



Universidad de Chile



**Gobierno de Chile
Servicio Agrícola y Ganadero
SAG**

CRITERIOS DE CALIDAD DE AGUAS O EFLUENTES TRATADOS PARA USO EN RIEGO

INFORME FINAL

MARZO 2005

**División de Recursos Hídricos y Medio Ambiente
Departamento de Ingeniería Civil
Universidad de Chile**

PARTICIPANTES EN EL ESTUDIO:

Jefe de Proyecto:

Ana María Sancha F.
Químico.

Especialistas:

Gabriela Castillo M.
Químico Farmacéutico.

Carlos Espinoza C.
Ingeniero Civil, Ph.D.

María Pía Mena P.
Ingeniero Civil, MSC.

Ayudantes:

Julio Cornejo M.
Humberto Rivas G.
María Eugenia Molina L.

Secretaria:

Jessica Valenzuela L.

CAPITULO 1
INTRODUCCIÓN

CAPITULO 1
INTRODUCCION
INDICE

1. INTRODUCCION..... 1

1. INTRODUCCION

El estudio Criterios de Calidad de Aguas ó Efluentes Tratados para uso en Riego ha sido realizado en la División de Recursos Hídricos y Medio Ambiente de la Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas de la Universidad de Chile .

Este estudio es parte del estudio Criterios de Calidad de Suelos y de Aguas o Efluentes Tratados para uso en Riego, solicitado por el Servicio Agrícola y Ganadero, SAG, a la Universidad de Chile. La parte referente a Criterios de Calidad de Suelos ha sido desarrollada por la Facultad de Ciencias Agronómicas.

El uso en riego de aguas de baja calidad es una práctica cada vez más frecuente en el mundo. A menudo este tipo de aguas es el único recurso hídrico disponible, por lo que aunque la eficiencia de la cosecha no sea óptima, constituye un valioso retorno económico para quienes la practican. En otros casos, su utilización en agricultura puede solucionar serios problemas de manejo y disposición final, siempre y cuando no impacte negativamente el medio ambiente, la calidad de las cosechas, ni la salud de los trabajadores.

El objetivo del estudio sobre Criterios de Calidad de Aguas ó Efluentes Tratados para Uso en Riego es entregar criterios de apoyo técnico al SAG que contribuyan a la toma de decisiones con respecto a la calidad de aguas o efluentes tratados que pueden ser usados en riego (uso consumo y evapotranspiración).

Los criterios desarrollados en este estudio se aplican a los principales constituyentes de este tipo de aguas, con especial énfasis en los parámetros derivados de las especiales condiciones geológicas del país y de algunas de sus actividades agropecuarias e industriales.

El presente estudio contiene una descripción básica de los requerimientos de calidad de agua de riego; una caracterización de los recursos hídricos, tanto de aguas naturales como intervenidas, disponibles para uso en riego; antecedentes sobre experiencias, tanto internacionales como nacionales, en uso de aguas naturalmente de baja calidad o intervenidas; antecedentes sobre los parámetros de calidad de aguas relevantes al caso chileno; una propuesta de criterios de calidad de aguas para uso en riego y conclusiones y recomendaciones.

Aún cuando, a solicitud del SAG, el estudio realizado se orientó, principalmente, a los metales pesados en agua de riego, se han incluido también antecedentes sobre requerimientos de calidad sanitaria del agua de riego y las eficiencias, en remoción de contaminantes, posibles de alcanzar con los sistemas de tratamiento de aguas residuales normalmente usados en Chile.

Dentro de este marco el estudio aporta antecedentes para orientar un proceso regulatorio del uso de aguas de baja calidad en riego que podría abrir interesantes perspectivas económicas al país, al mismo tiempo que proteger el medio ambiente.

CAPITULO 2

CARACTERIZACION DE RECURSOS HÍDRICOS PARA USO EN RIEGO EN CHILE

CAPITULO 2

CARACTERIZACION DE RECURSOS HIDRICOS PARA USO EN RIEGO EN CHILE

INDICE

2. CARACTERIZACION DE RECURSOS HIDRICOS PARA USO EN RIEGO EN CHILE.....	1
2.1 Hidrografía y Marco Físico	1
2.2 Disponibilidad de los Recursos Hídricos.....	2
2.2.1 Distribución de Precipitaciones	2
2.2.2 Disponibilidad de Recursos Hídricos Superficiales.....	3
2.2.3 Disponibilidad de los Recursos Hídricos Subterráneos	5
2.3 Caracterización de la Calidad de Aguas Naturales.....	8
2.3.1 Aspectos generales	8
2.3.2 Calidad de las aguas superficiales	9
2.3.3 Calidad de las aguas subterráneas	11
2.3.4 Calidad del agua en los lagos	11
2.3.5 Redes de Monitoreo de Calidad del Agua.....	12
2.3.6 Caracterización de la Calidad de Agua según Propuesta de Norma Secundaria..	17
2.3.7 Ambiente Geológico y Ocurrencia de Determinados Compuestos en Aguas Naturales	23
2.4 Caracterización de la Calidad de Aguas Intervenidas.....	30
2.4.1 Calidad de Aguas Residuales	30
2.4.2 Calidad de Aguas Efluentes de Producción Pecuaria (Purines)	34
2.4.3 Calidad de Aguas Efluentes de Tranques de Relaves	36
2.4.4 Calidad de Aguas Efluentes de Tratamiento de Lixiviados de Rellenos Sanitarios	37
2.4.5 Calidad de Aguas Residuales de la Industria Vitivinícola y Pisquera.....	40
2.4.6 Calidad de Aguas Residuales Industria Alimenticia y similares.	40
2.5 Tratamiento de Aguas Residuales y su Potencial uso en Riego	41
2.5.1 Consideraciones sobre el Tratamiento de Aguas Residuales	41
2.5.2 Tratamiento de Aguas Residuales en Chile	45
2.5.3 Aspectos Generales sobre el Uso de Aguas Tratadas en Riego	47
2.5.4 Manejo de la Calidad del Agua en la Producción Agrícola	49
2.5.5 Calidad del Agua y Ambiente Agrícola	50
2.5.6 Niveles de Tratamiento Requeridos en las Aguas Residuales para Minimizar Impactos.....	51

2. CARACTERIZACION DE RECURSOS HIDRICOS PARA USO EN RIEGO EN CHILE

2.1 Hidrografía y Marco Físico

El territorio chileno está constituido por tres rasgos fisiográficos principales: la cordillera de Los Andes, la Depresión Intermedia y la Cordillera de la Costa. Estos elementos se desarrollan paralelos al Océano Pacífico y se presentan con características particulares a lo largo de las diferentes zonas del país.

En la zona norte (18° a 27° L.S.), los 3 rasgos están bien desarrollados. La Cordillera de Los Andes, que en la zona alcanza grandes elevaciones (aprox. 6.000 m.s.n.m.), está constituida por un cordón oriental y uno pre-altiplánico (cordillera del medio y cordillera de Domeyko) generándose entre ambas y hacia el oriente un relieve altiplánico. En esta zona la Depresión Intermedia es de gran amplitud y da origen a planicies tales como la Pampa del Tamarugal. La cordillera de la Costa, con elevaciones de 2.000 a 3.000 m.s.n.m. cae en forma abrupta al océano. En el área altiplánica los sistemas hidrográficos son en general de carácter endorreico, constituyendo en los puntos terminales salares y/o lagos, algunos de ellos ubicados en países vecinos. En la vertiente pacífica de la Cordillera de Los Andes se observa: un área (18 a 20° L.S.) con un régimen exorreico, en el cual las quebradas cruzan la pampa y la Cordillera de la Costa para alcanzar el océano; un segundo sector con un régimen endorreico, el cual da origen a salares junto a la Cordillera de la Costa; y una extensa área sin escurrimiento (22 a 26° L.S.).

En el norte chico entre los 27° y 33° L.S. desaparece la depresión intermedia y el relieve altiplánico, y se presenta una región montañosa interna surcada por estrechos valles transversales que drenan la vertiente pacífico de la cordillera. En los interfluvios se presentan pequeñas cuencas costeras, sin respaldo andino.

Entre Santiago y Puerto Montt (33° a 42° L.S.) reaparecen las tres unidades principales. La Cordillera de Los Andes, que frente a Santiago alcanza aproximadamente a los 7.000 m.s.n.m. se deprime hacia el sur, no sobrepasando los 2.000 m.s.n.m. a partir del paralelo 37° L.S. La Cordillera de la Costa también disminuye su elevación de 2.000 m.s.n.m. a menos de 1.000 m.s.n.m. a contar de los 34° LS, desapareciendo inclusive en algunas zonas. Al adquirir importancia la Depresión Intermedia, la cuenca de los ríos se amplía considerablemente, y la paulatina disminución de la elevación junto al aumento de las precipitaciones genera ríos más tranquilos y caudalosos. En esta zona la cordillera de la Costa da origen a ríos menores de régimen pluvial.

Al sur de los 42° L.S. la depresión intermedia se sumerge y la cordillera de la Costa se manifiesta en islas y archipiélagos, desapareciendo ambas unidades en el paralelo 47° LS. En esta zona los ríos que nacen en la vertiente Pacífico en general tienen escaso desarrollo y muchas veces corresponden a lenguas efluentes de los grandes campos de hielo patagónico. Por su parte algunos de los ríos que nacen en la vertiente oriental de Los Andes drenan hacia el Pacífico cruzando la Cordillera y otros se dirigen hacia el Atlántico a través de la Pampa Patagónica.

2.2 Disponibilidad de los Recursos Hídricos

2.2.1 Distribución de Precipitaciones

El análisis de la información de precipitaciones en Chile revela varios rasgos significativos en la distribución espacial y temporal de éstas. Éstos tienen como origen principal la latitud, el relieve y otras variables atmosféricas. Los principales son:

- La existencia de dos regímenes de precipitación: uno de precipitaciones estivales relacionado con el régimen de circulación de la baja térmica continental, dando origen a pluviosidad de origen convectivo, y otro al sur de los 25° 30' de latitud sur con precipitaciones invernales de carácter frontal, apreciándose una mayor penetración de perturbaciones al debilitarse el anticiclón del pacífico suroriental.
- La distribución latitudinal de las precipitaciones, estudiada tanto a nivel costero como en los cordones cordilleranos, presenta un mínimo en los 25° 30' S aproximadamente, registrando valores de 0 y 100 mm anuales en la costa y Cordillera de Los Andes respectivamente, y un máximo en los 47° de latitud sur con 7000 mm anuales en el sector costero.
- La fluctuación interanual de las precipitaciones muestra una mayor variabilidad de las precipitaciones en las zonas áridas y semiáridas del norte del país (regiones I a IV). Al sur de los 37° S el régimen de precipitaciones se vuelve más homogéneo durante el año.
- El relieve tiene un papel regulador en la distribución de precipitaciones desde la costa hacia el interior, ya que fuerza el ascenso de los vientos predominantes del oeste, aumentando la pluviosidad en barlovento y generando una zona de sombra pluviométrica en el lado oriental de los cordones montañosos, tal como se observa en los sectores trasandinos de las regiones australes, donde las precipitaciones costeras por la presencia de la Cordillera de la Costa son significativamente mayores que al interior del territorio. También, permite la ocurrencia de precipitaciones nivales en la Cordillera de Los Andes, influyendo decisivamente en el régimen hidrológico de importantes ríos.

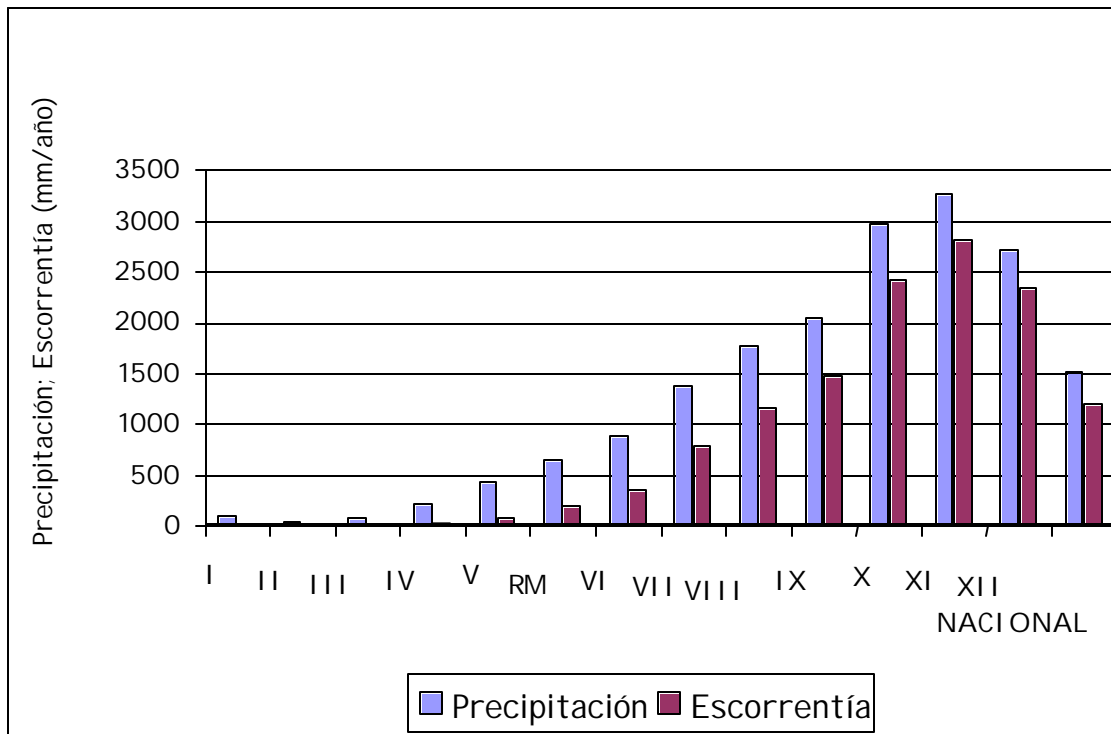
Sobre la base de estos rasgos se pueden especificar las características de precipitaciones en cada sistema hidrográfico:

- **Sistema Hidrográfico Pacífico Seco:** Presenta escasas precipitaciones, pero las que ocurren tienen distintos orígenes. En el litoral predomina el efecto de la camanchaca (niebla espesa y baja), que aporta con su alto contenido de humedad. Al interior existe el desierto puro, prácticamente sin precipitaciones y cielos regularmente despejados. Hacia la cordillera, con el aumento de altura (sobre los 3000 msnm), el recalentamiento estival de la montaña favorece las precipitaciones al producir movimientos convectivos en las masas de aire, originando el llamado "invierno altioplánico".
- **Sistema Hidrográfico Chile Central:** En esta zona se concentran las precipitaciones en el invierno, entre mayo y agosto, y aumentan de norte a sur progresivamente. Su origen es frontal, acentuado por el efecto del relieve, por lo que se aprecia una distribución de lluvias más concentrada en las vertientes occidentales de los cordones montañosos. Esta zona está particularmente afectada por la variabilidad interanual.

- **Sistema Hidrográfico Pacífico Sur:** al sur de la zona de mayores variaciones interanuales y estacionales, este sistema presenta lluvias continuas y abundantes todo el año, con un máximo entre mayo y julio. Predomina el efecto del relieve, ingresando humedad marina al continente a través de los vientos del oeste. A medida que se avanza hacia el sur se observa una tendencia a la existencia de dos mínimos en las precipitaciones, durante octubre y febrero.

Por otra parte, la distribución espacial de la evaporación potencial está determinada principalmente por la temperatura, llegando a valores del orden de 3000 mm/año en el Desierto de Atacama, en el norte del país, y descendiendo hacia el sur hasta alcanzar los 650 mm/año en Punta Arenas, sobre el Estrecho de Magallanes, existiendo fluctuaciones debido a situaciones locales. La Figura 2.2.1 muestra la distribución regional de la precipitación y escorrentía anual.

Figura 2.2.1
Precipitación y escorrentía por Región



2.2.2 Disponibilidad de Recursos Hídricos Superficiales

Entre los años 1981 y 1987 la Dirección General de Aguas estudió en detalle (escala 1: 500.000) el balance hídrico del país, para el período comprendido entre los años 1951-1980 (DGA, 1987). En dicho estudio se analizó la información de un total de 1.500 estaciones de precipitación, caudal, temperatura y evaporación.

Los resultados del balance, a nivel nacional y desglosado en tres grandes macroregiones (I y II Región, III – X Región, XI – XII Región), reflejan claramente la extraordinaria heterogeneidad espacial de los recursos hídricos en el país. Por esta razón, aunque la escorrentía a escala nacional resulta sustancialmente mayor a la media mundial y similar a la de Sudamérica, las

extensas áreas del Norte del país presentan tasas de escorrentía mínimas, que no alcanzan al 10% del promedio mundial. Es así como, mientras entre las regiones XI y XII se ha estimado un caudal total de aproximadamente 20.000 m³/s; desde la III a la X Regiones se obtiene un valor de 9.000 m³/s, y en la I y II de 21 m³/s.

La distribución de la escorrentía y de la precipitación a nivel de las regiones muestra un mínimo en la II región con valores de 0,9 m³/s y 44,5 mm/año respectivamente; y tendencias crecientes a partir de esa latitud hacia el norte y sur del país. En la XI Región se obtiene el máximo con 10.130 m³/s y 3.260 mm/año. Como se deduce de estas cifras el rango de variación que presenta la escorrentía es aún mayor que el observado en la precipitación. Esto se debe a que la escorrentía en las zonas áridas y semiáridas del país presenta una fracción muy pequeña de la precipitación, ya que la mayor parte queda en el suelo y retorna a la atmósfera. Esta situación no se presenta en zonas húmedas donde las precipitaciones y la escorrentía tienden a ser más similares.

Resulta importante destacar que la evaporación desde salares y lagos en las 3 primeras regiones del país constituye una importante componente del Balance Hídrico, comparable con el valor de la escorrentía, e inclusive en algunos casos superior. También resulta especialmente notable en esa zona la magnitud de los consumos derivados de la actividad humana (agrícolas, domésticos, mineros e industriales), en relación con la escorrentía, en especial si se recuerda que normalmente sólo una fracción de los recursos hídricos resulta técnica y económicamente aprovechable debido a su alta variabilidad temporal y espacial.

La distribución de caudales que presentan a lo largo del año los ríos chilenos se explica básicamente por los siguientes factores:

- El régimen de precipitaciones, el cual es estival al norte de los 26° Lat. e invernal al sur de esa latitud.
- La ocurrencia de precipitación nival y su importancia en relación con las precipitaciones totales de la cuenca.
- La capacidad de regulación natural de la cuenca por influencia de los recursos hídricos almacenados en acuíferos, lagos y glaciares.

En relación con el papel del almacenamiento de las aguas subterráneas, se puede señalar que la escorrentía de ese origen, la cual presenta una distribución muy constante durante el año, resulta de gran relevancia en las zonas áridas y semi-áridas del país, en especial en años de baja pluviosidad. En esas condiciones la escorrentía corresponde al lento vaciamiento de recursos almacenados en forma subterránea.

La distribución espacial de los caudales específicos sigue en líneas generales las mismas tendencias que las precipitaciones. El rango de variación tiene su origen en el mayor rendimiento hídrico de las cuencas de montaña con relación a los valles, en efectos locales del relieve o el carácter trasandino de algunas cuencas de la zona austral. Se distinguen tres zonas o sistemas característicos.

- **Sistema Hidrográfico Pacífico Seco:** La escorrentía tiene su máximo durante el período estival, cuando ocurren las precipitaciones del altiplano. En este sentido, el régimen predominante de estas cuencas es estrictamente pluvial. Sin embargo, las condiciones extremas de temperaturas, precipitaciones y humedad del suelo en las zonas áridas y

semiáridas hacen que una baja fracción de la precipitación llegue a los cauces, o simplemente existen cauces que se secan en algunas temporadas del año.

- **Sistema Hidrográfico Chile Central:** En esta zona existen grandes reservas nivales de recursos hídricos, por lo que el caudal durante el período de deshielo, entre octubre y marzo, representa un gran porcentaje de la escorrentía anual. Numerosas cuencas presentan regímenes mixtos, con máximos en invierno y primavera – verano respectivamente. Los ríos evolucionan de un régimen nival en las nacientes a pluvial hacia la desembocadura.
- **Sistema Hidrográfico Pacífico Sur:** Los regímenes en el extremo norte tienen más predominancia nival, ganando importancia las lluvias hacia el sur, ya que nieves y glaciares no resulta un aporte inmediato a la escorrentía. Existen numerosos lagos que introducen una regulación natural en los ríos de la X Región, aminorando las crecidas de invierno y compensando las bajas de primavera - verano, generando un régimen muy regular.

2.2.3 Disponibilidad de los Recursos Hídricos Subterráneos

Las formaciones acuíferas conocidas en el país corresponden básicamente a sedimentos cuaternarios no consolidados de origen fluvial, fluvio-glacial, aluvial, aluvional, laháricos y otros, que rellenan los valles delimitados por formaciones impermeables terciarias, mesozoicas y paleozoicas. Son acuíferos en general libres o semiconfinados con niveles estáticos poco profundos (menores que 50 metros), y de características granulométricas muy heterogéneas aún cuando predominan acuíferos de productividad elevada.

Siguiendo la división planteada en el Mapa Hidrogeológico de Chile (DGA, 1986) se puede distinguir en el territorio nacional continental 3 provincias hidrogeológicas: altiplánica, andina vertiente pacífico y cuencas costeras.

- La **provincia altiplánica** considera dos tipos de acuíferos. Los primeros se desarrollan en formaciones cuaternarias – terciarias de rocas volcánicas de permeabilidad secundaria que permiten la infiltración del recurso en las cuencas superiores. Los segundos se ubican en sectores bajos y son acuíferos de sedimentos no consolidados de tipo fluvial, aluvial o lacustre. Normalmente en estas últimas zonas se presentan salares. Los acuíferos no consolidados tienen en general una elevada productividad y calidad de agua aceptable mientras no alcanzan las zonas con salares, y revisten gran interés para el abastecimiento de demandas domésticas y mineras.
- La **provincia andina vertiente pacífico** está dividida en cinco subprovincias:
 - a) Subprovincia Norte Grande: incluye acuíferos formados por rellenos cuaternarios adyacentes a los escasos cauces superficiales de la zona; el gran sistema acuífero de la Pampa del Tamarugal, un extenso y potente relleno aluvional terciario y cuaternario; y el sector del Desierto de Atacama, con sistemas acuíferos aluvionales de características poco favorables para su explotación por su escasa recarga.
 - b) Subprovincia Valles Transversales: en este sector los acuíferos están constituidos por rellenos cuaternarios fluviales adyacentes a los cauces de los ríos, proviniendo su alimentación de la infiltración de los recursos superficiales. En general, son acuíferos libres de elevada productividad.

- c) Subprovincia Central – Sur: ubicada entre los 33° S y 42° S, esta zona está ligada a la unidad fisiográfica de la Depresión Intermedia, no restringida por los cauces de los ríos. Las napas se alimentan de distintas fuentes, y el material constitutivo corresponde a rellenos cuaternarios no consolidados, provenientes de acarreos fluviales y fluvio-glaciales. En general son acuíferos libres, aunque existen situaciones de confinamiento debido a la existencia de estratos impermeables arcillosos y/o volcánicos.
- d) Subprovincia Zona de los Canales: ubicada entre los 42° S y 56° S, se caracteriza por la poca cantidad de recursos subterráneos debido al afloramiento de rocas metamórficas y plutónicas impermeables y carentes de permeabilidad secundaria. Sólo existen pequeñas acumulaciones de depósitos glacio-fluviales cuaternarios de buenas condiciones.
- e) Subprovincia Pampa Magallánica: en esta zona existen depósitos fluvio – glaciales y fluviales en capas permeables de poca potencia. Se han explotado acuíferos surgentes formados por areniscas terciarias en torno al Estrecho de Magallanes y Tierra del Fuego.
- La **provincia de cuencas costeras** incluye aquellas de vertientes pacífico sin respaldo andino, nacientes en la Cordillera de la Costa. Está dividida en dos subprovincias: Costeras Arreicas y Costeras Exorreicas. La primera incluye aquellas en el Norte Grande que no presentan ningún tipo de escurrimiento por la ausencia de recursos hídricos; la segunda corresponde a los acuíferos frente a los valles transversales y al sector centro - sur del país, libres, de productividad baja o mediana, de espesor inferior a 100 m, y su uso está limitado por la intrusión salina en las napas.

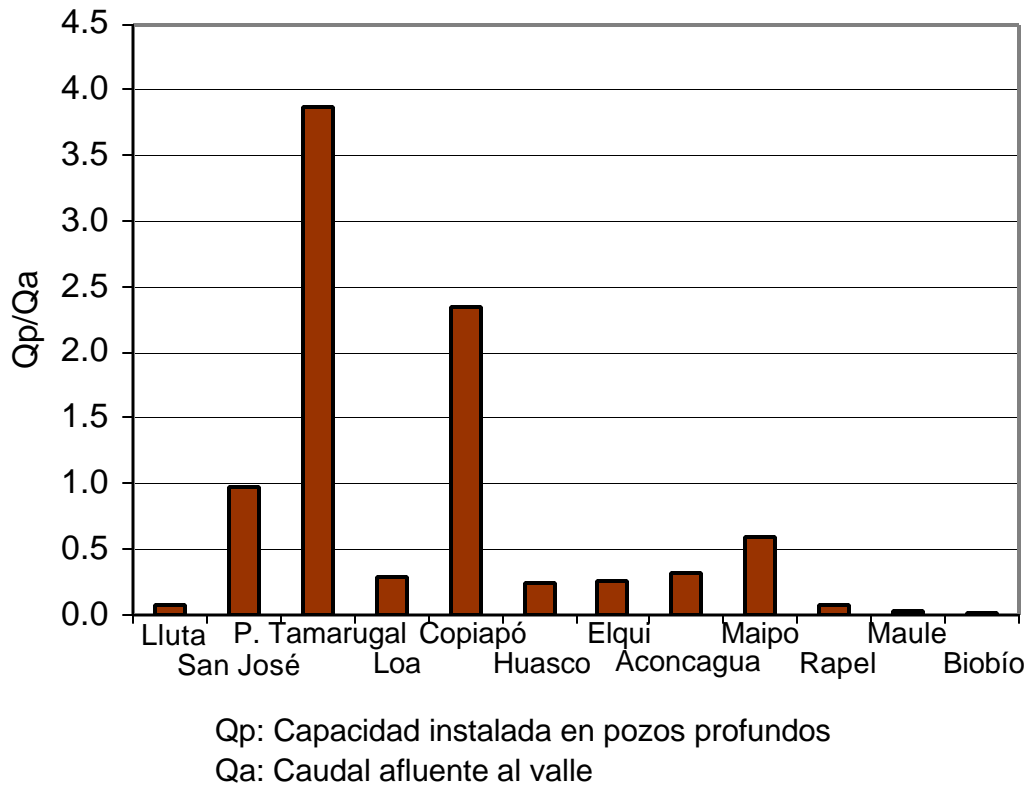
Los recursos subterráneos se han cuantificado a través de las recargas a la napa producto de infiltraciones de precipitaciones, de ríos, de riego a través de canales, desde embalses, etc., y flujos propios del agua subterránea. Los siguientes son los volúmenes y flujos más relevantes:

- **Provincia altiplánica:** no existen mediciones en estos acuíferos, aunque se ha demostrado su existencia pero no se ha podido lograr su extracción eficiente.
- **Provincia andina vertiente pacífico:**
- ❖ Subprovincia Norte Grande:
 - Pampa del Tamarugal: cuenta con recargas de 1 [m³/s], las cuales provienen de las quebradas de Aroma, Tarapacá, Quipisca y Juan de Morales;
 - Cuenca del Loa: cuenta con 1,28 [m³/s] de aportes provenientes de la ribera oriental del río, los cuales luego sirven como aportes al río aguas abajo, alcanzando valores de 0,92 [m³/s] en el tramo Yalquincha-Chintoraste;
 - Salar de Atacama: recibe una recarga permanente desde los sectores Norte y Este, proveniente de la Cordillera de Los Andes. Además recibe unos 0,250 [m³/s] de excedentes de riego y aguas no utilizadas del río San Pedro. Se estima que en los acuíferos se almacenan 230 m³ por cada kilómetro de ancho con una recarga de 1,9 [m³/s].
- ❖ Subprovincia Valles Transversales:
 - Cuenca del Copiapó: recibe una recarga de 2,25 [m³/s], provenientes en un 80% del mismo río, un 18% a entradas subterráneas y un 2% a infiltraciones del embalse Lautaro;

- Cuenca del Elqui: dentro del sector se distinguen 6 sectores hidrogeológicos, que suman un almacenamiento total de 134,7 millones de m³, con caudales subterráneos que llegan hasta los 0,24 [m³/s].
 - Cuenca del Limarí: muy relacionado con los embalses en superficie, existen embalses subterráneos que contendrían 62 millones de m³.
- ❖ Subprovincia Central - Sur:
- Cuenca del Aconcagua: cuenta con 21,2 millones de m³ almacenados, recargado principalmente desde el río Aconcagua y otros cauces;
 - Cuenca del río Maipo: existen numerosos caudales en las distintas zonas homogéneas que se han definido en el valle, pero muy pequeños cada uno para ser individualizados; destaca el caudal de 5,578 [m³/s] en la sección principal de los ríos Maipo y Mapocho, el cual va paulatinamente aflorando al sur - poniente de Santiago.
 - Cuenca del Rapel: existen numerosas zonas hidrogeológicas, por donde escurren caudales significativos, destacándose las recargas en el río Cachapoal (1,6 [m³/s] en algunas secciones particulares);
 - Cuenca del Mataquito: existen altos caudales en las secciones de los ríos Teno (hasta 3,55 [m³/s]) y Lontué (hasta 8,2 [m³/s]);
 - Cuenca del Maule: se ha calculado que ingresa un caudal de 4,078 [m³/s] desde ríos como el Claro, Maule y Longaví, entre otros.
- ❖ Subprovincia Zona de los Canales: existen en la Península Brunswick recargas de origen nival y pluvial e infiltración de esteros y quebradas que ascienden a cerca de 4,5 [m³/s] y 2,2 [m³/s], con un 50% y 85% de probabilidad de excedencia respectivamente.
- ❖ Subprovincia Pampa Magallánica: en los distintos sectores de Tierra del Fuego existen recargas, entre 4,9 [m³/s] al oriente de ésta y 1,6 [m³/s] al poniente (ambas con un 50% de probabilidad de excedencia).
- **Provincia de cuencas costeras:**
- Cuencas costeras entre ríos Biobío y Carampangue: se han calculado flujos que suman cerca de 3,1 [m³/s];
 - Cuencas costeras entre Río Aconcagua y Maipo: se destaca el Estero Casablanca que presenta un promedio anual de 0,76 [m³/s].

Las aguas subterráneas, por la importancia que tienen esencialmente las regiones I a III del norte del país, donde no se puede contar con los recursos superficiales por su mala calidad, están siendo sobreexplotados en algunas cuencas, a un nivel mayor que sus recargas naturales. Tal como se puede ver en la Figura 2.2.2, estas situaciones son críticas en la Pampa del Tamarugal y la cuenca del Río Copiapó, además de otros lugares no ilustrados como el Valle de Azapa, en la cuenca del río Lluta y la subcuenca de Chacabuco-Polpaico en la cuenca del Maipo, donde los caudales extraídos de pozos superan a la recarga afluente. No obstante, el resto del país da signos de una evidente subexplotación.

Figura 2.2.2
Uso de Agua Subterránea



2.3 Caracterización de la Calidad de Aguas Naturales

2.3.1 Aspectos generales

El agua está relacionada con todos los elementos de los ecosistemas, lo que presenta al hombre una serie de ventajas y desventajas para su uso, siendo necesario manejarla apropiadamente para una adecuada gestión ambiental. El agua dulce es un recurso natural único y escaso, esencial para la vida e indispensable para gran parte de las actividades económicas y productivas del hombre, el cual sólo puede usar un pequeño porcentaje del agua disponible en el planeta. Los lagos y ríos corresponden apenas a 93.000 km³ de agua dulce, es decir, un 0,0067% del total del agua existente en el planeta.

El crecimiento demográfico, la industrialización y la concentración urbana, contribuyen al deterioro del medio ambiente, lo que es una amenaza para el hombre contemporáneo. Desde su origen, los grupos humanos se establecieron en las cercanías de los ríos, lagos o áreas costeras, por su dependencia vital del medio acuático, provocando así los primeros indicios del deterioro de la calidad del agua.

La calidad del medio ambiente ha ido empeorando progresivamente en Chile, llegando a despertar una gran preocupación por compatibilizar los procesos de desarrollo con la protección ambiental. En particular, esta compatibilización requiere conocer el estado de la calidad del agua para determinar el uso que se le puede dar al cauce receptor aguas abajo de las descargas. La definición de la calidad del agua para los diferentes usos y la utilización que tiene

cada curso de agua, permitirá tomar las medidas de protección correspondientes en los efluentes contaminantes generados por la actividad del hombre.

Pese a la crisis económica que afectó la región latinoamericana durante la última parte del siglo XX, se ha seguido intensificando el uso de los recursos hídricos, donde las mayores demandas siguen siendo sus usos en agua potable y riego, así como para generación de electricidad. Característica notable de la última parte del siglo XX, en lo que se refiere al uso de los recursos hídricos, fue la aparición de fenómenos de contaminación como rasgos sobresalientes y alarmantes en muchos cuerpos de agua. Entre los factores que explican este deterioro destacan el rápido crecimiento de la población, especialmente la urbana, el mejor abastecimiento de agua potable y servicios de alcantarillado, y la expansión de la industria y la tecnificación de la agricultura, que no han sido acompañados de sistemas adecuados de tratamiento de desechos y control de la contaminación hídrica. Este aumento del uso del agua resulta en una alta contaminación en las zonas costeras y un alto impacto sobre los recursos hídricos de las principales cuencas hidrográficas.

Existe una serie de relaciones complejas y específicas entre las actividades humana, la generación de desechos, la capacidad de absorción y la contaminación resultante en cualquier curso o masa de agua. También es importante la contaminación difusa que resulta de la infiltración, precipitación o escorrentía no controlada, que lava suelos agrícolas tratados con pesticidas. En la actualidad, se importa y produce una gran variedad de pesticidas que son aplicados directamente en los campos agrícolas y forestales. Muchos de ellos son de largo efecto residual, debido a la necesidad de evitar el ataque de plagas durante un prolongado lapso de tiempo. Parte importante de ellos se depositan en el suelo, y luego de ser transportados por el riego terminan en los cursos de agua.

Respecto a los abonos, su aplicación es directa en la tierra donde se produce el proceso de lixiviación, en que un pequeño porcentaje es absorbido por la planta pero la mayor parte se infiltra en el terreno. En este caso la contaminación se produce finalmente en las aguas subterráneas y su efecto acumulativo se verá en el largo plazo.

Por otra parte, debido a que la gran mayoría de los productos silvoagrícolas son exportados, se requiere el uso de preservantes para aumentar su vida útil o resistir el ataque de algún factor natural, como los hongos originados por la humedad en la madera. A este respecto es importante mencionar el uso de sales en base a cobre, arsénico y otros.

2.3.2 Calidad de las aguas superficiales

La constitución química de las aguas naturales presenta una gran variabilidad a lo largo del territorio nacional, observándose en general una alta concentración de sales en las zonas áridas del país, decreciendo fuertemente hacia las regiones más húmedas.

La calidad del agua superficial está condicionada en Chile por algunas características de los sistemas hidrográficos, como son:

- Las condiciones de aridez o semi-aridez de una porción significativa del territorio, elevando los niveles de salinidad de las aguas naturales, lo que restringe o anula la posibilidad de dilución de contaminantes.
- El corto recorrido de los ríos, producto de la escasa extensión transversal del territorio nacional, impidiendo la acumulación en un cauce único de los contaminantes originados en áreas extensas.

- La heterogénea distribución espacial de la población y actividad industrial, concentrada principalmente en la Región Metropolitana, Valparaíso - Viña del Mar y Concepción.
- Importancia de actividades mineras, agrícolas y forestales en el desarrollo nacional.

Las aguas del Norte Grande (entre 18° a 27° L.S.) en general se pueden caracterizar por sus altos contenidos de sales, lo que se refleja en valores de conductividad eléctrica que usualmente están entre 500 $\mu\text{mhos cm}^{-1}$ y los 2000 $\mu\text{mhos cm}^{-1}$, y en ocasiones superan estas cifras.

En el Norte Grande frecuentemente, los ríos muestran un notable deterioro de la calidad de sus aguas a lo largo de su recorrido, fenómeno que tiene causas naturales y antropogénicas. Entre las causas naturales se tiene la dilución de sales contenidas en formaciones geológicas que son interceptadas por el cauce, el aporte de aguas de inferior calidad y la existencia de los recursos medios e inferiores de áreas con niveles freáticos próximos a la superficie, lo que produce una concentración de las sales por evaporación desde el suelo húmedo.

En el Norte Chico el contenido de sólidos disueltos de las aguas, presenta en general valores menos elevados que los de la I y II regiones con conductividades eléctricas típicas menores de 2000 $\mu\text{mhos cm}^{-1}$, aunque con frecuencia en los cursos superiores, también se tiene restricciones para el uso del agua por exceso de salinidad. Hacia el sur de esta zona, la calidad del agua mejora y las conductividades eléctricas no alcanzan a los 1000 $\mu\text{mhos cm}^{-1}$.

En la zona central la calidad del agua mejora notablemente, registrándose entre los ríos Rapel y Mataquito conductividades eléctricas bajo los 500 $\mu\text{mhos cm}^{-1}$. Desde la VIII Región hacia el sur, las abundantes precipitaciones permiten que las aguas mantengan contenidos de sólidos disueltos extraordinariamente bajos, midiéndose normalmente conductividades eléctricas inferiores a 200 $\mu\text{mhos cm}^{-1}$.

La cuenca del Río Maipo, que alberga a la ciudad de Santiago, muestra una situación anómala respecto a las vecinas, posiblemente debido a las características geológicas de la alta Cordillera de Santiago, con presencia de formaciones de carácter marino y de rocas ígneas producto del volcanismo reciente. En este río se observa a la salida de la Cordillera de Los Andes altas concentraciones de sulfatos, calcio y manganeso y conductividades eléctricas que varían normalmente entre 700 y 2000 $\mu\text{mhos cm}^{-1}$. Contrariamente a la tendencia general, el río Maipo tiene un mejoramiento de la calidad del agua en lo que respecta al contenido de sales hacia aguas abajo.

Las variaciones estacionales que se presentan en la calidad del agua normalmente se caracterizan por un incremento de sales en solución durante los períodos de caudales bajos, cuando la escorrentía está sostenida básicamente por el vaciamiento de las aguas subterráneas, y una disminución del período de crecidas, ya sean estas pluviales o nivales. Estas variaciones son menos significativas a medida que las características químicas de los diferentes tipos de escorrentías (superficial y subterránea) se asemejan entre sí.

En el país los microelementos que han sido motivo de mayor atención son el arsénico, el boro y algunos metales pesados tales como el cobre, molibdeno, manganeso y fierro.

El arsénico (As) se encuentra con frecuencia en el Norte Grande del país, asociado al volcanismo cuaternario de la zona altiplánica, presentando concentraciones naturales de hasta 0.7 mg/l. En el Norte Chico, aunque se han detectado aguas con arsénico, en general éste se presenta en concentraciones aceptables.

El contenido de boro también constituye una importante restricción para muchas de las aguas del Norte Grande. En especial las concentraciones son menos favorables en la región altiplánica, donde frecuentemente las aguas superan niveles de boro tan altos como 5 mg/l. En general la incorporación de este elemento al ciclo hidrológico en la zona tiene su origen en la actividad volcánica y en depósitos evaporíticos. En cuanto al contenido de boro en las aguas del Norte Chico, este es normalmente inferior a los 2 mg/l. de Santiago al sur la presencia de boro tiende a desaparecer.

2.3.3 Calidad de las aguas subterráneas

En términos generales se puede señalar que la importante interacción que existe entre las aguas superficiales y subterráneas, tiene como consecuencia que la calidad de esta última sigue de cerca las tendencias de las aguas superficiales que la recargan, aunque normalmente con niveles de sólidos disueltos superiores.

En forma similar a lo que se observa en las aguas superficiales, el contenido de sales es fuertemente creciente hacia el norte del país, manteniendo valores muy bajos al sur de Santiago. La existencia de niveles más elevados en la XII región se debe a la explotación en esa zona de acuíferos surgentes asociados a areniscas terciarias que se ubican a gran profundidad.

Las aguas del Norte Grande presentan una importante heterogeneidad espacial. Ello es un reflejo de las características geológicas de la zona, de la importancia de los procesos evaporativos y de la escasa o nula recarga de muchos acuíferos lo que permite una interacción agua roca muy prolongada.

Desde la perspectiva del uso de las aguas subterráneas para fines domésticos, entre las regiones IV y X, especial atención tienen el hierro y manganeso, por tener altas concentraciones de origen natural.

2.3.4 Calidad del agua en los lagos

Estudios financiados por el Fondo de Investigación Pesquera (FIP) más los aportes de otros fondos estatales, han demostrado que el nivel trófico de diversos lagos chilenos está aumentando en forma acelerada. Diversos cuerpos de agua, entre los que se cuentan los lagos Villarrica, Calafquén, Riñihue y Llanquihue, presentan ya estados mesotróficos. Las actividades económicas que aportan nutrientes a estos lagos presentan graves externalidades negativas, entre las que se pueden destacar la degradación del hábitat con la consecuente pérdida de diversidad biológica, la imposibilidad de seguir siendo usados como fuentes superficiales de agua potable, la pérdida de la belleza escénica y la disminución del turismo (Brown, A. 1998).

Sin embargo, con respecto a los métodos de determinación del estado trófico de los lagos, un estudio desarrollado para Chile (Rojas, 1999) señala que la aplicabilidad de los sistemas de clasificación es función de la metodología utilizada, las cuales van desde modelos cualitativos hasta modelos cuantitativos, que incorporan aspectos estadísticos. Así por ejemplo, están las clasificaciones de: Vollenweider, Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE), la propuesta por Dobson, la propuesta por Parra, etc., y en general se puede decir que no todas son coincidentes en sus resultados.

2.3.5 Redes de Monitoreo de Calidad del Agua

2.3.5.1 Aspectos Generales

La Política Nacional de Aguas impulsa el principio y objetivo de conservar y proteger el recurso hídrico y el medio ambiente asociado. Para ello, entre otras acciones, la Dirección General de Aguas mantiene y opera a lo largo del país la Red Hidrométrica Nacional, el Banco Nacional de Aguas y Red de Calidad de Aguas Superficiales, Subterránea y la Red Mínima de Control de Lagos.

La Red Hidrométrica Nacional permite la obtención de datos hidrológicos en terreno y su procesamiento y almacenamiento en el banco de datos denominado Banco Nacional de Aguas. La red actualmente opera 424 estaciones fluviométricas, 530 estaciones meteorológicas, 23 estaciones nivométricas, 68 estaciones sedimentológicas y 569 estaciones de aguas subterráneas. Desde 1996, la Dirección General de Aguas inició un proceso de modernización que ha implicado la obtención del 100% de los aforos de caudales en medios magnéticos, el reemplazo en un 65% de los limnigrafos análogos por digitales y la implementación de transmisión satelital de datos para obtención de datos en tiempo real. Actualmente en Chile operan 85 de estas plataformas. Esto, además, ha permitido entregar información en tiempo real a usuarios externos e implementar un Sistema de Alerta Hidrológica que entrega información sobre: Nivel y caudal actual de un río con su tendencia respecto a la medición anterior, nivel y caudal actual de un río en relación con un determinado umbral predefinido y el pronóstico de caudales para cinco ríos relevantes de la zona central del país.

Toda la información recolectada es incorporada al Banco Nacional de Aguas, creado entre los años 1980 a 1982, como una base de datos con plataforma computacional. Entre los años 1999 y 2000, la Dirección General de Aguas actualizó este sistema, el que desde el año 2002 opera en línea con las oficinas regionales para el ingreso, acceso y procesamiento de los datos.

La red de calidad de aguas superficiales se encuentra operativa desde los años 60. En la actualidad cuenta con 343 estaciones que cubren todo el territorio nacional, las cuales son muestreadas entre tres y cuatro veces por año, y cuyas muestras son analizadas en el laboratorio ambiental de la Dirección General de Aguas. Desde el año 2001, se han incorporado a esta la Red 19 sondas de medición continua de pH, Conductividad, temperatura, oxígeno disuelto y turbidez de un curso de agua, cuyos datos son almacenados en un dispositivo digital o enviados, mediante un sistema de transmisión satelital, a las oficinas de la Dirección General de Aguas, permitiendo un seguimiento en tiempo real de la calidad de los recursos hídricos.

Desde 1983, se estudia e implementa en Chile una red mínima de control de lagos y embalses, la que en la actualidad cuenta con 60 estaciones en 16 cuerpos lénticos distribuidos en las regiones IV, VI, VIII, IX, X y Metropolitana, los cuales son muestreados de manera estacional. Desde 1995, comienza a operar en las regiones V, Metropolitana y VI la red de calidad de aguas subterráneas. A partir de 1997, se incorpora el resto del país, efectuándose el seguimiento de 70 pozos, con una frecuencia de muestreo de entre tres a cuatro veces por año.

La Dirección General de Aguas realiza todos los análisis químicos que requiere la operación de sus redes de calidad de aguas a través de su propio Laboratorio Ambiental, el cual realizó

durante el año 2002 cerca de 60.000 análisis químicos. En este laboratorio se analizan 39 parámetros, entre ellos 14 metales, nutrientes y macroelementos.

Dentro de las labores de fiscalización de la calidad de las aguas, las labores de la Dirección General de Aguas son complementadas con las de los Servicios de Salud locales y del Servicio Agrícola y Ganadero. Los servicios de salud muestrean la calidad de las aguas dentro de sus funciones de fiscalización de las normativas vigentes relacionadas con calidad de agua potable y descargas a cauces naturales. En cumplimiento con lo establecido en la Ley de Protección Agrícola (DL N° 3.557 de 1980), el Servicio Agrícola y Ganadero realiza un Programas de Monitoreo de Aguas a nivel Regional, cuyo objetivo es controlar la contaminación de las aguas de riego y bebida de animales, por efecto de las descargas de residuos líquidos industriales de aproximadamente 50 fuentes fijas anuales a nivel nacional".

En la actualidad 32 parámetros son analizados, 4 de ellos son medidos en terreno y los 28 restantes los son a través de análisis de laboratorio. Un listado de los parámetros que son actualmente medidos, se muestra en el Tabla 2.3.1.

Tabla 2.3.1
Parámetros Analizados en las Redes de Calidad de Agua Superficial y Subterránea

Parámetros medidos en terreno	T° PH Conductividad Oxígeno Disuelto
Parámetros medidos en laboratorio	CO ₃ HCO ₃ Cl SO ₄ Ca Mg K Na Al As B Cd Co Cu Cr Fe Hg Mn Mo Pb Zn Ni Ag Cn PO ₄ NO ₃ DQO

2.3.5.2 Redes de Control de Calidad del Agua en Recursos Superficiales

Desde los años 50 existía en la Dirección de Riego del MOP un laboratorio para análisis de aguas. Estos análisis estaban destinados a estudios de proyectos específicos, particularmente a proyectos de infraestructura de riego.

Es sólo a partir de 1968 que se inician monitoreos rutinarios en algunos ríos del país destinados a conocer la calidad del recurso, principalmente para su uso en riego. En un comienzo la operación de esta red fue irregular, en cuanto al número de estaciones y frecuencia de muestreo, siendo reducido el número de parámetros medidos.

En 1982 se desarrolla el estudio denominado Análisis Crítico de la Red de Calidad de Agua, cuyo objetivo final fue el diseñar una red para la generación de información general acerca de la calidad del agua, tanto en su estado natural, como por efecto del impacto de la actividad humana.

A partir de este estudio se establecen claramente los puntos de muestreo, frecuencias y parámetros. En dicho estudio se propuso que esta red incluyera estaciones base, para la determinación de la calidad natural de las aguas, y estaciones de impacto, cuyo objetivo es mantener bajo observación fuentes de contaminación.

En 1995 se realiza una nueva reformulación de esta red, siendo el resultado de este proceso la red que actualmente se encuentra en funcionamiento. El Tabla 2.3.2 muestra información referente al número de estaciones actualmente en funcionamiento, su distribución a lo largo del país y la frecuencia y meses del año en que se efectúan los muestreos.

Tabla 2.3.2
Estaciones de la red de monitoreo de la calidad del agua superficial

Región	Nº de Estaciones	Frecuencia de Muestreo
I	24	3 veces al Año/Ene-Abr-Oct
II	19	3 veces al Año/Ene-Abr-Oct
III	17	4 veces al Año/Ene-Abr-Jul-Oct
IV	44	4 veces al Año/Ene-Abr-Jul-Oct
V	26	4 veces al Año/Ene-Abr-Jul-Oct
R.M.	23	4 veces al Año/Ene-Abr-Jul-Oct
VI	20	4 veces al Año/Ene-Abr-Jul-Oct
VII	22	3 veces al Año/Mar-Sep-Dic
VIII	30	4 veces al año/Mar-Jun-Sep-Dic
IX	21	4 veces al año/Mar-Jun-Sep-Dic
X	25	4 veces al año/Mar-Jun-Sep-Dic
XI	19	3 veces al Año/Mar-Sep-Dic
XII	25	3 veces al Año/Mar-Sep-Dic
Total	315	

2.3.5.3 Redes de Control de Calidad del Agua en Recursos Subterráneos

La red de monitoreo de la calidad del agua subterránea comienza a operar en las regiones V, Metropolitana y VI en 1995. A partir de 1997 se incorpora el resto de las regiones del país. El principal objetivo de esta red es, caracterizar el recurso hídrico subterráneo en cuanto a su

calidad natural o basal y determinar los efectos en la calidad provocados por procesos antrópicos.

El Tabla 2.3.3 muestra información referente al número de estaciones actualmente en funcionamiento, su distribución a lo largo del país y la frecuencia y meses del año en que se efectúan los muestreos. Actualmente la red se encuentra en revisión en base a un análisis de vulnerabilidad y riesgo de contaminación de los acuíferos.

Tabla 2.3.3
Estaciones de la red de monitoreo de la calidad del agua subterránea.

Región	Nº de Estaciones	Frecuencia de Muestreo
I	10	3 veces al Año/Ene-Abr-Oct
II	1	3 veces al Año/Ene-Abr-Oct
III	10	4 veces al Año/Ene-Abr-Jul-Oct
IV	10	4 veces al Año/Ene-Abr-Jul-Oct
V	7	4 veces al Año/Ene-Abr-Jul-Oct
R.M.	15	4 veces al Año/Ene-Abr-Jul-Oct
VI	5	4 veces al Año/Ene-Abr-Jul-Oct
VII	5	3 veces al Año/Mar-Sep-Dic
VIII	5	4 veces al año/Mar-Jun-Sep-Dic
IX	-	
X	5	4 veces al año/Mar-Jun-Sep-Dic
XI	-	
XII	-	
Total	73	

2.3.5.4 Redes de Control de Calidad del Agua en Lagos

En 1983 comienza el estudio para el diseño e implementación de una red mínima de control de lagos, confeccionándose un catastro con la información básica de los principales lagos y lagunas chilenas.

Una vez identificados los lagos con sus principales características se determinaron las prioridades de control en lagos y embalses. Las características determinantes para el establecimiento de prioridades fueron: actividad antrópica en el entorno, fuentes de abastecimiento de agua potable, riego, hidroelectricidad, usos recreativos, atracción turística.

De acuerdo a los estudios realizados se fijó el número y ubicación de las estaciones que actualmente conforma la red mínima de control de lagos, cuya composición se detalla en la Tabla 2.3.4. La Tabla 2.3.5 muestra un listado de los parámetros que son medidos a través de la red mínima de control de lagos.

Tabla 2.3.4
Estaciones Red Mínima de Control de Lagos

Región	Nombre	N° de Estaciones	Frecuencia de Muestreo	N° de Muestras Anuales
IV	Embalse La Paloma	3	Estacional	28
RM	Laguna de Aculeo	3	Estacional	24
VI	Embalse Rapel	3	Estacional	32
VIII	Laguna Grande de San Pedro	3	Estacional	28
	Lago Lanalhue	4	Estacional	44
	Lago de La Laja	5	Estacional	55
IX	Lago Villarrica	4	Estacional	48
	Lago Caburga	4	Estacional	52
	Lago Calafquen	5	Estacional	48
	Lago Panguipulli	5	Estacional	44
X	Lago Riñihue	3	Estacional	44
	Lago Ranco	3	Estacional	40
	Lago Llanquihue	4	Estacional	52
	Lago Maihue	5	Estacional	60
	Lago Chapo	3	Estacional	27
TOTAL		57		626

Tabla 2.3.5
Parámetros Medidos en la Red Mínima de Control de Lagos

Parámetros medidos en terreno	T° pH Conductividad Oxígeno Disuelto Transparencia Turbiedad T° Ambiental Humedad Relativa Presión Atmosférica Velocidad del Viento
Parámetros medidos en laboratorio ambiental DGA	N/NO ₃ N/NO ₂ N/NH ₃ P/PO ₄ SiO ₂ DQO
Parámetros medidos en laboratorios de universidades	N Kjeldahl P total Clorofila a Coliformes Fecales (Calafquén-Panguipulli) Coliformes Totales (Calafquén-Panguipulli)

2.3.6 Caracterización de la Calidad de Agua según Propuesta de Norma Secundaria

Durante los años 2003 y 2004 la Dirección General de Aguas llevó a cabo un estudio cuyo objetivo final es caracterizar la calidad de las aguas superficiales en 33 cuencas hidrográficas a lo largo de nuestro país. Dicho trabajo se enmarcó dentro del contexto de la aplicación de la norma secundaria de calidad ambiental, la cual tiene como objetivo final la preservación de la calidad de las aguas superficiales continentales.

La propuesta de Norma Secundaria considera un total de 61 parámetros que son utilizados para caracterizar el agua en clases o categorías, las que se relacionan con su uso potencial y su valor ambiental. La normativa se refiere a cuatro clases, cuyos límites se presentan en la Tabla 3.3.6. En cada columna el valor de los análisis de calidad debe ser menor a la concentración que se señala para estar incorporado en dicha clase.

Las clases de calidad asociadas a la protección de las aguas continentales superficiales para la protección y conservación de las comunidades acuáticas y para los usos prioritarios son las siguientes:

- a) **Excepcional:** Indica un agua de mejor calidad que la clase 1, que por su extraordinaria pureza y escasez, forma parte del patrimonio ambiental de la República.

Esta calidad es adecuada también para la conservación de las comunidades acuáticas y demás usos definidos en esta norma cuyos requerimientos de calidad sean inferiores a esta clase.

- b) **Clase 1:** Muy buena calidad. Indica un agua apta para la protección y conservación de las comunidades acuáticas, para el riego irrestricto y para los usos comprendidos en las clases 2 y 3.
- c) **Clase 2:** Buena calidad. Indica un agua apta para el desarrollo de la acuicultura, de la pesca deportiva y recreativa, y para los usos comprendidos en la clase 3.
- d) **Clase 3:** Regular calidad. Indica un agua adecuada para bebida de animales y para riego restringido.

De acuerdo a los lineamientos de estas normas secundarias de calidad ambiental, las clases de calidad comprendidas entre la Clase de Excepción y la Clase 3, son aptas para la captación de agua para potabilizarla, dependiendo del tratamiento a utilizar.

Las aguas que exceden los límites establecidos en la Tabla 2.3.6 para la Clase 3, indican un agua de mala calidad (Clase 4), no adecuada para la conservación de las comunidades acuáticas ni para los usos prioritarios a los que se hace referencia en párrafos anteriores, sin perjuicio de su utilización en potabilización con tratamiento apropiado y/o para aprovechamiento industrial.

Como resultado del estudio de la Dirección General de Aguas se clasificó la información de calidad disponible en las 33 cuencas hidrográficas, de acuerdo a los lineamientos del instructivo CONAMA para la aplicación de la Norma Secundaria. Esto permitió identificar en cada una de las cuencas aquellos parámetros con valores superiores a los límites de las diferentes clases. Esta información se resume en la Tabla 3.3.7, la que muestra los parámetros con datos que indican que la calidad del agua, en algún tramo dentro de la cuenca, es inferior a la Clase 2.

Tabla 2.3.6
Límites de Clases Norma Secundaria de Calidad Ambiental

	GRUPO DE COMPUESTOS O ELEMENTOS	Unidad	CLASE DE EXCEPCION	CLASE 1.	CLASE 2.	CLASE 3.
INDICADORES FISICOS y QUIMICOS						
1.	Conductividad eléctrica	μS/cm	<600	750	1.500	2.250
2.	DBO ₅	mg/L	<2	5	10	20
3.	Color aparente	Pt-Co	<16	20	100	>100
4.	Oxígeno Disuelto ¹	mg/L	>7,5	7,5	5,5	5
5.	pH ²	Unidad	6,5 - 8,5	6,5 - 8,5	6,5 - 8,5	6,5 - 8,5
6.	RAS ³	-	<2,4	3	6	9
7.	Sólidos disueltos	mg/L	<400	500	1.000	1.500
8.	Sólidos suspendidos	mg/L	<24	30	50	80
9.	Temperatura ⁴	ΔT°C	<0,5	1,5	1,5	3
INORGANICOS						
10.	Amonio	mg/L	<0,5	1	1,5	2,5
11.	Cianuro	μg/L	<4	5	10	50
12.	Cloruro	mg/L	<80	100	150	200
13.	Fluoruro	mg/L	<0,8	1	1,5	2
14.	Nitrito	mg/L	<0,05	0,06	>0,06	>0,06
15.	Sulfato	mg/L	<120	150	500	1.000
16.	Sulfuro	mg/L	<0,04	0,05	0,05	0,05
ORGANICOS						
17.	Aceites y Grasas	mg/L	<4	5	5	10
18.	Bifenilos policlorados (PCBs)	μg/L	*	0,040	0,045	>0,045
19.	Detergentes (SAAM) ⁵	mg/L	<0,16	0,2	0,5	0,5
20.	Indice de fenol	μg/L	<1,6	2	2	10
21.	Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos	μg/L	<0,16	0,2	1	1
22.	Hidrocarburos	mg/L	<0,04	0,05	0,2	1,0
23.	Tetracloroetano	mg/L	*	0,26	0,26	>0,26
24.	Tolueno	mg/L	*	0,3	0,3	>0,3
ORGANICOS PLAGUICIDAS						
25.	Acido diclorofenoxiacético (2,4-D) ^{2,4}	μg/L	*	4	4	100
26.	Aldicarb ⁶	μg/L	*	1	11	11
27.	Aldrín ⁶	μg/L	*	0,004	0,004	0,7
28.	Atrazina + N-dealkyl metabolitos	μg/L	*	1	1	1
29.	Captán	μg/L	*	3	10	10
30.	Carbofurano	μg/L	*	1,65	45	45
31.	Clordano ⁶	μg/L	*	0,006	0,006	7
32.	Clorotalonil	μg/L	*	0,2	6	6
33.	Cyanazina	μg/L	*	0,5	0,5	10
34.	Demetón	μg/L	*	0,1	0,1	0,1
35.	DDT ⁶	μg/L	*	0,001	0,001	30
36.	Diclofop-metil	μg/L	*	0,2	0,2	9
37.	Dieldrín ⁶	μg/L	*	0,5	0,5	0,5
38.	Dimetoato	μg/L	*	6,2	6,2	6,2
39.	Heptaclor ⁶	μg/L	*	0,01	0,01	3

	GRUPO DE COMPUESTOS O ELEMENTOS	Unidad	CLASE DE EXCEPCION	CLASE 1.	CLASE 2.	CLASE 3.
ORGANICOS PLAGUICIDAS						
40.	Lindano	µg/L	*	4	4	4
41.	Paratión	µg/L	*	35	35	35
42.	Pentaclorofenol ⁷	µg/L	*	0,5	0,5	0,7
43.	Simazina	mg/L	*	0,005	0,01	0,01
44.	Trifluralina	µg/L	*	0,1	45	45
METALES ESENCIALES (disuelto)						
45.	Boro	mg/L	<0,4	0,5	0,75	0,75
46.	Cobre ⁸	µg/L	<7,2	9	200	1.000
47.	Cromo total	µg/L	<8	10	100	100
48.	Hierro	mg/L	<0,8	1	5	5
49.	Manganeso	mg/L	<0,04	0,05	0,2	0,2
50.	Molibdeno	mg/L	<0,008	0,01	0,15	0,5
51.	Níquel ⁸	µg/L	<42	52	200	200
52.	Selenio	µg/L	<4	5	20	50
53.	Zinc ⁸	mg/L	<0,096	0,120	1	5
METALES NO ESENCIALES (disuelto)						
54.	Aluminio	mg/L	<0,07	0,09	0,01	5
55.	Arsénico	mg/L	<0,04	0,05	0,1	0,1
56.	Cadmio ⁸	µg/L	<1,8	2	10	10
57.	Estaño	µg/L	<4	5	25	50
58.	Mercurio	µg/L	<0,04	0,05	0,05	1
59.	Plomo ⁸	mg/L	<0,002	0,0025	0,2	5
INDICADORES MICROBIOLÓGICOS						
60.	Coliformes fecales (NMP)	gérmenes/100 ml	<10	1.000	2.000	5.000
61.	Coliformes totales (NMP)	gérmenes/100 ml	<200	2.000	5.000	10.000

*= La determinación de estos compuestos o elementos deberá estar bajo el límite de detección del instrumental analítico más sensible.

1= Expresado en términos de valor mínimo

2= Expresado en términos de valor máximo y mínimo

3= Razón de adsorción de sodio (RAS). Relación utilizada para expresar la actividad relativa de los iones sodio en las reacciones de intercambio con el suelo. Cuantitativamente como miliequivalentes:

$$RAS = \frac{Na}{[(Ca + Mg) / 2]^{1/2}}$$

en que, Na; Ca y Mg = Son respectivamente las concentraciones, en miliequivalentes por litro, de iones sodio, calcio y magnesio.

4= Diferencia de temperatura entre la zona monitoreada y la temperatura natural del agua.

5= Sustancias activas al azul de metileno (SAAM).

6= Con prohibición de uso agrícola establecida por el Servicio Agrícola y Ganadero.

7= Con suspensión de uso establecida por el Servicio Agrícola y Ganadero.

8= Las concentraciones de estos compuestos o elementos para las clases de excepción y la clase 1, son calculados para una dureza de 100 mg/L de CaCO₃. Para otras durezas, la concentración máxima del compuesto o elemento, para la clase 1, expresada en µg/L, se determinará de acuerdo a las fórmulas siguientes. Para la clase de Excepción el cálculo se obtendrá a partir del 80% del valor obtenido en la clase 1.

