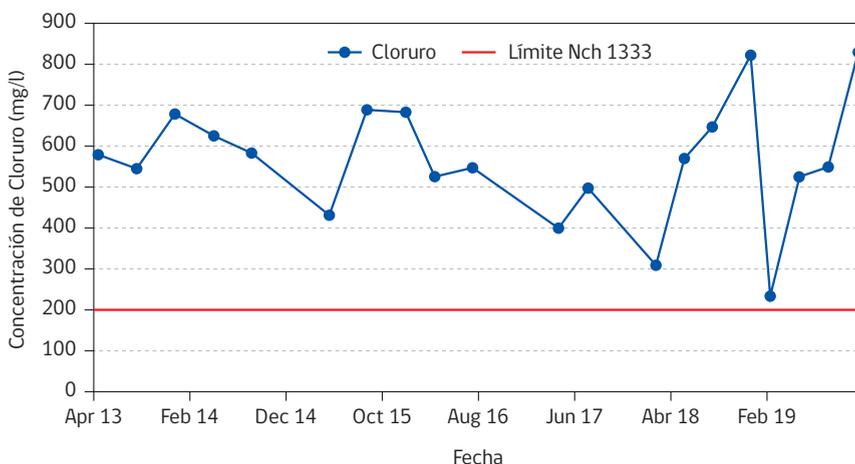
Figura 9.14. Concentración de boro en la estación quebrada Camiña en Altusa.



cebolla temprana (INE, 2019). En esta región también se desarrollan frutales (950.8 ha) como: olivo, mango, lima y maracuyá (ODEPA, 2018).

Al revisar los análisis de agua realizados por la Dirección General de Aguas, se puede observar que los niveles de cloruro han sobrepasado los niveles permitidos por la norma chilena en el 100% de los datos registrados (**ver Figura 9.15**).

Figura 9.15. Concentración de cloruro en la estación quebrada Río Lluta en Panamericana.



Literatura consultada

CAPÍTULO 1

- Colomina-Montava, J. (2016). Diseño de una planta desaladora con sistema de osmosis inversa con producción de 20,000 m³/d [Tesis de pregrado de Ingeniería Química, Universidad Politécnica de Valencia España]. <http://hdl.handle.net/10251/74584>
- Donoso, G. y Molinos-Senante, M. (2017). Sistema tarifario de agua potable en Chile: una propuesta para mejorar su sostenibilidad. *Propuestas para Chile*, 157. <https://politicaspUBLICAS.uc.cl/wp-content/uploads/2017/04/CAP.-5.pdf>
- Elimelech, M. & Phillip, W. A. (2011). The future of seawater desalination: energy, technology, and the environment. *Science*, 333(6043), 712-717. <https://doi.org/10.1126/science.1200488> International Desalination Association [IDA]. (2019). *IDA Water Security Handbook, 2019 - 2020 and GWI DesalData*.
- Lee, K. P., Arnot, T. C. & Mattia, D. (2011). A review of reverse osmosis membrane materials for desalination—development to date and future potential. *Journal of Membrane Science*, 370(1-2), 1-22. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2010.12.036>
- Molinos-Senante, M. & González, D. (2018). Evaluation of the economics of desalination by integrating greenhouse gas emission costs: An empirical application for Chile. *Renewable Energy*, 133, 1327-1337 <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.09.019>
- Organización de las Naciones Unidas [ONU]. (2019). *The United Nations World Water Development Report 2019: Leaving no one Behind*. United Nations. <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000367304>
- Pinto, F. S. & Marques, R. C. (2017). Desalination projects economic feasibility: A standardization of cost determinants. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 78, 904-915. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.024>
- Sanz, M. A. (2018). Trends in desalination & water reuse. *Desalination and water reuse business forum. Enhancing climate resilience for cities*. Singapore International Water Week. Singapore. <https://www.siww.com.sg/docs/default-source/default-document-library/mrmiguelsanz.pdf?sfvrsn=2>
- Shenvi, S. S., Isloor, A. M., & Ismail, A. F. (2015). A review on RO membrane technology: developments and challenges. *Desalination*, 368, 10-26. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2014.12.042>.
- UNICEF. (2015). *Advancing WASH in schools monitoring*. www.unicef.org/wash/schools
- Wade, N. (2001). Distillation plant development and cost update. *Desalination*, 136(1), 3-12. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(01\)00159-X](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(01)00159-X)
- World Health Organization (WHO). (2017). *2017 Annual report WHO/UNICEF joint monitoring programme for water supply, sanitation and hygiene*. In *2017 annual report*

- WHO/UNICEF joint monitoring programme for water supply, sanitation and hygiene. <https://washdata.org/sites/default/files/documents/reports/2018-07>
- WHO & UNICEF (JMP). (2012). WHO/UNICEF Joint Monitoring Programme for Water Supply and Sanitation (JMP). <https://washdata.org/file/431/download>
- WHO & UNICEF (JMP). (2015). 2015 Annual report WHO & UNICEF joint monitoring programme for water supply and sanitation. <https://d26p6gt0m19hor.cloudfront.net/whywater/JMP-2015-Annual-Report.pdf>
- Xu, G. R., Wang, J. N. & Li, C. J. (2013). Strategies for improving the performance of the polyamide thin film composite (PA-TFC) reverse osmosis (RO) membranes: surface modifications and nanoparticles incorporations. *Desalination*, 328, 83-100. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2013.08.022>

CAPÍTULO 2

- Asociación Argentina de Cristalografía. (2016). De los Átomos a los Cristales: Taller de Capacitación Docente sobre Cristalografía y Crecimiento de Cristales. http://www.cristalografia.com.ar/images/pdf/Talleres-2016_Unidad-2
- Bravo, C. (2012). Análisis técnico - económico del pretratamiento de alimentaciones acuosas a plantas de ósmosis inversa [Tesis de pregrado, Universidad de Santiago de Chile].
- Carbotecnica. (2021, 25 de noviembre). ¿Qué es la ósmosis inversa? <https://www.carbotecnica.info/aprendizaje/osmosis-inversa/que-es-la-osmosis-inversapurificador/>
- Chillón, M. (2009). Reducción de boro en aguas procedentes de la desalación [Tesis doctoral, Universidad de Alicante] Repositorio Institucional de la Universidad de Alicante. https://rua.ua.es/dspace/bitstream/10045/13838/1/Tesis_Chillon.pdf
- Echeverría, P. (2018). Remoción de arsénico y otros contaminantes utilizando humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal: efecto del tipo de medio de soporte y la presencia de vegetación [Tesis de pregrado, Universidad de Chile] Repositorio Académico de la Universidad de Chile. <https://repositorio.uchile.cl/bitstream/handle/2250/170011/Remocion-de-arsenico-yotros-contaminantes-utilizando-humedales-construidos-de-flujo-subsuperficialhorizontal.pdf?sequence=3&isAllowed=y>
- Fofonoff, N. P. & Millard Jr, R.C. (1983). Algorithms for computation of fundamental properties of seawater. UNESCO Technical Papers in Marine Sciences, 53. <https://doi.org/10.25607/OBP-1450>
- Galvin, K. P. (1999). Reply to Comments on "Carbonated water: The physics of the cycle of bubble production". *Chemical Engineering Science*, 54(8), 1157-1157.
- Guardiola, L. (2016, 17 de noviembre). Fuerzas intermoleculares en la vida. <https://lolaguard.blogspot.com/2016/11/>
- Hanna Instruments. (2021, 16 de julio). Turbidity Portable Meter. <https://www.hannainst.com/hi98703-turbidity-portable-meter.html>

