

CAPÍTULO VIII - 3. ABLANDAMIENTO DE AGUAS DURAS

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. ABLANDAMIENTO DE AGUA POR EL PROCESO CAL-SODA.....	2
2.1. VARIACIONES EN EL PROCESO DE CAL-SODA.....	3
2.1.1. <i>Ablandamiento Convencional de Cal-Soda.....</i>	<i>4</i>
2.1.2. <i>Tratamiento Con Cal en Exceso</i>	<i>4</i>
2.1.3. <i>Aplicación de Cal en Exceso Seguida de Recarbonatación.....</i>	<i>5</i>
2.1.4. <i>Tratamiento Fraccionado</i>	<i>5</i>
2.1.5. <i>Tratamiento en Tres Etapas</i>	<i>7</i>
2.2. VENTAJAS ADICIONALES DEL ABLANDAMIENTO CON CAL	8
2.2.1. <i>Eliminación de los Barros Procedentes del Ablandamiento con Cal.....</i>	<i>8</i>
2.3. EQUIPO NECESARIO PARA EL ABLANDAMIENTO CON CAL-SODA.....	8
2.3.1. <i>Cámaras de Mezcla, Floculación y Sedimentación</i>	<i>9</i>
2.3.2. <i>Alimentadores de Productos Químicos.....</i>	<i>9</i>
2.3.3. <i>Filtros y Elementos Auxiliares.....</i>	<i>9</i>
2.3.4. <i>Bombas de Extracción de Barros.....</i>	<i>10</i>
2.4. RECARBONATACIÓN	10
2.4.1. <i>Equipo Utilizado en la Recarbonatación.....</i>	<i>10</i>
2.5. ÍNDICES DE ESTABILIDAD DE AGUAS ABLANDADAS.....	11
2.5.1. <i>Índice de Langelier de Saturación del Carbonato de Calcio</i>	<i>11</i>
2.5.2. <i>Índice de Estabilidad de Ryznar</i>	<i>12</i>
2.5.3. <i>Exceso Momentáneo (M.E.).....</i>	<i>12</i>
2.5.4. <i>Índice de Fuerza Impulsora (D.F.I.).....</i>	<i>12</i>
2.5.5. <i>Utilización del Diagrama Modificado de Caldwell – Lawrence y el Abaco de Arbatsky.....</i>	<i>13</i>
3. ABLANDAMIENTO DE AGUA POR INTERCAMBIO IÓNICO	20
3.1. MÉTODOS DE ABLANDAMIENTO DE AGUA.....	21
3.1.1. <i>Ciclo Sodio.....</i>	<i>21</i>
3.1.2. <i>Corriente Fraccionada</i>	<i>22</i>

3.1.3. Desmineralización	22
3.1.4. El Ciclo Ablandamiento – Regeneración.....	23
3.2. INTERCAMBIADORES CATIÓNICOS DE SODIO	24
3.2.1. Materiales Empleados	24
3.2.2. Características de Funcionamiento de los Intercambiadores Catiónicos.....	27
4. DISEÑO DE LOS EQUIPOS DE ABLANDAMIENTO DE AGUA	33
4.1. CARACTERÍSTICAS CONSTRUCTIVAS.....	33
4.1.1. Carcasas	34
4.1.2. Sistema de Desagüe Inferior	34
4.1.3. Grava.....	34
4.1.4. Lecho de Intercambio Iónico	34
4.1.5. Entrada del Agua y Colector del Agua de Lavado	35
4.1.6. Sistema de Alimentación de Salmuera.....	35
4.2. CONTROLES OPERATIVOS	35
4.2.1. Lavado Ascendente.....	35
4.2.2. Limpieza.....	35
4.2.3. Contadores	35
4.3. ELIMINACIÓN DE LA SALMUERA AGOTADA	35
5. BIBLIOGRAFÍA.....	37

LISTA DE ILUSTRACIONES

TABLAS

Tabla 1. Niveles de regeneración sugeridos para los diversos tipos de resinas	23
Tabla 2. Capacidad relativa de intercambio de los intercambiadores catiónicos	27

FIGURAS

Figura 1. Efecto del agregado de cal para la reducción de la alcalinidad y las durezas de calcio, magnesio y no carbonatada.....	3
Figura 2. Variación del pH para la concentración máxima de iones carbonato en función de la alcalinidad total a diversas temperaturas	4
Figura 3. Efecto de la alcalinidad sobre el grado de dureza residual de magnesio	5
Figura 4. Porcentaje de agua de derivación y dureza de magnesio resultante.....	7
Figura 5. Diagrama modificado de Caldwell – Lawrence para el Ejemplo 1	15
Figura 6. Diagrama modificado de Caldwell – Lawrence para el Ejemplo 2	18
Figura 7. Diagrama de Arbatsky para agua saturada en contacto con CaCO_3 sólido.....	19
Figura 8. Efecto de dosificación de sal sobre la capacidad de intercambio	28
Figura 9. Efecto de la concentración de salmuera sobre la capacidad de intercambio	28
Figura 10. Efecto del tiempo de contacto de la salmuera sobre la capacidad de intercambio.....	29
Figura 11. Efecto de la profundidad del lecho sobre la capacidad de intercambio	30
Figura 12. Efecto de la composición del agua sobre la capacidad de intercambio	30
Figura 13. Efecto del caudal descendente sobre la caída de presión	31
Figura 14. Efecto de los cambios estacionales de la temperatura sobre la capacidad de intercambio	32
Figura 15. Expansión del lecho en función de los caudales ascendentes y de la temperatura	32

1. INTRODUCCIÓN

Se denomina dureza a la presencia de compuestos de calcio y de magnesio que se encuentran en solución en el agua potable. Otros iones divalentes, tales como el estroncio, hierro ferroso y manganeso, pueden contribuir a esta dureza, aunque en menor medida. Estos iones suelen estar asociados a aniones, siendo los más comunes el carbonato y sulfato, aunque en algunas aguas naturales, pueden existir cloruros y nitratos de calcio y magnesio.

La dureza atribuible a los bicarbonatos de calcio y de magnesio se conoce por “dureza de carbonato o carbonatada”, mientras que la correspondiente a sulfatos, cloruros o nitratos de calcio y magnesio recibe el nombre de “dureza no carbonatada”.

Los problemas derivados de la presencia de dureza en el agua tienen que ver con su tendencia a la precipitación de carbonato de calcio (CaCO_3), formando incrustaciones en los sistemas de distribución, especialmente si se encuentra a temperatura elevada. Aguas que contienen pequeñas concentraciones de dureza pueden ser corrosivas para el equipamiento utilizado, dependiendo de su alcalinidad, pH y oxígeno disuelto.

Los niveles de dureza aceptables para una dada comunidad son extremadamente variables. Algunos consumidores aceptan beber un agua con dureza total inferior a 50 mg/l de CaCO_3 , en tanto que otros no reclaman cuando este valor es mayor de 200 mg/l de CaCO_3 (CETESB, 1993).

Los estándares de calidad de agua para consumo humano de la OMS recomiendan como máximo deseable y máximo permisible 100 y 500 mg/l de CaCO_3 respectivamente. Las metas de calidad de agua de AWWA proponen valores comprendidos entre 80 y 100 mg/l de CaCO_3 , mientras que la EPA no recomienda ninguna especificación por considerar que los niveles de dureza están basados en la preferencia del consumidor (CETESB, 1993).

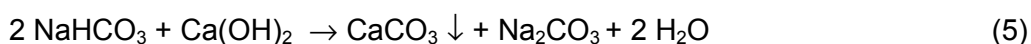
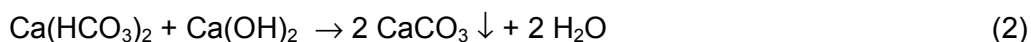
Por su parte, las Normas Canadienses para Agua de Bebida (1987) establecen que la aceptación pública del valor de dureza varía considerablemente. En general, los niveles de dureza comprendidos entre los 80 y 100 mg/l de CaCO_3 son considerados aceptables; niveles mayores de 200 mg/l son considerados malos, pero pueden ser tolerados, mientras que aquellos que exceden los 500 mg/l son considerados inaceptables (AWWA, 1990).

El proceso de ablandamiento consiste en la eliminación de las sales que producen la dureza con el fin de reducirla a un valor predeterminado que permita la reducción del consumo de detergentes, el control de la formación de incrustaciones, la prevención de la corrosión y otros factores que contribuyen a la obtención de un agua de mejor calidad. Los métodos de ablandamiento normalmente utilizados comprenden:

- Ablandamiento por método de cal soda
- Ablandamiento por intercambio iónico

2. ABLANDAMIENTO DE AGUA POR EL PROCESO CAL-SODA

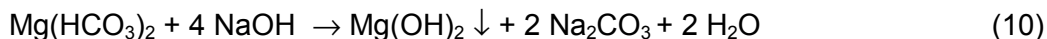
La química del ablandamiento del agua puede explicarse mejor recurriendo a las reacciones químicas que tienen lugar cuando se trata un agua que contiene sales de calcio y magnesio con cal y carbonato de sodio. A continuación se exponen las reacciones involucradas en el proceso cal-soda:



Debe señalarse que en la ecuación (1), el dióxido de carbono consumirá cal en proporción a su concentración en el agua y, por consiguiente, deberá tenerse en cuenta al calcular la cal necesaria.

El rendimiento de las reacciones será función de la temperatura, de la eficacia de las zonas de reacción, del tiempo y del efecto catalítico de los precipitados retenidos.

Otro método del proceso cal-soda es el empleo de hidróxido de sodio en lugar del carbonato de sodio. A continuación se presentan las reacciones químicas que ocurren en este tipo de proceso:

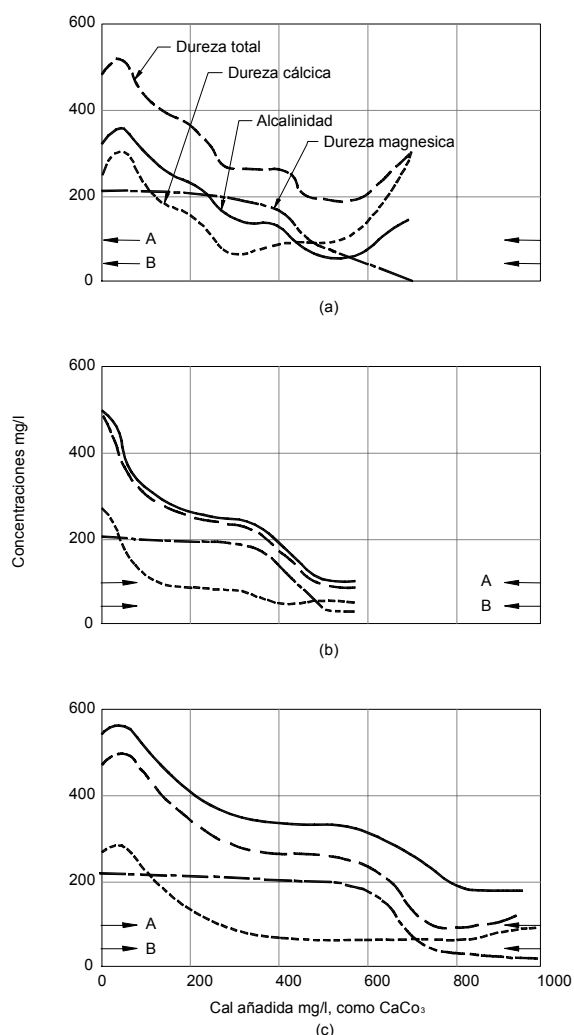


En general, suele emplearse una solución de hidróxido de sodio (NaOH al 50%) por las ventajas que ofrece en cuanto a la facilidad de manipulación y alimentación, menor formación de barros de carbonato cálcico y la capacidad de conservación durante el almacenamiento. Resulta evidente que la conveniencia de utilizar NaOH en este proceso, en lugar del carbonato de sodio, es función de los costos operativos de transporte y de la composición del agua cruda. Como puede observarse en las ecuaciones presentadas anteriormente, el NaOH desempeña un doble papel, puesto que precipita tanto la dureza carbonatada como la no carbonatada, con lo cual puede emplearse no sólo en reemplazo del carbonato de sodio, sino también como sustituto de una parte o de la totalidad de las necesidades de cal.

2.1. VARIACIONES EN EL PROCESO DE CAL-SODA

Antes de que se comprendiera completamente el proceso de cal-soda, la reducción de dureza obtenida fue muchas veces insatisfactoria, o bien la dureza remanente produjo depósitos en las cañerías y conductos que generó quejas con relación a su calidad. Este hecho motivó el desarrollo y adopción de métodos para prevenir la formación de incrustaciones, a través del mejoramiento de la estabilidad del efluente de la planta de ablandamiento. Dentro de estos métodos se puede mencionar a la carbonatación posterior al tratamiento convencional de cal-soda, tratamiento con exceso de cal, o seguido de recarbonatación y el tratamiento fraccionado; el uso de coagulantes y de polifosfatos para inhibir la formación de incrustaciones de carbonato de calcio.