Tabla 2.3.7
Parámetros con Clasificación Inferior a Clase 2

	CUENCA	FISICO-QUIMICOS	INORGANICOS	ORGANICOS	METALES ESENCIALES	METALES NO ESENCIALES	MICROBIOLOGICOS
1	LAUCA	CE, OD	SO4	-	B, Cu, Cr, Mn, Mo	Al, As, Sn	-
2	LLUTA	CE, pH, RAS, SDT, SST	Cl, SO4, CN	-	B, Cu, Cr, Mn, Mo, Zn	Al, As, Sn, Pb	-
3	ISLUGA	CE, SDT, pH, RAS	Cl, SO4, F	-	B, Cu, Fe, Mn	Al, As, Sn	CF, CT
4	TARAPACA	CE, SDT, SST, pH, RAS	Cl, SO4	-	B, Cu, Cr, Fe, Mn, Mo, Se	Al, As, Sn	-
5	LOA	CE, DBO5, OD, RAS, SDT, SST	Cl, SO4, CN, F, NO2, S2	HC	B, Cu, Cr, Fe, Mn, Mo, Se, Zn	Al, As, Sn, Hg, Pb	-
6	SALAR DE ATACAMA	CE, DBO5, SDT, RAS	Cl, SO4, CN	-	B, Cu, Fe, Mn, Mo	Al, As, Pb, Sn	-
7	COPIAPO	CE, DBO5, SDT, OD, RAS	Cl, SO4, NH4	-	B, Cu, Cr, Fe, Mn, Mo, Zn	Al, As, Hg	CT
8	HUASCO	CE, SDT	Cl, SO4	-	B, Cu, Cr, Fe, Mn, Mo	Al	CT
9	ELQUI	CE, SDT, SST, pH	Cl, SO4, CN	-	B, Cu, Fe, Mn, Mo	Al, As	-
10	LIMARI	CE, RAS	Cl	-	B, Se	Al, Sn	-
11	CHOAPA	SST	-	-	B, Cu, Mn	Al, Sn	CF, CT

Tabla 2.3.7
Parámetros con Clasificación Inferior a Clase 2

	CUENCA	FISICO-QUIMICOS	INORGANICOS	ORGANICOS	METALES ESENCIALES	METALES NO ESENCIALES	MICROBIOLOGICOS
12	PUPIO	-	-	-	B	Sn	-
13	PETORCA	-	CN	-	Mn	Al, As	-
14	LA LIGUA	-	-	-	Mn	Sn	-
15	ACONCAGUA	SST	CN	-	Cu, Fe, Mn	Al, Sn	CF, CT
16	MAIPO	CE, DBO5, OD, pH, SDT, SST	Cl, NH4, CN	SAAM, Fenol	Cu, Cr, Fe, Mn	Al, Sn	CF, CT
17	RAPEL	CE, DBO5, OD, pH, SST	CN, S2	AyG, HC	Cu, Fe, Mo	Al, As, Sn	CF, CT
18	MATAQUITO	-	CN	-	Fe, Mn	Al	CF, CT
19	MAULE	-	-	-	Mn	Al	CF, CT
20	ITATA	pH, SST	-	-	Fe, Mn	Al, Sn	CF, CT
21	ANDALIEN	SST	-	-	Fe	-	CF, CT
22	BIO-BIO	CE, RAS	Cl	PCBs, Fenol, HC	Mn	Sn, Hg	CF, CT

Tabla 2.3.7
Parámetros con Clasificación Inferior a Clase 2

	CUENCA	FISICO- QUIMICOS	INORGANICOS	ORGANICOS	METALES ESENCIALES	METALES NO ESENCIALES	MICROBIOLOGICOS
23	PAICAVI	-	-	-	-	Sn	CF
24	IMPERIAL	pH	S2	-	Fe	Al	CF, CT
25	TOLTEN	RAS	-	-	-	Hg	CF
26	VALDIVIA	CE	Cl	-	-	Hg	CF
27	BUENO	OD	-	HC	Fe	Hg, Sn	CF, CT
28	MAULLIN	CA, OD, pH, SDT	-	-	Cr, Fe, Mn, Mo	Al, Sn	-
29	CISNES	-	-	-	Cu	Al	-
30	AYSEN	-	-	-	B, Cu, Cr, Fe, Mn	Al	-
31	SERRANO	DBO5, CA, SST	-	-	Cu, Cr, Fe, Mn	Al, Sn	-
32	MINAS	DBO5, CA, SST	-	AyG	Fe, Mn	Al, Sn	CF, CT
33	SIDE	DBO5, CA	-	-	Cu, Cr, Fe, Mn	Al, Sn	-

2.3.7 Ambiente Geológico y Ocurrencia de Determinados Compuestos en Aguas Naturales

Existen una serie de elementos químicos cuya ocurrencia puede asociarse al ambiente geológico específico de ciertas regiones de nuestro país. De esta manera se presenta a continuación una descripción del ambiente geológico donde se encuentra cada uno de ellos, para poder establecer a futuro zonas con el mayor potencial de ocurrencia. Estos elementos son: Aluminio, boro, plata, níquel, molibdeno, berilio, bario, asbestos, antimonio, vanadio, sodio, uranio, talio, radon, bromato y clorito.

2.3.7.1 Aluminio

El aluminio es posible encontrarlo en las arcillas, compuestas en su mayor parte de SiO_2 y Al_2O_3 , principalmente en las arcillas denominadas arcillas bauxíticas y en el grupo del caolín.

Los principales yacimientos en explotación de arcillas comunes se localizan en la depresión central de las regiones Metropolitana a la IX (Yacimientos Guanaco I, Guanaco II y Alfamatic), no obstante de existir en la I, III, y X. En la I región los yacimientos principales se localizan en la Quebrada de Azapa (Yacimiento Casas Grandes) y en el sector de Pozo Almonte (Norte Pozo Almonte, Sur Pozo Almonte, Quebrada de Pasos).

Las arcillas bauxíticas son arcillas y materiales arcillosos compuestos principalmente por el mineral bauxita que corresponde a óxidos de aluminio hidratados (Al_2O_3). Estas arcillas son las de más alto contenido de alúminas en el país (hasta 50% de Al_2O_3), seguidas por las del grupo del caolín (entre 30 y 40%). Los únicos yacimientos que existen en el país son los ubicados en el sector de Montenegro, a unos 65 km al norte de Santiago, estos son: El Yal, La Paloma, Colitas, Andacollo, Tricolor y El Guindo.

Los Yacimientos de Caolín, corresponden a yacimientos primarios relacionados genéticamente con procesos hidrotermales y a procesos de meteorización o concentración residual. El caolín hidrotermal (el más ampliamente distribuido en el país) se concentra principalmente en las regiones III a VII, tanto en la cordillera andina como la de la costa, relacionados con zonas de alteración argílica intermedia a avanzada en rocas principalmente volcánicas intruídas por plutones graníticos. Se distribuyen en forma de una franja discontinua de afloramientos de dirección N-S. El Caolín producto de meteorización se distribuye de la VI a IX y afecta a las rocas graníticas y metamórficas de la Cordillera de la Costa principalmente. En la VI: sector Litueche-La Estrella, 140 km al SE de Santiago; en la VIII: entre Huelqui y Santa Juana (al menos dos yacimientos) y entre Nacimiento y Río Claro; en la IX: sector Lastarria. Existen también yacimientos de caolín de origen sedimentario y de menor interés económico, ubicados en el interior de la I y II región, y en el litoral de la II, III y IV.

Otra fuente importante de aluminio se encuentra en los alumbres, que consisten en una variedad de minerales de sulfatos dobles de aluminio, hierro, potasio, sodio, magnesio y otros, provenientes de la meteorización de alunitas. Los yacimientos se ubican prioritariamente en regiones áridas del norte, de la I a la III, y están compuestos por sulfato de aluminio hidratado (alunógeno) acompañado de sulfatos de hierro, magnesio y sodio.

2.3.7.2 Boro

Se encuentra contenido esencialmente en los boratos (minerales de boro), que corresponden a depósitos que se originan como evaporitas y como precipitados químicos interestratificados con

arcillas, tobas, calizas y sedimentos lacustres. Ambos tipos se asocian principalmente a fuentes termales, vinculadas a una actividad volcánica importante, además de una serie de condiciones que permitan la evaporación (clima árido o semiárido) y precipitación según sea el caso. El ambiente donde principalmente se reúnen las condiciones propicias para el desarrollo de este tipo de depósitos son en los salares de las regiones I a III, donde los boratos forman parte de la costra salina de éstos.

Este elemento es posible encontrarlo en menor grado en algunas fuentes termales, particularmente Baños de Puchuldiza (I región), El Tatio (II región), Baños El Toro (IV región) y Baños de Puritama (II región).

Es importante destacar que en depósitos de nitratos ubicados en la I y II región existen concentraciones de boro de interés.

2.3.7.3 *Litio*

El litio se asocia principalmente a salmueras (salar, lagos salinos, campos petrolíferos y fuentes geotermales) y ocurre comúnmente como cloruro de litio.

En general se encuentra presente en las salmueras cloruradas de los depósitos salinos entre la I y III, siendo el Salar de Atacama el que posee la concentración más alta. El Salar de Pedernales y Salar de Maricunga poseen concentraciones considerables de Li para la explotación futura. Actualmente la Sociedad Chilena del Litio (SCL) se concentra en el Salar de Atacama en la producción de carbonato de litio y SOQUIMICH aumentará esta producción.

En las fuentes termales las más altas concentraciones se registran en El Tatio (II región), Baños Laguna Santa Rosa (III región) y Termas San Pedro o Teno (VII región).

2.3.7.4 *Molibdeno*

Existen en el país diversos yacimientos que contienen este elemento contenido en el mineral de molibdenita, sin embargo la única fuente de importancia y en actual producción, son hasta ahora los pórfidos cupríferos, donde la molibdenita aparece como acompañante constante y característica de la mineralización de cobre. La producción de molibdenita se inició en la mina El Teniente (1939), y a partir de 1958 cuando se inició su obtención en Chuquicamata, yacimiento que contiene las mayores reservas y las de más alta ley en el país, el molibdeno ha adquirido una gran importancia. Posteriormente se han incorporado otros pórfidos de cobre como son El Salvador y Andina, lo que ha derivado en un gran incremento en la producción (Chile es el segundo mayor productor mundial de molibdeno).

Los principales yacimientos de pórfidos cupríferos se distribuyen en una franja longitudinal, de dirección media norte-sur, algo sinuosa, que se extiende desde el límite con el Perú hasta los 38°45' latitud sur y que se desarrolla principalmente en la Cordillera de los Andes. Dentro del grupo de los pórfidos cupríferos chilenos, se destacan los dos yacimientos cupríferos mayores del mundo, Chuquicamata y El Teniente. En el extremo sur del país, especialmente en la XI región, existen numerosas indicaciones de molibdenita.

2.3.7.5 *Níquel*

El níquel se encuentra presente principalmente en rocas básicas y ultrabásicas (serpentinitas, en general rocas con alto contenido de minerales ferrosos). Específicamente los minerales tipo

laterítico, relacionados con el intemperismo (largo proceso químico desarrollado principalmente por medio de circulación de aguas) de estas rocas, son el potencial más grande de Ni conocido en el mundo, en comparación con otros tipos de menas níquelíferas. Esto es porque las rocas ultrabásicas son muy inestables a las condiciones de intemperismo.

Diversos estudios realizados en sectores donde existen cuerpos de rocas ultrabásicas, indican efectivamente que la presencia de estas rocas, sumado al intemperismo característico en zonas lluviosas, como lo son las regiones del sur de Chile, concentran valores anómalos de níquel, cromo y cobalto principalmente.

2.3.7.6 Vanadio

El vanadio es un elemento de reciente exploración en Chile y se recupera principalmente como subproducto de otros minerales. A pesar de que se encuentra en gran cantidad en la corteza terrestre (más que el Cu, Pb y Zn) no logra constituir grandes yacimientos. El vanadio está genéticamente ligado al hierro, encontrándose en su estructura molecular.

En la mina de hierro El Romeral, existe un centro principal de mineralización denominado Cerro Principal donde el vanadio se concentra en el cuerpo de alta ley, como magnetita vanadífera, constituyendo un yacimiento dentro del yacimiento de hierro propiamente tal. La mina el Romeral ubicada en la provincia de Elqui, IV región (20 km al norte de la Serena) se encuentra dentro de una franja ferrífera que se extiende desde Ovalle a Taltal (550 km aproximadamente), siendo uno de los yacimientos de hierro más importantes junto al yacimiento Algarrobo y El Tofo.

Otros yacimientos que exhiben ciertas concentraciones de vanadio son: yacimientos de hierro imanado y vanadio en el Departamento Parral, Provincia del Maule; minas Capitana, Porvenir y Ladrillos (vanadatos de Cu y Pb), Copiapó; Distrito San Bartolo, Calama; mina La Grande, IV región.

2.3.7.7 Plata

Los yacimientos de metales preciosos oro y plata, son muy numerosos en Chile. Los principales yacimientos de plata, entre ellos Chañarcillo, se distribuyen en una franja angosta de 350 km de extensión, entre las latitudes 26°50'S (Yacimiento Tres Puntas) y 29°50'S (Distrito Arqueros), y dirección NNE. A 35 km al SE de Copiapó hay un área elíptica orientada al noroeste que contiene un grupo de yacimientos pequeños de plata entre ellos Elisa de Bordos y Lomas Bayas. Finalmente existen otros dos distritos argentíferos aislados: Caracoles en Antofagasta, que comprende varios yacimientos dentro de un área circular, y los distritos de Huantajaya y Santa Rosa de Iquique.

Existen también yacimientos con mezclas en proporciones variables de oro y plata, y subprovincias con ocurrencias de yacimientos de oro y de plata. Este último caso lo constituye una subprovincia de forma elíptica, elongada en dirección N-S, ubicada entre los 25°15'S y 26°S, y que contiene yacimientos de plata de cierta importancia como Cachiñal de la Sierra, Vaquillas y Juncal y el importante distrito aurífero Guanaco. A 120 km al este de Copiapó, a alturas superiores a 4000 m s.n.m. existe un área prospectiva aurífera y argentífera, objeto de intensa exploración. Esta área es elongada de dirección N-S y abarca desde el Salar de Pedernales hasta la Laguna del Negro Francisco. Comprende los prospectos Esperanza, La Coipa, Marte, entre otros.

2.3.7.8 Berilio

El berilio es un elemento que se encuentra fundamentalmente en el mineral berilo, este es un silicato de aluminio y berilio. No existen yacimientos de este mineral en Chile. Se puede mencionar el yacimiento de Ojancos, Distrito de Tierra Amarilla, Provincia de Atacama, donde el berilo aparece en forma de guías de varios milímetros de espesor en la roca intrusiva granodiorítica de la región, y que por su baja ley (1.7% de BeO), no son explotables.

2.3.7.9 Bario

El bario se encuentra presente en el mineral denominado baritina, este es un sulfato de bario natural ($BaSO_4$) con contenido teórico de 65,7% de BaO y 34,3% de SO_3 . En Chile los principales depósitos de baritina corresponden a vetas y relleno de cavidades, y se relacionan genéticamente y espacialmente con fenómenos de alteración hidrotermal. Los yacimientos se distribuyen principalmente en el sector norte y central del país, entre las regiones I y Metropolitana, siendo los más importantes en términos de calidad y reservas los de la III y IV, los que aportan con el 64% y 32% respectivamente de las reservas totales estimadas para el país, el 4% restante lo aporta la II región.

La baritina se usa principalmente para la formulación de lodos de perforación petrolífera, entre otros. En Chile ha sido explotada tradicionalmente con la finalidad de exportar el recurso con esta finalidad. Actualmente esta explotación se ha restringido a la III y V regiones debido a la disminución en la actividad de exploración y explotación petrolífera.

2.3.7.10 Asbestos

Se conoce con este nombre a una serie de minerales fibrosos, incombustibles, malos conductores del calor y en parte de la electricidad, que tienen generalmente un alto punto de fusión. Existen dos grupos principales de asbestos: las serpentinas que corresponden a silicatos de magnesio (Crisotilo) y las anfíbolos que corresponden a silicatos de calcio, magnesio, hierro, sodio y aluminio (Crocidolita, Antofilita, Amosita, Tremolita y Actinolita).

En Chile los yacimientos de asbesto aparecen ligados a pequeños macizos de rocas básicas que intruyen las rocas metamórficas de la Cordillera de la Costa del centro y sur del país. Estos yacimientos carecen de interés económico, pues sólo existen de la variedad tremolita y actinolita, que son un tipo de asbesto prácticamente sin aplicación industrial y que en ningún caso puede competir con el asbesto crisotilo, el cual es la variedad de principal interés industrial y la que representa el 95% del consumo del mundo (principales productores: Canadá y la ex URSS), el otro 5% corresponde a las variedades crocidolita y amosita (Sudáfrica).

Otra razón, ampliamente conocida, que afecta el interés económico del asbesto es la creciente restricción a su uso como mineral industrial, debido a la alta probabilidad de que sus partículas sean cancerígenas.

2.3.7.11 Antimonio

No existen en Chile grandes yacimientos de antimonio. En la denominada Provincia Metalogénica de la Cordillera de la Costa de Chile Central (que comprende fundamentalmente rocas metamórficas del Basamento Metamórfico en la Cordillera de la Costa), en Valdivia, existe un pequeño yacimiento con mineralización de antimonio como mineral estibnita; en el altiplano de la primera región, están los yacimientos Ociel, Apacheta y Capitana, que presentan

cantidades importantes de antimonio (estibnita); en el altiplano de la II región (sector Nevados del Poquis, a 250 km al este de Calama) también es posible encontrar una serie de vetas con esta mineralización; en el río Salvador, Provincia de Antofagasta (a unos 30 km al este de Calama), existen vetas con antimonita; y el yacimiento Paine (provincia Última Esperanza, XII región) con vetas de antimonita, son los principales.

En general el antimonio se asocia a mineralizaciones periféricas (con plomo, zinc y plata) con respecto a pórfidos cupríferos. Este es el caso de los grandes yacimientos de pórfidos cupríferos El Teniente, El Salvador, Río Blanco y Chuquicamata (Distrito El Inca).

El antimonio también se ha manifestado, en forma de sulfoantimoniuros de plata y cobre y en menor proporción como antimonita, en yacimientos epitermales de oro. Estos yacimientos están asociados a volcanismo calcoalcalino (andesitas a riolitas). La subprovincia más oriental, donde se han reconocido importantes yacimientos auríferos y argentíferos epitermales, se ubica en la Cordillera de los Andes, destacándose los yacimientos El Indio (a 125 km en línea recta al este de la ciudad de La Serena), Esperanza, La Coipa, Marte, Aldebarrán y El Hueso (entre los 26°30' y 27°10').

2.3.7.12 Sodio

El elemento sodio, es posible encontrarlo en forma de sulfato, nitrato o como catión en fuentes termales. El sulfato de sodio se encuentra normalmente formando parte de unos 12 minerales, siendo la tenardita (Na_2SO_4) y la mirabilita ($\text{Na}_2\text{SO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$) las comercialmente importantes. Estos minerales se relacionan a un origen primario volcánico. Es común en lagos alcalinos, agua subsuperficial y agua de mar, además de los minerales que lo contienen.

Las fuentes comerciales de sulfato de sodio se encuentran en la forma de capas de mirabilita cristalina o como salmueras en o debajo de lagos salinos o salares. La producción mundial de sulfato de sodio proviene de dos fuentes: subproducto del procesamiento de otros materiales y natural desde salmueras y salares. La producción ha sido mayor que la demanda por las descargas como efluente en procesos industriales.

En Chile los yacimientos de sulfato de sodio se ubican en los salares y lagos andinos, en salares de la Depresión Central y como mantos asociados a los yacimientos de nitratos de la Depresión Central. Se desarrollan en la parte superior del primer metro del salar y sobre el nivel de agua subterránea somero.

En la I Región los salares de interés son el Salar de Surire y la Laguna Huasco. En la Depresión Central el único salar más importante es el Salar de Pintados-Bellavista. En esta última zona también existen depósitos en yacimientos de nitratos, aquí los horizontes de sulfatos se distribuyen en su parte superior, y son recuperados por SOQUIMICH como subproducto de la industria del salitre. Sin embargo los yacimientos más importantes son los que se distribuyen profusamente en la Depresión Central al sur de Antofagasta, especialmente en Aguas Blancas, ex Oficina Morena y Aguas Verdes.

En Aguas Blancas, ubicado a 100 km al sur de Antofagasta, se registra una de las principales actividades en torno al sulfato de sodio natural en la II región en particular y en el Norte Grande en general, excepto la efectuada por SOQUIMICH en la I región. En dicho sector existen al menos 3 empresas mineras dedicadas a la producción de sulfato de sodio natural desde yacimientos pertenecientes a las Ex Oficinas Petronila, Eugenia y Rosario principalmente.

La producción de sulfato de sodio natural, efectuado por unas tres empresas mineras desde la I y II región (Minera Mapocho S.A. en la I y S.L.M Santa Inés y Luis Rojas Guerra en la II), consiste esencialmente en una etapa de explotación de depósitos salinos y en una etapa de obtención del sulfuro de sodio. El sulfato de sodio anhidro lo produce SOQUIMICH como subproducto de la producción de los compuestos nitrogenados, fundamentalmente en la II región.

Los salitres son depósitos de nitratos naturales ubicados en el norte del país, y distribuidos a lo largo de una franja de unos 700 km con un ancho variable entre 30 y 50 km. Se presentan en 2 formas principales, como nitrato de sodio (NaNO_3) y nitrato de potasio (KNO_3). A nivel mundial los únicos depósitos de este tipo, que por su volumen y leyes tienen un interés comercial, son los del norte de Chile.

Los yacimientos de salitre corresponden a un complejo de sales, entre los cuales los principales son sulfatos, cloruros, nitratos, boratos y carbonatos de sodio, calcio, magnesio y potasio, asociados a otros de menor ocurrencia como yodatos, cromatos y percloratos.

En la industria salitrera se producen 3 tipos nitrogenados: nitrato sódico, nitrato de potasio y salitre potásico, y como subproducto principalmente sulfato de sodio y yodo. La producción es efectuada esencialmente por SOQUIMICH en la II región, sin embargo al menos otras dos empresas, COSAYACH (Provincia Iquique, I región) y Kap Resources Ltda. en el proyecto Yolanda (II región, noreste de Taltal) proyectan altas producciones.

2.3.7.13 Uranio

La exploración de uranio en Chile se inició en 1950, por medio de una investigación realizada en conjunto por geólogos de la U. S. Atomic Energy Commission (USAEC) y de la Corporación de Fomento de Chile. Dichas investigaciones continuaron hasta 1956 cargo de la Corporación de Fomento de la Producción, detectándose anomalías en Tambillos, Carrizal Alto y Pampa Larga. Posteriormente, período de 1958-1960, el Instituto de Investigaciones Geológicas en cooperación con geólogos de la USAEC, prosiguieron diversos estudios, detectándose uranio en el norte de Chile: a) en relación a vetas de cobre de alta temperatura (distritos Tocopilla, Algarrobo, El Roble, Carrizal Alto y Tambillos); b) en asociación con cobre, molibdeno y tungsteno en brechas de cuarzo y turmalina (distritos Campani, Sierra Gorda, Cabeza de Vaca y Rosario). Se encontró también en la mina La Piadosa al esteseureste de Copiapó y en Río Correntoso y Cerro Castillo (XI región).

En 1971 la exploración de Uranio en Chile, a cargo de la Comisión Chilena de Energía Nuclear (CCHEN) se centro en trabajos en Carrizal Alto. En 1972 el Centro de Investigaciones Nucleares del Ejército en conjunto con el Centro de Investigaciones Nucleares Español (JEN) realizaron estudios de recuperación de uranio desde los yacimientos cupríferos de Chuquicamata y La Exótica.

A partir de 1982 la CCHEN centró sus actividades en atraer capitales privados para el desarrollo de los recursos de uranio, realizándose diversos estudios entre los cuales destacan la evaluación de ocurrencias de uranio detectadas en yacimientos mineros como Chuquicamata, La Exótica, Sagasca, entre otros; reconocimiento de nuevos prospectos en el sector de la Estación Romero (prospecto Productora, prospecto Carmen); y estudios en el Salar Grande (sur de Iquique, I región) .

Estudios recientes realizados por la CCHEN han determinado la ocurrencia de minerales

radioactivos en una estrecha franja costera que se extiende entre Chañaral y Copiapó, y que coincide con una franja ferrífera y el sistema de falla Atacama. Dentro de esta franja se encuentran: Diego de Almagro, Las Animas, Agua del Sol, Sierra Indiana, Cerro Chamonate, Despreciada, Los Azules, Cabeza de Vaca, Mina Teresita, Veneciana, Productora, Mina Rutilo, Tierra Colorada, Tambillos, Pejerreyes, Los Mantos, Tamaya.

De acuerdo a los antecedentes geológicos e hidrológicos, de manera general los flujos de agua subterránea y superficial cortarán unidades geológicas similares en todo el territorio nacional, con distancias relativamente cortas y con gradientes topográficos relativamente altos. Por esta razón, no se asigna un rol de importancia a la litología como elemento contaminante del agua.

Como excepción a las condiciones geológicas, se presenta la Región de Magallanes, donde existen sistemas de drenaje sobre grandes extensiones de cuencas sedimentarias. Como excepción a los sistemas de drenaje está el río Loa, el cual presenta la longitud mas larga de Chile, y un caudal escaso, que lo hace potencialmente muy vulnerable a la contaminación por efectos geológicos.

Los hipotéticos elementos contaminantes tendrían que estar relacionados con las concentraciones naturalmente anómalas de elementos, que corresponden a yacimientos. Estos yacimientos pueden ser metálicos o no metálicos. La contaminación hipotética de éstos yacimientos podría efectuarse en relación al mineral de mena, a sus minerales de alteración asociados, y a la actividad de explotación de la mena.

El grado de contaminación dependerá también de la cantidad de agua que esté al alcance del contaminante. Se consideran con mayor potencial de riesgo de contaminación por minerales a las regiones de baja precipitación, principalmente entre la I y la V.

De las cuencas y regiones analizadas, en función de los yacimientos existentes se consideran los elementos presentes en la Tabla 2.3.8 como potencialmente contaminantes.

Tabla 2.3.8
Posibles Compuestos Contaminantes

REGION	POSIBLE MINERAL CONTAMINANTE
I	Al, Bo, Li, Mo, Ag, Ba, Asbest, Sb, Na, U
II	Al, Bo, Li, Mo, Ag, Be, Ba, Sb, Na, U
III	Al, Bo, Li, Mo, Va, Ag, Ba, Sb, Na, U
IV	Mo, Va, Ag, Ba, Asbest., Sb, U,
Vy METROP	Al, Mo, Ba,
VI	Al, Mo, Sb, U,
VII	Al, Li, Va, Asbest.,
VIII	Al, Ni, Asbest.,
IX	Al, Mo, Ni, Asbest.
X	Al, Ni, Asbest. Sb,
XI	Mo, Ag, U
XII	Sb,

2.4 Caracterización de la Calidad de Aguas Intervenidas

2.4.1 Calidad de Aguas Residuales

Corresponden a aquellas que se generan en diferentes procesos y/o actividades y que no tienen valor inmediato para quienes las generan y por lo tanto son eliminadas del sistema. Estas aguas son recolectadas mediante una red de alcantarillado para su envío a una planta de tratamiento. Según su origen es posible distinguir entre:

- ❖ Aguas Servidas Domésticas
- ❖ Residuos Industriales Líquidos (RIL`s)
- ❖ Aguas Residuales Mixtas

Las aguas servidas domésticas provienen de la utilización, por parte de la población, del agua de abastecimiento para atender los usos más diversos, tanto en viviendas como en edificios comerciales y centros públicos. Los residuos industriales líquidos provienen de los diversos procesos de manufactura, así como también de la elaboración de alimentos. En general es difícil encontrar aguas servidas puramente domésticas (excepto en zonas netamente residenciales) y en general las ciudades tienen aguas residuales mixtas. Es posible además, que las aguas servidas contengan además una componente debido a la infiltración desde la napa subterránea o a través de escorrentía superficial.

2.4.1.1 Aguas Servidas Domésticas

Las características de las aguas servidas pueden variar ampliamente de un lugar a otro dependiendo de las cualidades propias de la población, sus hábitos, características de la red de alcantarillado y además de los consumos de agua potable típicos. Es así como las aguas servidas clasificadas como débiles en general se encuentran en lugares con altos consumos de agua potable; por el contrario las aguas servidas fuertes son comunes en lugares con bajos consumos de agua potable. En la Tabla 2.4.1 se resumen las características típicas de las aguas servidas según su clasificación.

Cabe destacar que en Chile, aún cuando las aguas son clasificadas como medias a fuertes en la mayoría de los casos, en general sólo se refiere a la composición en términos de DBO₅ y SST dado que la información respecto a otros parámetros es menor. Adicionalmente, es necesario comentar que algunos parámetros tales como los sólidos totales, sulfatos, cloruros y alcalinidad dependen fuertemente de los contenidos base en el agua potable y aun cuando sufren incrementos en las aguas residuales, no es posible generalizar.

La vigilancia de la calidad del agua residual se lleva a cabo mediante diversos parámetros globales de contaminación, tales como la DBO₅ y los SST, sin embargo para efectos de reuso en riego agrícola o de otro tipo, los parámetros que interesan son aquellos componentes químicos que afectan el crecimiento de las plantas o a la permeabilidad del suelo. Estas sustancias inorgánicas disueltas no experimentan una modificación significativa durante el tratamiento de las aguas servidas y por lo tanto es esperable que las concentraciones sean similares a las del agua potable más los incrementos que ocurren debido al uso doméstico de éstas. En la Tabla 2.4.2 se indican los incrementos esperados en algunos parámetros respecto a los valores en el agua potable.

Tabla 2.4.1
Características Aguas Servidas Domésticas

Parámetro	Unidad	Débil	Media	Fuerte
Sólidos Totales	mg/l	350	720	1200
Sólidos Disueltos	mg/l	250	500	850
Fijos	mg/l	145	300	525
Volátiles	mg/l	105	200	325
Sólidos Suspendidos	mg/l	100	220	350
Fijos	mg/l	20	55	75
Volátiles	mg/l	80	165	275
Sólidos Sedimentables	ml/l	5	10	20
DBO ₅	mg/l	110	220	400
DQO	mg/l	250	500	1000
COT	mg/l	80	160	290
Nitrógeno Total	mg/l	20	40	85
N-orgánico	mg/l	8	15	35
N-amoniaco	mg/l	12	25	50
N-NO ₂	mg/l	--	--	--
N-NO ₃	mg/l	--	--	--
Fósforo Total	mg/l	4	8	15
P orgánico	mg/l	1	3	5
P inorgánico	mg/l	3	5	10
Cloruros	mg/l	30	50	100
Sulfatos	mg/l	20	30	50
Alcalinidad	mg/l	50	100	200
Aceites y Grasas	mg/l	50	100	150
Comp. Org. Volátiles	µg/l	<100	100-400	>400
Coliformes fecales	NMP/100ml	10 ⁶ - 10 ⁷	10 ⁷ - 10 ⁸	10 ⁷ - 10 ⁹

Metcalfe & Eddy, 1990.

Tabla 2.4.2
**Incrementos típicos de la concentración de minerales
debido a los usos domésticos del agua**

Parámetro	Incremento, mg/l
Aniones	
Bicarbonato (HCO ₃)	50 - 100
Carbonato (CO ₃)	0 - 10
Cloruro (Cl)	25 - 50
Nitrato (NO ₃)	20 - 40
Fosfato (PO ₄)	5 - 15
Sulfato (SO ₄)	15 - 30
Cationes	
Calcio (Ca)	6 - 16
Magnesio (Mg)	4 - 10
Potasio (K)	7 - 15
Sodio (Na)	40 - 70
Otros Componentes	
Sílice (SiO ₂)	2 - 10
Alcalinidad total (CaCO ₃)	60 - 120
Sólidos Disueltos Totales (SDT)	150 - 380
Aluminio (Al)	0,1 - 0,2
Boro (B)	0,1 - 0,4
Fierro (Fe)	0,2 - 0,4
Manganeso (Mn)	0,2 - 0,4

Metcalfe & Eddy, 1990.

De acuerdo a la Tabla 2.4.2 podemos esperar incrementos en la concentración de aniones y cationes en las aguas servidas respecto del agua potable; este incremento puede ser incluso superior en aquellos casos en que existan redes de recolección de residuos industriales líquidos. El incremento en aniones y cationes implica un incremento en el contenido de sólidos disueltos y por ende en la conductividad específica de las aguas servidas.

Las características “típicas” de las aguas servidas domésticas en Chile se definen parcialmente en el D.S. 609 y en forma más completa en el D.S. 90 de acuerdo a lo que se indica en la Tabla 2.4.3. Aun cuando el objetivo del D.S. 609 es establecer las condiciones bajo las cuales los RILes pueden ser descargados al sistema de alcantarillado y el D.S. 90 por su parte, establece el límite de descarga a las aguas superficiales, ambas definen también el límite entre aquellas aguas residuales que pueden ser consideradas domésticas y aquellas que no lo son.

Tabla 2.4.3
Concentraciones Características Aguas Servidas Domésticas y Límites Máximos Permitidos para la Descarga de Residuos Líquidos al alcantarillado y Cuerpos de Agua Fluviales

Contaminantes	Unidades	Expresión	Valor Característico Aguas Servidas ⁶	D.S. 609 Límite Máximo Descarga	D.S. 90 Límite Máximo sin Dilución	NCh 1333 Calidad de agua para riego
pH	--	PH	6 – 8	5,5 – 9,0	6,0 – 8,5	
Temperatura	°C	T°	20	35	35	
Sólidos Suspendidos Totales	mg/l	SST	220	300	80 ³	
Aceites y Grasas	mg/l	A y G	60	150	20	
Hidrocarburos Fijos	mg/l	HF	10	20 ¹	10	
DBO ₅	mgO ₂ /l	DBO ₅	250	35	35 ³	
Aluminio	mg/l	Al	1	10	5	5
Arsénico	mg/l	As	0,05	0,5	0,5	0,1
Boro	mg/l	B	0,75	4	0,75	0,75
Cadmio	mg/l	Cd	0,01	0,5	0,01	0,01
Cianuro	mg/l	CN	0,2	1	0,2	0,2
Cloruros	mg/l	Cl	400		400	200
Cobre Total	mg/l	Cu	1	3	1	0,2
Cromo Hexavalente	mg/l	Cr ⁺⁶	0,05	0,5	0,05	0,1 ⁴
Fluoruro	mg/l	F	1,5		1,5	1
Fósforo Total	mg/l	P	10	15	10	
Hierro Disuelto	mg/l	Fe	1		5	5 ⁵
Manganeso	mg/l	Mn	0,3	4	0,3	0,2
Mercurio	mg/l	Hg	0,001	0,02	0,001	0,001
Molibdeno	mg/l	Mo	0,07		1	0,01
Níquel	mg/l	Ni	0,1	4	0,2	0,2
Nitrógeno Kjeldahl Total	mg/l	NKT	50	80 ²	50	
Pentaclorofenol	mg/l	C ₆ OHCl ₅	0,009		0,009	
Plomo	mg/l	Pb	0,2	1	0,05	5
Selenio	mg/l	Se	0,01		0,01	0,02
Sulfatos	mg/l	SO ₄ ⁻²	300	1000	1000	250
Sulfuros	mg/l	S ⁻²	3	5	1	
Tetracloroetano	mg/l	C ₂ Cl ₄	0,04		0,04	
Tolueno	mg/l	C ₆ H ₅ CH ₃	0,7		0,7	
Triclorometano	mg/l	CHCl ₃	0,2		0,2	
Xileno	mg/l	C ₆ H ₄ C ₂ H ₆	0,5		0,5	
Zinc	mg/l	Zn	1	5	3	2
Índice de Fenol	mg/l	Fenoles	0,05		0,5	
Poder Espumógeno	mm	PE	5 mm	7	7	
Coliformes fecales	NMP/100ml	Coli/100ml	10 ⁷ NMP/100 ml		1000	1000

1) Corresponde a Hidrocarburos totales.

2) Corresponde a Nitrógeno amoniacal.

3) Para los residuos líquidos provenientes de plantas de tratamientos de aguas servidas domésticas, no se considerará el contenido de algas, conforme a metodología descrita en la Norma.

4) Corresponde a Cromo total

5) Corresponde a Hierro total.

6) Se considera una dotación de agua potable de 200 L/hab/día y un coeficiente de recuperación de 0,8.

En la Tabla 2.4.3 se incluye además la Norma NCh 1333 que establece los criterios de calidad para el uso de aguas en riego. Se observa que los parámetros Bario, Berilio, Cobalto, Litio, Plata, Vanadio no están considerados. Adicionalmente, se debe considerar que el D.S. 90 (que define los límites de descarga de RILes a cursos superficiales), impone límites diferentes e

incluso menos restrictivos que la NCh 1333 para algunos parámetros. En este contexto, dado que las plantas de tratamiento se diseñan para el cumplimiento del D.S. 90, en algunos casos no necesariamente cumplirán con los límites establecidos para el agua de riego y la evaluación debe hacerse para cada condición en particular. Este tema sin embargo, no debería considerarse como una contradicción dado que el D.S. 90 corresponde a una norma de emisión (obligatoria) y la NCh 1333 corresponde a criterios de calidad de agua para diferentes usos (referencial).

Aun cuando los microelementos en las aguas servidas tratadas no deberían ser lo suficientemente elevados como para que su utilización en el riego de cultivos pueda causar algún efecto en el corto plazo, debido a que estos tienden a acumularse en el suelo, es necesario definir medidas de control para detectar la posibilidad de efectos perjudiciales en el largo plazo. Al respecto, cabe mencionar que la remoción de estos parámetros así como de compuestos orgánicos específicos durante el tratamiento, depende de la tecnología utilizada y tampoco es posible generalizar.

Por otra parte, la NCh 1333 clasifica la calidad del agua según el contenido de Sólidos Disueltos Totales y de la Conductividad Específica. Cabe destacar que no existe amplia información respecto al valor de estos parámetros en las aguas servidas tratadas en nuestro país, sin embargo, la experiencia internacional indica que en general la Conductividad Específica supera los 1500 $\mu\text{mhos/cm}$ y por lo tanto algunos efectos adversos podrían presentarse de acuerdo a este criterio.

Desde el punto de vista microbiológico el único parámetro usualmente medido y controlado corresponde a los coliformes fecales, usado como indicador de organismos patógenos. Sin embargo, la supervivencia de los coniformes fecales en el suelo puede ser mucho menor que algunos patógenos específicos y por lo tanto en algunos casos no ser representativos. Adicionalmente, los mecanismos de inactivación de los distintos grupos pueden ser diferentes.

2.4.1.2 Residuos Industriales Líquidos

Al igual que los contaminantes de interés en el caso de las aguas servidas domésticas, los contaminantes en los residuos industriales causan efectos variados en sus descargas a cuerpos receptores o en el sistema suelo/planta si son utilizados en el riego agrícola. Estos efectos pueden verse magnificados debido al carácter de mayor toxicidad que algunos Riles pueden exhibir.

Las características de los residuos industriales líquidos son ampliamente variables no sólo durante el día, sino también dentro de industrias del mismo rubro. Existen en la literatura valores referenciales para los parámetros más comunes, pero tal como se observa en la Tabla 2.4.4, los rangos de variación son bastante amplios.

Tabla 2.4.4
Algunos Parámetros de Interés en Residuos Industriales Líquidos

Industrias	DBO, mg/l	SST, mg/l	Nitrógeno Orgánico, mg/l
Conservas Vegetales	90 – 3.000	200 – 2.300	
Conservas frutas	240 – 1.600	185 – 640	
Cítricos	80 – 950	25 – 140	
Lácteos	1.890	560	73
Cárneos	520 – 32.000	220 – 15.210	33 – 5.400
Pescados	42 – 112.500	2.500 – 66.400	
Cervecería	750 – 1.000	800 – 1.000	13 - 24
Textiles			
Algodón	300 – 800	30 – 100	
Rayón	960 – 2.800	1.040 – 7.250*	
Nylon	90 – 1.360	320 – 2.280*	

2.4.2 Calidad de Aguas Efluentes de Producción Pecuaria (Purines)

Los purines de cerdo corresponden a los desechos líquidos que fluyen de los pabellones de crianza y que están constituidos por una mezcla de deyecciones sólidas y líquidas, remanentes de alimentos, aguas de lavado y en algunos casos también de escorrentía superficial. Estos purines tienen una composición y concentración muy variable dependiendo de factores como la raza, el estado fisiológico y el tamaño de los animales; la dieta a la que son sometidos, el tiempo y tipo de almacenamiento, la cantidad de agua utilizada en la limpieza y la época del año.

De acuerdo a la literatura internacional, la cantidad estimada de los purines producidos en un plantel se muestra en la Tabla 2.4.5.

Tabla 2.4.5
Cantidades aproximadas de purines producidos en función del tipo de animal

Tipo de animal	Peso vivo (Kg.)	(L/cabeza/día)
Cerdos de engorde	20-50	3,5
Cerdos de engorde	50-100	6,5
Macho reproductor	140	10
Hembra no gestante	140	10
Hembra gestante	150	12
Hembra con crías	150	16

Los purines de cerdo representan un material generalmente básico y bastante salino, con un alto contenido de microorganismos de diversas características. Posee cantidades importantes de hidratos de carbono, lípidos, aminoácidos, proteínas, urea y compuestos azufrados, así como también cantidades elevadas de nitrógeno, fósforo, potasio, calcio, magnesio y sodio. Además contienen micronutrientes como hierro, zinc, cobre y manganeso, a la vez que cantidades traza de elementos tóxicos como cadmio, plomo, arsénico y mercurio. En la Tabla 2.4.6 se resumen los componentes de calidad según tipo de animal, extraídos de la literatura internacional.

Tabla 2.4.6
Composición media del purín de cerdo en función del tipo de explotación

Parámetro	Engorde	Reproductores	Ciclo cerrado
Materia seca %	8,5	3,2	5,2
Materia orgánica (% MS)	74	67	66
N total (kg/m3)	5,9	3,4	4,3
N orgánico (kg/m3)	2,5	0,9	1,3
N amoniacal (kg/m3)	3,4	2,5	3,0
P O (kg/m3)	5,3	1,8	3,2
K O (kg/m3)	3,6	2,3	2,8
Ca (%MS)	3,9	3,5	4,0
Mg (%MS)	0,8	0,8	1,1
Na (mg/kg MS)	1,6	2,8	2,0
Cu (mg/kg MS)	752	98	678
Zn (mg/kg MS)	600	636	808
Fe (mg/kg MS)	1006	763	1207
Mn (kg/m3)	320	229	303

Estudios acerca de la composición de los purines realizados en Chile indican que en promedio, los efluentes están entre 5 y 20 l/cabeza/d. La composición promedio, en base a muestreos en distintos planteles, se muestra en la Tabla 2.4.7.

Tabla 2.4.7
Composición de Purines en Planteles Chilenos

Componente	Concentración⁽¹⁾	Concentración⁽²⁾
PH	6,5	6,4
Conductividad Específica, mmohs/cm	11.050	--
NO ₃ -N, mg/l	60	--
NH ₄ -N, mg/l	1.446	560
N total, mg/l	--	1.190
DBO, mg/l	13.000	17.680
SST, mg/l	28.682	9.180
SDT, mg/l	4.890	--
Fosfato, mg/l	--	680

(1) Purines crudos, Tapia (2004)

(2) Purines post prensa, Rebolledo (2003)

Entre los impactos que puede generar el uso de los purines en el riego agrícola se destaca:

- la mineralización del N del purín origina elevadas concentraciones de nitratos (NO₃), compuesto de alta toxicidad que puede moverse fácilmente tanto por escorrentía superficial como por infiltración, contaminándose de esta forma aguas superficiales y subterráneas.
- desequilibrios nutricionales en las plantas principalmente debido a excesos de N, P o K
- acumulación de metales pesados, Cu y Zn.
- Incremento del contenido de sales solubles.
- Presencia de antibióticos de efectos desconocidos.

Estos impactos probablemente se están desarrollando actualmente debido a que las prácticas comunes corresponden al riego de ciertas especies e incluso suelo desnudo. De acuerdo a los antecedentes, las tasas de aplicación de nitrógeno podrían ser tan altas como 4 Ton N/ha por temporada, de los cuales un alto porcentaje estaría lixiviando a las napas.

De este modo, reconociendo el alto aporte en nutrientes de los purines, es necesario considerar los requerimientos específicos de Nitrógeno en los cultivos regados para asegurar el manejo sustentable de los mismos.

Al respecto, la regulación española en materia de gestión de purines de cerdos (Decreto Real 324/2000), reconoce el valor de éstos como abono orgánico-mineral, pero establece requerimientos en cuanto al manejo, distancias mínimas entre la aplicación y otras explotaciones o núcleos urbanos, y tasas máximas de aplicación de nitrógeno (se debe acreditar que se cuenta con una superficie de riego suficiente para no sobrepasar las tasas máximas, 170 y 210 Kg N/ha/año, para zonas vulnerables y otras zonas, respectivamente).

Respecto a las zonas vulnerables, éstas están definidas por el Real Decreto 261/1996 relativo a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos procedentes de fuentes agrarias. Este R.D. impone la obligación de identificar las aguas que se hallen afectadas por la contaminación por nitratos de esta procedencia, cuyas concentraciones deberán ser vigiladas en una serie de estaciones de muestreo. Por otra parte, establece criterios para designar como zonas vulnerables, aquellas superficies territoriales cuyo drenaje da lugar a la contaminación por nitratos. Una vez determinadas tales zonas, se deberán realizar y poner en funcionamiento programas de actuación, coordinados con técnicas agrícolas, con la finalidad de eliminar o minimizar los efectos de los nitratos sobre las aguas. Por último, establece la obligación de emitir periódicamente informes de situación sobre este tipo de contaminación.

De acuerdo al R.D. 261/1996 una zona vulnerable es definida como “aquellas partes del territorio cuyas aguas subterráneas superan una concentración de nitratos de 50 mg/l y cuyas aguas superficiales se encuentran en estado de eutrofización o superan una concentración de nitratos de 50 mg/l”.

2.4.3 Calidad de Aguas Efluentes de Tranques de Relaves

Con base en la información desarrollada en el trabajo “Uso Potencial de Aguas Claras de Relave en el Sector Silviagrícola” en la estación experimental Ovejería, se muestra en las siguientes tablas información sobre la calidad de aguas claras de relave de la minería del cobre. Si bien este es sólo un caso muy particular es indicativo de las condiciones de otras faenas similares.

Las Tablas 2.4.8 y 2.4.9 muestran información de rangos medidos y promedio de concentraciones en aguas de relave para conductividad eléctrica, calcio, magnesio, sodio, SAR, cloruro, sulfato y bicarbonato.

Tabla 2.4.8
Concentraciones de calidad de aguas de relave

	EC (mmhos/cm)	Ca [meq/l]	Mg [meq/l]	Na [meq/l]	RAS
Rango	591 - 796	4,84 – 5,99	<0,01 – 0,07	0,70 – 0,87	0,36 – 0,50
Promedio	712	5,42	0,04	0,78	0,43

Tabla 2.4.9
Concentraciones de calidad de aguas de relave

	Cl ⁻ [meq/l]	SO ₄ ²⁻ [meq/l]	HCO ³⁻ [meq/l]
Rango	0,23 – 0,39	4,33 – 6,00	0,34 – 0,70
Promedio	0,31	5,17	0,52

En la Tabla 2.4.10 se presentan los valores máximos obtenidos en la caracterización de las aguas de relave y los resultados son comparados con la Norme Chilena de Aguas para Riego NCh 1333. Los resultados de la Tabla 2.4.10 indican que a excepción de Mo, SO₄²⁻ y pH, los otros parámetros se encuentran dentro de los valores establecidos por la NCH 1333 para aguas de riego.

Tabla 2.4.10
Caracterización Físico Química de Aguas de Relave (ppm)

Parámetro Químico (ppm)	Agua de Relave	NCh 1333
Cu Total	0,13	-
Cu Disuelto	< 0,05	0,2
Mo Total	0,7	-
Mo Disuelto	0,7	0,01
Mn Total	0,06	-
Mn Disuelto	< 0,05	0,2
Zn Total	0,12	-
Zn Disuelto	< 0,02	2
Fe Total	2,5	-
Fe Disuelto	<0,1	5
TSS	<10	-
TSD	596	-
SO ₄ ²⁻	386	250
Cl ⁻	14	200
K ⁺	62	-
PH	9,9	5,5 - 9

2.4.4 Calidad de Aguas Efluentes de Tratamiento de Lixiviados de Rellenos Sanitarios

Excepto por la disposición de residuos sólidos en el mar, lo que es permitido sólo en algunos países en el mundo, la mayor parte de la basura se deposita sobre el suelo. En 1990, el 67% de las basuras generadas en los EE.UU. fueron depositadas en rellenos sanitarios, mientras que en nuestro país un alto porcentaje de las ciudades más importantes ya utilizaba este método. En la actualidad, este método de disposición final de residuos sólidos es utilizado en un gran número de ciudades en nuestro país debido a su bajo costo y su alta eficiencia de tratamiento (Santiago, Rancagua, Temuco, Talca, entre otras).

Algunos de los problemas típicos que caracterizan un proyecto de relleno sanitario son las consideraciones estéticas, las pérdidas económicas derivadas del cambio de uso del suelo y del impacto sobre las áreas circundantes, los efectos ambientales del proyecto, así como las regulaciones inadecuadas. En lo que respecta a efectos ambientales podemos referirnos muy especialmente al efecto potencial de los residuos sólidos sobre la salud pública y el medio ambiente circundante. En particular, desde el punto de vista de contaminación de aguas, el mayor problema que presenta un relleno sanitario es la producción de **líquidos lixiviados** que provienen de la descomposición de la materia orgánica presente en los residuos domiciliarios.

Cuando los residuos sólidos domiciliarios son depositados en el relleno sanitario, la materia orgánica presente se descompone aeróbicamente durante las primeras semanas (en lugares húmedos) o durante el primer año (en lugares secos) y se degrada anaeróbicamente cuando no hay oxígeno presente.

La cantidad y calidad del lixiviado producido en una localidad específica depende de las características climáticas de la zona (temperatura, humedad, y precipitación), de las cantidades de residuos sólidos descargados en el relleno sanitario, así como de las condiciones de diseño del mismo (área de trabajo, calidad de la cobertura superficial, existencia de canales perimetrales, entre otros elementos). Si bien la calidad del lixiviado es muy variable, es posible utilizar muestras puntuales para caracterizar algunos parámetros de interés y proveer información sobre los compuestos más característicos que se encuentran en ellos. La Tabla 2.4.11 muestra un caso particular de lixiviados obtenidos en dos rellenos sanitarios ubicados en Santiago, los que permiten conocer el valor de algunos parámetros característicos de ellos.

Tabla 2.4.11
Análisis Químico de los Lixiviados de Rellenos Sanitarios Chilenos

Parámetros	Unidades	Santa Marta		KDM	
Ácido Acético	g/L	n.d.	-	-	-
Ácido Butírico	g/L	ad.	-	-	-
Ácido Caproico	g/L	12.7	-	-	-
Ácido Propiónico	g/L	n.d.	-	-	-
Ácido Valérico	g/L	n.d.	-	-	-
Alcalinidad Total	mg/L CaCO ₃	14,650	14,150	20,250	11,700
Amoniaco	mg/LN-NH ₃	8,526	1,397	876	-
Cadmio	mg/L Cd	< 0.01	< 0.005	< 0.005	< 0.005
Cloruros	mg/L Cl	4,292	4,094	2,209	2,084
Cobre	mg/LCu	0.19	0.45	0.27	0.16
Conductividad	μS/cm	27,700	25,400	20,400	21,200
DBO ₅	mg/L	11,800	34,000	44,500	48,000
DQO	mg/L	71,250	47,550	57,450	53,800
Dureza Total	mg/L CaCO ₃	16,800	10,282	9,973	10,940
Fósforo	mg/LP	65.9	35.4	56.7	48.6
Hierro	mg/L Fe	7.75	660	270	266
Manganeso	mg/LMn	5.15	43	56.3	63.2
Nitratos	mg/L N - NO ₃	16.4	5.3	4.44	0.15
Nitritos	mg/LN-NO ₂	<0.01	0.5	< 0.01	< 0.01
Nitrógeno Kjeldahl	mg/L N	17,500	2,391	1,568	980
pH		6.54	7.72	5.91	5.94
Plomo	mg/LPb	<0.03	<0.03	< 0.03	< 0.03
Sólidos Disueltos Fijos	g/L	21.0	12.8	5.5	7.7
Sólidos Disueltos Totales	g/L	24.4	16.9	15.0	1.6
Sólidos Totales	g/L	44.8	35.7	37.0	38.9
Sólidos Totales Fijos	g/L	22.8	17.0	17.7	20.3
Sulfatos	mg/L SO ₄	1391	971	1,076	1202
Zinc	mg/LZn	1.44	10.5	4.81	1.39

Por otro lado, información internacional ha permitido conocer valores extremos para determinados parámetros de calidad, los que se presentan resumidos en la Tabla 2.4.12.

Tabla 2.4.12
Rango de Concentración de Diferentes Parámetros en Lixiviado de Relleno Sanitario

PARAMETRO	RANGO	UNIDADES
TSD	584 – 55,000	mg/L
CE	480 – 72,500	µmho/cm
TSS	2 – 140,900	mg/L
DBO5	ND – 195,000	mg/L
DQO	6.6 – 99,000	mg/L
COT	ND – 40,000	mg/L
pH	3.7 – 8.9	
AlcalinidadTotal	ND – 15,050	mg/L
Dureza	0.1 – 225,000	mg/L
Cloruro, Cl	2 – 11,375	mg/L
Calcio, Ca	3 – 2,500	mg/L
Sodio, Na	12 – 6,100	mg/L
Nitrógeno Total Kjeldahl, NTK	2 – 3,320	mg/L
Fierro, Fe	ND – 4,000	mg/L
Potasio, K	ND – 3,200	mg/L
Magnesio, Mg	4 – 780	mg/L
Amoniaco, NH4	ND – 1,200	mg/L
Sulfato, SO4	ND – 1,850	mg/L
Aluminio, Al	ND – 85	mg/L
Zinc, Zn	ND – 731	mg/L
Manganeso, Mn	ND – 400	mg/L
Fósforo Total, P	ND – 234	mg/L
Boro, B	0.87 – 13	mg/L
Bario, Ba	ND – 12.5	mg/L
Níquel, Ni	ND – 7.5	mg/L
Nitrato, NO3	ND – 250	mg/L
Plomo, Pb	ND – 14.2	mg/L
Cromo, Cr	ND – 5.6	mg/L
Antimonio, An	ND – 3.19	mg/L
Cobre, Cu	ND – 9.0	mg/L
Talio, Ta	ND – 0.78	mg/L
Cianuro, CN	ND – 6	mg/L
Arsénico, As	ND – 70.2	mg/L
Molibdeno, Mo	0.01 – 1.43	mg/L
Estaño, Sn	ND – 0.16	mg/L
Nitrito, NO2	ND – 1.46	mg/L
Selenio, Se	ND – 1.85	mg/L
Cadmio, Cd	ND – 0.4	mg/L
Plata, Ag	ND – 1.96	mg/L
Berilio, Be	ND – 0.36	mg/L
Mercurio, Hg	ND – 3.0	mg/L
Turbiedad	40 - 500	UT

Diversa información contenida en estudios orientados al tratamiento de líquidos lixiviados provenientes de rellenos sanitarios asimilables a municipales, indica que los sistemas tradicionales de tratamiento (tratamiento biológico) permiten obtener una reducción apreciable en la carga orgánica del efluente, pero mantiene las concentraciones de metales pesados casi

inalterables. Lo anterior da un indicio sobre los parámetros a tener en cuenta para efectos de preocuparse por su presencia en el efluente de tratamiento.

2.4.5 Calidad de Aguas Residuales de la Industria Vitivinícola y Pisquera

La industria vitivinícola se encuentra dividida en tres frentes de trabajo: agrícola, enología y embotellado. La primera se desarrolla en los campos de cultivo, en tanto las dos últimas se concentran en las bodegas de vinificación. Dentro de las actividades realizadas en bodegas, las tres fuentes de residuos líquidos corresponden a:

- Aguas utilizadas en procesos de transferencia de calor
- Operaciones de limpieza, derrames y reacciones en medio acuoso
- Residuos provenientes de baños y casinos

En general, las operaciones de limpieza e higienización de los equipos y materiales utilizados en la producción del vino son las que aportan mayores volúmenes de aguas residuales y ocurren mayormente durante la época de vendimia y fermentación.

Los volúmenes de RILes generados varían ampliamente entre un viña y otra. Antecedentes internacionales indican valores entre 0,6 – 1,1 litros de agua residual por litro de vino producido (Seguel, 2004), sin embargo en Chile esta relación superaría los 2 litros por litro de vino producido (Corporación Chilena del Vino, 1999). Los RILes vitivinícolas se caracterizan por tener un pH ligeramente ácido y poseer alta concentración de materia orgánica (5.000 a 10.000 mg/l de DBO), pero tienen una ausencia marcada de nitrógeno y fósforo, con relaciones DBO/N/P del orden de 100/1/0,3.

Respecto a las aguas residuales de la industria Pisquera, en la Tabla 2.4.13 se presenta información sobre sus características.

Tabla 2.4.13
Caracterización de Aguas Residuales de la Industria Pisquera

Tipo de agua residual	DBO₅	pH	DQO	Sólidos Totales	Sólidos Sedimentables
Agua de lavado	4000-15000	4.3		4000-10000	80-250
Vinaza	22000	3.1	40300	105	<0.1
Alcoholaza	1050	4.4	1950	33	<0.1

Fuente: Adaptado de DIA Planta Pisco Elqui - Pisco Control

2.4.6 Calidad de Aguas Residuales Industria Alimenticia y similares.

Entre las aguas residuales industriales, las provenientes de la industria de alimentos son las con mayor potencial de uso en riego por su alto contenido orgánico. Información general sobre la calidad de las aguas residuales de este tipo de industrias se presenta en la Tabla 2.4.14.

Tabla 2.4.14
Caracterización de Aguas Residuales de la Industria Alimenticia

RIL	Constituyentes contaminantes	N mg/l	P mg/l	K mg/l
Destilería	Alcalis, ácidos, soda, compuestos de cloro	25	1	20
Cervecería/maltería	Levaduras, carbohidratos, sólidos sedimentables	40	5	50
Procesamiento pescado	Grasas, aceites, ácidos orgánicos, sal	500	---	---
Puré de papas	Ninguno	550	140	95
Conservas	Sales, ácidos orgánicos, detergentes, sustancias corrosivas	60	10	35
Lacteos	desinfectantes	35	10	20

2.5 Tratamiento de Aguas Residuales y su Potencial uso en Riego

2.5.1 Consideraciones sobre el Tratamiento de Aguas Residuales

Aun cuando el riego con aguas servidas es por si mismo una forma efectiva de tratamiento, es necesario proveer algún tipo de tratamiento antes de utilizar estas aguas en la agricultura. El tratamiento tiene por objetivos: i) la protección de la salud pública; ii) prevenir condiciones molestas durante el almacenamiento y aplicación; y iii) prevenir el daño a los cultivos y suelos.

El tratamiento generalmente aplicado a las aguas servidas, consiste en una combinación de procesos físicos, químicos y biológicos para remover especialmente sólidos suspendidos, materia orgánica y microorganismos patógenos. Los procesos frecuentemente usados incluyen tratamiento preliminar, primario, secundario y algunas veces, tratamiento terciario o avanzado. La desinfección se utiliza como etapa final para la inactivación de microorganismos patógenos. Estos procesos se esquematizan en la Figura 2.5.1 y se describen brevemente a continuación.

2.5.1.1 Tratamiento Preliminar

El objetivo de esta etapa es remover sólidos gruesos y materias de mayor tamaño, básicamente para proteger los equipos y mejorar la operación de las unidades de proceso siguientes. Consiste en rejas y unidades para la remoción de arenas y flotantes, aunque en plantas de pequeño tamaño esta última unidad podría no existir.

2.5.1.2 Tratamiento Primario

Durante el tratamiento primario se remueve materia orgánica e inorgánica sedimentable, además de grasas, nitrógeno y fósforo orgánico asociado a los sólidos. No se remueve materia orgánica disuelta ni en estado coloidal. Esta unidad está siempre presente en los sistemas de tratamiento convencionales (tamaño medio a grande), pero está ausente en los sistemas de lodos activados mediante aireación extendida, normalmente usados para las plantas pequeñas en Chile.

En varios países, el tratamiento primario es el mínimo tratamiento requerido para riego ya que se considera suficiente para el riego de cultivos que no son consumidos por los seres humanos,

e incluso puede ser suficiente para el riego de frutales, viñas y otros cultivos de alimentos procesados. No obstante, es necesario prevenir las molestias que su aplicación pudieran provocar.

2.5.1.3 *Tratamiento Secundario*

El objetivo del tratamiento secundario es la remoción de la materia orgánica disuelta y coloidal presente en el efluente primario. Consiste en un proceso biológico aerobio mediante el cual, microorganismos metabolizan la materia orgánica en el afluente, produciendo más microorganismos y algunos subproductos inorgánicos como CO_2 , NH_3 y H_2O . Existen diversos sistemas que se diferencian básicamente en la forma en que se provee el oxígeno y la tasa a la cual los microorganismos metabolizan la materia orgánica. De este modo se habla de sistemas convencionales o intensivos (lodos activados, filtros biológicos, biodiscos, etc) y no convencionales o extensivos (lagunas de estabilización facultativas y aireadas).

En los primeros el oxígeno se provee en forma mecánica, en reactores controlados con alta concentración de microorganismos, donde la degradación de la materia orgánica ocurre rápidamente (horas). Dado que el producto de la degradación es material celular en exceso (microorganismos) existe una clarificación posterior donde se separa el efluente líquido de los sólidos. En el segundo caso (excepto en las lagunas aireadas) el oxígeno proviene de la aireación natural y de la actividad de algas durante las horas de sol; la degradación de la materia orgánica ocurre más lentamente, requiriendo días para completar el proceso. No existe separación posterior y por lo tanto el contenido de sólidos en este tipo de efluentes es mayor que en el caso convencional.

Este nivel de tratamiento es necesario para la aplicación en riego cuando el riesgo de exposición pública a estos efluentes es moderado. En la mayoría de los casos se requiere como tratamiento mínimo para prevenir el impacto ambiental de estas descargas.