- Hanna Instruments. (Sin fecha). Medidores de pH. <https://docplayer.es/46078830-Medidoresde-ph-simuladores-de-ph-mv.html>
- Henufood. (2021, 14 de abril). Beneficios saludables de los caldos y las sopas. Nutrientes: Parte 2. Agua. <https://www.henufood.com/nutricion-salud/aprende-acomer/agua/index.html#superior>
- Isern, R. y Martínez, M. (2011). Estudio experimental de la movilidad de metales pesados en sedimentos de la cuenca del Jequetepeque, Perú [Tesis de pregrado, Universitat Politècnica de Catalunya] UPCommons. <https://upcommons.upc.edu/handle/2099.1/12248>
- Justo, A. (2014). Moléculas biológicas. <https://slideplayer.es/slide/161739/>
- Leitz, F., & Guerra, K. (2013). Water Chemistry Analysis for Water Conveyance, Storage, and Desalination Projects: Manuals and Standards Program. <https://n9.cl/sigal>
- Lorenzo, M., Arias, A., Álvarez, M. & Pérez, U. (2019). Aprender a interpretar la acidificación oceánica con recursos on-line y experimentación contextualizada. Enseñanza de las Ciencias, 37(2), 189-209. <https://doi.org/10.5565/rev/ensciencias.2564>
- Made-in-China. (2020, 8 de octubre). 0-14pH en línea de Agua Potable y RO Phmetro 0-150°C. https://es.made-in-china.com/co_shboqu/product_0-14pH-Online-Drinking-Water-and-RO-pH-Meter-0-150-C_rnugnnyhg.html
- Metcalf & Eddy (2013). Wastewater engineering: treatment and reuse. (5° ed.). McGraw Hill.
- National Center for Environmental Information [NCEI]. (2020). Annual salinity climatology at the surface (1.00-degree grid). <https://www.ncei.noaa.gov/access/world-ocean-atlas-2018f/index.html>
- Okamoto, G., Okura, T. & Goto, K. (1957). Properties of silica in water. Geochimica et Cosmochimica Acta, 12(1-2), 123-132.
- Ortiz, K. y Xajil, C. (2016). Manual de prácticas de laboratorio. Química General I. Facultad de Agronomía, Universidad de San Carlos de Guatemala. <https://docplayer.es/51090549-Manual-de-practicas-de-laboratorio-quimica-generalI.html>
- Pontificia Universidad Católica de Chile. (2021, 8 de abril). Propiedades del Agua de Mar. http://www7.uc.cl/sw_educ/geo_mar/html/h32.html
- RAE. (2020). Diccionario de la lengua española (online). <https://dle.rae.es/>
- Rando, M. (2017). Aplicación de los extractos solubles del alperujo (SBS) para detoxificación de aguas mediante aplicación del proceso foto-Fenton en condiciones cercanas a la neutralidad [Tesis de pregrado de Ingeniería Química, Universidad Politècnica de Valencia]. [https://riunet.upv.es/bitstream/handle/10251/93808/RAND0%20-%20Aplicaci%C3%B3n%20de%20los%20extractos%20solubles%20del%20alperujo%20\(SBS\)%20para%20detoxicaci%C3%B3n%20de%20aguas%20medi....pdf?sequence=1](https://riunet.upv.es/bitstream/handle/10251/93808/RAND0%20-%20Aplicaci%C3%B3n%20de%20los%20extractos%20solubles%20del%20alperujo%20(SBS)%20para%20detoxicaci%C3%B3n%20de%20aguas%20medi....pdf?sequence=1)
- Ros, A. (2011, 13 de junio). El agua. Desalación. Capítulo 6: Conceptos básicos de ósmosis inversa. <http://www.mailxmail.com/curso-agua-desalacion-2-4/conceptos-basicososmosis-inversa-4-4>

- Saavedra, A., y Romero, J. (2003). Aspectos generales sobre procesos y tecnologías de membranas. <http://ambiente.usach.cl/jromero/imagenes/GUIAS%20MEMBRANA/Documento%201%20Antecedentes%20generales%20sobre%20membranas.pdf>
- Sharp, K.A. (2001). Water: Structure and Properties. *Encyclopedia of Life Sciences*, 1-7. <https://doi.org/10.1038/npg.els.0003116>
- Tang, Y., Yang, R. & Kang, X. (2018). Modeling the effect of water vaporization and salt precipitation on reservoir properties due to carbon dioxide sequestration in a depleted gas reservoir. *Petroleum*, 4(4), 385-397. <https://doi.org/10.1016/j.petlm.2017.12.003>
- Turekian, K. K. (1968). *Oceans. Foundations of earth science series*. Sello Editorial Prentice-Hall.
- United States Geological Survey. (2021, 5 de abril). Propiedades del Agua: pH. <https://water.usgs.gov/gotita/phdiagram.html>

CAPÍTULO 3

- Alsadaie, S. M. (2017). Design and Operation of Multistage Flash (MSF) Desalination: Advanced Control Strategies and Impact of Fouling. Design operation and control of multistage flash desalination processes: dynamic modelling of fouling, effect of noncondensable gases on venting system design and implementation of GMC and fuzzy control [Tesis de doctorado en Filosofía, University of Bradford]. <http://hdl.handle.net/10454/15924>
- Al-Sofi, M. (1999). Fouling phenomena in multi stage flash (MSF) distillers. *Desalination*, 126(1-3), 61-76. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(99\)00155-1](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(99)00155-1)
- Amy, G., Ghaffour, N., Li, Z., Francis, L., Linares, R. V., Missimer, T. & Lattemann, S. (2017). Membrane-based seawater desalination: Present and future prospects. *Desalination*, 401, 16-21. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2016.10.002>
- Borquéz, R. (2019). Desalinización de agua de mar y aguas salobres. <http://www.eula.cl/giba/wp-content/uploads/2019/05/C11.-R.Borquez-01.06.2019.pdf>
- Chandwankar, R. & Nowak, J. (2019). Thermal Processes for Seawater Desalination: Multieffect Distillation, Thermal Vapor Compression, Mechanical Vapor Compression, and Multistage Flash. *Handbook of Water and Used Water Purification*, 1-38. https://doi.org/10.1007/978-3-319-66382-1_116-1
- Dévora, G., González, R. y Ruiz, S. (2013). Evaluación de procesos de desalinización y su desarrollo en México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 4(3), 27-46.
- Diawara, C. K. (2008). Nanofiltration process efficiency in water desalination. *Separation & Purification Reviews*, 37(3), 302-324. <https://doi.org/10.1080/15422110802228770>
- Elimelech, M. & Phillip, W. A. (2011). The future of seawater desalination: energy, technology, and the environment. *Science*, 333(6043), 712-717. <https://doi.org/10.1126/science.1200488>
- Ho, W. & Sirkar, K. (1992). *Membrane handbook*. Springer Science & Business Media.
- Hunger, K., Schmeling, N., Jeazet, H. B., Janiak, C., Staudt, C. & Kleinermanns, K. (2012). Investigation of cross-linked and additive containing polymer materials for membranes

- with improved performance in pervaporation and gas separation. *Membranes*, 2(4), 727-763. <https://doi.org/10.3390/membranes2040727>
- International Desalination Association [IDA]. (2019). *IDA Water Security Handbook, 2019 - 2020 and GWI DesalData*.
- Karabelas, A. J., Koutsou, C. P., Kostoglou, M. & Sioutopoulos, D. C. (2018). Analysis of specific energy consumption in reverse osmosis desalination processes. *Desalination*, 431, 15-21. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2017.04.006>
- Lee, K. P., Arnot, T. C. & Mattia, D. (2011). A review of reverse osmosis membrane materials for desalination—development to date and future potential. *Journal of Membrane Science*, 370(1-2), 1-22. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2010.12.036>.
- Mohammad, A. W., Teow, Y. H., Ang, W. L., Chung, Y. T., Oatley-Radcliffe, D. L. & Hilal, N. (2015). Nanofiltration membranes review: Recent advances and future prospects. *Desalination*, 356, 226-254. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2014.10.043>
- Moreno, O. B. (2004). *La desalinización del agua: Teoría, técnica y procedimientos para obtener un recurso vital para sociedad contemporánea*. Universidad de Sevilla. M-005983/2008. https://hispagua.cedex.es/sites/default/files/hispagua_documento/sistemas%20de%20desalinizaci%C3%B3n.pdf
- Pontié, M., Derauw, J. S., Plantier, S., Edouard, L. & Bailly, L. (2013). Seawater desalination: nanofiltration—a substitute for reverse osmosis?. *Desalination and Water Treatment*, 51(1-3), 485-494. <https://doi.org/10.1080/19443994.2012.714594>
- Ramilo, L., Gómez de Soler, S. y Coppari, N. (2003). *Tecnologías de proceso para desalinización de aguas*. [https://www2.congreso.gob.pe/sicr/cendocbib/con4_uibd.nsf/4D880B81E-22FB8F30525811A0062C2A0/\\$FILE/desalinizacion_de_aguas.pdf](https://www2.congreso.gob.pe/sicr/cendocbib/con4_uibd.nsf/4D880B81E-22FB8F30525811A0062C2A0/$FILE/desalinizacion_de_aguas.pdf)
- Saavedra, A., y Romero, J. (2003). *Aspectos generales sobre procesos y tecnologías de membranas*. <http://ambiente.usach.cl/jromero/imagenes/GUIAS%20MEMBRANA/Documento%201%20Antecedentes%20generales%20sobre%20membranas.pdf>
- Saavedra, A., Valdés, H., Mahn, A., y Acosta, O. (2021). Comparative analysis of conventional and emerging technologies for seawater desalination: Northern Chile as a case study. *Membranes*, 11(3), 180. <https://doi.org/10.3390/membranes11030180>
- Shenvi, S. S., Isloor, A. M. & Ismail, A. F. (2015). A review on RO membrane technology: developments and challenges. *Desalination*, 368, 10-26. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2014.12.042>.
- Skipton, S., & Spuhler, B. (2014). *Drinking water treatment: Water softening (Ion exchange)*. DigitalCommons@University of Nebraska - Lincoln. <https://extensionpublications.unl.edu/assets/pdf/g1491.pdf>
- Velandia, E., y Brito, Y. (2019). *Análisis de factibilidad para la desalinización de agua de mar como solución definitiva de acceso permanente al recurso hídrico en la media y alta Guajira*. <https://repository.unad.edu.co/handle/10596/30676>.
- Voutchkov, N. (2013). *Desalination engineering: planning and design*. McGraw Hill Professional.