En la **Figura 1** se puede observar el efecto de agregar cal a aguas crudas de composición diversa, donde las curvas graficadas permiten visualizar los cambios producidos en la alcalinidad y en la dureza de calcio, magnesio y no carbonatada.

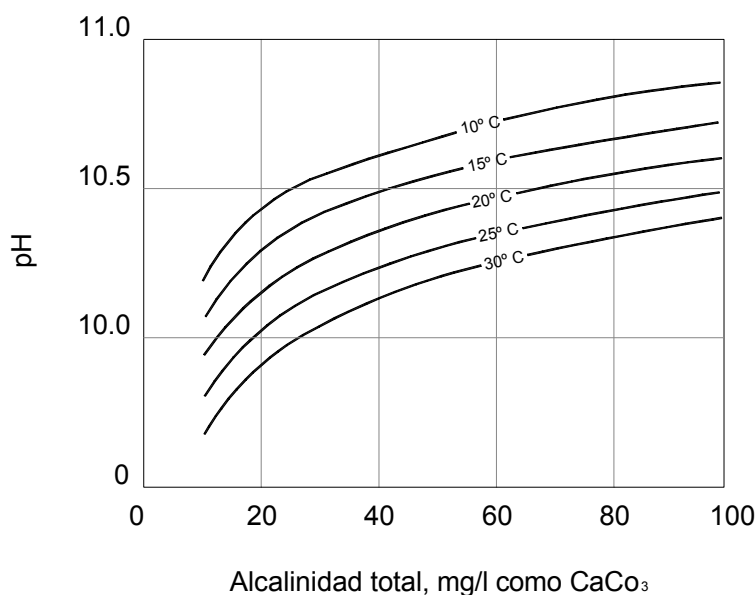


Fuente: Dye J. (1977)

Figura 1. Efecto del agregado de cal para la reducción de la alcalinidad y las durezas de calcio, magnesio y no carbonatada

2.1.1. Ablandamiento Convencional de Cal-Soda

Este tipo de tratamiento es el recomendado para precipitar la dureza de carbonatos, en aquellos casos en que no se necesita remover totalmente la dureza de magnesio, o cuando el agua cruda tiene un bajo contenido en magnesio. Si lo que se busca es reducir la concentración de carbonatos al mínimo, debe agregarse cal hasta obtener el pH de concentración de ion carbonato máxima. Este valor de pH varía con la temperatura y la alcalinidad total, tal como se muestra en la **Figura 2**.



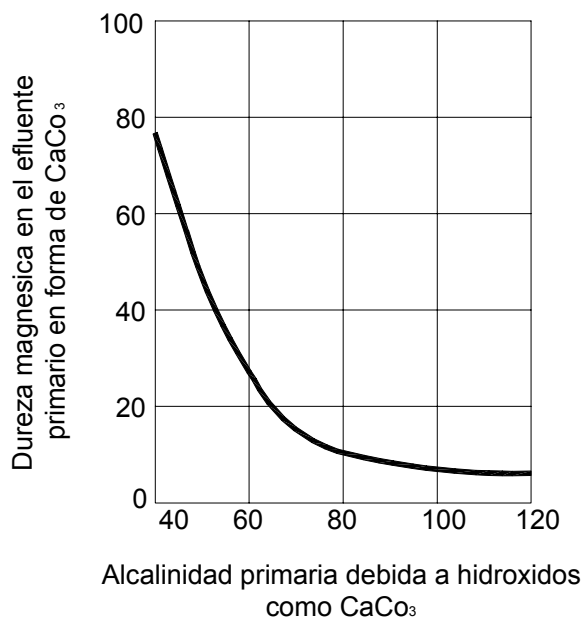
Fuente: Dye J. (1977)

Figura 2. Variación del pH para la concentración máxima de iones carbonato en función de la alcalinidad total a diversas temperaturas

2.1.2. Tratamiento Con Cal en Exceso

Este tipo de tratamiento se aplica en aguas que tienen una dureza de magnesio superior a 40 mg/L como CaCO_3 . Una vez que se ha separado el hidróxido de magnesio y el carbonato de calcio, debe neutralizarse la cal en exceso a fin de evitar el suministro de aguas cáusticas. Para ello, se aplica un método sencillo consistente en la carbonatación de la corriente o bien la adición de agua cruda derivada (tratamiento fraccionado).

En la **Figura 3** que se presenta a continuación, puede verse la reducción de magnesio para diversos valores de alcalinidad, obtenida en el tanque primario de una planta real.



Fuente: Dye J. (1977)

Figura 3. Efecto de la alcalinidad sobre el grado de dureza residual de magnesio

2.1.3. Aplicación de Cal en Exceso Seguida de Recarbonatación

Si el agua contiene una dureza de magnesio superior a los 40 mg/L como CaCO_3 , es preciso reducir su concentración a este valor como máximo, puesto que se ha comprobado que las aguas con esta característica no plantean problemas de incrustación de hidróxido de magnesio en los sistemas de calefacción doméstica de agua caliente, que funcionan a temperaturas del orden de 60 a 65 °C. Una vez que sedimentan el $\text{Mg}(\text{OH})_2$ y el CaCO_3 , y previamente a la filtración, se recarbonatará para convertir el exceso de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ en CaCO_3 , después de lo cual se procederá a una nueva floculación y sedimentación. Un agua ablandada por este método tendrá un pH del orden de 10,9, pudiendo dar lugar a la formación de incrustaciones. Si se recurre a la recarbonatación, podrá estabilizarse a un pH de 9,7 a 10, y si se adiciona polifosfato sódico se evitará la incrustación en la arena del filtro.

2.1.4. Tratamiento Fraccionado

En el tratamiento fraccionado una gran parte del agua dura se trata con toda la cal necesaria para la precipitación del $\text{Mg}(\text{OH})_2$ y el CaCO_3 , y a continuación se incorpora el resto de agua dura, procediéndose nuevamente al mezclado y sedimentación. El añadir toda la cal necesaria a tan sólo una parte del agua, equivale a someter a esta fracción a un tratamiento con cal en exceso, con lo cual se elimina prácticamente todo el contenido de magnesio. A continuación, la cal remanente se neutraliza con el CO_2 libre y con la alcalinidad de bicarbonato del agua derivada, con lo cual se elimina la dureza cálcica de esta corriente.

Las proporciones adecuadas, tanto del agua cruda a tratar con cal, como de la corriente a derivar, se pueden determinar analizando las características del agua cruda y, si es posible, con los resultados preliminares de los ensayos de ablandamiento con cal.

Para poder calcular el porcentaje óptimo del agua cruda que se debe derivar, se necesita contar con la siguiente información expresada en miliequivalentes/litro de CaCO_3 :

- Alcalinidad del agua cruda
- CO_2 libre del agua cruda
- Dureza de magnesio del agua cruda
- Alcalinidad de bicarbonatos que se desee en el efluente de la planta
- Alcalinidades de hidróxido en el efluente del tanque primario
- Dureza de magnesio obtenida en el tratamiento primario

Para poder obtener una curva de ablandamiento como la que se muestra en la **Figura 3**, se grafican las alcalinidades de hidróxido en abscisas y las durezas de magnesio residuales del tratamiento primario en ordenadas. De acuerdo a los valores obtenidos con esta curva, se puede calcular el porcentaje óptimo de agua cruda a derivar para poder obtener la dureza de magnesio y alcalinidad de bicarbonatos deseadas en el efluente de la planta. Las ecuaciones empleadas son las siguientes:

$$\begin{aligned} & \text{Porcentaje de agua cruda que deberá derivarse} = \\ & = \frac{100 \cdot (\text{alcalinidad de OH primaria} + \text{alcalinidad de bicarbonato deseado})}{\text{alcalinidad de OH primaria} + \text{alcalinidad total en agua cruda} + \text{CO}_2 \text{ libre en agua cruda}} \quad (12) \end{aligned}$$

La dureza de magnesio en el efluente de la planta es la media ponderada de las durezas de magnesio correspondientes al efluente primario y agua cruda, es decir:

$$\begin{aligned} & \text{Dureza de magnesio del efluente} = \\ & = \frac{(\% \text{ derivado} \cdot \text{dureza Mg del agua cruda}) + (100 - \% \text{ derivado}) \cdot \text{dureza Mg primaria}}{100} \quad (13) \end{aligned}$$

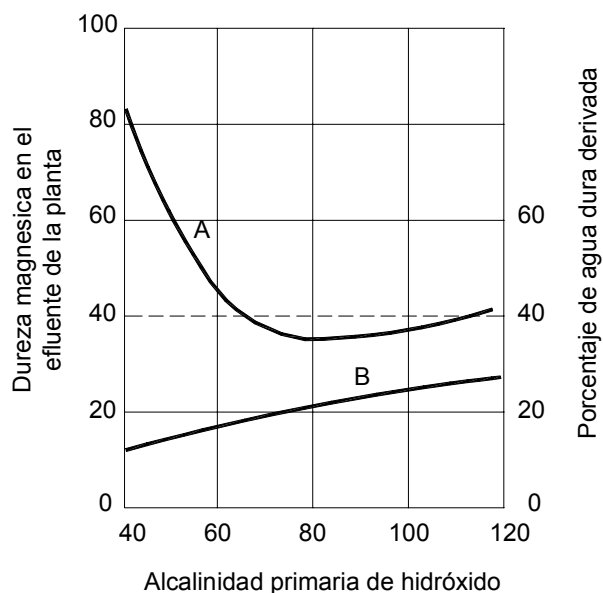
A modo de ejemplo, puede indicarse que la **Figura 3** se obtuvo con los siguientes datos de una planta de tratamiento:

Dureza de magnesio del agua cruda = 133 mequiv/L de CaCO_3

Alcalinidad total = 313 mequiv./L de CaCO_3

CO_2 libre = 68 mequiv/L de CaCO_3

Empleando estos valores y los de la **Figura 3**, y partiendo del supuesto de que es deseable que el efluente de la planta tenga una alcalinidad de bicarbonato de 15 mg/L, al sustituir dichos valores en las expresiones (12) y (13), se obtuvieron las curvas de la **Figura 4**.



Fuente: Dye J. (1977)

Curva A: porcentaje de agua de derivación

Curva B: dureza de magnesio del efluente de la planta

Figura 4. Porcentaje de agua de derivación y dureza de magnesio resultante

La **Figura 3** es un ejemplo de una curva de ablandamiento para el magnesio obtenida en una planta determinada, y por lo tanto no debe emplearse como referencia en otra planta, puesto que los valores variarán en función de los tiempos de reacción y sedimentación, de la temperatura y de los productos utilizados en la coagulación.

El tratamiento fraccionado no es necesariamente ni el más económico ni el mejor para todas las aguas crudas con un contenido de magnesio elevado, ya que su aplicabilidad depende de las cantidades de alcalinidad del agua cruda y de dióxido de carbono libre disponible para la neutralización de la alcalinidad de hidróxidos del efluente primario, así como de la concentración de magnesio en el agua cruda, que condiciona la cantidad de magnesio reintroducida cuando se mezclan el efluente primario y el agua derivada.

2.1.5. Tratamiento en Tres Etapas

En aquellos casos en que se aplica un tratamiento de ablandamiento convencional, se generan barros constituidos principalmente por carbonato cálcico, obteniéndose una cal de calidad elevada y que puede volverse a utilizar en el ablandamiento. Esta práctica no puede realizarse en los casos en que se emplea el tratamiento con cal en exceso, puesto que se generan barros con un alto contenido de magnesio, lo cual deteriora la calidad de

la cal obtenida. Existe un método, desarrollado por Hoover, en el cual se intenta eliminar el magnesio a través de la aplicación de un tratamiento primario dividido en tres etapas. En la primera de ellas se añade únicamente la cantidad de cal requerida por el CO_2 libre, la alcalinidad de bicarbonatos del agua y un pequeño exceso para precipitar una cantidad reducida de hidróxido de magnesio, que hará las veces de coagulante. Una vez que ha concluido la sedimentación, estos barros con elevada pureza de CaCO_3 se bombean a la planta de recombustión de cal. El efluente de la primera etapa pasa a la segunda, en la cual se añade más cal hasta alcanzar la alcalinidad de hidróxido requerida para obtener la reducción en dureza de magnesio deseada. Los barros procedentes de la segunda etapa contienen además de $\text{Mg}(\text{OH})_2$, una pequeña cantidad de CaCO_3 , que precipita al aumentar la concentración de ion calcio en el medio. El efluente de esta etapa pasa a la tercera fase, donde se vuelve a carbonatar o a mezclar con agua cruda derivada, según el método de ablandamiento que se emplee.