2.5.1.4 *Desinfección*

La desinfección consiste en la aplicación de cloro en dosis entre 5 a 8 mg/l antes de una cámara de contacto donde se mantiene durante un período mínimo para permitir la inactivación de microorganismos. Sistemas con irradiación UV son también utilizados para la desinfección de efluentes de plantas de tratamiento. El indicador de eficiencia en estas unidades es la reducción de coliformes fecales (entre 3 y 5 órdenes de magnitud dependiendo de las condiciones de operación del sistema).

2.5.1.5 *Procesos Avanzados*

Los procesos avanzados, entre los que se incluye remoción de nutrientes, procesos de membrana para la remoción de compuestos inorgánicos disueltos, o procesos de adsorción u oxidación para la remoción de sabor y olores, se aplican en casos en que los requerimientos de calidad en el efluente son más estrictos. En Chile, a excepción de la remoción de nutrientes en algunas plantas, no se aplican procesos avanzados en las aguas servidas domésticas.

En la Tabla 2.5.1 se resume la calidad del efluente obtenida en distintos procesos y en la Tabla 2.5.2 la evolución de la calidad del efluente dependiendo de las distintas etapas de tratamiento.

Tabla 2.5.1
Procesos de Tratamiento de Aguas Residuales y Contenido de Contaminantes en Efluentes

PROCESO TRATAMIENTO	CONTENIDO DE CONTAMINACION EN EFLUENTES			
	Orgánico	Nutrientes N y P	Patógenos	Metales y Orgánico Traza
Primario	Alto	Alto	Alto	Alto
Primario Avanzado	Medio	Medio	Medio	Medio
Secundario LA	Bajo	Medio	Medio	Medio
Tratamiento Terciario: Afluente ha sido sometido a tratamiento secundario previo				
Remoción Nutrientes	Bajo	Bajo	Medio	Medio
Procesos Membrana	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo
Procesos Químicos	Bajo	Bajo	Medio	Medio
Desinfección			Bajo	

Primario: Sedimentación simple

Primario Avanzado: Sedimentación asistida con productos químicos

Secundario LA: Proceso biológico de Lodos Activados

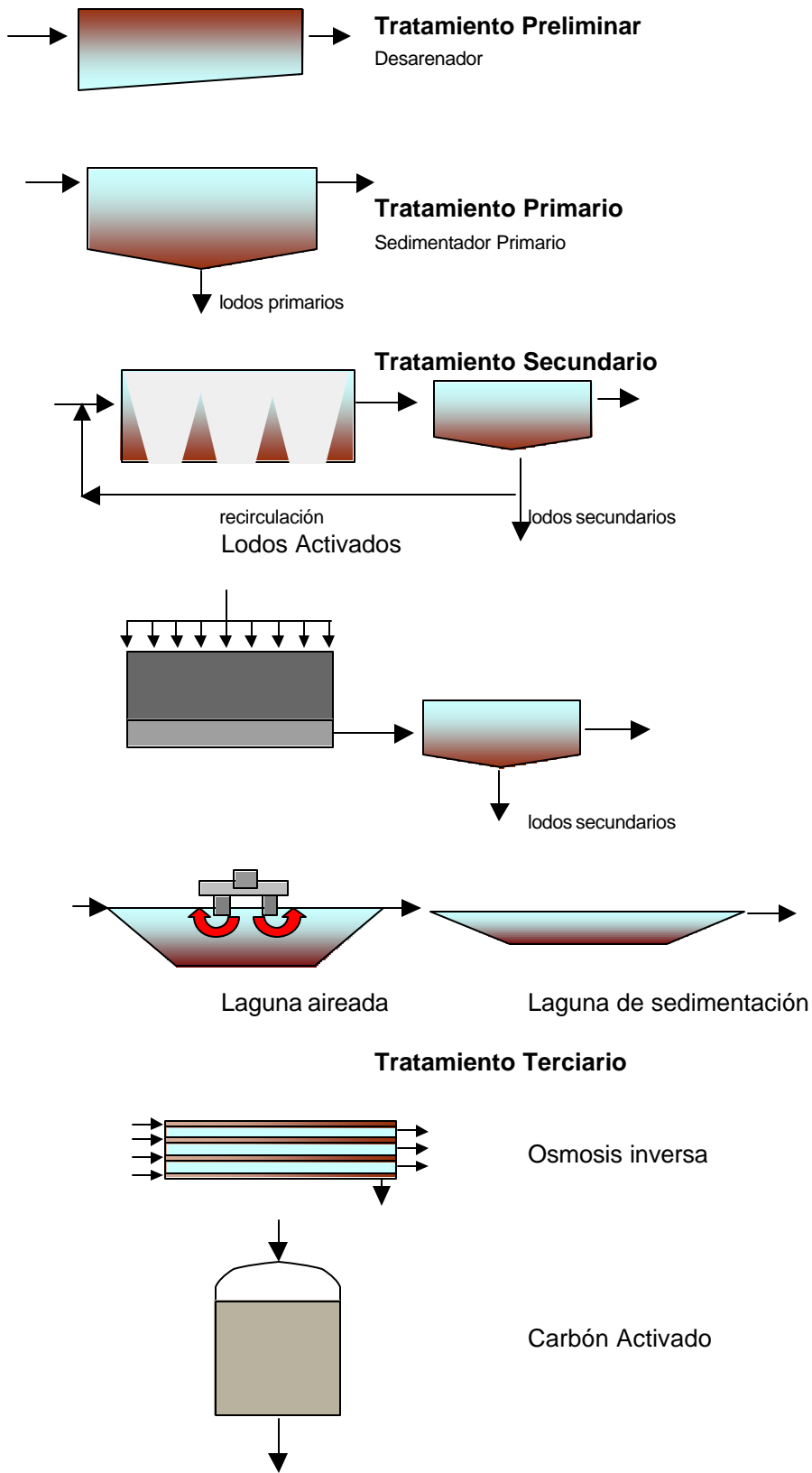
Tabla 2.5.2
Evolución de los Contaminantes en las Etapas de Tratamiento

Etapa	DBO mg/l	SST mg/l	N mg/l	P mg/l
Aguas Servidas Crudas	250	220	50	10
Efluente Tratamiento Primario	180	100	45	9
Efluente Tratamiento Secundario Convencional o Intensivo	30	30	40	9
Remoción Nutrientes (aplicado en Conjunto o después tratamiento Secundario convencional)	20	20	10	1
Efluente Tratamiento Secundario No Convencional o Extensivo	60	80+	45	9

Tratamiento Secundario Convencional: Lodos Activados en sus distintas modalidades

Tratamiento Secundario no Convencional: Sistemas de lagunas de estabilización facultativas y aireadas

Figura 2.5.1: Esquemas de Tratamiento de Aguas Servidas



2.5.2 Tratamiento de Aguas Residuales en Chile

2.5.2.1 Aguas Servidas Domésticas

La cobertura de tratamiento de aguas servidas en nuestro país alcanza actualmente sobre un 70%, lo que significa que las aguas de una población cercana a 10 millones de personas es tratada diariamente y estos efluentes eventualmente estarían disponibles para reuso. En la Tabla 2.5.3 se muestra un resumen con la situación de tratamiento en el país y las coberturas promedio de agua potable en cada región.

La última columna de la Tabla 2.5.3 representa aproximadamente el volumen de aguas servidas tratadas que estaría disponible anualmente para ser utilizado en riego. En las I, II, IV y V, una gran parte de las aguas servidas son eliminadas al mar mediante emisarios submarinos, de modo que no sería posible su reuso. En la zona sur, debido a sus características, tampoco se requeriría reutilizar aguas tratadas, de modo que en estricto rigor, el volumen disponible sería del orden de un 65% del indicado (aprox. 300.000.000 m³/año), correspondiendo en la región metropolitana a un caudal del orden de 6,6 m³/s.

Las tecnologías de tratamiento que se utilizan actualmente para el tratamiento de las aguas servidas se indican en la Tabla 2.5.4.

Tabla 2.5.3
Tratamiento de Aguas Servidas en Chile

Región	Población Habitantes	Dotación l/hab/d	Número PTAS	Cobertura %	Volumen AS m ³ /año
I	415,247	158.9	4	96.1%	18,515,551
II	465,104	156.7	5	98.9%	21,047,388
III	245,514	154.6	4	77.5%	8,589,548
IV	520,116	150.0	21	95.2%	21,687,589
V	1,430,500	170.8	26	77.6%	55,363,087
RM			14		209,915,097
A. Andinas	5,561,081	199.3		64.2%	207,770,746
A. Cordillera	433,095	374.6		0.0%	0
A. Manquehue	17,801	889.1		46.4%	2,144,351
Los Domínicos	15,653	778.3		0.0%	0
SMAPA	618,446	212.1		98.4%	37,689,502
Servicomunal	71,882	191.1		88.5%	3,549,825
VI - VIII	2,145,702	158.3	43	75.4%	74,783,282
VII	633,809	149.4	14	34.5%	9,539,178
IX	594,516	146.3	15	12.9%	3,276,276
X ESSAL	538,585	148.3	17	50.7%	11,824,593
X A. Décima	131,758	153.8	1	92.2%	5,455,658
XI	69,343	159.5	5	71.4%	2,305,921
XII	14,986	179.1	1	10.6%	83,075
Total	13,923,138		170		483,625,569

Las empresas A. Manquehue y SMAPA tratan sus aguas servidas a través de las instalaciones de Aguas Andinas.

**Tabla 2.5.4
Tecnologías de Tratamiento de Aguas Servidas en Chile**

Tipo de Tratamiento	Número de Plantas	Cumple D.S. 90
Emisario Submarino	22	No, descarga mar
Lodos Activados Convencionales	16	Siempre
Lodos Activados Aireación Extendida	62	Siempre
Lagunas Aireadas	42	No Siempre (DBO, SST, N, P)
Lagunas Estabilización	23	Generalmente No (DBO, SST, N, P)
Biofiltros	2	Si
Otros	3	No

Parámetros en paréntesis corresponden a aquellos que pueden incumplir la Norma.

Las plantas de lodos activados (convencionales y aireación extendida) representan los efluentes del orden de un 60% de la población servida y aseguran además, la mejor calidad de efluente. Sin embargo es más común que los efluentes de lagunas aireadas y lagunas de estabilización sean utilizados en actividades de riego, dado que estos sistemas se utilizan en zonas más rurales y por lo tanto cerca del punto de uso. Los otros efluentes se utilizan en forma indirecta dado que al descargar a cuerpos superficiales, son mezclados con aguas naturales y posteriormente utilizados para el riego de predios agrícolas.

2.5.2.2 Residuos Industriales

Los volúmenes utilizados por la industria productiva son diferentes a los requeridos para el saneamiento de la población, dependiendo de cada región y de las actividades que en ellas se realizan. De la misma forma, la potencialidad de reuso de sus efluentes está dado por el tipo de proceso industrial que los genera. De acuerdo a catastro realizado por la Superintendencia de Servicios Sanitarios el año 1996, se contabilizaron del orden de 2.500 industrias a nivel nacional, de las cuales unas 1.780 se consideraban generadoras de residuos industriales líquidos. Un 65% de las industrias generadoras está conectada al alcantarillado, en tanto el 35% restante elimina sus efluentes a algún cuerpo receptor. En la Tabla 2.5.5 se resumen los distintos cuerpos receptores y el porcentaje de efluentes industriales que reciben

**Tabla 2.5.5
Destino de las Descargas de RILes**

Cuerpo Receptor	Industrias, %
Alcantarillado	65,7
Ríos	6,7
Lagos	0,3
Mar	6,8
Canales Riego	2,9
Suelo	14,4
Otros	3,2

Cabe destacar que el 65,7% que descarga al sistema de alcantarillado, descarga finalmente a un cuerpo receptor, el que en general puede ser un río o el mar. Es interesante considerar que algunas industrias descargan a canales de riego y un alto porcentaje lo hace al suelo, generalmente en operaciones de riego.

En la Tabla 2.5.6 se resume el universo total de industrias que posee un sistema de tratamiento autorizado por la Autoridad Competente.

Tabla 2.5.6
Industrias con Sistema de Tratamiento Autorizado

Región	Alcantarillado	Curso Superficial	Suelo	Riego	Tratamiento Tercerizado	Otros	Total
I	1	0	0	0	0	0	1
II	3	0	0	0	0	0	3
III	0	0	0	0	0	0	0
IV	2	1	0	1	0	0	4
V	9	12	2	7	0	0	30
VI	2	8	0	12	0	0	22
VII	5	9	0	4	0	0	18
VIII	14	15	3	1	1	0	34
IX	3	3	0	0	0	0	6
X	11	30	7	2	0	0	50
XI	3	6	1	0	0	0	10
XII	4	2	2	0	0	0	8
RM	132	34	8	27	1	3	205
Total	189	120	23	54	2	3	391

De acuerdo a la Tabla 2.5.6, aproximadamente un 30% de las instalaciones industriales que no descargan al alcantarillado tiene tratamiento autorizado y de este porcentaje un 40% descarga al suelo o a sistemas de riego. Al analizar las diferencias de clasificación entre suelo y riego, se pudo observar que sólo una de las industrias declaraba realmente descarga a sistema de riego; el resto de las industrias descarga al suelo.

La mayoría de la industrias que descarga al suelo (a través de riego o directamente a suelo desnudo) corresponde a actividades agropecuarias, industria vitivinícola, industrias pesqueras y alimentos. De este modo existe en el país, un riego directo (o infiltración) que se practica en forma autorizada.

2.5.3 Aspectos Generales sobre el Uso de Aguas Tratadas en Riego

El reuso de aguas tratadas en distintas aplicaciones ha sido practicado por más de un siglo en distintas partes del mundo, incluso antes de que las tecnologías de tratamiento estuvieran suficientemente desarrolladas. En este caso, la aplicación de estos efluentes al terreno pasó a constituir una alternativa costo-efectiva frente a la descarga de las aguas tratadas a aguas superficiales. Entre las mayores aplicaciones se encuentran actualmente los usos no potables como riego agrícola, riego para parques, zonas forestales y campos de golf.

Cuando se considera el riego con aguas servidas tratadas, existen factores relevantes necesarios de tener en cuenta. Estos se indican a continuación (WHO, 2000):

2.5.3.1 Riego con o sin Restricciones.

El “*Riego con Restricciones*” se refiere al uso de efluentes de baja calidad en áreas específicas, donde sólo ciertas especies pueden ser cultivadas. Las restricciones impuestas usualmente consideran tipo de cultivo, métodos de riego, métodos de cosecha, tasa de aplicación de fertilizantes, distancia entre los predios regados y áreas residenciales, así como también las distancias a fuentes de agua.

El “Riego sin Restricciones” se refiere al uso de efluentes tratados de alta calidad para el riego de cualquier tipo de cultivo en cualquier tipo de suelo, sin presentar ningún riesgo ambiental a los suelos, cultivos, animales, personas involucradas en los procesos productivos ni tampoco sobre los consumidores de los productos agrícolas.

Cabe destacar que la CONAMA, en su “Guía para el establecimiento de las normas secundarias de calidad ambiental para aguas superficiales”, define:

“Riego Irrestringido: La aplicación controlada de agua cuyas características físicas, químicas y microbiológicas la hacen apta para su uso regular”.

“Riego Restringido: La aplicación controlada de aguas cuyas características físicas y/o químicas, generalmente hacen necesaria la implementación de alguna medida especial para su uso regular”.

Claramente estas definiciones no se contraponen con las definiciones de la OMS y por lo tanto, serán consideradas.

2.5.3.2 Calidad del Efluente.

La calidad del efluente es el factor más importante para definir el tipo de reuso (riego con o sin restricciones), tipo de cultivos y métodos de riego. La calidad del efluente debe ser calificada considerando tanto aspectos sanitarios como agronómicos. La mayoría de límites establecidos para reuso de aguas tratadas se refieren básicamente a aspectos de salud pública y definen procesos de tratamiento o parámetros de calidad que los efluentes deben cumplir antes del reuso.

En la Tabla 2.5.7 se resumen criterios típicos establecidos por la OMS en 1973, los cuales fueron cuestionados en parte y sugerida su revisión en el Reporte Engleberg (1985). En dicha oportunidad se destacó la gran importancia de los patógenos helmínticos, especialmente los nemátodos intestinales y actualmente los criterios incluyen recomendaciones adicionales como se verá más adelante.

Tabla 2.5.7
Procesos de Tratamiento sugeridos para alcanzar los criterios sanitarios para el reuso de aguas residuales (OMS, 1973)

	Cultivos no destinados a consumo directo	Cultivos de consumo cocido, Cultivo de peces	Cultivos de consumo crudo
Criterio Sanitario	(A + D)	(B + D) o (C + D)	(C + D)
Tratamiento Primario	xxx	xxx	xxx
Tratamiento Secundario		xxx	xxx
Filtración en arena		x	x
Desinfección		x	xxx

A: libre de sólidos gruesos; remoción significativa de huevos de parásitos

B: Igual a A, más significativa remoción de bacterias

C: No más de 100 coliformes por 100 ml en el 80% de las muestras.

D: Ausencia de químicos que pudieran llevar a residuos indeseables en cultivos o peces.

XXX: proceso esencial

X: proceso puede ser requerido.

Aspectos agronómicos que deben ser considerados incluyen salinidad, razón de adsorción de sodio, nitrógeno, fósforo, cloruros, bicarbonatos, metales pesados, boro y otros elementos traza, incluidos pesticidas. Estos aspectos han sido considerados por la FAO en sus criterios de calidad de aguas (1985). Adicionalmente, la FAO recomienda concentraciones máximas para algunos elementos traza en el agua de riego. De acuerdo a este documento, los problemas relativos a la calidad del agua pueden ser agrupados en: a) salinidad; b) infiltración; c) toxicidad específica por iones; y d) problemas misceláneos. En este contexto, las aguas son clasificadas en tres categorías: i) *sin restricción*, que significa que en condiciones normales no se presentarán riesgos ni al suelo ni a los cultivos; ii) *restricción leve a moderada*, implica que se debe hacer una selección cuidadosa de los cultivos y de las prácticas de manejo si se quiere alcanzar el potencial máximo de producción; y iii) *restricción severa*, significa que es esperable experimentar problemas en suelos y cultivos, así como una productividad reducida.

Los aspectos anteriores han sido recogidos en la Norma Chilena NCh 1333 “Requisitos de calidad de aguas para diferentes usos”, sin embargo es importante precisar que los requerimientos establecidos por la FAO corresponden a “Criterios de Calidad” o “Recomendaciones” en condiciones de uso continuo de las aguas y tasas de aplicación de 10.000 m³/ha/año.

2.5.3.3 *Métodos de Riego*

La calidad del efluente tiene efectos en el método de riego más adecuado a utilizar. Las técnicas de riego superficial se pueden utilizar con aguas de baja calidad, mientras que el riego tecnificado por aspersión o goteo, requiere efluentes alta calidad debido al riesgo de taponamiento por sólidos suspendidos en el agua.

2.5.3.4 *Tratamiento en relación al tamaño del proyecto*

El tamaño del proyecto tiene implicaciones en el nivel de tratamiento como también en el método de tratamiento. En proyectos de menor escala el número de “consumidores” de efluentes es bajo y por lo tanto la supervisión de los usos del efluente es posible, de modo que el riego con restricciones puede ser practicado con efluentes de baja calidad. En proyectos de gran escala el efluente es distribuido entre muchos consumidores y por lo tanto una vigilancia estricta es difícil de implementar. En este caso, se requiere un alto nivel de tratamiento de modo que el efluente cumpla con los criterios de salud pública, agronómicos y estéticos para riego irrestricto (sin efectos adversos en cultivos, suelos, humanos y animales).

2.5.4 *Manejo de la Calidad del Agua en la Producción Agrícola*

Básicamente, los métodos de manejo para superar las limitaciones en la producción agrícola pueden agruparse en: a) selección de cultivos; b) selección de métodos de riego; y c) adopción de prácticas de manejo apropiadas a los suelos.

2.5.4.1 *Selección de Cultivos*

Las plantas difieren en su respuesta a las aguas de baja calidad. Algunos cultivos pueden presentar una productividad aceptable a aguas de baja calidad que otros. De este modo, la habilidad de tolerar aguas de baja calidad debe ser considerada en la selección de cultivos. Por ejemplo, existe un amplio rango de tolerancia a la salinidad en algunos cultivos, lo que permite que aguas de salinidad moderada puedan ser consideradas utilizables.

La selección de los cultivos puede también ser empleada para superar problemas de toxicidad específica ya que no todos los cultivos exhiben la misma toxicidad. La mayoría de los cultivos anuales no son tan sensibles como los árboles y cultivos madereros del tipo perenne. Así mismo, se han identificado cultivos tolerantes a los cloruros, sodio intercambiable y boro.

2.5.4.2 Selección del Método de Riego

Los métodos mediante los cuales se puede aplicar el agua a los cultivos son variados, tales como inundación, aspersión, goteo, zanjás, etc., cada uno de los cuales tiene sus ventajas y desventajas. La conveniencia de utilizar uno u otro método está dada por factores físicos tales como cultivos, suelos, características del agua, así como también por factores económicos.

Los métodos de riego superficial, cuando son apropiadamente diseñados y operados, deberían ser capaces de manejar aguas salinas con un riesgo mínimo. Así mismo, un sistema de aspersión adecuado puede permitir una distribución uniforme e incluso puede asegurar lixiviación de sales. Sin embargo, los aspersores pueden causar quemaduras en las hojas y problemas de toxicidad cuando se usan en cultivos sensibles. En el riego mediante zanjás o inundación, la misma calidad del agua no causa toxicidad ni quemaduras en las hojas.

El riego por goteo ha sido utilizado exitosamente en aguas salinas ($CE > 3$ dS/m). Mediante este método las plantas pueden tolerar niveles mayores de salinidad, comparado con otros métodos. No obstante, con el riego por goteo se desarrollan altas concentraciones de sales en el frente húmedo y es necesario producir un lavado antes de plantar un nuevo cultivo.

2.5.4.3 Prácticas de Manejo Apropriadas

Existe una amplia variedad de suelos, aguas y prácticas de manejo de cultivos que pueden ser utilizadas conjuntamente para minimizar los impactos adversos del uso de aguas de menor calidad y por lo tanto debe evaluarse la mejor combinación en cada caso en particular.

2.5.5 Calidad del Agua y Ambiente Agrícola

El riego con aguas tratadas produce varios efectos en el ambiente. Aun cuando muchos de ellos son beneficiosos, otros pueden amenazar la productividad de largo plazo, degradar la calidad ambiental y/o aumentar los riegos a la salud pública. Tres aspectos considerados importantes corresponden a las modificaciones que pueden sufrir los suelos, la degradación de la calidad de las aguas y los riesgos a la salud.

Los problemas más comunes y quizás más serios respecto a la modificación de suelos corresponden a estancamiento del agua, salinización y alcalinización. Aguas de riego con altos contenidos de sodio significativamente reducen las tasas de infiltración del suelo provocando permanentes inundaciones que pueden extenderse más allá de los límites del predio y por lo tanto generando un daño al ambiente rural.

Cuando se utilizan aguas de baja calidad, existe una tendencia a aplicar más agua que la necesaria para los cultivos con el objeto de lavar las sales y iones tóxicos de la zona de raíces. Si esta práctica se adopta sin un adecuado drenaje, existirá un aumento gradual en la napa freática, resultando en la salinización y deterioro eventual de la calidad de las tierras agrícolas.

La alcalinización es otro problema relevante. Esto puede ocurrir debido a aguas subterráneas alcalinas o debido a un alto RAS en el agua de riego. El sodio en esta agua comienza a

concentrarse en las capas superiores de suelo, en gran exceso comparado con los niveles de Ca y Mg, transformando el suelo en una barrera impermeable al agua.

Por otra parte, es necesario tener en cuenta que, aun cuando los efectos de la calidad del agua sobre el riego pueden ser serios, más serios pueden ser los efectos de las prácticas agrícolas sobre la calidad de las aguas. En efecto, la agricultura contribuye su cuota en la contaminación de aguas debido a fuentes puntuales y dispersas.

El impacto de residuos agrícolas tales como sedimentos, sales disueltas, bacterias y agroquímicos deben ser también evaluados. El material de erosión de las tierras cultivadas resulta de prácticas agrícolas inadecuadas y puede provocar deterioro del drenaje, disminución de la capacidad útil en reservorios así como un aumento en los requerimientos de dragado de canales de riego.

El transporte de nutrientes desde tierras cultivadas y criaderos de animales causa serios problemas ambientales y de calidad de aguas. La contaminación por nitratos es probablemente de gran importancia en las fuentes de agua rurales. Esta puede estar asociada a fuentes puntuales o difusas, tales como los derrames de riego de tierras fertilizadas y el drenaje de aguas desde criaderos de animales.

2.5.6 Niveles de Tratamiento Requeridos en las Aguas Residuales para Minimizar Impactos

El reciclaje de aguas tratadas requiere medidas efectivas para proteger la salud pública y el ambiente. Estas medidas deben ser técnica y económicamente factibles. Cada país ha desarrollado diferentes enfoques para enfrentar el problema, los que van desde alta tecnología/alto costo/bajo riesgo hasta baja tecnología/bajo costo/riesgo controlado dependiendo del balance local entre riesgo y capacidad económica para resolverlo. Dado que existen distintas tecnologías probadas disponibles, el esquema de reciclaje puede ser desarrollado para alcanzar niveles específicos de calidad para usos públicos, comerciales e industriales. Los riesgos que aparecen en cualquier reuso de aguas tratadas de una calidad particular son los mismos independientes del lugar. Sin embargo, los riesgos resultantes dependen de la exposición, dosis y respuesta, los cuales son función de los métodos de aplicación y condiciones locales.

Riesgos a la salud: incluye riesgos microbiológicos y químicos. Asumiendo que las descargas industriales están adecuadamente controladas, los riesgos microbiológicos son usualmente el riesgo dominante en aplicaciones no-potables.

Riesgos al Ambiente: Aún cuando los criterios de calidad de las aguas para el reuso se han enfocado en las medida de protección a la salud, en los últimos 20 años ha aumentado el reconocimiento de la necesidad de asegurar que los impactos en suelos y aguas superficiales y subterráneas, resultan no significativos en el largo plazo. Factores a considerar incluyen salinización y componentes químicos, como también tasas hidráulicas y de nutrientes. Esto no sólo es función de calidad del agua reciclada sino también de circunstancias ambientales locales y de cómo se aplica el reciclaje. Para cada esquema de reutilización, es necesario un plan de riego que satisfaga las condiciones ambientales locales.

Los niveles de tratamiento requeridos para las aguas residuales en función de los cultivos, se resumen en la Tabla 2.5.8.

Tabla 2.5.8
Requerimientos de Calidad para Reuso de Efluentes Tratados en Riego

USOS	Remoción DBO y DQO	Remoción Nutrientes	Remoción Patógenos	Remoción Metales y Orgánicos traza	Cloro residual desinfección	Remoción SST y turbiedad	Remoción Sabor y Olor	Remoción Salinidad
Riego Forestal	X	--	X	X	--	X	X	O
Riego Cultivos Restringidos	X	--	X	X	--	X	X	O
Riego Cultivos Limitados	XX	--	XX	XX	XX	XX	X	X
Riego todos los Cultivos y Productos	XXX	--	XXX	XXX	XXX	XXX	XX	X
Recarga Acuíferos	XXX	XXX	XXX	XXXX	XX	XXX	XXX	--
<i>No es necesario</i>								
<i>O No es esencial</i>								
<i>X Necesidad Leve</i>								
<i>XX Necesidad Moderada</i>								
<i>XXX Fuerte Necesidad</i>								
<i>XXXX Requerimiento Estricto</i>								

Aun cuando la mayor experiencia en el riego con aguas residuales se refiere al uso de aguas servidas domésticas, es necesario reconocer que existen variados efluentes industriales que representan una importante fuente de aguas para riego, especialmente en el caso de industrias procesadoras de alimentos, donde el volumen y las características de las aguas residuales posibilitan su reuso. En la Tabla 2.5.9 se resume las características de las aguas residuales de algunas industrias procesadoras de alimentos, así como también los niveles de tratamiento necesarios de ser aplicados.

Tabla 2.5.9
Industrias de Alimentos, Características de sus Aguas y Tratamiento para Reuso

Industria	Contaminantes	Pre-tratamiento	N	P	K
Destilerías	Ácidos y álcalis, soda, compuestos clorados	Tratamiento secundario, neutralización	25	1	20
Cervecerías	Levaduras, carbohidratos, sólidos sedimentables	Tratamiento secundario, neutralización	40	5	50
Procesado pescados	Grasa, aceites, ácidos orgánicos, escamas, sales	Tratamiento secundario, separación de grasas, desinfección, desodorización	500	--	--
Conservas	Sal, ácidos orgánicos, detergentes	Tratamiento secundario, neutralización, desodorización	60	10	35
Lácteos	Ácidos orgánicos, desinfectantes	Tratamiento secundario	35	10	20
Azúcar	Materia orgánica, Sólidos	Tratamiento secundario	50	10	--
Proc. Papas		Tratamiento secundario	550	140	95
Almidón		Tratamiento secundario, neutralización	300	45	415

Con respecto a los sistema de tratamiento que permiten minimizar los impactos a la salud pública, la OMS ha establecido sus últimas recomendaciones, donde incluye además técnicas de tratamiento y de riego. La supervivencia de patógenos en los suelos está relacionada con las características de los suelos y aplicación de agua a los cultivos. Cuando se adoptan tecnologías de disposición que permiten que los efluentes permanezcan en el suelo, sin exponer a los trabajadores o a la zona foliar de los cultivos, los riesgos a la salud y al ambiente pueden ser minimizados. Este beneficio refuerza el hecho que el agua aplicada debe ser controlada de

acuerdo a requerimientos reales de los cultivos, de modo de minimizar la infiltración a estratos más profundos. Respecto a la remoción de microorganismos, el suelo es capaz de remover coliformes fecales, colifagos y huevos de helmintos, usuales indicadores de contaminación fecal, cuando se utiliza riego por goteo. Al utilizar efluentes secundarios en conjunto con este sistema de riego, se minimiza el riesgo de salud y ambiental debido a estas prácticas. En la Tabla 2.5.10 se resumen los últimos lineamientos de la OMS.

Por lo tanto, de acuerdo a la Tabla 2.5.10, los sistemas de tratamiento utilizados en Chile cumplirían con los criterios de Riego sin Restricciones desde el punto de vista microbiológico y las únicas restricciones deberían formularse al momento de uso en función del tipo de cultivo y técnicas de riego aplicada.

Tabla 2.5.10
Criterios de la OMS para el Reuso de Efluentes Tratados en Agricultura

Clasificación	Condiciones Reuso	Grupo Expuesto	Técnicas de Riego	Nemátodos(b,c) Intestinales Nº huevos/l	Coliformes(d) fecales NMP/100ml	Tratamiento para alcanzar Calidad Microbiológica Requerida
A	Riego sin Restricciones A1 para vegetales y cultivos de consumo crudo, campos deportivos, parques públicos(e)	Trabajadores, Consumidores, Público	Cualquiera	<0,1 (f)	<1.000	Serie de lagunas de estabilización bien diseñadas, reservorios de alimentación discontinua, o tratamiento equivalente (secundario seguido de lagunas de maduración, filtración o desinfección)
B	Riego con Restricciones Cereales, cultivos industriales, forraje, pastizales y árboles(g)	B1 Trabajadores (pero no niños menores 15 años) Comunidad cercana B2 idem B1 B3 Trabajadores incluyendo niños menores 15 años, comunidad cercana	Aspersión inundación surcos Cualquiera	≤1 ≤1 <0,1	≤100.000 ≤1.000 <1.000	Retención en lagunas estabilización en serie, incluyendo maduración o tratamiento equivalente (secundario seguido de lagunas de maduración o filtración) Requerimientos similares a A Requerimientos similares a A
C	Riego localizado de cultivos en categoría B, si no existe exposición de trabajadores ni público	Ninguno	goteo	No aplica	No aplica	Tratamiento según requerimientos tecnología riego, pero no menos que sedimentación primaria

a) En casos específicos, la epidemiología local y factores socioculturales y ambientales, deben ser tomados en cuenta y los criterios modificados en consecuencia.

b) Ascharis y Trichuris, y hookworm. También se quiere proteger contra riesgo de protozoos.

c) Durante el período de riego. Si se considera lagunas estabilización en serie o reservorios, no es necesario realizar análisis.

d) Durante el período de riego, el conteo de coliformes de hacerse preferentemente una vez a la semana.

e) Un límite más estricto (<200 NMP/100ml) es adecuado para zonas de césped en que el público puede entrar en contacto directo.

f) Este límite puede ser incrementado a <1 huevo/l si las condiciones son cálidas y secas, y no se utiliza riego superficial.

g) En el caso de árboles frutales, el riego debe detenerse 2 semanas antes de la cosecha y ningún fruto debe recogerse del suelo. No se debe utilizar riego por aspersión.

CAPITULO 3

REQUERIMIENTOS DE CALIDAD PARA AGUA DE RIEGO

CAPITULO 3

REQUERIMIENTOS DE CALIDAD PARA AGUA DE RIEGO

INDICE

3. REQUERIMIENTOS DE CALIDAD PARA AGUA DE RIEGO	1
3.1 Generalidades	1
3.2 Evaluación de Calidad de Aguas	1
3.2.1 Salinidad.....	2
3.2.2 Tasa de infiltración	3
3.2.3 Toxicidad.....	3
3.2.3.1 Iones: Sodio (Na), Cloruro (Cl) y Boro (B).....	3
3.2.3.2 Metales	4
3.2.3.3 Mecanismos de tolerancia a metales de plantas	6
3.2.4 Otros Constituyentes	8
3.2.4.1 Nitrógeno en exceso.....	8
3.2.4.2 Bicarbonatos	9
3.2.4.3 Sulfato.....	9
3.2.4.4 pH anormal	10
3.2.4.5 Magnesio.....	10
3.2.4.6 Grasas y Aceites	10
3.2.4.7 Fenoles	10
3.2.4.8 Inestabilidad del agua y formación de depósitos	11
3.2.5 Calidad Sanitaria.....	11
3.3 Calidad de Aguas y Técnicas de Regadío	12
3.4 Calidad de Aguas y Tipos de Cultivos	14
3.5 Normativas sobre Aguas y Efluentes Tratados Usados en Riego	14
3.5.1 Aspectos Generales.....	14
3.5.2 Normativa Internacional sobre Aguas para Riego	15
3.5.2.1 Guía Canadiense para la Protección del Uso de Agua de Riego (1999).....	15
3.5.2.2 Guía Australiana y Neozelandesa para la Calidad del Agua de Riego (2000)	17
3.5.2.3 Guía Sudafricana para la Calidad del Agua de Riego (1996)	20
3.5.2.4 Legislación Norteamericana para Reuso de Aguas (2004)	23
3.5.2.5 Guía de Calidad de Agua para Agricultura. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) 1985.	23
3.5.3 Normativa Nacional sobre Calidad de Aguas para Distintos Usos.....	27
3.5.3.1 Norma Chilena Oficial NCh 1333 of 78, Requisitos de Calidad de Agua para Riego....	27
3.5.3.2 Norma Secundaria de Calidad de Aguas	28
3.5.3.3 Normas de Emisión de Aguas Residuales a diferentes cuerpos receptores.....	31
3.5.4 Resumen de Normativas	31

3. REQUERIMIENTOS DE CALIDAD PARA AGUA DE RIEGO

3.1 Generalidades

El riego es uno de los elementos básicos en el éxito del desarrollo agrícola de una región, lo que requiere disponer de fuentes de agua de riego, en cantidad y calidad, adecuados. Históricamente, la variable cantidad fue la mayor preocupación de los agricultores dado que, en general, la calidad del recurso agua era satisfactoria. En la actualidad la variable calidad ha comenzado a ser un tema de gran preocupación ya que el crecimiento demográfico y económico ha resultado en deterioro de la calidad del recurso agua.

La gran mayoría de las fuentes de agua dulce del planeta están soportando demandas cada vez más crecientes, por lo que la posibilidad de usar en riego de algunos cultivos, bien específicos agua de baja calidad, reviste especial interés. En el caso de países como Chile, donde la escasez de agua es significativa en extensas zonas, esta posibilidad despierta grandes expectativas.

En este contexto el potencial uso en riego de aguas de baja calidad como son: aguas claras de tranques de relave, efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales, efluentes industriales asimilables o domésticos, líquidos percolados tratados, purines, etc., al igual que el uso de aguas de baja calidad derivada de las especiales condiciones geológicas del país son un tema relevante.

Conceptualmente, calidad del agua corresponde a las características del agua que influenciarán su aceptabilidad para un uso específico, es decir, cuan bien la calidad del agua satisface las necesidades del usuario. La calidad está definida por ciertas características físicas, químicas y biológicas.

La literatura muestra algunas experiencias nacionales e internacionales en el uso en riego de aguas de baja calidad, lo que ha permitido identificar los problemas que esta práctica conlleva y establecer algunas "guías de calidad de agua" que si bien no se pueden considerar completamente satisfactorias por la gran variabilidad de las condiciones de terreno en las que se obtuvieron, entregan antecedentes que permiten ir mejorando la capacidad predictiva de los potenciales impactos en suelos y cultivos del uso en riego de aguas de baja calidad, a objeto de contribuir al proceso de toma de decisiones en el campo de la agricultura de riego.

3.2 Evaluación de Calidad de Aguas.

La calidad del agua de riego está determinada no sólo por la cantidad total de sales presentes en el agua sino también por el tipo de sales, las que pueden permanecer en el suelo una vez que el agua se evapora o pueden ser captadas por los cultivos. Los problemas derivados del uso en riego de aguas de baja calidad pueden ser modificados por suelo, clima y cosecha, al igual que por la experiencia y conocimiento del usuario del agua.

Como resultado de esto algunos organismos internacionales, expertos en el tema agrícola, recomiendan no establecer límites a los constituyentes del agua; más bien recomiendan evaluar su conveniencia de uso en base a las condiciones de uso del agua que podrían incidir en la acumulación de los constituyentes del agua y las que pueden restringir el rendimiento de la cosecha.

La calidad del agua de riego debe evaluarse en función de la severidad de los problemas que producirá su uso prolongado en el tiempo.

En el caso del agua de riego los principales problemas en suelos derivados de una calidad deficiente son: salinidad, disminución de tasa de infiltración y toxicidad por iones específicos. Otros problemas que también se consideran en la evaluación de calidad del agua de riego son los producidos por un exceso de nutrientes y dureza del agua. Todos estos problemas se asocian a parámetros de calidad de agua que son fácilmente cuantificables.

3.2.1 Salinidad

Contribuyen a este problema las sales solubles y fácilmente transportadas por el agua. El problema se produce cuando las sales se acumulan en la zona de la raíz. Una salinidad excesiva del agua de riego afecta negativamente los cultivos, reduciendo la disponibilidad del agua-suelo, disminuyendo el crecimiento y restringiendo el desarrollo de las raíces. En aguas de alta salinidad, la toxicidad del Na y Cl se hacen evidentes.

La lixiviación (“leaching”) es el proceso clave para controlar este problema. La cantidad de sales removidas por lixiviación debe igualar o exceder la cantidad de sales adicionadas a través del agua de riego, para prevenir que éstas alcancen concentraciones dañinas en la zona de raíces. La cantidad de lixiviación requerida dependerá de la calidad de agua de riego y de la tolerancia, a las sales, de los cultivos.

El riego con agua de alta salinidad requiere grandes volúmenes de agua extra para lixiviación, lo que conduce a problemas de drenaje, que deben ser enfrentados con buenas prácticas de manejo agrícola.

Los parámetros que permiten evaluar un potencial problema de salinidad son la conductividad específica (CE) y los sólidos disueltos totales (SDT). La CE mide la concentración total de sales, en solución, en el agua de riego. A mayor CE, mayor concentración de sales disueltas en el agua y por tanto mayores restricciones para su uso. La Tabla 3.2.1 muestra información sobre restricción de uso de aguas para riego en función de los dos constituyentes anteriores.

Tabla 3.2.1
Restricción de Uso de Aguas para Riego según CE y SDT

Parámetro	Unidad	Grado de restricción en uso		
		ninguno	Débil a moderado	Severo
CE	ds/m	< 0.7	0.7 – 3.0	> 3.0
SDT	mg/l	< 450	450 – 2000	> 2000

Las aguas de riego que contienen una proporción alta de sales débilmente solubles como calcio, bicarbonato y sulfato, pueden formar depósitos blancos en hojas y frutas cuando se usa aspersores para el riego. Aunque este depósito no involucra toxicidad, muchas veces limita la comercialización y en el caso de frutas como manzanas y peras, aumenta el costo de producción porque se requerirá un tratamiento (lavado ácido) antes de su envío al mercado.

Estos depósitos también pueden obstruir los aspersores, por lo que pueden ser necesario cambiar a una forma alternativa de riego.

3.2.2 Tasa de infiltración

Se considera que el agua de riego genera un problema de infiltración cuando la tasa de infiltración normal del agua se reduce significativamente y el agua permanece en la superficie del suelo mucho tiempo o infiltra demasiado lento para abastecer al vegetal. Además de la calidad del agua inciden en este problema algunos factores relacionados con el suelo.

Los parámetros de calidad de agua que influyen la tasa de infiltración son la salinidad del agua (cantidad total de sales en el agua) y su contenido de Na relativo al contenido de Ca y Mg.

Una reducción severa en la tasa de infiltración, debido a la calidad del agua, se puede relacionar con aguas de muy baja salinidad o con alta razón de adsorción de sodio (RAS). Información sobre la restricción de uso de agua debido a reducción de la tasa de infiltración se presenta en la Tabla 3.2.2.

Tabla 3.2.2
Restricción de Uso de Aguas para Riego según SAR y CE

Parámetro			Grado de restricción en uso		
			Ninguno	Débil a moderado	Severo
SAR	0 - 3	CE (ds/m)	> 0.7	0.7 – 0.2	< 0.2
	3 - 6		> 1.2	1.2 – 0.3	< 0.3
	6 – 12		> 1.9	1.9 – 0.5	< 0.5
	12 – 20		> 2.9	2.9 – 1.3	< 1.3
	20 - 40		> 5.0	5.0 – 2.9	< 2.9

Cuando los suelos se inundan temporalmente debido a la reducida tasa de infiltración, si no se tiene buena aeración, mucho del N-NO₃ presente puede ser rápidamente denitrificado y perdido desde el suelo a la atmósfera como N₂ gas.

3.2.3 Toxicidad

Los problemas de toxicidad se producen si ciertos constituyentes (iones) del agua son captados por la planta y acumulados hasta alcanzar concentraciones lo suficientemente altas para producir daño a las cosechas o reducción de rendimientos. El grado de daño dependerá de la duración de la exposición, creciente acción del ión tóxico, sensibilidad de la cosecha y volumen del agua transpirada por el vegetal.

3.2.3.1 Iones: Sodio (Na), Cloruro (Cl) y Boro (B)

Los constituyentes del agua que, principalmente, inciden en el problema de toxicidad son, sodio (Na), cloruro (Cl) y boro (B). En el Capítulo 5 de este informe se entregan antecedentes detallados sobre Cl y B por corresponder a elementos relevantes al caso de Chile.

Respecto al sodio (Na), en general, la literatura especializada informa que este constituyente del agua no se considera un nutriente esencial para las plantas, pero sí es el catión más dañino en el agua de riego.

Cuando el sodio es alto, el agua se considera “blanda” a diferencia de lo que ocurre respecto a calcio y magnesio. Un agua rica en Na es indeseable en riego. Se pueden desarrollar condiciones muy desfavorables cuando la concentración de Na excede la de Ca + Mg. El Na no sólo puede afectar la estructura del suelo sino también tener efectos tóxicos en las plantas.

La toxicidad por cloruro es muy común en agua de riego. El cloruro no es adsorbido por el suelo, por lo que se moviliza con la solución de suelo, es captado por plantas y se acumula en hojas. Si su concentración en las hojas excede la tolerancia del cultivo, se desarrollarán síntomas de daño hasta quemar la hoja, efecto que en algunos cultivos limita su comercialización. La toxicidad por cloruro puede ocurrir también por absorción directa por las hojas cuando se riega por aspersión.

El boro, a diferencia del sodio, es un elemento esencial para el crecimiento de las plantas, pero si está presente en cantidades significativamente mayores que las requeridas se transforma en tóxico. Por toxicidad del boro puede afectar a casi todos los cultivos, pero al igual que la salinidad hay un amplio rango de tolerancia entre cultivos.

La Tabla 3.2.3 entrega antecedentes sobre estos iones.

Tabla 3.2.3
Restricción de Uso de Aguas para Riego según Toxicidad por Iones Específicos

	Unidades	Grado de restricción de uso		
		Ninguno	Débil a moderado	Severo
SODIO(Na)				
Riego superficial	SAR	< 3	3 – 9	> 9
Riego aspersión	me/l	< 3	> 3	
CLORURO(Cl)				
Riego superficial	me/l	< 4	4 – 10	> 10
Riego aspersión	me/l	< 3	> 3	
BORO(B)				
	mg/l	< 0.7	0.7 – 3.0	> 3.0

3.2.3.2 Metales

Otros constituyentes del agua que también pueden resultar importantes desde el punto de vista de la toxicidad son los elementos metálicos traza. No todos los elementos traza son tóxicos en pequeñas cantidades, muchos de ellos son esenciales para el crecimiento de la planta (Fe, Mn, Mo, Zn). Sin embargo, cantidades excesivas causarán acumulaciones indeseadas en los tejidos de las plantas y reducciones en su crecimiento.

En la actualidad existe poca experiencia documentada que permita fijar normas o límites máximos sobre su concentración en agua de riego. Recientemente, los resultados de investigaciones sobre disposición en suelo de aguas residuales han mostrado que la mayoría de los elementos traza se fijan y acumulan rápidamente en suelos y como este proceso es casi irreversible, aplicaciones repetidas de iones metálicos por sobre las concentraciones requeridas por las plantas, contaminan el suelo y pueden llegar a hacerlo improductivo o a las cosechas inutilizables.

La movilidad del metal y por tanto su ingreso (uptake up) y toxicidad a plantas está fuertemente influenciada por la presencia en suelos de óxidos de Al y Fe, siendo a veces el Fe el factor mas importante en el ingreso del metal a la planta.

En algunos casos el aumento de pH del suelo, por aplicación de cal ,puede aumentar la solubilidad del metal, pero esto no siempre se traducirá en aumento de ingreso de metal a la planta .Esto sugiere que el metal solubilizado no estaría siempre disponible para la planta.

La textura del suelo es otro factor que también puede influenciar la disponibilidad del metal en suelos. Los suelos muy gruesos pueden facilitar la movilidad de los metales.

El riesgo potencial de metales pesados, en relación, a su movilidad y significado ecotóxicológico está determinado por su partición sólido- solución mas que por el contenido total de metales. La liberación de los cationes metálicos a la fase agua y así la susceptibilidad para experimentar procesos de transporte, depende de su especiación en solución y de su afinidad a unirse con superficies reactivas en la matriz del suelo y agua intersticial (tales como materias orgánicas particuladas y disueltas, arcillas o superficies de óxidos metálicos). En todo esto el pH juega un rol importante.

Otro factor que puede influir en la movilidad del metal es el agregado de surfactantes a los pesticidas y herbicidas, con el objeto de mejorar su manejo, aplicación y efectividad. Los surfactantes, durante mucho tiempo, han sido considerados como compuestos inertes y por tanto se ha ignorado su influencia en los procesos de destino y transporte de metales. Estudios recientes muestran que los surfactantes pueden reducir la retención de agua en suelo y alterar el flujo de agua no saturada. En presencia de surfactantes tanto la profundidad de infiltración como el transporte de solutos puede aumentar.

Estudios recientes sobre uso de aguas servidas en riego muestran que mas del 85% de los elementos traza (metales pesados) aplicados se acumulan en el suelo y la mayoría se acumula en los primeros centímetros superficiales. Aunque las plantas captan elementos trazas, la captación es, normalmente, tan pequeña que no se puede esperar que esto solo reduzca significativamente los elementos traza en el suelo en un período de tiempo razonable.

Los antecedentes disponibles en la literatura especializada entregan recomendaciones sobre las concentraciones máximas en aguas de riego para los elementos traza Al, As, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Li, Mn, Mo, Ni, Pb, Se, Sn, Ti, W, V y Zn. En algunos casos, complementan estas recomendaciones con algunas condiciones respecto a tipo cultivo, pH de suelos y técnica de riego.

Respecto a metales, en general, la literatura especializada señala algunas particularidades que se destacan a continuación:

- Solamente los metales asociados con la fracción soluble y adsorbidos son los que estarán realmente, disponibles para que las plantas los capturen.
- La acumulación de metales en las plantas depende de su solubilidad, de su forma química y de su facilidad para ser absorbidos. La absorción es favorecida por la acidez del agua en la interfase planta-suelo.

- La movilidad del metal y por lo tanto su captura y toxicidad a plantas está fuertemente influenciada por la presencia en suelos de óxidos de Fe y Al . Algunas veces, el factor más importante en la captura de metales por la planta es el Fe.
- En algunos casos un aumento de pH del suelo, por adición de cal, puede aumentar la solubilidad de los metales, pero esto no siempre se traducirá en aumento de la captura de metales por la planta, porque el metal solubilizado puede estar en una especie no disponible para la planta.
- La movilidad y disponibilidad del metal también puede ser influenciada por la textura del suelo.
- En el transporte de metales puede influir, a veces, la adición de surfactantes a los pesticidas y herbicidas.
- La movilidad y disponibilidad de metales se reduce en suelos con matrices orgánicas y fosfatadas por aumento en su capacidad de adsorción y por lo tanto los problemas de toxicidad disminuyen.
- Los mecanismos que afectan la movilidad y disponibilidad de los metales son adsorción/desorción, precipitación/disolución y formación de complejos.
- El pH es el principal factor que influencia la adsorción de metales en óxidos e hidróxidos del suelo.
- La movilidad, disponibilidad y toxicidad de metales en suelos puede estar fuertemente afectada por presencia de iones competitivos.
- El riesgo potencial de metales pesados en suelos, con respecto a su movilidad y significado ecotoxicológico, está determinado por su partición sólido-solución mas que por el contenido de metales totales.

En el Capítulo 5 de este Informe se entregan antecedentes detallados para los metales Al, Co, Cu, Hg, Mo, Zn y Pb y el metaloide As, por corresponder a elementos relevantes al caso de Chile. Para algunos de los otros metales (Mg, Ca, Cd, Cr, Ni, Mn), se incluyen sólo referencias generales de la información encontrada.

3.2.3.3 *Mecanismos de tolerancia a metales de plantas*

Las plantas, para protegerse contra los efectos tóxicos de los metales, que son extraídos desde el suelo, han desarrollado una variedad de mecanismos que incluyen mecanismos para evitar o excluir éstos que minimizan su acumulación celular y mecanismos de tolerancia que permiten a la planta sobrevivir mientras acumula grandes cantidades de metales.

En general, para sobrevivir las plantas deben desarrollar por un lado mecanismos eficientes y específicos mediante los cuales los metales sean captados y transformados en formas fisiológicamente tolerables. Por otro lado, el exceso de elementos esenciales o de metales tóxicos, que no juega un rol en el metabolismo de la planta, tiene que ser metabólicamente inactivado.

Los mecanismos que los especialistas han propuesto para explicar la detoxificación e hiperacumulación dentro de la planta incluyen quelación del catión metálico por ligandos o secuestrantes del metal; y algunas respuestas adaptativas como activación de rutas metabólicas alternativas menos sensibles a los iones metálicos, modificación de estructuras enzimáticas o alteración de la permeabilidad de la membrana.

Hay muchos estudios que señalan que la quelación de iones metálicos por ligandos específicos reduce la concentración del ión metálico libre en la solución, reduciendo así su fitotoxicidad. Estos ligandos pueden ser de varios tipos y algunos de ellos pueden formar complejos muy estables con los metales como es el caso de proteínas y péptidos. Otros ligandos importantes son algunos ácidos orgánicos de bajo peso molecular, como los aniones de ácidos carboxílicos (ligandos dadores de oxígeno), abundantes en las células de plantas terrestres, que pueden formar complejos de relativamente alta complejidad con los iones metálicos di y trivalentes. Otros ligandos existentes en las plantas son los aminoácidos y sus derivados.

Otros mecanismos que también serían usados por las plantas para protegerse del efecto tóxico de los metales, son la distribución o partición intracelular, las alteraciones del metabolismo celular y de la estructura de membranas y los mecanismos de translocación del metal.

En el caso de la partición, es posible suponer que la tolerancia al metal está dada por la habilidad de la planta de almacenar excesos de metales en órganos o compartimientos subcelulares donde no tienen lugar actividades metabólicas sensibles. Al ser las paredes celulares de la planta una matriz continua, actúa como un intercambiador catiónico, reteniendo cantidades variables de metal y facilitando así la exclusión del metal.

En los últimos años, muchos investigadores han tratado de localizar el metal acumulado, los resultados obtenidos con los métodos de fraccionamiento clásicos han sido limitados. Mejores resultados, pero aún no definitivos, se han obtenido con tecnologías analíticas más sofisticadas (rayos X y microscopio electrónico).

En el caso de las alteraciones del metabolismo celular y estructura de la membrana, los metales podrían afectar algunas funciones de la membrana como su permeabilidad selectiva.

Otro mecanismo protector de los efectos tóxicos del metal sobre la planta es el transporte del metal. Una vez que los metales son captados por las raíces, pueden ser almacenados en las raíces o exportados al tallo y tejido foliar ó alcanzar los frutos. La literatura reporta que el almacenamiento mas significativo se da en tubérculos, tallos y hojas.

En los últimos años se han comenzado a utilizar algunos modelos matemáticos, para predecir la formación de complejos de metal ácido orgánicos o metal – ácido amino, falta aún mucha investigación sobre este importante tema.

Los antecedentes anteriormente expuestos permiten destacar que no es tarea fácil evaluar el efecto de acumulación de metales en plantas. Para hacerlo será necesario conocer más sobre captación, acumulación y mecanismos de detoxificación.

Debe destacarse además que hay plantas hiperacumuladoras, característica que se aprovecha en fitoremediación. Por el contrario, algunas plantas que pueden sobrevivir en ambientes conteniendo extremadamente altas concentraciones de metales, no muestran una gran habilidad para acumular metales. Pareciera que estas últimas especies fuesen del tipo “hipertolerantes” mas que una especie “hiperacumuladora”.

La literatura especializada reporta la identificación de numerosas plantas como hiperacumuladoras que facilitan la fitoextracción de una variedad de metales incluyendo Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni, Se, Zn y As.

3.2.4 Otros Constituyentes

Otros problemas relacionados con calidad de agua de riego se derivan de la presencia en el agua de excesos de nutrientes, bicarbonato y sulfato como así mismo de pH fuera de lo normal. En el caso de Chile también puede ser importante presencia de grasas y aceites y fenoles.

3.2.4.1 Nitrógeno en exceso

El N presente en el agua de riego tiene el mismo efecto que el N fertilizante aplicado al suelo y un exceso causará los mismo problemas que un exceso de fertilizante, es decir, sobreestimulación de crecimiento, retraso en maduración y deterioro en calidad del vegetal.

Los fertilizantes orgánicos tienen un contenido de carbono significativamente más alto (casi 50%) que los fertilizantes inorgánicos (a menudo 1% C o menos). El N, P, y S presente en ellos está a menudo covalentemente unido al C por lo que se requiere descomposición microbiana para liberar amonio, fosfato o sulfatos de estas fuentes. Por lo tanto la adición de fertilizantes o residuos orgánicos al suelo resulta en una gran estimulación de la actividad microbiana y construcción de biomasa cosa que no ocurre cuando se agregan fertilizantes inorgánicos. Esta descomposición microbiana liberará N, P, y S en una forma disponible a la planta.

Los fertilizantes orgánicos suministran nutrientes en forma lenta ,a diferencia de los fertilizantes inorgánicos. Esta liberación controlada de nutrientes, generalmente, provocará un “leaching” de nitrato y fosfato significativamente menor al agua subterránea. Las tecnologías controladas de liberación de fertilizantes han demostrado que para nutrientes minerales inorgánicos también pueden reducir las perdidas por lixiviación considerablemente.

Los residuos orgánicos no necesariamente reemplazan los fertilizantes inorgánicos, aunque muchos se comparan favorablemente con N comercial. En general los residuos orgánicos carecen de un balance de micronutrientes esenciales para las plantas y no llenan completamente los requerimientos del cultivo. El tiempo y método de aplicación de los orgánicos es un factor adicional crítico.

La biodisponibilidad de metales se reduce en matrices orgánicas y fosfatadas por lo tanto sus problemas de toxicidad pueden disminuir notoriamente.

Algunos ejemplos de los impactos del nitrógeno en exceso, recogidos de la literatura especializada, se relacionan con cultivos comunes en Chile como es el caso de la remolacha, uva, frutas y granos. La remolacha, con un exceso de N fertilizante, aumenta de tamaño, pero el contenido de azúcar y su pureza serán más bajos, con lo que la cantidad total de azúcar producida por hectárea resulta menor. La uva también puede ser afectada por un retraso en su maduración y contenido inferior de azúcar. Las frutas como damascos, cítricos y paltas pueden resultar afectadas en su maduración comprometiendo así su comercialización. En el caso de cosechas de grano, un crecimiento vegetativo excesivo dificultará el sostenimiento del peso del grano, lo que interfiere en la cosecha mecanizada. En el caso de forraje, su acumulación puede producir daño en animales rumiantes.

La sensibilidad de los cultivos al exceso de N en agua de riego, varía con la etapa del crecimiento. Altos niveles de N pueden resultar beneficiosos en las primeras etapas, pero

causar problemas en etapas posteriores de floración y frutas, esto hace necesario un programa de manejo que contemple el uso de aguas con diferentes niveles de N según etapa de crecimiento.

Las formas más rápidamente disponibles de N son el nitrato y amonio. En aguas de riego, en general, predomina el N-NO₃. En la mayoría de las aguas superficiales y subterráneas su concentración no supera los 5 mg/l N-NO₃. Algunas aguas subterráneas pueden contener concentraciones superiores.

Cuando la presencia de N en aguas es significativa, se recomienda que se considere como parte integral del programa de fertilización

3.2.4.2 Bicarbonatos

En las aguas de riego que contienen altas concentraciones de bicarbonato el manejo de excesos de Na se complica. Cuando las aguas que contienen bicarbonato se evaporan en la superficie del suelo, se forman carbonatos de Ca y Mg. Como el Ca y Mg no son fácilmente disueltos, ellos no controlan los efectos negativos de Na y pueden producirse problemas. Durante épocas calurosas y secas la presencia de altas concentraciones de bicarbonatos en agua de riego, puede producir y hacer visibles manchas blancas, en las hojas, por depósito de carbonatos durante la evaporación.

El bicarbonato en exceso, aunque no se considera un ión tóxico, en general, puede producir deficiencia en Zn.

3.2.4.3 Sulfato

El ión sulfato no produce efectos específicos en suelos y plantas, sin embargo, contribuye a aumentar la salinidad de la solución de suelo.

Cuando el agua de riego contiene altas concentraciones de calcio y sulfato, estos dos elementos se combinarán en el suelo y formarán yeso. Por lo tanto, las sales solubles dañinas depositadas en el suelo serán reducidas y habrá menos riesgo al usar esta agua. El agua que es rica en sulfato y calcio puede ser usada en suelos de arcilla.

En 1935 el investigador Scofield estableció algunas concentraciones límites para el SO₄ en aguas de riego, as que se presentan en la Tabla 3.2.4.

Tabla 3.2.4
Clasificación de Agua de Riego según Contenido de Sulfato

CLASE DE AGUA	SO ₄ ⁻² (me/l)	SO ₄ ⁻² (mg/l)
1.- Muy buena	< 4	192.12
2.- Buena	4 - 7	192.12 - 336.21
3.- Puede ser usada	7 - 12	336.21 – 576.36
4.- Usar con precaución	12 - 20	576.36 – 960.6
5.- Dañina	> 20	960.6

En el Capítulo 5 se entregan antecedentes mas detallados sobre el sulfato por corresponder a un elemento relevante al caso de Chile.

3.2.4.4 *pH anormal*

Un agua de riego con un pH fuera del rango considerando normal (6.5 – 8.4) puede producir un desbalance nutricional o contener un ión tóxico.

Algunas veces las aguas con baja salinidad ($CE < 0.2$ dS/m) tienen pH anormal por su baja capacidad amortiguadora. Un agua de estas características, normalmente, causará pocos problemas en suelos o cosecha pero es muy corrosiva, por lo que puede impactar significativamente los equipos de riego.

En los casos que el pH del agua de riego no está en el rango 6.5 – 8.4, el pH del suelo se verá afectado muy lentamente, ya que el suelo resiste bastante los cambios de pH.

3.2.4.5 *Magnesio*

El Magnesio puede jugar un rol muy importante en los efectos del Na y Ca.

Algunos investigadores han reportado que la productividad de algunos cultivos es más baja en suelos que son regados con aguas con alto contenido de Mg aún cuando no existen problemas de infiltración. El efecto puede deberse a una deficiencia de calcio inducida por el magnesio. Si la razón Ca/Mg es cercana o menor que 1 la captación y translocación del Ca de la solución agua-suelo hacia las plantas superiores de la planta disminuye por el efecto antagónico del alto Mg competencia por los sitios de absorción que lleva a que el Ca se absorba en menor grado.

3.2.4.6 *Grasas y Aceites*

La presencia de aceites y grasas en el agua de riego impacta directamente al suelo, al producir un recubrimiento de los agregados del suelo, los que desarrollarán fenómenos hidrofóbicos que resultan en disminución de la capacidad de infiltración y almacenaje de agua para las plantas. La presencia de aceites y grasas en el agua de riego también puede producir una disminución de la capacidad de intercambio catiónico incidiendo en la fertilidad del suelo.

Otro efecto que puede producirse es el desarrollo de fenómenos de anoxia radicular y bacteriana al impedirse el intercambio gaseoso entre el suelo y atmósfera.

Este efecto es particularmente importante en las bacterias nutrificantes presentes en el suelo, las que son extremadamente sensibles a cambios ambientales.

3.2.4.7 *Fenoles*

Para este parámetro no se dispone de mucha información bibliográfica sobre los efectos de su presencia en agua de riego.

Los fenoles son solubles en solventes orgánicos y débilmente solubles en agua a temperatura ambiente. La vida ambiental media de la mayoría de los fenoles es corta, no más de 1 mes. Algunos son fotodegradados, bajo condiciones aeróbicas se degradan en días. No se acumulan en tejido lipídico.

Para la degradación del fenol los microorganismos requieren alterar sus procesos metabólicos, por lo que requieren un tiempo de adaptación.

3.2.4.8 *Inestabilidad del agua y formación de depósitos*

Un agua es inestable cuando presenta tendencia a depositar sales o disolver los materiales con los cuales entra en contacto.