- Voutchkov, N. (2018). Energy use for membrane seawater desalination—current status and trends. *Desalination*, 431, 2–14. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2017.10.033>
- Wade, N. (2001). Distillation plant development and cost update. *Desalination*, 136(1), 3–12. [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(01\)00159-X](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(01)00159-X)
- Zhou, D., Zhu, L., Fu, Y., Zhu, M. & Xue, L. (2015). Development of lower cost seawater desalination processes using nanofiltration technologies—A review. *Desalination*, 376, 109–116. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2015.08.020>

CAPÍTULO 4

- Acondicionamientos. (2021, 18 de octubre). Bioensuciamiento de membrana de Osmosis Inversa. <https://www.acondicionamientos.com.ar/bioensuciamiento-de-membrana-de-osmosis-inversa/>
- Carbotecnia. (2020, 5 de diciembre). Centro de Aprendizaje. <https://www.carbotecnia.info/aprendizaje/>
- Castejón, M. (2015). Desarrollo y caracterización de membranas poliméricas microporosas [Tesis de maestría, Universidad Politécnica de Cataluña]. <https://upcommons.upc.edu/handle/2099.1/25684>
- Chillón, M. (2009). Reducción de boro en aguas procedentes de la desalación [Tesis doctoral, Universidad de Alicante] Repositorio Institucional de la Universidad de Alicante. https://rua.ua.es/dspace/bitstream/10045/13838/1/Tesis_Chillon.pdf
- Choudhury, R.R., Gohil, J.M., Mohantya, S., & and Nayak, S.K. (2018). Antifouling, fouling release and antimicrobial materials for surface modification of reverse osmosis and nanofiltration membranes. *Journal of Materials Chemistry A*, 6(2), 313–333. <https://doi.org/10.1039/c7ta08627j>
- Conwed. (2020). Plastic molding process. Conwed Global Netting Solutions. <https://www.extrudedplastics.com/conwed-global-netting-solutions/del>
- Vigo-Pisano, F., Pena, N. Sepúlveda-Barrios, J., y Chesters, S.P. (2012). Impacto del ensuciamiento en el funcionamiento de membranas de ósmosis inversa [conferencia]. III Seminario Internacional de Desalación Aladyr. Antofagasta, Chile. <https://docplayer.es/52539773-Impacto-del-ensuciamiento-en-el-funcionamiento-de-membranas-de-osmosis-inversa.html>
- Geise, G. M., Lee, H. S., Miller, D. J., Freeman, B. D., McGrath, J. E. & Paul, D. R. (2010). Water purification by membranes: the role of polymer science. *Journal of Polymer Science Part B: Polymer Physics*, 48(15), 1685–1718. <https://doi.org/10.1002/polb.22037>
- Global Membrains. (2020). Membrane Biofouling. <http://www.global-membrane.com>
- Gozálvez, J. M. (1998). Fabricación de membranas de acetato de celulosa aptas para ósmosis inversa y nanofiltración mediante el método de inversión de fase [Tesis de doctorado, Universidad Politécnica de Valencia, Departamento de Ingeniería Química y Nuclear]. <https://riunet.upv.es/bitstream/handle/10251/4281/tesisUPV876.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- International Desalination Association [IDA]. (2019). IDA Water Security Handbook, 2019 – 2020 and GWI DesalData.

- Kurmus, H. & Mohajerani, A. (2020). The toxicity and valorization options of cigarette butts. *Waste Management*, 104, 104-118. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.01.011>
- Mahar, J., Krishnan, M., Kaligotla, H., Gerra, R., Powell, A. & Andrews, J. (2017). Filtration for the Bioprocessing Industry. *BPE Journal on System Design*, 2(1), 1-14.
- Medina, A. (2012). Teoría de restricciones para procesos de manufactura. *Enfoque* 3(3). https://www.researchgate.net/publication/315482959_Teoria_de_restricciones_para_procesos_de_manufactura
- Mulder, M. & Mulder, J. (1996). *Basic principles of membrane technology*. Springer Science & Business Media.
- PCA Water Treatment. (2021, 17 de noviembre). Maintenance of RO membranes. <https://pcawater.com/en/blog/maintenance-ro-membranes>
- Piqué, G. y Truby, R. (1989). *Manual Práctico de Osmosis Inversa*. <https://es.scribd.com/document/398027716/236940660-Manual-Practico-de-Osmosis-Inversa-Osmonics-pdf>
- Reda: Food processing plants. (2020). *Osmosis Inversa*: <http://www.redaspa.com/es/aplicaciones/separacion-por-membranas/osmosis-inversa-2/>
- RisingSun membrane. (2020). Our products+. Risingsun membrane technology (Beijing, China) Co., Ltd. <https://www.risingsunmembrane.com/products.html>
- Saavedra, A., y Romero, J. (2003). Aspectos generales sobre procesos y tecnologías de membranas. <http://ambiente.usach.cl/jromero/imagenes/GUIAS%20MEMBRANA/Documento%201%20Antecedentes%20generales%20sobre%20membranas.pdf>
- Sánchez, J. M., Casañas, A., García, M. R., Zarzo, A. J., Gonzalo, M., Gallego, S., Marcó, J., Benito, B., Monforte, L., Urgoiti, N., Pérez, M., Aznar, R., Luque, F., Guerrero, L. y Roset, J. (2009). *Guía de Desalación: aspectos técnicos y sanitarios en la producción de agua de consumo humano*. https://www.mscbs.gob.es/profesionales/saludPublica/docs/Guia_desalacion.pdf
- Sarrión, H. (2018). *Propiedades y aplicaciones de los polímeros sintéticos en la construcción* [Tesis de Pregrado, Universidad Politécnica de Valencia. España]. https://m.riunet.upv.es/bitstream/handle/10251/116197/memoria_21013004.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Sefiltra. (2021, 14 de octubre). Filtración tangencial. <https://www.sefiltra.com/productos/filtracion-tangencial/>
- Telwesa. (2019, 17 de diciembre). Reutilización de membranas de osmosis inversa. <https://telwesa.com/reutilizacion-de-membranas-de-osmosis-inversa/>
- Toray. (2020). Toray RO. <https://www.water.toray/products/ro>
- Urcelay, A.A. (2007). *Tecnologías sostenibles sobre la gestión del agua: la desalación, estudio del caso en la zona costera del Mediterráneo* [Tesis de pregrado]. <https://upcommons.upc.edu/bitstream/handle/2099.1/4248/Ainhoa%20Albaina.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- WaterTech. (2021, 18 de octubre). Limpiadores de membrana. <https://www.watertechgroup.com/es/industrial-comercial-osmosis-inversa-ro-ytratamiento-de-agua-sistemas/antimicrobianos-limpiadores-y-servicios-de-membranas-de-agua-limpiadores-de-membranas>

CAPÍTULO 5

- AEDYR, AQUAESPaña, AEAS, y TRAGSATEC. (2009). Guía de Desalación: Aspectos técnicos y sanitarios en la producción de agua de consumo humano. https://www.msccbs.gob.es/profesionales/saludPublica/docs/Guia_desalacion.pdf
- ALPHAOMEGA Electronics. (2021, 11 de septiembre). Productos. Sensores y Sondas. RK500-13 Sensor de CE/Salinidad en línea para líquidos. <https://www.alphaomegaelectronics.com/es/sensores-y-sondas/5441-rk500-13-sensor-de-cesalinidad-en-lineapara-liquidos.html>
- Andrade, E. (2020, enero 26). Crisis medioambiental en Quintay: la privatización del agua como el origen del problema. *diarioUChile*. <https://radio.uchile.cl/2020/01/26/crisis-medioambiental-en-quintay-la-privatizacion-del-agua-como-el-origen-del-problema/>
- Aquasalud. (2011). Tipos de resinas de intercambio iónico. <http://www.desmineralizadores.com/tipos.html>
- BACHOFEN. (2021, 11 de septiembre). Économiser au lieu de pêcher en eau trouble : Capteur de turbidité itm-51 d'anderson-negele. <https://www.bachofen.ch/fr-ch/secteurs/focus-sur-les-secteurs-oem/focus-pharma-technologie-medicale-alimentaire/produit-de-focusanderson-negele-capteur-de-turbidite>
- Baudish, P. (2015). Design considerations for tunnelled seawater intakes. En T. Missimer, B. Jones & R. Maliva. (Ed.), *In Intakes and outfalls for seawater reverse-osmosis desalination facilities* (pp. 19-38). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-13203-7_2
- BLEIF. (2021, 5 de septiembre). Manómetros mecánicos. <http://www.bleif.com.ar/productos-2/manometros-analogicos>
- Birnhack, L., Nir, O. & Lahav, O. (2014). Establishment of the underlying rationale and description of a cheap nanofiltration-based method for supplementing desalinated water with magnesium ions. *Water*, 6(5), 1172-1186. <http://dx.doi.org/10.3390/w6051172>
- Brewing et al. (2010). Alkalinity reduction with slaked lime. https://braukaiser.com/wiki/index.php/Alkalinity_reduction_with_slaked_lime
- Bravo, C. (2012). Análisis técnico - económico del pretratamiento de alimentaciones acuosas a plantas de ósmosis inversa [Tesis de pregrado, Universidad de Santiago de Chile].
- Carbotecnia. (2020, 5 de diciembre). Centro de Aprendizaje. <https://www.carbotecnia.info/aprendizaje/>
- DARF. (2020). Division Fluidos, Project Advisors. www.darf.com.pe
- Departamento de Ingeniería de Procesos y gestión Industrial. (Sin fecha). Tema 5: Elementos de caudal. Segunda parte. <http://oilproduction.net/files/Tema-5-Elementos-de-Caudal-Parte-2.pdf>
- Feo, J. (2013). Optimización de costes en líneas de producción para plantas desaladoras de agua de mar mediante ósmosis inversa en las Islas Canarias [Tesis de doctorado, Universidad de las Palmas de Gran Canaria]. https://accedacris.ulpgc.es/bitstream/10553/11533/1/0312170_00000_0001.pdf