2.2. VENTAJAS ADICIONALES DEL ABLANDAMIENTO CON CAL

Fue Houston, en Inglaterra, quien observó por primera vez que el ablandamiento con cal ejercía un marcado efecto bactericida, por el cual a medida que aumentaba el valor de pH obtenido en el transcurso del tratamiento, tanto mayor resultaba el porcentaje de mortalidad de los microorganismos. A medida que el pH aumenta de 9,5 a valores superiores a 11, se registra una mortandad de casi el 100% en un período inferior a las dos horas, aun a bajas temperaturas.

Otra ventaja adicional que se ha observado en el ablandamiento con cal es la eliminación completa de hierro, que suele ser un parámetro tan importante como la dureza para el caso de aguas para consumo.

2.2.1. Eliminación de los Barros Procedentes del Ablandamiento con Cal

La eliminación de las grandes cantidades generadas en las plantas de ablandamiento que utilizan el método de cal-soda constituye un grave problema que debe planificarse con mucho cuidado.

Los principales métodos utilizados son la descarga de los barros en las corrientes de agua, descarga cloacal o pluvial, estancamiento, filtración con filtro de vacío y empleo de la torta como relleno de terrenos y recalcinación de los barros deshidratados y secos.

Los métodos de eliminación de estos residuos, se comentan en detalle en el Capítulo IX - Tratamientos y Dispositivos de Residuos de Plantas de Potabilización y Reuso de Agua.

2.3. EQUIPO NECESARIO PARA EL ABLANDAMIENTO CON CAL-SODA

El equipo que se emplea habitualmente para el ablandamiento con cal-soda es análogo al que se utiliza en las plantas de filtración de agua e incluye los siguientes componentes: cámaras de mezcla, floculación y sedimentación; equipos para la manipulación y alimentación de productos químicos; filtros de arena rápidos convencionales y algún tipo de equipo generador de dióxido de carbono. Por otra parte, se debe contar con una

variedad de material de laboratorio que permita la realización de los ensayos de control requeridos en las diversas etapas del proceso de ablandamiento.

2.3.1. Cámaras de Mezcla, Floculación y Sedimentación

En las plantas de ablandamiento convencionales de cal-soda, suelen emplearse los agitadores mecánicos, para las operaciones de mezcla y floculación, a fin de lograr un grado de agitación que sea independiente de la velocidad de flujo a través de las cámaras. Dentro de la cámara de mezcla rápida se produce la disolución de la cal y se inician las reacciones químicas, siendo el período de trabajo de cinco a diez minutos. En los tanques de floculación se completan las reacciones químicas, favoreciéndose la precipitación y el desarrollo de los flóculos. Estos procesos son relativamente lentos, requiriéndose entre cuarenta y sesenta minutos para lograr la aglomeración de las partículas. Por otra parte en las cámaras de sedimentación se produce la separación de las partículas desestabilizadas, siendo el tiempo de retención de dos a cuatro horas. Este período varía en función de la naturaleza de los flóculos formados y del material en suspensión, así como del tipo de coagulante o coadyuvante utilizado. Suelen emplearse velocidades horizontales del orden de los 0,15 a 0,30 m/min, a fin de evitar corrientes de reflujo y cortocircuitos y el empleo de deflectores para distribuir el flujo en forma regular por la sección transversal de la cámara. La mayoría de estos equipos cuenta además con barredores o colectores mecánicos de barro, en función del elevado volumen de barro que se producen en las plantas de ablandamiento de cal-soda.

2.3.2. Alimentadores de Productos Químicos

Los elementos más importantes de este tipo de equipos es el alimentador de cal y el apagador. A medida que la cal se alimenta a los apagadores, se pesa con alimentadores gravimétricos, que suelen disponer de reguladores de temperatura y dispositivos de alarma para evitar las temperaturas de apagado excesivas y una infraalimentación o sobrealimentación apreciables. También se dispone de controles de pH que efectúan pequeñas modificaciones en la dosificación para compensar las variaciones registradas en la composición del agua cruda y la pureza de la cal.

Actualmente se dispone de dos tipos de apagadores de cal: el de retención, y el de pasta. En el apagador de retención la relación del agua a la cal es de 4/1 o 5/1, necesitándose un plazo de veinte a treinta minutos para apagar la cal. Los apagadores del tipo de pasta emplean una proporción más baja de agua, del orden de 2/1 o 2,5/1 y el apagado se efectúa a temperaturas próximas a las de ebullición.

2.3.3. Filtros y Elementos Auxiliares

Los filtros y elementos auxiliares empleados en las plantas de ablandamiento con cal-soda son idénticos a los que se utilizan en las plantas de filtración, en especial las que cuentan con filtros rápidos de arena, aunque deben considerarse aspectos especiales y adoptar determinadas precauciones. Tal es el caso de la turbiedad del agua, que suele ser mayor que la registrada en una planta convencional de filtros y que puede generar problemas de cementación en el lecho de arena por la presencia de cristales de carbonato de calcio finamente divididos. Ello requerirá de un lavado ascendente muy

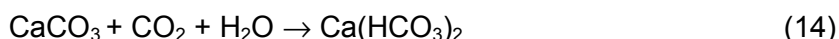
completo y, en algunos casos, del agregado de polifosfato que evite la predisposición a formación de incrustaciones en el filtro.

2.3.4. Bombas de Extracción de Barros

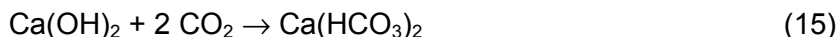
Estas bombas tienen por objeto la recirculación de los barros y su eliminación, en los casos en que resulta imposible la utilización de sistemas de desagüe por gravedad. La capacidad de las bombas de eliminación de barros debe calcularse considerando una concentración de sólidos del 5%, aunque si se emplean bombas centrífugas de impulsor abierto se pueden bombear con facilidad barros con hasta un 15% de peso en sólidos, a través de distancias del orden de los 3 a 5 kilómetros.

2.4. RECARBONATACIÓN

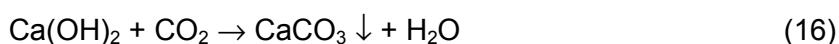
La recarbonatación se lleva a cabo burbujeando dióxido de carbono, que se combina con el carbonato cálcico que no precipitó para formar bicarbonato soluble, en una cantidad que será función del pH final deseado. La reacción que tiene lugar es la siguiente:



Si se ha agregado la cantidad suficiente de cal como para precipitar algo de hidróxido de magnesio, la alcalinidad de hidróxidos restante se convertirá también en bicarbonatos de acuerdo con la siguiente reacción:



Sin embargo, si se emplea el método de agregado de cal en exceso seguido de recarbonatación, se registrará la presencia de demasiado hidróxido de calcio después de la sedimentación, que aumentará la dureza en forma indebida, por lo cual será necesario precipitarlo en forma de carbonato cálcico de acuerdo con la siguiente reacción:



A veces, puede convenir efectuar un ajuste de pH a través de una recarbonatación final después de la filtración, a fin de evitar que se redisuelva una parte del carbonato cálcico precipitado.

2.4.1. Equipo Utilizado en la Recarbonatación

El dióxido de carbono necesario para la recarbonatación puede obtenerse de diversas maneras. Así, en las plantas más antiguas se genera quemando un combustible, como coque, fuel oil o gas, con exceso de aire, lavando los gases de chimenea y, a continuación, transportando el gas mediante un soplante o compresor hasta el punto de aplicación. Las plantas pequeñas pueden recurrir al empleo de dióxido de carbono líquido, requiriéndose de un evaporador para transformar al CO_2 en gas. Para controlar la cantidad de dióxido utilizado, es práctica común la utilización de un rotámetro.

La cámara de carbonatación debe proporcionar un tiempo de permanencia de 15 a 30 minutos y tener una profundidad de 3 a 4,5 metros, para permitir la absorción completa del gas.

2.5. ÍNDICES DE ESTABILIDAD DE AGUAS ABLANDADAS

En un principio, el único objetivo de la recarbonatación era prevenir la formación de incrustaciones o precipitación posterior en las conducciones. Sin embargo, pronto se comprobó que la sobrecarbonatación confería propiedades corrosivas al agua, con el consiguiente aumento de los problemas de formación de aguas rojas.

La aplicación de algunos principios de la fisicoquímica, en especial de la Ley de Acción de Masas, así como la interpretación de los análisis de agua y de las ecuaciones y equilibrios químicos, culminaron en el desarrollo del Índice de saturación de carbonato cálcico de Langelier. Con posterioridad siguieron otros procedimientos e índices que corrigieron algunas deficiencias del propuesto por Langelier, y que tienen por objeto predecir y medir la tendencia de un agua para depositar o disolver al carbonato cálcico y, por lo tanto, su capacidad protectora contra la corrosión.

2.5.1. Índice de Langelier de Saturación del Carbonato de Calcio

Langelier derivó una expresión para calcular el pH de saturación, pH_s , de un agua, para el que, siempre que no se registre ninguna modificación en la alcalinidad, ni en el contenido de calcio o sólidos disueltos, el agua ni deposita ni disuelve al carbonato de calcio. Este índice está relacionado con las siguientes ecuaciones de la ley de acción de masas y una ecuación estequiométrica de la neutralidad eléctrica en una solución acuosa.

$$Ca^{2+} \cdot CO_3^{2-} = K'_s \quad (17)$$

$$\frac{H^+ \cdot CO_3^{2-}}{HCO_3^-} = K'_2 \quad (18)$$

$$H^+ \cdot OH^- = K'_w \quad (19)$$

$$Alc. + H^+ = 2(CO_3^{2-}) + HCO_3^- + OH^- \quad (20)$$

Puesto que el pH_s de la mayor parte de las aguas tratadas con cal es inferior a 9, puede aplicarse la forma simplificada de la ecuación de Langelier, que es válida para un pH_s comprendido entre 6,5 y 9,5. Expresando las diversas constantes y concentraciones en forma logarítmica, la ecuación de Langelier se transforma en la siguiente:

$$pH_s = pK'_2 - pK'_s + pCa + pAlc. \quad (21)$$

En dicha expresión K'_2 es la segunda constante de ionización para el ácido carbónico, y K'_s , la constante del producto de solubilidad, ambas corregidas en función del efecto de la fuerza iónica y de la temperatura.

Langelier propuso que la diferencia entre el pH de la muestra de agua observado y pH_s calculado se denominase índice de saturación de carbonato cálcico (S.I.). Si la diferencia $pH_{real} - pH_s$ es positiva, ello indica una carencia de CO_2 en exceso y, en consecuencia, la propiedad de formar depósitos de carbonato de calcio, mientras que, en cambio, un valor negativo indica un exceso de CO_2 o propiedades que favorecen la disolución de incrustaciones.

2.5.2. Índice de Estabilidad de Ryznar

Empleando la expresión empírica $2 pH_s - pH$, Ryznar propuso el índice de estabilidad, para diferenciarlo del de saturación. Los valores de estabilidad superiores a 7 indican que el agua es corrosiva, mientras que los inferiores a esta cifra la caracterizan como tendiente a la formación de incrustaciones.

2.5.3. Exceso Momentáneo (M.E.)

Dye propuso el exceso momentáneo (M.E.) como medida cuantitativa del grado teórico de sobresaturación de un agua en lo que respecta al carbonato cálcico. El M.E., se basa en la ecuación (17), que se ha modificado de la siguiente forma:

$$(Ca^{2+} - x) \cdot (CO_3^{2-} - x) = K'_s \quad (22)$$

en la cual Ca^{2+} y CO_3^{2-} representan los moles de iones calcio y carbonato antes de la precipitación, y x , los de carbonato cálcico que se deben precipitar para establecer el equilibrio; K'_s es la constante del producto de solubilidad para el carbonato cálcico, corregida en función de la fuerza iónica y de la temperatura.

2.5.4. Índice de Fuerza Impulsora (D.F.I.)

El índice de fuerza impulsora (D.F.I.) lo ideó McCauley para expresar la fuerza impulsora que tiende a fomentar la deposición de carbonato de calcio si los niveles de la dureza cálcica y alcalinidad de carbonato son marcadamente distintos.

La ecuación para el D.F.I. es la siguiente:

$$D.F.I. = \frac{Ca^{2+} \cdot CO_3^{2-}}{K'_s \cdot 10^{10}} \quad (23)$$

En la cual Ca^{2+} y CO_3^{2-} representan las concentraciones en mg/L de $CaCO_3$, y K'_s es la constante del producto de solubilidad para el $CaCO_3$, una vez corregido en función de la fuerza iónica.

2.5.5. Utilización del Diagrama Modificado de Caldwell – Lawrence y el Abaco de Arbatsky

En la actualidad, la práctica para determinar la cantidad de productos químicos en los tratamientos de acondicionamiento está basada principalmente en relaciones estequiométricas, dado que estos cálculos son relativamente simples. Sin embargo, este método de estimación ignora la química iónica fundamental y la solubilidad en equilibrio, como así también el efecto de la temperatura y tensión iónica sobre las reacciones químicas.