La tendencia del agua a formar depósitos de calcio puede determinarse usando el Índice de Saturación de Langelier, que se define como el pH actual del agua (pHa) menos el pH teórico que el agua debiera tener si está en equilibrio con CaCO_3 (pHc)

$$\text{Índice de Saturación} = \text{pHa} - \text{pHs}$$

Todas las aguas que tienen un valor positivo de este Índice debieran considerarse como aguas potencialmente problemáticas para uso en riego.

El agua de riego que contiene una alta proporción de sales débilmente solubles como calcio, bicarbonato y sulfato presenta problemas de formación de depósitos de sales blancas en hojas y plantas cuando se usa en riego por aspersión. El principal problema es originado por Calcio en combinación con bicarbonato y ocasionalmente con sulfato. Aunque esto no constituye toxicidad, los depósitos a menudo son un problema para la comercialización de los vegetales.

Los depósitos se forman aún a muy bajas concentraciones de sales si los aspersores se usan durante períodos de muy baja humedad (menor 30%) lo que resulta en una alta tasa de evaporación.

Las acciones de manejo para prevenir y corregir el problema de estos depósitos dependerá de la concentración de sales del agua y del método de riego. Una opción es agregar ácido al agua para reducir el bicarbonato y así reducir la formación de CaCO_3 . La adición de ácido al agua reduce su pH lo que puede dañar las tuberías, aspersores y otros equipos..

Otras alternativas de remediación puede ser cambiar el diseño y operación del sistema aspersor, regar de noche, aumentar la velocidad de rotación de los aspersores o disminuir la frecuencia de riego.

3.2.5 **Calidad Sanitaria**

La calidad sanitaria del agua de riego es de fundamental importancia en el caso de cultivos de consumo crudo. Estudios realizados en Israel y Estados Unidos han demostrado que infecciones producidas por ASCARIS y TRICHURIS, fueron masivamente transmitidas por riego de productos de consumo crudo con aguas residuales. y que estas enfermedades desaparecieron casi en su totalidad cuando esta práctica de riego fue eliminado.

Las aguas residuales de origen doméstico han sido consideradas un recurso valioso como sustituto del agua natural empleada en riego (Wescot, 1987). Sin embargo, hay que considerar que uno de los objetivos de los programas de reuso es asegurar la protección de la salud pública y las aguas servidas pueden contener una gran variedad y cantidad de agentes patógenos excretados, productores de infecciones, que pueden contaminar directa o indirectamente a los agricultores, consumidores y población cercana (Ayres, 1997; Blumenthal, 2000a).

La supervivencia de los patógenos excretados en el agua, suelo y superficie de los cultivos ha sido extensamente estudiada. Se sabe que existen amplias variaciones producto de factores

físicos, químicos, biológicos, climáticos, genéticos y otros (Feachem, 1980; Strauss, 1985). Las pruebas existentes indican que casi todos los agentes patógenos excretados sobreviven en el suelo lo suficiente para representar un peligro a los agricultores, mientras que en los cultivos el periodo es menor, pero igualmente riesgoso, en especial en el caso de los helmintos, tanto para los trabajadores, como los consumidores.

La concentración de patógenos, el conocimiento de su comportamiento en el ambiente, la estimación de la dosis infectante y respuesta del huésped no son suficientes para evaluar el uso del de aguas residuales en riego, ya que estos datos determinan el riesgo potencial de producción de la infección. La forma más apropiada para evaluar este efecto es conocer el riesgo real o atribuible, que se determina mediante estudios epidemiológicos asociados, en este caso, con la respuesta de la población susceptible. En el riego con aguas servidas los principales grupos de riesgo lo conforman los consumidores de los cultivos (riesgo al consumidor) y los obreros agrícolas expuestos durante el trabajo (riesgo ocupacional).

Un aspecto que además influye en la producción de infecciones es la tecnología de riego utilizada. En el caso de riego por aspersión por ej. se forman aerosoles donde se dispersan principalmente virus y bacterias, lo que pueden infectar a los trabajadores por inhalación y contaminar la superficie de los cultivos, afectando al consumidor (USEPA 2004).

Una revisión de la literatura científica, excluyendo el uso en riego de aguas no tratadas y con tratamiento primario, indicó que los casos de infección por el riego con aguas servidas tratadas, en los Estados Unidos no es un problema de salud pública relevante. No ocurre lo mismo en países en desarrollo donde los cultivos regados con aguas residuales pobremente tratadas que se comercializan en el mercado constituyen una importante fuente de infecciones entéricas (Shuval, 1997).

En el caso de Chile hay claras evidencias de que fiebres tifoideas han sido provocadas por consumo de vegetales crudos que previamente habían sido regados con aguas residuales sin tratamiento, en una comunidad donde las vías de transmisión de la enfermedad están cerradas. Dada la importancia de la calidad sanitaria del agua de riego, aún cuando el tema no ha sido solicitado en este trabajo se ha incluido en el Anexo B mayores detalles sobre él.

3.3 Calidad de Aguas y Técnicas de Regadío

El método de riego afecta directamente tanto la eficiencia del uso de agua como la acumulación de sales. Las sales se mueven con el agua a los sectores donde el agua se evapora más rápidamente y son lixiviadas a mayores profundidades a medida que el agua drena por gravedad.

Cada una de las tecnologías de regadío, superficial o aspersión, puede dar como resultado diferencias significativas en rendimiento de cosechas aún cuando se utilice el mismo volumen de agua. En el caso de riego por aspersión, el viento puede ser, adicionalmente, un factor importante de considerar.

Con los métodos de riego por inundación de superficie, la profundidad a que penetra el agua en el suelo varía en distintos lugares del campo y depende de la tasa de infiltración y el tiempo disponible para la infiltración. Estas diferencias se deberán a pendiente del terreno, grado de compactación, cambio de textura y química del suelo. Esta técnica de regadío es poco flexible y dificulta un riego frecuente que podría favorecer la lixiviación de sales.

El riego por aspersión, bien diseñado, permite aplicar el agua en forma uniforme y a tasas lo suficientemente bajas para prevenir pérdidas por escorrentía. Produce un excelente riego y lixiviado adecuado y uniforme.

En el caso del riego de cultivos sensibles, por aspersión, se pueden producir problemas de toxicidad que no ocurrirían si se emplea la técnica de riego superficial. Esta toxicidad se debe a que, a través de las hojas, la planta puede absorber cantidades excesivas de sodio y cloruro presentes en el agua de riego. En este caso no hay información precisa sobre la tolerancia de los cultivos al sodio y cloruro, debido a lo limitado de los datos reportados y la significativa influencia de las condiciones climáticas en este problema.

Otro aspecto importante de considerar, en el uso de la técnica de riego por aspersión, es la posible formación de depósitos ó incrustaciones en el sistema de regadío cuando el agua utilizada contiene calcio en combinación con bicarbonato y/o sulfato (dureza carbonatada y no carbonatada), Lo mismo cuando el agua es excesivamente blanda ya que podrían producirse problemas de corrosión en los sistemas de bombeo y aspersión.

Los sistemas de riego localizado (por ej. goteo) permiten una eficiencia cercana al 100%, lo que significa que la demanda por evapotranspiración es satisfecha sin pérdidas debidas a escorrentía o penetración profunda. Con este sistema también se acumulan sales. Si la lluvia, en cada estación, es suficiente, para lixiviar las sales acumuladas no debiera producirse problemas. El período más peligroso se produce justo después de la primera lluvia cuando las sales de la superficie del suelo han sido movidas hacia la zona de la raíz, pero no ha caído suficiente lluvia para movilizar estas sales bajo la zona de la raíz.

Con una buena calidad de agua de riego, los rendimientos con riego localizado debieran ser iguales o ligeramente mejores a los otros métodos bajo condiciones comparables. Con aguas de alta salinidad los rendimientos son a menudo mejores, debido al continuo alto contenido de humedad mantenido por el reemplazo diario del agua usada por el cultivo. Riego frecuente por aspersión debiera dar resultado similares, pero algunas experiencias indican la probabilidad de daño en hojas y defoliación por absorción de Na y Cl.

En los casos que la salinidad excede la tolerancia del cultivo con los métodos de riego usados, se puede obtener mejores rendimientos con riego localizado.

En general, un riego frecuente es un método simple y efectivo para resolver problemas de infiltración. Se puede lograr así abastecer a la planta con agua suficiente, todo el tiempo, sin desarrollo de problemas secundarios.

3.4 Calidad de Aguas y Tipos de Cultivos

Los factores que afectan la tolerancia de cultivos a los problemas generados por uso en riego de aguas de calidad inadecuada incluyen clima, técnica de riego, fracción lixiviado, drenaje, etapa de desarrollo y fecha de maduración del cultivo.

Todas las plantas no responden en forma similar frente a aguas de baja calidad derivada, principalmente, de problemas de salinidad. Algunos cultivos, por ejemplo, pueden tener rendimientos aceptables a salinidades bastante altas. Esto porque algunos son capaces de hacer los requeridos ajustes osmóticos pudiendo así extraer mas agua del suelo

En aquellos casos en que la salinidad no puede ser mantenida dentro de los límites aceptables para el cultivo específico, se deberá cambiar a un cultivo mas tolerante. En el caso de dudas se deberá recurrir a estudios a nivel piloto.

El clima es otro factor que afecta la tolerancia de los cultivos, siendo este factor más significativo en los cultivos mas sensibles. La fertilización tiene poco efecto en la tolerancia a sales de los cultivos.

La habilidad de las cosechas de ajustarse a las condiciones de salinidad es extremadamente útil. Esta tolerancia para la mayoría de las cosechas, o parámetros como sodio, cloruro, boro, salinidad, está suficientemente estudiada, por lo que se han elaborado algunas guías de tolerancia a sales. Esta información permite asimismo el cálculo de los requerimientos de lixiviación, factor clave en el manejo de los problemas de tolerancia a sales.

Para otros parámetros como metales pesados por ej. recién se están obteniendo antecedentes, por lo que, en la literatura internacional, no existen recomendaciones al respecto.

3.5 Normativas sobre Aguas y Efluentes Tratados Usados en Riego

3.5.1 Aspectos Generales

En términos generales no existen normativas nacionales o internacionales que se refieran al tema de uso de efluentes industriales en actividades agrícolas, con la excepción de las aguas resultantes del tratamiento de aguas residuales domésticas. La gran mayoría de los países cuya legislación ha sido revisada se enfoca a definir guías o requerimientos mínimos para el agua de riego, haciendo hincapié en determinados parámetros que pueden ser asociados a residuos líquidos de determinadas actividades industriales.

Este capítulo presenta un resumen de la información más relevante recopilada en una revisión de las normativas nacionales e internacionales sobre calidad de aguas, colocando énfasis en los aspectos relacionados con el riego. No es el objetivo de este capítulo el citar estas fuentes de información para luego copiar los valores que ellas incluyen, sino que analizar el mecanismo que utilizan para llegar a dichos resultados y su implicancia para un proceso de generación de normativa o de guías de uso del agua para riego.

3.5.2 Normativa Internacional sobre Aguas para Riego

3.5.2.1 Guía Canadiense para la Protección del Uso de Agua de Riego (1999)

La Guía Canadiense para Calidad del Agua fue desarrollada en 1987 para proveer información científica básica sobre los efectos de la calidad del agua sobre los diversos usos de ésta (agua potable, vida acuática, usos agrícolas, recreación y estética, así como suministro de agua para uso industrial). Esta guía fue diseñada para proveer los medios de evaluar la calidad del agua y ayudar a establecer objetivos de calidad que sean sitio específicos.

De acuerdo a la información disponible, las primeras normas de calidad para aguas de riego en Canadá fueron desarrolladas en el año 1987, utilizando como base los criterios propuestos en 1973 por la USEPA (Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos). Estos criterios fueron evaluados en sus momento y se adoptaron como guías de calidad para Canadá. La principal crítica a este proceso es la falta de racionalidad en la adopción de los números incluidos en estas guías, los que sólo fueron copiados sin analizar en detalle el objetivo de protección detrás de cada número. Normas o guías de calidad de aguas que fueron generadas con posterioridad al año 1987 fueron estudiadas con mayor detalle, pero no contaban con un protocolo aprobado y aceptado a nivel nacional.

El Protocolo para la Generación de Guías para la Calidad del Agua de Uso en Agricultura fue elaborado inicialmente en el año 1993 y mejorado el año 1999 por el Consejo Canadiense de Ministerios del Medio Ambiente. El protocolo se basa en el principio de evitar los efectos negativos de utilizar aguas de mala calidad en el riego de diversos cultivos. Los principios básicos detrás del desarrollo de las normativas son los siguientes:

- Al derivar guías para la calidad del agua, todos los datos disponibles sobre cultivos presentes en Canadá deben ser considerados. Cuando los datos disponibles son limitados es preferible definir guías de calidad interinas a no definir guía alguna.
- La sensibilidad de cada especie en sus diversos estados de desarrollo debe ser considerada en la generación de las guías para la calidad del agua.
- Un valor único deber ser definido o recomendado como la calidad del agua para riego. Este valor se debe basar en el cultivo más sensible. En aquellos casos en los cuales la guía nacional es muy conservadora se recomienda elaborar criterios sitio específico, para lo cual se debe considerar las especies menos sensibles.
- A menos que se indique de otra manera la guía se refiere a la concentración total de cada contaminante y su producto de transformación más tóxico en agua sin filtrar que es representativa de lo que hay disponible para el riego. Esto significa que, por ej.: en el caso de metales la guía se refiere a metales totales.

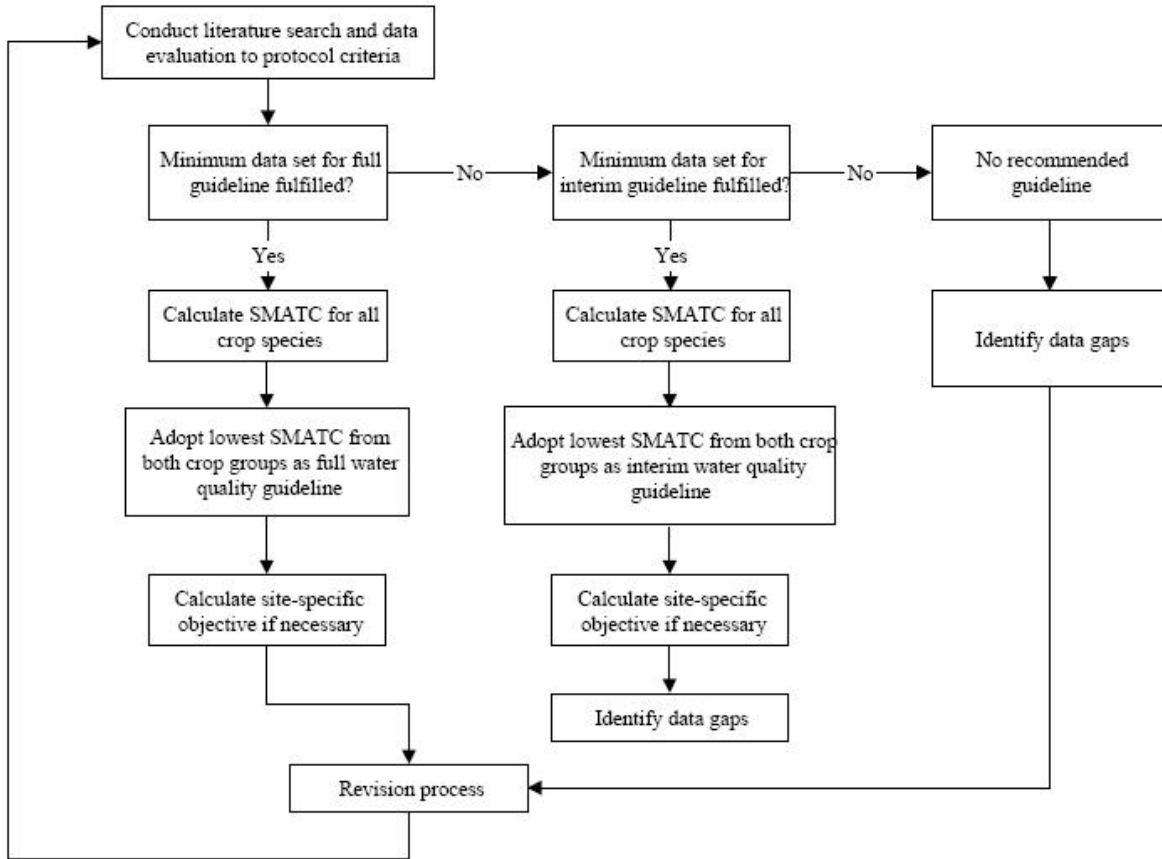
El desarrollo de las guías para la calidad del agua se basa en dos piezas de información básicas:

- (1) La sensibilidad de diversos cultivos medidas en términos de las tasas de aplicación aceptables en kilos de ingrediente activo por hectárea en el caso de pesticidas (Kg/Há) o por las concentraciones aceptable de un contaminante en el suelo, lo que se mide en miligramos del contaminante por kilogramo de suelo (mg/Kg)

(2) Las tasas máximas de riego de cultivos en litros por hectárea al año (L/Há-año).

El procedimiento para la generación de guías o criterios de calidad del agua se presenta resumido en la Figura 3.5.1. En Anexo C se incluye una copia de los documentos base para su revisión más en detalle.

Figura 3.5.1
Procedimiento para Establecer Guías de calidad de Aguas para su Uso en Riego



La Tabla 3.5.1 muestra un resumen de valores máximos admisibles para una serie de metales pesados y metaloides en agua de riego. Mayores detalles sobre la guía canadiense pueden encontrarse en los archivos del Anexo C.

Tabla 3.5.1
Concentraciones Máximas de Algunos Compuestos Inorgánicos en Aguas de Riego
Guía Canadiense (2003)

Elemento	Concentración
	(mg/L)
Aluminio	5.0
Arsénico	0.1
Berilio	0.1
Boro	0.5 – 6.0
Cadmio	0.0051
Cromo	–
Cobalto	0.05

Cobre	0.2 – 1.0
Fluor	1.0
Fierro	5.0
Plomo	0.2
Litio	2.5
Manganeso	0.2
Mercurio	–
Molibdeno	0.01 – 0.05
Niquel	0.2
Selenio	0.02 – 0.05
Uranio	0.01
Vanadio	0.1
Zinc	5.0

3.5.2.2 *Guía Australiana y Neozelandesa para la Calidad del Agua de Riego (2000)*

Debido a las restricciones climáticas la práctica agrícola en Australia y Nueva Zelanda depende en forma directa del riego. De esta forma, el año 2000 se diseñó un procedimiento para el desarrollo de guías para definir la calidad del agua utilizada en la agricultura.

Las guías o recomendaciones sobre calidad del agua en uso agrícola (incluye riego, bebida para animales y otros usos generales agrícolas) fueron diseñadas a partir de estudios anteriores, una intensiva revisión bibliográfica (con énfasis en la información de países como Canadá y Sudáfrica), datos provenientes de investigaciones locales y los comentarios de los organismos interesados en el tema.

El énfasis principal en la generación de las nuevas normativas para agua de riego se basa en los siguientes puntos:

- El suministro de agua debe ser sustentable.
- La calidad de los recursos naturales no debe ser degradada.
- El medio ambiente no debe resultar dañado en forma permanente.
- El bienestar de las futuras generaciones no debe ser afectado por la producción y consumo de la actual generación.
- Productividad y calidad de los productos agrícolas deber ser mantenida o mejorada.

Consideraciones generales para la evaluar la capacidad de agua para su uso en riego son las siguientes: disponibilidad de agua para riego, características de calidad del agua que pueden afectar la producción agrícola, condiciones de la cuenca de drenaje, y calidad del agua a preservar en zonas ubicadas aguas abajo del punto de uso.

De acuerdo a las bases de esta normativa, tanto el suelo, así como los cultivos y el agua, deben ser tomados en cuenta al momento de desarrollar las guías para el uso de agua en riego. Los factores que deben ser incluidos en estos análisis son los que se indican en la Tabla 3.5.2.

Tabla 3.5.2
Factores Claves para definir Calidad de Agua de Riego

Factores Claves	
Suelo	<ul style="list-style-type: none"> • Salinidad de zona de raíces • Estabilidad estructural del suelo • Incremento de contaminantes en el suelo • Liberación de contaminantes desde el suelo hacia el cultivo
Cultivos	<ul style="list-style-type: none"> • Rendimiento • Tolerancia a la sal • Tolerancia a iones específicos • Daño foliar • Incorporación de tóxicos en productos para consumo humano • Contaminación por patógenos
Agua	<ul style="list-style-type: none"> • Drenaje profundo y lixiviación bajo zona de raíces • Movimiento de sales, nutrientes y contaminantes en el agua subterránea y superficial
Factores asociados	<ul style="list-style-type: none"> • Cantidad y estacionalidad de la lluvia • Propiedades el suelo • Especies de cultivo y opciones de manejo • Tipo de suelo • Profundidad el agua subterránea y su calidad

Las guías incluyen además aspectos tales como el efecto de la calidad del agua en corrosión o incrustación de tuberías. En el caso específico de las guías para la calidad de agua para riego se debe tener en cuenta factores físicos, químicos y microbiológicos que pueden afectar el crecimiento de los cultivos o el suelo. Valores mínimos o máximos para diversos factores tales como los siguientes, fueron incorporados:

- Indicadores microbiológicos (por ejemplo patógenos animales y humanos, patógenos de las plantas)
- Salinidad
- Contaminantes orgánicos e inorgánicos (por ejemplo, cloruro, sodio y metales pesados)
- Contaminantes inorgánicos (por ejemplo pesticidas)

En el caso particular de los metales pesados y metaloides la generación de las guías para el uso en riego siguió el siguiente procedimiento:

- Revisión de normativa existente tanto en Australia como Nueva Zelandia, así como a nivel internacional.
- Revisión de datos sobre fitotoxicidad de las plantas

- Minimización de incorporación de metales tóxicos en los cultivos.
- Minimización del impacto sobre infraestructura de riego (por ejemplo biocolmatación de tuberías debido a hierro y manganeso).
- Análisis de impactos en el sitio de aplicación.
- Impacto en biota cercana (biotoxicidad).

Un aspecto de interés en el protocolo australiano es la incorporación de las posibles fuentes de agua en la definición de los límites aceptables para diferentes metales. Para esto se incluyó posibles fuentes de abastecimiento como agua subterránea, superficial, efluente de plantas de tratamiento de agua servidas y residuales. Para definir los valores máximos se consideró las siguientes condiciones de riego:

- Aplicación anual de agua de riego: 1000 mm.
- Contaminantes inorgánicos son retenidos en los primeros 150 mm del suelo.
- El riego se llevará a cabo durante al menos 100 años.
- Densidad del suelo es de 1300 Kg/m³.

Todos los aspectos anteriores han sido combinados para evaluar los límites superiores de metales y metaloides en las aguas de riego. Estos límites superiores han sido desarrollados para que sean compatibles con guías internacionales para el agua de riego, así como con recomendaciones para contenido máximo de metales en el suelo. Para lo anterior se ha definido dos categorías de concentración:

- Valor Límite de Largo Plazo (LTV: Long-term Trigger Value) se define como la máxima concentración (mg/L) de un contaminante en el agua de riego, que puede ser tolerada asumiendo un período de riego de 100 años y las tasas de riego indicadas previamente.
- Valor Límite de Corto Plazo (STV: Short-term Trigger Value) se define como la máxima concentración (mg/L) de un contaminante en el agua de riego, que puede ser tolerada asumiendo un período de riego de 20 años y la mismas tasas de riego indicadas para el caso del LTV.

Las concentraciones STV y LTV fueron diseñadas para minimizar la acumulación de contaminantes en la superficie de los suelos durante el período de riego, pero también para prevenir el impacto directo de la calidad del agua sobre un cultivo. Para aquellos compuestos en los cuales el valor del STV y LTV son similares, la principal preocupación o efecto del contaminante es por toxicidad del agua de riego a los cultivos existentes, más que por acumulación en el suelo.

La Tabla 3.5.3 muestra un resumen de valores máximos admisibles para una serie de metales pesados y metaloides en agua de riego. Mayores detalles sobre las guías australiana y neozelandesa pueden encontrarse en los archivos del Anexo C.

Tabla 3.5.3
Concentraciones Máximas de Algunos Compuestos Inorgánicos en Aguas de Riego(a)
Guía Australiana y Neocelandesa para la Calidad del Agua de Riego (2000)

Elemento	CCL Sugerido (b)	LTV en Agua de Riego	STV en Agua de Riego
	(Kg/Há)	(mg/L)	(mg/L)
Aluminio	ND	5.0	20.0
Arsénico	20	0.1	2.0
Berilio	ND	0.1	0.5
Boro	ND	0.5	(c)
Cadmio	2	0.01	0.05
Cromo	ND	0.1	1.0
Cobalto	ND	0.05	0.1
Cobre	140	0.2	5.0
Fluor	ND	1.0	2.0
Fierro	ND	0.2	10.0
Plomo	260	2.0	5.0
Litio	ND	2.5	2.5
		0.075 Cítricos	0.075 Cítricos
Manganeso	ND	0.2	10.0
Mercurio	2	0.002	0.002
Molibdeno	ND	0.01	0.05
Niquel	85	0.2	2.0
Selenio	10	0.02	0.05
Uranio	ND	0.01	0.1
Vanadio	ND	0.1	0.5
Zinc	300	2.0	5.0

- (a) Valor límite debe ser usado en conjunto con información de cada elemento individual y su potencial de transporte en el suelo.
 (b) ND: No Determinado
 (c) Depende de la sensibilidad del cultivo

En la guía se utiliza el concepto de Límite de Carga Contaminante Acumulada (CCL: Cumulative Contaminant Loading), la que representa la máxima cantidad de contaminante que puede ser asimilada por un suelo. Sobre este valor se recomienda la realización de estudios sitio específicos. El CCL se calcula a partir de valores de contaminación de fondo (background concentration) en suelos de Australia y para cada contaminante de interés.

3.5.2.3 Guía Sudafricana para la Calidad del Agua de Riego (1996)

La Guía Sudafricana para la Calidad del Agua de Riego es esencialmente una serie de recomendaciones y especificaciones dirigidas al usuario de agua para riego. Su objetivo es proveer con información técnica que le permita hacer juicios acerca de si una determinada agua es adecuada para un uso proyectado. La guía ha sido desarrollada para cualquier tipo de agua, independiente de la fuente o el tratamiento a que ha sido sometida.

Los criterios utilizados en el desarrollo de las guías sudafricanas se apoyan en los siguientes puntos:

- Desarrollar un conjunto de recomendaciones y criterios que sean apropiados para Sudáfrica, basados en el consenso de especialistas locales e internacionales.
- Modificar recomendaciones internacionales a la luz de nueva información local.
- Reducir incertidumbre actual que proviene del uso de normativas o recomendaciones internacionales que muchas veces no son válidas para casos locales.

Los métodos utilizados para desarrollar guías o recomendaciones para la calidad del agua de riego se indican a continuación:

- Listar los distintos propósitos del agua de riego.
- Describir, para cada uso del agua, los problemas de calidad que se tiene en Sudáfrica.
- Determinar, para cada problema de calidad del agua, las normas o procedimientos que serán utilizados para evaluar los efectos de la calidad del agua en un uso particular.
- Determinar, para cada norma o procedimiento, que parámetro o constituyente del agua puede afectar su uso en riego.
- Acceder información internacional y local para desarrollar guías preliminares para determinados constituyentes.
- A través de un proceso de revisión técnica y participación de interesados finalizar las guías o recomendaciones y publicarlas.

La Tabla 3.5.4 muestra un resumen de las recomendaciones para el caso de metales y metaloides en la normativa sudafricana.

Tabla 3.5.4
Concentraciones Máximas de Algunos Compuestos Inorgánicos en Aguas de Riego
Guía Sudafricana para la Calidad del Agua de Riego (1996)

Elemento	Concentración (mg/L)
Aluminio	5.0
Arsénico	0.1
Berilio	0.1
Boro	0.5
Cadmio	10.0
Cromo	0.1
Cobalto	0.05
Cobre	0.2
Fluor	2.0
Fierro	5.0
Plomo	0.2
Litio	2.5
Manganeso	0.02
Mercurio	ND
Molibdeno	0.01
Niquel	0.2
Selenio	0.02
Uranio	0.01
Vanadio	0.1
Zinc	1.0

ND: No Determinado

3.5.2.4 *Legislación Norteamericana para Reuso de Aguas (2004)*

El objetivo fundamental de esta legislación es proporcionar fundamentos técnicos a una situación que es común a 25 estados de los EEUU, así como otros países a nivel mundial. En efecto, la recuperación y reuso de aguas es una realidad que ha sido adoptada en los EEUU desde los años 80s sin disponer de mayor información.

Un documento desarrollado por el US Bureau of Reclamation (Water 2025) enfoca su atención hacia los problemas de escasez de agua debido a la creciente población y al aumento de otros usos tales como recreación y demanda ambiental. Los objetivos básicos del documento Water 2025 son:

- Facilitar una mirada más completa en aquellas áreas con falta de agua en los EEUU.
- Ayudar a incrementar los suministros de agua, para satisfacer la demanda de poblaciones crecientes, las demandas ambientales, y afianzar las economías locales.
- Proveer beneficios ambientales a cuencas, ríos y esteros.
- Minimizar las crisis de agua en cuencas críticas mejorando el medio ambiente y estudiando el efecto de las sequías en las economías.

- Proveer un enfoque práctico y balanceado al manejo de recursos hídricos en el siglo 21. Los constituyentes químicos de interés en la reutilización de aguas tratadas en la agricultura, son la salinidad, sodio, elementos traza, exceso de cloruro y nutrientes. La sensibilidad es generalmente una función de la tolerancia de una planta determinada a los compuestos presentes en la zona de raíces o depositados en el follaje.

En el caso de elementos traza la EPA presenta límites para uso continuo de corto y largo plazo para aguas de riego de determinadas características. Los límites máximos para uso continuo de largo plazo son definidos para suelos arenosos en los cuales no se produce remoción de elementos químicos que puedan ser captados posteriormente por las plantas. Estos valores máximos se encuentran bajo las concentraciones que producen efectos tóxicos sobre las plantas más sensibles. En el caso de los límites para corto plazo (riego de hasta 20 años) se considera suelos finos y alcalinos, con alta capacidad de remoción.

La Tabla 3.5.5 muestra un resumen de valores máximos admisibles para una serie de metales pesados y metaloides en agua de riego. Mayores detalles sobre la guía de reuso norteamericana pueden encontrarse en los archivos del Anexo C.

3.5.2.5 *Guía de Calidad de Agua para Agricultura. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) 1985.*

La FAO, organismo internacional dedicado al tema alimentos y agricultura, ha establecido una serie de criterios y recomendaciones para evaluar la adecuación del agua para riego. Estas recomendaciones se orientan a las posibles restricciones de uso del agua por problemas de salinidad, tasa de infiltración del agua en el suelo, toxicidad a un ión específico o algunos otros efectos. Las Tablas 3.5.6 y 3.5.7 muestran las principales recomendaciones de FAO.

Tabla 3.5.5
Concentraciones Máximas de Algunos Compuestos Inorgánicos en Aguas Tratadas
Guía EPA para Reuso de Aguas (2004)

Elemento	Largo Plazo	Corto Plazo	Comentarios
	(mg/L)	(mg/L)	
Aluminio	5.0	20.0	Puede producir falta de productividad en suelos ácidos, pero suelos en el rango de pH 5.5 a 8.0 precipitarán el ión y eliminarán la toxicidad.
Arsénico	0.1	2.0	La toxicidad en las plantas varía en forma amplia desde 12 mg/L para pasto de Sudán hasta 0.05 para arroz.
Berilio	0.1	0.5	Toxicidad en plantas es muy amplia: 5 mg/l para "kale" y 0.05 para porotos.
Boro	0.75	2.0	Esencial para crecimiento de una planta. Tóxico para plantas sensibles por ejemplo cítricos.
Cadmio	0.01	0.05	Tóxico para legumbres a concentraciones de 0.1 mg/l.
Cromo	0.1	1.0	Límites conservadores debido a desconocimiento de efectos reales sobre cultivos.
Cobalto	0.05	5.0	Tóxico para tomate a 0.1 mg/l.
Cobre	0.2	5.0	Tóxico para muchas plantas en el rango de 0.1 a 1.0 mg/l.
Fluor	1.0	15.0	Se inactiva en suelos alcalinos y neutros.
Fierro	5.0	20.0	No es tóxico para plantas en suelos aireados.
Plomo	5.0	10.0	Puede inhibir crecimiento de células vegetales.
Litio	2.5	2.5	Tolerado por muchos cultivos en concentraciones de hasta 5 mg/l. Móvil en el suelo. Tóxico para cítricos en concentraciones de 0.075 mg/l.
Manganeso	0.2	10.0	Tóxico para muchos cultivos en suelos ácidos.
Molibdeno	0.01	0.05	No es tóxico para plantas en concentraciones típicas en agua y suelo.
Niquel	0.2	2.0	Tóxico para muchas plantas en concentraciones de 0.5 a 1.0 mg/l.
Selenio	0.02	0.02	Tóxico para plantas en concentraciones muy bajas.
Estaño, Tungsteno y Titanio	–	–	Niveles de tolerancia son desconocidos.
Vanadio	0.1	1.0	Tóxico para muchas plantas en concentraciones bajas.
Zinc	2.0	10.0	Tóxico para muchas plantas en concentraciones bajas.

Tabla 3.5.6
Guías para la interpretación de calidad de agua para riego¹

Problema potencial en irrigación	Unidades	Grado de restricción al uso		
		Ninguno	Débil a Moderado	Severo
Salinidad (afecta disponibilidad de agua al cultivo)				
EC _w ² ó TDS	dS/m	<0.7	0.7 – 3.0	>3.0
	mg/l	<450	450 - 2000	>2000
Infiltración (afecta tasa de infiltración en suelo. Se evalúa usando EC _w y SAR juntos) ³				
SAR= 0-3 EC _w =		>0.7	0.7 – 02	<0.2
3-6		>1.2	1.2 – 0.3	<0.3
6-12		>1.9	1.9 – 0.5	<0.5
12-20		>2.9	2.9 – 1.3	<1.3
20-40		>5.0	5.0 – 2.9	<2.9
Toxicidad de iones específicos (afecta cultivos sensibles)				
Sodio (Na)				
riego superficial	SAR (me/l)	<3	3 – 9	>9
riego aspersion		<3	>3	
Cloruro (Cl)				
riego superficial	me/l	<4	4 - 10	>10
riego aspersion	me/l	<3	>3	
Boro (B)	mg/l	<0.7	0.7 – 3.0	>3.0
Elementos traza (ver Tabla 3.5.7)				
Efectos misceláneos (afecta cultivos sensibles)				
Nitrógeno (NO ₃ -N)	mg/l	<5	5 - 30	>30
Bicarbonato (HCO ₃)	me/l	<1.5	1.5 – 8.5	>8.5
pH		Rango Normal:	6.5 – 8.4	

- 1) Universidad de California 1974
- 2) EC= conductividad específica a 25°C
- 3) SAR= razón de adsorción de sodio

Tabla 3.5.7
Concentraciones Máximas Recomendadas de Elementos Traza en Agua de Riego

Elemento	Concentración Máxima Recomendada	Observaciones
Al (aluminio)	5.0	Puede producir disminución de productividad en suelos ácidos (pH < 5.5), pero en suelos más alcalinos a pH >7.0 precipitará el ión y se elimina cualquier toxicidad
As (arsénico)	0.10	La toxicidad a plantas varía ampliamente
Be (berilio)	0.10	La toxicidad a plantas varía ampliamente
Cd (cadmio)	0.01	Se recomiendan valores conservadores debido a su potencial de acumulación en plantas y suelos a concentraciones que pueden ser dañinas al hombre
Co (cobalto)	0.05	Tiende a ser inactivado por suelos neutros y alcalinos
Cr (cromo)	0.10	Se recomiendan límites conservadores por la falta de conocimiento sobre su toxicidad en plantas
Cu (cobre)	0.20	Tóxico a numerosas plantas
F (fluoruro)	1.0	Inactivado por suelos neutros y alcalinos
Fe (hierro)	5.0	No tóxico a plantas en suelos aerados, pero puede contribuir a la acidificación del suelo y pérdida de disponibilidad de fósforo y molibdeno esencial. Puede producir depósitos en equipos de riego y plantas
Li (litio)	2.5	Actúa similar al boro. Tóxico a cítrico en bajas concentraciones, móvil en suelo
Mn (manganeso)	0.20	Tóxico en suelos ácidos
Mo (molibdeno)	0.01	Puede ser tóxico a ganado si forraje crece en suelos con altas concentraciones de Mo disponible
Ni (níquel)	0.20	La toxicidad se reduce a pH neutro o alcalino
Pb (plomo)	5.0	A alta concentración puede inhibir crecimiento
Se (selenio)	0.02	Puede ser tóxico a ganado si forraje crece en suelos con alta concentración de selenio disponible
Zn (cinc)	2.0	Tóxico a muchas plantas, su toxicidad se reduce a pH >6.0 y en suelos orgánicos o de textura fina

3.5.3 Normativa Nacional sobre Calidad de Aguas para Distintos Usos

3.5.3.1 Norma Chilena Oficial NCh 1333 of 78, Requisitos de Calidad de Agua para Riego

La Norma Chilena Oficial NCh 1333 Of. 78 modificada en 1987, "Requisitos de Calidad del Agua para diferentes usos. Requisitos de Agua para Riego", fue dictada en una época en la cual las normas se copiaban de otros países sin tomar en consideración las condiciones del país ni evaluar la factibilidad de ocurrencia de los contaminantes. Esta norma considera un conjunto de parámetros, los cuales presentan un valor máximo admisible en el agua utilizada para riego, lo que se presenta resumido en la Tabla 3.5.8.

Tabla 3.5.8
Requisitos de Calidad del Agua para diferentes usos. Requisitos de Agua para Riego

CONSTITUYENTES	UNIDAD	SIMBOLO	VALOR
pH	--	pH	-
Temperatura	°C	T°	-
Sólidos Suspendidos Totales	Mg/l	SST	-
Aceites y Grasas	Mg/l	A y G	-
Hidrocarburos Fijos	Mg/l	HF	-
DBO ₅	MgO ₂ /l	DBO ₅	-
Aluminio	Mg/l	Al	5
Arsénico	Mg/l	As	0,1
Boro	Mg/l	B	0,75
Cadmio	Mg/l	Cd	0,01
Cianuro	Mg/l	CN ⁻	0,2
Cloruros	Mg/l	Cl ⁻	200
Cobre Total	Mg/l	Cu	0,2
Cromo Hexavalente	Mg/l	Cr ⁺⁶	0,1 ⁴
Fluoruro	Mg/l	F ⁻	1
Fósforo Total	Mg/l	P	-
Hierro Disuelto	Mg/l	Fe	55
Manganeso	Mg/l	Mn	0,2
Mercurio	Mg/l	Hg	0,001
Molibdeno	Mg/l	Mo	0,01
Níquel	Mg/l	Ni	0,2
Nitrógeno Kjeldahl Total	Mg/l	NKT	-
Plomo	Mg/l	Pb	5
Selenio	Mg/l	Se	0,02
Sulfatos	Mg/l	SO ₄ ⁻²	250
Sulfuros	Mg/l	S ⁻²	-
Zinc	Mg/l	Zn	2
Índice de Fenol	Mg/l	Fenoles	-
Poder Espumógeno	Mm	PE	-
Coliformes fecales	NMP/100ml	Coli/100ml	1000

3.5.3.2 Norma Secundaria de Calidad de Aguas

La propuesta de Norma Secundaria considera un total de 61 parámetros que son utilizados para caracterizar el agua en clases o categorías, las que se relacionan con su uso potencial y su valor ambiental. La normativa se refiere a cuatro clases, cuyos límites se presentan en la Tabla 3.5.9. En cada columna el valor de los análisis de calidad debe ser menor a la concentración que se señala para estar incorporado en dicha clase.

Las clases de calidad asociadas a la protección de las aguas continentales superficiales para la protección y conservación de las comunidades acuáticas y para los usos prioritarios son las siguientes:

- a) **Excepcional:** Indica un agua de mejor calidad que la clase 1, que por su extraordinaria pureza y escasez, forma parte del patrimonio ambiental de la República. Esta calidad es adecuada también para la conservación de las comunidades acuáticas y demás usos definidos en esta norma cuyos requerimientos de calidad sean inferiores a esta clase.
- b) **Clase 1:** Muy buena calidad. Indica un agua apta para la protección y conservación de las comunidades acuáticas, para el riego irrestricto y para los usos comprendidos en las clases 2 y 3.
- c) **Clase 2:** Buena calidad. Indica un agua apta para el desarrollo de la acuicultura, de la pesca deportiva y recreativa, y para los usos comprendidos en la clase 3.
- d) **Clase 3:** Regular calidad. Indica un agua adecuada para bebida de animales y para riego restringido.

De acuerdo a los lineamientos de estas normas secundarias de calidad ambiental, las clases de calidad comprendidas entre la Clase de Excepción y la Clase 3, son aptas para la captación de agua para potabilización, dependiendo del tratamiento a utilizar.

Las aguas que exceden los límites establecidos en la Tabla 3.5.9 para la Clase 3, representan un agua de mala calidad (Clase 4), no adecuada para la conservación de las comunidades acuáticas ni para los usos prioritarios a los que se hace referencia en párrafos anteriores, sin perjuicio de su utilización en potabilización con tratamiento apropiado y/o para aprovechamiento industrial.

Tabla 3.5.9
Límites de Clases Norma Secundaria de Calidad Ambiental

	GRUPO DE COMPUESTOS O ELEMENTOS	Unidad	CLASE DE EXCEPCION	CLASE 1.	CLASE 2.	CLASE 3.
INDICADORES FISICOS y QUIMICOS						
1.	Conductividad eléctrica	μS/cm	<600	750	1.500	2.250
2.	DBO ₅	mg/L	<2	5	10	20
3.	Color aparente	Pt-Co	<16	20	100	>100
4.	Oxígeno Disuelto ¹	mg/L	>7,5	7,5	5,5	5
5.	pH ²	Unidad	6,5 - 8,5	6,5 - 8,5	6,5 - 8,5	6,5 - 8,5
6.	RAS ³	-	<2,4	3	6	9
7.	Sólidos disueltos	mg/L	<400	500	1.000	1.500
8.	Sólidos suspendidos	mg/L	<24	30	50	80
9.	Temperatura ⁴	ΔT°C	<0,5	1,5	1,5	3
INORGÁNICOS						
10.	Amonio	mg/L	<0,5	1	1,5	2,5
11.	Cianuro	μg/L	<4	5	10	50
12.	Cloruro	mg/L	<80	100	150	200
13.	Fluoruro	mg/L	<0,8	1	1,5	2
14.	Nitrito	mg/L	<0,05	0,06	>0,06	>0,06
15.	Sulfato	mg/L	<120	150	500	1.000
16.	Sulfuro	mg/L	<0,04	0,05	0,05	0,05
ORGANICOS						
17.	Aceites y Grasas	mg/L	<4	5	5	10
18.	Bifenilos policlorados (PCBs)	μg/L	*	0,040	0,045	>0,045
19.	Detergentes (SAAM) ⁵	mg/L	<0,16	0,2	0,5	0,5
20.	Indice de fenol	μg/L	<1,6	2	2	10
21.	Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos	μg/L	<0,16	0,2	1	1
22.	Hidrocarburos	mg/L	<0,04	0,05	0,2	1,0
23.	Tetracloroetano	mg/L	*	0,26	0,26	>0,26
24.	Tolueno	mg/L	*	0,3	0,3	>0,3
ORGANICOS PLAGUICIDAS						
25.	Acido diclorofenoxiacético (2,4-D) ^{2,4}	μg/L	*	4	4	100
26.	Aldicarb ⁶	μg/L	*	1	11	11
27.	Aldrín ⁶	μg/L	*	0,004	0,004	0,7
28.	Atrazina + N-dealkyl metabolitos	μg/L	*	1	1	1
29.	Captán	μg/L	*	3	10	10
30.	Carbofurano	μg/L	*	1,65	45	45
31.	Clordano ⁶	μg/L	*	0,006	0,006	7
32.	Clorotalonil	μg/L	*	0,2	6	6
33.	Cyanazina	μg/L	*	0,5	0,5	10
34.	Demetón	μg/L	*	0,1	0,1	0,1
35.	DDT ⁶	μg/L	*	0,001	0,001	30
36.	Diclofop-metil	μg/L	*	0,2	0,2	9
37.	Dieldrín ⁶	μg/L	*	0,5	0,5	0,5
38.	Dimetoato	μg/L	*	6,2	6,2	6,2
39.	Heptaclor ⁶	μg/L	*	0,01	0,01	3

	GRUPO DE COMPUESTOS O ELEMENTOS	Unidad	CLASE DE EXCEPCION	CLASE 1.	CLASE 2.	CLASE 3.
ORGANICOS PLAGUICIDAS						
40.	Lindano	µg/L	*	4	4	4
41.	Paratión	µg/L	*	35	35	35
42.	Pentaclorofenol ⁷	µg/L	*	0,5	0,5	0,7
43.	Simazina	mg/L	*	0,005	0,01	0,01
44.	Trifluralina	µg/L	*	0,1	45	45
METALES ESENCIALES (disuelto)						
45.	Boro	mg/L	<0,4	0,5	0,75	0,75
46.	Cobre ⁸	µg/L	<7,2	9	200	1.000
47.	Cromo total	µg/L	<8	10	100	100
48.	Hierro	mg/L	<0,8	1	5	5
49.	Manganeso	mg/L	<0,04	0,05	0,2	0,2
50.	Molibdeno	mg/L	<0,008	0,01	0,15	0,5
51.	Níquel ⁸	µg/L	<42	52	200	200
52.	Selenio	µg/L	<4	5	20	50
53.	Zinc ⁸	mg/L	<0,096	0,120	1	5
METALES NO ESENCIALES (disuelto)						
54.	Aluminio	mg/L	<0,07	0,09	0,01	5
55.	Arsénico	mg/L	<0,04	0,05	0,1	0,1
56.	Cadmio ⁸	µg/L	<1,8	2	10	10
57.	Estaño	µg/L	<4	5	25	50
58.	Mercurio	µg/L	<0,04	0,05	0,05	1
59.	Plomo ⁸	mg/L	<0,002	0,0025	0,2	5
INDICADORES MICROBIOLÓGICOS						
60.	Coliformes fecales (NMP)	gérmenes/100 ml	<10	1.000	2.000	5.000
61.	Coliformes totales (NMP)	gérmenes/100 ml	<200	2.000	5.000	10.000

*= La determinación de estos compuestos o elementos deberá estar bajo el límite de detección del instrumental analítico más sensible.

1= Expresado en términos de valor mínimo

2= Expresado en términos de valor máximo y mínimo

3= Razón de adsorción de sodio (RAS). Relación utilizada para expresar la actividad relativa de los iones sodio en las reacciones de intercambio con el suelo.

$$RAS = \frac{Na}{[(Ca + Mg) / 2]^{1/2}}$$

Na; Ca y Mg = Son respectivamente las concentraciones, en miliequivalentes por litro, de iones sodio, calcio y magnesio.

4= Diferencia de temperatura entre la zona monitoreada y la temperatura natural del agua.

5= Sustancias activas al azul de metileno (SAAM).

6= Con prohibición de uso agrícola establecida por el Servicio Agrícola y Ganadero.

7= Con suspensión de uso establecida por el Servicio Agrícola y Ganadero.

8= Las concentraciones de estos compuestos o elementos para las clases de excepción y la clase 1, son calculados para una dureza de 100 mg/L de CaCO₃. Para otras durezas, la concentración máxima del compuesto o elemento, para la clase 1, expresada en µg/L, se determinará de acuerdo a las fórmulas siguientes. Para la clase de Excepción el cálculo se obtendrá a partir del 80% del valor obtenido en la clase 1.

3.5.3.3 Normas de Emisión de Aguas Residuales a diferentes cuerpos receptores.

El Reglamento para la dictación de Normas de Calidad Ambiental y de Emisión (N°93/95) derivadas de la Ley 19300 sobre Bases Generales de Medio Ambiente establece en el Art. 5 un procedimiento para la dictación de las normas de calidad y de emisión que considera el desarrollo de estudios científicos, análisis técnico y consulta a organismos competentes públicos y privados.

Desde la dictación del reglamento se han generado tres normas de emisión, las que regulan la calidad del efluente descargado a un curso de agua superficial, a un acuífero o a un alcantarillado. Las tres normas a las que se hace referencia son las siguientes:

- DS90/2000: Norma de Emisión para la Regulación de Contaminantes Asociados a las Descargas de Residuos Líquidos a Aguas Marinas y Continentales Superficiales.
- DS46/2002: Norma de Emisión de Residuos Líquidos a Aguas Subterráneas.
- DS609/98: Norma de Emisión para la Regulación de Contaminantes Asociados a las Descargas de Residuos Industriales Líquidos a Sistemas de Alcantarillado.

La Tabla 3.5.10 presenta una comparación entre los valores de una serie de parámetros comunes a estas normativas.

3.5.4 Resumen de Normativas

La Tabla 3.5.11 presenta un resumen con algunas de las normativas nacionales e internacionales presentadas en este Capítulo.

Tabla 3.5.10
Normas de Emisión Chilenas

CONSTITUYENTES	UNIDADES	EXPRESION	DS 46 - VULNERABILIDAD		DS 609	DS 90
			ALTA	BAJA	MAXIMO	SIN DILUCION
pH	--	PH	6.0 – 8.5	6.0 – 8.5	5.5 – 9.0	6.0 – 8.5
Temperatura	°C	T°	-		35	35
Sólidos Suspendidos Totales	mg/l	SST	-		300	80
Aceites y Grasas	mg/l	A y G	10	10	150	20
Hidrocarburos Fijos	mg/l	HF	-		20	10
DBO ₅	mgO ₂ /l	DBO ₅	-		35	35
Aluminio	mg/l	Al	5	20	10	5
Amoniaco	mg/l	NH ₃	1	5		
Arsénico	mg/l	As	0.01	0.01	0.5	0.5
Benceno	mg/l		0.01	0.01		
Boro	mg/l	B	0.75	3	4	0.75
Cadmio	mg/l	Cd	0.002	0.002	0.5	0.01
Cianuro	mg/l	CN ⁻	0.2	0.2	1	0.2
Cloruros	mg/l	Cl ⁻	250	250	-	400
Cobre Total	mg/l	Cu	1	3	3	1
Cromo Hexavalente	mg/l	Cr ⁺⁶	0.05	0.2	0.5	0.05
Fluoruro	mg/l	F ⁻	1.5	6	-	1.5
Fósforo Total	mg/l	P			15	10
Hierro Disuelto	mg/l	Fe	5	10	-	5
Manganeso	mg/l	Mn	0.5	2	4	0.3
Mercurio	mg/l	Hg	0.001	0.001	0.02	0.001
Molibdeno	mg/l	Mo	1	2.5	-	1
Níquel	mg/l	Ni	0.2	0.5	4	0.2
Nitrógeno Kjeldahl Total	mg/l	NKT			80	50
Nitrógeno Total	mg/l		15	20		
N-Nitrato + N-Nitrito	mg/l		10	15		
Pentaclorofenol	mg/l	C ₆ OHCl ₅	0.009	0.009	-	0.009
Plomo	mg/l	Pb	0.05	0.05	1	0.05
Selenio	mg/l	Se	0.01	0.02	-	0.01
Sulfatos	mg/l	SO ₄ ⁻²	250	500	1000	1000
Sulfuros	mg/l	S ⁻²	2	5	5	1
Tetracloroetano	mg/l	C ₂ Cl ₄	0.04	0.04	-	0.04
Tolueno	mg/l	C ₆ H ₅ CH ₃	0.7	0.7	-	0.7
Triclorometano	mg/l	CHCl ₃	0.2	0.2	-	0.2
Xileno	mg/l	C ₆ H ₄ C ₂ H ₆	0.5	0.5	-	0.5
Zinc	mg/l	Zn	5	20	5	3
Indice de Fenol	mg/l	Fenoles			-	0.5
Poder Espumógeno	mm	PE			7	7
Coliformes fecales	NMP/100ml	Coli/100ml			-	1000

Tabla 3.5.11
Resumen de Normativa Nacionales e Internacionales

Constituyentes	Unidades	Expresión	D.S. 609 Límite Máximo Descarga	D.S. 90 Límite Máximo sin Dilución	NCh 1333 Calidad de agua para riego	SOUTH AFRICAN WATER QUALITY GUIDELINES	BRITISH COLUMBIA WATER QUALITY GUIDELINES	CANADIAN ENVIRONMENTAL WATER QUALITY	US ENVIRONMENT PROTECTION AGENCY	FOOD AND AGRICULTIVE ORGANIZATION. UN. 1984
pH	--	PH	5,5 – 9,0	6,0 – 8,5		6,5 - 8,4	5,0 -- 9,0		6,0	
Temperatura	°C	T°	35	35						
Sólidos Suspendidos Totales	mg/l	SST	300	80 ³		50	20			
Aceites y Grasas	mg/l	A y G	150	20						
Hidrocarburos Fijos	mg/l	HF	20 ¹	10						
DBO ₅	mgO ₂ /l	DBO ₅	35	35 ³						
Aluminio	mg/l	Al	10	5	5	5	5	5	5 -- 20	5,0
Arsénico	mg/l	As	0,5	0,5	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1 -- 2,0	0,1
Boro	mg/l	B	4	0,75	0,75	0,5	0,5	0,5 -- 6,0	0,75 -- 2,0	
Cadmio	mg/l	Cd	0,5	0,01	0,01	0,01			0,01 - 0,05	0,01
Cianuro	mg/l	CN ⁻	1	0,2	0,2					
Cloruros	mg/l	Cl ⁻		400	200	100	100	100 -- 700		
Cobalto	mg/l	Co				0,05	0,05	0,05	0,05 -- 5,0	5,0
Cobre Total	mg/l	Cu	3	1	0,2	0,2	0,2	0,2 -- 1,0	0,2 -- 5,0	0,2
Cromo Hexavalente	mg/l	Cr ⁺⁶	0,5	0,05	0,1 ⁴	0,1		0,008	0,1 -- 1,0	0,1
Fluoruro	mg/l	F ⁻		1,5	1	2		1	1,0 -- 15	
Fósforo Total	mg/l	P	15	10						
Hierro Disuelto	mg/l	Fe		5	5 ⁵	5		5	5,0 -- 20	5,0
Incrustación/Corrosión		Indice de Langelier				-0,2 -- +0,2				
Manganeso	mg/l	Mn	4	0,3	0,2	0,02		0,2	0,2 -- 10	0,2
Mercurio	mg/l	Hg	0,02	0,001	0,001		0,002			
Molibdeno	mg/l	Mo		1	0,01	0,01	0,01	0,01 -- 0,05	0,01 -- 0,05	0,01
Níquel	mg/l	Ni	4	0,2	0,2	0,2		0,2	0,2 -- 2,0	0,2
Nitrógeno Kjeldahl Total	mg/l	NKT	80 ²	50		5				
Pentaclorofenol	mg/l	C ₅ OHCl ₅		0,009						
Plomo	mg/l	Pb	1	0,05	5	0,2	0,2	0,2	5,0 -- 10,0	5,0
SAR		SAR				2,0				
Selenio	mg/l	Se		0,01	0,02	0,02		0,02 -- 0,05	0,02	0,02
Sodio	mg/l	Na				70				
Sulfatos	mg/l	SO ₄ ⁻²	1000	1000	250	--	--			
Sulfuros	mg/l	S ⁻²	5	1						
Tetracloroetano	mg/l	C ₂ Cl ₄		0,04						
Tolueno	mg/l	C ₆ H ₅ CH ₃		0,7						
Triclorometano	mg/l	CHCl ₃		0,2						
Turbiedad	NTU						50			
Xileno	mg/l	C ₆ H ₄ C ₂ H ₆		0,5						
Zinc	mg/l	Zn	5	3	2	1	1	1 -- 5	2,0 -- 10,0	2,0
Índice de Fenol	mg/l	Fenoles		0,5						
Poder Espumógeno	mm	PE	7	7						
Coliformes fecales	NMP/100ml	Coli/100ml		1000	1000	1		100		

CAPITULO 4

EXPERIENCIAS INTERNACIONALES Y NACIONALES SOBRE EL USO EN RIEGO DE AGUAS DE DIVERSA CALIDAD

CAPITULO 4

EXPERIENCIAS INTERNACIONALES Y NACIONALES SOBRE EL USO EN RIEGO DE AGUAS DE DIVERSA CALIDAD

INDICE

4. EXPERIENCIAS INTERNACIONALES Y NACIONALES SOBRE EL USO EN RIEGO DE AGUAS DE DIVERSA CALIDAD	1
4.1 Experiencias Internacionales.....	1
4.1.1 Aguas con Alta Salinidad	1
4.1.2 Aguas con Baja Salinidad	2
4.1.3 Aguas con Alto Bicarbonato	2
4.1.4 Aguas de Salinidad Variable.....	2
4.1.5 Problemas de Drenaje	3
4.1.6 Aguas con Alto Contenido de Boro	3
4.1.7 Aguas con Alto Contenido de Sulfatos	3
4.1.8 Aguas con Alto Contenido de Carbonato de Calcio.....	4
4.1.9 Aguas Residuales Domésticas Tratadas	4
4.1.10 Alto Contenido de Sólidos Suspendidos	4
4.1.11 Aguas con Elementos Metálicos Traza.....	5
4.1.12 Aguas Residuales Industriales.....	5
4.2 Experiencias Nacionales.....	6
4.2.1 Aspectos Generales.....	6
4.2.2 Aguas Residuales Crudas	6
4.2.3 Aguas con Arsénico.....	7
4.2.4 Aguas Residuales de Industria Pisquera	7
4.2.5 Aguas Residuales de Actividad Minera	7
4.2.6 Aguas Residuales Industria Alimenticia y similares.....	9
4.2.7 Aguas residuales de crianza masiva de cerdos.....	9
4.2.8 Líquidos percolados de rellenos sanitarios	9

4. EXPERIENCIAS INTERNACIONALES Y NACIONALES SOBRE EL USO EN RIEGO DE AGUAS DE DIVERSA CALIDAD

4.1 Experiencias Internacionales

La literatura especializada reporta numerosas experiencias sobre uso en riego de aguas de baja calidad. En algunos casos se trata de aguas que son naturalmente de baja calidad y en otros, de aguas residuales, principalmente de origen doméstico.

A objeto de sistematizar la información encontrada se han agrupado las experiencias de acuerdo a las condiciones de calidad del agua, señalándose para cada una el lugar geográfico de ocurrencia de dicha práctica agrícola.

4.1.1 Aguas con Alta Salinidad

- Sacramento – Delta San Joaquín, USA.

Resultados señalan que la tolerancia de los cultivos a la salinidad excesiva del agua no se ve afectada por el método de riego mientras se produzca suficiente “lixiviación” para controlar la salinidad.

- Broadview Water Distrito, USA.

Resultados señalan que los patrones de cultivos han debido ser cambiados periódicamente a causa del deterioro del suelo, por la presencia en el agua de riego de salinidad, boro, sodio y SAR.

- Bahrain, Arabia Saudita

Resultados señalan que no se obtienen grandes producciones en los cultivos, pero las producciones mejoran si se preocupan de la “lixiviación” y riegan con mayor frecuencia.

Lo que más preocupa, en el uso de esta calidad de agua, es la salinidad y toxicidad de sodio. La toxicidad por Na ha sido menor a lo esperado debido, al parecer, a la abundancia de Ca del carbonato y yeso presentes en los suelos. No se espera problemas por el Boro porque la mayoría de los vegetales cultivados son tolerantes o semi-tolerantes a las concentraciones de boro existentes

- Arizona, USA.

Resultados muestran buenas eficiencias usando agua subterránea de salinidad media con suelos arcillosos y agua con alta salinidad en suelos arenosos

- Valle Medjerda, Tunez.

La experiencia muestra que para el éxito de los cultivos, es necesario manejar la lixiviación de suelos y plantar cultivos tolerantes a la salinidad resultante.

Esta zona se caracteriza por tener aguas de riego de alta salinidad y suelos altamente arcillosos con un contenido de cal (Ca CO_3) de 35%. Este suelo tiene una muy baja infiltración y el agua de lluvia de baja salinidad, durante la época de invierno, puede

permanecer sobre la superficie por largos períodos de tiempo. Durante la estación de cultivo, los suelos se secan rápidamente y forman fisuras de hasta 5 cm. de ancho por lo que el agua entra rápidamente a través de las fisuras del suelo.

- Emiratos Arabes Unidos.

Resultados muestran que el riego con agua de salinidad moderada a alta produce quemaduras de las hojas y defoliación. Cuando el riego es nocturno, los resultados muestran mejores rendimientos, lo que se atribuye, en parte, a menor toxicidad como resultado de menor adsorción por las hojas de Cl y Na.

- Wadi Dhuleil, Jordania.

La fuente de degradación del agua se debe a las sales lixiviadas por percolación profunda del agua de riego. El problema que se presenta, al usar esta agua en riego, es la inadecuada lixiviación, lo que no permite mantener la salinidad del suelo dentro de los límites de tolerancia de los cultivos.

- República Arabe de Yemen.

El uso y re-uso secuencial del agua en riego produce importantes aumentos de salinidad, lo que obliga a cambiar los cultivos a lo largo de las riberas del río.

4.1.2 Aguas con Baja Salinidad

- Canal Friant-Kern , Valle de San Joaquín , California , USA.

Los resultados muestran que el uso en riego de un agua de muy baja salinidad (derretimiento de nieves) produce severos problemas de infiltración del agua en suelos.

4.1.3 Aguas con Alto Bicarbonato

- Denver, Colorado, USA.

El bicarbonato produce depósitos blanco en hojas y obstrucción en equipos de riego. Una medida de mitigación del problema, es la adición de ácido (sulfúrico, fosfórico o nítrico) para reducir el pH.

- Chad, Africa.

Agua con bajo cloruro y alto bicarbonato

4.1.4 Aguas de Salinidad Variable

- Etiopía y Somalia

Agua con salinidad baja o alta según período del año. Cuando llueve el agua atraviesa formaciones de roca de origen marino, presenta alta salinidad y también concentración variable de sulfato. La experiencia muestra la conveniencia de no regar cuando aumenta el flujo del río y por ende su salinidad.

4.1.5 Problemas de Drenaje

- Valle Imperial, California-USA

Ineficiencias del riego y filtraciones de canales produjo daño en los niveles de agua lo que rápidamente colocó las mejores tierras en peligro debido a la salinidad y anegamientos. La experiencia enseñó que con un adecuado drenaje pueden mantenerse las sales bajo control lo que permite una variedad de cultivos exitosos. Uno de sus problemas mayores es manejar la alta salinidad durante la germinación de cosechas sensibles a sales, lo hacen con aspersores capaces de regar a tasas bajas (2.5-5 mm/hra).