- FIA y Ministerio de Agricultura. (2010). Ficha N°44. Sistema para Reducir la Concentración de Boro en Aguas de Riego, Proyecto de Innovación en la XV Región de Arica y Parinacota. http://bibliotecadigital.fia.cl/bitstream/handle/20.500.11944/1990/44_Ficha_Boro.pdf?sequence=2&isAllowed=y
- Fibras y Normas de Colombia S.A.S. (2021, 1 de abril). Agua potable. Decantación: Definición, Tipos, Aplicaciones, Estanques y sus tipos. <https://blog.fibrasynormasdecolombia.com/decantacion-definicion-tipos-aplicacionesestanques-tipos/>
- FLUKE. (2021, 5 de septiembre). Manómetros de comprobación de precisión 700G de Fluke. <https://www.fluke.com/es-es/producto/instrumentos-de-calibracion/calibradores-depresion/fluke-700g>
- Frías, A. (2012). Número de Reynolds. <https://es.slideshare.net/CarlosFriasFraire/numero-dereynolds-14803948>
- Fritz, S. (2015). Diseño y construcción de una planta desaladora de osmosis inversa para producción de agua en calidad de riego de bajo costo y fácil operación a partir del río Lluta, Arica [Tesis de pregrado, Universidad de Santiago de Chile]. Fundación Chile. (2015, 26 de junio). Inauguran primera planta desalinizadora que funciona con energía solar en Isla de Pascua. <https://fch.cl/noticianoticia-destacadanoticiaantigua/inauguran-primera-planta-desalinizadora-que-funciona-con-energia-solar-enisla-de-pascua/>
- Gálvez, A. (2011). Aplicación del proceso de osmosis inversa al tratamiento del agua de mar. Estudio técnico y de viabilidad económica [Tesis de pregrado, Universidad Politécnica de Cataluña]. <http://hdl.handle.net/2099.1/13099>
- González, A., Dugarte, N., Macia, A., Rejan, S., Álvarez, A., Pérez, S., Muñoz, S., Dugarte, E., y Argañaraz, S. (2018). Avances en el desarrollo de un sistema de espirometría con correlación ECGAR para la detección temprana de enfermedades cardiorrespiratorias [conferencia]. ECEFI 2018 - Congreso Internacional de Educadores en Ciencias Empíricas en Facultades de Ingeniería. Mendoza, Argentina. https://www.researchgate.net/publication/328080878_Avances_en_el_Desarrollo_de_un_Sistema_de_Espirometria_con_correlacion_ECGAR_para_la_Deteccion_Temprana_de_Enfermedades_Cardiorrespiratorias/references
- Greenlee, L. F., Lawler, D. F., Freeman, B. D., Marrot, B. & Moulin, P. (2009). Reverse osmosis desalination: water sources, technology, and today's challenges. *Water research*, 43(9), 2317-2348.
- Hidritec. (2020). Sistema de dosificación. <http://www.hidritec.com/hidritec/sistemas-dedosificacion>
- Hoffman, A. M. (2008). Design guidelines for a reverse osmosis desalination plant [Tesis de doctorado, North-West University]. http://dspace.nwu.ac.za/bitstream/handle/10394/4211/Hoffman_AntonMichael.pdf;sequence=3
- Hyspacontrol. (2021, 7 de septiembre). Caudalímetro de turbina de acero inoxidable para líquidos. <http://www.hyspacontrol.com/es/liquidos/217-lx-gl-flow-caudalimetro-de-turbina-para-liquidos-de-acero-inoxidabl.html>

- iAgua. (2021). Hacia una nueva cultura de regadío. <https://www.iagua.es/>
- Ibáñez, J. G. & Rajeshwar, K. (1997). Environmental Electrochemistry. Academic Press.
- Industrias Asociadas S.A.S. (2021, 11 de septiembre). Sensores y controladores. Sensores. Capacitivo. Sensor Capacitivo CJ10-30GK-WS. <https://www.industriasociadas.com/producto/sensor-capacitivo-cj10-30gk-ws/>
- Infra P3 Latam S.A. de C.V. (2016). Proyectos Agua. <https://desaladora.sonora.gob.mx/images/transparencia/estudios/cap1-etjdesaladora.pdf>
- Isla de Pascua Paquete Turísticos. (2021, 8 de agosto). Principales distancias desde Isla de Pascua. <https://paquetesisladepascua.cl/isla-de-pascua-mapa-mundi/>
- Karintsev, I. B. & Pavlenko, I. V. (2017). Hydroaeroelasticity. https://www.researchgate.net/publication/321587243_Hydroaeroelasticity
- Kohlmann, F. (2015, 25 de marzo). How To Install pH Sensors. <https://www.wateronline.com/doc/how-to-install-ph-sensors-0001>
- KYsearo. (2014). How to Intake Seawater for Desalination Plant? <https://kysearo.com/how-to-intake-seawater-for-desalination-plant>
- LabProcess. (2021, 30 de junio). Caudalímetros electromagnéticos, una necesidad allí donde haya agua. <https://www.labprocess.es/noticias/caudalímetros-electromagneticos-unanecesidad-alli-donde-haya-agua>
- Lenntech. (Sin Fecha). Desalación de agua salada: Proceso de Post-tratamiento. <https://www.lenntech.es/procesos/mar/post-tratamiento/general/desalacion-posttratamiento.htm>
- Matelco. (2020). Coagulación-Floculación-Sedimentación. <https://www.matelco.es/control-dela-carga-organica-en-agua-potable-segunda-parte/coagulacion-floculacionsedimentacion/>
- Mayperot. (2021, 7 de septiembre). Equipos. Rotámetros. <https://mayperot.com/rotametrosflujometros-caudalímetros/>
- Medina, J. (2000). Desalación de aguas salobres y de mar: Osmosis Inversa. Mundi-Prensa Libros.
- Monje, M. (2018). Filtración (II): selección del equipo de filtrado. <https://www.iagua.es/blogs/miguel-angel-monge-redondo/filtracion-ii-seleccionequipo-filtrado>
- Moreno, D. (2021). Estudio de los procesos fisicoquímicos en operaciones de pretratamiento en osmosis inversa para la desalinización de agua de mar [Tesis de pregrado, Universidad de Santiago de Chile].
- Oficina de Salud Ambiental y Departamento de Salud Pública de Massachusetts. (2015). Floraciones de Algas Nocivas en Cursos de Agua Dulce. <https://www.mass.gov/doc/harmful-algae-blooms-in-fresh-water-bodiesspanish/download>
- Orostizaga, E. (2018). Diseño preliminar de captaciones costeras de agua de mar-aplicaciones en la costa central y norte de Chile [Tesis de pregrado, Universidad Técnica Federico Santa María]. <https://repositorio.usm.cl/bitstream/handle/11673/23242/3560900257122U-TFSM.pdf?sequence=1>

- Pérez, J. (2017). Fundamentos, diseño, construcción y mantenimiento. Plantas desaladoras de agua de mar. La laguna. España. <https://docplayer.es/92055679-Fundamentos-diseño-construcción-y-mantenimiento-bastidores-de-membranas.html>
- Perry, R. H., Green, D. W. y Maloney, J. O. (Eds.). (2001). Manual del ingeniero químico. (Vol. 2). McGraw-Hill.
- Pure Aqua, Inc. (2018, 2 de noviembre). Sistema de Intercambio de Ion de Eliminación de Nitrato 10 GPM [Video]. Youtube. https://www.youtube.com/watch?v=MCdpXT_roik&ab_channel=PureAqua%2CInc.%28USA%29
- Ramírez, O. (2015). Bombas Hidráulicas de Desplazamiento positivo. Informe de Mecatrónica. <http://mkoscarramirez829368.blogspot.com/2015/09/bombas-hidraulicas-dedesplazamiento.html>
- Rodríguez, E. (2013). Automatización de un proceso químico batch para la producción de polioles [Tesis de pregrado, Instituto Politécnico Nacional]. <https://tesis.ipn.mx/jspui/bitstream/123456789/12303/1/tesis%20enoe2.pdf>
- Saavedra, A., y Romero, J. (2003). Aspectos generales sobre procesos y tecnologías de membranas. <http://ambiente.usach.cl/jromero/imagenes/GUIAS%20MEMBRANA/Documento%201%20Antecedentes%20generales%20sobre%20membranas.pdf>
- Salas, J. (2017). Análisis de configuraciones del Procesos O.I. en desalación. https://www.zaragoza.es/contenidos/medioambiente/cajaAzul/1955-P1-Jorge_Salas-PPTACC.pdf
- Sánchez, J. M., Casañas, A., García, M. R., Zarzo, A. J., Gonzalo, M., Gallego, S., Marcó, J., Benito, B., Monforte, L., Urgoiti, N., Pérez, M., Aznar, R., Luque, F., Guerrero, L. y Roset, J. (2009). Guía de Desalación: aspectos técnicos y sanitarios en la producción de agua de consumo humano. https://www.mscbs.gob.es/profesionales/saludPublica/docs/Guia_desalacion.pdf
- Stewart, I. (2015). Impact of Fuel Rod Coatings on Reactor Performance and Safety [Tesis de maestría, Universidad de Tennessee]. https://www.researchgate.net/publication/275950252_Impact_of_Fuel_Rod_Coatings_on_Reactor_Performance_and_Safety#fullTextFileContent
- TaiwanTrade. (2020). Filtro & cartucho de filtro. <https://es.taiwantrade.com/product/filtro-decartucho-de-membrana-de-ultrafiltraci%C3%B3n-de-%C3%B3smosis-inversa-1601138.html>
- The Process Piping. (2021, 13 de noviembre). Introduction to cavitation. <https://www.theprocesspiping.com/introduction-to-cavitation/>
- Uchuary, A. (2013). Rehabilitación de un banco de pruebas para estudio de bombas centrífugas y adecuación del banco para el estudio de turbinas tipo turgo [Tesis de pregrado, Universidad Técnica Particular de Loja]. <https://www.utpl.edu.ec/>
- WaterReuse Association. (2011). Overview of Desalination Plant Intake Alternatives. https://www.researchgate.net/publication/301635791_Overview_of_Desalination_Plant_Intake_Alternatives
- Yepes, V. (2020). Drenaje horizontal con pozos radiales. Universitat Politècnica de València. <https://victoryepes.blogs.upv.es/tag/pozos/>