Históricamente, el criterio más importante establecido para determinar la formación o disolución de incrustaciones es el de Langelier. Este índice puede utilizarse como una medida cualitativa solamente y no sirve para evaluar la masa del precipitado potencial.

Otra limitación que presenta el Índice de Langelier es la afirmación de que si un agua está sobresaturada, la precipitación resultante en las paredes de una cañería producirá una película protectora de la corrosión sobre el metal, lo cual no es válido puesto que la formación de esta película está relacionada no sólo con el estado de sobresaturación sino también con la capacidad buffer del agua.

El diagrama de Caldwell – Lawrence contiene tres familias de curvas, alcalinidad, pH y calcio, que se representan en coordenadas rectangulares. Todas las concentraciones se expresan en mg/L de CaCO_3 y cada diagrama es único para un valor determinado de temperatura y de sólidos disueltos totales.

La condición de saturación de un agua puede determinarse a partir de la representación de los valores medidos de pH, calcio y alcalinidad. Si las tres curvas se intersectan en un punto, significa que esa agua se encuentra saturada.

Si las líneas no intersectan en un punto, determinarán una figura, por lo tanto, es agua no está saturada, pero puede estar sobresaturada o bajo el punto de saturación. En los siguientes párrafos, se incluyen ejemplos que indicarán el procedimiento para determinar el estado correspondiente.

El diagrama también posee dos ejes ortogonales llamados Acidez y C_2 , donde C_2 es igual a la diferencia entre Alcalinidad y Calcio (Alc-Ca).

La alcalinidad puede expresarse como:

$$Alc = \text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-} + \text{OH}^- - \text{H}^+$$

donde cada término está expresado en mg/L de CaCO_3 .

Los cambios de alcalinidad resultantes del agregado de productos pueden calcularse mediante el siguiente balance químico:

$$Alc_{\text{final}} - Alc_{\text{inicial}} + Alc_{\text{agregada}} - Alc_{\text{precipitada}}$$

Por su parte la acidez se puede expresar de la siguiente forma:

$$Acidez = \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{CO}_3 + \text{HCO}_3^- + \text{H}^+ - \text{OH}^-$$

donde todos los términos están expresados en mg/L de CaCO_3 .

El eje horizontal C_2 es un parámetro que se mantiene constante durante la precipitación o disolución de CaCO_3 , dado que el CO_3^{2-} y el Ca^{2+} cambian en la misma proporción.

El valor de C_2 se ubica trazando una línea vertical por la intersección de las líneas de calcio y de alcalinidad medidos por análisis cuantitativo.

Aplicación del diagrama modificado de Caldwell – Lawrence en el tratamiento del agua

Existen dos tipos de problemas que son de especial importancia, el ablandamiento y la estabilización de aguas para consumo.

Estabilización

Los problemas de estabilización consisten en el cálculo de los requerimientos de productos químicos para corregir el pH y alcalinidad del agua, a fin de aumentar su capacidad buffer ante los cambios de pH y sobresaturada con respecto al CaCO_3 .

Algunos autores (Velez, 1983) señalan que para obtener un agua con tendencia a formar una película protectora de CaCO_3 , debe cumplir con las siguientes características:

- Agua sobresaturada con CaCO_3 . La precipitación potencial de CaCO_3 debe estar en el rango de 4 a 10 mg/L como CaCO_3 .
- La concentración de calcio y magnesio debe ser al menos 40 mg/L como CaCO_3 .
- La relación Alcalinidad/(Cloruros + Sulfatos) debe ser al menos 5/1, con todas las concentraciones expresadas en mg/L como CaCO_3 .
- El pH debe estar en el rango de 6,8 a 7,3.

El estado de saturación de un agua se puede determinar ubicando el valor de pH, alcalinidad y calcio medidos en las curvas correspondientes.

Ejemplo 1:

Muestra del Río Jachal, San Juan con tratamiento de potabilización.

Temperatura: 15 °C

Sólidos totales disueltos: 1250 mg/L

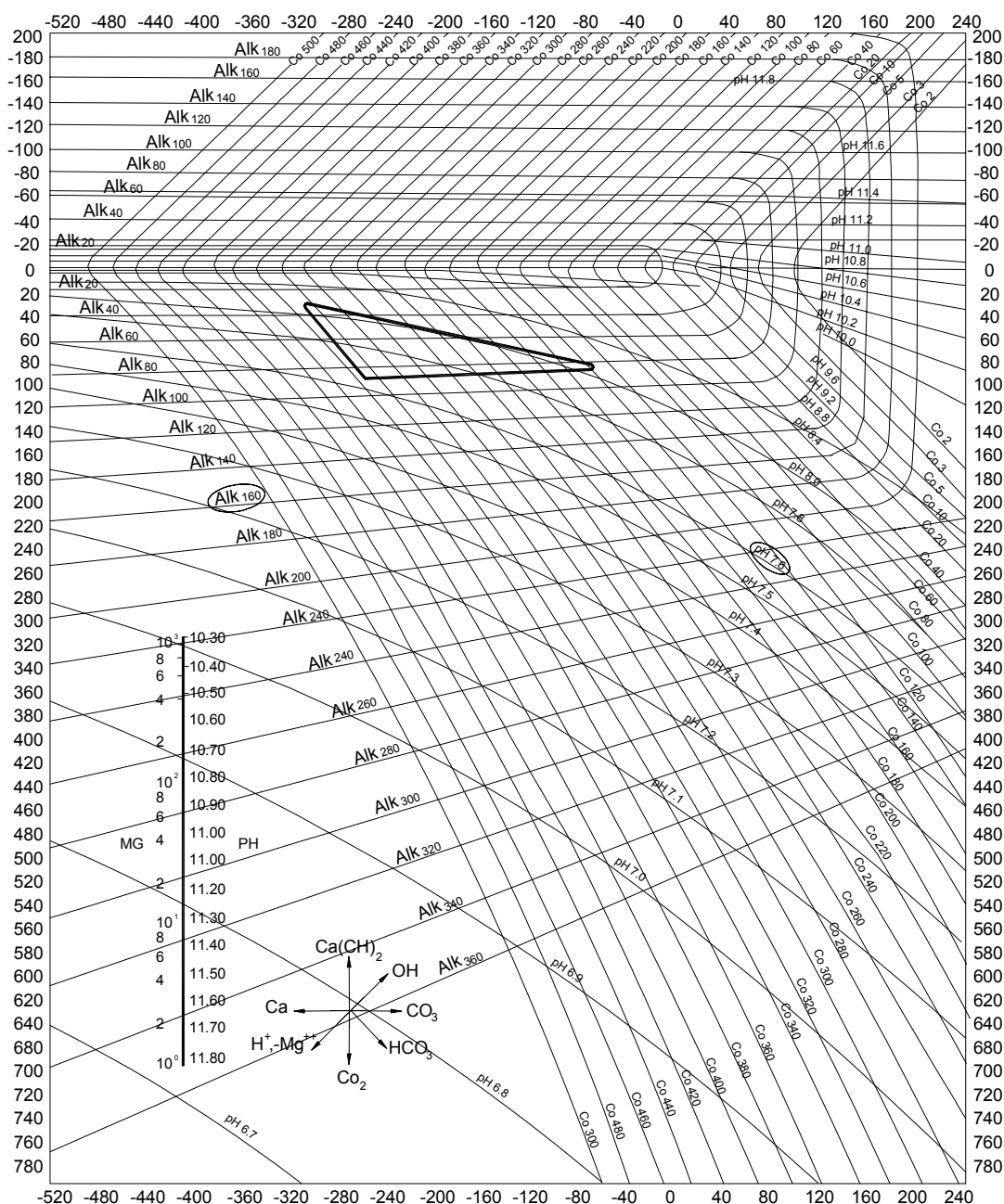
pH: 7,9

Alcalinidad: 112 mg/L como CaCO_3 .

Calcio: 350 mg/L como CaCO_3 .

En la **Figura 5** se puede observar que el agua no está en equilibrio porque las curvas no se intersectan en un punto. En este caso puede estar bajo el punto de saturación o sobresaturada.

Para determinar el estado de equilibrio debemos comparar el calcio medido con el correspondiente al estado de saturación. Si el calcio medido es mayor, el agua está sobresaturada. Si es menor, está bajo saturación. En este ejemplo en particular, la concentración de calcio necesaria para la saturación está determinada por la línea de Ca que pasa por la intersección de las líneas de pH y Alcalinidad, cuyo valor es 160 mg/L, menor que el valor medio (350 mg/L). Por lo expuesto, se puede decir que el agua está sobresaturada.



Fuente: Velez (1983)

Figura 5. Diagrama modificado de Caldwell – Lawrence para el Ejemplo 1

Adicionalmente se puede determinar el Índice de saturación o de Langelier:

$$IS = pH - pH_s$$

Donde: $pH = pH$ medido

$pH_s = pH$ correspondiente al estado de saturación.

El pH_s se determina gráficamente por intersección de las líneas de Alcalinidad y Calcio.

Un valor positivo de IS indicará que el agua está sobresaturada, mientras que un IS negativo corresponderá a un agua que está por debajo del nivel de saturación.

Para este ejemplo, $pH_s = 7,57$, por lo tanto:

$$IS = pH - pH_s = 7,9 - 7,57 = + 0,33$$

También puede determinarse la cantidad teórica de $CaCO_3$ que precipitaría. El valor máximo posible está dado por la diferencia entre el valor de calcio medido y el correspondiente a saturación.

Para determinar el punto de saturación se debe tener que la acidez del agua no cambia durante la precipitación del $CaCO_3$, así como tampoco la diferencia ($Alc - Ca$).

La acidez, sobre el eje de coordenadas está dada por la intersección de la línea de pH y Alcalinidad (112 mg/L). Del eje horizontal se puede extraer el valor de C_2 que es igual a:

$$C_2 = Alc - Ca = 112 - 350 = -238 \text{ mg/L}$$

La intersección de las líneas de acidez = 112 mg/L y $C_2 = -238$ mg/L establece el punto correspondiente al estado de saturación. Para este ejemplo, se obtienen los siguientes valores:

$Ca = 340$ mg/L

$pH = 7,62$

$Alc = 102$ mg/L

Luego la diferencia entre el valor de calcio medido en forma analítica (350 mg/L) correspondiente al estado sobresaturado y el correspondiente al estado de saturación (340 mg/L) representa la máxima cantidad de $CaCO_3$ que puede precipitar (10 mg/L). Como la precipitación de $CaCO_3$ corresponde a una disminución de la alcalinidad, la diferencia también entre el estado inicial y final (112 – 102) da el mismo resultado (10 mg/L).

Ejemplo 2:

Muestra de la red de agua potable de la ciudad de San Luis.

Temperatura: 15 °C

Sólidos totales disueltos:	380 mg/L
pH:	7,6
Alcalinidad:	160 mg/L como CaCO ₃ .
Calcio:	117,5 mg/L como CaCO ₃ .

En la Figura 6 se representan los valores medidos, observándose que el agua no está en equilibrio. La concentración de calcio correspondiente al estado de saturación es 220 mg/L, mayor que el valor 117,5 determinado analíticamente. Por lo tanto, esta agua está bajo saturación y tiene tendencia corrosiva.

Para este ejemplo, el pH_s = 7,9, por lo tanto:

$$IS = pH - pH_s = 7,6 - 7,9 = - 0,3$$

Este valor confirma la tendencia corrosiva.

Una vez determinado el estado de saturación del agua, se puede calcular la cantidad de productos químicos a agregar para corregir la tendencia corrosiva y la masa de CaCO₃ que potencialmente podría precipitar para formar una película protectora.