- Cuenca de ríos Tigres – Eufrates, Iraq.

El drenaje inadecuado no permitió controlar y lixiviar permanentemente una parte importante de las sales que se aplicaban a través del agua de riego. Las sales se acumularon lentamente y la productividad declinó.

- Valle Imperial y Valle San Joaquín. California, USA.

Los resultados muestran que se obtienen buenos resultados en las cosechas si se aplican diferentes calidades de agua en distintas etapas del cultivo (agua de menor salinidad provenientes de lluvias durante germinación). Las aguas se caracterizan por tener salinidad media, importantes cantidades de boro y SAR relativamente alto. Los sitios de cultivo se ubican en zona con acuíferos poco profundos (menos de 1.5 m.).

4.1.6 Aguas con Alto Contenido de Boro

- Calistage, California, USA.

Experiencia muestra que esta agua se pueden usar sin problemas, en riego de pastos de golf, porque el corte frecuente, aparentemente, reduce el daño por acumulación de boro. Algunas coníferas, por el contrario, experimentan daño en sus hojas.

4.1.7 Aguas con Alto Contenido de Sulfatos

- Isla de Chipre

Los antecedentes reportados destacan que en el caso del riego con aguas de elevado contenido de sulfatos, el uso de la Conductividad Específica (CE), para evaluar potenciales problemas de salinidad, no resulta apropiada ya que la salinidad no sólo depende de la cantidad de sales sino también de la composición de éstas y de su solubilidad. En estos casos un mejor indicador parece ser la suma de cationes ó aniones.

La experiencia muestra que la lixiviación puede controlar mejor las sales altamente solubles (Na, Cl) y no aquellas de baja solubilidad (Ca, SO₄). Prácticas de manejo adecuadas permiten rendimientos satisfactorios.

4.1.8 Aguas con Alto Contenido de Carbonato de Calcio

- Isla de Chipre

La experiencia muestra que al ser el carbonato de calcio de baja solubilidad ,contribuye poco a la salinidad del agua y suelo. No obstante, se pueden producir algunos problemas en la infraestructura de riego por obstrucción de los aspersores.

4.1.9 Aguas Residuales Domésticas Tratadas

- Fresno, California, USA

Experiencia indica que agricultores deben aplicar poco o nada de fertilizantes químicos suplementarios dado el contenido de N del agua residual tratada. Los agricultores no han experimentado problemas de salud asociados a la calidad del agua utilizada. En épocas del año, cuando el agua tratada no se usa, ésta se infiltra con lo que se considera se le aplica una forma de tratamiento terciario a bajo costo. El agua infiltrada se extrae mediante pozos para riego.

- Bakersfield, California, USA

Uso del agua aumentó los problema de vectores (mosquitos). Los agricultores han aprendido a beneficiarse del N del agua, usando en algunos casos alternadamente distintas calidades de agua.

- Toulumne, California, USA.

Usan el agua solo en riego de pastos, fibras o cosechas de semillas y no puede usarse donde es probable el contacto con el público

- Santa Rosa, California, USA.

Agricultores estiman que el agua les provee 2/3 de los nutrientes fertilizantes requeridos por sus cultivos. La calidad del agua en general no presenta problemas para el riego. El parámetro mas significativo que se agrega es el boro producto del uso de detergentes.

- Lima, Perú

Los antecedentes disponibles muestran que el reuso en riego de las aguas residuales domésticas tratadas en el sistema de lagunas de estabilización de San Juan no representa un riego toxicológico. En el tratamiento se produce una disminución importante de la concentración de metales (As, Zn, Fe, Pb, Cu, Mn, Hg) asociada a procesos de adsorción, partición y sedimentación de los sólidos suspendidos y del fitoplancton.

4.1.10 Alto Contenido de Sólidos Suspendidos

- Cuenca del río Awash, Etiopía.

El alto contenido de sedimento suspendido en el agua de riego produce una reducción de la permeabilidad del suelo, problemas en germinación de semillas, obstrucción de aspersores

y deterioro de bombas. Todos estos problemas muestran que el contenido de sedimentos del agua debe ser un elemento clave al momento de evaluar la factibilidad de un proyecto de riego. El agua presenta buena calidad química, sin peligro de toxicidad por iones específicos.

4.1.11 Aguas con Elementos Metálicos Traza

- Braunschweig, FR Alemania

El agua residual tratada excede los valores recomendados para protección del suelo en Mn, Co y Ca. Faltan investigaciones para determinar si estos elevados niveles producirían problemas en el futuro y cuáles serían las medidas a tomar para mitigarlos. Se usa riego por aspersión. La lluvia mantiene la salinidad bajo control

- Zulia, Maracaibo, Venezuela

El estudio sobre los niveles de lixiviación de metales no nutrientes (Al, Cd, Co, Cr, Ni, Pb y V.) presentes en suelos sometidos a riego con aguas residuales tratadas en lagunas de estabilización mostró que los suelos permiten adecuada movilidad de los metales no nutrientes, lixiviando los elementos que podrían ser nocivos para las plantas o para el ser humano y, por lo tanto, pueden ser considerados aptos para el cultivo. Así mismo concluye que el uso de aguas residuales tratadas para el riego de este tipo de suelos es un medio útil para la disposición ecológica de las aguas.

4.1.12 Aguas Residuales Industriales

- Lima, Perú

Los antecedentes disponibles muestran que en los vegetales que crecen debajo de la superficie del suelo, la contaminación por tóxicos (Pb) guarda alguna relación con la calidad de agua de riego; y en los vegetales que crecen a nivel de la superficie del suelo y los de tallo alto, la contaminación proviene principalmente de las emisiones atmosféricas y en menor grado de la calidad del agua de riego.

4.2 Experiencias Nacionales

4.2.1 Aspectos Generales

La experiencia nacional sobre usos de aguas de baja calidad en riego es bastante variada, destacando principalmente la gran experiencia en el uso de aguas residuales de origen doméstico en riego de hortalizas en la Región Metropolitana, el uso de aguas con altos contenidos de salinidad, boro y arsénico en la zona norte y el uso de aguas claras de relaves. Algunas de estas experiencias han sido debidamente documentadas y otras se describen en informes inéditos de circulación restringida.

Recientemente se han conocido algunas experiencias preliminares o declaraciones de intención, de uso de aguas de baja calidad en riego de cultivos específicos, a través de algunos estudios de EIA de importantes proyectos mineros (relaves) y de disposición de residuos líquidos (industrias alimenticias, líquidos percolados).

Estas experiencias o declaraciones más que entregar antecedentes concretos, despiertan una serie de inquietudes cuya resolución requerirá de mayor investigación nacional.

A continuación se presenta un resumen de estas experiencias y, cuando corresponde, las interrogantes que estos proyectos de uso despiertan.

4.2.2 Aguas Residuales Crudas

- Zona Sur Poniente de Santiago

El uso en riego de aguas residuales crudas, es decir, sin tratamiento previo, como fue el caso del uso de las aguas del Zanjón de la Aguada en riego de hortalizas consumidas por la población de Santiago, originó al país un gran problema sanitario por la gran incidencia de enfermedades gastrointestinales que esta práctica generó.

El desarrollo exitoso de esta actividad agrícola exigió ciertas prácticas de manejo a los agricultores. En la práctica los agricultores de la zona regada con agua del Zanjón de la Aguada utilizaban cantidades considerables de ella, para evitar problemas de salinización del suelo, manteniendo así una presión positiva y migración de sales solubles hacia la profundidad de los suelos y por tanto, al nivel freático.

Las aguas del Zanjón de la Aguada contenían materia orgánica, nutrientes, patógenos y algunos metales pesados como Cu, Cd, Cr, Mn, Ni y Zn. De éstos sólo Cu y Cr sobrepasaban los límites recomendados.

A pesar de haberse regado, por 30 o más años, suelos de tipo arenoso-limo-arcilloso, no se observó en los cultivos estudiados (apio, acelga, lechuga) síntomas de fitotoxicidad que, según la literatura se producen cuando las concentraciones de Cu y Cr excede los límites recomendados. Esto podría deberse a que los metales en el agua estarían en un estado de combinación no asimilable por las plantas.

El agua rica también en N, P y otros nutrientes ha constituido un excelente fertilizante, cuyos excesos han alcanzado también el nivel freático, contaminando con nitrato las fuentes de agua subterránea de la zona.

El problema más grave que presentan estas aguas es de tipo sanitario por la abundancia de microorganismos patógenos, lo que constituye un constante riesgo para los agricultores mismos que manipulan estos cultivos y para el público que luego los consume.

Varios investigadores chilenos han publicado, en revistas internacionales, los antecedentes que avalan estas conclusiones y que fueron, en alguna medida, los que orientaron a las autoridades sanitarias a tomar la decisión de tratar las aguas residuales generadas en la ciudad de Santiago.

4.2.3 Aguas con Arsénico

- Quebrada de Camarones, Zona norte de Chile

En la Región de Tarapacá, la hoya del río Camarones presenta niveles de arsénico en el rango 0.5 – 1.94 mg/l, destacándose sus variaciones estacionales y espaciales.

El suelo como recurso agrícola, en esta zona, se considera de baja potencialidad dada su precaria calidad. Sin embargo, de estos recursos, naturalmente contaminados, dependen algunas comunidades por su lejanía a centros urbanos.

Los resultados de los estudios realizados muestran una correlación significativa entre contenido de As en agua de riego y en vegetales cultivados y que la concentración total de arsénico inorgánico en raíces y hojas en vegetales comestibles es más alto que en los frutos.

- Pueblos atacameños, II Región

Los resultados muestran que hay una estrecha relación entre contenido de arsénico en suelo, agua y vegetal cultivado, a acumulación de arsénico es diferente según el tejido estudiado, los valores mas altos se reportan en follajes y tubérculos y los mas bajos en frutos.

4.2.4 Aguas Residuales de Industria Pisquera

- Zona pisquera de Región III y IV, valles de Copiapó, Huasco, Elqui, Limarí y Choapa:

Actualmente en la mayoría de las plantas productoras de pisco, la vinaza se dispone en el suelo. La vinaza corresponde al vino caliente agotado, sin alcohol, y representa el 75% en volumen de la materia prima que entra al proceso (vino).

Esta práctica de disposición de aguas residuales podría producir deterioro en suelos y aguas superficiales y subterráneas por lo que se requieren mayores estudios al respecto.

4.2.5 Aguas Residuales de Actividad Minera

- Aguas de Filtración en Punta Patache (DCMDIC)

Estos antecedentes aparecen en el EIA presentado a las autoridades ambientales. Dado que no se entregan resultados verificables cabe exigir buscar respuesta, a través de estudios futuros, a varios interrogantes:

¿Cuáles han sido, actualmente, los resultados de regar pastizales con aguas de filtración?

¿Cuál ha sido / será el destino final de estos pastizales?

¿El suelo tendrá capacidad para absorber un mayor volumen de agua dado los problemas de permeabilidad del suelo?

¿Podría producirse un problema de vectores?

- Agua clara de relaves Tranque Carén. Estacion experimental Hacienda Loncha, VI Región, Chile

Una experiencia de más de 10 años de investigación ha realizado CODELCO – Chile, División El Teniente, usando aguas claras de relave con altas concentraciones de molibdeno y sulfato ($Mo=2.1$ ppm; $SO_4=1648$ ppm; $pH=8.0$; $CE=2294$ umho/cm), en el riego de alfalfa.

Los resultados obtenidos muestran que al ingresar el molibdeno al suelo éste es retenido en los primeros 35 cm, alcanzándose el nivel de equilibrio o saturación a los 4 años de riego. El sulfato no se acumula en el suelo porque lixivia fácilmente.

La concentración de molibdeno en alfalfa resulta dependiente de su concentración en el agua de riego y no de los niveles existentes en el suelo. Los resultados indican que el riego con agua de estas características no produce fitotoxicidad y la producción obtenida es satisfactoria.

El uso de alfalfa, cultivada bajo estas condiciones, en alimentación de ganado mostró que los rumiantes serían más sensibles a dietas desbalanceadas respecto a Cu y Mo, pero el SO_4 presente en el agua ejercería una acción mitigadora de este efecto.

- Agua clara del Depósito de Relaves Ovejera, Codelco-Chile Division Andina, Comuna de Til Til

Experiencias en terreno realizadas ,en el período 1993-1997, con aguas claras de relaves con elevado contenido de molibdeno, sulfato, calcio y pH alcalino, con seguimiento permanente de variables químicas (metales pesados y sales solubles) y biológicas (crecimiento y productividad) sobre cultivos de alfalfa (pradera bioacumuladora de molibdeno), duraznero y vid (especie de hojas decidua representativa de los cultivos frutícolas de la zona), eucaliptus (especie perenne que muestra altas tasas evapotranspirativas) y cultivos hortícolas papas, tomates, pepinos y cebollas permitieron obtener interesantes resultados y comprobar algunos conocimientos de tipo teórico.

Los resultados muestran que los suelos regados, con aguas claras de este relave, incrementaron sus contenidos de molibdeno, sulfato, calcio y conductividad específica. El molibdeno se inmoviliza en los primeros horizontes y una vez que éstos se saturan, lixivian hacia los horizontes más profundos.

Los sistemas vegetales presentaron selectividad en la absorción de los metales, los cuales se distribuyen dentro del vegetal según el rol que cumplen a nivel fisiológico.

Se recomienda no regar especies de la familia Fabacea (alfalfa, habas, porotos verdes) por su significativa afinidad con el molibdeno.

4.2.6 Aguas Residuales Industria Alimenticia y similares.

Entre las aguas residuales industriales, las provenientes de la industria de alimentos son las con mayor potencial de uso en riego por su alto contenido orgánico. Sobre el uso en riego de aguas residuales de este tipo no hay experiencias documentadas, lo que hay es un gran interés de este sector industrial respecto a esta materia. Será necesario realizar algunas investigaciones de terreno para evaluar esta interesante posibilidad.

4.2.7 Aguas residuales de crianza masiva de cerdos.

Existen algunas experiencias de aplicación directa de purines en suelos, pero falta un estudio mas sistematizado que considere los impactos en el agua subterránea que esta práctica ha tenido así como los serios problemas de deterioro de calidad de vida (olores, vectores , patógenos) experimentados por la población vecina.

4.2.8 Líquidos percolados de rellenos sanitarios

Al igual que en el caso del uso de aguas residuales de la industria alimenticia, el uso de percolados tratados es una posibilidad interesante de estudiar. Se requerirán algunas investigaciones en terreno que entreguen antecedentes para establecer algunos criterios orientadores.

CAPITULO 5

ANTECEDENTES SOBRE PARÁMETROS RELEVANTES A LA SITUACIÓN CHILENA

CAPITULO 5

ANTECEDENTES SOBRE PARÁMETROS RELEVANTES A LA SITUACIÓN CHILENA

INDICE

5. ANTECEDENTES SOBRE PARÁMETROS RELEVANTES A LA SITUACIÓN CHILENA...	1
5.1 Aspectos Generales.....	1
5.2 Aluminio	2
5.2.1 Ocurrencia.....	2
5.2.2 Efecto en Riego.....	2
5.3 Arsénico	5
5.3.1 Ocurrencia.....	5
5.3.2 Efecto en Riego.....	5
5.4 Boro	7
5.4.1 Ocurrencia.....	7
5.4.2 Efecto en Riego.....	8
5.5 Cloruro.....	10
5.5.1 Ocurrencia.....	10
5.5.2 Efecto en Riego.....	10
5.6 Cobalto	12
5.6.1 Ocurrencia.....	12
5.6.2 Efecto en Riego.....	12
5.7 Cobre	14
5.7.1 Ocurrencia.....	14
5.7.2 Efecto en Riego.....	14
5.8 Dureza (Incrustación y corrosión).....	16
5.9 Mercurio.....	17
5.9.1 Ocurrencia.....	17
5.9.2 Efecto en Riego.....	17
5.10 Molibdeno.....	19
5.10.1 Ocurrencia.....	19
5.10.2 Efecto en Riego.....	19
5.11 Plomo	23
5.11.1 Ocurrencia.....	23
5.11.2 Efecto en Riego.....	23
5.12 Sólidos Suspendidos y Turbiedad.....	25
5.12.1 Ocurrencia.....	25
5.12.2 Efecto en Riego.....	25

5.13 Sulfato	27
5.13.1 Ocurrencia.....	27
5.13.2 Efecto en Riego.....	29
5.14 Zinc 30	
5.14.1 Ocurrencia.....	30
5.14.2 Efecto en Riego.....	30

5. ANTECEDENTES SOBRE PARÁMETROS RELEVANTES A LA SITUACIÓN CHILENA

5.1 Aspectos Generales

En los capítulos anteriores se ha revisado diversos antecedentes relativos a una serie de aspectos que permiten identificar parámetros o constituyentes que son de interés para analizar la situación chilena respecto al requerimiento de normativas o guías para aguas de regadío. Algunos de los aspectos explorados en los capítulos precedentes se listan a continuación:

- Características de las aguas naturales,
- Propiedades de las aguas tratadas disponibles para uso en riego,
- Características geológicas del entorno nacional,
- Normativas nacionales e internacionales,
- Tendencias actuales sobre reutilización de aguas contaminadas tratadas, y,
- Experiencias nacionales e internacionales sobre uso de aguas tratadas o con elevados niveles de determinados contaminantes

Todos los aspectos anteriores han permitido identificar una lista de compuestos de interés, para los cuales se llevó a cabo una completa revisión sobre sus efectos en actividades relacionadas con el riego. La Tabla 5.1.1 presenta un resumen con los compuestos seleccionados.

Tabla 5.1.1
Compuestos de Interés para Normativas de Riego en Chile

#	CONSTITUYENTE
1	Aluminio
2	Arsénico
3	Boro
4	Cloruro
5	Cobalto
6	Cobre
7	Dureza (Incrustación y Corrosión)
8	Mercurio
9	Molibdeno
10	Plomo
11	SS y Turbiedad
12	Sulfato
13	Zinc

Para cada uno de estos compuestos se ha preparado una guía o ficha en la cual se ha resumido los diversos antecedentes que se han recopilado a lo largo de este estudio. Las fichas completas se presentan en el Anexo B, mientras que un resumen de cada compuesto se presenta en este capítulo.

5.2 Aluminio

5.2.1 Ocurrencia

Dado que el aluminio es tan abundante y ampliamente distribuido en la corteza terrestre, la mayoría de las aguas tienen gran oportunidad para disolverlo. Sin embargo, debido a la insolubilidad del metal, la concentración de aluminio disuelto en aguas naturales es normalmente < 1 mg/L. Las excepciones son aguas de pH bajo y alto y aguas con altos contenidos que permiten solubilizar el Al del suelo orgánico. Las aguas superficiales naturalmente acidificadas con un $\text{pH} < 4$ que incluyen lagos pantanosos, drenaje volcánico, vertientes termales y salinas pueden contener cientos e incluso miles de mg/L de aluminio. Altas concentraciones también pueden ocurrir en aguas subterráneas ácidas.

El Al ingresa al medio acuático tanto a través de procesos naturales como de fuentes antropogénicas. Los procesos naturales superan ampliamente el aporte antrópico. A valores de pH superiores a 5.5 el Al en agua se presenta, predominantemente, en forma no disuelta como $\text{Al}(\text{OH})_3$ o como aluminosilicato, excepto en presencia de grandes cantidades de material orgánico disuelto, situación en que se forman compuestos organo-Al que dan lugar a un aumento de la concentración del Al disuelto en lagos y cursos de agua. En general, un descenso del pH ocasiona un aumento en la movilidad y biodisponibilidad de las formas monoméricas de aluminio.

Las concentraciones de aluminio, en aguas superficiales y subterráneas, son muy variables dependiendo de factores geológicos y físico-químicos. Los silicatos de aluminio (arcillas), un importante componente de los suelos, contribuyen a los niveles de Al en aguas. El Al en aguas naturales puede estar en suspensión o disuelto, unido a ligandos orgánicos o inorgánicos o en forma de ión aluminio libre. En aguas naturales el Al existe tanto en forma monomérica como polimérica. La especiación del aluminio depende del pH, concentraciones de carbono orgánico disuelto (COD), fluoruros, sulfatos, fosfatos y partículas en suspensión.

El aluminio es posible encontrarlo en las arcillas, compuestas en su mayor parte de SiO_2 y Al_2O_3 , principalmente en las arcillas denominadas arcillas bauxíticas y en el grupo del caolín.

En Chile los principales yacimientos de arcillas comunes en explotación se localizan en la depresión central de las regiones Metropolitana a la IX (Yacimientos Guanaco I, Guanaco II y Alfamatic), no obstante de existir en la I, III, y X. En la I región los yacimientos principales se localizan en la Quebrada de Azapa (Yacimiento Casas Grandes) y en el sector de Pozo Almonte (Norte Pozo Almonte, Sur Pozo Almonte, Quebrada de Pasos).

Otra fuente importante de aluminio se encuentra en los alumbres, que consisten en una variedad de minerales de sulfatos dobles de aluminio, hierro, potasio, sodio, magnesio y otros, provenientes de la meteorización de alunitas. Los yacimientos se ubican prioritariamente en regiones áridas del norte, de la I a la III, y están compuestos por sulfato de aluminio hidratado (alunógeno) acompañado de sulfatos de hierro, magnesio y sodio.

5.2.2 Efecto en Riego

El aluminio es muy abundante en la mayoría de los suelos con concentraciones típicas en suelos minerales en rangos de 10.000 a 300.000 $\mu\text{g/g}$ y un promedio de 10% por peso. Sin embargo, el aluminio está normalmente presente en las plantas en concentraciones

relativamente bajas como resultado de su baja biodisponibilidad. Los más altos niveles de disponibilidad dependen de varios factores, el más importante de estos es el bajo pH. Los suelos ácidos con altas concentraciones de aluminio disponible pueden ser encontrados en muchos lugares donde ha habido cultivos intensos o uso de fertilizantes de nitrógeno, en sitios de mina ácido reducidos y en suelos forestales ácido. La toxicidad del aluminio es considerado como una de las principales causas de no productividad en suelos ácidos

La fitotoxicidad del aluminio no está bien entendida y los efectos del aluminio no son fáciles de reconocer. La toxicidad del aluminio puede producir deficiencia de fósforo con impedimento de crecimiento, madurez tardía, hojas pequeñas y color púrpura o puede producir deficiencia de calcio que genera enroscado de hojas jóvenes.

Por lo general, el aluminio afecta primero al sistema de raíces, más que a la planta, donde éste se acumula en el protoplasma de las células vivas y especialmente en el núcleo. La intensidad de la fitotoxicidad para el crecimiento de las raíces ha sido demostrada por estar altamente correlacionado con la actividad del Al^{3+} , pero no con el aluminio total en la solución del suelo.

El criterio para proteger cultivos de los efectos nocivos del aluminio en aguas de riego ha sido elaborado en varios países. Por ejemplo, existen criterios que establecen rangos que van desde 5 mg/L para periodos largos de tiempo, hasta 20 mg/L para uso sobre suelos ácido a alcalino de textura fina por sobre 20 años. Manitoba y Australia han adoptado concentraciones máximas de 20 mg/L y 5,0 mg/L, respectivamente basados en documento de la US EPA. Estos criterios se resumen en la Tabla 5.2.1.

La US EPA formuló los criterios en dos partes (5 y 20 mg/L). No está claramente señalado si estos valores son por el aluminio total o disuelto. Estos criterios no fueron derivados de datos de toxicidad, sino sobre la base de la cantidad de piedra caliza (limestone) requerida para acidificar el suelo y prevenir la acumulación o desarrollo de aluminio soluble.

Tabla 5.2.1
Criterios sobre Aluminio en Aguas de Riego

Criterio	Valor	Lugar
Concentración máxima aceptable para aluminio total	20,0 mg/L	MANITOBA (1983)
Concentraciones máximo recomendadas son 5,0 mg/L para uso continuo sobre todo el suelo y 20 mg/L para uso sobre suelos neutros a alcalinos de textura fina por sobre 20 años	5,0 mg/L y 20 mg/L	US EPA (1973)
Igual que la anterior para la US EPA (1973)	5,0 mg/L y 20 mg/L	ONTARIO M.O.E. (1978)
Concentración de aluminio en aguas de riego de 5 mg/L	5,0 mg/L	AUSTRALIA (1974)
95% de rango para riego por aspersion de campo de cultivos	3,3 mg/L	BRITAIN Anglian Water Authority (1982)
Aluminio total no debe exceder 5,0 mg/L para uso continuo sobre todo el suelo y 20 mg/L para uso sobre suelos neutros a alcalinos de textura fina por sobre 20 años	5,0 mg/L y 20 mg/L	CANADA, CCREM (1987)

Fuente: BRITISH COLUMBIA WATER QUALITY GUIDELINES

Debido a la capacidad significativa de las materias orgánicas y otras características como pH y dureza para influir la toxicidad del aluminio en forma no cuantificable, estos valores no pueden ser usados directamente para establecer criterios numéricos para aguas de riego. El uso de aguas de riego que contiene aluminio, en algunas ocasiones, puede ser menos importante para el crecimiento de la planta que la aplicación de aguas de riego de bajo pH con la capacidad de movilizar la gran reserva de aluminio presente ya en el suelo. Los efectos principales del uso de aguas con aluminio sobre el rendimiento de cultivos se resumen en la Tabla 5.2.2.

Tabla 5.2.2
Efectos del Aluminio en agua de riego

Rango de Concentración (mg/L)	Efecto en Rendimiento y Sustentabilidad
Rango de calidad de aguas objetivo < 5,0	Los suelos tienen la capacidad de adsorber iones de aluminio, por lo tanto reducen su toxicidad a las plantas.
5,0 – 20	Concentración máxima aceptable para suelos neutros a alcalinos de textura fina.
> 20	Aceptable para riego sólo en cortos tiempos en base a un sitio específico.

Fuente: SOUTH AFRICAN WATER QUALITY GUIDELINES

5.3 Arsénico

5.3.1 Ocurrencia

El arsénico se encuentra muy esparcido en el medio ambiente, la concentración promedio en la corteza terrestre es aproximadamente 2mg/Kg. Se encuentra como arseniato, sulfuro y en asociación con muchos otros minerales metálicos y ocasionalmente en su forma elemental.

Típicamente, la concentración de arsénico en agua fresca es menor que 1 mg/L y en agua de mar, aproximadamente 4 mg/L. Concentraciones elevadas de arsénico se encuentran donde hay contaminación de fuentes industriales, o donde existen afloramientos geológicos de minerales de arsénico. El arsénico es usado en metalurgia, en la manufactura de vidrio y cerámicas, como pesticida y preservador de la madera.

Las plantas responden a la concentración de arsénico en la solución de suelo. Al igual que la mayoría de los elementos trazas, el arsénico es fuertemente adsorbido por el suelo. La adición de arsénico al suelo en relativamente altas concentraciones por cortos periodos de tiempo puede no provocar reducción en el crecimiento de los cultivos o su acumulación en partes de la planta a concentraciones perjudiciales a humanos o animales. Sin embargo, una aplicación continua de arsénico en periodos extendidos de tiempo se acumula en la capa superficial del suelo.

5.3.2 Efecto en Riego

Aunque muy bajas concentraciones de arsénico estimulan el crecimiento de la planta éste no es esencial para el crecimiento de la planta y los rendimientos del cultivo disminuyen a altas concentraciones. El efecto principal del arsénico en las plantas es la destrucción de la clorofila en el follaje como una consecuencia de inhibición de producción de enzimas. Ya que el arsénico es tóxico para los seres humanos el consumo de las partes consumibles de la planta que contienen arsénico acumulado es nocivo. Las papas y los rábanos han mostrado acumulación de arsénico. Ya que el crecimiento de la planta se retarda ante la posible ocurrencia de una acumulación significativa, las partes comestibles de las plantas usualmente no acumulan arsénico a niveles dañinos para los consumidores. La disminución del rendimiento y las fallas del cultivo son los efectos más comunes de altas concentraciones de arsénico en los suelos.

Debido a que el arsénico es retenido por los suelos, es probable que acumule concentraciones fitotóxicas antes de que se alcance el equilibrio entre reacciones de sorción y desorción. Para prevenir su acumulación la carga total aplicada al suelo necesita estar limitada. Los criterios internacionales para la concentración de arsénico en el agua de riego han sido calculados (usando la limitada información disponible) para asegurar que el arsénico no se acumule a cualquier nivel de fitotoxicidad o niveles que son tóxicos para los consumidores, dentro de un período de tiempo dado. Los cálculos asumen que el arsénico es acumulado dentro de la superficie de 150 mm de suelo. Como tal, los objetivos de sustentabilidad del suelo, para uso continuado y mantención del rendimiento y calidad del cultivo, han sido calculados para la concentración media aritmética del agua aplicada. Esta está dada en el criterio por:

- La concentración de arsénico que puede ser aplicada a cualquier suelo en un tiempo continuo: esta concentración es calculada de manera tal que el arsénico no acumule concentraciones fitotóxicas en un suelo que es regado continuamente por sobre 100 años a una tasa de aplicación de riego de 1 m³/m²/año.

- La concentración de arsénico puede ser aplicada a suelos neutros a alcalinos de textura fina por un período de sobre 20 años a una tasa de aplicación de riego de 1 m³/m²/año.

La Tabla 5.3.1 muestra los efectos del arsénico usado en aguas de riego sobre el rendimiento y calidad del cultivo.

Tabla 5.3.1
Efectos del Arsénico en Rendimiento y Sustentabilidad

Rango de Concentración (mg/L)	Rendimiento	Sustentabilidad
Rango de calidad de aguas objetivo < 0,1	Dependiendo de las especies de la planta, las soluciones que contienen 0,5 – 10 mg/L pueden inducir toxicidad del arsénico. Sólo una fracción del arsénico total en el suelo está disponible para las plantas.	La reducción del rendimiento y la falla de los cultivos son los principales efectos de los suelos contaminados con arsénico. Generalmente el arsénico no se acumula en las partes comestibles de las plantas a niveles dañinos para los consumidores (Cultivos de raíces tales como papas y rábanos han mostrado arsénico concentrado)
0,10 – 2,0 > 2,0	Concentración máxima aceptable para suelos neutros a alcalinos de textura fina. Aceptable para riego sólo en cortos tiempos en base a un sitio específico.	

Fuente: SOUTH AFRICAN WATER QUALITY GUIDELINES

5.4 Boro

5.4.1 Ocurrencia

El boro (B) es un metaloide con propiedades intermedias entre el carbono y el aluminio. Tal como el aluminio, tiene un estado de oxidación de +3 en todos sus compuestos químicos. El boro tiene un número atómico de 5 y un peso atómico de 10,81. El boro es encontrado como un sólido duro negro y como un polvo café oscuro, aunque las sales de boro más comunes son generalmente blancas o tonos pálidos de amarillo, azul, verde, o gris. (Pais and Jones 1997)

Las mayores concentraciones de boro se encuentran en los sedimentos y la roca sedimentaria, particularmente, en los sedimentos marinos ricos en arcilla. La alta concentración de boro en el agua de mar, que promedia cerca de 4,5 mg/L de Boro, garantiza que las arcillas marinas sean ricas en boro en relación a otro tipo de rocas. Las fuentes antropogénicas de boro incluyen los lodos del agua residual y efluentes, combustión de carbón, componentes de limpieza y agroquímicos.

El boro se distribuye en el medio ambiente muy lentamente y a bajas concentraciones por procesos de desgaste natural. Esta cantidad es aproximadamente 360.000 toneladas de boro por año en el mundo. Vertientes termales en Grecia han reportado tener una concentración de boro de 43 mg/Kg. El boro también puede ser encontrado naturalmente en el suelo a concentraciones de 5 a 150 ppm.

El boro entra al medio ambiente a través de la meteorización de rocas, volatilización del ácido bórico del agua del mar y la actividad volcánica que libera ac. bórico y trifluoruro de boro. Fuentes antropogénicas son extracción, fabricación de vidrio y cerámica, aplicación de productos agrícolas y centrales eléctricas de carbón.

En aguas naturales el boro existe principalmente como ácido bórico no disociado con algunos iones borato. A pH bajo 7 predomina ac. bórico no disociado y borato de sodio, a pH sobre 10 predomina el anión metaborato. Entre estos dos rangos de pH se presentan aniones poliboratos complejos.

El boro presente en aguas superficiales y subterráneas es rápidamente absorbido en la superficie de las partículas del suelo. El grado de adsorción depende del tipo de suelo, pH, salinidad, contenido de hidróxidos de Al y Fe y contenido de arcilla. La adsorción de boro puede variar desde ser completamente reversible hasta irreversible, dependiendo de los tipos de suelo y condición.

Las concentraciones de boro en aguas subterráneas, en el mundo, varían en un rango muy amplio, desde < 0,3 a > 100 µg/l. Las concentraciones de boro en el agua superficial varían ampliamente. En aguas del Japón, Sudáfrica y América del Sur, están, en general, por debajo de 0,3 µg/l. En aguas del Norte de Chile los valores reportados son muy superiores.

Los depósitos de boro económicamente explotables son escasos y se encuentran, en general, en regiones áridas del planeta. El Norte de Chile es una de ellas. Se encuentra contenido esencialmente en los boratos (minerales de boro), que corresponden a depósitos que se originan como evaporitas y como precipitados químicos interestratificados con arcillas, tobas, calizas y sedimentos lacustres. Ambos tipos se asocian principalmente a fuentes termales, vinculadas a una actividad volcánica importante, además de una serie de condiciones que permitan la evaporación (clima árido o semiárido) y precipitación según sea el caso. El ambiente

donde principalmente se reúnen las condiciones propicias para el desarrollo de este tipo de depósitos son en los salares de las regiones I a III, donde los boratos forman parte de la costra salina de éstos.

Este elemento es posible encontrarlo en menor grado en algunas fuentes termales, particularmente Baños de Puchuldiza (I región), El Tatio (II región), Baños El Toro (IV región) y Baños de Puritama (II región). Es importante destacar que en depósitos de nitratos ubicados en la I y II región existen concentraciones de boro de interés.

5.4.2 Efecto en Riego

Las aguas de riego contaminadas con boro son una de las causas principales de toxicidad de boro en las plantas. Además, el uso continuo y la concentración de boro en el suelo (especialmente en zonas áridas con alta evapotranspiración) conducen a problemas de toxicidad (Gupta et al, 1985). La toxicidad del boro en las plantas se caracteriza por crecimiento lento, malformación de la hoja, colores café y amarillento, clorosis, necrosis, incremento de moho, marchites e inhibición de germinación de polen y crecimiento de tubos de polen (Butterwick et al, 1989; Eisler, 1990).

Los límites entre la deficiencia y la toxicidad del boro son muy estrechos, tanto que aplicaciones de boro pueden ser extremadamente tóxicas para algunas plantas en concentraciones que están ligeramente sobre el óptimo para otras (Gupta et al, 1985).

Sprague (1972) encontró que concentraciones de 1,0 mg/L producen el crecimiento óptimo para maíz, pero a 5,0 mg/L de B, el daño fue evidente. De la misma forma encontró a una concentración de boro en el suelo de 0,03 a 0,04 mg/L está el crecimiento óptimo para los limones, pero 1,0 mg/L de B causa problemas. Para remolachas, tomó una solución de boro de 15 mg/L causa daños. Las concentraciones de boro en el agua del suelo entre 2,5 y 5,0 mg/L de B fueron tóxicas para el arroz (Cayton, 1985).

La Tabla 5.4.1 resume los efectos del boro sobre plantas y cultivos regados. Se recomienda que la máxima concentración de boro para la protección de cultivos de riego no debería exceder lo valores mostrados en la Tabla 5.4.1. Estos valores dependen sólo de la sensibilidad del cultivo y son consistentes con los valores guías CCME (1999)

La Tabla 5.4.2 muestra los efectos del boro usado en aguas de riego sobre el rendimiento y calidad del cultivo.

Tabla 5.4.1
Sensibilidad o Tolerancia al Boro de Cultivos Agrícolas

Tolerancia	Concentración de Boro en Agua de Riego	Cultivo Agrícola
Muy Sensible	< 0,5	Mora
Sensible	0,5 – 1,0	Durazno, cereza, ciruela, uva, cebolla, ajo, camote, trigo, cebada, girasol, frutillas, alcachofa, porotos
Sensible Moderadamente	1,0 – 2,0	Pimienta roja, arveja, zanahoria, rábano, papa, pepino
Tolerante Moderadamente	2,0 – 4,0	Lechuga, repollo, apio, avena, maíz, alcachofa, tabaco, trébol, calabaza
Tolerante	4,0 – 6,0	Tomate, alfalfa, perejil, betarraga, remolacha
Muy Tolerante	6,0 – 15,0	Espárragos

Fuente: BRITISH COLUMBIA WATER QUALITY GUIDELINES

Tabla 5.4.2
Efectos del Boro en Cultivos

Rango de Concentración (mg/L)	Efectos en cultivos
Rango de calidad de aguas objetivo < 0,5	Debería prevenir la acumulación de boro a niveles tóxicos (a través del consumo por la raíz) salvo en las plantas más sensibles.
0,5 – 1,0	Cultivos muy sensibles al boro acumulan niveles tóxicos (a través del consumo por la raíz). Ellos empiezan a mostrar síntomas de daños en las hojas y/o disminución de rendimiento.
1,0 – 2,0	Cultivos sensibles al boro acumulan niveles tóxicos (a través del consumo por la raíz). Ellos empiezan a mostrar síntomas de daños en las hojas y/o disminución de rendimiento.
2,0 – 4,0	Cultivos moderadamente sensibles al boro acumulan niveles tóxicos (a través del consumo por la raíz). Ellos empiezan a mostrar síntomas de daños en las hojas y/o disminución de rendimiento.
4,0 – 6,0	Cultivos moderadamente tolerantes al boro acumulan niveles tóxicos (a través del consumo por la raíz). Ellos empiezan a mostrar síntomas de daños en las hojas y/o disminución de rendimiento.
6,0 – 15,0	Cultivos tolerantes al boro acumulan niveles tóxicos (a través del consumo por la raíz). Ellos empiezan a mostrar síntomas de daños en las hojas y/o disminución de rendimiento.
> 15,0	Cultivos muy tolerantes al boro acumulan niveles tóxicos (a través del consumo por la raíz). Ellos empiezan a mostrar síntomas de daños en las hojas y/o disminución de rendimiento.

Fuente: SOUTH AFRICAN WATER QUALITY GUIDELINES

5.5 Cloruro

5.5.1 Ocurrencia

El cloruro es ampliamente distribuido en la naturaleza en formas de sales de sodio (NaCl) y potasio (KCl). Constituye cerca del 0,05% de la corteza terrestre, la mayor cantidad de cloruro se encuentra en el océano. En aguas naturales, los niveles base de cloruro son del orden de 1 a 100 mg/L

El cloruro de sodio es ampliamente usado en la producción de químicos industriales tales como soda cáustica, cloro, soda carbonatada, clorito de sodio, bicarbonato de sodio e hipoclorito de sodio. El cloruro de potasio es usado en la producción de fertilizantes. Otras fuentes de cloruro al medio ambiente son disolución de depósitos de sales, efluentes de industrias químicas, operación de pozos petroleros, aguas residuales, riego, percolado de desechos, rocío de mar e intrusión salina en áreas costera, entre otros

5.5.2 Efecto en Riego

La norma de calidad de agua de la CCME (1999) indica que las plantas sensibles no deberían ser regadas con aguas que contienen > 100 mg/L de cloruro. En cambio la CCME (1999) indica que plantas tolerantes al cloruro pueden ser regadas sobre los 700 mg/L de cloruro.

El valor guía propuesto para agua de riego es de 100 mg/L de cloruro. La Tabla 5.5.1 muestra los efectos del cloruro usado en aguas de riego sobre el rendimiento y calidad del cultivo.

Tabla 5.5.1
Efectos del Cloruro en Rendimiento y Calidad de Cultivos

Rango de Concentración (mg/L)	Efectos en Cultivo
Rango de calidad de aguas objetivo < 100	Debería prevenir la acumulación de cloruro a niveles tóxicos salvo en las plantas más sensibles, incluso cuando el cloruro consumido es a través de la absorción de la hoja, esto es el follaje del cultivo es mojado.
< 140	Debería prevenir la acumulación de cloruro a niveles tóxicos salvo en las plantas más sensibles, cuando el cloruro consumido es a través de la absorción por las raíces, esto es el agua es aplicada a la superficie del suelo por lo tanto se excluye la humedad del follaje del cultivo.
140 – 175	Sólo problemas leves con la acumulación de cloruro a niveles tóxicos a los cultivos pueden ser esperados cuando el cloruro consumido es a través de la absorción de las raíces, esto es el agua es aplicada a la superficie del suelo por lo tanto se excluye la humedad del follaje del cultivo.
100 - 175	Los cultivos sensibles a la absorción de la hoja acumulan niveles tóxicos de cloruro cuando su follaje es humedecido. Ellos muestran daños en la hoja y disminución del rendimiento.
175 - 350	Algunos problemas con la acumulación de cloruro a niveles tóxicos a cultivos moderadamente sensibles pueden ser esperados cuando el consumo de cloruro es a través de absorción de la raíz, esto es, el agua es aplicada a la superficie del suelo por lo tanto se excluye la humedad del follaje del cultivo. Los cultivos moderadamente sensibles a la absorción de la hoja acumulan niveles tóxicos de cloruro cuando su follaje es humedecido. Ellos muestran síntomas de daños en la hoja y disminución del rendimiento.
350 – 700	Todos los cultivos moderadamente sensibles y cultivos más moderadamente tolerantes acumulan cloruro a niveles tóxicos para los cultivos cuando el cloruro consumido es a través de absorción por la raíz, esto es, el agua es aplicada a la superficie del suelo por lo tanto se excluye la humedad del follaje del cultivo. Los cultivos moderadamente tolerantes a la absorción de la hoja acumulan niveles tóxicos de cloruro cuando su follaje es humedecido. Ellos muestran síntomas de daños en la hoja y disminución del rendimiento.
> 700	Problemas crecientes con la acumulación de cloruro a niveles tóxicos para los cultivos pueden ser esperados cuando el consumo de cloruro es a través de la absorción por la raíz, esto es, el agua es aplicada a la superficie del suelo por lo tanto se excluye la humedad del follaje del cultivo. Los cultivos tolerantes a la absorción de la hoja acumulan niveles tóxicos crecientes de cloruro cuando su follaje es humedecido. Ellos muestran síntomas de daños en la hoja y disminución del rendimiento.

Fuente: SOUTH AFRICAN WATER QUALITY GUIDELINES

5.6 Cobalto

5.6.1 Ocurrencia

La mayor cantidad de cobalto está presente naturalmente en rocas, suelo, plantas, animales y aire. Aproximadamente 0,0025% de la corteza terrestre está compuesta de cobalto, el que a menudo está presente en asociación con la minería de níquel, plata, plomo, cobre y hierro. El cobalto también se encuentra en formas minerales como arseniuro, sulfuro y óxidos.

Algunas fuentes naturales de cobalto en el medio ambiente están asociadas a erosiones volcánicas, agua de mar e incendios forestales. La minería y actividades de proceso de cobalto, la producción de aleaciones y químicos que contienen cobalto, efluentes de aguas residuales, escorrentía urbana y escorrentía agrícola son los mayores contribuyentes antropogénicos de cobalto al medio ambiente acuático.

El cobalto es un elemento esencial para el crecimiento de muchas especies de algas marinas, que incluyen diatomeas, crisófitas entre otros. El cobalto, también ha sido usado para mejorar el crecimiento de algunas plantas a bajas concentraciones. En altas concentraciones, el cobalto es tóxico para humanos, animales, plantas terrestres y acuáticas.

5.6.2 Efecto en Riego

El cobalto ha sido considerado como un elemento esencial para legumbres, las que presentan nódulos que contienen bacterias que fijan nitrógeno. Palit and Sharma (1994) reportaron que bajas concentraciones de Co^{2+} refuerza el crecimiento de una gran variedad de plantas, mientras que altas concentraciones resultan tóxicas.

Hay poca evidencia de la toxicidad del cobalto para las plantas debido a la elevada concentración en el suelo. Vanselow (1966) informó que concentraciones de cobalto en el suelo sobre los 100 mg/Kg tienen pequeños efectos sobre cultivos cítricos. Wallace et al (1977) reportó la reducción de peso seco de las hojas en porotos crecidos en una solución de nutriente que contiene 60 $\mu\text{g/L}$ de cobalto para 21 días. Una reducción del peso de la raíz de la planta después de 21 días de crecimiento en 60 $\mu\text{g/L}$ de cobalto fue estudiado por Patel et al (1976).

NAS/NAE (1973) informó que la toxicidad para una variedad de cultivos comestibles ha sido observada debido a la aplicación de solución de nutriente que contiene cobalto a concentraciones de aproximadamente 100 a 5.000 $\mu\text{g/L}$.

El pH del suelo afecta el consumo de cobalto por parte de las plantas, ya que este compuesto se vuelve más disponible para su consumo a medida que el pH decrece (Palit and Sharma, 1994; Hamilton, 1994). El cobalto consumido por las plantas también ha sido mostrado como limitado por la presencia de humus y la presencia de altas concentraciones de manganeso en el suelo.

La US EPA (NAS/NAE, 1973) recomendó normas de calidad de aguas de riego de 50 $\mu\text{g/L}$ para uso continuo sobre todo los suelos y 5.000 $\mu\text{g/L}$ para uso de periodos de corto plazo (≤ 20 años) sobre suelos neutros a alcalinos de textura fina, para proteger cultivos agrícolas de la toxicidad del cobalto. Estas normas fueron esencialmente la base de las normas de Canadá, Australia y Sudáfrica. La norma de US fue derivada de dos estudios (1953) que indican que a una concentración de 100 $\mu\text{g/L}$ de cobalto en solución de nutriente mostró toxicidad para

plantas de tomate, mientras que 5.000 µg/L de cobalto en solución de nutriente fue altamente tóxico para la avena. Estas guías no fueron aceptadas en este documento debido a que no estaban los datos disponibles en la literatura sobre la interacción del cobalto en agua de riego y en la solución de suelo.

Para un periodo largo (sobre 100 años) o uso continuo sobre todo el suelo, Canadá (Canadian Council of Ministers of the Environment; CCREM, 1987), Estados Unidos (NAS/NAE, 1973), Sudáfrica (SAWQG, 1996) y Australia (ANZGFMWQ, 200b) han adoptado normas de calidad de aguas de riego de 50 µg/L para cobalto. Además, para usos de corto plazo (20 años), U.S. recomendó una norma de valor de 100 µg/L para cobalto en aguas de riego para todos los suelos.

La Tabla 5.5.1 muestra los efectos del cobalto usado en aguas de riego sobre el rendimiento y calidad del cultivo.

Tabla 5.5.1
Efectos del Cobalto en Rendimiento y Sustentabilidad de Suelos

Rango de Concentración (mg/L)	Efectos en Rendimiento y Sustentabilidad
Rango de calidad de aguas objetivo < 0,05	Una concentración satisfactoria para aplicación continua es 0,05 mg/L. 0,1 mg/L está cerca de la toxicidad umbral de muchas plantas. Generalmente el cobalto no se acumula en las partes comestibles de las plantas a niveles dañinos para los consumidores.
0,05 – 5,0	Concentración máxima aceptable para suelos neutros a alcalinos de textura fina.
> 5,0	Aceptable para riego sólo en cortos tiempos en base a un sitio específico.

Fuente: SOUTH AFRICAN WATER QUALITY GUIDELINES

5.7 Cobre

5.7.1 Ocurrencia

Los depósitos de cobre natural en la forma de calcopirita (CuFeS_2), calcosita (Cu_2S), bornita (Cu_5FeS_4) y minerales carbonatos tales como la malaquita [$\text{Cu}_2(\text{CO}_3)(\text{OH})_2$] y azurita [$\text{Cu}_3(\text{CO}_3)_2(\text{OH})_2$] son encontrados en rocas ígneas, metamórficas y sedimentarias. Las rocas ígneas contienen la mayor concentración de cobre promedio (55 mg/Kg) seguidas por las rocas sedimentarias (5 a 45 mg/Kg). El cobre puede estar relacionado a estas rocas por desgaste y oxidación. Sin embargo, hay una pequeña porción de cobre disuelta en el agua que es de origen natural, debido a que la mayoría de los minerales de cobre son insolubles bajo condiciones normales. En términos de cobre total, se estimó que 40 a 67% de la entrada total anual al medio ambiente es de desgaste natural.

De acuerdo a McNeely et al (1979), la elevada concentración de cobre en el medio ambiente acuático está usualmente relacionada con las fuentes antropogénicas más que con las fuentes naturales. Las fuentes industriales de cobre incluyen la minería, refinamiento de petróleo, trabajo de metales y fundición.

El cobre es un micronutriente esencial para la vida, aunque en cantidades excesivas puede provocar un sabor desagradable en el agua para consumo y causar daños al hígado en el ser humano y otros animales. Los organismos acuáticos son particularmente sensibles a los niveles excesivos de cobre en el agua.

5.7.2 Efecto en Riego

El cobre es un elemento esencial para la vida de la planta, pero de acuerdo a la US EPA, concentraciones de 100 a 1000 $\mu\text{g/L}$ en soluciones de nutrientes han sido encontradas tóxicas para un gran número de plantas.

Los efectos del cobre sobre las plantas han sido recientemente revisados por la Inland Waters Directorate. Uno de los aspectos revisados fue la disponibilidad de cobre en el suelo para las plantas. De acuerdo a Murphy (1972), Cu^+ y Cu^{2+} son las formas de cobre las cuales pueden ser absorbidas por las plantas. La disponibilidad de cobre para las plantas es dependiente de un número de factores que incluyen el tipo de suelo, su composición y textura, la actividad microbiana del suelo, pH, potencial óxido reducción, humedad, aguas lluvias y la especie de la planta. En general, el cobre está menos disponible para las plantas en el suelo con un alto contenido orgánico o alto pH., el cobre tiende a permanecer en la superficie de suelo donde está fuertemente complejo con la materia orgánica y no disponible para un rápido consumo por las plantas.

Demayo and Taylor (1981) notaron que el cobre no parece acumularse en el tejido de las plantas en el mismo grado que otros elementos. El rango normal de cobre en el tejido de las plantas ha sido informado que es de 1 a 50 $\mu\text{g/g}$ (peso seco). En general, los pastos tienen concentraciones promedio más bajas (5 $\mu\text{g/g}$) que las leguminosas (15 $\mu\text{g/g}$). Una revisión de varios estudios hechos por Demayo and Taylor (1981) indicaban que la fertilización con desechos de aguas residuales con contaminación de cobre pueden aumentar considerablemente, el contenido de cobre en el suelo, pero la acumulación de cobre en las plantas fue relativamente pequeña. Webber (1972) demostró que aguas residuales con alto contenido de cobre aplicado a un terreno a tasas de 20 $\mu\text{g/g}$ de suelo redujo el rendimiento de

las betarragas en un 19% y el rendimiento del apio por 13%.

La adición de cobre a suelos forestales puede reducir la descomposición de materia orgánica, acción biológica y actividad bioquímica. Mathur and Rayment (1977) notaron alguna reducción en la tasa de mineralización de nitrógeno a una concentración de cobre cerca de 50 µg/g en el suelo el que corresponde a tres veces la concentración base.

Un criterio para proteger la vegetación de los efectos nocivos del cobre inducido antropogénicamente en aguas de riego ha sido adaptado de criterios recientemente desarrollados por la Island Waters Directorate: En aguas de riego, la concentración máxima total de cobre no debería exceder 200 µg/L.

La Tabla 5.7.1 muestra los efectos del cobre usado en aguas de riego sobre el rendimiento y calidad del cultivo.

Tabla 5.7.1
Efectos del Cobre en Rendimiento de Cultivos y Sustentabilidad de Suelos

Rango de Concentración (mg/L)	Efectos	Sustentabilidad
Rango de calidad de aguas objetivo < 0,2	Dependiendo de las especies de plantas, las soluciones que contienen 0,1 – 1,0 mg/L pueden inducir toxicidad del cobre.	La reducción del rendimiento y la falla de los cultivos son los principales efectos de los suelos contaminados con cobre. Generalmente el cobre no se acumula en las partes comestibles de las plantas a niveles dañinos para los consumidores (Cultivos de raíces tales como papas y rábanos han mostrado cobre concentrado)
0,2 – 5,0 > 5,0	Concentración máxima aceptable para suelos neutros a alcalinos de textura fina. Aceptable para riego sólo en cortos tiempos en base a un sitio específico.	

Fuente: SOUTH AFRICAN WATER QUALITY GUIDELINES

5.8 Dureza (Incrustación y corrosión).

La dureza se define como la suma de las concentraciones de calcio y magnesio. Las aguas duras, es decir, con elevados niveles de Ca y Mg, tienden a formar depósitos de CaCO_3 o incrustaciones y las aguas blandas, tienden a ser corrosivas.

Conceptualmente, un sistema de distribución de agua por tuberías está protegido cuando se deposita CaCO_3 sobre su superficie. Se cree que el CaCO_3 inhibe la corrosión al obstruir áreas reactivas y constituir una matriz para retener productos de corrosión, sellando así la superficie. El depósito de CaCO_3 puede inhibirse por presencia en el agua de fosfatos (particularmente polifosfatos), ciertas materias orgánicas naturales y magnesio, materiales que pueden actuar como agentes secuestrantes.

La información sobre potencial formación de incrustaciones o potencial corrosivo del agua se obtiene a partir de varios índices. El más ampliamente usado es el Índice de Saturación de Langelier que se calcula a partir del contenido de Ca, alcalinidad, pH, temperatura y sólidos disueltos del agua.

Algunos parámetros de calidad de agua no involucrados en el cálculo del Índice (por ej.: oxígeno disuelto, capacidad buffer, cloruro, sulfato y velocidad del agua) pueden influenciar considerablemente el potencial de corrosión.

Los sistemas de distribución de agua de riego representan uno de los gastos de capital requeridos para riego de cultivos. La mantención y reemplazo de componentes del sistema corroídos o incrustados puede significar costos innecesarios para el regante. La aplicación de prácticas de tratamiento apropiadas pueden minimizar los efectos adversos de incrustación y corrosión. Idealmente, un agua estable, es decir no corrosiva ni incrustada, debería ser usada para riego.

La determinación del índice de Langelier en el agua de riego provee información sobre:

- Probabilidad de que ocurra corrosión en sistemas de distribución y aplicación de riego (valores negativos del índice de Langelier).
- Probabilidad de que se forme incrustación en sistemas de distribución y aplicación de riego (valores positivos del índice de Langelier).
- Probabilidad de que los sistemas de distribución y aplicación de riego no presenten efectos ante la calidad del agua de riego (valores cercanos al cero del índice de Langelier).

La Tabla 5.8.2 muestra los efectos de las diferentes calidades de aguas sobre los equipo de riego, según el índice de Langelier

Tabla 5.8.2
Efectos en equipos de riego.

Rango del Índice de Langelier	Equipos de Riego
< -0,2	Incremento de problemas con corrosión de metal y concreto en equipos de riego
Rango de Calidad de Agua Objetivo -0,2 – +0,2	No hay problemas con corrosión o scaling de equipos de riego
> 0,2	Incremento de problemas con incrustación de tuberías de riego, zanjas y otras aberturas

Fuente: SOUTH AFRICAN WATER QUALITY GUIDELINES

5.9 Mercurio

5.9.1 Ocurrencia

El mercurio no es un elemento esencial para las plantas y nutrición de los animales. El mercurio se presenta en tres estados de oxidación, en el ambiente, el estado elemental (Hg), estado mercurioso (Hg⁺) y estado mercuríco (Hg⁺⁺). La naturaleza de la especie y su abundancia depende de varios factores, entre estos el pH, el potencial redox, la naturaleza y concentración de los aniones que forman complejos estables con el mercurio. En aguas bien aireadas, las especies de mercurio predominarán, mientras que el mercurio elemental y complejos de sulfuro de mercurio prevalecerán bajo condiciones de reducción.

La corteza de la tierra contiene aproximadamente 0,05 µg/g de Hg, principalmente como sulfuro. El contenido actual de mercurio, sin embargo, varía con el tipo de roca. En general, las rocas sedimentarias (0,005 a 3,25 µg/g de Hg) tienden a contener más mercurio que las rocas ígneas (0,005 a 0,25µg/g de Hg). El mercurio también es encontrado en el carbón, fosfato marino y en la vecindad del oro, molibdeno y depósitos de metal base. Las áreas de alto contenido de mercurio sobre el planeta han sido colocadas en cinturones y generalmente corresponde a zonas de inestabilidad y actividad volcánica y térmica. Sin embargo, hay áreas de alto contenido de mercurio que caen fuera de las estas zonas de mercurio.

El mercurio está relacionado naturalmente en el ambiente por actividades volcánicas y geotermales, resistencia de las rocas y desgasificación desde el agua a la superficie de la tierra. El mercurio en el aire es redepositado en los entornos terrestre y acuático a través de precipitación, caída de nieve y sedimentación de partículas de polvo. Se asume generalmente que el mercurio puede permanecer en la atmósfera por grandes periodos

5.9.2 Efecto en Riego

El Mercurio y sus componentes son absorbidos por las plantas principalmente a través de sus raíces. En general, hay una tendencia a que el mercurio se acumule en las raíces con limitado intercambio entre el suelo y la parte aérea de la planta (Hogg et al., 1978 a, b; Gracey and Stewart, 1974 a,b; Beauford et al., 1977; Fang, 1978). Sin embargo, hay excepciones.

Los suelos tratados con 10 µg/g de Hg, causaron altas concentraciones de mercurio en los tallos y las hojas de las papas (1,045 µg/g peso puro), tomates (0,341 µg/g peso puro) y en las porciones comestibles de las zanahorias (0,279 µg/g peso puro), papas (0,327 µg/g peso puro) y cebollas (1,044 µg/g peso puro) (Bache et al., 1973). Los champiñones crecidos en suelos que contienen 0,3 µg/g registraron concentraciones de mercurio de 4 a 10 µg/g en peso seco (Stijve and Cesson, 1979). Siegel et al, 1987 notaron que factores ambientales locales específicos influyen fuertemente la acumulación de mercurio incluso cuando las concentraciones en el suelo son la misma.

La concentración de mercurio en el sistema suelo-planta-agua y su toxicidad para las plantas se encuentra resumida en la Tabla 5.9.1. El mercurio metálico y compuestos de mercurio en los suelos han producido retardo en el crecimiento de la planta (Boor, 1951). Altas concentraciones de Hg causan pérdidas graves en los brotes en especies sensibles como lechugas y zanahorias (Booer, 1951).

Beauford et al (1977) encontró que 5000 µg/L de mercurio como HgCl₂, inhibió el crecimiento de la mayoría de las plantas (*Pisum sativum* y *Mentha spicata*) y afectó procesos fisiológicos y biológicos en las plantas. Más recientemente, plantas jóvenes de *Pennisetum typhoideum* (cultivo de cereal), *Medicago sativa* (cultivo de pasto) y *abelmoschus esculenuts* (cultivo de verduras) mostraron toxicidad al mercurio a 10 µg/L de Hg, como HgCl₂ en un cultivo de nutrientes (Marte and Chaphekar, 1984).

Se recomienda que la máxima concentración de mercurio total en aguas de riego no debe exceder los 2,0 µg/g. Dos factores fueron considerados en el establecimiento de criterios para el mercurio en aguas de riego:

- Toxicidad del mercurio para cultivos
- Acumulación de mercurio en porciones comestibles de la planta usada para consumo humano y animal.

Tabla 5.9.1
Toxicidad del Mercurio en Plantas

Cultivo	Forma y Concentración de Mercurio *		Efecto Observado	Referencia
Cebollas	Mercurio Metálico	110 µg/g (suelo)	Sin efecto sobre la brotes de la planta	Booer (1951)
Zanahorias y Lechugas	Compuestos de Mercurio	50 µg/g (suelo)	Severas pérdidas de los brotes	Booer (1951)
Porotos	Acetato Mercúrico Fenol	110 µg/L (solución de nutriente)	50% de reducción de biomasa de alimento	Pickard y Martin (1959)
Pastizales	Hg orgánico	450 µg/g (suelo)	Sin efecto	Estes et al (1973)
<i>Pisum sativum</i> y <i>Mentha spicata</i>	Cloruro mercúrico	5000 µg/L (solución de nutriente)	Afectó procesos de crecimiento, fisiológicos y bioquímicos	Beauford et al (1977)
Cebada	Cloruro mercúrico	3,0 µg/g (tejido de la planta) y 4000 µg/L (solución de nutriente)	Amarilleo de hojas y presencia de tallos rojizos	Davis et al (1978)
Arroz	?	0,5 µg/g (tallos y hojas) y 1000 µg/g (raíces)	Nivel Crítico	Chino (1981)
Lucerna, Raska, Okra	Cloruro Mercúrico	10,0 µg/L (Solución Nutrientes)	Redujo capacidad y contenidos de clorofila	Mhatre and Chaphekar (1984)

* Las concentraciones en suelos y tejidos de plantas están sobre bases de peso seco

5.10 Molibdeno

5.10.1 Ocurrencia

El molibdeno es un elemento esencial para todas las formas de vida. El rol del molibdeno en las plantas es estimular la fijación de nitrógeno y la reducción de nitrato. Esto es llevado a cabo por bacterias del suelo y por ciertas algas, presentes en el agua, las que convierten el nitrógeno molecular en amoníaco. El molibdeno se presenta como Mo^{3+} , Mo^{5+} y Mo^{6+} .

El molibdeno no ocurre en la naturaleza en su estado metálico o libre, sino que sólo es encontrado químicamente combinado con otros elementos. Pequeños depósitos de minerales que producen molibdeno existen en todo el mundo, pero sólo la molibdenita (MoS_2) es de importancia comercial.

La concentración total de molibdeno en los suelos promedia 1 a 2 ppm. Las concentraciones altas de molibdeno en los suelos han sido asociadas con material sedimentario. Las concentraciones de Mo en aguas continentales, en general, están en el rango 0.03 a 10 $\mu\text{g/l}$.

El disulfuro de Mo es débilmente soluble en agua pero es rápidamente oxidado hasta molibdatos más solubles que son estables en aguas, en ausencia de agentes reductores. La adsorción y coprecipitación del anión molibdato por óxidos hidratados de hierro y aluminio juega un importante rol en la determinación del destino del Mo en aguas. A pH sobre 5 en aguas naturales, la influencia del proceso de sorción decrece y el Mo se presenta esencialmente disuelto.