Zipp, J. (2012). La medición de temperatura en procesos biotecnológicos. <https://www.interempresas.net/Alimentaria/Articulos/99766-La-medicion-detemperatura-en-procesos-biotecnologicos.html>

CAPÍTULO 6

Canales Sectoriales. (2009, 7 de octubre). Cavitación en el bombeo de fluidos. https://www.interempresas.net/Componentes_Mecanicos/Articulos/34521-Cavitacionen-el-bombeo-de-fluidos.html

Castorani, J. (2021, octubre 21). Golpe de Ariete. Ing. Marítima. <http://ingmaritima.blogspot.com/2016/03/golpe-de-ariete.html>

Complete Water Solutions. (2020). RO Membrane Scaling: What to Do?. www.completewater.com

DEBEM. (2019, 19 de septiembre). La cavitación en bombas centrífugas. <https://www.debem.com/es/la-cavitacion-en-las-bombas-centrifugas/>

Dubichem. (2015). RO Membrane Cleaner Supplier Dubai Fujairah Sharjah UAE middle east <http://www.dubichem.com/blog/ro-membrane-cleaner-supplier-dubai-fujairah-sharjahuae-middle-east>

Dychdala, G. (1993). The chemistry of membrane cleaning. Ecolab-Klenzade technical bulletin.

Sanchis, J. (2019, junio 9). Golpe de ariete en las calderas industriales. Calderas Industriales. <https://www.calderasformacion.com/golpe-de-ariete-en-las-calderas-industriales/>

The Process Piping. (2021, 21 de septiembre). Introduction to Cavitation. <https://www.theprocesspiping.com/introduction-to-cavitation/>

Water World. (2017). Membrane biofouling is like a bacterial "super glue", finds Australian study. <https://www.waterworld.com/international/desalination/article/16203170/membranebiofouling-is-like-a-bacterial-super-glue-finds-australian-study>

Zipp, J. (2012). La medición de temperatura en procesos biotecnológicos <https://www.interempresas.net/Alimentaria/Articulos/99766-La-medicion-detemperatura-en-procesos-biotecnologicos.html>

CAPÍTULO 7

Hernández, M. (2011). Tablas para la evaluación del funcionamiento de las plantas desaladoras de agua de mar de Ósmosis Inversa. https://fcc.es/documentos/05_documento_por_temas/Desalacion%20Tablas%20de%20gestion%20y%20costes/Informe_Tablas_25_2.pdf

UOP Fluid Systems (1990). Manual práctico de osmosis inversa. Editor G.G. Pique.

CAPÍTULO 8

- Arumi, J.L., Oyarzun, R. & Sandoval, M. (2005). Natural protection against groundwater pollution by nitrates in the Central Valley of Chile. *Hydrological Sciences Journal- Journal Des Sciences Hydrologiques*, 50(2), 331-340.
- Avni, Noa, Moshe Eben-Chaime, and Gideon Oron. 2013. "Optimizing Desalinated Sea Water Blending with Other Sources to Meet Magnesium Requirements for Potable and Irrigation Waters." *Water Research* 47 (7): 2164-76. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.01.018>.
- Gallego-Elvira, B., J. Reza, B. Martín-Gorriz, J. F. Maestre-Valero, and V. Martínez-Alvarez. 2021. "Irriblend-DSW: A Decision Support Tool for the Optimal Blending of Desalinated and Conventional Irrigation Waters in Dry Regions." *Agricultural Water Management* 255 (September): 107012. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2021.107012>.
- Hernández, M. (2011). Tablas para la evaluación del funcionamiento de las plantas desaladoras de agua de mar de Ósmosis Inversa. https://fcc.es/documentos/05_documento_por_temas/Desalacion%20Tablas%20de%20gestion%20y%20costes/Informe_Tablas_25_2.pdf
- Hirzel, Juan. 2014. Diagnóstico nutricional y principios de fertilización en frutales y vides. 2nd ed. Colección de libros INIA 31. Chillán: Instituto de Investigaciones Agropecuarias.
- Instituto Nacional de Normalización [INN]. (1978). NCh 1333 - Norma chilena sobre requisitos de calidad del agua para diferentes usos. https://ciperchile.cl/pdfs/11-2013/norovirus/NCh1333-1978_Mod-1987.pdf
- Lesimple, Alain, Farah Ejaz Ahmed, and Nidal Hilal. 2020. "Remineralization of Desalinated Water: Methods and Environmental Impact." *Desalination* 496 (December): 114692. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2020.114692>.
- Martínez-Alvarez, Victoriano, Manuel J. González-Ortega, Bernardo Martín-Gorriz, Mariano Soto-García, and Jose F. Maestre-Valero. 2018. "14 - Seawater Desalination for Crop Irrigation—Current Status and Perspectives." In *Emerging Technologies for Sustainable Desalination Handbook*, edited by Veera Gnaneswar Gude, 461-92. Butterworth-Heinemann. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-815818-0.00014-X>.

CAPÍTULO 9

- Ayers, R. S. & Westcot, D. W. (1985). Water quality for agriculture. <http://www.fao.org/3/T0234E/T0234E01.htm#ch1.2.1>.
- Carrasco, G. y Izquierdo, J. (1996). La empresa hidropónica de mediana escala: la técnica de la solución nutritiva recirculante ("NFT"). (pp. 56-90). Universidad de Talca.
- DGA y CADE-IDEPE Consultores. (2004). Cuenca del Río Lluta Diagnóstico y Clasificación de los Cursos y Cuerpos de Agua Según Objetivos de Calidad. <http://bibliotecadigital.ciren.cl/handle/123456789/6303>

- Ferreira, R. y Selles, G. (2013). Manual de riego para especies frutales: uso eficiente del agua de riego y estrategias para enfrentar períodos de escasez. Boletín INIA 278. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. <http://biblioteca.inia.cl/medios/biblioteca/boletines/NR39147.pdf>.
- Finger, M. (2012). Estudio preliminar de recursos superficiales río Camiña. Dirección General de Aguas, Chile. SDT, N°326.
- Hirzel, J. (Ed.). (2014). Diagnóstico nutricional y principios de fertilización en frutales y vides. (2ª ed.). Colección de libros INIA 31. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. <https://biblioteca.inia.cl/handle/123456789/3574>
- Instituto Nacional de Estadísticas [INE]. (2019). Agricultura, agroindustria y pesca. <https://www.ine.cl/estadisticas/economia/agricultura-agroindustria-y-pesca>
- Instituto Nacional de Normalización [INN]. (1978). NCh 1333 - Norma chilena sobre requisitos de calidad del agua para diferentes usos. https://ciperchile.cl/pdfs/11-2013/norovirus/NCh1333-1978_Mod-1987.pdf
- Oficina de Estudios y Políticas Agrarias [ODEPA]. (2015). Sistema de interacción de los usuarios del agua en la cuenca del río Cachapoal. <https://www.odepa.gob.cl/wpcontent/uploads/2017/12/cuencaCachapoal.pdf>.
- Oficina de Estudios y Políticas Agrarias [ODEPA]. (2018). Superficie cultivada con hortalizas. <https://www.odepa.gob.cl/superficie-cultivada-con-hortalizas-3>

ANEXO A: Casos

Ejemplo A.1. Una localidad agrícola cuenta con agua salobre de 7,87 PSU y será tratada en un módulo de osmosis inversa de configuración espiral que tiene las características siguientes:

Rechazo Salino (ξ): 99,5%.

Largo del Módulo (L): 1 m.

Altura canal de alimentación (H): $1 \cdot 10^{-3}$ m.

Considere la Ecuación 4.30 para el coeficiente de permeabilidad de la membrana (A):

$$A = 5 \cdot 10^{-9} \cdot e^{\left(\frac{-2.000}{T}\right)}$$

considerando, temperatura (T) en K y A en $\text{m}/\text{Pa} \cdot \text{s}$.

Luego, utilice la Ecuación 4.26 de la correlación afín a la geometría del módulo:

$$\text{Sh} = 1,75 \left(\text{Re} \cdot \text{Sc} \cdot \frac{d_{EG}}{L} \right)^{1/3}$$

considere, $d_{EQ} = 2H$, y que el coeficiente de difusión es $1,22 \cdot 10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$

Por otro lado, las variables de operación son:

Temperatura: 20 °C.