La adición de 10 mg/L de Ca(OH)₂, puede causar que el producto de solubilidad del CaCO₃ se exceda y produzca la consecuente precipitación. Por esta razón los cálculos se realizan de la siguiente forma:

- El nuevo estado del agua se asume suponiendo que el CaCO₃ es infinitamente soluble.
- Se determina el estado final de saturación. Si está sobresaturada, se calcula la masa de CaCO₃ que puede precipitar.
- Agregando 10 mg/L de Ca(OH)₂ como CaCO₃, la concentración de Ca²⁺ se incrementa en 10 mg/L como CaCO₃.

$$Ca^{2+} = 117,5 + 10 = 127,5 \text{ mg/L como CaCO}_3$$

Como la alcalinidad es igual a:

$$Alc = HCO_3^- + CO_3^{2-} + OH^- - H^+$$

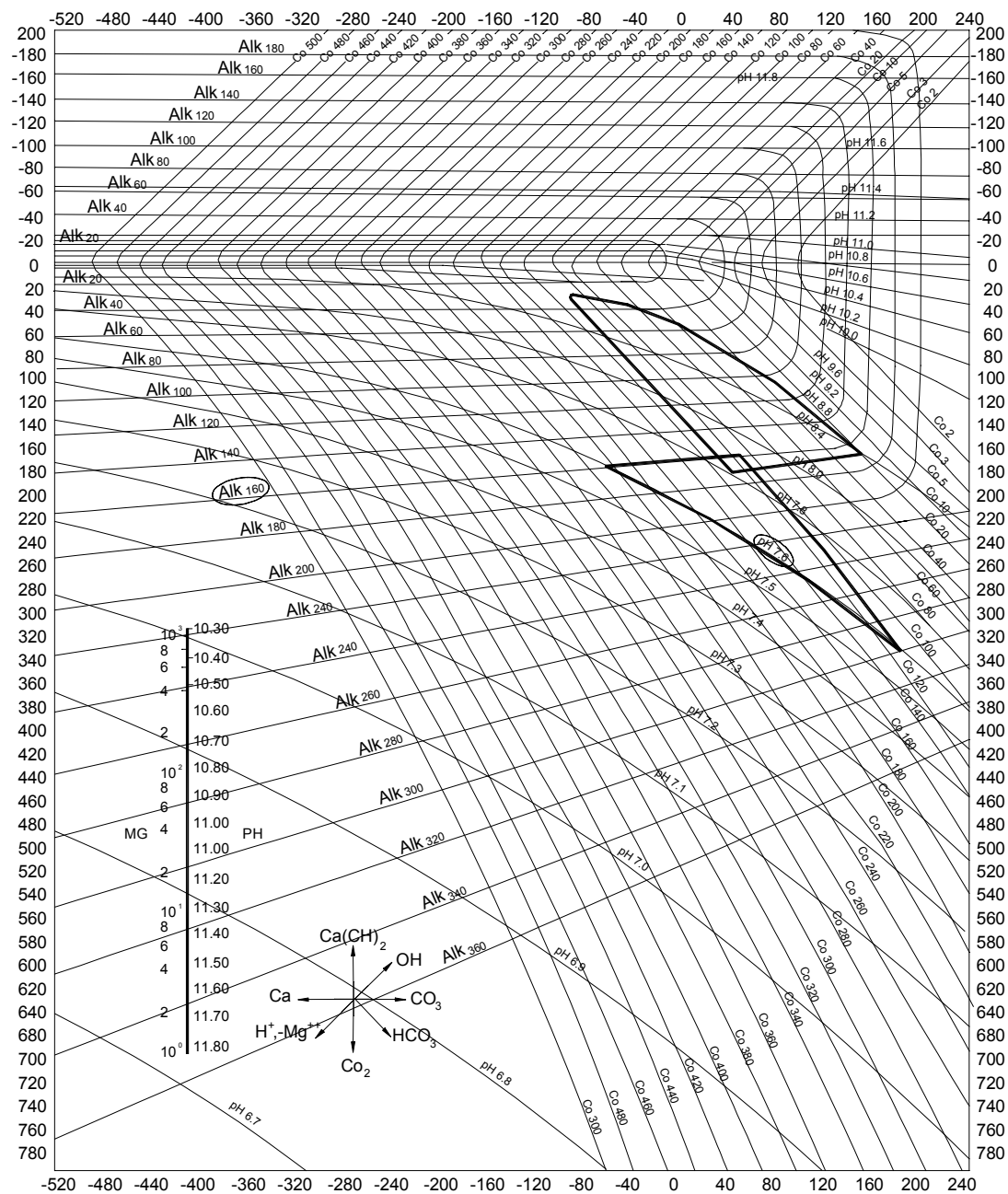
$$\text{La alcalinidad agregada} = 0 + 0 + 10 + 0 = 10 \text{ mg/L}$$

$$\text{La alcalinidad final} = 160 + 10 = 170 \text{ mg/L como CaCO}_3$$

Siendo la acidez definida como:

$$\text{Acidez} = CO_2 + H_2CO_3 + HCO_3^- + OH^-$$

La acidez inicial puede determinarse directamente del diagrama en el eje de ordenadas como el valor correspondiente sobre dicho eje, a la intersección de las líneas de pH y alcalinidad.



Fuente: Velez (1983)

Figura 6. Diagrama modificado de Caldwell – Lawrence para el Ejemplo 2

Para nuestro ejemplo la acidez medida es 177 mg/L y la agregada es igual a:

Acidez agregada = 0 + 0 + 0 - 10 = 10 mg/L como CaCO₃

La acidez final será = $177 - 10 = 167 \text{ mg/L como CaCO}_3$

El pH del agua para la nueva condición está dado por la línea de pH que pasa por la intersección de la nueva alcalinidad (170 mg/L) y acidez (167 mg/L), igual a 8,65.

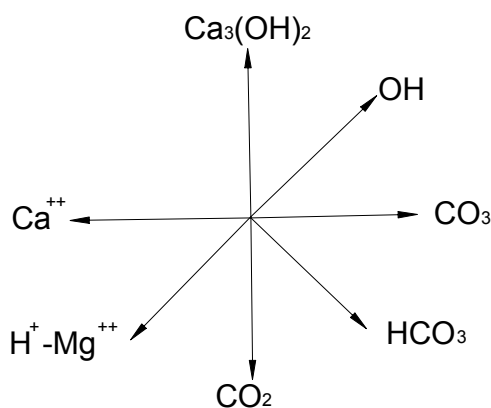
Utilizando cal hidratada con pureza del 90%, se necesitarán:

$$\frac{10 \text{ mg / L como } \text{CaCO}_3 \cdot 37 \text{ mg / meq}}{50 \text{ mg / meq de } \text{CaCO}_3 \cdot 0,9} = 8,22 \text{ mg / L de } \text{Ca}(\text{OH})_2$$

Ablandamiento

Cuando se utiliza el diagrama modificado de Caldwell – Lawrence para cálculos de ablandamiento se supone que el agua tratada está siempre saturada respecto al CaCO_3 , por lo tanto las líneas de pH, Alcalinidad y Calcio se intersectan en un punto del diagrama. Si se dosifican algunos productos químicos utilizados para ablandamiento, se producirá precipitación o disolución del CaCO_3 , pasando el agua a nuevo estado de equilibrio, definido por un nuevo punto en el diagrama. La distancia específica y dirección del desplazamiento del punto de equilibrio depende del tipo y concentración del producto químico agregado.

Utilizando los ejes ortogonales de $C_2 = (\text{Alc} - \text{Ca})$ y Acidez, que están en la misma escala y expresados en ppm de CaCO_3 , tendremos la dirección con que se mueve el punto de equilibrio bajo el agregado de los productos químicos. El ábaco de ARBATSKY, ubicado en el extremo inferior izquierdo del diagrama puede utilizarse como guía para conocer la dirección del movimiento del punto, como muestra la **Figura 7**.



Fuente: Velez (1983)

Figura 7. Diagrama de Arbatsky para agua saturada en contacto con CaCO_3 sólido

Se recomienda consultar la bibliografía (Velez, 1983), en donde pueden encontrarse una serie de ejemplos referidos al agregado de diversos productos químicos utilizados para el ablandamiento de aguas, que pueden ampliar el tema para cada caso específico.

3. ABLANDAMIENTO DE AGUA POR INTERCAMBIO IÓNICO

El intercambio iónico es una tecnología que se utiliza para la remoción de especies, principalmente iones metálicos, a través del pasaje de una corriente de agua por un lecho constituido por ciertos materiales que tienen la capacidad de intercambiar un ion con dicha corriente. Es por ello que cuando se hace pasar una corriente de agua de dureza elevada por un intercambiador de cationes de sodio, el calcio y el magnesio presentes en dicha agua se sustituyen por el sodio y, como la reacción es reversible, una vez que el intercambiador se saturó de iones calcio y magnesio, puede regenerarse con una solución de cloruro de sodio. En el proceso de regeneración, el calcio y magnesio se sustituye por un nuevo aporte de sodio procedente de la solución regeneradora de salmuera.

Hasta la primera década del siglo actual, no se prestó demasiada atención a la aplicación de los intercambiadores de iones para la purificación del agua. Gans y su grupo fueron quienes obtuvieron los primeros materiales sintéticos utilizables que se emplearon a escala práctica para la aplicación de un proceso de ablandamiento recurriendo a un cambio de base, no obstante, este sistema presentaba velocidad de intercambio lenta (Bowers, 1975). Pocos años después, se descubrió una arcilla bentonítica que producía un material de ablandamiento satisfactorio, aunque también presentaba el inconveniente de que los períodos de ablandamiento y regeneración eran relativamente largos.

Un nuevo avance en el desarrollo de los materiales empleados en el ablandamiento del agua por intercambio iónico lo representa la introducción de la glauconita, material procedente de Nueva Jersey, cuya elevada velocidad de intercambio y corto período de regeneración, permitió utilizar el proceso en la industria en forma eficaz.

Con el tiempo, los intercambiadores sintéticos tipo “gel” sustituyen completamente a los de precipitación. En dichos intercambiadores los componentes de la solución se adicionan en condiciones tales que no se forma ningún precipitado. Después del mezclado, la totalidad de la masa se transforma en un gel rígido que incluye a todos los elementos constitutivos de las soluciones que reaccionan. Los geles se secan, trituran y tamizan hasta lograr el tamaño adecuado, sin necesidad de someterlos a ningún tipo de procesamiento adicional.

Otro cambio importante se introdujo en el campo del tratamiento de aguas, con el descubrimiento de los intercambiadores catiónicos de carbón sulfonados, que permitían cambiar el hidrógeno por los cationes ionizados en el agua cuando se regeneraban con ácidos minerales. En esa misma época, comenzaron a desarrollarse en Inglaterra ciertas resinas orgánicas sintéticas que posibilitaron un incremento en las investigaciones relacionadas con el tratamiento de aguas.

Al mismo tiempo que se evolucionaba en el conocimiento de los intercambiadores catiónicos, se fueron desarrollando también los del tipo aniónico, que permitieron la obtención de agua destilada, haciendo pasar el agua mineralizada a través de lechos mixtos para eliminar completamente todos los aniones y cationes.

3.1. MÉTODOS DE ABLANDAMIENTO DE AGUA

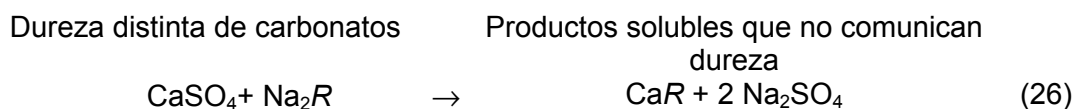
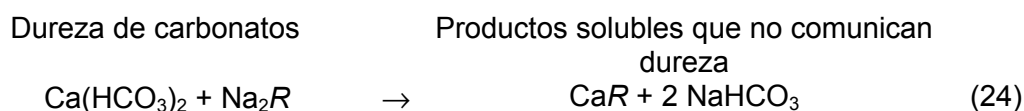
Para el ablandamiento del agua por intercambio iónico pueden emplearse los tres métodos siguientes: ciclo de sodio, corriente fraccionada y desmineralización.

3.1.1. Ciclo Sodio

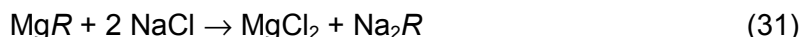
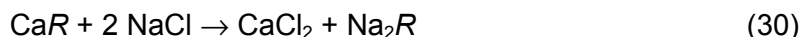
El avance más espectacular en el ablandamiento del agua se debe a la utilización del ciclo sodio. El ablandamiento del agua por intercambio iónico consiste fundamentalmente en hacer pasar el agua dura a través del lecho de un intercambiador que contiene ciertos elementos capaces de eliminar los componentes que le comunican dureza al agua, el calcio y el magnesio, y sustituirlos por sodio.

Las reacciones del ablandamiento y regeneración del agua por intercambio iónico pueden explicarse con facilidad recurriendo a ecuaciones químicas, aunque todavía no se ha aclarado completamente el mecanismo exacto que gobierna la reacción. El contacto adecuado es, sin duda, el requisito más importante para lograr un ablandamiento satisfactorio del agua por intercambio catiónico. Sin embargo, para lograr esta condición será preciso conocer con precisión la correlación entre los factores determinantes más importantes, entre los que se pueden mencionar la dureza del agua, la profundidad del material de intercambio, el caudal y el carácter del intercambiador.

A continuación se presentan las ecuaciones esquemáticas, en las cuales R representa el componente aniónico del intercambiador iónico, las cuales muestran las reacciones que transcurren en el ablandamiento por intercambio catiónico.