Existen en el país diversos yacimientos que presentan este elemento contenido en el mineral de molibdenita, sin embargo la única fuente de importancia y en actual producción, son los pórfidos cupríferos, donde la molibdenita aparece como acompañante constante y característica de la mineralización de cobre. La producción de molibdenita se inició en la mina El Teniente (1939), y a partir de 1958 cuando se inició su obtención en Chuquicamata, yacimiento que contiene las mayores reservas y las de más alta ley en el país, el molibdeno ha adquirido una gran importancia. Posteriormente se han incorporado otros pórfidos de cobre como son El Salvador y Andina, lo que ha derivado en un gran incremento en la producción (Chile es el segundo mayor productor mundial de molibdeno).

Los principales yacimientos de pórfidos cupríferos se distribuyen en una franja longitudinal, de dirección media norte-sur, algo sinuosa, que se extiende desde el límite con el Perú hasta los $38^{\circ}45'$ latitud sur y que se desarrolla principalmente en la Cordillera de los Andes. Dentro del grupo de los pórfidos cupríferos chilenos, se destacan los dos yacimientos cupríferos mayores del mundo, Chuquicamata y El Teniente.

En el extremo sur del país, especialmente en la XI región, existen numerosas indicaciones de presencia de molibdenita.

5.10.2 Efecto en Riego

El principal problema relacionado al riego con agua que contienen altas concentraciones de molibdeno es que este compuesto es absorbido y concentrado por las plantas. Altas concentraciones de molibdeno rara vez retrasan el crecimiento de la planta, pero pueden causar problemas tóxicos a animales rumiantes que se alimentan de estas plantas.

Pastizales con concentraciones de molibdeno de 10 ppm han causado molibdenosis en algunos animales rumiantes, aunque estos problemas también han estado asociados con pastos que contienen 5 ppm de Mo.

Reid and Horvart (1980) reportaron que “el abastecimiento de iones a las raíces de la planta está controlada por procesos de transmisión, difusión e intercepción y la raíz produce exudación de aniones complejos orgánicos para disolver metales fijados por absorción” Todos estos procesos pueden estar influenciados por el entorno del suelo, incluyendo la acidez del suelo, contenido de humedad, temperatura y tipo de planta.

Molibdeno se acumula en ausencia de sulfato. Su consumo por las plantas puede ser reducido por el incremento de niveles de sulfato en el suelo. El molibdeno en el suelo es particularmente inmóvil en un ambiente de oxidación rico en hierro. El movimiento o retención de molibdeno y los niveles consecuentes en el suelo están influenciados por la cantidad de arcilla presente (la cual puede influenciar la capacidad de intercambio). Chappell (1973) informó que las aplicaciones de molibdeno en el suelo aumentaron las concentraciones en las plantas que se muestran en la Tabla 5.10.1.

Tabla 5.10.1
Efecto en Algunos Cultivos de la Aplicación de Molibdeno a Suelos

Descripción del Tipo de Suelo	Tipo de Planta	Tasa de Aplicación de Molibdeno (Kg/há)	Incremento de Molibdeno en la Planta (ppm) (peso seco)
Limo Arenoso Neutro	Alfalfa	1	5,2*
Limo Arenoso Neutro	Pastizal Largo	1	3,5*
Suelo Turba	Trébol Blanco	0,22	10,5
Desconocido	Alfalfa	1,79	1,7
Desconocido	Alfalfa	7,17	11,7
Limo Arcilloso	Lotus corniculatus	20	148
Calcareous (pH > 6,5)	Alfalfa	1	2,9
Limo Arenoso (pH 5,6 – 6,1)	Carpeta de Césped	2,2	>10 (después de 5 años)
Suelo Turba Acido	-	0,84	98 (después de 1 año) bajó a 11 (después de 3 años)

Fuente: BRITISH COLUMBIA WATER QUALITY GUIDELINES

Las concentraciones de molibdeno en la alfalfa y pasto largo (tall fescue) confirmaron el descubrimiento de otros autores quienes encontraron que el contenido de molibdeno de las hierbas variaba con las especies sobre el mismo suelo. Generalmente, las legumbres absorben considerablemente más molibdeno que los cultivos que no pertenecen a esta especie.

Aplicaciones de lodo de agua residual con 5 ppm de molibdeno a un suelo alcalino en el cual fueron plantados trébol blanco y centeno (rye grass) , no causaron un cambio apreciable en el molibdeno de la plantas. Sin embargo, la aplicación de 103 ppm de molibdeno al mismo tipo de suelo con trébol blanco y centeno causaron acumulación excesiva de molibdeno en el trébol blanco.

Los suelos pobremente drenados permiten mayor aplicación de molibdeno para permanecer dentro de la zona de raíces. Por lo tanto, todo el molibdeno aplicado potencialmente está

disponible. Por consiguiente, es deseable tener dos tipos de criterios como un mínimo. Uno para suelos bien drenados y otro para suelos pobremente drenados.

El cobre es el elemento más importante relacionado a los efectos de molibdeno. En British Columbia se ha sugerido que para las plantas, una tasa de cobre a molibdeno de 2:1 es crítica. Por lo tanto, tasas de cobre molibdeno más altas que 2:1 son deseables. El sulfato es también un elemento extremadamente importante en relación al molibdeno consumido. Las tasas de sulfato molibdeno no han sido sugeridas en la literatura. Por lo tanto, se requieren nuevos estudios para determinar la tasa crítica de sulfato: molibdeno.

Un factor importante a considerar es cuando el terreno en el cual el agua de riego esta siendo aplicada será usado para producir alimento para animales rumiantes. Las aguas de riego altas en molibdeno pueden ser usadas con más seguridad sobre terrenos utilizados para cultivos más que para producción de forraje.

El drenaje, la presencia de cobre y los tipos de cultivo son factores importantes en criterios de evaluación de uso de aguas con Mo en riego. La normativa Canadiense propone que el siguiente máximo y promedio de concentración de molibdeno total debería ser aplicable para las situaciones indicadas (ver Tabla 5.10.2).

Tabla 5.10.2
Condiciones de RiegoA Utilizando Aguas con Molibdeno

Concentración de Mo	Condiciones
0,01 mg/L promedio* 0,05 mg/L máximo*	Suelos pobremente drenados usados para cultivos de forraje con tasa de Cu/Mo <2:1 en aguas de riego
0,02 mg/L promedio* 0,05 mg/L máximo*	Suelos bien drenados usados para cultivos de forraje o, suelos pobremente drenados usados para cultivos de forraje con tasa de Cu/Mo ≥2:1 en aguas de riego
0,03 mg/L promedio*	Riego de cultivos no forrajeros

* valores máximo y promedio aplicados durante la temporada de riego, con valores promedio que son calculados de muestras recogidas a un mínimo de una vez por semana por cinco semanas en un período no mayor a 30 días.

Fuente: BRITISH COLUMBIA . WATER QUALITY GUIDELINES

La Tabla 5.10.3 muestra criterios sobre molibdeno en aguas de riego

Tabla 5.10.3
Efectos del Molibdeno en Calidad y Sustentabilidad de Cultivos.

Rango de Concentración (mg/L)	Efectos
Rango de calidad de aguas objetivo < 0,01	Concentración umbral a ser usada en tiempos prolongados la cual no causará la acumulación de molibdeno en las plantas a niveles tóxicos para animales.
0,01 – 0,05	Concentración máxima aceptable para suelos ácidos de textura fina.
> 0,05	Aceptable para riego sólo en cortos tiempos en base a un sitio específico.

Fuente: SOUTH AFRICAN WATER QUALITY GUIDELINES

La Federal Water Pollution Control Administration (1968) ha sugerido un valor estándar para aguas de riego de 5 ppb de Mo para usos continuos sobre suelos y 50 ppb para uso de corto plazo.

Un criterio de datos más actualizados propuso 0,01 mg/L para uso continuado de agua sobre todo suelo y 0,05 para uso de corto plazo sobre el suelo que reacciona con este elemento. Este criterio también está basado en el trabajo de Kubota et al (1963) en trébol Alsike quien encontró que concentraciones de molibdeno de 0,01 mg/L o mayores en soluciones de suelo estaban asociadas con niveles de toxicidad animal de este elemento.

Los diferentes criterios usados para evaluar los efectos del molibdeno en el uso de agua de riego son resumidos en la Tabla 5.10.4.

Tabla 5.10.4
Criterios sobre Molibdeno en los diferentes usos del Agua de Riego

Usos de Agua de Riego	Criterios
Aplicación a cultivos comerciales.	La calidad del cultivo es determinada por la toxicidad del molibdeno a los animales.
Aplicación para mantener sustentabilidad del suelo regado.	Acumulación en el suelo a concentraciones donde la calidad del cultivo es afectado.
Mantenimiento de equipos de riego.	Efectos desconocidos.

Fuente: SOUTH AFRICAN WATER QUALITY GUIDELINES

5.11 Plomo

5.11.1 Ocurrencia

El plomo (Pb) se encuentra naturalmente en tres estados de oxidación, metal, Pb^{2+} y Pb^{4+} . El Pb^{4+} sólo puede existir bajo condiciones extremas, fuera del pH ambiente y rangos de potencial óxido reducción (Eh). Sin embargo, los compuestos de Pb^{4+} son producidos artificialmente y son descargados al medio ambiente. Uno de tales compuestos, plomo tetraetilico, es ampliamente utilizado como un agente antidetonante en la gasolina. Las emisiones de plomo desde la gasolina y los desechos de la combustión del aceite son las principales fuentes antropogénicas de plomo.

Los minerales más comunes del plomo son los minerales de óxidos, carbonatos y sulfatos. En general, el Pb se encuentra en todas las rocas de la corteza terrestre. El contenido de plomo de las rocas ígneas está en rangos 8 mg/Kg a 20 mg/Kg y en rocas sedimentarias, 7 mg/Kg a 20 mg/Kg. La concentración promedio en la litósfera es del orden de 16 mg/Kg. Los suelos tienden a ser más ricos en plomo que las rocas. El rango usual del contenido de plomo en los suelos ha sido estimado entre 2 a 200 mg/Kg, con un valor promedio entre 10 a 25 mg/Kg.

La precipitación radiactiva atmosférica que se origina desde actividades tales como: minería del plomo, fundición y refinamiento de plomo primario y secundario, la manufactura de químicos de plomo, baterías y otros productos, producción de otros metales, cemento y combustión de combustible fósil, consumo de productos de plomo, principalmente gasolina con plomo e incineración de desechos y residuos que contienen cantidades trazas de plomo, son la mayor fuente de contaminación antropogénica de plomo en los cursos de agua.

5.11.2 Efecto en Riego

El plomo no es un elemento esencial para el crecimiento de la planta. Sin embargo, esta omnipresente en los sistemas suelo agua de las plantas. En general, el plomo se mantiene fuertemente en los suelos ya sea por sorción y/o formando complejos con componentes inorgánicos y orgánicos del suelo. Como resultado, sólo una pequeña cantidad del contenido total del plomo está disponible para las plantas. Un estudio llevado a cabo en la Universidad de Guelph (Ontario) mostró que el primer cultivo de pasto centeno removió sólo 0,004 a 0,017 kg Pb/ha de un suelo provisto con 1,5 a 116 kg Pb/ha a través de una aplicación de un fango residual (Bates et al., 1975).

En British Columbia, la proporción de plomo entre la lechuga y el suelo que sostenía el cultivo era de 0,015; la concentración de plomo en la lechuga fue de 3 mg/kg, mientras en el suelo era de 200 mg/kg (John, 1975). Wilson y Cline (1966) estimaban que solamente 0,003 a 0,005 del total de plomo en el suelo era tomado por las plantas de cebada. Ya que el plomo tiende a acumularse cerca de la superficie del suelo, los cultivos con raíces poco profundas están expuestos a concentraciones relativamente más altas que los cultivos con raíces más profundas (Walsh et al., 1975; John, 1975).

El plomo puede entrar a la planta a través del sistema de la raíz o de las hojas. Además la forma y concentración del metal en el ambiente, varios factores relacionados al suelo (pH, capacidad de intercambio de iones, textura, temperatura, contenido de humedad, contenido de materia orgánica, etc), cultivo (especies, profundidad de la raíz, anatomía, etc), y clima (precipitación, temperatura, etc) determinan el plomo consumido por las plantas.

Las diferentes partes de las plantas acumulan el plomo en diferentes grados. En general, las partes del fruto y de la flor acumulan las cantidades más pequeñas de plomo. En un experimento en un invernadero, Motto et al. (1970) notaron que las partes comestibles de zanahorias, tomates, maíz, lechugas y papas cultivadas en suelos que contenían 76 a 164 mg Pb/kg tenían niveles de plomo de 1,3 (masorca de maíz) a 16 mg/kg (zanahorias). Las concentraciones de plomo eran relativamente más altas en las hojas (más de 74 mg/kg en las hojas del maíz) que en otras partes de estas plantas.

La toxicidad del plomo en las plantas difiere con las especies de plantas. Los porotos cultivados en suelos que contenían 820 mg Pb/kg (peso seco) mostraron un pobre crecimiento y una decoloración manchada, mientras que los manís no fueron afectados (Berg, 1970). Una diferencia significativa en la producción de avenas y trébol rojo cultivadas en maceteros ocurrió en concentración de suelo con plomo sobre 50 mg/kg (Von Hodenberg and Finck, 1975); sin embargo, John and Van Laerhoven (1972) informaron que no hubo efectos en la producción de avenas en respuesta a un agregado de 1000 mg Pb/kg como $Pb(NO_3)_2$, $PbCl_2$, o $PbCO_3$. Las concentraciones de cloruro de plomo de ≥ 125 mg Pb/kg han sido informadas que decrecen el consumo de Ca, Mg, K y P en las plantas de maíz y reducen su cultivo en experimentos de invernadero (Walker et al., 1977).

Se recomienda que (a) para suelos neutros y alcalinos de textura fina, la concentración de plomo máxima en agua de riego no debería exceder 400 $\mu\text{g Pb/L}$ en ninguna ocasión; (b) la concentración total de plomo en aguas de riego para uso continuo en todos los otros suelos no debería exceder 200 $\mu\text{g/L}$ en ninguna ocasión. La Tabla 5.11.1 muestra los efectos del plomo usado en aguas de riego sobre el rendimiento y calidad del cultivo.

Tabla 5.11.1
Efectos del Plomo en Rendimiento de Cultivos y Sustentabilidad del Suelo

Rango de Concentración (mg/L)	Efecto en Rendimiento y Sustentabilidad
Rango de calidad de aguas objetivo < 0,2	La aplicación de una tasa de 1 m ³ /m ² /año para 100 años resultaría en una acumulación de plomo de 89 mg/Kg en los primeros 150 mm de suelo. Pocas plantas parecen ser afectadas a este nivel. La reducción y fallas del cultivo son los principales efectos de suelos contaminados con plomo. Generalmente el plomo no se acumula en las partes comestibles de las plantas a niveles nocivos para los consumidores (sin embargo, papas, lechuga y heno mostraron plomo concentrado)
0,2 – 2,0	Concentración máxima aceptable para suelos neutros a alcalinos de textura fina.
> 2,0	Aceptable para riego sólo en cortos tiempos en base a un sitio específico.

Fuente: SOUTH AFRICAN WATER QUALITY GUIDELINES

5.12 Sólidos Suspendidos y Turbiedad

5.12.1 Ocurrencia

La turbiedad es una medida de la carencia de claridad o transparencia del agua. Esta es causada por sustancias suspendidas o disueltas bióticas y abióticas. Mientras mayor sea la concentración de estas sustancias en el agua, mayor será la turbiedad. El tipo y concentración de material suspendido controla la turbiedad y transparencia del agua. El material suspendido consiste en limos, arcillas, partículas finas de materia orgánica e inorgánica.

Los procesos de erosión natural de formaciones geológicas inestables son la fuente más común de sólidos suspendidos en los cuerpos de agua. Las tasas y magnitud de la erosión dependen del clima, la geología, pendiente, tipo de suelo y la cubierta vegetal. Los sedimentos pueden permanecer en el lecho del canal o en sus orillas hasta que la velocidad crítica sea excedida, movilizándose la carga del lecho.

Las actividades antropogénicas como forestación, y construcción de camino pueden causar cambios marcados en las características físicas, químicas y biológicas de los cursos de agua localizados en las cercanías de estas actividades. Otro tipo de fuentes están relacionadas con construcción, agricultura, descarga de aguas residuales industriales y actividades mineras.

5.12.2 Efecto en Riego

La presencia de sólidos suspendidos en las aguas de riego puede producir variados efectos: impedir el brote de semillas, interferir la actividad fotosintética, el crecimiento y la aceptación del público (por ej, lechugas sucias). Los efectos, no están restringidos sólo a efectos biológicos sino que el exceso de sólidos suspendidos puede también producir obstrucción de componentes mecánicas de sistemas de riego (Singletón, 1985)

El criterio sobre presencia de sólidos suspendidos y turbiedad debe considerar proteger cultivos y equipos de riego de sólidos suspendidos excesivos en aguas.

La turbiedad inducida no debería exceder 10 NTU cuando la turbiedad base es ≤ 50 NTU. La turbiedad inducida no debería ser más que 20% del nivel de calidad base cuando éste es > 50 NTU.

Los residuos no filtrables producidos no deberían exceder 20 mg/L cuando el nivel base de sólidos suspendidos (medidos como residuos no filtrados) es ≤ 100 mg/L. Los sólidos suspendidos producidos no deberían ser más que el 20% del nivel de calidad base éste es > 100 mg/L. Criterios para riego relativos a turbiedad se resumen en la Tabla 5.12.1.

Tabla 5.12.1
Criterios sobre Turbiedad en Aguas de Riego

Criterio	Valor	Referencia
Las aguas superficiales no excederán más que 25 JTU sobre la turbiedad natural	25 JTU de aumento	Environment Saskatchewan 1975; Alberta Department of the Environment 1977
No debe causar efectos nocivos en usos indicados		Alaska Department of Environmental Conservation 1979
Rangos de criterios desde la turbiedad que se presenta naturalmente a un aumento máximo permitido de 10 NTU sobre el nivel base, o aquel que puede ser dañino para crear perjuicios, dependiendo de la clasificación	0 – 10 NTU de aumento	Montana Health and Environmental Sciences 1980
Aguas residuales de descargas de fuentes puntuales no deben aumentar la turbiedad aguas abajo de la zona de mezcla por: <ul style="list-style-type: none"> • Más que 5 NTU sobre la turbiedad base cuando la turbiedad base es \leq 50 NTU • Más que 10% sobre el nivel base cuando la turbiedad base es $>$ 50 NTU a un incremento máximo de 25 NTU. 	5 – 25 NTU de aumento	Idaho Department of health and Welfare 1980
Rango de criterio desde \leq 5 NTU sobre el nivel base a \leq 10 NTU sobre el nivel base cuando la turbiedad base es \leq 50NTU, o no más que 10 - 20% de aumento cuando la turbiedad base $>$ 50 NTU, dependiendo de la clasificación.	5 – 10 NTU de aumento	State of Washington 1982

Fuente: BRITISH COLUMBIA WATER QUALITY GUIDELINES

La Tabla 5.12.2 muestra los efectos de los sólidos suspendidos presentes en aguas de riego.

Tabla 5.12.2
Efectos de Sólidos Suspendidos en Emisores de riego

Rango de Concentración (mg/L)	Efecto en emisor
Rango de calidad de aguas objetivo $<$ 50	Prácticamente no hay problemas con la obstrucción de emisores de riego por goteo.
50 – 100	Problemas leves a moderados con la obstrucción de los emisores de riego por goteo.
$>$ 100	Problemas graves en aumento con la obstrucción de los emisores de riego por goteo.

Fuente: SOUTH AFRICAN WATER QUALITY GUIDELINES

5.13 Sulfato

5.13.1 Ocurrencia

Los sulfatos de sodio, potasio y magnesio son rápidamente solubles en agua. El sulfato de calcio es relativamente menos soluble. Estos sulfatos son ligeramente más soluble en aguas frías que en aguas calidas, mientras que otros sulfatos de metales más pesados no lo son. El sulfato disuelto puede ser reducido a sulfuro.

Los sulfatos son descargados en el medio ambiente acuático desde residuos de industrias que usan sulfatos y ácido sulfúrico, tales como la minería y fundiciones, molienda de papeles, textiles y curtiembre. La pirita de hierro (FeS) puede ser lixiviada desde minas de carbón abandonadas y los iones de sulfuro convertidos en sulfatos en aguas superficiales. Los sulfatos son también liberados durante la destrucción y la depositación de rocas de desecho en vertederos de minas de metales. Los sulfatos de fertilizantes son identificados como la mayor fuente de sulfato al medio ambiente agua.

El sulfato (SO_4) es la forma oxidada más estable del S y es muy soluble en agua. Son insolubles los sulfatos de plomo, bario y estroncio.

En agua de lluvia y nieve la fuente primaria de sulfato, en zonas no industrializadas, es el H_2S atmosféricamente oxidado que se produce en zonas costeras por bacterias anaeróbicas. En aguas naturales los sulfatos pueden ser producto de la lixiviación de rocas sedimentarias y de depósitos de sulfato como yeso ($\text{Ca SO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) y anhidrita (Ca SO_4). Las materias orgánicas sulfuradas también pueden contribuir con sulfatos después de su oxidación.

El sulfato disuelto puede ser reducido a sulfuro y volatizado a la atmósfera como H_2S , precipitado como sales insolubles o incorporado en organismos vivos. El sulfato sirve como fuente de oxígeno a las bacterias, bajo condiciones anaeróbicas, las cuales lo convierten en H_2S . El sulfato puede producirse por oxidación bacteriana de compuestos de S reducidos, incluyendo sulfuros metálicos y compuestos orgánico-sulfurados. El sulfato se considera la forma predominante de S en ambientes aeróbicos.

Los contenidos naturales de sulfato en ríos chilenos son, en general, bajos con algunas excepciones estacionales en el río Maipo, influenciado por la presencia en su cabecera de minerales de yeso. Valores reportados en informes técnicos muestran valores que oscilan entre 5 y 300 mg/l. La revisión de las concentraciones de sulfato medidas en las diversas estaciones que la Dirección General de Aguas posee a lo largo del país muestra la situación que se presenta en la Tabla 5.13.1.

Tabla 5.13.1
Concentración de Sulfato en Diversas Regiones de Chile (Valores Máximos)

Región	Valores Máximos de Sulfato (mg/l)				
	Valor	Fecha	Estación	Media Est.	Observaciones
I	2597.9	27/9/98	Río Luta en Panamericana	911.5	Estación Vigente
	2651.0	16/7/80	Río Azufre en Caracarani	1441.0	Estación Suspendida con pocos datos
II	2293.4	22/5/90	Río Loa en Desembocadura	1543	Estación Vigente
III	2113.3	9/9/96	Río Tránsito antes junta río Carmen	193.7	Estación Vigente, la mayor parte de los valores <300
	2822.0	17/12/86	Río Copiapo en Angostura	1765.8	Estación Suspendida con datos periodo 86-96
IV	2402.0	16/9/81	Río Malo después de Tranque de Relaves El Indio	977.9	Estación Vigente
V	390.0	17/5/89	Río Juncal antes río Blanco	157.2	Estación Vigente
RM	540.0	25/6/81	Estero Lampa antes río Mapocho	337.3	Estación Vigente
	649.8	5/6/91	Estero Lampa camino aeropuerto	353.9	Estación Suspendida
VI	831.0	22/4/85	Río Coya antes junta río Cachapoal	365.8	Estación Vigente
	2402.0	14/12/81	Canal entrada Planta Las Rosas	1798.7	Estación Suspendida, presenta altos niveles de Cu (>100 mg/l)
VII	144.9	26/3/99	Río Teno en Los Queñes	108.7	Estación Vigente, sólo dos datos
	270.0		Río Maule en Desembocadura	48.5	Estación Suspendida. Sólo dos valores sobre 200, el resto bajo 100
IX	20.2	5/3/91	Río Allipen en Melipeuco	3.1	Estación Vigente. Todos los valores de la región muy bajos.
X	232.9	20/3/90	Río Valdivia en Transbordador	46.7	Estación Vigente. Sólo 5 datos sobre 100 mg/l, el resto presenta concentraciones menores.
XI	61.5	16/6/99	Desague Lago Riesco		Estación Vigente Sólo tres valores (<1;<1;61.6)
XII	152.5	19/2/98	Río Las Minas en Bocatoma ESMAG	82.6	Estación Vigente

Fuente: DGA.

5.13.2 Efecto en Riego

El sulfato, en general no está regulado en la normativa internacional sobre calidad de aguas para riego. El sulfato contribuye a la salinidad del agua de riego junto con Na, Ca, Mg, Cl y HCO₃. Además, el sulfato contribuye a la conductividad y sólidos disueltos del agua, parámetros de calidad de aguas que si están regulados en la normativa internacional.

La literatura internacional informa que los problemas de infiltración/salinidad generados por altas concentraciones de sulfato se pueden mitigar con buenas prácticas agrícolas.

Se consideran valores normales en agua de riego los siguientes rangos de concentración para algunos parámetros anteriormente mencionados (FAO, 1987):

Sulfato	0 – 20 me/l	0 – 960,6 mg/l
Conductividad	0 – 3 ds/m	0 – 3000 µmhos/cm
Sólidos disueltos	0 – 2000 mg/l	

Se podría establecer una correspondencia entre el sulfato, parámetro que no aparece en normas, y el parámetro conductividad eléctrica (CE) que si está normado. Asumiendo que el sulfato es el anión predominante en el agua de riego, éste otorgaría al agua los siguiente rangos de conductividad eléctrica, los que se resumen en la Tabla 5.13.2.

Tabla 5.13.2
Relación Sulfato y Conductividad Eléctrica en Aguas

Concentración Sulfato (mg/l)	Conductividad Eléctrica µmhos/cm
500 – 800	770 – 1.200
800 – 1.000	1.200 – 1.500
1.000 – 1.500	1.500 – 2.300
1.500 – 2.000	2.300 – 3.100
2.000 – 2.500	3.100 – 4.000

Estos antecedentes permiten estimar que, de acuerdo a la NCh 1333 Of. 78 modificada en 1987, un agua de riego con niveles de sulfato entre 1.00 y 1.500 mg/l es un agua con una Conductividad Eléctrica inferior a 2.500 µmhos/cm y por lo tanto puede tener efectos adversos en muchos cultivos y necesita de métodos de manejo cuidadosos. Un agua de riego con niveles de sulfato entre 2.000 y 2.500 es un agua de conductividad eléctrica en el rango de 3000 – 4000 µmhos/cm que puede ser usada para plantas tolerantes en suelos permeables con métodos de manejo cuidadoso.

5.14 Zinc

5.14.1 Ocurrencia

El zinc es un elemento esencial para plantas y animales. En los mamíferos, éste juega un rol vital en la biosíntesis de ácido nucleico, ARN, ADN y de esta forma, está envuelto en procesos de cicatrización del tejido del cuerpo. Otros procesos fisiológicos que incluyen metabolismo hormonal, respuesta inmunológica y estabilización de ribosoma y membranas requieren zinc.

El zinc en aguas naturales ocurre en forma de partículas disueltas o suspendidas. Sólo la fracción disuelta se cree que es tóxica para los peces. El zinc disuelto asume varias formas químicas diferentes en varios complejos orgánicos e inorgánicos. El zinc se presenta como Zn^{+2} en aguas ácidas y como $ZnOH^+$ en aguas blandas. El agua blanda es también conocida por incrementar la toxicidad del zinc en peces y los criterios de calidad de agua están basados en aguas duras. (EPA 1991, 1992). La mayor parte del zinc que ingresa al medio ambiente acuático es eventualmente depositado en los sedimentos.

La fuente artificial más importante de Zinc en el medio ambiente comprende electro - galvanizadores, fundiciones y procesos mineros, drenaje de mina, aguas residuales domésticas e industriales, escorrentía superficial de caminos, corrosión de aleaciones de zinc y superficies galvanizadas y erosión de suelos agrícolas (Eisler, 1993). En aguas frescas, la concentración es normalmente menor que 40 a 60 $\mu\text{g/L}$ (Eisler, 1993)

5.14.2 Efecto en Riego

El zinc es un elemento esencial para el crecimiento de las plantas. El crecimiento de las plantas puede sufrir desde carencia de zinc en suelos deficientes de zinc hasta niveles excesivos en los suelos, que son tóxicos para las plantas y los organismos en el suelo.

El CCREM (1987) recomendó que la concentración total de zinc para aguas de riego no debiera exceder 10 mg/L para uso en suelos bajo pH 6,5. A mayores pH, CCREM recomendó un límite de 5,0 mg/L. Este límite estaba basado en el informe publicado por Taylor and Demayo (1980). Asumiendo un uso adecuado de material con cal para mantener altos valores de pH en el suelo (pH 6 o por encima), la US EPA (1973) recomendó una concentración máxima de 2,0 mg/L en aguas de riego para uso continuo en todos los suelos. Para un período de 20 años en suelos neutros o alcalinos, la concentración recomendada para agua de riego es 10 mg/L de zinc. Ontario (OMOE 1984) y Manitoba (Williamson 1988) también recomendaron estos límites.

Se recomienda que la concentración total de zinc en agua de riego no debe exceder 1,0 mg/L para suelos con pH < 6. No debe exceder 2,0 mg/L para suelos con pH en rangos entre 6,0 y 7,0. Y no debe exceder 5,0 mg/L para suelos con pH 7,0. La Tabla 5.14.2 muestra los efectos del zinc usado en aguas de riego sobre el rendimiento del cultivo y la sustentabilidad del suelo.

Los diferentes criterios usadas en la guía para evaluar los efectos del zinc en el uso de agua de riego son resumidos en la Tabla 5.14.1 y 5.14.2.

Tabla 5.14.1
Efectos del Zinc en los Usos del Agua de Riego

Usos de Agua de Riego	Efectos
Aplicación a cultivos comerciales.	El rendimiento de cultivo es afectado por la sensibilidad del cultivo al zinc consumido a través de las raíces de la planta.
Aplicación para mantener sustentabilidad del suelo regado.	Acumulación en el suelo a concentraciones donde el cultivo es afectado.
Mantenimiento de equipos de riego.	Efectos desconocidos.

Fuente: SOUTH AFRICAN WATER QUALITY GUIDELINES

Tabla 5.14.2
Efectos del Zinc en Rendimiento de Cultivos y la Sustentabilidad del Suelo.

Rango de Concentración (mg/L)	Rendimiento del Cultivo y Sustentabilidad del Suelo
Rango de calidad de aguas objetivo < 1,0	Tóxico para muchas plantas a una concentración de 1 mg/L y menos en soluciones de nutrientes. El rango de calidad de aguas objetivo debería proteger a la mayoría de las plantas desde concentraciones tóxicas de zinc absorbidas incluso cuando crecen sobre suelos arenosos ácidos.
1,0 – 5,0	Concentración máxima aceptable para suelos neutros a alcalinos de textura fina.
> 5,0	Aceptable para riego sólo en cortos tiempos en base a un sitio específico.

Fuente: SOUTH AFRICAN WATER QUALITY GUIDELINES

CAPITULO 6

PROPUESTAS DE CRITERIOS DE CALIDAD DE AGUAS O EFLUENTES TRATADOS PARA USO EN RIEGO

CAPITULO 6

**PROPUESTA DE CRITERIOS DE CALIDAD DE AGUAS O EFLUENTES TRATADOS PARA
USO EN RIEGO**

INDICE

**6. PROPUESTA DE CRITERIOS DE CALIDAD DE AGUAS O EFLUENTES TRATADOS
PARA USO EN RIEGO..... 1**

6. PROPUESTA DE CRITERIOS DE CALIDAD DE AGUAS O EFLUENTES TRATADOS PARA USO EN RIEGO

Los criterios clásicos de calidad de agua de riego como los desarrollados en 1954 por el US Salinity Laboratory, en la actualidad, están siendo muy criticados, porque se considera que no es posible ni correcto definir límites claros entre las diferentes clases de agua de riego.

Para establecer estos clásicos criterios, el énfasis principal estuvo sólo en la composición iónica del agua, sin considerarse las propiedades del suelo, tolerancia de cultivos a sales, condiciones climáticas y prácticas agronómicas y de riego. Estudios y experiencias muestran que un agua de riego clasificada como de clase 3 en una región dada, puede considerarse de clase 2 e incluso 1, en otra región.

Actualmente, existe un consenso general respecto a usar los criterios clásicos sólo como guía general y considerar el tipo de cultivo, la calidad del suelo, las tecnologías de riego y las condiciones climáticas en la evaluación final de la calidad del agua de riego.

Los agrónomos y especialistas en riego deberían aconsejar a los agricultores sobre las prácticas de manejo adecuadas para superar el potencial problema que representa un agua con parámetros diferentes a los considerados clásicos.

En el caso de los metales pesados, por ejemplo, dada la alta tasa de retención en el suelo y la baja captación por la planta, la tasa máxima de aplicación, idealmente, no debiera exceder aquella que permitirá un normal crecimiento de la planta. Ante la limitada información disponible sobre esta materia, los criterios deben, necesariamente, ser muy conservadoras lo que significa que si el valor recomendado es excedido, puede que no se produzca fitotoxicidad. Los criterios deben proteger el recurso suelo y asegurar su capacidad productiva presente y futura.

En aguas de riego, los valores que son considerados como límites máximos no debieran ser tomados como valores absolutos, deberán adecuarse a las condiciones locales y considerar los aportes de otras fuentes. Para ello deben hacerse estudios de situación y desarrollar herramientas de gestión apropiadas.

En las Tablas 6.1 a 6.6 se entrega un análisis comparativo de legislación y criterios, tanto internacionales como nacionales, así como la propuesta del grupo consultor de la Universidad de Chile que elaboró este estudio. Los fundamentos de estas propuestas se encuentran en Tablas 6.7 a 6.15. Fundamentos adicionales se encuentran en los Capítulos 3 a 5 y en Anexo A.

Tabla 6.7
Límites Recomendados de Molibdeno aplicables en aguas de riego.

Concentración de Mo	Aplicación
0,01 mg/L promedio* 0,05 mg/L máximo*	Suelos pobremente drenados usados para cultivos de forraje con tasa de Cu/Mo <2:1 en aguas de riego
0,02 mg/L promedio* 0,05 mg/L máximo*	Suelos bien drenados usados para cultivos de forraje o, suelos pobremente drenados usados para cultivos de forraje con tasa de Cu/Mo ≥2:1 en aguas de riego
0,03 mg/L promedio*	Riego de cultivos no forrajeros

* valores máximo y promedio aplicados durante la temporada de riego, con valores promedio que son calculados de muestras recogidas a un mínimo de una vez por semana por cinco semanas en un período no mayor a 30 días.
Fuente: BRITISH COLUMBIA WATER QUALITY GUIDELINES

Tabla 6.8
Efectos del Zinc en Rendimiento de Cultivos y la Sustentabilidad del Suelo.

Rango de Concentración (mg/L)	Rendimiento del Cultivo y Sustentabilidad del Suelo
Rango de calidad de aguas objetivo < 1,0	Tóxico para muchas plantas a una concentración de 1 mg/L y menos en soluciones de nutrientes. El rango de calidad de aguas objetivo debería proteger a la mayoría de las plantas desde concentraciones tóxicas de zinc absorbidas incluso cuando crecen sobre suelos arenosos ácidos.
1,0 – 5,0	Concentración máxima aceptable para suelos neutros a alcalinos de textura fina.
> 5,0	Aceptable para riego sólo en cortos tiempos en base a un sitio específico.

Fuente: SOUTH AFRICAN WATER QUALITY GUIDELINES

Tabla 6.9
Rangos de Tolerancia o Sensibilidad al Boro de Cultivos Agrícolas

Tolerancia	Concentración de Boro en Agua de Riego (mg/l)	Cultivo Agrícola
Muy Sensible	< 0,5	Mora
Sensible	0,5 – 1,0	Durazno, cereza, ciruela, uva, cebolla, ajo, camote, trigo, cebada, girasol, frutillas, alcachofa, porotos
Sensible Moderadamente	1,0 – 2,0	Pimienta roja, arveja, zanahoria, rábano, papa, pepino
Tolerante Moderadamente	2,0 – 4,0	Lechuga, repollo, apio, avena, maíz, alcachofa, tabaco, trébol, calabaza
Tolerante	4,0 – 6,0	Tomate, alfalfa, perejil, betarraga, remolacha
Muy Tolerante	6,0 – 15,0	Espárragos

Fuente: BRITISH COLUMBIA WATER QUALITY GUIDELINES

Tabla 6.10
Efectos del Boro en Cultivos.

Rango de Concentración (mg/L B)	Síntomas de daño en cultivos
< 0,5	Debería prevenir la acumulación de boro a niveles tóxicos (a través del consumo por la raíz) salvo en las plantas más sensibles.
0,5 – 1,0	Cultivos muy sensibles al boro acumulan niveles tóxicos (a través del consumo por la raíz). Ellos empiezan a mostrar síntomas de daños en las hojas y/o disminución de rendimiento.
1,0 – 2,0	Cultivos sensibles al boro acumulan niveles tóxicos (a través del consumo por la raíz). Ellos empiezan a mostrar síntomas de daños en las hojas y/o disminución de rendimiento.
2,0 – 4,0	Cultivos moderadamente sensibles al boro acumulan niveles tóxicos (a través del consumo por la raíz). Ellos empiezan a mostrar síntomas de daños en las hojas y/o disminución de rendimiento.
4,0 – 6,0	Cultivos moderadamente tolerantes al boro acumulan niveles tóxicos (a través del consumo por la raíz). Ellos empiezan a mostrar síntomas de daños en las hojas y/o disminución de rendimiento.
6,0 – 15,0	Cultivos tolerantes al boro acumulan niveles tóxicos (a través del consumo por la raíz). Ellos empiezan a mostrar síntomas de daños en las hojas y/o disminución de rendimiento.
> 15,0	Cultivos muy tolerantes al boro acumulan niveles tóxicos (a través del consumo por la raíz). Ellos empiezan a mostrar síntomas de daños en las hojas y/o disminución de rendimiento.

Fuente: SOUTH AFRICAN WATER QUALITY GUIDELINES

Tabla 6.11
Efectos del Cloruro en Rendimiento y Calidad de Cultivos.

Rango de Concentración (mg/L Cl)	Rendimiento y Calidad del Cultivo
< 100	Debería prevenir la acumulación de cloruro a niveles tóxicos salvo en las plantas más sensibles, incluso cuando el cloruro consumido es a través de la absorción de la hoja, esto es el follaje del cultivo es mojado.
< 140	Debería prevenir la acumulación de cloruro a niveles tóxicos salvo en las plantas más sensibles, cuando el cloruro consumido es a través de la absorción por las raíces, esto es el agua es aplicada a la superficie del suelo por lo tanto se excluye la humedad del follaje del cultivo.
140 – 175	Sólo problemas leves con la acumulación de cloruro a niveles tóxicos a los cultivos pueden ser esperados cuando el cloruro consumido es a

	través de la absorción de las raíces, esto es el agua es aplicada a la superficie del suelo por lo tanto se excluye la humedad del follaje del cultivo.
100 – 175	Los cultivos sensibles a la absorción de la hoja acumulan niveles tóxicos de cloruro cuando su follaje es humedecido. Ellos muestran daños en la hoja y disminución del rendimiento.
175 - 350	Algunos problemas con la acumulación de cloruro a niveles tóxicos a cultivos moderadamente sensibles pueden ser esperados cuando el consumo de cloruro es a través de absorción de la raíz, esto es, el agua es aplicada a la superficie del suelo por lo tanto se excluye la humedad del follaje del cultivo. Los cultivos moderadamente sensibles a la absorción de la hoja acumulan niveles tóxicos de cloruro cuando su follaje es humedecido. Ellos muestran síntomas de daños en la hoja y disminución del rendimiento.
350 – 700	Todos los cultivos moderadamente sensibles y cultivos más moderadamente tolerantes acumulan cloruro a niveles tóxicos para los cultivos cuando el cloruro consumido es a través de absorción por la raíz, esto es, el agua es aplicada a la superficie del suelo por lo tanto se excluye la humedad del follaje del cultivo. Los cultivos moderadamente tolerantes a la absorción de la hoja acumulan niveles tóxicos de cloruro cuando su follaje es humedecido. Ellos muestran síntomas de daños en la hoja y disminución del rendimiento.
> 700	Problemas crecientes con la acumulación de cloruro a niveles tóxicos para los cultivos pueden ser esperados cuando el consumo de cloruro es a través de la absorción por la raíz, esto es, el agua es aplicada a la superficie del suelo por lo tanto se excluye la humedad del follaje del cultivo. Los cultivos tolerantes a la absorción de la hoja acumulan niveles tóxicos crecientes de cloruro cuando su follaje es humedecido. Ellos muestran síntomas de daños en la hoja y disminución del rendimiento.

Fuente: SOUTH AFRICAN WATER QUALITY GUIDELINES

Tabla 6.12
Restricción de Uso de Aguas para Riego según CE y SDT

Parámetro	Unidad	Grado de restricción en uso		
		ninguno	Débil a moderado	Severo
CE	ds/m	< 0.7	0.7 – 3.0	> 3.0
SDT	mg/l	< 450	450 – 2000	> 2000

Tabla 6.13
Relación Sulfato y Conductividad Eléctrica en Aguas

Concentración Sulfato (mg/l)	Conductividad Eléctrica mmhos/cm
500 – 800	770 – 1.200
800 – 1.000	1.200 – 1.500
1.000 – 1.500	1.500 – 2.300
1.500 – 2.000	2.300 – 3.100
2.000 – 2.500	3.100 – 4.000

Tabla 6.14
Guía para Calidad del Agua para Uso en Riego : Sólidos Disueltos Totales

Concentración de SDT [mg/l]	Grado de Restricción en el Uso.
450	Sin restricción de uso.
450 -- 2000	Restricción débil a moderada.
>2000	Restricción moderada a severa.

Fuente: Wastewater quality guidelines for agricultural use. FAO irrigation and drainage paper 47.

Tabla 6.15
Efectos de Sólidos Suspendedos en Emisores de Riego.

Rango de Concentración (mg/L SST)	Efecto sobre Emisores de Riego
< 50	Prácticamente no hay problemas con la obstrucción de emisores de riego por goteo.
50 – 100	Problemas leves a moderados con la obstrucción de los emisores de riego por goteo.
> 100	Problemas graves en aumento con la obstrucción de los emisores de riego por goteo.

Fuente: SOUTH AFRICAN WATER QUALITY GUIDELINES

CAPITULO 7
RECOMENDACIONES

CAPITULO 7
RECOMENDACIONES
INDICE

7. RECOMENDACIONES _____ **1**

7. RECOMENDACIONES

La información reunida y analizada durante el desarrollo de este estudio muestra la existencia, en el país, de una variada gama de aguas o efluentes tratados, potencialmente, utilizables en riego lo que despierta gran interés en algunos sectores relacionados con el desarrollo agrícola de ciertas zonas del país que, a veces enfrentan limitaciones en la disponibilidad del recurso agua.

Los potenciales recursos de aguas identificados presentan, dado su origen, algunos componentes de no común ocurrencia en aguas naturales. Algunos presentan elementos estrechamente ligados a la actividad minera desarrollada en el país, como es el caso de molibdeno, arsénico, cobre y sulfato. Otros se relacionan con características geológicas, como es el caso de boro y dureza, y otros como un exceso de orgánicos y nutrientes, los que están asociados al tipo de actividad industrial que la genera.

Para muchos de estos componentes del agua de riego, la literatura consultada durante este estudio, entrega escasa información o muy incompleta. Por esto se recomienda iniciar un programa de investigación propio, especialmente respecto a los constituyentes de las aguas y efluentes tratados cuya utilización se considere de mayor interés para el desarrollo social y económico del país.

Cualquiera sea el tipo de componente del agua de riego, las decisiones sobre los criterios de calidad para su uso deben integrar conocimientos o criterios sobre calidades de suelo, sensibilidad de cultivos y prácticas de buen manejo agrícola. Esta integración representa un desafío complejo, que es necesario enfrentar para lo cual se sugiere comenzar con algún caso piloto.

A modo de ejemplo se tiene el estudio para fijar los criterios de uso de los lixiviados tratados de los rellenos sanitarios. Estos efluentes tratados guardan relativa homogeneidad a lo largo del país, por lo que un estudio de un caso específico permitiría extrapolar resultados a otras situaciones. Otros ejemplos podrían ser el uso en riego de aguas residuales de crianza masiva de cerdos (purines) o el uso de aguas residuales de la actividad minera (relaves), dada la importancia de esta actividad en el país y los requerimientos ambientales que deben cumplir para comercializar sus productos en el exterior.

Una instancia posible para concretar esta necesidad de estudio y conocimiento sería aprovechar el Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental a que se deben someter muchos de los Proyectos relacionados con este tema, exigiéndoles en la Resolución de Calidad Ambiental (RCA) la realización de estudios al respecto y la divulgación de éstos al medio externo a objeto de que sus resultados contribuyan, realmente, a constituir la fundamentación de los criterios sobre calidad de aguas o afluentes tratados para uso en riego en Chile.

La propuesta de criterios hecha en este estudio constituye una primera etapa en este desafío, la que requiere ser enriquecida con experiencias nacionales e integración de los otros elementos claves en el éxito del riego, como son los componentes suelos, cultivos y prácticas de manejo.

REFERENCIAS

REFERENCIAS

- R.S. Ayers, D.W. Westcot. Water Quality for Agriculture. FAO Irrigation and Drainage Paper 29 rev.1. Reprinted 1989, 1994. Food and Agriculture Organization of the United Nations Rome, 1985.
- DOE (Department of Energy). 1998. Empirical Models for the Uptake of Inorganic chemicals from Soils to Plants. Bechtel Jacobs Company.
- Hoek W, Hassan M, Ensink J, Feenstra S, Raschid-Sally L, Munir S, Aslam R, Ali N, Hussain R and Matsuno Y. 2002. *Urban Wastewater: A Valuable Resource for Agriculture. A Case Study from Haroonabad, Pakistan.*
- Joseph R. Heckman, 2003. Iron: Needs of Soils and Crops in New Jersey. Rutgers Cooperative extension: fact sheet.
- Kretschmer N, Ribbe L and Gaese H. *Wastewater for Reuse for Agriculture.* Technology Resource Management & Development. Scientific Contributions for Sustainable Development, Vol. 2
- Langmuir et al, 2003. Issue Paper on the Environmental Chemistry of Metals.
- Lawrence et al, 2003. Issue Paper on the Ecological Effects of Metals.
- Martínez M.J. 2004. Modelación Empírica de la Adsorción de Metales Presentes en Lodos Provenientes de la Planta de Tratamiento de Aguas Servidas "El Trebal" para la Especie Vegetal de Cultivo Zea mays L. (Maíz). Facultad de Ciencias Agronómicas. Universidad de Chile
- Pescod M. 1992. *Wastewater Treatment and Use in Agriculture.* FAO Irrigation and Drainage Paper 47.
- Rhoaders J, Kandiah A and Mashali A. 1993. *The Use of Saline Waters for Crop Production.* FAO Irrigation and Drainage Paper 48.
- Scott C, Zarazúa J, and Levine G. 2000. *Urban-Wastewater Reuse for Crop Production in the Water-Short Guanajuato River Basin, Mexico.*
- United States Department of the Interior, Bureau of Reclamation, Fish and Wildlife Service, Geological Survey y Bureau of Indian Affairs. 1998. *Guidelines for Interpretation of the Biological Effects of Selected Constituents in Biota, Water, and Sediment.* National Irrigation Water Quality Program. Information Report No. 3.
- WHO (1996), *Analysis of Wastewater for Use in Agriculture.* A Laboratory Manual of Parasitological and Bacteriological Techniques. Geneva, Switzerland.
- CICA Ingenieros Consultores. 1995. *Uso Agropecuario del Agua Efluente del embalse de Relaves Caren.* Codelco Chile. División El Teniente.

- CICA Ingenieros Consultores. 1999. *Uso Potencial de Aguas Claras de Relave en el sector Silviagícola Estación Experimental Ovejería*. Codelco Chile. División Andina.
- ATM Ingeniería Limitada. 2004. *Condiciones Básicas Para la Aplicación de Riles de Agroindustrias en Riego*. SAG.
- WHO (1989), Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture. WHO Tech. Report Series No. 77, WHO; Geneva, Switzerland
- Esparza M.L., Zumarte M. Riesgos para la salud por el uso de aguas residuales en agricultura. XXVI Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental I-S Nov. 1998, Lima, Perú.
- Esparza M.L., Florez A., Castagnino W. Evaluación de riesgos para la salud por el uso de las aguas residuales en agricultura. CEPIS, Perú, 2002.
- Isea D y col. Lixiviación de metales no nutrientes en suelos sometidos a riego con aguas residuales tratadas. XXVII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 2000, Porto Alegre, Brasil.
- Correa C, José. Metales pesados en aguas del Zanjón de la Aguada. Tesis para optar al título de Químico de la Universidad de Chile. 1978.
- Figueroa L. Impact of Anthropic arsenical environmental on persons of active residence in them. In: International Seminar Proceedings (63-70) Arsenic in the Environment and its Incidence on Health. Universidad de Chile, Chile May 1992.
- Muñoz O. et al. Vegetables collected in the cultivated Andean area of northern Chile: Total and inorganic arsenic contents in raw vegetables. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 50 (3): 642 – 647, 2002.
- R. Del Piano, Conca E. Y Erlwein A. Efectos del Uso de Agua Clara de Relaves de Cobre en Producción Animal (informe inédito).
- R. Del Piano, Conca E y Erlwein A. Efectos del Uso de Agua Clara de Relaves de Cobre para Riego Agrícola.(informe inédito).
- Schalscha E., Vergara I.,Schirado T. Nitrate Movement in a Chilean Agriculture area Irrigated with Untreated Sewage Water. *Journal of Environmental Quality*, Vol.8 Nr.1.,1979.
- Schalscha E., Vergara I.,Schirado T. Irrigation with Untreated Sewage Water and its Effect on the content of Heavy Metals in soil and Crops. *Land Treatment of Wastewater,Intl.Symp.CCRED Vol1.1978*.
- Schirado T. Vergara I Schalscha E., Pratt P.F. Evidence of Movement of Heavy Metals in a Soil Irrigated with Untreated Wastewater. *Journal of Environmental Quality*, Vol 16 Nr1, 1986.

- Shelif G. (1991) Wastewater reclamation and wastes water resources managment, wastewater Reclamation and Reuse. Proceedings of the International Symposium on Wastewater Reclamation and Reuse. Spain, September 1991. Editors Mujeriego R., and Asano T. Pergamaon Pres.
- Papadopoulos I., Y.Stylianou and V.D. Krentos. Use of Marginal Waters for Crop Production. Water Quality Bulletin Volume 12 Number 2. Environment Canada, April 1987.
- Asano, T., Leong L.Y.C., Rigby, M. G., Sakagi, R.H.. 1992. Evaluation of the California Wastewater reclamation criteria using enteric virus monitoring data. Wat. Sci. Tech. 26(7-8), 1513-1524.
- Ayres Rachel M & D. Duncan Mara. Analysis of Wastewater for Use in Agriculture.
- Laboratory Manual of Parasitological and Bacteriological Techniques. World Health Organization, Geneva, 1996. 1-35 pgs.
- Ayres R.S. and Wescot D.W. 1994. Water quality for agriculture. FAO Irrigation and drainage paper. Cap.7.
- Blumenthal Ursula J., Anne Peasey, Guillermo Ruiz-Palacios and Duncan D. Mara. 2000a. Guidelines for wastewater reuse in agriculture and aqiculture: recommended revisions based on new research evidence. Task N° 68 Part 1. WELL Report: 1-67 pgs.
- Blumenthal Ursula J., Duncan D. Mara, Anne Peasey, Guillermo Ruiz-Palacios, and Rebeca Stott. 2000b. Guidelines for the microbiological quality of treated wastewater used in agriculture: Recommendations for revising W.H.O. guidelines. Bulletin of the World Health Organization, 2000b, 78(9) : 1104-1116.
- CONAMA. D.S. N° 90/2000 del Ministerio Secretaría General de la Presidencia - Norma de Emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales
- Crook, J. 1998. Wastewater reclamation and reuse criteria. In: Wastewater reclamation and reuse (ed. T. Asano), pp. 489-520. Lancaster, PA. Technomic Publishing Co.
- Cuchacovich, J.C. 1992. Planning for controlling the quality of irrigation water destined for vegetables production in Chile. In: Westcot D.W. Quality of wastewater for irrigation crop production. 1997. FAO,Rome, Report 10, M-56.
- Feachem R.G. 1983. Sanitation and Disease: health aspects of excreta and wastewater management. John Wiley,Chichester.
- Ferreccio, C., Levinem M.M., Manterola, AA., Rodríguez, G., Rivara, I., Prentzel, R.E., Black, T., Mancuso, and Bulas, D. 1984. Bening bacteremia due to *Salmonella typhi* from irrigation water in Santiago, Chile. Journal of Onfectiuos Diseases 149:640-642.
- Instituto Nacional de Normalización, INN. 1987. NCH 1333 Of. 78. Requisitos de calidad de aguas para diferentes usos.

- Ministerio de Obras Públicas. 1998. Norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos industriales líquidos a sistemas de alcantarillado. Decreto 609/98, modificado el 15 de julio 2004.
- Monreal J. 1993. Estudio de caso de Chile. Evolución de la morbilidad entérica en Chile luego de la aplicación de medidas de restricción de cultivos en zonas regadas con aguas servidas. Workshop on Health Agriculture and Environmental Aspects of Wastewater Use. (WHO/FAO/UNEP/UNCHS), Juitepec, México.
- National Research Council. 1996. Use of reclaimed water and sludge in food crop irrigation. National Academy Press, Washington, D.C.
- Shuval H.I. 1993. Investigation of typhoid fever and cholera transmission by raw wastewater irrigation in Santiago, Chile. *Wat. Sci. Tech.* 27(3-4):167-174.
- Shuval, H., Lampert, Y. and Fattal, B. 1997. Development of a risk assessment approach for evaluating wastewater reuse standard for agriculture. *Wat. Sci. Tech.* 35(11/12) 15-20.
- Strauss, M. 1985. Health aspects of nightsoil and sludge use in agriculture and aquaculture. Part II pathogen survival. IRCWD Report No 04/85.
- US Environmental Protection Agency (USEPA) 2004. Guidelines for water reuse.
- Technological transfer and support division national risk management research laboratory office of research and development. Cincinnati, OH.
- Wescot D.W. 1997. Quality control of wastewater for irrigation crop production.
- Water reports-10. California Regional Water Quality Control. Board, Sacramento, California, USA. FAO.
- York, D.W., and L. Walker-Coleman. 1999. Is it time for pathogens standard?. Proceeding of the 1999 Florida Water Resources Conference. AWWA, FPCA, and FW&PCOA, Tallhassee, Florida.

ANEXO A

FICHAS POR PARÁMETROS

ANEXO A
FICHAS POR PARÁMETROS
ALUMINIO

**CRITERIOS DE CALIDAD DE SUELOS Y DE AGUAS O EFLUENTES TRATADOS
PARA USO EN RIEGO**

ALUMINIO

1. OCURRENCIA EN EL MEDIO AMBIENTE.....	1
1.1. FUENTES.....	1
1.2. NIVELES NATURALES	1
2. ALUMINIO EN RIEGO.....	1
2.1. EFECTOS.....	1
2.2. CRITERIO DE LITERATURA.....	2
2.3. CRITERIO RECOMENDADO	3
2.4. RAZONES.....	4
3. REFERENCIAS	4

1. OCURRENCIA EN EL MEDIO AMBIENTE

El Aluminio se encuentra ampliamente distribuido en el medio ambiente y ha sido conocido por mucho tiempo como un tóxico para el crecimiento de las plantas en suelos ácidos. Recientemente, la atención se ha enfocado en el rol del aluminio como factor tóxico en fenómenos de acidificación del agua y como un factor patogénico en enfermedades humanas, por ejemplo el síndrome de Alzheimer.

1.1. Fuentes

El aluminio es el tercer elemento más abundante presente en la corteza terrestre y el metal más abundante. Aunque es un constituyente de todos los suelos, plantas y animales, es también persistente en la naturaleza en la forma elemental. En la litosfera, nunca se encuentra como un metal puro, pero bastante en combinación con oxígeno y silicio como minerales aluminosilicatos complejos e insolubles, los cuales son abundantes en rocas ígneas, metamórficas y sedimentarias.

Como un resultado de procesos de desgaste natural, el aluminio se encuentra en los suelos bajo forma de mineral secundario estable como arcillas o silicatos de aluminio impuros, hidróxido de aluminio, etc.

Dado que el aluminio es tan abundante y ampliamente distribuido, la mayoría de las aguas tienen amplia oportunidad para disolverlo. Sin embargo, debido a la insolubilidad de los materiales padres, la concentración de aluminio disuelto en aguas naturales es normalmente < 1 mg/L. Las excepciones son aguas de bajo y alto pH o aguas altas en orgánicos en las cuales el aluminio del suelo llega a ser más soluble. Las aguas superficiales naturalmente acidificadas con un pH < 4 que incluyen lagos pantanosos, drenaje volcánico, vertientes termales y salinas pueden contener cientos e incluso miles de mg/L de aluminio. Altas concentraciones también pueden ocurrir en aguas subterráneas ácidas.

La atmósfera también hace contribuciones naturales de aluminio hacia el agua en forma de precipitaciones o sedimentación de partículas.

1.2. Niveles Naturales

Como se indicó previamente, las concentraciones de aluminio disueltas en aguas frescas naturales casi neutras son generalmente bajas. Los niveles de aluminio disuelto pueden aumentar en soluciones ácidas/alcalinas como resultado de cambios de solubilidad, o debido a la presencia de varios agentes complejos inorgánicos. Las concentraciones de aluminio total pueden ser altas (> 1 mg/L), pero en aguas casi neutras éste usualmente se presenta en altos niveles de material aluminosilicatos o aluminio absorbido orgánicamente.

2. ALUMINIO EN RIEGO

2.1. Efectos

El aluminio es muy abundante en la mayoría de los suelos con concentraciones típicas en suelos minerales en rangos de 10.000 a 300.000 µg/g y un promedio de 10% por peso. Sin embargo, el aluminio está normalmente presente en las plantas en concentraciones relativamente bajas como resultado de su baja biodisponibilidad. Los más altos niveles de disponibilidad dependen de varios factores, el más importante de estos es el bajo pH. Los

suelos ácidos con altas concentraciones de aluminio disponible pueden ser encontrados en muchos lugares donde ha habido cultivos pesados o uso de fertilizantes de nitrógeno, en sitios de mina ácido reducidos y en suelos forestales ácidos. La toxicidad del aluminio es considerada como una de las principales causas de no productividad en suelos ácidos

La esencialidad del aluminio para la vida de las plantas no está probada, aunque sus efectos tóxicos sobre el crecimiento y productividad han sido ampliamente reconocidos por agrónomos y ecologistas. Diferentes especies de plantas muestran variaciones en la tolerancia al aluminio en suelos o soluciones de nutrientes. Las hojas de las plantas de té y varias plantas sudamericanas que crecen sobre suelos ácidos lixiviados pueden acumular aluminio en concentraciones que exceden los 10.000 mg/Kg. Los primeros trabajos clasificaron un número de cultivos de acuerdo a su sensibilidad al aluminio. Aquellos cuyo crecimiento fue deprimido por 2 mg/L de aluminio en una solución de nutriente fueron denominados sensibles (lechuga, remolacha, cebada, zanahoria), aquellos que decayeron por 2 – 7 mg/L de aluminio fueron descritos como de sensibilidad media (rábano, repollo, centeno, avena) y aquellos afectados por más de 14 mg/L de aluminio fueron denominados aluminio-resistentes (maíz). Niveles altos de aluminio en el suelo también están asociados a la muerte de bosque de haya y abeto en Alemania.

Los suelos acidificados cerca de una fundición en Sudury, Ontario, contenían 51 – 99 µg/g de aluminio en el agua extraída, que era tóxica para varias especies de plantas durante bioensayos. Niveles de aluminio tan bajo como 2,0 mg/L en la solución de suelo fueron encontrados que inhiben el crecimiento de las raíces de varias especies de cultivo.

La fitotoxicidad del aluminio no está bien entendida y los efectos del aluminio no son fáciles de reconocer, con indistintos síntomas de la hoja. La toxicidad del aluminio puede notarse en la deficiencia de fósforo con impedimento de crecimiento, madurez tardía, hojas pequeñas y color púrpura o puede notarse deficiencia de calcio que se aprecia por enroscado de hojas jóvenes.

Por lo general, el aluminio afecta primero el sistema de raíces, más que a la mata, donde éste se acumula en el protoplasma de las células vivas y especialmente en el núcleo. La intensidad de la fitotoxicidad para el crecimiento de las raíces ha sido mostrada por estar altamente correlacionado con la actividad del Al^{3+} , pero no con el aluminio total en la solución del suelo.

2.2. Criterio de Literatura

La Tabla 1 muestra antecedentes internacionales para proteger cultivos de los efectos nocivos del aluminio en aguas de riego. Existen criterios de rango desde 5 mg/L para grandes periodos, uso continuo hasta 20 mg/L para uso sobre suelos ácido a alcalino de textura fina por sobre 20 años. Manitoba y Australia han adoptado concentraciones máximas desde el documento de la US EPA de 20 mg/L y 5,0 mg/L, respectivamente.

La US EPA formuló los criterios en dos partes (5 y 20 mg/L). No está claramente descrito si estos valores son por el aluminio total o disuelto. Estos criterios no fueron derivados de datos de toxicidad, sino sobre la base de la cantidad de piedra caliza (limestone) requerida para acidificar el suelo y prevenir la acumulación o desarrollo de aluminio soluble. A una tasa de riego de 37.000 m³/acre/año, las concentraciones de carbonato de calcio equivalente de 5 mg/L por 100 años serían 11,5 toneladas por acre. Las concentraciones de 20 mg/L para 20 años deberían ser equivalentes a 9 toneladas de carbonato de calcio por acre. En la mayoría de los suelos, estas cantidades de piedra caliza no tendrían que ser agregadas debido a que la mayoría de los suelos tienen suficiente capacidad para neutralizar las sales de aluminio.

Tabla 1
Criterios sobre Aluminio en Aguas de Riego

Criterio	Valor	Lugar
Concentración máxima aceptable para aluminio total	20,0 mg/L	MANITOBA (1983)
Concentraciones máximo recomendadas son 5,0 mg/L para uso continuo sobre todo el suelo y 20 mg/L para uso sobre suelos neutros a alcalinos de textura fina por sobre 20 años	5,0 mg/L y 20 mg/L	US EPA (1973)
Igual que la anterior para la US EPA (1973)	5,0 mg/L y 20 mg/L	ONTARIO M.O.E. (1978)
Concentraciones de aluminio en aguas de riego de 5 mg/L es recomendado	5,0 mg/L	AUSTRALIA (1974)
95% de rango para riego por aspersión de campo de cultivos	3,3 mg/L	BRITAIN Anglian Water Authority (1982)
Aluminio total no debe exceder 5,0 mg/L para uso continuo sobre todo el suelo y 20 mg/L para uso sobre suelos neutros a alcalinos de textura fina por sobre 20 años	5,0 mg/L y 20 mg/L	CANADA, CCREM (1987)

Fuente: BRITISH COLUMBIA WATER QUALITY GUIDELINES

La Tabla 2 muestra los efectos del aluminio en aguas de uso en riego.