Δp : 230 psi.

Velocidad media: 0,5 m/s.

Entonces, a partir de lo anterior, se pide determinar el flujo de permeado en $\text{L}/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ y el coeficiente de polarización por concentración, considerando el efecto de éste en la presión osmótica.

Solución:

Inicialmente, se determinan las propiedades del agua salobre. A partir de la Tabla 2.11 se obtiene la densidad con la interpolación siguiente:

$$\frac{\rho - 1.002,01}{7,87 - 5,00} = \frac{1.005,79 - 1.002,01}{10,00 - 5,00} \quad (\text{A.1})$$

$$\rho = \frac{1.005,79 - 1.002,01}{10,00 - 5,00} \cdot (7,87 - 5,00) + 1.002,01 \quad (\text{A.2})$$

$$\rho = 1.004,18 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \quad (\text{A.3})$$

Además, la viscosidad se obtiene de la Tabla 2.12:

$$\mu = 1.002 \cdot 10^{-3} \text{ (kg/ms)} \quad (\text{A.4})$$

Luego, para aplicar la correlación afín a la geometría se calcula el diámetro equivalente y los números adimensionales (Re (ver Ecuación 5.17) y Sc (ver Ecuación 4.22)).

$$d_{\text{EQ}} = 2 \cdot 1 \cdot 10^{-3} \quad (\text{A.5})$$

$$d_{\text{EQ}} = 2 \cdot 10^{-3} \text{ m} \quad (\text{A.6})$$

$$\text{Re} = \frac{\rho \cdot \langle v \rangle \cdot d_{\text{EQ}}}{\mu} \quad (\text{A.7})$$

$$\text{Re} = \frac{1.004,18 \cdot 0,5 \cdot 2 \cdot 10^{-3}}{1.002 \cdot 10^{-3}} \quad (\text{A.8})$$

$$\text{Re} = 1002,18 \quad (\text{A.9})$$

$$\text{Sc} = \frac{\mu}{\rho \cdot D} \quad (\text{A.10})$$

$$\text{Sc} = \frac{1.002 \cdot 10^{-3}}{1.004,18 \cdot 1,22 \cdot 10^{-9}} \quad (\text{A.11})$$

$$\text{Sc} = 817,90 \quad (\text{A.12})$$

Por lo tanto, el número de Sherwood se determina a partir de la Ecuación 4.26, obteniendo:

$$\text{Sh} = 1,75 \left(1.002,18 \cdot 817,9 - \frac{2 \cdot 10^{-3}}{1} \right)^{1/3} \quad (\text{A.13})$$

$$\text{Sh} = 20,64 \quad (\text{A.14})$$

Luego, aplicando la Ecuación 4.23 se obtiene el coeficiente de transferencia de materia:

$$K_L = \frac{\text{Sh} \cdot D_M}{d_{EQ}} \quad (\text{A.15})$$

$$K_L = \frac{20,64 \cdot 1,22 \cdot 10^{-9}}{2 \cdot 10^{-3}} \quad (\text{A.16})$$

$$k_L = 1,26 \cdot 10^{-5} \text{ m/s} \quad (\text{A.17})$$

Por lo tanto, el coeficiente de polarización (ver Ecuación 4.11) es:

$$\beta = e^{J_p / 1,26 \cdot 10^{-5}} \quad (\text{A.18})$$

El flujo de permeado (J_p) se determina con la Ecuación 4.19, siendo necesario para esto determinar la presión osmótica mediante la Ecuación 4.17:

$$\Delta\pi = \phi \cdot R \cdot T \cdot C_a \cdot \xi \quad (\text{A.19})$$

En este caso, la concentración del agua cruda es:

$$C_a = \frac{X_a \cdot \rho}{M_1} \quad (\text{A.20})$$

$$C_a = \frac{0,00787 \cdot 1.004,18}{58,5} \quad (\text{A.21})$$

$$C_a = 0,1351 \frac{\text{kmol}}{\text{m}^3} \quad (\text{A.22})$$

Luego, la presión osmótica resulta:

$$\Delta\pi = 2 \cdot 8,314 \cdot 293 \cdot 0,1351 \cdot 0,995 \quad (\text{A.23})$$

$$\Delta\pi = 654.916,7 \text{ Pa} \quad (\text{A.24})$$

Como A es:

$$A = 5 \cdot 10^{-9} \cdot e^{\left(\frac{-2.000}{293}\right)} \quad (\text{A.25})$$

$$A = 5,43 \cdot 10^{-12} \frac{\text{m}}{\text{Pa}\cdot\text{s}} \quad (\text{A.26})$$

Entonces, el flujo de permeado, usando la Ecuación 4.19 es:

$$J_p = A \cdot (\Delta P - \beta \cdot \Delta\pi) \quad (\text{A.27})$$

$$J_p = 5,43 \cdot 10^{-13} \cdot (1.585.794 - \beta \cdot 654.917) \quad (\text{A.28})$$

La Ecuación A.28 depende de la Ecuación A.18. Entonces, la secuencia iterativa es la siguiente:

J (m/s), dado	β , de ecuación A.18	JP (m/s), ecuación A.28
$1 \cdot 10^{-6}$	1,0826	$4,76 \cdot 10^{-6}$
$2 \cdot 10^{-6}$	1,1720	$4,44 \cdot 10^{-6}$
$3 \cdot 10^{-6}$	1,2688	$4,10 \cdot 10^{-6}$
$4 \cdot 10^{-6}$	1,3736	$3,73 \cdot 10^{-6}$
$3,8 \cdot 10^{-6}$	1,3520	$3,80 \cdot 10^{-6}$

Por lo tanto, el coeficiente de polarización es 1,35 y el flujo de permeado es:

$$J_p = 3,8 \cdot 10^{-6} \frac{\text{m}}{\text{s}} \quad (\text{A.29})$$

, o lo que es equivalente:

$$J_p = 13,68 \frac{\text{L}}{\text{m}^2 \cdot \text{h}} \quad (\text{A.30})$$

Ejemplo A.2. Un grupo de regantes desea clarificar agua salobre (5000 ppm, expresado como cloruro de sodio), mediante módulos de osmosis inversa de tipo espiral, con un área de filtración de 6,3 m², un rechazo salino de 99% y una recuperación volumétrica de 10% por módulo. El flujo de alimentación en cada módulo es de 2,5 m³/h, a 25°C, con una presión de 200 psi. Se pide determinar:

- Los flujos de permeado y concentrado de cada módulo.
- Las composiciones de cada corriente.
- El parámetro A de la membrana a la temperatura de operación.
- Si se modifica la presión a 250 psi, determinar el flujo de permeado en L/hm².

Solución:

- Inicialmente, el flujo de permeado se determina mediante la Ecuación 4.5:

$$\dot{V}_p = R_v \cdot \dot{V}_a \quad (\text{A.31})$$

$$\dot{V}_p = 0,1 \cdot 2,5 \quad (\text{A.32})$$

$$\dot{V}_p = 0,25 \frac{\text{m}^3}{\text{h}} \quad (\text{A.33})$$

Considerando que el cambio de densidad es insignificante entre la entrada y las salidas del módulo, entonces el flujo de concentrado es:

$$\dot{V}_c = R_a \cdot \dot{V}_p \quad (\text{A.34})$$

$$\dot{V}_c = 2,5 - 0,25 \quad (\text{A.35})$$

$$\dot{V}_c = 2,25 \frac{\text{m}^3}{\text{h}} \quad (\text{A.36})$$

- A partir de la Tabla 2.11 se obtiene la densidad:

$$\rho = 1.000,81 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \quad (\text{A.37})$$

Debido a que se utilizará la ecuación de van ´ Hoff para calcular las presiones osmóticas, se requiere determinar la concentración salina de la alimentación con la siguiente ecuación:

$$\rho = 1.000,81 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3} \quad (\text{A.38})$$

$$C_a = \frac{0,005 \cdot 1.000,81}{58,5} \quad (\text{A.39})$$

$$C_a = 0,086 \frac{\text{kmol}}{\text{m}^3} \quad (\text{A.40})$$

Luego, la concentración en el permeado se determina con la Ecuación 4.6:

$$C_p = C_a \cdot (1 - \xi) \quad (\text{A.41})$$

$$C_p = 0,086 \cdot (1 - 0,99) \quad (\text{A.42})$$

$$C_p = 0,00086 \frac{\text{kmol}}{\text{m}^3} \quad (\text{A.43})$$

Finalmente, se calcula la concentración del concentrado empleando la Ecuación 2.51:

$$C_c = \frac{C_a - R \cdot C_p}{1 - R} \quad (\text{A.44})$$

$$C_c = \frac{0,086 - 0,1 \cdot 0,00086}{1 - 0,1} \quad (\text{A.45})$$

$$C_c = 0,096 \frac{\text{kmol}}{\text{m}^3} \quad (\text{A.46})$$

c) El parámetro A se despeja de la ecuación de flujo de permeado. Por lo tanto, primero se calcula:

$$J = \frac{2,25}{6,3 \cdot 3.600} \text{ m/s} \quad (\text{A.47})$$

$$J = 0,9921 \cdot 10^{-4} \text{ m/s} \quad (\text{A.48})$$

De la Tabla 2.13 $\phi = 2$ para el NaCl, entonces la presión osmótica (ver Ecuación 4.19) es:

$$\Delta\pi = \phi \cdot R \cdot T \cdot C_a \cdot \xi \quad (\text{A.49})$$

$$\Delta\pi = 2 \cdot 8.314 \cdot 298 \cdot 0,086 \cdot 0,99 \quad (\text{A.50})$$

$$\Delta\pi = 421.880,96 \text{ Pa} \quad (\text{A.51})$$

Como, Δp , entonces a partir de la ecuación del flujo de permeado (ver Ecuación 4.12), el coeficiente de permeabilidad es:

$$A = \frac{0,9921 \cdot 10^{-4}}{(1.378.952 - 421.880,96)} \quad (\text{A.52})$$

$$A = 1,037 \cdot 10^{-10} \frac{\text{m}^3}{\text{m}^2\text{sPa}} \quad (\text{A.53})$$

d) Modificando la presión de 200 psi a 250 psi, es decir , el nuevo flujo de permeado será (ver Ecuación 4.12):

$$J = 1,037 \cdot 10^{-10} (1.723.689 - 421.880,96) \quad (\text{A.54})$$

$$J = 1,34997 \cdot 10^{-4} \frac{\text{m}}{\text{s}} \quad (\text{A.55})$$

Por lo tanto,

$$J = 486 \frac{\text{L}}{\text{m}^2\text{h}} \quad (\text{A.56})$$

Ejemplo A.3. Una empresa desaladora de agua salobre ha detectado la disminución del flujo a través de una membrana como efecto del ensuciamiento de la misma. Por lo tanto, han realizado el ensayo del Índice de Ensuciamiento "SDI" (Silt Density Index), a una presión constante de 30 psi. El aparato para medir SDI consiste en un regulador de presión y un portafiltros, en el cual se coloca un filtro de 0,45 micras de poro. Se procedió a realizar lo siguiente:

1. Se coloca un filtro limpio en el portafiltro.
2. A presión de 30 psi, se determina el tiempo que tarda en filtrarse 500 mL del agua en observación.
3. Se deja correr el agua a través del filtro por 15 min.
4. Después de los 15 min, se determina nuevamente el tiempo que tarda en filtrarse 500 mL del agua en estudio.

El SDI₁₅ se calcula (ver Ecuación 2.49):

$$SDI_{15} = 100 \cdot \frac{\left(1 - \frac{t_1}{t_2}\right)}{t_T} \quad (A.57)$$

donde, t_T es el tiempo entre mediciones (15 minutos), t_1 es el tiempo necesario para filtrar 500 mL de muestra, al inicio de la prueba, y t_2 es el tiempo necesario para filtrar 500 mL de muestra, al final de la prueba.

La empresa detectó con el ensayo que t_1 y t_2 son 1 y 2 min, respectivamente. ¿Qué valor tiene SDI₁₅?

Solución:

Aplicando la Ecuación A.57:

$$SDI_{15} = 100 \cdot \frac{\left(1 - \frac{1}{2}\right)}{15} \quad (A.58)$$

$$SDI_{15} = 3,33 \quad (A.59)$$

Por lo tanto, como SDI > 3, entonces se recomienda realizar la limpieza de la membrana.

Ejemplo A.4. Una comunidad local opera una planta de osmosis inversa, obteniendo un flujo de permeado de 30 m³/h, cuyo arreglo consta de 7 PV en una primera etapa y 3 PV en una segunda etapa. Determinar el flujo de permeado del (L/m² · h), considerando que cada PV tiene 8 elementos de 400 ft² cada uno. ¿Qué puede concluir?

Nota: *PV: Pressure Vessel.

Solución:

El flujo de permeado (densidad de flujo de permeado) se determina mediante:

$$\text{Flux}(J) = \frac{\text{Flujo de permeado (P)}}{\text{área de transferencia (A)}} \quad (\text{A.60})$$

La superficie filtrante, S, se determina a partir de la información del arreglo utilizado:

$$A = \frac{400 \text{ ft}^2}{\text{elemento}} \cdot \frac{8 \text{ elementos}}{\text{PV}} \cdot (7+3)\text{PV} \cdot \frac{0,0929 \text{ m}^2}{1 \text{ ft}^2} \quad (\text{A.61})$$

$$A = 2.972,8 \text{ m}^2 \quad (\text{A.62})$$

Luego, el flujo de permeado del sistema es:

$$\text{Flux} = \frac{30}{2.972,8 \text{ h}} \frac{\text{m}^3}{\text{h} \cdot \text{m}^2} \frac{1.000\text{L}}{1\text{m}^3} \quad (\text{A.63})$$

$$\text{Flux} = 10,09 \frac{\text{L}}{\text{m}^2\text{h}} \quad (\text{A.64})$$

Se concluye que el sistema está operando con una baja productividad, teniendo como causas probables que las membranas requieran limpieza (por scaling y/o fouling) estén incrustadas o bien que se está utilizando una presión menor que la recomendada.

Ejemplo A.5. Una desalinizadora de agua salobre para riego emplea microfiltros (MF) como proceso de pretratamiento para eliminar turbidez. Calcular el flujo inicial de agua a través de un microfiltro que opera a 25°C y con una diferencia de presión de 1 bar. Asumir que el flujo de filtrado se rige por la ecuación de Darcy:

$$J = \frac{\varepsilon \cdot d_p^2 \cdot \Delta P}{32 \cdot \tau \cdot L \cdot \pi} \quad (\text{A.65})$$

, donde los parámetros de la ecuación se informan en la Tabla A.1.

Tabla A.1. Parámetros de las membranas en estudio.

Parámetro	MF
e (Porosidad)	0,6
rp (radio de poro)	0,2 mm
L (espesor)	1,0 mm
Tortuosidad (τ)	1,2

La viscosidad del agua de alimentación es $0,996 \cdot 10^{-3} \text{ Pa} \cdot \text{s}$, es decir 0,996 cP.

Solución:

Se calcula el flujo de agua empleando la ecuación anterior, expresión deducida de la Ley de Darcy:

$$J = \frac{0,6 \cdot (2 \cdot 0,2 \cdot 10^{-6})^2 \cdot 1 \cdot 10^5}{32 \cdot 1,2 \cdot 10^{-3} \cdot 0,996 \cdot 10^{-3}} \quad (\text{A.66})$$

$$J = 2,51 \cdot 10^{-4} \frac{\text{m}}{\text{s}} \quad (\text{A.67})$$

$$J = 2,51 \cdot 10^{-4} \frac{\text{m}^3}{\text{m}^2 \cdot \text{s}} \cdot \frac{1.000 \text{ L}}{1 \text{ m}^3} \cdot \frac{3.600 \text{ s}}{1 \text{ h}} \quad (\text{A.68})$$

$$J = 903,6 \frac{\text{L}}{\text{m}^2 \cdot \text{h}} \quad (\text{A.69})$$

El flujo obtenido en microfiltración es muy superior al de osmosis inversa. En un microfiltro el método de filtración es paralelo y no tangencial a la superficie

filtrante, motivo por el cual el flujo irá disminuyendo en el tiempo, cuando se opera con diferencia de presión total constante.

Ejemplo A.6. Considerar aguas superficiales cuya composición es característica de un río de la zona norte de Chile. La temperatura del agua es 20°C. Se requiere aplicar osmosis inversa, evitando que se produzcan incrustaciones de las membranas debido a la presencia de carbonato de calcio (CaCO_3), en concentraciones cercanas a la de la saturación. Algunos datos útiles del rechazo son los siguientes:

- pH es igual a 8,15.
- Los sólidos totales disueltos tienen una concentración igual a 5500 ppm.
- Concentración del calcio, expresado como mg/L CaCO_3 es: 320 ppm
- Concentración del bicarbonato, expresado como mg/L de CaCO_3 es: 150 ppm

Analizar, considerando el índice de saturación de Langelier, como se puede controlar el riesgo de ensuciamiento de las membranas.

Solución:

El índice de saturación de Langelier (LSI) se emplea para aguas salobres cuyos sólidos totales disueltos (TDS) no superan los 10,000 mg/L, es decir 1‰p/p, en la corriente del rechazo o concentrado. Este índice se define como (ver Ecuación 2.31):

$$\text{LSI} = \text{pHC} - \text{pHS}$$

, donde:

- pHC: pH de la corriente de rechazo de la osmosis inversa.
- pHS: pH de saturación, calculado de literatura. El pH de saturación pHS se define como (ver Ecuación 2.36):

$$\text{pHS} = \text{pCa} + \text{pAlk} + \text{C}$$

El índice de saturación de Langelier (LSI) es usado para expresar el riesgo potencial de scaling o incrustación debido a la precipitación de carbonato de calcio. Para tal efecto, el pH en el concentrado o rechazo deberá ser menor que el pH de saturación (pH_s), lo que permite que esté en equilibrio con el CaCO_3 . Por lo tanto, el criterio que se aplica es:

- Si el $\text{LSI} < 0$, El agua no está saturada en CaCO_3 , luego no hay potencial riesgo de scaling.

Si el LSI > 0, El agua está sobresaturada con respecto al CaCO_3 , luego existe el riesgo de incrustación.