Cuando el intercambiador agotado se regenera, fundamentalmente se desarrollan los procesos inversos:



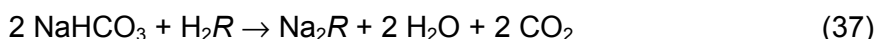
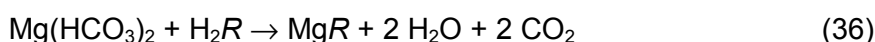
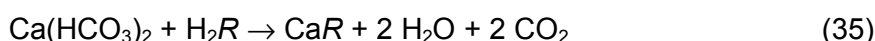
Además de la dureza, también se pueden encontrar en el agua cantidades relativamente pequeñas o trazas de hierro y manganeso en sus modalidades divalentes cuando el agua a tratar tiene un contenido elevado de bicarbonatos. Estos dos iones se eliminarán de la solución durante el período de ablandamiento. También se eliminarán trazas de aluminio, que puede permanecer en la solución como consecuencia del pretratamiento con alumbre. A continuación se presentan las reacciones involucradas:



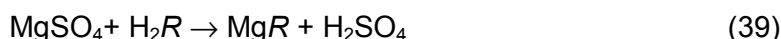
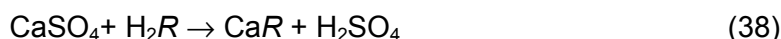
3.1.2. Corriente Fraccionada

Existen aplicaciones especiales en las que es más conveniente recurrir al ablandamiento por el método de corriente fraccionada.

En el transcurso de este proceso, una porción de agua pasa a través de un intercambiador convencional regenerado con sal, mientras que el resto de la corriente atraviesa otro intercambiador, esta vez regenerado con un ácido mineral. Cuando se regenera con un ácido, los hidrogeniones sustituibles se intercambian por los iones calcio, magnesio y sodio. El resultado neto es la eliminación de estos metales y la destrucción de los bicarbonatos que se transforman en dióxido de carbono y agua, según la siguiente reacción química:



Cuando el agua contiene sulfatos y cloruros, en el proceso de intercambio se forman los ácidos minerales correspondientes como se indica en las siguientes expresiones:



3.1.3. Desmineralización

En este proceso se emplean intercambiadores catiónicos y aniónicos, en columnas de tratamiento únicas o dobles, para eliminar completamente de la solución todos los iones

metálicos y no metálicos. Debido a su costo elevado, este método no se ha aplicado a las aguas de abastecimiento municipales, aunque se está empleando extensamente en la industria porque brinda la posibilidad de obtener aguas de calidad extremadamente alta.

3.1.4. El Ciclo Ablandamiento – Regeneración

Para efectuar el proceso de ablandamiento, el intercambiador iónico debe colocarse en un recipiente al cual ingresan las corrientes de agua y de regenerantes, que permita controlar estas corrientes con un cierto grado de precisión. Los equipos de ablandamiento pueden funcionar por flujo a presión o por gravedad. Los recipientes a presión son análogos a los filtros de presión, y los que funcionan por gravedad pueden ser de hormigón, acero o a base de estacas de madera.

En las instalaciones municipales de cierta envergadura, suelen utilizarse ablandadores por gravedad, con flujo de ablandamiento ascendente y flujo regenerante descendente. Una vez que se ha completado el ciclo de ablandamiento, se procede a realizar un lavado ascendente para expandir el lecho de resina, eliminar las partículas que se hayan depositado en su parte superior, y hacer los ajustes necesarios para que en la operación de regeneración se evite la formación de canales de salmuera a través del lecho. Este ciclo de lavado ascendente es muy corto, siendo un tiempo razonable de 2 a 5 minutos.

Resina de intercambio	Forma iónica	Regenerante	Requerimiento [meq. regenerante / meq. resina]
Catiónica Ácido Fuerte	H ⁺	HCl H ₂ SO ₄	3-5
	Na ⁺	NaCl	3-5
Catiónica Ácido Débil	H ⁺	HCl	1,5-2
	Na ⁺	H ₂ SO ₄ NaOH	1,5-2
Aniónica I Base Fuerte	OH ⁻	NaOH	4-5
	Cl ⁻	NaCl HCl	4-5
	SO ₄ ²⁻	Na ₂ SO ₄ H ₂ SO ₄	4-5
Aniónica II Base Fuerte	OH ⁻	NaOH	3-4
Aniónica Base Débil	Base libre	NaOH	1,5-2
		NH ₄ OH	
		Na ₂ CO ₃	
	Cl ⁻	HCl	1,5-2
	SO ₄ ²⁻	H ₂ SO ₄	1,5-2

Fuente: Eckenfelder, 1980

Tabla 1. Niveles de regeneración sugeridos para los diversos tipos de resinas

En la regeneración del ablandador a presión, la salmuera se introduce en el lecho a través de un sistema distribuidor que permita controlar la velocidad, de modo que se logre un paso uniforme de la salmuera por el lecho, para que se pueda establecer un buen contacto con todas sus partes. Una vez aplicada la salmuera, se tendrá una corriente

agotada que debe eliminarse completamente antes de que la unidad vuelva a entrar en servicio. Para ello se procederá a realizar un lavado que permita rebajar la concentración de cloruros a un nivel aceptable. En la práctica se determinó que el lavado requiere de 2,6 a 5,2 m³ de agua por litro de resina, aunque los reajustes finales deben efectuarse in situ para que la instalación alcance las condiciones de operación óptimas.

3.2. INTERCAMBIADORES CATIÓNICOS DE SODIO

El término zeolita se ha aplicado a todos aquellos materiales empleados en el ablandamiento del agua, entre los que figuran la glauconita, la arcilla bentonítica, los minerales sintéticos tipo gel, el carbón sulfonado y las resinas orgánicas sintéticas. Sin embargo, el término debería incluir solamente a aquellos aluminosilicatos inorgánicos que tienen propiedades de intercambio iónico.

Actualmente, los intercambiadores pueden clasificarse en los dos tipos siguientes: los que existen naturalmente y las zeolitas minerales inorgánicas fabricadas, por una parte, y las resinas orgánicas sintéticas, por otra. Las zeolitas tienen una capacidad de eliminación de dureza de 6,4 g/L en el caso de los minerales que existen en la naturaleza, mientras que para el caso de las sintéticas, este valor alcanza hasta los 32 g/L. Por otra parte, si consideramos las resinas sintéticas, la capacidad de intercambio puede superar los 80 g/L.

3.2.1. *Materiales Empleados*

Glauconita

Este mineral, llamado también arenisca verde, se encuentra en diversas partes del mundo, aunque el principal depósito se encuentra en Nueva Jersey. Posee una capacidad de intercambio de aproximadamente 6,4 g/L cuando se regenera a un nivel de 3 Kg de sal / Kg de dureza eliminada.

Desde el punto de vista químico, la glauconita es resistente en un rango de pH de 7,2 a 8. Por debajo de este rango se disuelve, mientras que por encima del mismo se ablanda y descompone. El cloro no lo afecta y se comporta perfectamente hasta una temperatura del orden de los 44 °C. Una característica destacable de este mineral es que permite eliminar los iones ferroso y manganeso durante el ablandamiento, llegándose a registrar una disminución de 10 mg/L de hierro soluble por cada 342 mg/L de dureza (Bowers, 1975).

Suele recurrirse al tratamiento químico para aumentar la porosidad del material y, en consecuencia, mejorar la capacidad de intercambio, que en algunos casos puede ser de 8 a 11,4 g/L. Esta ganancia en la capacidad se contrarresta por la obtención de un material más friable, cuya vida útil se reduce considerablemente a causa del deterioro mecánico y químico que se produce durante la operación.

Zeolitas sintéticas silíceas de tipo gel

Este tipo de zeolitas se preparan mezclando soluciones de silicatos y aluminatos de sodio, de modo que la masa de reacción fragua formando un gel más o menos

homogéneo que contiene todos los elementos constitutivos de las soluciones. A continuación, este gel se seca, tritura y tamiza, hasta lograr un tamaño de partículas de 0,3 a 0,5 mm. Las zeolitas sintéticas tienen capacidades de intercambio comprendidas entre 18 y 32 g/L cuando se regeneran con 3 a 3,5 Kg de sal / Kg de dureza eliminada. Diversos estudios han demostrado que la capacidad de intercambio de una zeolita aumenta a medida que lo hace la relación $\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3$, hasta alcanzar un valor del orden de 6/1 (Bowers, 1975). Generalmente, este valor se encuentra comprendido entre 3/1 y 7/1, aunque diversos factores como la calidad del agua que se está ablandando, la porosidad y el tamaño de las partículas, influyen en forma decisiva en lo que respecta a la capacidad operativa y vida del material empleado.

Las zeolitas silíceas alcanzan su estabilidad óptima en el rango de pH de 8 a 8,3, no se verán afectadas por la presencia de cloro y resistirán temperaturas de hasta 32 °C. Por otra parte, su capacidad de intercambio podrá afectarse considerablemente si se expone a concentraciones de hierro comparables a las aceptadas por la gluconita.

Materiales sulfonados

En la década del '30 se descubrió que, una gran variedad de materiales granulares tenían la capacidad de intercambiar iones, luego de haberles incorporado grupos sulfonato ($-\text{HSO}_3$) a su estructura. En la sulfonación, los grupos ($-\text{HSO}_3$) se fijan al material por tratamiento con ácido sulfúrico, dióxido de azufre o ácido clorosulfónico. Los materiales originales pueden ser de tipo orgánico natural, como por ejemplo carbón, lignitos y turba o bien de tipo sintético como las resinas.

Cuando se emplea en el ciclo de ablandamiento con sodio, el carbón sulfonado tiene una capacidad de intercambio de 18 g/L al regenerarse con 3 Kg de sal / Kg de dureza eliminada. En general, se recomienda que el pH del agua de ingreso oscile en un rango de 2 a 10. Uno de los mayores inconvenientes que presentan los carbones sulfonados es su vulnerabilidad a la oxidación con cloro, lo cual se manifiesta en una adición de color y en la ruptura de las partículas. La velocidad de reacción entre el cloro y el carbón sulfonado es tan rápida que el cloro sólo puede atravesar unos pocos centímetros de la capa superior del lecho. Esta pérdida de cloro puede dar lugar a una contaminación bacteriana en el resto del lecho, que es producto del ingreso de la corriente de salmuera de regeneración no estéril. Es por ello que para mantener la estabilidad de las partículas y características operativas adecuadas, se limitó su aplicación al ablandamiento de agua no clorada, al mismo tiempo que se mantenían las condiciones de esterilidad en el lecho a través del agregado de formaldehído, durante el tratamiento con salmuera.

Resinas sintéticas de intercambio iónico

Casi al mismo tiempo en que se estaban desarrollando los carbones sulfonados, en Inglaterra, Adams y Holmes habían demostrado la capacidad de las resinas orgánicas sintéticas para intercambiar iones. Estas resinas eran copolímeros de diversos compuestos orgánicos, tales como fenoles, aldehídos y derivados de estireno y vinilo. Entre los ejemplos más utilizados podemos mencionar a los plásticos de baquelita, una resina de fenolformaldehído y de poliestireno, un producto de polimerización del estireno-divinilbenceno. En el proceso de polimerización se hacen reaccionar diversos líquidos volátiles de baja viscosidad en proporciones preestablecidas. Con el transcurso de la reacción, se van formando los productos de cadena larga, los cuales forman a su vez enlaces cruzados con otras cadenas, formando un producto sólido, insoluble y estable. Las resinas sintéticas de intercambio iónico pueden identificarse en función del material de base, como por ejemplo fenólico, poliestireno, etc., y por los grupos activos

($-\text{HSO}_3$, $-\text{COOH}$, $-\text{OH}$, etc.). En la actualidad, la producción de resinas se efectúa en la forma de partículas esféricas de tamaños que oscilan entre 0,40 a 0,50 mm, aunque se comprobó que el tamaño de las mismas no afecta a la capacidad operativa del material.

Las resinas fenólicas son el producto de la condensación del ácido *m*-fenolsulfónico con el formaldehído. La capacidad de intercambio de este tipo de resinas es de 25 g/L para un consumo de sal de 3,15 Kg / Kg de dureza eliminada. Al igual que los carbones sulfonados, las resinas fenólicas están expuestas a la degradación por la presencia de cloro, que se manifiesta por una decoloración completa de la corriente procesada en un espesor de algunos centímetros de la capa superior del lecho. La acción del cloro provoca el llamado “coloreado” y la subsiguiente pérdida de material durante el ciclo de lavado ascendente. Aunque la base orgánica de la resina es refractaria al desarrollo bacteriano, por otra parte proporciona un ambiente adecuado para el crecimiento de las bacterias. Esto pudo comprobarse en ensayos realizados a lo largo de varios años, en los cuales pudo observarse que a unos cuantos centímetros por debajo de la capa superior del lecho, las partículas de resina presentaban características limosas, habiéndose cementado entre sí, con la consiguiente pérdida de capacidad de intercambio (Bowers, 1975).

Actualmente, la mayoría de los sistemas de intercambio empleados para el ablandamiento están constituidos por resinas de intercambio iónico de poliestireno que se obtienen por polimerización del monómero de estireno con el divinilbenceno (DVB) La estabilidad y resistencia mecánica de las partículas de resina dependen tanto del grado alcanzado en la obtención de enlaces cruzados como de la cantidad de DVB empleada en el proceso de polimerización. Este valor se expresa en porcentaje de DVB y representa el porcentaje de reticulación, el cual afecta la densidad, durabilidad y capacidad de intercambio.