Tabla 2
Efectos del Aluminio en los Usos del Agua de Riego

Usos de Agua de Riego	Efectos
Aplicación a cultivos comerciales.	El rendimiento de cultivo es afectado por la sensibilidad del cultivo al aluminio consumido a través de las raíces de la planta.
Aplicación para mantener sustentabilidad del suelo regado.	Acumulación en el suelo a concentraciones donde cualquier rendimiento o calidad del cultivo es afectado.
Mantenimiento de equipos de riego.	Efectos desconocidos.

Fuente: SOUTH AFRICAN WATER QUALITY GUIDELINES

2.3. Criterio Recomendado

La concentración total de aluminio en aguas de riego para uso continuo sobre todos los suelos no debería exceder 5 mg/L en cualquier periodo.

La Tabla 3 muestra los efectos del aluminio usado en aguas de riego sobre el rendimiento del cultivo y sustentabilidad del suelo.

Tabla 3
Efectos del Aluminio en Agua de Riego

Rango de Concentración (mg/L)	Efecto en Rendimiento y Sustentabilidad
Rango de calidad de aguas objetivo < 5,0	Varios cultivos muestran toxicidad al aluminio a concentraciones tan bajas como 0,1 – 0,5 mg/L en la solución de suelo. Los suelos tienen la capacidad de adsorber iones de aluminio, por lo tanto reducen su toxicidad a las plantas.
5,0 – 20	Concentración máxima aceptable para suelos neutros a alcalinos de textura fina.
> 20	Aceptable para riego sólo en cortos tiempos en base a un sitio específico.

Fuente: SOUTH AFRICAN WATER QUALITY GUIDELINES

2.4. Razones

Los valores de toxicidad obtenidos de la literatura relacionan las soluciones de nutriente experimentales. Debido a la capacidad significativa de los suelos orgánicos y otros suelos característicos para afectar la toxicidad del aluminio en formas no cuantificables, estos valores no pueden ser usados directamente para criterios de números para aguas de riego. Hasta que no se conozca más acerca de la interacción del aluminio con dureza, DOC y pH en suelos y los niveles de aluminio requeridos para causar respuestas tóxicas en varios cultivos, se recomienda adoptar valores máximos para uso continuo recomendado por US EPA y CCREM. La utilización de aguas de riego que contienen aluminio en algunas situaciones puede ser menos importante para el crecimiento de la planta que la aplicación de aguas de riego de bajo pH con la capacidad de movilizar la gran reserva de aluminio presente ya en el suelo. La necesidad de un criterio de pH para aguas de riego para proteger las plantas de la toxicidad del aluminio esta siendo considerada por muchos investigadores en el mundo.

3. REFERENCIAS

- British Columbia Ministry of Environment, Lands and Parks (BC MELP). Water Quality Criteria for Aluminum. 1988.
- Guidelines for the Interpretation of the Biological Effects of Selected Constituents in Biota, Water, and Sediment. 1998.
- South African Water Quality Guidelines. 1996.

ANEXO A
FICHAS POR PARÁMETROS
ARSENICO

**CRITERIOS DE CALIDAD DE SUELOS Y DE AGUAS O EFLUENTES TRATADOS
PARA USO EN RIEGO**

ARSENICO

1. OCURRENCIA EN EL MEDIO AMBIENTE.....	1
1.1. FUENTES.....	1
2. ARSENICO EN RIEGO	1
2.1. EFECTOS	1
2.2. CRITERIO DE LITERATURA.....	2
2.3. CRITERIO RECOMENDADO	2
2.4. RAZONES.....	3
3. REFERENCIAS	3

1. OCURRENCIA EN EL MEDIO AMBIENTE

El arsénico es un metal grisáceo y ocurre en tres estados de oxidación: As, As⁺³ y As⁺⁵. En solución, el arsénico puede existir como arsenito (As⁺³), arseniato (As⁺⁵) y como varios complejos orgánicos. Los arseniatos inorgánicos forman sales con cationes de calcio y fierro. Los compuestos de arsénico soluble son prontamente consumidos por organismos vivos y a concentraciones elevadas pueden ejercer efectos tóxicos.

Las plantas responden a la concentración de arsénico en la solución de suelo. Al igual que la mayoría de los elementos trazas, el arsénico es fuertemente adsorbido por el suelo. La adición de arsénico al suelo en relativamente altas concentraciones, por cortos periodos de tiempo, puede no provocar reducción en el crecimiento de los cultivos o su acumulación en partes de la planta a concentraciones perjudiciales a humanos o animales. Sin embargo, una aplicación continua de arsénico, en periodos extendidos de tiempo, se acumula en la capa superficial del suelo.

1.1. Fuentes

El arsénico se encuentra muy distribuido en el medio ambiente, la concentración promedio en la corteza terrestre es aproximadamente 2mg/Kg. Este se encuentra como arseniatos, con sulfuros y en asociación con muchos otros minerales metálicos y ocasionalmente en su forma elemental.

Típicamente, la concentración de arsénico en agua fresca es menor que 1 ug/L y en agua de mar, aproximadamente 4 ug/L. Concentraciones elevadas de arsénico se encuentran donde hay contaminación de fuentes industriales, o donde existen afloramientos geológicos de minerales de arsénico. El arsénico es usado en metalurgia, en la manufactura de vidrio y cerámicas, como pesticida y preservador de la madera.

2. ARSENICO EN RIEGO

2.1. Efectos

Aunque muy bajas concentraciones de arsénico estimulan el crecimiento de la planta, éste no es esencial para el crecimiento de la planta y los rendimientos del cultivo disminuyen a altas concentraciones. El efecto principal del arsénico en las plantas aparece en la destrucción de la clorofila en el follaje como una consecuencia de inhibición de producción de enzimas. Ya que el arsénico es tóxico para los seres humanos el consumo de las partes consumibles de la planta que contienen arsénico acumulado es nocivo.

Concentraciones de nutriente de 0,5 – 10 mg/L se han encontrado tóxicos para varias especies de plantas. Las papas y los rábanos han mostrado arsénico acumulado. Ya que el crecimiento de la planta se retarda ante la posible ocurrencia de una acumulación significativa, las partes comestibles de las plantas usualmente no acumulan arsénico a niveles dañinos para los consumidores. La disminución del rendimiento y las fallas del cultivo son los efectos más comunes de altas concentraciones de arsénico en los suelos.

2.2. Criterio de Literatura

Los diferentes criterios para evaluar los efectos del arsénico en el uso de agua de riego son resumidos en la Tabla 1.

Tabla 1
Efectos del Arsénico en los Usos del Agua de Riego

Usos de Agua de Riego	Efectos
Aplicación a cultivos comerciales.	El rendimiento de cultivo es afectado por la sensibilidad del cultivo al elemento arsénico consumido a través de las raíces de la planta. Calidad del cultivo determinado por la toxicidad para los consumidores
Aplicación para mantener sustentabilidad del suelo regado.	Acumulación en el suelo a concentraciones donde cualquier rendimiento o calidad del cultivo es afectado.
Mantenimiento de equipos de riego.	Efectos desconocidos.

Fuente: SOUTH AFRICAN WATER QUALITY GUIDELINES

2.3. Criterio Recomendado

La Tabla 2 muestra los efectos del arsénico usado en aguas de riego sobre el rendimiento del cultivo y sustentabilidad del suelo.

Tabla 2
Efectos del Arsénico en Rendimiento y Sustentabilidad

Rango de Concentración (mg/L)	Rendimiento	Sustentabilidad
Rango de calidad de aguas objetivo < 0,1	Dependiendo de las especies de la planta, las soluciones que contienen 0,5 – 10 mg/L pueden inducir toxicidad del arsénico. Sólo una fracción del arsénico total en el suelo está disponible para las plantas.	La reducción del rendimiento y la falla de los cultivos son los principales efectos de los suelos contaminados con arsénico. Generalmente el arsénico no se acumula en las partes comestibles de las plantas a niveles dañinos para los consumidores (Cultivos de raíces tales como papas y rábanos han mostrado arsénico concentrado)
0,10 – 2,0	Concentración máxima aceptable para suelos neutros a alcalinos de textura fina.	
> 2,0	Aceptable para riego sólo en cortos tiempos en base a un sitio específico.	

Fuente: SOUTH AFRICAN WATER QUALITY GUIDELINES

2.4. Razones

Debido a que el arsénico es retenido por los suelos, es probable que se acumule en concentraciones fitotóxicas antes de que se alcance el equilibrio entre reacciones de sorción y desorción. Para prevenir su acumulación la carga total aplicada al suelo necesita estar limitada. Los criterios internacionales para la concentración de arsénico en el agua de riego han sido establecido (usando la limitada información disponible) para asegurar que no se acumule a nivel de fitotoxicidad o niveles que son tóxicos para los consumidores, dentro de un período de tiempo dado. Los cálculos asumen el arsénico acumulado en la superficie de suelo (150 mm). Los objetivos de sustentabilidad del suelo para uso continuado y mantención del rendimiento y calidad del cultivo exigen considerar:

- Concentración de arsénico que puede ser aplicada a cualquier suelo en un tiempo continuo: esta concentración debe calcularse de forma tal que el arsénico no se acumule en concentraciones fitotóxicas en un suelo que es regado continuamente por sobre 100 años a una tasa de aplicación de riego de 1 m³/m²/año.
- Concentración de arsénico que puede ser aplicada a suelos neutros a alcalinos de textura fina por un período de sobre 20 años a una tasa de aplicación de riego de 1 m³/m²/año.

3. REFERENCIAS

- Guidelines for the Interpretation of the Biological Effects of Selected Constituents in Biota, Water, and Sediment. 1998.
- South African Water Quality Guidelines. 1996.

ANEXO A
FICHAS POR PARÁMETROS
BORO

CRITERIOS DE CALIDAD DE SUELOS Y DE AGUAS O EFLUENTES TRATADOS PARA USO EN RIEGO

BORO

1. OCURRENCIA EN EL MEDIO AMBIENTE.....	1
1.1. FUENTES.....	1
1.2. NIVELES NATURALES	1
2. BORO EN RIEGO.....	1
2.1. EFECTOS.....	1
2.2. RESUMEN DE GUÍAS EXISTENTES	3
2.3. CRITERIO RECOMENDADO	7
2.4. RAZONES.....	7
3. REFERENCIAS	8

1. OCURRENCIA EN EL MEDIO AMBIENTE

El boro (B) es un metaloide con propiedades intermedias entre el carbono y el aluminio. Tal como el aluminio, tiene un estado de oxidación de +3 en todos sus compuestos químicos, y es un conductor eléctrico en su forma pura. Al igual que el carbono, aunque algunas veces puede formar complejas cadena o anillos. Su forma cristalina es casi tan fuerte como el diamante. El boro es encontrado como un sólido duro negro y como un polvo café oscuro, aunque las sales de boro más comunes son generalmente blancas o tonos pálidos de amarillo, azul, verde, o gris. (Pais and Jones 1997)

1.1. Fuentes

Las mayores concentraciones de boro se encuentran en los sedimentos y la roca sedimentaria, particularmente, en los sedimentos marinos ricos en arcilla. La alta concentración de boro en el agua de mar, que promedia cerca de 4,5 mg/L de Boro, garantiza que las arcillas marinas sean ricas en boro en relación a otro tipo de rocas. Las fuentes antropogénicas de boro incluyen los lodos del agua residual y efluentes, combustión de carbón, cristal, componentes de limpieza y agroquímicos.

1.2. Niveles Naturales

El boro se relaciona con el medio ambiente muy lentamente y a bajas concentraciones por procesos de desgaste natural. Esta cantidad es aproximadamente 360.000 toneladas de boro por año en el mundo. Vertientes termales en Grecia han reportado tener una concentración de boro de 43 mg/Kg. El boro también puede ser encontrado naturalmente en el suelo a concentraciones de 5 a 150 ppm.

2. BORO EN RIEGO

2.1. Efectos

La Tabla 1 entrega antecedentes sobre sensibilidad al boro de algunos cultivos.

Tabla 1
Sensibilidad o Tolerancia al Boro de Cultivos Agrícolas

Tolerancia	Concentración de Boro en Agua de Riego	Cultivo Agrícola
Muy Sensible	< 0,5	Mora
Sensible	0,5 – 1,0	Durazno, cereza, ciruela, uva, cebolla, ajo, camote, trigo, cebada, girasol, frutillas, alcachofa, porotos
Sensible Moderadamente	1,0 – 2,0	Pimienta roja, arveja, zanahoria, rábano, papa, pepino
Tolerante Moderadamente	2,0 – 4,0	Lechuga, repollo, apio, avena, maíz, alcachofa, tabaco, trébol, calabaza
Tolerante	4,0 – 6,0	Tomate, alfalfa, perejil, betarraga, remolacha
Muy Tolerante	6,0 – 15,0	Espárragos

Fuente: BRITISH COLUMBIA WATER QUALITY GUIDELINES

Se acepta generalmente que la toxicidad del boro esta estrechamente relacionada con problemas de salinidad en climas cálidos y áridos (Butterwick et al, 1989; Nicholaichuk et al, 1988, Gupta et al, 1985). Sin embargo los niveles tóxicos no ocurren sobre terrenos agrícolas a menos que los compuestos de boro estén siendo agregados en cantidades excesivas, tales como materiales fertilizantes, aguas de riego con lodos residuales o cenizas de carbón (Eisler, 1990). Las aguas de riego contaminadas con boro son una de las causas principales de toxicidad de boro en las plantas. Además, el uso continuo y la concentración de boro en el suelo (especialmente en zonas áridas con alta evapotranspiración) conducen a problemas de toxicidad (Gupta et al, 1985). La toxicidad del boro en las plantas se caracteriza por crecimiento lento, malformación de la hoja, colores café y amarillento, clorosis, necrosis, incremento de moho, marchitez e inhibición de germinación de polen y crecimiento de tubos de polen (Butterwick et al, 1989; Eisler, 1990).

Los límites entre la deficiencia y la toxicidad del boro son muy pequeños, tanto que aplicaciones de boro pueden ser extremadamente tóxicas para algunas plantas en concentraciones que están ligeramente sobre el óptimo para otras (Gupta et al, 1985).

Sprague (1972) encontró que concentraciones de 1,0 mg/L producen el crecimiento óptimo para maíz, pero a 5,0 mg/L de B, el daño fue evidente. De la misma forma encontró que a una concentración de boro en el suelo de 0,03 a 0,04 mg/L está el crecimiento óptimo para los limones, pero 1,0 mg/L de B causa problemas. Para remolachas, tomó una solución de boro de 15 mg/L para causar daños. Las concentraciones de boro en el agua del suelo entre 2,5 y 5,0 mg/L de B fueron tóxicas para el arroz (Cayton, 1985).

Watson et al.(1994) estudiaron cinco especies que estaban creciendo con agua de drenaje salina. Las muestras tomadas fueron analizadas para varios elementos, incluido el boro. Promediando sobre todas las especies y cosechas, las concentraciones de boro en los tejidos aumentó progresivamente en el tiempo, a un promedio global de 176 mg/Kg (peso seco). Este valor estaba sobre el nivel máximo tolerable recomendado en alimento para animales rumiantes (150 mg/Kg, peso seco).

Los diferentes efectos del boro en el uso de agua de riego son resumidos en la Tabla 2.

Tabla 2
Efectos del Boro en los Diferentes Usos del Agua de Riego

Usos de Agua de Riego	Efectos
Aplicación a cultivos comerciales.	El rendimiento del cultivo o la apariencia son afectados por la sensibilidad del cultivo al consumo a través de las raíces de la planta.
Aplicación para mantener sustentabilidad del suelo regado.	Efectos desconocidos del boro en el suelo. Los efectos son indirectos ya que el contenido de boro del suelo afecta el rendimiento del cultivo. Estos efectos indirectos están cubiertos bajo los cultivos.
Mantenimiento de equipos de riego.	Efectos desconocidos.

Fuente: SOUTH AFRICAN WATER QUALITY GUIDELINES

2.2. Resumen de Guías Existentes

La Canadian Council of Resource and Environment Ministers (CCREM) (1987) sugiere que la concentración de boro en aguas de riego no debería exceder 0,5 mg/L para plantas sensibles, pero podría ser tan alto como 6 mg/L para plantas tolerantes. La CREM, aceptó como la norma para boro aquella desarrollada en 1987, ya que los datos más recientes no presentan evidencias para realizar cambios. El Ontario Ministry of the Environment (1984) recomendó un valor de 0,75 mg/L para agua de riego usada continuamente sobre todos los suelos y 2,0 mg/L para aguas de riego usadas más de 20 años sobre suelos de textura fina de pH 6,0 a 8,5. En Manitoba, Williamson (1983) recomendó una concentración de boro no mayor que 0,5 mg/L para aguas de riego usadas como única fuente de boro sobre el cultivo. En cultivos que reciben precipitación natural y riego suplementario, la concentración no debería ser mayor que 1,0 mg/L. Para la protección de suelos de textura fina y media sobre 20 años, la concentración no debería ser mayor que 2,0 mg/L (Williamson, 1983). Alberta Environment (1999) adoptó los valores colocados por CREM (1987).

La US Environment Protection Agency desarrolló tres guías específicas de boro para aguas de riego ya que los cultivos muestran diferente sensibilidad a este compuesto. Para cultivos sensibles (árboles cítricos) el rango es entre 0,3 y 1,25 mg/L de B. Para cultivos semi tolerantes, tales como cereales y granos, el rango es 0,67 a 2,5 mg/L de B y para compuestos tolerantes, que incluyen la mayoría de las verduras, el rango es 1,0 a 4,0 mg/L de B (Eisler, 1990). Para grandes periodos de riego sobre cultivos sensibles, la US EPA recomienda un valor de 0,75 mg/L (EPA, 1988)

Numerosos estados en US tienen valores guías de boro entre 0,75 a 1,0 mg/L de B (EPA, 1988; New Mexico Water Quality Control Comisión, 1995; Hergert and Knudsen, 1977). En Australia y Nueva Zelanda, fue recomendado que la concentración de boro en aguas de riego no debería exceder 0,5 mg/L (ANZECC, 2000).

Un resumen de normas y recomendaciones establecidas para aguas de riego se muestran en la Tabla 3.

Tabla 3
Normas y Recomendaciones para Boro en aguas de Riego

Recomendación	Valores	Jurisdicción	Fecha	Referencias
La concentración de boro total en aguas de riego no debería exceder 0,5 mg/L para plantas sensibles, pero podría ser tan alta como 6,0 mg/L para plantas tolerantes	0,5 – 0,6 mg/L	Canadá	1987	CCREM (1987) CCME (1999)
Se recomienda 0,75mg/L para aguas usadas continuamente sobre todo el suelo y 2,0 mg/L para aguas usadas sobre 20 años en suelos de textura fina de pH 6,0 a 8,5	0,75 – 2,0 mg/L	Ontario, Canadá	1984	Ontario Ministry of the Environment (1984)
Se recomienda 0,5 mg/L para aguas de riego usadas como una fuente única, 1,0 mg/L para protección de suelos de textura fina a media sobre los 20 años	0,5 – 2,0 mg/L	Manitota, Canadá	1983	Williamson (1983)
Guías de Calidad de Aguas para usos agrícolas	0,5 – 6,0 mg/L	Alberta, Canadá	1999	Alberta Environment (1999)
La concentración máxima de boro recomendada para aguas de riego de todos los tipos de suelo son 2,0 mg/L para cultivos tolerantes, 1,0 mg/L para plantas semitolerantes y 0,3 mg/L para cultivos sensibles	0,3 – 2,0 mg/L	Australia	1974	Hart (1974)
La concentración de boro en aguas de riego y suelos no debería exceder concentraciones de contameinante de 0,5 mg/L.	0,5 mg/L	Australia	1999	Australia and New Zealand Environment and Conservation Council (1999)
Cultivos sensibles	0,3 – 1,25 mg/L	USA	1987	Sprague (1972), Papachristou et al (1987), EPA (1975) in Eisler (1990)
Cultivos semitolerantes	0,65 – 2,5 mg/L	USA	1987	Sprague (1972), Papachristou et al (1987), EPA (1975) in Eisler (1990)

Tabla 3
Normas y Recomendaciones para Boro en aguas de Riego (Continuación)

Recomendación	Valores	Jurisdicción	Fecha	Referencias
Cultivos Tolerantes	1 – 4 mg/L	USA	1987	Sprague (1972), Papachristou et al (1987), EPA (1975) in Eisler (1990)
Concentración segura máxima	4 mg/L	USA	1987	Papachristou et al (1987), EPA (1975) in Eisler (1990)
El siguiente patrón numérico no debe ser excedido: Boro disuelto	0,75 mg/L	New Mexico Streams, USA	1995	New Mexico Water Quality Control Comm. (1995)
Aguas de riego que contienen más que 1,0 ppm de boro puede causar acumulación de niveles tóxicos para cultivos sensibles	1,0 mg/L	Nebraska, USA	1977	Hergert et al (1977)
Carácter del cultivo: Sensible Semitolerante Tolerante	0,3 – 1,0 mg/L 1 – 2 mg/L 2 – 4 mg/L	USA	1935	Eaton (1935) in Butterwick et al (1989)
Sensible Semitolerante Tolerante	0,5 – 1,0 mg/L 1, - 2 mg/L 2 – 10 mg/L	Food and Agriculture Organization (UNESCO)	1976	Gupta (1983) in Butterwick et al (1989)
Todos los Cultivos	0,7 mg/L	Israel		Gupta (1983) in Butterwick et al (1989)
Todos los suelos/ Grandes periodos en suelos de textura fina por 20 años	1 ,0 mg/L 2, 0 mg/L	USA	1972	Gupta (1983) in Butterwick et al (1989)
Todos los suelos/ Grandes periodos en suelos neutros y alcalinos de textura fina por 20 años	0,75 mg/L 2,0 mg/L	USA	1973	Gupta (1983) in Butterwick et al (1989)
Grado de problema Sin problema Problema en aumento Problema grave	< 0,5 mg/L 0,5 – 2,0 mg/L 2,0 – 10,0 mg/L	Food and Agriculture Organization	1976	Ayers et al (1976 in Butterwick et al (1989)

Tabla 3
Normas y Recomendaciones para Boro en aguas de Riego (Continuación)

Recomendación	Valores	Jurisdicción	Fecha	Referencias
Límites permisibles Cultivo sensible (nogal, alcachofa Jerusalem, porotos navy, olmo americano, ciruelo, para, manzana, uva, higo, cereza, durazno, damasco, naranja, aguacate, pomelo, limón)	0,33 – 0,67 mg/L 0,67 -1,00 mg/L 1,00 – 1,25 mg/L > 1,25 mg/L	USA	1990	Van der Leeden (1990) in Texas A&M University Agricultura Program
Semotolerante (girasol, papa, algodón, tomate, rabano, arvejas, olivo, cebada, trigo, maiz, avena, calabaza, papa dulce, poroto lima)	0,67 – 1,33 mg/L 1,33 – 2,00 mg/L 2,00 – 2,50 mg/L > 2,50 mg/L	USA	1990	Van der Leeden (1990) in Texas A&M University Agricultura Program
Tolerante (espárragos, palmera, remolacha, alfalfa, galdeolos, cebolla, repollo, lechuga, zanahoria)	1,00 – 2,00 mg/L 2,00 – 3,00 mg/L 3,00 – 3,75 mg/L > 3,75 mg/L	USA	1990	Van der Leeden (1990) in Texas A&M University Agricultura Program
Criterios de calidad para grandes periodos de riego sobre cultivos sensibles	0,75 mg/L	USA	1986	
Criterios de calidad para riego agrícola	1,0 mg/L	Arizona, USA	1986	EPA (1988)
Criterios de calidad para riego agrícola	0,75 mg/L (promedio en 30 días)	Colorado, USA	1986	EPA (1988)
Criterios de calidad para agricultura (Clase IV)	0,75 mg/L	Florida, USA	1986	EPA (1988)
Criterios de calidad para riego agrícola	0,75 mg/L	Kansas, USA	1987	EPA (1988)
Criterios de calidad para riego	0,75 mg/L	Missouri, USA	1988	EPA (1988)
Criterios de calidad para riego	1,0 mg/L	Humbolt, River, Nevada, USA	1985	EPA (1988)
Criterios de calidad para agricultura y fauna	0,5 mg/L	Minnesota, USA	1982	EPA (1988)

2.3. Criterio Recomendado

La literatura especializada recomienda que la máxima concentración de boro para la protección de cultivos de riego no debería exceder los valores mostrados en la Tabla 1. Estos valores dependen sólo de la sensibilidad del cultivo y son consistentes con los valores guías CCME (1999)

La Tabla 4 muestra los efectos del boro usado en aguas de riego sobre el rendimiento y calidad del cultivo.

Tabla 4
Efectos del Boro en Cultivos

Rango de Concentración (mg/L)	Efectos en Cultivos
Rango de calidad de aguas objetivo < 0,5	Debería prevenir la acumulación de boro a niveles tóxicos (a través del consumo por la raíz) salvo en las plantas más sensibles.
0,5 – 1,0	Cultivos muy sensibles al boro acumulan niveles tóxicos (a través del consumo por la raíz). Ellos empiezan a mostrar síntomas de daños en las hojas y/o disminución de rendimiento.
1,0 – 2,0	Cultivos sensibles al boro acumulan niveles tóxicos (a través del consumo por la raíz). Ellos empiezan a mostrar síntomas de daños en las hojas y/o disminución de rendimiento.
2,0 – 4,0	Cultivos moderadamente sensibles al boro acumulan niveles tóxicos (a través del consumo por la raíz). Ellos empiezan a mostrar síntomas de daños en las hojas y/o disminución de rendimiento.
4,0 – 6,0	Cultivos moderadamente tolerantes al boro acumulan niveles tóxicos (a través del consumo por la raíz). Ellos empiezan a mostrar síntomas de daños en las hojas y/o disminución de rendimiento.
6,0 – 15,0	Cultivos tolerantes al boro acumulan niveles tóxicos (a través del consumo por la raíz). Ellos empiezan a mostrar síntomas de daños en las hojas y/o disminución de rendimiento.
> 15,0	Cultivos muy tolerantes al boro acumulan niveles tóxicos (a través del consumo por la raíz). Ellos empiezan a mostrar síntomas de daños en las hojas y/o disminución de rendimiento.

Fuente: SOUTH AFRICAN WATER QUALITY GUIDELINES

2.4. Razones

La industria de la agricultura en algunas localidades es ampliamente diversificada en la variedad de crecimientos de especies de cultivo, desde cultivos de mora sensibles al boro, duraznos y frutillas a cultivos más tolerantes como espárragos, zanahorias y tomates. Sin embargo, debido a los muy bajos niveles residuales de boro en aguas superficiales (0,01 mg/L) y aguas subterráneas (0,069 mg/L), la toxicidad del boro debería constituir un problema.

3. REFERENCIAS

- British Columbia Ministry of Environment, Lands and Parks (BC MELP). Ambient Water Quality Guidelines for Boron. 1981.
- Guidelines for the Interpretation of the Biological Effects of Selected Constituents in Biota, Water, and Sediment. 1998.
- South African Water Quality Guidelines. 1996.

ANEXO A
FICHAS POR PARÁMETROS
CLORURO

CRITERIOS DE CALIDAD DE SUELOS Y DE AGUAS O EFLUENTES TRATADOS PARA USO EN RIEGO

CLOURO

1. OCURRENCIA EN EL MEDIO AMBIENTE.....	1
1.1. FUENTES.....	1
1.2. NIVELES NATURALES	1
2. CLOURO EN RIEGO	1
2.1. CRITERIO DE LITERATURA.....	1
2.2. CRITERIO RECOMENDADO	2
2.3. RAZONES.....	3
3. REFERENCIAS	3

1. OCURRENCIA EN EL MEDIO AMBIENTE

Los compuestos de cloruro son los que contienen un átomo de cloro como un anión cargado negativamente (Cl⁻), tal como el cloruro de sodio (NaCl). El cloro es un elemento halógeno (que forma sales). El cloro nunca se encuentra en formas libre en la naturaleza, y ocurre más comúnmente como cloruro de sodio. Los compuestos de cloruro son altamente solubles en agua, en la cual ellos persisten en forma disociada como aniones de cloruro con sus correspondientes cationes cargados positivamente (como el sodio, Na).

1.1. Fuentes

El cloruro está ampliamente distribuido en la naturaleza en formas de sales de sodio (NaCl) y potasio (KCl). Esto constituye cerca del 0,05% de la corteza terrestre. La mayor cantidad de cloruro se encuentra en el océano.

La aplicación de sal en caminos para prevención de accidentes de invierno representa el único y mayor uso de sal en regiones frías y sirve como la fuente primaria de cloruro al ambiente. El cloruro de sodio es también ampliamente usado en la producción de químicos industriales tales como soda cáustica, cloro, soda carbonatada, clorito de sodio, bicarbonato de sodio e hipoclorito de sodio. El cloruro de potasio es usado en la producción de fertilizantes. Otras fuentes de cloruro al medio ambiente son disolución de depósitos de sales, efluentes de industrias químicas, operación de pozos petroleros, aguas residuales, riego, percolado de desechos, rocío de mar e intrusión salina en áreas costera, entre otros

1.2. Niveles Naturales

En aguas naturales, los niveles base de cloruro son del orden de 1 a 100 mg/L. Altas concentraciones de cloruro, relacionadas con el uso de sales en caminos o liberación desde almacenamiento de agua de jardines o nieve vertida, han sido medidas en aguas subterráneas adyacentes a almacenamientos en jardines, en pequeños charcos y cursos de aguas que drenan grandes área urbanas, en ríos, humedales y lagos que drenan carreteras más grandes. Aunque las mayores concentraciones de cloruro están usualmente asociadas con deshielo en invierno y primavera, elevadas concentraciones de cloruro han sido medidas durante periodos de bajo flujo en verano.

2. CLORURO EN RIEGO

2.1. Criterio de Literatura

Los efectos del cloruro en el uso de agua de riego son resumidos en la Tabla 1.

Tabla 1
Efectos del Cloruro en los Usos del Agua de Riego

Usos de Agua de Riego	Efectos
Aplicación a cultivos comerciales.	<p>El rendimiento del cultivo es afectado por la sensibilidad del cultivo al consumo a través de sus raíces.</p> <p>El rendimiento del cultivo es afectado por la sensibilidad del cultivo al consumo a través del follaje.</p> <p>La calidad del cultivo determinada por el daño al producto de mercado o por límites en la concentración en el producto final.</p>
Aplicación para mantener sustentabilidad del suelo regado.	Efectos desconocidos del cloruro en el cultivo.
Mantenimiento de equipos de riego.	Efectos desconocidos.

Fuente: SOUTH AFRICAN WATER QUALITY GUIDELINES

2.2. Criterio Recomendado

El valor guía propuesto para agua de riego es de 100 mg/L de cloruro.

La Tabla 2 muestra antecedentes sobre los efectos del cloruro sobre el rendimiento y calidad del cultivo.

Tabla 2
Efectos del Cloruro en Rendimiento y Calidad de Cultivos

Rango de Concentración (mg/L)	Efectos en Cultivos
Rango de calidad de aguas objetivo < 100	Debería prevenir la acumulación de cloruro a niveles tóxicos salvo en las plantas más sensibles, incluso cuando el cloruro consumido es a través de la absorción de la hoja, esto es el follaje del cultivo es mojado.
< 140	Debería prevenir la acumulación de cloruro a niveles tóxicos salvo en las plantas más sensibles, cuando el cloruro consumido es a través de la absorción por las raíces, esto es el agua es aplicada a la superficie del suelo por lo tanto se excluye la humedad del follaje del cultivo.
140 – 175	Sólo problemas leves con la acumulación de cloruro a niveles tóxicos a los cultivos pueden ser esperados cuando el cloruro consumido es a través de la absorción de las raíces, esto es el agua es aplicada a la superficie del suelo por lo tanto se excluye la humedad del follaje del cultivo.
100 – 175	Los cultivos sensibles a la absorción de la hoja acumulan niveles tóxicos de cloruro cuando su follaje es humedecido. Ellos muestran daños en la hoja y disminución del rendimiento.

Tabla 2
Efectos del Cloruro en Rendimiento y Calidad de Cultivos (continuación)

Rango de Concentración (mg/L)	Efectos en Cultivos
175 - 350	<p>Algunos problemas con la acumulación de cloruro a niveles tóxicos a cultivos moderadamente sensibles pueden ser esperados cuando el consumo de cloruro es a través de absorción de la raíz, esto es, el agua es aplicada a la superficie del suelo por lo tanto se excluye la humedad del follaje del cultivo.</p> <p>Los cultivos moderadamente sensibles a la absorción de la hoja acumulan niveles tóxicos de cloruro cuando su follaje es humedecido. Ellos muestran síntomas de daños en la hoja y disminución del rendimiento.</p>
350 – 700	<p>Todos los cultivos moderadamente sensibles y cultivos más moderadamente tolerantes acumulan cloruro a niveles tóxicos para los cultivos cuando el cloruro consumido es a través de absorción por la raíz, esto es, el agua es aplicada a la superficie del suelo por lo tanto se excluye la humedad del follaje del cultivo.</p> <p>Los cultivos moderadamente tolerantes a la absorción de la hoja acumulan niveles tóxicos de cloruro cuando su follaje es humedecido. Ellos muestran síntomas de daños en la hoja y disminución del rendimiento.</p>
> 700	<p>Problemas crecientes con la acumulación de cloruro a niveles tóxicos para los cultivos pueden ser esperados cuando el consumo de cloruro es a través de la absorción por la raíz, esto es, el agua es aplicada a la superficie del suelo por lo tanto se excluye la humedad del follaje del cultivo.</p> <p>Los cultivos tolerantes a la absorción de la hoja acumulan niveles tóxicos crecientes de cloruro cuando su follaje es humedecido. Ellos muestran síntomas de daños en la hoja y disminución del rendimiento.</p>

Fuente: SOUTH AFRICAN WATER QUALITY GUIDELINES

2.3. Razones

La norma de calidad de agua de la CCME (1999) indica que las plantas sensibles no deberían ser regadas con aguas que contienen > 100 mg/L de cloruro y que plantas tolerantes al cloruro pueden ser regadas con aguas que contienen sobre los 700 mg/L de cloruro.

3. REFERENCIAS

- British Columbia Ministry of Environment, Lands and Parks (BC MELP). Ambient Water Quality Guidelines for Chloride. 2003.
- South African Water Quality Guidelines. 1996.

ANEXO A
FICHAS POR PARÁMETROS
COBALTO

**CRITERIOS DE CALIDAD DE SUELOS Y DE AGUAS O EFLUENTES TRATADOS
PARA USO EN RIEGO**

COBALTO

1. OCURRECIA EN EL MEDIO AMBIENTE.....	1
1.1. FUENTES.....	1
1.2. NIVELES NATURALES	1
2. COBALTO EN RIEGO.....	1
2.1. CRITERIO DE LITERATURA.....	1
2.2. CRITERIO RECOMENDADO	2
2.3. RAZONES.....	3
3. REFERENCIAS	4

1. OCURRECIA EN EL MEDIO AMBIENTE

El cobalto es un elemento esencial para el crecimiento de muchas especies de algas marinas, que incluyen diatomeas y crisófitas entre otros. El cobalto, también ha sido usado para mejorar el crecimiento de algunas plantas a bajas concentraciones. En altas concentraciones, el cobalto es tóxico para humanos, animales, plantas terrestres y acuáticas.

1.1. Fuentes

La mayor cantidad de cobalto está presente naturalmente en rocas, suelo, plantas, animales y aire. Aproximadamente 0,0025% de la corteza terrestre está compuesta de cobalto, el que a menudo está presente en asociación con la minería de níquel, plata, plomo, cobre y hierro. El cobalto también se encuentra en formas minerales como arseniuro, sulfuro y óxidos.

Algunas fuentes naturales de cobalto en el medio ambiente están asociadas a erosiones volcánicas, agua de mar e incendios forestales. La minería y actividades de proceso de cobalto, la producción de aleaciones y químicos que contienen cobalto, efluentes de aguas residuales, escorrentía urbana y escorrentía agrícola son los mayores contribuyentes antropogénicos de cobalto al medio ambiente acuático.

1.2. Niveles Naturales

Las concentraciones de cobalto total y disuelto en un medio ambiente descontaminado son generalmente bajos ($< 0,5 \mu\text{g/L}$). Sin embargo, en un medio ambiente acuático contaminado con efluentes, que son originados desde sitios mineros o áreas ricas en minerales, a menudo registran niveles mucho mayores.

2. COBALTO EN RIEGO

2.1. Criterio de Literatura

Debido a los datos insuficientes acerca de los efectos del cobalto en aguas de riego, no existe una guía de calidad de aguas recomendada para la protección de cultivos

La Tabla 1 muestra algunos efectos del Co en el uso riego

Tabla 1
Efectos del Cobalto en los Usos del Agua de Riego

Usos de Agua de Riego	Efectos
Aplicación a cultivos comerciales.	El rendimiento de cultivo es afectado por la sensibilidad del cultivo al cobalto consumido a través de las raíces de la planta. La calidad del cultivo es determinada por la toxicidad del cobalto a los consumidores.
Aplicación para mantener sustentabilidad del suelo regado.	Acumulación en el suelo a concentraciones donde cualquier rendimiento o calidad del cultivo es afectado.
Mantenimiento de equipos de riego.	Efectos desconocidos.

Fuente: SOUTH AFRICAN WATER QUALITY GUIDELINES

2.2. Criterio Recomendado

Para un periodo largo (sobre 100 años) o uso continuo sobre todo el suelo, Canadá (Canadian Council of Ministers of the Environment; CCREM, 1987), Estados Unidos (NAS/NAE, 1973), Sudáfrica (SAWQG, 1996) y Australia (ANZGFMWQ, 200b) han adoptado normas de calidad de aguas de riego de 50 µg/L para cobalto. Además, para usos de corto plazo (20 años), U.S. recomendó una norma de valor de 100 µg/L para cobalto en aguas de riego para todos los suelos.

La Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME 1999) recomendó un criterio de remediación de suelo interna de 40 mg de cobalto para proteger los suelos agrícolas. La norma CCME está basada en los criterios de remediación de 1991 para suelos contaminados y no según el protocolo recomendado, tampoco hay una razón escrita sobre esto.

La Tabla 2 muestra los efectos del cobalto usado en aguas de riego sobre el rendimiento del cultivo y sustentabilidad del suelo.

Tabla 2
Efectos del Cobalto en Rendimiento y Sustentabilidad de Suelos

Rango de Concentración (mg/L)	Efectos en Rendimiento y Sustentabilidad
Rango de calidad de aguas objetivo < 0,05	Una concentración satisfactoria para aplicación continua es 0,05 mg/L. 0,1 mg/L está cerca de la toxicidad umbral de muchas plantas. Generalmente el cobalto no se acumula en las partes comestibles de las plantas a niveles dañinos para los consumidores.
0,05 – 5,0	Concentración máxima aceptable para suelos neutros a alcalinos de textura fina.
> 5,0	Aceptable para riego sólo en cortos tiempos en base a un sitio específico.

Fuente: SOUTH AFRICAN WATER QUALITY GUIDELINES

2.3. Razones

El cobalto ha sido mostrado como un elemento esencial para legumbres, las que presentan nódulos que contienen bacterias que fijan nitrógeno. Smith and Carson (1981) mostraron la evidencia inconclusa de bajas concentraciones de cobalto siendo benéfica para plantas no leguminosas. En una revista sobre efectos de cobalto sobre plantas, Palit and Sharma (1994) reportaron que bajas concentraciones de Co^{2+} refuerza el crecimiento de una gran variedad de plantas, mientras que altas concentraciones resultan tóxicas.

Hay poca evidencia de la toxicidad del cobalto para las plantas debido a la elevada concentración en el suelo. Vanselow (1966) informó que concentraciones de cobalto en el suelo sobre los 100 mg/Kg tienen pequeños efectos sobre cultivos cítricos.

Los datos de numerosos estudios de soluciones de nutrientes fueron usados para evaluar la potencial toxicidad para las plantas de aguas de riego que contienen cobalto. Wallace et al (1977) reportó la reducción de peso seco de las hojas en porotos crecidos en una solución de nutriente que contiene 60 $\mu\text{g/L}$ de cobalto para 21 días. Una reducción del peso de la raíz de la planta después de 21 días de crecimiento en 60 $\mu\text{g/L}$ de cobalto fue estudiado por Patel et al (1976).

NAS/NAE (1973) informó que la toxicidad para una variedad de cultivos comestibles ha sido observada debido a la aplicación de solución de nutriente que contiene cobalto a concentraciones de aproximadamente 100 a 5.000 $\mu\text{g/L}$.

El pH del suelo afecta el consumo de cobalto por parte de las plantas, ya que este compuesto se vuelve más disponible para su consumo a medida que el pH decrece (Palit and Sharma, 1994; Hamilton, 1994). El cobalto consumido por las plantas también ha sido mostrado como limitado por la presencia de humus y la presencia de altas concentraciones de manganeso en el suelo.

La US EPA (NAS/NAE, 1973) recomendó normas de calidad de aguas de riego de 50 $\mu\text{g/L}$ para uso continuo sobre todo los suelos y 5.000 $\mu\text{g/L}$ para uso de periodos de corto plazo (≤ 20 años) sobre suelos neutros a alcalinos de textura fina, para proteger cultivos agrícolas de la toxicidad del cobalto. Estas normas fueron esencialmente la base de las normas de Canadá, Australia y Sudáfrica. La norma de US fue derivada de dos estudios (1953) que indican que a una concentración de 100 $\mu\text{g/L}$ de cobalto en solución de nutriente mostró toxicidad para plantas de tomate, mientras que 5.000 $\mu\text{g/L}$ de cobalto en solución de nutriente fue altamente tóxico para la avena. Estas guías no fueron aceptadas en este documento debido a que no estaban los datos disponibles en la literatura sobre la interacción del cobalto en agua de riego y en la solución de suelo.

Un criterio para cobalto en aguas de riego no ha sido recomendado por la poca evidencia de la literatura sobre toxicidad del cobalto en suelos para cultivos agrícolas.

3. REFERENCIAS

- British Columbia Ministry of Environment, Lands and Parks (BC MELP). Water Quality Guidelines for Cobalt. 2004.
- South African Water Quality Guidelines. 1996.

ANEXO A
FICHAS POR PARÁMETROS
COBRE

CRITERIOS DE CALIDAD DE SUELOS Y DE AGUAS O EFLUENTES TRATADOS PARA USO EN RIEGO

COBRE

1. OCURRENCIA EN EL MEDIO AMBIENTE.....	1
1.1. FUENTES.....	1
2. COBRE EN RIEGO.....	1
2.1. EFECTOS.....	1
2.2. CRITERIO DE LITERATURA.....	2
2.3. CRITERIO RECOMENDADO.....	4
2.4. RAZONES.....	5
3. REFERENCIAS.....	5

1. OCURRENCIA EN EL MEDIO AMBIENTE

El cobre es un micronutriente esencial para la vida, aunque en cantidades excesivas puede provocar un sabor desagradable en el agua para consumo y causar daños al hígado en el ser humano y otros animales. Los organismos acuáticos son particularmente sensibles a los niveles excesivos de cobre en el agua.

1.1. Fuentes

Los depósitos de cobre natural en la forma de calcopirita (CuFeS_2), calcosita (Cu_2S), bornita (Cu_5FeS_4) y minerales carbonatos tales como la malaquita [$\text{Cu}_2(\text{CO}_3)(\text{OH})_2$] y azurita [$\text{Cu}_3(\text{CO}_3)_2(\text{OH})_2$] son encontrados en rocas ígneas, metamórficas y sedimentarias. Las rocas ígneas contienen la mayor concentración promedio (55 mg/Kg) de cobre seguidas por las rocas sedimentarias (5 a 45 mg/Kg). El cobre puede estar relacionado a estas rocas por desgaste y oxidación. Sin embargo, hay una pequeña porción de cobre disuelta en el agua que es de origen natural, debido a que la mayoría de los minerales de cobre son insolubles bajo condiciones normales. En términos de cobre total, se estimó que 40 a 67% de la entrada total anual al medio ambiente es de desgaste natural.

De acuerdo a McNeely et al (1979), la elevada concentración de cobre en el medio ambiente acuático está usualmente relacionada con las fuentes antropogénicas más que con las fuentes naturales. Las fuentes industriales de cobre incluyen la minería, refinamiento de petróleo, trabajo de metales y fundición.

2. COBRE EN RIEGO

2.1. Efectos

El cobre es un elemento esencial para la vida de la planta, pero de acuerdo a la US EPA, concentraciones de 100 a 1000 $\mu\text{g}/\text{L}$ en soluciones de nutrientes han sido encontradas tóxicas para un gran número de plantas.

Los efectos del cobre sobre las plantas han sido recientemente revisados por la Inland Waters Directorate. Uno de los aspectos revisados fue la disponibilidad de cobre en el suelo para las plantas. De acuerdo a Murphy (1972), Cu^+ y Cu^{2+} son las formas de cobre que pueden ser absorbidas por las plantas. La disponibilidad de cobre para las plantas es dependiente de un número de factores que incluyen el tipo de suelo, su composición y textura, la actividad microbiana del suelo, pH, potencial óxido reducción, humedad, aguas lluvias y la especie de la planta. En general, el cobre está menos disponible para las plantas en el suelo con un alto contenido orgánico o alto pH. Delas (1963) informó que la concentración de cobre normal en suelos descontaminados de un número de países está en un rango de 20 a 50 $\mu\text{g}/\text{g}$.

Niveles tan altos como 2190 $\mu\text{g}/\text{g}$ han sido registrados en la capa superficial de suelo en una granja cerca de una fundición de cobalto – níquel. El cobre también tiende a acumularse en suelos de huerto como resultado del tratamiento con fungicidas de cobre. De acuerdo a Delas, el cobre tiende a permanecer en la superficie de suelo donde está fuertemente complejo con la materia orgánica y no disponible para un rápido consumo por las plantas.

Demayo and Taylor (1981) notaron que el cobre no parece acumularse en el tejido de las plantas en el mismo grado que otros elementos. El rango normal de cobre en el tejido de las plantas ha sido informado que es de 1 a 50 $\mu\text{g}/\text{g}$ (peso seco). En general, los pastos tienen

concentraciones promedio más bajas (5 $\mu\text{g/g}$) que las leguminosas (15 $\mu\text{g/g}$). Una revisión de varios estudios hechos por Demayo and Taylor (1981) indicaban que la fertilización con desechos de aguas residuales con contaminación de cobre pueden aumentar el contenido de cobre en el suelo considerablemente, pero la acumulación de cobre en las plantas fue relativamente pequeña. En un número de casos, suelos con suplementos de cobre aumentó o no cambió el rendimiento de la planta. Webber (1972) demostró que aguas residuales con alto contenido de cobre aplicado a un terreno a tasas de 20 $\mu\text{g/g}$ de suelo redujo el rendimiento de las betarragas en un 19% y el rendimiento del apio por 13%.

La adición de cobre a suelos forestales se registra que reduce la descomposición de materia orgánica, afeción biológica y actividad bioquímica. Mathur and Rayment (1977) notaron alguna reducción en la tasa de mineralización de nitrógeno a una concentración de cobre cerca de 50 $\mu\text{g/g}$ en el suelo el que corresponde a tres veces la concentración base.

2.2. Criterio de Literatura

Los criterios para proteger los cultivos de los efectos dañinos del cobre en aguas de riego se muestran en Tabla 1. Los criterios están en rangos comprendidos entre 200 $\mu\text{g/L}$ para uso de largo plazo en todos los suelos o en cultivos sensibles, hasta 5.000 $\mu\text{g/L}$ para uso de corto plazo en suelos de textura fina. La US EPA y la Island Waters Directorate han derivado sus criterios sobre la base de la acumulación de cobre en el suelo debido a que una gran porción de los datos disponibles especifican la toxicidad del cobre para las plantas en términos de las concentraciones de cobre en el suelo. Por ejemplo, Chaney (1973) asumió que 1 m^3 de agua es usada para regar 1 m^2 de terreno por año. Si la concentración de cobre del agua de riego es de 200 $\mu\text{g/L}$, la profundidad del suelo 15 cm y la densidad 1,7 Kg/dm^3 entonces 0,8 $\mu\text{g/g}$ de cobre fueron agregados al suelo cada año. Ya que la toxicidad umbral de cobre en el suelo para plantas sensibles (verduras) ocurre cerca de 25 a 50 $\mu\text{g/g}$ cuando las condiciones del suelo son favorables para el consumo de cobre por las plantas, entonces 30 años sería necesario antes de que las concentraciones de cobre en el suelo alcancen niveles de toxicidad mínimo si los niveles de cobre base fueron despreciables. En base a estas determinaciones, Demayo y Taylor (1981) concluyeron un el nivel de cobre máximo de 200 $\mu\text{g/L}$ en aguas de riego proveería de un factor de seguridad amplio, incluso si los niveles de cobre bases en el suelo no fueran despreciables.

Tabla 1
Criterio de Cobre para Riego

Criterio	Valores	Jurisdicción	Fecha
Máximo recomendado para aguas de riego de 200 µg/L para uso continuo en todos los suelos	200 µg/L	US EPA	1972
Máximo recomendado para aguas de riego de 5000 µg/L para uso de corto plazo sobre suelos de textura fina	5000 µg/L	US EPA	1972
Niveles de cobre en aguas de riego es 200 µg/L para uso continuo en todos los suelos	200 µg/L	Australia	1974
El objetivo recomendado para cobre total en aguas de riego es: <ul style="list-style-type: none"> • 200 µg/L para uso continuo en todos los suelos o uso intermitente para plantas sensibles al cobre (veruras) • 1000 µg/L para plantas menos sensibles (cereales) • 5000 µg/L para uso de corto plazo 	200 a 5000 µg/L	Canadá	1981
Donde el riego es la única fuente de agua, la concentración aceptable máxima de cobre total es 200 µg/L	200 µg/L	Manitoba	1983
Donde el riego es usado como una fuente suplementaria de agua, la concentración aceptable máxima de cobre total es 5000 µg/L	5000 µg/L	Manitoba	1983
La concentración máxima de cobre en aguas de riego usada continuamente sobre todo el suelo = 200 µg/L	200 µg/L	Ontario	1984
La concentración máxima de cobre usada sobre 20 años en suelos de textura fina de pH 6,0 a 8,5 es 5000 µg/L	5000 µg/L	Ontario	1984
Concentración promedio recomendada de 500 µg/L de cobre total en aguas de riego	500 µg/L	United Kingdom	1984
La concentración total de cobre en aguas de riego no debería exceder 200 µg/L para uso continuo en todos los suelos. Para riego de cultivos que tienen baja sensibilidad al cobre, tales como cereales, una concentración de cobre máxima en aguas de riego de 1000 µg/L es recomendada. La concentración de cobre puede ser incrementada a 5000 µg/L para uso sobre suelos neutro a alcalino por sobre 20 años.	200 µg/L 1000 µg/L 5000 µg/L	CCREM	1987

Fuente: BRITISH COLUMBIA WATER QUALITY GUIDELINES

Los efectos del cobre en el uso de agua de riego son resumidos en la Tabla 2.

Tabla 2
Efectos del Cobre en los Usos del Agua de Riego

Usos de Agua de Riego	Efectos
Aplicación a cultivos comerciales.	El rendimiento de cultivo es afectado por la sensibilidad del cultivo al cobre consumido a través de las raíces de la planta. Calidad del cultivo determinado por la toxicidad para los consumidores
Aplicación para mantener sustentabilidad del suelo regado.	Acumulación en el suelo a concentraciones donde cualquier rendimiento o calidad del cultivo es afectado.
Mantenimiento de equipos de riego.	Efectos desconocidos.

Fuente: SOUTH AFRICAN WATER QUALITY GUIDELINES

2.3. Criterio Recomendado

Un criterio para proteger la vegetación de los efectos nocivos del cobre inducido antropogénicamente en aguas de riego ha sido adaptado de criterios recientemente desarrollados por la Island Waters Directorate:

En aguas de riego, la concentración máxima total de cobre no debería exceder 200 µg/L.

La Tabla 3 muestra los efectos del cobre en aguas de riego sobre el rendimiento del cultivo y la sustentabilidad del suelo.

Tabla 3
Efectos del Cobre en Rendimiento de Cultivos y Sustentabilidad de Suelos

Rango de Concentración (mg/L)	Efectos	Sustentabilidad
Rango de calidad de aguas objetivo < 0,2	Dependiendo de las especies de plantas, las soluciones que contienen 0,1 – 1,0 mg/L pueden inducir toxicidad del cobre.	La reducción del rendimiento y la falla de los cultivos son los principales efectos de los suelos contaminados con cobre. Generalmente el cobre no se acumula en las partes comestibles de las plantas a niveles dañinos para los consumidores (Cultivos de raíces tales como papas y rábanos han mostrado cobre concentrado)
0,2 – 5,0	Concentración máxima aceptable para suelos neutros a alcalinos de textura fina.	
> 5,0	Aceptable para riego sólo en cortos tiempos en base a un sitio específico.	

Fuente: SOUTH AFRICAN WATER QUALITY GUIDELINES

2.4. Razones

El fundamento para la elección del criterio sobre contenido de Cu en aguas de riego reportado en la literatura está basado sobre cálculos de Chaney (1973) de acumulación de cobre en el suelo a través de prácticas de riego y en la toxicidad umbral de cobre en el suelo para plantas sensibles.

El criterio provee un buen margen de seguridad especialmente en vista de que los cálculos están basados en prácticas de riego para zonas muy áridas tal como California. El tiempo para que las condiciones tóxicas se desarrollen (30 años) es subestimado para la mayoría de las regiones agrícolas en British Columbia, excepto para los cultivos de fruta de Okanagan donde la aplicación de tasas de 100 cm/año pueden llevarse a cabo particularmente en años áridos. En otras regiones de British Columbia, tasas de aplicación de 10 a 40 cm/año son más típicas. Ahora, a una concentración de cobre de 200 µg/L en aguas de riego, los cultivos sensibles al cobre podrían estar creciendo seguramente en la mayoría de las regiones de British Columbia por lo menos un siglo. Además, ya que los cálculos de Chaney no toman en cuenta la extracción perpetua de cobre desde el suelo por las plantas las cuales, cuando son cosechadas, redistribuyen el cobre a través del tejido del alimento, es improbable que el cobre incluso alcanzará niveles tóxicos en los suelos, incluso en regiones áridas.

Como se muestra en la Tabla 1, la Island Waters Directorate recomienda separar en dos criterios para el cobre en aguas de riego dependiendo de la frecuencia de riego, el tipo de suelo y la sensibilidad del cultivo al cobre. Para simplificar esta aproximación y eliminar juicios cualitativos del tipo de suelo y frecuencia de riego, un único criterio de 200 µg/L es recomendado sin tener en cuenta estos factores. Este único criterio protegerá a las plantas sensibles al cobre en todos los suelos, sin tener en cuenta la frecuencia de riego en tanto que la rotación de cultivo puede ser practicada libremente y no restringida por ciertos cultivos tolerantes al cobre debido a la elevada acumulación de cobre en el suelo desde las primeras aplicaciones.

3. REFERENCIAS

- British Columbia Ministry of Environment, Lands and Parks (BC MELP). Water Quality Criteria for Copper. 1987.
- Guidelines for the Interpretation of the Biological Effects of Selected Constituents in Biota, Water, and Sediment. 1998.
- South African Water Quality Guidelines. 1996.

ANEXO A

FICHAS POR PARÁMETROS

INCRUSTACIÓN - CORROSION

**CRITERIOS DE CALIDAD DE SUELOS Y DE AGUAS O EFLUENTES TRATADOS
PARA USO EN RIEGO**

INCRUSTACION / CORROSION

1. ANTECEDENTES GENERALES.....	1
2. INCRUSTACION Y CORROSION EN RIEGO	1
3. REFERENCIAS	3

1. ANTECEDENTES GENERALES

El punto de saturación de equilibrio del agua para el carbonato de calcio, al igual que para otras sales, está descrito por varios índices que proveen una información de la formación de incrustaciones o potencial corrosivo del agua. Si el agua está supersaturada será formadora de incrustación, mientras que si está subsaturada, será corrosiva. El índice de Langelier es a menudo utilizado para predecir la potencial formación de incrustación o corrosión de un agua de riego.

El índice de Langelier provee en el agua de riego información de:

- Probabilidad de que ocurra corrosión en sistemas de distribución y aplicación de riego (valores negativos del índice de Langelier).
- Probabilidad de que se forme incrustación en sistemas de distribución y aplicación de riego (valores positivos del índice de Langelier).
- Probabilidad de que los sistemas de distribución y aplicación de riego no presenten efectos ante la calidad del agua de riego (valores cercanos al cero del índice de Langelier).

Los sistemas de distribución y aplicación de agua de riego representan importantes gastos de capital requeridos para riego de cultivos. La mantención y reemplazo de componentes del sistema corroídos o incrustados puede hacer incurrir en costos innecesarios para el regante. La aplicación de prácticas de tratamiento apropiadas pueden minimizar los efectos adversos de incrustación y corrosión. Idealmente, un agua estable, es decir no corrosiva ni incrustada, debería ser usada para riego.

Varios índices han sido usados para cuantificar la tendencia a la corrosividad o incrustación del agua. El índice de Langelier provee una medida con la cual se evalúa el potencial de un agua de riego de producir corrosión o formación de incrustación, y se calcula a partir de la concentración de calcio, la alcalinidad, las sales totales disueltas, el pH y la temperatura del agua. Las propiedades corrosivas o de incrustación del agua pueden ser modificadas durante el tratamiento del agua por la adición de varios químicos.

2. INCRUSTACION Y CORROSION EN RIEGO

Para el regante, un agua corrosiva (o agresiva) puede provocar reemplazos prematuros de tuberías, zanjas y otros equipos de riego. Un agua incrustante puede provocar tasas de caudal disminuidas y el bloqueo total o parcial del goteador y los orificios del aspersor. Debido a estos factores puede resultar una pobre distribución del agua para riego y reducidos rendimientos.

Un agua incrustante presenta mayormente el problema de formación de un depósito blanco en la hoja y la fruta cuando los aspersores son usados. Estos depósitos a menudo se construyen sobre la hoja, fruta y flores, y afectan negativamente el mercadeo de estos productos. No hay criterios numéricos provistos para evaluar estos efectos.

La presencia de fierro oxidado como resultado de la corrosión puede originar una coloración roja del agua e impacta negativamente en la calidad estética de las frutas regadas.

Los efectos de un valor dado del índice de Langelier en el uso de agua de riego están resumidas en la Tabla 1.

Tabla 1
Efectos del Índice de Langelier en los Usos del Agua de Riego

Usos del Agua de Riego	Efectos
Aplicación a cultivos comerciales.	Probabilidad de formación de depósitos blancos
Aplicación para mantener sustentabilidad del suelo regado.	Probabilidad de formación de depósitos blancos
Mantenimiento de equipos de riego.	Probabilidad de corrosión de equipos de riego Probabilidad de formación de incrustaciones en equipos de riego

Fuente: SOUTH AFRICAN WATER QUALITY GUIDELINES

La Tabla 2 muestra los efectos de las diferentes calidades de aguas según el índice de Langelier sobre los equipo de riego.

Tabla 2
Efectos del Índice de Langelier del Agua en equipos de riego.

Rango del Índice de Langelier	Equipos de Riego
< -0,2	Incremento de problemas con corrosión de metal y concreto en equipos de riego
Rango de Calidad de Agua Objetivo -0,2 – 0,2	No hay problemas con corrosión o scaling de equipos de riego
> 0,2	Incremento de problemas con incrustación de tuberías de riego, zanjas y otras aberturas

Fuente: SOUTH AFRICAN WATER QUALITY GUIDELINES

3. REFERENCIAS

- South African Water Quality Guidelines. 1996.

ANEXO A
FICHAS POR PARÁMETROS
MERCURIO

CRITERIOS DE CALIDAD DE SUELOS Y DE AGUAS O EFLUENTES TRATADOS PARA USO EN RIEGO

MERCURIO

1. OCURRENCIA EN EL MEDIO AMBIENTE.....	1
1.1. FUENTES.....	1
1.2. NIVELES NATURALES.....	1
2. MERCURIO EN RIEGO.....	1
2.1. EFECTOS.....	1
2.2. FITOTOXICIDAD DEL MERCURIO.....	2
2.3. CRITERIO DE LITERATURA.....	3
2.4. CRITERIO RECOMENDADO.....	4
2.5. RAZONES.....	4
3. REFERENCIAS.....	5

1. OCURRENCIA EN EL MEDIO AMBIENTE

El mercurio no es un elemento esencial para las plantas y nutrición de los animales. El mercurio se presenta en tres estados de oxidación en el ambiente, el estado elemental (Hg), estado mercurioso (Hg⁺) y estado mercúrico (Hg⁺⁺). La naturaleza de la especie y su abundancia depende de varios factores, entre estos el pH, el potencial redox, la naturaleza y concentración de los aniones que forman complejos estables con el mercurio. En aguas bien aireadas, las especies de mercurio predominarán, mientras que el mercurio elemental y complejos de sulfuro de mercurio prevalecerán bajo condiciones de reducción.

1.1. Fuentes

La corteza de la tierra contiene aproximadamente 0,05 µg/g de Hg, principalmente como sulfuro. El contenido de mercurio, sin embargo, varía con el tipo de roca. En general, las rocas sedimentarias (0,005 a 3,25 µg/g de Hg) tienden a contener más mercurio que las rocas ígneas (0,005 a 0,25µg/g de Hg). El mercurio también es encontrado en el carbón, fosfato marino y en la vecindad del oro, molibdeno y depósitos de metal base. Las áreas de alto contenido de mercurio sobre el planeta se localizan en cinturones y generalmente corresponde a zonas de inestabilidad y actividad volcánica y térmica. Sin embargo, hay áreas de alto contenido de mercurio que caen fuera de las estas zonas.

El mercurio está relacionado naturalmente en el ambiente con actividades volcánicas y geotermales, resistencia de las rocas y desgasificación desde el agua a la superficie de la tierra. El mercurio en el aire es redepositado en los entornos terrestre y acuático a través de precipitación, caída de nieve y sedimentación de partículas de polvo. Se asume generalmente que el mercurio puede permanecer en la atmósfera por grandes periodos

El mercurio metálico es ampliamente utilizado en la industria manufacturera de químicos, compuestos de mercurio, equipos científicos, generación de energía, amalgamas dentales y oro metalúrgico.