Los valores de pCa, pAlk y C se obtienen mediante gráficas o de relaciones matemáticas.

- pCa depende de la concentración del ion calcio, es decir de la dureza cálcica. Este valor se determina de gráficas y para el caso en estudio se obtiene pCa = 2,50.
- pAlk depende de la concentración de alcalinidad total. Por definición la alcalinidad total es una expresión de la concentración de ion bicarbonato (HCO_3^-), expresado como mg/L de CaCO_3 . Este valor se determina de gráficas y para el caso en estudio se obtiene pAlk = 2,53
- C es una constante que depende de los SDT del rechazo y de la temperatura. Para el caso en estudio se obtiene C = 2,38.

De esta manera, se calcula el pH de saturación, siendo igual a:

$$\text{pHS} = \text{pCa} + \text{pAlk} + C = 2,50 + 2,53 + 2,38 = 7,41$$

Finalmente, se determina el LSI, siendo igual a:

$$\text{LSI} = \text{pHC} - \text{pHS} = 8,15 - 7,41 = 0,74.$$

Se concluye que las membranas sufrirán incrustaciones debido a que el LSI actual es >0. Para evitar este problema, se sugieren 2 posibles pretratamientos:

- a) Disminuir el pH de la alimentación dosificando ácido, para operar a $\text{pH} < 7$.
- b) Añadir un producto antiincrustante (por ejemplo hexametáfosfato de sodio), en dosis y flujo por determinar.

ANEXO B: Nomenclatura

Variable	Descripción	Unidad
A	Coeficiente de permeabilidad del solvente	$L/m^2 \cdot h \cdot bar$, $m^3/m^2 \cdot s \cdot Pa$
B	Coeficiente de permeabilidad del soluto	$L/m^2 \cdot h$
C	Concentración molar	mg/L, mol/L
CE	Conductividad eléctrica	$dS \cdot m^{-1}$, $mmhos \cdot cm^{-1}$
C_a	Concentración de soluto (sales) en la alimentación	mg/L, kg soluto/kg solución
C_c	Concentración de soluto (sales) en el rechazo	mg/L, kg soluto/kg solución
C_i	Concentración molar del ión "i-ésimo"	mg/L, mol/L
C_p	Concentración de soluto (sales) en el permeado	mg/L, kg soluto/kg solución
C_r	Concentración de sales del rechazo	mg/L
D	Diámetro interno de la tubería	mm, m
DBO	Demanda biológica de oxígeno	mg/L
D_M	Difusividad molecular o iónica del soluto en agua	m^2/s
DQO	Demanda química de oxígeno	mg/L
d_{EQ}	Diámetro equivalente	m, mm
	Campo eléctrico	V/m
E_v	Coeficiente de pérdidas de carga en accesorios o singularidades (válvulas, codos, etc.)	-
e_e	espesor de los espaciadores (módulo espiral)	m
FCT_a	Factor de corrección por temperatura	-
f_D	Factor de fricción de Darcy	-
f_F	Factor de fricción de Fanning	-
G	Conductancia	1/ohm

g	Constante de aceleración de gravedad	m/s ²
H _A	Constante de Henry	atm/f.molar
h _f	Pérdidas por fricción en tuberías	m
h _l	Pérdida por fricción en la succión de la tubería	m
h _s	Diferencia de nivel entre el espejo de agua y el centro de la succión de la bomba	m
I	Fuerza iónica	mol/(carga eléctrica) ² · kg
I	Intensidad de corriente	A
J	Densidad de corriente	A/m ²
J ₂₅	Flujo de permeado a 25°C	L/h
J _p	Densidad de flujo de permeado	L/m ² · h
J _T	Flujo de permeado a una temperatura	T L/h
K _a	Constante de acidez	(*)
K _b	Constante de basicidad	(*)
K _e	Constante de equilibrio	(*)
K _{ps}	Constante producto de solubilidad	(*)
K _T	Constante que depende de la fuerza iónica total de la solución y de la temperatura	-
k	Conductividad eléctrica del líquido	mho/cm
k _h	Constante de hidrólisis	-
k _L	Coefficiente de transporte convectivo de materia en la capa límite	m/s
L	Largo de la tubería	m
L	Longitud del módulo de la membrana, en la dirección del flujo de alimentación	m
M	Molaridad	mol/L
m	Masa	mg, g, kg
m	Pendiente de disminución del flujo	-
m _a	Flujo másico de alimentación	kg/h
m _c	Flujo másico del concentrado	kg/h
m _p	Flujo másico del permeado	kg/h
NPSHd	Altura neta positiva en la aspiración disponible	m
NPSHr	Altura neta positiva en la aspiración requerida	m
P	Potencia	kW, HP

P_{alk}	Logaritmo negativo de la alcalinidad total	-
P_{Ca}	Logaritmo negativo de la concentración de ion calcio	-
PS	Factor de paso de sales	-
pH	Logaritmo negativo de la concentración molar de protones	-
pHs	pH de saturación	-
pKa	Logaritmo negativo de la constante de acidez	-
pKb	Logaritmo negativo de la constante de basicidad	-
p	Presión	atm, bar,
p_v	Presión de vapor	m.c.a.
V	Caudal o flujo volumétrico	m ³ /s, L/h
V_a	Flujo volumétrico de alimentación	L/h
V_c	Flujo volumétrico de concentrado	L/h
V_p	Flujo volumétrico de permeado	L/h
R	Constante universal de gases ideales	L · atm/(mol · K)
R_{OI}	Factor de recuperación másico de una planta de osmosis inversa	-
R_v	Factor de recuperación volumétrico de una planta de osmosis inversa	-
R_{ext}	Radio externo tubería	mm, m
R^2	Coefficiente de correlación	-
R	Resistencia eléctrica	ohm
r	Radio interno tubería	mm, m
S	Superficie o Área	m ² , cm ²
Sh	Correlación adimensional tipo Sherwood	-
SP	Paso de sal	%
STD	Concentración de sólidos totales disueltos	ppm, PSU, mg/L, g/m ³

T	Temperatura absoluta	°C K
T_{COR}	Factor de proporción entre flujo de permeado a 25°C y flujo de permeado a una temperatura T	-
t	Tiempo	s, h
U	Parámetro constante para el flujo total de permeado	-
U_S	Parámetro constante para el soluto	-
U_W	Parámetro constante para el agua	-
V	Volumen	m ³ L
V_a	Caudal de alimentación	m ³ /h
V_p	Caudal del permeado	m ³ /h
V	Voltaje	V
v	Velocidad	m/s
W	Trabajo	J
X	Parámetro de Ley de Arrhenius	-
X_A	Fracción molar del gas disuelto en el líquido	-
y	Porcentaje de recuperación, en tanto por uno 179	%
y_A	Fracción molar de gas disuelto en el aire	-
Z_i	Carga eléctrica de la especie i	-
z	Altura geométrica	m
α	Constante ley de Henry	-
α_{AB}	Parámetro selectividad	-
β	Constante ley de Henry	-
β^*	Relación área sección menor/ área sección mayor	-
β	Factor de polarización	-
γ_i	Coefficiente de actividad de la especie i	-
Δl	Distancia entre corrugaciones sucesivas (módulo espiral)	M
δ	Distancia entre electrodos	cm
ε	Rugosidad absoluta	mm, m
η	Eficiencia	%
μ	Viscosidad dinámica	kg/m · s

ν	Viscosidad cinemática	m ² /s
ξ	Coefficiente de rechazo (o rechazo)	-
π	Presión osmótica	atm
ρ	Densidad	g/L kg/m ³
σ	Conductividad	S/m μ S/cm
τ	Tortuosidad	-
φ	Número de iones de un electrolito	-
%p/p	Porcentaje peso en peso	-
AC	Acetato de celulosa	-
CIP	Método de limpieza Cleaning in Place	-
CSR	Carbonato sódico residual	meq/L
ED	Electrodialisis	-
EDR	Electrodialisis inversa	-
EDTA	Ácido etilendiaminotetraacético	-
GMAO	Sistemas de gestión de mantenimiento asistido por ordenador	-
LSI	Índice de Langelier	-
MED	Destilación multiefecto	-
MFG	Medios de filtración granular (filtración multimedia)	-
MSF	Destilación flash multietapa	-
NF	Nanofiltración	-
NPSHr	Altura Neta Positiva en la Aspiración requerida	-
NPSHd	Altura Neta Positiva en la Aspiración disponible	-
NTK	Nitrógeno total Kjeldahl	-
NTU	Nephelometric Turbidity Unit	-
OI	Osmosis inversa	-
PA	Poliamida	-
PS	Polisulfona	-
PSU	Unidades prácticas de salinidad	-
PVA	Polivinilalcohol	-
RAS	Relación de adsorción de sodio	-
RSI	Índice de Ryznar	-

Re	Número adimensional de Reynolds	-
SDI	Índice de estabilidad del sedimento	-
SHMP	Hexametáfosfato sódico	-
SS	Sólidos solubles	mg/L
S&DSI	Índice de Stiff & Davis	-
Sc	Número adimensional de Schmidt	-
TRC	Cloro residual total	-

Nota: (*) las unidades dependerán de la estequiometría del equilibrio químico.



Mejor Riego
para Chile



yo
cuido
el agua

Boletín INIA / N° 462
www.inia.cl • www.cnr.gob.cl