Una vez obtenida la partícula de resina básica, el polímero se sulfona con ácido sulfúrico y otros reactivos para producir los grupos de intercambio aniónico $-\text{HSO}_3$.

Cuando se regeneran con 3,15 Kg de sal por Kg de dureza eliminada, la capacidad de intercambio de las resinas de poliestireno es de 5,6 g/L. Al igual que en todas las demás operaciones de intercambio iónico, el valor operativo de intercambio es función de la dureza y concentración de los iones sodio en el agua influente. Las resinas de poliestireno toleran el cloro, por lo cual éste atraviesa el lecho sin que se registren cambios y permitiendo que el material permanezca estéril y exento de bacterias. Estas resinas funcionan en forma satisfactoria en un rango de pH de 0 a 14, pudiendo tolerar temperaturas de hasta 120 °C.

En la **Tabla 2** que se presenta a continuación, se listan las capacidades de intercambio relativas de los diversos intercambiadores iónicos, cuyos datos están calculados para la misma eficacia de sal. El agregado de solución regenerante aumentará o disminuirá la capacidad con los consiguientes efectos sobre el rendimiento de la operación.

Intercambiador catiónico	Capacidad [g/L]	Regenerante [g/L]	Eficacia [Kg NaCl/Kg de dureza eliminada]
Glauconita	5,6	20	3,2
Glauconita tratada	11	39,5	3,2
Zeolita silíceas sintética	22	79,3	3,2
Carbón sulfonado	16,4	59	3,2
Resina fenólica	25	90	3,2
Resina de poliestireno	56	202	3,2

Fuente: Bowers, 1975.

Tabla 2. Capacidad relativa de intercambio de los intercambiadores catiónicos

3.2.2. Características de Funcionamiento de los Intercambiadores Catiónicos

Dada la creciente aplicación de las resinas de intercambio de poliestireno para el ablandamiento de aguas, se desarrollarán a continuación, una serie de parámetros operativos y los factores que pueden afectar al rendimiento de la misma, para el caso de una instalación proyectada.

Caudal en $m^3/h * m^2$ vs. $m^3/h * m^3$

Puesto que el ablandamiento por intercambio iónico tiene tantos puntos de contacto con un sistema de filtración, los caudales solían expresarse en función del área superficial.

Sin embargo, como la totalidad del lecho está implicada en el intercambio iónico, se sugiere que el caudal se refiera al volumen unitario. Es por ello que se observará que, desde el punto de vista hidráulico, los caudales se expresarán en m^3/h por área unitaria, mientras que todas las operaciones de intercambio iónico en m^3/h por volumen de intercambiador.

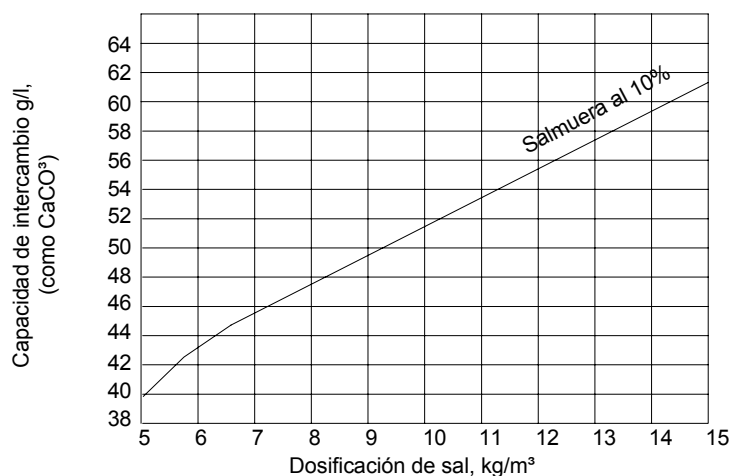
Efecto de la dosificación de sal sobre la capacidad de intercambio

El factor más importante en la determinación de la capacidad de intercambio de un ablandador es la cantidad de sal empleada en la regeneración; en la práctica, a escala industrial, dicho factor se expresa en unidades de peso de sal por unidad de volumen del intercambiador. En la **Figura 8** se indica la capacidad que se puede esperar de una resina de poliestireno empleando diversas dosificaciones de sal.

Debido a que la capacidad depende de diversos factores, tales como el porcentaje de reticulación de la resina, la concentración de los iones sodio o el tiempo de contacto de la salmuera, para una dosificación de sal determinada es tolerable una desviación del valor de estos datos de $\pm 5\%$.

Las bajas dosificaciones de sal se traducen en una utilización más eficaz del regenerante y, a medida que aumenta la dosificación, la capacidad puede incrementarse hasta alcanzar el límite máximo del intercambiador. Esta amplia diferencia en la capacidad de intercambio, puede ser un factor decisivo de diseño. Así, en instalaciones pequeñas ya sea domésticas o industriales, el costo de la sal es despreciable frente a las ventajas de un ciclo de ablandamiento largo, mientras que en las instalaciones de gran tamaño, se

concede mucha importancia a los rendimientos elevados y costos bajos que se derivan del empleo de dosificaciones pequeñas de sal.

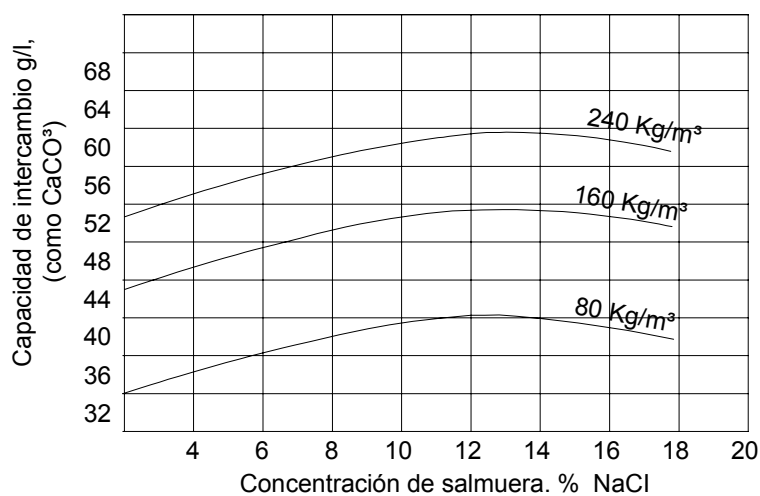


Fuente: Bowers, 1975

Figura 8. Efecto de dosificación de sal sobre la capacidad de intercambio

Efecto de la concentración de salmuera sobre la capacidad de intercambio

Existe un valor de concentración de salmuera óptimo que dará la capacidad de intercambio máxima en cualquier resina. Sobre la base de los datos suministrados por los fabricantes, este valor oscila entre el 10 y el 15%, tal como puede observarse en la **Figura 9**. A medida que aumenta la concentración, las partículas tienden a contraerse, impidiendo la migración de los iones sodio a través de su matriz, mientras que a medida que disminuye por debajo del nivel óptimo, también lo hace el número de iones de sodio disponibles para desplazar a los de calcio y magnesio.

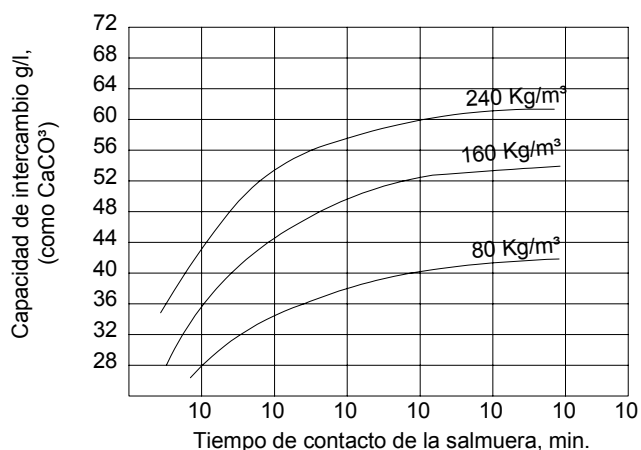


Fuente: Bowers, 1975

Figura 9. Efecto de la concentración de salmuera sobre la capacidad de intercambio

Efecto del tiempo de contacto de la salmuera sobre la capacidad de intercambio

El tiempo de contacto de la salmuera puede definirse como el intervalo de tiempo que transcurre entre el momento que la misma pasa por un punto del lecho, y aquel otro, en el que el agua de aclarado pasa por el mismo punto. Como se puede observar de la **Figura 10**, se obtienen mejores resultados cuando el tiempo de contacto se encuentra comprendido en el rango de 20 a 35 minutos. Para una salmuera del 10 al 15%, esto equivaldría a un caudal inferior a $8 \text{ m}^3/\text{h} \cdot \text{m}^3$ de intercambiador.

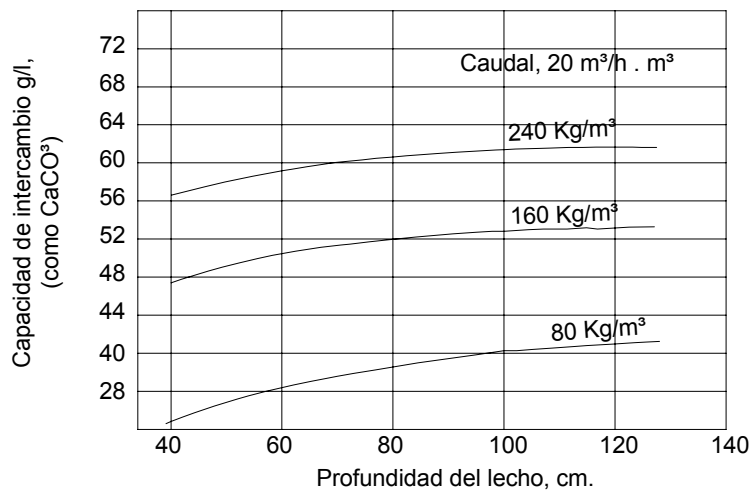


Fuente: Bowers, 1975

Figura 10. Efecto del tiempo de contacto de la salmuera sobre la capacidad de intercambio

Efecto de la profundidad del lecho sobre la capacidad de intercambio

La profundidad del lecho no afecta de modo apreciable a la capacidad de intercambio de una resina debido a la gran rapidez con que ocurre la reacción de ablandamiento. En la **Figura 11** se puede observar el aumento previsto de la capacidad a medida que aumenta la profundidad del lecho en el caso que el ablandamiento se efectúe en régimen de flujo descendente. Estos datos se obtuvieron para una velocidad de alimentación del agua dura de $20 \text{ m}^3/\text{h} \cdot \text{m}^3$, que suele ser la velocidad media empleada en las operaciones realizadas en los ablandadores. En las operaciones de flujo ascendente, el efecto es aún menos perceptible. En este caso, el lecho se dilatará entre un 35 y un 50% y, debido al mayor contacto de cada partícula con el agua, el efecto es exactamente el mismo que se produciría al aumentar su profundidad.



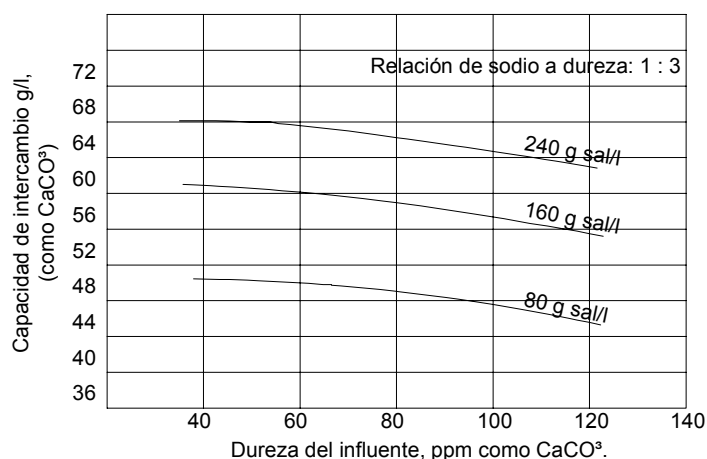
Fuente: Bowers, 1975

Figura 11. Efecto de la profundidad del lecho sobre la capacidad de intercambio

Efecto de la composición del agua sobre el rendimiento de los ablandadores

La composición del agua que ingresa ejerce un efecto muy marcado sobre la capacidad y la dureza del efluente de la resina. Cuando el agua de ingreso sólo posee dureza, ésta ejerce un efecto muy pequeño sobre la capacidad de la resina, pero a medida que aumenta el contenido de sodio, se establece una rivalidad entre los iones sodio y los de calcio y magnesio para ocupar los puntos activos de la resina.

En la **Figura 12**, se representan los efectos provocados por el aumento de la dureza de un agua, que tiene una relación sodio / dureza de 1/3.



Fuente: Bowers, 1975

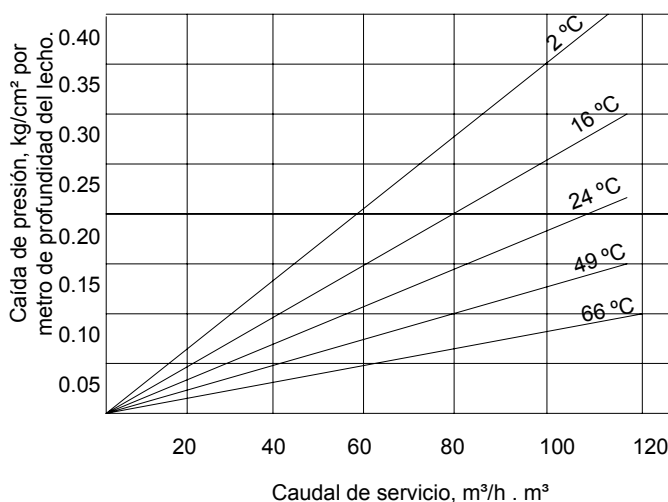
Figura 12. Efecto de la composición del agua sobre la capacidad de intercambio

Efecto del caudal de operación sobre la capacidad

Para mantener un buen flujo hidráulico a través del lecho del ablandador es mejor mantener caudal constante en el rango de 16 a 32 m³/h·m³ que proyectar la instalación para caudales intermitentes más elevados.

Cuando se emplea un régimen de flujo ascendente, no se recomienda trabajar con caudales excesivos, puesto que pueden provocar pérdida de la resina por arrastre.

Otro factor de importancia que interviene en el ablandamiento con caudales elevados, es la caída de presión que se registra a través del lecho. En la **Figura 13**, se presenta esta caída a través de un lecho de resina en función tanto del caudal de servicio como de la temperatura. Otros factores, tales como el tamaño y la forma y distribución por tamaño de las partículas de resina, ejercerán un efecto importante sobre la caída de presión.

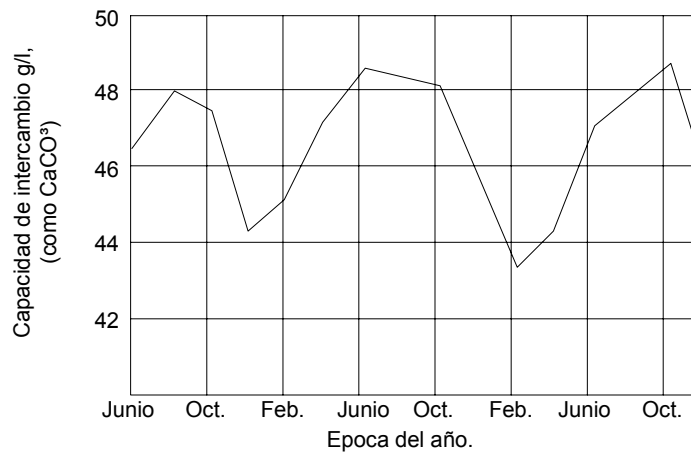


Fuente: Bowers, 1975

Figura 13. Efecto del caudal descendente sobre la caída de presión

Efecto de la temperatura sobre el rendimiento

Cualquier cambio en la temperatura del agua ejercerá un efecto sobre la caída de presión y afectará al grado de expansión durante el lavado ascendente y de intercambio. Esto puede observarse en la **Figura 14**, en donde se grafica la capacidad de intercambio en función de los meses de febrero, junio y octubre de tres años consecutivos. En la mayoría de los casos se presenta una desviación del 10%, que no afecta significativamente la operación.

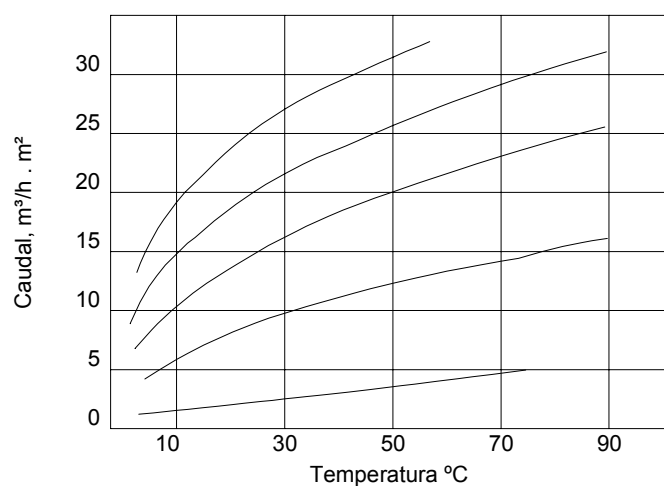


Fuente: Bowers, 1975

Figura 14. Efecto de los cambios estacionales de la temperatura sobre la capacidad de intercambio

Caudal del lavado ascendente

Para poder mantener las características hidráulicas de una resina de intercambio iónica en condiciones óptimas, el ablandador debe someterse a un lavado ascendente, cada vez que se concluye cada ciclo de ablandamiento. Se puede eliminar en forma eficaz la presencia de elementos extraños, si se trabaja con caudales de lavado ascendente suficientes como para lograr una expansión del 50 al 75%. Este requisito de caudal estará afectado por las densidades relativas de la resina y del agua, que variarán con la temperatura de ésta. En la **Figura 15** se relacionan las expansiones con los caudales para una resina comercial típica a temperaturas que oscilan entre 2 y 75 °C.



Fuente: Bowers, 1975

Figura 15. Expansión del lecho en función de los caudales ascendentes y de la temperatura

4. DISEÑO DE LOS EQUIPOS DE ABLANDAMIENTO DE AGUA

El diseño de un sistema de ablandamiento debe basarse en el caudal, calidad del agua que ingresa, requisitos de calidad de agua que egresa del sistema, capacidad de intercambio de la resina y sus características hidráulicas, período entre dos regeneraciones consecutivas, tipo de operación (manual o automática) y número de unidades a instalar.

Para poder establecer el tamaño de las unidades del sistema de ablandamiento es preciso determinar en primer lugar el volumen requerido del material que se use como intercambiador de iones. Puede aplicarse la siguiente expresión desarrollada por Babbitt (Bowers, 1975):

$$E = \frac{K \cdot Q \cdot H}{G} \quad (41)$$

En la cual

E = volumen del material de intercambio a emplear, [L]

Q = volumen de agua a tratar entre dos regeneraciones consecutivas, [m³]

H = dureza del agua, [mg/L]

G = dureza a eliminar entre dos regeneraciones por unidad de volumen del material de intercambio, [mg/L]

K = factor que depende de las unidades empleadas

El diámetro de la carcasa y la profundidad del lecho pueden ajustarse para poder mantener una velocidad unitaria en el rango de 10 a 20 m³/h*m².

Por regla general, los ablandadores del tipo de presión se emplean en instalaciones industriales o municipales pequeñas, en las que se necesitan caudales elevados en espacios reducidos. En las grandes instalaciones municipales se emplean preferentemente los ablandadores por gravedad por su simplicidad de operación e inspección.

4.1. CARACTERÍSTICAS CONSTRUCTIVAS

Se describirán a continuación las características constructivas de los ablandadores del tipo de presión de flujo descendente, puesto que éstos son los que se utilizan con mayor frecuencia.

4.1.1. Carcasas

Los ablandadores a presión pueden ser de tipo vertical u horizontal, siendo el recipiente de acero en la mayoría de los casos. En las unidades verticales, el diámetro está comprendido entre 20 cm y 3 m, mientras que los ablandadores horizontales tienen diámetros de hasta 3 m y una longitud de 7,5 a 9 m. La carcasa está constituida por un cilindro de acero abovedado, provisto de un orificio de registro para acceder a su interior. La superficie interior del recipiente debe revestirse con una camisa, generalmente construida en materiales plásticos, diseñada para proteger al equipo frente al efecto corrosivo de los productos químicos utilizados en la regeneración.

4.1.2. Sistema de Desagüe Inferior

En el fondo del equipo se monta un sistema de desagüe para recoger el agua durante la operación de ablandamiento, distribuirla durante el lavado ascendente y colector la salmuera y el agua de limpieza durante la regeneración. Generalmente, estos sistemas son del tipo de placa deflectora o de colector lateral. El primero de estos sistemas consiste de una placa deflectora, ubicada en el fondo del recipiente, cuyo borde perforado se dispone a una cierta distancia del fondo del recipiente. Para soportar el peso de la grava y de la resina, se montan tirantes, contando además, con una descarga en la parte inferior de la placa deflectora. El sistema colector lateral está constituido por una tubería colectora conectada a la salida y pequeñas tuberías laterales que se conectan al colector, espaciadas de tal modo que permitan abarcar la sección transversal del recipiente en forma eficaz. A fin de proporcionar el apoyo adecuado a los laterales se dispone de un relleno de hormigón en el fondo.

4.1.3. Grava

La grava desempeña un papel importante en la distribución regular del flujo a lo largo y ancho de la sección transversal del recipiente, así como soporte del material de intercambio iónico. Se dispone encima y alrededor del desagüe superior en varias capas, disminuyendo el grosor del material desde el fondo a la superficie.

4.1.4. Lecho de Intercambio Iónico

El lecho de intercambio, cuya profundidad oscila entre 50 y 150 cm, se dispone sobre la grava de apoyo. Se nivela hidráulicamente y clasifica mediante el lavado ascendente inicial, colocándose las partículas más grandes sobre la grava, mientras que las más finas descansarán en la parte superior del lecho. Encima del lecho y por debajo del colector del agua de lavado debe existir un espacio libre para que la resina pueda dilatarse sin que sea arrastrada fuera del recipiente, siendo esta altura del orden del 80 al 100% de la profundidad del lecho.

4.1.5. Entrada del Agua y Colector del Agua de Lavado

Esta entrada-salida se coloca en la parte superior del recipiente y permite el ingreso del agua para efectuar el ablandamiento y limpieza, al mismo tiempo que recoger el agua residual producida en el lavado ascendente.

4.1.6. Sistema de Alimentación de Salmuera

El sistema de distribución de la salmuera se coloca inmediatamente encima del lecho del ablandador, con lo cual se logra introducir la salmuera en forma directa y uniforme hasta que alcance la superficie del ablandador y entre en contacto con la totalidad del lecho. En la mayoría de los equipos de tipo doméstico e industrial, la salmuera se introduce en el ablandador mediante eyectores hidráulicos, mientras que en el caso de instalaciones grandes, suele utilizarse bombas.

4.2. CONTROLES OPERATIVOS

4.2.1. Lavado Ascendente

El lavado ascendente debe controlarse cuidadosamente para mantener el caudal necesario para limpiar y relajar el lecho, de modo que se evite la pérdida de resina por arrastre. Los caudales pueden controlarse de dos formas:

- 1). Con un regulador de caudal en la línea de admisión del lavado ascendente; o
- 2). Con una válvula de control montada en la línea de descarga de dicho lavado.

4.2.2. Limpieza

En este caso puede utilizarse la válvula de control empleada para regular el caudal de lavado, para controlar las velocidades de lavado lento y rápido.

4.2.3. Contadores

En el caso de operaciones automáticas, el contador va provisto de un contacto eléctrico que pone en marcha el ciclo de regeneración una vez que ha pasado un volumen preajustado de agua. En los ablandadores manuales, un contacto eléctrico en el contador acciona una alarma cuando finaliza el ciclo de ablandamiento.

4.3. ELIMINACIÓN DE LA SALMUERA AGOTADA

Uno de los mayores problemas asociados al proceso de ablandamiento por intercambio iónico es la eliminación de la salmuera agotada proveniente del ciclo de regeneración. Estos productos de desecho están constituidos en su mayoría por cloruros de calcio,

magnesio y sodio, así como también por pequeñas cantidades de hierro, manganeso y aluminio. La descarga incontrolada de estos residuos en las corrientes de agua puede perjudicar a la vida animal acuática, producir daños irreparables en suministros de agua subterránea, influir desfavorablemente sobre los procesos biológicos en los sistemas de alcantarillado, así como ocasionar corrosión en las conducciones principales, bombas y demás equipos.

En vista del creciente interés en la preservación de los recursos de agua, se han propuesto y estudiado una serie de métodos de eliminación de estos residuos, que se comentarán en detalle en el Capítulo IX – Tratamientos y Disposición de Residuos de Plantas de Potabilización y Reuso de Agua, de las presentes Fundamentaciones.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Ablandamiento Por Intercambio Iónico - Bowers E. (1975).
- Controle da Qualidade da Agua Para Consumo Humano. Bases Conceituais e Operacionais - Cetesb (1993).
- Principles of Water Quality Management - Eckenfelder W. (1980).
- Química del Proceso Sosa-Cal. - Dye J., Tuepker J. (1975).
- Utilización del Diagrama de Caldwell-Lawrence Modificado y el Abaco de Arbatsky Para el Acondicionamiento de Agua Potable. - Velez R. (1983).
- Water Quality and Treatment. A Handbook of Community Water Supplies. - Awwa (1990).