1.2. Niveles Naturales

El mercurio también está asociado con fracciones de sedimento orgánico y suspendido y como resultado, se establece en el fondo de la columna de agua. Debido a estas características y la volatilidad de algunos compuestos de mercurio, la concentración de mercurio es generalmente baja. Las concentraciones naturales de mercurio en océanos y playas pueden tomar rangos desde < 0,001 a 0,005 µg/L.

2. MERCURIO EN RIEGO

2.1. Efectos

El Mercurio y sus componentes son absorbidos por las plantas principalmente a través de sus raíces. En general, hay una tendencia a que el mercurio se acumule en las raíces con limitado intercambio entre el suelo y la parte aérea de la planta (Hogg et al., 1978 a, b; Gracey and Stewart, 1974 a,b; Beauford et al., 1977; Fang, 1978). Sin embargo, hay excepciones.

Los suelos tratados con 10 µg/g de Hg, causaron altas concentraciones de mercurio en los tallos y las hojas de las papas (1,045 µg/g peso puro), tomates (0,341 µg/g peso puro) y en las

porciones comestibles de las zanahorias (0,279 $\mu\text{g/g}$ peso puro), papas (0,327 $\mu\text{g/g}$ peso puro) y cebollas (1,044 $\mu\text{g/g}$ peso puro) (Bache et al., 1973). Los champiñones crecidos en suelos que contienen 0,3 $\mu\text{g/g}$ registraron concentraciones de mercurio de 4 a 10 $\mu\text{g/g}$ en peso seco (Stijve and Cesson, 1979). Siegel et al, 1987 notaron que factores ambientales locales específicos influenciaron fuertemente la acumulación de mercurio incluso cuando las concentraciones en el suelo son la misma.

En estudios de distribución de mercurio en los tejidos de plantas ubicadas alrededor de una planta alcalina de cloro, Shaw and Panigrahi (1986) notaron una correlación significativa entre la concentración en el suelo y los tejidos de la planta, especialmente cuando la concentración de mercurio en el suelo era baja o limitante. La acumulación en las hojas fue la más alta, seguida por el tallo y la raíz. La concentración de mercurio en el suelo y en las hojas de *Croton sparsiflorus*, *Jatropha gossypifolia* y *Argemone mexicana* crecidas en estos suelos presentan rangos desde 2,13 a 660 $\mu\text{g/g}$ en peso seco y 0,51 a 7,7 $\mu\text{g/g}$ en peso puro, respectivamente. Shaw y Panigrahi también encontraron que las ovejas y cabras que pastaban de estas plantas acumularon muy altos niveles de mercurio en sus hígados (46,3 y 51,5 $\mu\text{g/g}$ en peso húmedo, respectivamente) y en los músculos (2,91 y 2,86 $\mu\text{g/g}$ en peso húmedo, respectivamente).

Beyer et al (1985) encontró que agregando metilmercurio al suelo a una tasa de 1,3 $\mu\text{g/g}$ de Hg (peso húmedo) resultó una concentración de mercurio de 27 $\mu\text{g/g}$ de Hg (peso húmedo) en gusanos de tierra (*Eisenia foetida*). Esta concentración de mercurio en el suelo no fue encontrada tóxica para los gusanos de tierra. Sin embargo, los predadores que comen estos gusanos que contienen tan altos niveles de mercurio pueden ser perjudicados.

La disponibilidad y estabilidad del mercurio y compuestos de mercurio en sistemas suelo-planta-agua están en función del pH, texturas que incluyen tipo arcilla, contenido de materia orgánica, contenido de humedad del suelo, potencial óxido-reducción, y la forma del mercurio (Adriano, 1986). Alto pH, contenido de arcilla y contenido de materia orgánica favorecen la sorción del mercurio por suelos. Sin embargo, la materia orgánica es el más efectivo sorbente natural para el mercurio en suelos ácidos ($\text{pH} < 4$), considerando que óxidos de hierro y minerales arcillosos podrían llegar a ser más efectivos sorbentes a altos pH ($> 5,5$) (Anderson, 1979).

2.2. Fitotoxicidad del Mercurio

La concentración de mercurio en el sistema suelo-planta-agua y su toxicidad para las plantas se encuentra resumida en la Tabla 1. El mercurio metálico y compuestos de mercurio en los suelos han producido retardo en el crecimiento de plantas (Boor, 1951).

En experimentos de cultivo en arenas, Davis et al (1978) encontraron que el nivel crítico de mercurio en el tejido de materia seca de cebada fue de 3 $\mu\text{g/g}$ (peso seco). Mientras que el nivel crítico de concentración de mercurio en solución fue 4000 $\mu\text{g/L}$. Para plantas de arroz, Chino (1981) reportó que la concentración crítica de mercurio fue 0,5 $\mu\text{g/g}$ (peso húmedo) en el tallo y las hojas, y 1000 $\mu\text{g/g}$ (peso húmedo) en las raíces.

Beauford et al (1977) encontró que 5000 $\mu\text{g/L}$ de mercurio como HgCl_2 , inhibió el crecimiento de la mayoría de las plantas (*Pisum sativum* y *Mentha spicata*) y afectó procesos fisiológicos y biológicos en las plantas. Más recientemente, plantas jóvenes de *Pennisetum typhoideum* (cultivo de cereal), *Medicago sativa* (cultivo de pasto) y *abelmoschus esculentus* (cultivo de

verduras) mostraron toxicidad al mercurio a 10 µg/L de Hg, como HgCl₂ en un cultivo de nutrientes (Marte and Chaphekar, 1984)

Tabla 1
Toxicidad del Mercurio en Plantas

Cultivo	Forma y Concentración de Mercurio *		Efecto Observado	Referencia
Cebollas	Mercurio Metálico	110 µg/g (suelo)	Sin efecto sobre la brotes de la planta	Booer (1951)
Zanahorias y Lechugas	Compuestos de Mercurio	50 µg/g (suelo)	Severas pérdidas de los brotes	Booer (1951)
Porotos	Acetato Mercúrico Fenol	110 µg/L (solución de nutriente)	50% de reducción de biomasa de alimento	Pickard y Martin (1959)
Pastizales	Hg orgánico	450 µg/g (suelo)	Sin efecto	Estes et al (1973)
Pisum sativum y Mentha spicata	Cloruro mercúrico	5000 µg/L (solución de nutriente)	Afectó procesos de crecimiento, fisiológicos y bioquímicos	Beauford et al (1977)
Cebada	Cloruro mercúrico	3,0 µg/g (tejido de la planta) y 4000 µg/L (solución de nutriente)	Amarilleo de hojas y presencia de tallos rojizos	Davis et al (1978)
Arroz	?	0,5 µg/g (tallos y hojas) y 1000 µg/g (raíces)	Nivel Crítico	Chino (1981)
Lucerna, Raska, Okra	Cloruro Mercúrico	10,0 µg/L (Solución Nutrientes)	Redujo capacidad y contenidos de clorofila	Mhatre and Chaphekar (1984)

* Las concentraciones en suelos y tejidos de plantas están sobre bases de peso seco

2.3. Criterio de Literatura

La Anglian Water Authority (1983) recomendó 95 y 99% de 1,3 y 2,0 µg/L, respectivamente para mercurio en aguas usadas para riego por aspersión de terrenos de cultivo. Los criterios para mercurio en aguas de riego de otras jurisdicciones, incluidas Canadá y Estados Unidos de América, no fueron encontrados en la literatura.

2.4. Criterio Recomendado

Se recomienda que la máxima concentración de mercurio total en aguas de riego no debe exceder los 2,0 µg/g.

2.5. Razones

Dos factores fueron considerados en el establecimiento de criterios para el mercurio en aguas de riego:

- Toxicidad del mercurio para cultivos
- Acumulación de mercurio en porciones comestibles de la planta usada para consumo humano y animal.

Los datos relacionados con la toxicidad de mercurio a plantas para la concentración de mercurio en suelo, plantas y agua están limitados en números y pruebas de campo. También, las percepciones de la toxicidad del mercurio basado en pruebas de laboratorio no están de acuerdo con los resultados de datos de campo, donde altos niveles de tolerancia al mercurio son reportados (Siegel et al, 1978).

Basado en la entrada diaria de mercurio desde el aire y polvo, ingesta de pescado y otras comidas e ingesta del suelo, la concentración aceptable de mercurio en suelo fue calculada para ser 12 µg/g en peso seco. (Bashor and Turry, 1986). Sin embargo, a los 10 µg/g de mercurio en el suelo (peso seco), ciertos cultivos vegetales como las cebollas acumulan mercurio sobre dos veces la concentración máxima permitida de 0,5 µg/g en peso húmedo para comida de consumo humano o diez veces el valor (0,1 µg/g en peso húmedo de Hg en pescado) recomendado para grandes cantidades de consumo humano de pescado en sus dietas. Por lo tanto, es deseable que la concentración de mercurio en verduras y cereales sea mucho más baja que 0,1 µg/g en peso húmedo. Un contenido de mercurio de 0,03 µg/g de alimento seco (grano) fue utilizado para derivar el criterio para abastecimiento de agua para ganado. Recientemente, Beyer et al, 1985 encontraron que suelos que contienen cerca de 2,0 µg/g en peso seco resultan en niveles no deseados de mercurio en gusanos de tierra (27 µg/g en peso húmedo) los que podrían causar efectos perjudiciales para la fauna y otros predadores. Gracey and Stewart (1974b) observaron que el crecimiento de avena en suelos que contienen 0,012 a 0,06 µg/g de Hg (con un valor medio de 0,023 µg/g en peso seco) acumularon 0,004 a 0,019 µg/g de Hg en peso seco en sus granos. Obviamente, para que las plantas no acumulen niveles indeseables de mercurio en sus tejidos, es deseable una concentración entre 0,023 y 2,0 µg/g en peso seco en suelos.

La concentración máxima permitida de mercurio total en suelos fue colocado en 1,0 µg/g en peso seco. Esta concentración de mercurio es mayor que la concentración promedio de mercurio en suelos canadienses no contaminados de cerca de 0,08 µg/g (McKeague and Kloosterman, 1974), 0,023 µg/g (Gracey and Stewart, 1974b) y 0,44 µg/g (Moore, 1977), pero mucho menor que estos en áreas contaminadas y mineralizadas. Asumiendo que:

- La tasa máxima de riego es de 1,0 m³/m²/año
- La densidad volumétrica del suelo cultivado es de 1500 Kg/m³
- El mercurio en agua de riego es absorbido dentro de los 0,15 m de superficie de suelo

Tomará sobre 100 años para un suelo cultivado para acumular 1,0 µg/g de Hg en peso seco utilizando agua de riego que contienen 2,0 µg/L de Hg, como se muestra a continuación.

$$\text{Acumulación Anual de Hg} = \frac{2,0[\mu\text{g Hg} / \text{L}] \times 1,0[\text{m}^3 / \text{m}^2 / \text{año}]}{1500[\text{Kg suelo} / \text{m}^3] \times 0,15[\text{m suelo}]}$$

$$\text{Acumulación Anual de Hg} = 0,0089[\mu\text{g Hg} / \text{g de suelo}]$$

El periodo de tiempo para acumular 1,0 µg/g de Hg es:

$$\frac{1,0[\mu\text{g Hg} / \text{g de suelo}]}{0,0089[\mu\text{g Hg} / \text{g de suelo}]} = 112,3 \text{ años}$$

Estos cálculos asumen que no habría pérdida de mercurio desde el suelo por absorción y remoción del cultivo y volatilización. De esta forma es una estimación bastante conservativa del tiempo necesitado para alcanzar 1,0 µg/g de Hg en peso seco.

Por lo tanto, es recomendado que la concentración de mercurio total en aguas de riego no exceda 2,0 µg/L.

3. REFERENCIAS

- British Columbia Ministry of Environment, Lands and Parks (BC MELP). Ambient Water Quality Criteria for Mercury. 1989.
- Guidelines for the Interpretation of the Biological Effects of Selected Constituents in Biota, Water, and Sediment. 1998.

ANEXO A
FICHAS POR PARÁMETROS
MOLIBDENO

CRITERIOS DE CALIDAD DE SUELOS Y DE AGUAS O EFLUENTES TRATADOS PARA USO EN RIEGO

MOLIBDENO

1. OCURRENCIA EN EL MEDIO AMBIENTE.....	1
1.1. FUENTES.....	1
1.2. NIVELES NATURALES	1
2. MOLIBDENO EN RIEGO	1
2.1. EFECTOS DE EXCESO DE MOLIBDENO.....	1
2.2. FACTORES A CONSIDERAR	1
2.2.1. Drenaje del Suelo.....	1
2.2.2. pH en el suelo	2
2.2.3. Molibdeno en Suelos y Plantas.....	3
2.2.4. Tasas Cobre Molibdeno	4
2.3. CRITERIO DE LA LITERATURA	4
2.4. CRITERIO RECOMENDADO	5
2.5. RAZONES.....	6
2.5.1. Terrenos Pobrementemente Drenados con Cultivos de Forraje.....	6
2.5.2. Terrenos Bien Drenados o Terrenos Pobrementemente Drenados con Altas Tasas de Cobre Molibdeno en Aguas de Riego con Cultivos de Forraje.....	6
2.5.3. Riego de Cultivos No Forrajeros	7
3. REFERENCIAS	8

1. OCURRENCIA EN EL MEDIO AMBIENTE

El molibdeno es un elemento esencial para todas las formas de vida. El rol del molibdeno en las plantas es estimular la fijación de nitrógeno y la reducción de nitrato. Esto es llevado a cabo en suelos por bacterias y en el agua por ciertas algas que convierten el nitrógeno molecular en amoníaco. El molibdeno tiene seis estados de valencia, pero ocurre preferentemente como Mo^{3+} , Mo^{5+} y Mo^{6+} .

1.1. Fuentes

El molibdeno no ocurre en la naturaleza en su estado metálico o libre, sino que sólo es encontrado químicamente combinado con otros elementos. Pequeños depósitos de minerales que producen molibdeno ocurren en todo el mundo, pero sólo la molibdenita (MoS_2) es de importancia comercial.

1.2. Niveles Naturales

La concentración total de molibdeno en los suelos promedia 1 a 2 ppm. Las concentraciones altas de molibdeno en los suelos han sido asociadas con material sedimentario.

2. MOLIBDENO EN RIEGO

El principal problema relacionado al riego con agua que contienen altas concentraciones de molibdeno es que este compuesto es absorbido y concentrado por las plantas. Altas concentraciones de molibdeno rara vez retrasan el crecimiento de la planta, pero pueden causar problemas tóxicos a animales rumiantes que se alimentan de estas plantas.

2.1. Efectos de Exceso de Molibdeno

Pastizales con concentraciones de molibdeno de 10 ppm han causado molibdenosis en algunos animales rumiantes, aunque estos problemas también han estado asociados con pastos que contienen tan poco como 5 ppm.

2.2. Factores a Considerar

Reid and Horvart (1980) reportaron que “el abastecimiento de iones a las raíces de la planta está controlada por procesos de transmisión, difusión e intercepción y la raíz produce eliminación de aniones complejos orgánicos para disolver metales fijados por absorción” Todos estos procesos pueden estar influenciados por el entorno del suelo, incluyendo la acidez del suelo, contenido de humedad, temperatura y tipo de planta.

2.2.1. Drenaje del Suelo

Kutoba et al (1963) encontraron que la respuesta de las plantas a concentraciones de molibdeno depende del tipo de suelo. Los suelos estudiados fueron uno drenado pobremente

(fino, limo gravoso) uno excesivamente drenado (fino, gravoso, arena limosa) y otro bien drenado (fino, limo arenoso). Sin embargo, para todos los suelos, una condición de suelo húmedo incrementa la concentración de molibdeno en el suelo y plantas comparado a un suelo similar bajo condiciones secas.

Reid and Horvart (1980) encontraron que los suelos a menudo asociados con problemas de cobre y molibdeno en animales rumiantes son turbas y otros suelos pobremente drenados con altos contenidos de materia orgánica. Thorton (1977) encontró que el molibdeno captado aumenta con el pH y el contenido de carbón orgánico en el suelo.

La mayoría de los suelos contiene entre 0,6 y 3,5 pm de molibdeno. El molibdeno soluble en el agua puede ser extraído por las plantas, pero también puede ser adsorbido en suelos alcalinos o de bajo contenido de cobre

2.2.2. pH en el suelo

El pH, la materia orgánica, el cobre, hierro, manganeso, fósforo y azufre del suelo puede influenciar la asimilación de molibdeno por las plantas. La adsorción de molibdeno a partículas de suelo es conocida para valores bajos de pH. La fijación de molibdeno en los suelos se incrementa con la acidez a pH 2,2 debido a la formación de molibdeno insoluble del fierro y aluminio. La relación máxima de molibdeno retenido desde el suelo se lleva a cabo en el rango de pH 5,0 a 8,5.

Los efectos del pH del suelo sobre la concentración de molibdeno en una planta se muestran en Tabla 1.

Tabla 1
Efecto del pH del Suelo sobre el Suelo y la Planta

pH del Suelo	Contenido de Molibdeno (ppm)	
	Suelo	Planta
5,5 – 5,7	24	< 1
5,9 – 7,9	< 24	60

Fuente: BRITISH COLUMBIA WATER QUALITY GUIDELINES

Barshad (1951) reportó que en suelos ligeramente alcalinos, neutros o ácidos, mientras mayor es la cantidad de molibdeno soluble en agua en el suelo, mayor es el contenido de molibdeno de la planta. El también informó de una disminución en el contenido de molibdeno de la planta en suelo con pH sobre 8,0 o bajo 7,0 (El contenido de molibdeno más alto de la planta estaba en el rango de 7,0 -8,0).

La relación de alto molibdeno en plantas a humedad del suelo fue más cercana que la relación a pH del suelo. La razón para esto es que en suelos pobremente drenados no es posible perder molibdeno disuelto por aguas de percolación profunda. Esto permite al molibdeno soluble permanecer en la zona de la raíz hasta que es removido por la cosecha. Allaway citó a Jackson que “en suelos bien drenados, incluso en suelos alcalinos, las aguas de riego de una concentración de molibdeno relativamente alto pueden ser usadas sin riesgo de producir forrajes de alto molibdeno, aunque estas mismas aguas podrían poner en riesgo en suelos pobremente drenados” y desde la academia de ciencias: “Para cualquier contenido de molibdeno dado, los suelos orgánicos y aquellos con problemas de drenaje son los más

tóxicos”. Esto confirma a información dada por Kubota et al (1963) quien encontró que aunque el contenido de molibdeno de ambos suelos, los bien drenados y los pobremente drenados era el mismo y ambos eran alcalinos, las plantas crecidas en suelos pobremente drenados tenían las mayores concentraciones de molibdeno.

2.2.3. Molibdeno en Suelos y Plantas

Molibdeno se acumula en ausencia de sulfato. Su consumo por las plantas puede ser reducido por el incremento de niveles de sulfato en el suelo.

El molibdeno en el suelo es particularmente inmóvil en un ambiente de oxidación rico en hierro. El movimiento o retención de molibdeno y los niveles consecuentes en el suelo están influenciados por la cantidad de arcilla presente (la cual puede influenciar la capacidad de intercambio).

Chappell (1973) informó que las aplicaciones de molibdeno en el suelo aumentaron las concentraciones en las plantas como se muestra en la Tabla 2.

Tabla 2
Efecto en algunos cultivos de la Aplicación de Molibdeno a Suelos

Descripción del Tipo de Suelo	Tipo de Planta	Tasa de Aplicación de Molibdeno (Kg/há)	Incremento de Molibdeno en la Planta (ppm) (peso seco)
Limo Arenoso Neutro	Alfalfa	1	5,2*
Limo Arenoso Neutro	Pastizal Largo	1	3,5*
Suelo Turba	Trébol Blanco	0,22	10,5
Desconocido	Alfalfa	1,79	1,7
Desconocido	Alfalfa	7,17	11,7
Limo Arcilloso	Lotus corniculatus	20	148
Calcareous (pH > 6,5)	Alfalfa	1	2,9
Limo Arenoso (pH 5,6 – 6,1)	Carpeta de Césped	2,2	>10 (después de 5 años)
Suelo Turba Acido	-	0,84	98 (después de 1 año) bajó a 11 (después de 3 años)

Fuente: BRITISH COLUMBIA WATER QUALITY GUIDELINES

Las concentraciones de molibdeno en la alfalfa y pasto largo (tall fescue) confirmaron el descubrimiento de otros autores quienes encontraron que para un mismo suelo el contenido de molibdeno de las hierbas variaba con la especie. Generalmente, las legumbres absorben considerablemente más molibdeno que los cultivos que no pertenecen a esta especie.

Aplicaciones de lodo de agua residual con 5 ppm de molibdeno a un suelo alcalino en el cual el trébol blanco y el centeno (rye grass) fueron plantados, causaron un cambio no apreciable en el molibdeno de la plantas. Sin embargo, la aplicación de 103 ppm de molibdeno al mismo tipo de suelo con trébol blanco y centeno causaron consumo excesivo de molibdeno en el trébol blanco.

Kubota et al (1963) informaron que las leguminosas con concentraciones de molibdeno tóxicas, eran cultivadas en suelos húmedos con ≥ 1 ppm de molibdeno. La mayoría de las leguminosas con concentraciones de molibdeno de ≥ 10 ppm en Oregón estaban en los suelos húmedos en planicies inundadas. Interesantemente, los suelos bien drenados tenían tanto molibdeno como los suelos pobremente drenados. Sin embargo, las concentraciones de molibdeno en las leguminosas de los primeros eran más bajas que en los últimos. Kubota et al (1963) encontraron que las concentraciones de molibdeno en plantas cultivadas en suelos bien drenados no eran altas a pesar del pH del suelo o del material del suelo.

Si se requiere producción de cultivos de forraje en áreas de alto molibdeno, la cosecha y el secado del forraje, reducirán el riesgo de toxicidad del molibdeno bajo los niveles que ocurren cuando los forrajes son pastados como plantas verdes. El mecanismo que permite que esto suceda no es totalmente comprensible. Sin embargo, parece que tiene que ver con un cambio en la forma química del molibdeno.

2.2.4. Tasas Cobre Molibdeno

La tasa de cobre molibdeno en plantas es un factor importante en la determinación si los problemas ocurrirán en animales rumiantes. Miltimore and Mason (1971) analizaron el alimento de animales rumiantes en British Columbia. Estos autores obtuvieron una tasa cobre molibdeno de 2:1 como un valor crítico, ya que no ocurrirán problemas con tasas de 4,3:1 mientras algún problema ocurrirá con una tasa de 2,3:1 y varios problemas se producirán con una tasa de 1,0:1. En este análisis se asumió que las concentraciones de sulfato fueron distribuidas en forma aleatoria incluso aunque estas concentraciones sean críticas. Miltimore and Mason (1971) encontraron “una tendencia para concentraciones relativamente altas de molibdeno están asociadas con las más bajas concentraciones de Cu, resultando en tasa desfavorables de Cu/Mo”, Miltimore et al (1970) habían encontrado que cerca del 95% de todas las comidas tenían < 10 ppm de cobre, el mínimo recomendado para ganado. Así los suplementos de cobre, serán necesarios si el molibdeno está presente en cantidades significativas.

2.3. Criterio de la Literatura

La Federal Water Pollution Control Administration (1968) ha sugerido un valor estándar para aguas de riego de 5 ppb de Mo para usos continuos sobre suelos y 50 ppb para uso de corto plazo. Este estándar está basado sobre una investigación de invernadero realizado por Kubota et al (1963) en que 5 ppb de Mo en la solución de suelo fue asociada con trébol Alsike (*Trifolium hybridum*) que contiene 10 ppm de molibdeno. Este valor estándar está abierto a preguntas debido a que la concentración de la solución de suelo está relacionada a la cantidad disponible de Mo en el suelo y no directamente al nivel de 5 ppb en aguas de riego.

Un criterio de datos más actualizados propuso 0,01 mg/L para uso continuado de agua sobre todo tipo de suelo y 0,05 para uso de corto plazo sobre el suelo que reacciona con este elemento. Este criterio también estaba basado sobre el trabajo de Kubota et al (1963) quien encontró que concentraciones de molibdeno de 0,01 mg/L o mayores en soluciones de suelo estaban asociadas con niveles de toxicidad animal de este elemento en trébol Alsike.

Los efectos del molibdeno en el uso de agua de riego son resumidos en la Tabla 3.

Tabla 3
Criterios sobre Molibdeno en los Diferentes Usos del Agua de Riego

Usos de Agua de Riego	Criterios
Aplicación a cultivos comerciales.	La calidad del cultivo es determinada por la toxicidad del molibdeno a los animales.
Aplicación para mantener sustentabilidad del suelo regado.	Acumulación en el suelo a concentraciones donde la calidad del cultivo es afectado.
Mantenimiento de equipos de riego.	Efectos desconocidos.

Fuente: SOUTH AFRICAN WATER QUALITY GUIDELINES

2.4. Criterio Recomendado

Los suelos pobremente drenados permiten mayor aplicación de molibdeno para permanecer dentro de la zona de raíces. Por lo tanto, todo el molibdeno aplicado potencialmente está disponible. Por consiguiente, es deseable tener dos tipos de criterios como un mínimo. Uno para suelos bien drenados y otro para suelos pobremente drenados.

El cobre es el elemento más importante relacionado a los efectos de molibdeno. Se ha sugerido que para plantas en British Columbia, una tasa de cobre a molibdeno de 2:1 es crítica. Por lo tanto, tasas de cobre molibdeno más grande que 2:1 son deseables. Parece razonable que para alcanzar estas tasas en las plantas, debería también estar presente en el suelo y agua de riego. El sulfato es también un elemento extremadamente importante en relación al molibdeno consumido. Las tasas de sulfato molibdeno no han sido sugeridas en la literatura. Por lo tanto, se requieren nuevos estudios para determinar la tasa crítica de sulfato molibdeno.

Más importante, sin embargo, es si la tierra en la cual el agua de riego está siendo aplicada será usada para producir alimento para animales rumiantes. Las aguas de riego altas en molibdeno pueden ser usadas con más seguridad sobre terrenos utilizados para cultivos más que para producción de forraje. También es probable que las áreas rurales usadas por otros cultivos no revertirán la producción de forraje, ya que los cultivos de forraje son usualmente cultivos sobre terrenos más marginales en áreas que producen comestibles.

Por lo tanto, el drenaje, la presencia de cobre y los tipos de cultivo son factores importantes para establecer criterios sobre Mo en agua de riego. Tabla N°4

Tabla 4
Condiciones para el Riego con Aguas con Molibdeno

Concentración de Mo	Condiciones
0,01 mg/L promedio* 0,05 mg/L máximo*	Suelos pobremente drenados usados para cultivos de forraje con tasa de Cu/Mo <2:1 en aguas de riego
0,02 mg/L promedio* 0,05 mg/L máximo*	Suelos bien drenados usados para cultivos de forraje o, suelos pobremente drenados usados para cultivos de forraje con tasa de Cu/Mo ≥2:1 en aguas de riego
0,03 mg/L promedio*	Riego de cultivos no forrajeros

* valores máximo y promedio aplicados durante la temporada de riego, con valores promedio que son calculados de muestras recogidas a un mínimo de una vez por semana por cinco semanas en un período no mayor a 30 días.
Fuente: BRITISH COLUMBIA WATER QUALITY GUIDELINES

La Tabla 5 muestra los efectos del molibdeno usado en aguas de riego sobre la calidad del cultivo y sustentabilidad del suelo.

Tabla 5
Efectos del Molibdeno en Calidad y Sustentabilidad de Cultivos.

Rango de Concentración (mg/L)	Efectos
Rango de calidad de aguas objetivo < 0,01	Concentración umbral a ser usada sobre grandes tiempos la cual no causará la acumulación de molibdeno en las plantas a niveles tóxicos para animales.
0,01 – 0,05	Concentración máxima aceptable para suelos ácidos de textura fina.
> 0,05	Aceptable para riego sólo en cortos tiempos en base a un sitio específico.

Fuente: SOUTH AFRICAN WATER QUALITY GUIDELINES

2.5. Razones

Los valores anteriormente establecidos han sido elegidos por las siguientes razones.

2.5.1. *Terrenos Pobrementemente Drenados con Cultivos de Forraje*

Esta es virtualmente la situación exacta para la cual el criterio ha sido propuesto por la National Academy of Sciences. Los terrenos pobrementemente drenados permitirán aplicar molibdeno que estará disponible en cualquier tiempo. Mientras más molibdeno es aplicado, el molibdeno en el manto del suelo tenderá a incrementar a menos que lo consuman las plantas. Si las plantas son cultivos de forraje, ellas concentrarán el molibdeno aplicado a niveles en los cuales son tóxicos para animales rumiantes. Esta clasificación también cubrirá áreas donde Cu:Mo sea menor que 2:1.

Ya que no hay datos disponibles para refutar el criterio de 0,01 mg/L (Uso continuo), o 0,05 mg/L (uso de corto plazo), estos criterios deberían ser adoptados para terrenos pobrementemente drenados usados para cultivar cosechas de forraje. Estos valores serán adoptados como valores promedio y máximo, respectivamente.

2.5.2. *Terrenos Bien Drenados o Terrenos Pobrementemente Drenados con Altas Tasas de Cobre Molibdeno en Aguas de Riego con Cultivos de Forraje*

La discusión ha sido ya planteada respecto a que en suelo bien drenados con concentraciones de molibdeno idénticas a suelos pobrementemente drenados, las plantas contendrán niveles seguros de molibdeno. Kubota et al (1963) reportaron que las concentraciones de molibdeno en el trébol incremento desde niveles máximos de 12 ppm a 20 ppm (1,7 veces) bajo condiciones de invernadero que van desde suelos bien drenados hasta suelos pobrementemente drenados (incremento promedio fue 6 ppm a 20 ppm o 3,3 veces). El trébol Alsike cultivado en un terreno de pastizales ha incrementado en concentraciones de molibdeno desde 9 a 135 ppm (15 veces).

Parece probable que los valores de molibdeno promedio pueden ser doblados sobre aquellos propuestos para una situación con suelos pobrementemente drenados. La falta de datos, y el deseo de tomar un valor conservador para el criterio establecido, sugeriría que la máxima

concentración de molibdeno permitido en aguas de riego no debería ser incrementado sobre el aplicable a terrenos pobremente drenados.

La importancia de una adecuada tasa Cu:Mo ha sido documentada. La mínima tasa Cu:Mo de 2:1 determinada en plantas que se encuentran bajo las condiciones de British Columbia es sugerida como un valor de corte para aguas de riego.

2.5.3. Riego de Cultivos No Forrajeros

Concentraciones de molibdeno más altas en aguas de riego usados en áreas urbanas o para cultivos no forrajeros probablemente son aceptables, ya que los animales rumiantes no consumirán los cultivos. Para desarrollar el criterio, se debería examinar los niveles existentes de molibdeno en verduras desde áreas no contaminadas, la cantidad consumida sobre una base diaria máxima, y el molibdeno máximo que puede estar pasando desde el agua de riego al cultivo. Tales datos no están disponibles hoy en día. Por lo tanto se ha tomado una aproximación conservadora para este problema.

Ya que los cultivos no forrajeros son consumidos por seres humanos, algunos criterios más altos, aunque escogidos arbitrariamente son propuestos. El valor promedio es tres veces mayor que el criterio elegido para proteger a animales rumiantes de cosechas cultivadas sobre suelos pobremente drenados. Estos valores han sido determinados basados en la siguiente razón.

Una concentración sobre 10 ppm en las plantas es un valor aproximado sobre la cual la molibdenosis puede ocurrir en animales rumiantes. Efectos potenciales de excesos de molibdeno sobre humanos está documentada en trabajos realizados en British Columbia. Por lo tanto, es concebible pero poco probable que los humanos puedan tener riesgo de molibdeno excesivo en sus dietas.

La concentración de Mo en plantas que sería preocupante para seres humanos no son conocidas. Sin embargo, una estimación conservativa sería cerca de 5 ppm. En Unión Soviética, las mayores concentraciones de molibdeno fueron encontradas en porotos (82 ppm), menta (50 ppm), berenjena (13 ppm) y papa (11 ppm). El incremento más significativo entre regiones con concentraciones de molibdeno normal y aquellas ricas en molibdeno ocurrieron para repollo (130 veces más alta, a 5,2 ppm), menta (52 veces más alto, a 57 ppm) y estragón (36 veces mayor, a 8,3 ppm). No se encontraron en la región problemas con molibdeno normal en los porotos tenían 5,1 ppm de molibdeno, y varias otras verduras que tenían entre 1 y 5 ppm. Por lo tanto, basados en este hecho, en altas concentraciones en áreas con problemas, y en aquellas verduras las cuales tenían los mayores incrementos en concentraciones entre regiones, un valor de 5 ppm en verduras es seguro para consumo humano.

Los criterios fueron determinados usando el siguiente procedimiento. La capacidad por hectárea de 10 verduras cultivadas en British Columbia fue calculada en 1981 de las estadísticas disponibles. Esta figura fue luego ajustada por la tasa de producción 1980 – 1984 por la producción de 1981, ya que los cultivos en 1981 fueron pobres debido a las condiciones climáticas y algunos campos no fueron plantados. Asumiendo que el valor de molibdeno seguro en verduras viene solamente desde aguas de riego, el rendimiento (Kg/há) fue multiplicado por el nivel de molibdeno seguro en verduras (5 ppm ó 0,005 mg/g) y luego dividido por el caudal de riego requerido para cultivo sobre diferentes suelos. El resultado en concentraciones de molibdeno en agua de riego en rangos desde 0,006 mg/L para arvejas a 0,064 mg/L para cebollas, a un promedio para 10 cultivos de 0,035 mg/L. Por lo tanto, el criterio para un valor de molibdeno promedio fue establecido a 0,03 mg/L.

En la aplicación de estos criterios, puede ser deseable medir concentraciones de molibdeno en arvejas o brócoli donde tales cultivos son regados con aguas a o cerca de estos criterios, ya que estos dos cultivos podrían ser más susceptibles a las concentraciones de molibdeno.

3. REFERENCIAS

- British Columbia Ministry of Environment, Lands and Parks (BC MELP). Water Quality Criteria for Molybdenum. 1986.
- Guidelines for the Interpretation of the Biological Effects of Selected Constituents in Biota, Water, and Sediment. 1998.
- South African Water Quality Guidelines. 1996.

ANEXO A
FICHAS POR PARÁMETROS
PLOMO

**CRITERIOS DE CALIDAD DE SUELOS Y DE AGUAS O EFLUENTES TRATADOS
PARA USO EN RIEGO**

PLOMO

1. OCURRENCIA EN EL MEDIO AMBIENTE.....	1
1.1. FUENTES.....	1
2. PLOMO EN RIEGO.....	1
2.1. EFECTOS.....	1
2.2. CRITERIO DE LITERATURA.....	2
2.3. CRITERIO RECOMENDADO	4
2.4. RAZONES.....	5
3. REFERENCIAS	6

1. OCURRENCIA EN EL MEDIO AMBIENTE

El plomo no es un elemento esencial para las plantas, los animales y la nutrición de los seres humanos. El plomo (Pb) se encuentra naturalmente en tres estados de oxidación, metal, Pb^{2+} y Pb^{4+} . El Pb^{4+} sólo puede existir bajo condiciones extremas de pH y potencial de óxido-reducción. Sin embargo, los compuestos de Pb^{4+} son producidos artificialmente y son descargados al medio ambiente. Uno de tales compuestos, plomo tetraetílico, es ampliamente utilizado como un agente antidetonante en la gasolina. Las emisiones de plomo desde la gasolina y los desechos de la combustión del aceite son las principales fuentes antropogénicas de plomo.

1.1. Fuentes

Los minerales más comunes del plomo son los minerales de óxidos, carbonatos y sulfatos. En general, el Pb se encuentra en todas las rocas de la corteza terrestre. El contenido de plomo de las rocas ígneas está en rangos desde 8 mg/Kg a 20 mg/Kg y niveles similares fueron encontrados en rocas sedimentarias, desde 7 mg/Kg a 20 mg/Kg. La concentración promedio en la litósfera es del orden de 16 mg/Kg. Los suelos tienden a ser más ricos en plomo que las rocas. El rango usual del contenido de plomo en los suelos ha sido estimado entre 2 a 200 mg/Kg, con un valor promedio entre 10 a 25 mg/Kg.

La precipitación atmosférica que se origina desde actividades tales como: (a) la minería del plomo, (b) la fundición y refinamiento de plomo primario y secundario, (c) la manufactura de químicos de plomo, baterías y otros productos, (d) la producción de otros metales, cemento y combustión de combustible fósil, (e) consumo de productos de plomo, gasolina con plomo e (f) incineración de desechos y residuos que contienen cantidades trazas de plomo, son la mayor fuente de contaminación antropogénica de plomo en los cursos de agua.

2. PLOMO EN RIEGO

2.1. Efectos

El plomo no es un elemento esencial para el crecimiento de la planta. Sin embargo, esta omnipresente en los sistemas suelo agua de las plantas. En general, el plomo se mantiene fuertemente en los suelos ya sea por sorción y/o formando complejos con componentes inorgánicos y orgánicos del suelo. Como resultado, sólo una pequeña cantidad del contenido total del plomo está disponible para las plantas. Un estudio llevado a cabo en la Universidad de Guelph (Ontario) mostró que el primer cultivo de pasto centeno removió sólo 0,004 a 0,017 kg Pb/ha de un suelo provisto con 1,5 a 116 kg Pb/ha a través de una aplicación de un fango residual (Bates et al., 1975). En British Columbia, la proporción de plomo entre la lechuga y el suelo que sostenía el cultivo era de 0,015; la concentración de plomo en la lechuga fue de 3 mg/kg, mientras en el suelo era de 200 mg/kg (John, 1975). Wilson y Cline (1966) estimaban que solamente 0,003 a 0,005 del total de plomo en el suelo era tomado por las plantas de cebada. Ya que el plomo tiende a acumularse cerca de la superficie del suelo, los cultivos con raíces poco profundas están expuestos a concentraciones relativamente más altas que los cultivos con raíces más profundas (Walsh et al., 1975; John, 1975).

El plomo puede entrar a la planta a través del sistema de la raíz o de las hojas. Además la forma y concentración del metal en el ambiente, varios factores relacionados al suelo (pH, capacidad de intercambio de iones, textura, temperatura, contenido de humedad, contenido de

materia orgánica, etc), cultivo (especies, profundidad de la raíz, anatomía, etc), y clima (precipitación, temperatura, etc) determinan el plomo consumido por las plantas.

Las diferentes partes de las plantas acumulan el plomo en diferentes grados. En general, las partes del fruto y de la flor acumulan las cantidades más pequeñas de plomo. En un experimento en un invernadero, Motto et al. (1970) notaron que las partes comestibles de zanahorias, tomates, maíz, lechugas y papas cultivadas en suelos que contenían 76 a 164 mg Pb/kg tenían niveles de plomo de 1,3 (masorca de maíz) a 16 mg/kg (zanahorias). Las concentraciones de plomo eran relativamente más altas en las hojas (más de 74 mg/kg en las hojas del maíz) que en otras partes de estas plantas.

Cuando los mismos experimentos fueron conducidos con arenas que contenían de 1 a 4 mg Pb/kg, las partes comestibles de estas plantas contenían niveles de plomo de 0,6 a 21 mg/kg. Sin embargo, los máximos niveles de plomo (sobre 764 mg/kg) fueron asociados con las raíces de las plantas de tomate, papas y lechugas. Similares observaciones fueron hechas por Jones et al. (1973) mientras trabajaba con pasto centeno perenne en soluciones que contenían 1 mg Pb/L como $Pb(NO_3)_2$; las plantas removieron 95% del plomo de la solución de nutriente, y las raíces contenían 57% a 80% del plomo agregado.

La toxicidad del plomo en las plantas difiere con las especies de plantas. Los porotos cultivados en suelos que contenían 820 mg Pb/kg (peso seco) mostraron un pobre crecimiento y una decoloración manchada, mientras que los manís no fueron afectados (Berg, 1970). Una diferencia significativa en la producción de avenas y trébol rojo cultivadas en maceteros ocurrió en concentración de suelo con plomo sobre 50 mg/kg (Von Hodenberg and Finck, 1975); sin embargo, John and Van Laerhoven (1972) informaron que no hubo efectos en la producción de avenas en respuesta a un agregado de 1000 mg Pb/kg como $Pb(NO_3)_2$, $PbCl_2$, o $PbCO_3$. Las concentraciones de cloruro de plomo de ≥ 125 mg Pb/kg han sido informadas que decrecen el consumo de Ca, Mg, K y P en las plantas de maíz y reducen su cultivo en experimentos de invernadero (Walker et al., 1977).

Cole (1977) informó que los compuestos de plomo agregados al suelo modificaban la actividad biológica del suelo; una reducción en la síntesis de la amilasa fue iniciada en concentraciones ≥ 450 mg Pb/kg (como $PbCl_2$ y PbS) del suelo. Debosz et al. (1985) notó que el agregado de 500 o 1000 mg Pb/kg a suelos naturales o arreglados con arcilla no tenían efectos adversos apreciables en la extensión de mineralización del carbón después de 16 días de incubación.

2.2. Criterio de Literatura

La Tabla 1 muestra diversos criterios para proteger los cultivos de los efectos dañinos del plomo en aguas de riego. Los límites para el plomo en aguas de riego son similares en magnitud entre la mayoría de los casos. Esta similitud en los criterios del plomo sugiere una fuente común y quizás una falta de nueva información en relación a la toxicidad del plomo en los sistemas de agua – planta – suelo.

Tabla 1
Criterios sobre contenido de Pb en agua de riego.

Criterios	Valores (mg Pb/L)	Jurisdicción	Fecha	Referencia
Concentraciones máximas de plomo recomendadas en aguas de riego son: 5,0 mg/L para uso continuo en todos los suelos; 10,0 mg/L para un período de 20 años o en suelos neutros y alcalinos de textura fina	5.000 10.000	U.S. EPA	1972	U.S. EPA (1972)*
Nivel de trabajo recomendado para el plomo en agua de riego = 5,0 mg/L	5.000	Australia	1974	Hart (1974)
Concentraciones máximas de plomo recomendadas para agua de riego: usadas continuamente en todos los suelos = 5,0 mg/L; para más de 20 años en suelos de textura fina de pH 6,0 a 8,0 = 10,0 mg/L	5.000 10.000	Ontario	1984	OME (1984)*
Concentraciones máximas de plomo recomendadas en aguas de riego: para uso continuo = 5,0 mg/L; para uso intermitente = 10,0 mg/L	5.000 10.000	Inland Waters Directorate	1980	Demayo et al. (1986)
Concentración promedio máxima para el período normal de riego = 2 mg/L	2.000	U.K.	1984	Mance et al. (1986)
Concentración máxima aceptable de plomo total en agua de riego = 10,0 mg/L	10.000	Manitoba	1983	MDEWSH++ (1983)
Concentración de plomo total en el agua de riego no debería exceder 0,2 mg/L para uso continuo en todos los suelos, y 2,0 mg/L para uso en suelos neutros y alcalinos de textura fina por más de 20 años	200 2.000	CCREM	1987	CCREM# (1987)

* U.S. Environmental Protection Agency

+ Ontario Ministry of Environment

++ Manitoba Department of Environment and Workplace Safety and Health

Canadian Council of Resource and Environment Ministers

Las normas de calidad del agua en Canadá (CCREM, 1987) y el Reino Unido (Mance et al., 1984) recomiendan niveles de plomo mucho más bajos en agua de riego. Ambas guías apuntan a limitar la acumulación de plomo en suelos agrícolas a niveles aceptables. Las normas del Reino Unido asumen una tasa de riego de 500 mm anualmente por 50 años, mientras la

CCREM basa sus cálculos en una tasa de riego de 1000 mm/año por 100 años. Asumiendo una densidad volumétrica del suelo de 1500 kg/m³ y una profundidad de acumulación para plomo aplicado de 0,15 m, las normas Canadienses permiten una acumulación en suelos agrícolas de aproximadamente 100 (en suelos ácidos) hasta 200 mg/kg (en suelos neutros y alcalinos), y las normas del Reino Unido permiten una acumulación de 225 mg/kg (peso seco) en suelos agrícolas. Parecería que las normas Canadienses (CCREM) son mucho más conservadoras que todas las otras jurisdicciones mostradas en la Tabla 1.

La justificación para niveles de plomo seguro de 5 mg/L y 10 mg/L en aguas de riego recomendada por la Inland Waters Directorate (IWD), esta basada en la acumulación de plomo agregado en los primeros 10 cm de un suelo con una densidad volumétrica de 1500 kg/m³. Se asume que 1,0 m³ de agua se necesitan para regar 1,0 m² de tierra agrícola en un año, y que las pérdidas de plomo debido al consumo o traspaso de la planta a través del perfil son insignificantes. Basado en estas suposiciones, Demayo et al. (1980, IWD) concluyeron que la máxima concentración de plomo de 5 mg/L en agua de riego aumentaría el contenido de plomo del suelo por 3,3 mg/kg/año. Sin embargo, este aumento está en un error, y en cambio debería ser 33,3 mg/kg/año como se muestra a continuación.

Masa de 1 m² de 10 cm de profundidad del suelo = 1,0 m² x 0,1 m x 1500 kg/m³ = 150 kg

Cantidad de Pb agregado al suelo (1,0 m² x 0,1 m) por Agua de riego (5 mg Pb/L) a 1,0 m³/año

= 5 mg Pb/L x 1,0 m³/año x 10³ L/m³ x 1/150 kg suelo

= 33,3 mg Pb/kg/año

La Tabla 2 muestra antecedentes sobre los efectos del plomo en el uso de agua de riego.

Tabla 2
Efectos del Plomo en los Usos del Agua de Riego

Usos de Agua de Riego	Efectos
Aplicación a cultivos comerciales.	El rendimiento de cultivo es afectado por la sensibilidad del cultivo al plomo consumido a través de las raíces de la planta. La calidad del cultivo es determinada por la toxicidad del plomo a los consumidores.
Aplicación para mantener sustentabilidad del suelo regado.	Acumulación en el suelo a concentraciones donde cualquier rendimiento o calidad del cultivo es afectado.
Mantenimiento de equipos de riego.	Efectos desconocidos.

Fuente: SOUTH AFRICAN WATER QUALITY GUIDELINES

2.3. Criterio Recomendado

La literatura especializada recomienda que (a) para suelos neutros y alcalinos de textura fina, la concentración de plomo máxima en agua de riego no debería exceder 400 µg Pb/L en ninguna ocasión; (b) la concentración total de plomo en aguas de riego para uso continuo en todos los otros suelos no debería exceder 200 µg/L en ninguna ocasión.

La Tabla 3 muestra los efectos del plomo usado en aguas de riego sobre el rendimiento del cultivo y sustentabilidad del suelo.

Tabla 3
Efectos del Plomo en Rendimiento de Cultivos y Sustentabilidad del Suelo

Rango de Concentración (mg/L)	Efectos en Rendimiento y Sustentabilidad
Rango de calidad de aguas objetivo < 0,2	<p>La aplicación de una tasa de 1 m³/m²/año para 100 años resultaría en una acumulación de plomo de 89 mg/Kg en los primeros 150 mm de suelo. Pocas plantas parecen ser afectadas a este nivel.</p> <p>La reducción y fallas del cultivo son los principales efectos de suelos contaminados con plomo. Generalmente el plomo no se acumula en las partes comestibles de las plantas a niveles nocivos para los consumidores (sin embargo, papas, lechuga y heno mostraron plomo concentrado)</p>
0,2 – 2,0	Concentración máxima aceptable para suelos neutros a alcalinos de textura fina.
> 2,0	Aceptable para riego sólo en cortos tiempos en base a un sitio específico.

Fuente: SOUTH AFRICAN WATER QUALITY GUIDELINES

2.4. Razones

Los criterios para proteger la vegetación de los efectos adversos del plomo en el agua de riego están basados en la información presentada en CCREM (1987), Motto et al. (1970), y Tornabene et al. (1977). Experimentos de laboratorio sugieren que el efecto nocivo del plomo sobre las plantas puede ocurrir en concentraciones de plomo bajo 100 mg/kg (Van Hodenberg and Finck, 1975). Por otra parte se ha sugerido que una concentración de a lo menos 1000 mg Pb/kg de peso seco debe estar presente en los suelos (excepto suelos arenosos) antes que cualquier efecto del plomo pueda ser observado (Tornabene et al., 1977). Como promedio el plomo en porciones comestibles de plantas, excluyendo raíces, y en pastizales cultivados en suelos que contienen ≤ 1000 mg Pb/kg (peso seco) es 24,3 y 15,7 mg/kg (materia seca), respectivamente (valores similares de plomo en la alimentación de animales fueron usados al establecer un criterio sobre el plomo en el abastecimiento de agua para el ganado).

Las arenas que contienen niveles más bajo de plomo (1,0 a 4,0 mg/kg) tienden a contribuir con bastante plomo a las partes comestibles de las verduras cultivadas en ellos como suelos que contienen niveles más altos de plomo (76 a 164 mg/kg; Motto et al., 1970). Esto puede haber sido la consecuencia de la capacidad de intercambio más baja (CEC) de los suelos arenosos comparados a aquella de los suelos de textura fina. En vista de estos hechos, el nivel crítico de plomo en los suelos arenosos debe ser reducido al menos por un factor de 3. Una reducción posterior en el nivel de plomo del suelo puede ser deseable en suelos arenosos ácidos ya que el consumo de plomo por las plantas aumenta a bajos pH's. Los efectos de los factores pH y CEC sugieren que la concentración segura de plomo en el suelo (que no cause efectos adversos) debería ser menos de 300 mg/kg oponiéndose a los 1000 mg/kg sugeridos por Tornabene et al. (1977) vistos más arriba.

En las guías de calidad de agua Canadiense (CCREM, 1987), los niveles de plomo de 100 mg Pb/kg (peso seco) para suelos ácidos y de 200 mg Pb/kg (peso seco) para suelos agrícolas neutros y alcalinos son considerados como niveles seguros. Sin embargo el período de riego de 20 años para suelos neutros y alcalinos fue considerado demasiado corto para proporcionar protección de largo plazo a los suelos. En cambio el criterio para suelos neutros y alcalinos fue derivado para un largo plazo (100 años) o uso continuo de tierra basado en presunciones especificadas en la CCREM (1987). Consecuentemente los criterios recomendados son los mismos o son consistentes con las guías de la CCREM (1987).

Un ejemplo de los cálculos involucrados en estos criterios se muestra a continuación.

Dada una densidad de volumen de un suelo de 1500 kg/m³, la concentración de plomo en aguas de riego de 400 µg/L, la tasa de riego de 1,0 m³/m²/año. El plomo en agua de riego para quedar retenido en los primeros 15 cm del suelo, plomo se acumulará a una tasa de:

$$0,4 \frac{mgPb}{L} \times 1,0 \frac{m^3}{m^2 \cdot año} \times \frac{1}{0,15m} \times \frac{m^3}{1500kg \text{ suelo}} \times 1000 \frac{L}{m^3} = 1,8 \frac{mgPb}{kg - suelo \cdot año}$$

En la condición de que no haya pérdida de plomo del suelo, tomará 100 años para un suelo alcalino de textura fina acumular plomo a esta tasa, al nivel de seguridad recomendado de 200 mg/kg.

En la práctica, niveles de plomo de esta magnitud son poco probables de ser encontrados en agua de riego y para la mayoría de los casos los criterios más bajos para la protección de la vida acuática se aplicarán para las aguas que serán usadas en riego.

3. REFERENCIAS

- British Columbia Ministry of Environment, Lands and Parks (BC MELP). Water Quality Criteria for Lead. 1987.
- South African Water Quality Guidelines. 1996.

ANEXO A

FICHAS POR PARÁMETROS

SOLIDOS SUSPENDIDOS Y TURBIEDAD

**CRITERIOS DE CALIDAD DE SUELOS Y DE AGUAS O EFLUENTES TRATADOS
PARA USO EN RIEGO**

TURBIEDAD Y SOLIDOS SUSPENDIDOS

1. OCURRENCIA EN EL MEDIO AMBIENTE.....	1
1.1. FUENTES.....	1
2. TURBIEDAD Y SOLIDOS SUSPENDIDOS EN RIEGO	1
2.1. EFECTOS.....	1
2.2. CRITERIO DE LITERATURA.....	1
2.3. CRITERIO RECOMENDADO	3
2.3.1. Turbiedad	3
2.3.2. Sólidos Suspendidos.....	3
2.4. RAZONES.....	4
3. REFERENCIAS	4

1. OCURRENCIA EN EL MEDIO AMBIENTE

La turbiedad es una medida de la carencia de claridad o transparencia del agua. Esta es causada por sustancias suspendidas o coloidales bióticas y abióticas. Mientras mayor sea la concentración de estas sustancias en el agua, mayor será la turbiedad. El tipo y concentración de material suspendido controla la turbiedad y transparencia del agua. El material suspendido consiste en limos, arcillas, partículas finas de materia orgánica e inorgánica.

1.1. Fuentes

Los procesos de erosión natural de formaciones geológicas inestables son la fuente más común de sólidos suspendidos en los cuerpos de agua. Las tasas y magnitud de la erosión dependen del clima, la geología, pendiente, tipo de suelo y la cubierta vegetativa. Los sedimentos pueden permanecer en el lecho del canal o en sus orillas hasta que la velocidad crítica sea excedida, movilizándose la carga del lecho.

Las actividades antropogénicas como forestación, construcción de caminos pueden causar cambios marcados en las características físicas, químicas y biológicas de los cursos de agua localizados en las cercanías de estas actividades. Otro tipo de fuentes están relacionadas con construcción, agricultura, descarga de aguas residuales industriales y actividades mineras.

2. TURBIEDAD Y SÓLIDOS SUSPENDIDOS EN RIEGO

2.1. Efectos

Los efectos de los sólidos suspendidos en las aguas de riego fueron resumidos por Singleton (1985) como: el impedimento del brote de semillas, actividad fotosintética, crecimiento y reducción en adecuación para consumo (por ej, lechugas sucias). Los efectos, sin embargo, no están restringidos sólo a efectos biológicos, el exceso de sólidos suspendidos pueda también producir obstrucción de componentes mecánicos de sistemas de riego (Singleton, 1985)

2.2. Criterio de Literatura

En la Tabla 1 y 2 se resumen los criterios sobre turbiedad de aguas de uso en riego. El criterio no experimenta cambios desde 1985 (Singleton 1985) y se ha incorporado en este documento para propósitos comparativos con otros criterios.

Tabla 1
Criterios sobre Turbiedad en Aguas de Riego

Criterio	Valor	Referencia
Las aguas superficiales no excederán más que 25 JTU sobre la turbiedad natural	25 JTU de aumento	Environment Saskatchewan 1975; Alberta Department of the Environment 1977
No debe causar efectos nocivos en usos indicados		Alaska Department of Environmental Conservation 1979
Rangos de criterios desde la turbiedad que se presenta naturalmente a un aumento máximo permitido de 10 NTU sobre el nivel base, o aquel que puede ser dañino para crear perjuicios, dependiendo de la clasificación	0 – 10 NTU de aumento	Montana Health and Environmental Sciences 1980
Aguas residuales de descargas de puentes puntuales no deben aumentar la turbiedad aguas abajo de la zona de mezcla por: <ul style="list-style-type: none"> • Más que 5 NTU sobre la turbiedad base cuando la turbiedad base es \leq 50 NTU • Más que 10% sobre el nivel base cuando la turbiedad base es $>$ 50 NTU a un incremento máximo de 25 NTU. 	5 – 25 NTU de aumento	Idaho Department of health and Welfare 1980
Rango de criterio desde \leq 5 NTU sobre el nivel base a \leq 10 NTU sobre el nivel base cuando la turbiedad base es \leq 50NTU, o no más que 10 - 20% de aumento cuando la turbiedad base $>$ 50 NTU, dependiendo de la clasificación.	5 – 10 NTU de aumento	State of Washington 1982

Fuente: BRITISH COLUMBIA WATER QUALITY GUIDELINES

Tabla 2
Criterios de Residuos no Filtrados o Sólidos Suspendidos para Riego

Criterio de la Norma	Valor	Referencia
No aumentar por más que 10 mg/L sobre el nivel base	10 mg/L de aumento	Environment Saskatchewan 1975; Alberta Department of the Environment 1977
Debe estar libre de partículas de 0,074 mm o más grande. No debe exceder 200 mg/L para un periodo extenso de tiempo	200 mg/L	Alaska Department of Environmental Conservation 1979
El hombre no puede producir material suspendido de cualquier tipo que cause perjuicios o condiciones objetables o que afectar adversamente usos beneficios designados o protegidos		Idaho Department of health and Welfare 1980

Fuente: BRITISH COLUMBIA WATER QUALITY GUIDELINES

En la Tabla 3 se muestran antecedentes sobre los efectos de sólidos suspendidos en el uso del agua de riego.

Tabla 3
Efectos de los Sólidos Suspendidos en los Usos del Agua de Riego

Usos de Agua de Riego	Efectos
Aplicación a cultivos comerciales.	El rendimiento de cultivo es afectado por la actividad fotosintética que reduce films (no hay criterios numéricos). La calidad del cultivo afectada por la apariencia del producto de mercado como resultado de los depósitos de los sólidos suspendidos (no hay criterios numéricos).
Aplicación para mantener sustentabilidad del suelo regado.	Reducción en la tasa de infiltración y/o brotes de plantas jóvenes debido a una corteza superficial del suelo depositada por los sólidos suspendidos (no hay criterios numéricos).
Mantenimiento de equipos de riego.	El grado de obstrucción de sistemas de riego por goteo. Uso acelerado de válvulas de riego por aspersión y otros componentes en el sistema de distribución (no hay resultados numéricos).

Fuente: SOUTH AFRICAN WATER QUALITY GUIDELINES

2.3. Criterio Recomendado

El criterio está diseñado para proteger cultivos y equipos de riego de sólidos suspendidos excesivos en aguas y son presentados en términos de turbiedad y residuos no filtrados. El criterio está basado sobre niveles base naturales.

2.3.1. Turbiedad

La turbiedad inducida no debería exceder 10 NTU cuando la turbiedad base es ≤ 50 NTU. La turbiedad inducida no debería ser más que 20% del nivel de calidad base cuando el éste es > 50 NTU.

2.3.2. Sólidos Suspendidos

Los residuos no filtrables producidos no deberían exceder 20 mg/L cuando el nivel base de sólidos suspendidos (medidos como residuos no filtrados) es ≤ 100 mg/L. Los sólidos suspendidos producidos no deberían ser más que el 20% del nivel de calidad base éste es > 100 mg/L.

La Tabla 4 muestra los efectos de los sólidos suspendidos en aguas de riego sobre los goteadores (obstrucción).

Tabla 4
Efectos de los Sólidos Suspendedos en goteadores.

Rango de Concentración (mg/L)	Efectos
Rango de calidad de aguas objetivo < 50	Prácticamente no hay problemas con la obstrucción de emisores de riego por goteo.
50 – 100	Problemas leves a moderados con la obstrucción de los emisores de riego por goteo.
> 100	Problemas graves en aumento con la obstrucción de los emisores de riego por goteo.

Fuente: SOUTH AFRICAN WATER QUALITY GUIDELINES

2.4. Razones

Los criterios para la protección de cultivos y equipos de riego son aquellos establecidos previamente por Singleton (1985). No fueron encontradas nuevas evidencias que podrían ser usadas para actualizar el criterio.

3. REFERENCIAS

- British Columbia Ministry of Environment, Lands and Parks (BC MELP). Ambient Water Quality Guidelines for Turbidity, Suspended and Benthic Sediments. 1997.
- South African Water Quality Guidelines. 1996.

ANEXO A
FICHAS POR PARÁMETROS
SULFATO

**CRITERIOS DE CALIDAD DE SUELOS Y DE AGUAS O EFLUENTES TRATADOS
PARA USO EN RIEGO**

SULFATO

1. OCURRENCIA EN EL MEDIO AMBIENTE.....	1
1.1. FUENTES.....	1
2. SULFATO EN RIEGO	1
2.1. EFECTOS.....	1
2.2. CRITERIO RECOMENDADO	2
3. REFERENCIAS	2

1. OCURRENCIA EN EL MEDIO AMBIENTE

Los sulfatos del sodio, potasio y magnesio son rápidamente solubles en agua. El sulfato de calcio es relativamente menos soluble que los sulfatos de sodio, potasio y magnesio y es ligeramente más soluble en aguas frías que en aguas calidas, mientras que otros sulfatos de metales más pesados no lo son. El sulfato disuelto puede ser reducido a sulfuro.

1.1. Fuentes

El sulfuro es un elemento no metálico que ocurre naturalmente en numerosos minerales, que incluyen barita (BaSO_4), epsomita ($\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) y yeso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$). El sulfuro hexavalente se combina con oxígeno para formar ión sulfato divalente (SO_4^{2-}). La reacción reversible entre sulfuro y sulfato en un ambiente natural es a menudo referida al “ciclo del sulfuro”. Las fuentes naturales de sulfuro incluyen volcanes, descomposición y combustión de materia orgánica y de sales del océano. La atmósfera es uno de los principales vehículos de transporte de sulfuro desde varias fuentes.

Los sulfatos son descargados en el medio ambiente acuático desde residuos de industrias que usan sulfatos y ácido sulfúrico, tales como la minería y fundiciones, molienda de papeles, textiles y curtiembre. La pirita de hierro (FeS) puede ser percolada desde minas de carbón abandonado y los iones de sulfuro convertidos en sulfatos en aguas superficiales. Los sulfatos son también liberados durante la destrucción y la depositación de rocas de desecho en vertederos de minas. Los sulfatos de fertilizantes son identificados como la mayor fuente de sulfato al medio ambiente agua.

2. SULFATO EN RIEGO

2.1. Efectos

El sulfato, en general no está regulado en la normativa internacional sobre calidad de aguas para riego. El sulfato contribuye a la salinidad del agua de riego junto con Na, Ca, Mg, Cl y HCO_3 . Además, el sulfato contribuye a la conductividad y sólidos disueltos del agua, parámetros de calidad de aguas que si están regulados en la normativa internacional.

La literatura internacional informa que los problemas de infiltración/salinidad generados por altas concentraciones de sulfato se pueden mitigar con buenas prácticas agrícolas.

Se consideran valores normales en agua de riego los siguientes rangos de concentración para algunos parámetros anteriormente mencionados (FAO, 1987):

Sulfato	0 – 20 me/l	0 – 960,6 mg/l
Conductividad	0 – 3 ds/m	0 – 3000 $\mu\text{mhos/cm}$
Sólidos disueltos	0 – 2000 mg/l	

Se podría establecer una correspondencia entre el sulfato, parámetro que no aparece en normas, y el parámetro conductividad eléctrica (CE) que si está normado. Asumiendo que el sulfato es el anión predominante en el agua de riego, éste otorgaría al agua los siguiente rangos de conductividad eléctrica.

Tabla 1
Relación Sulfato y Conductividad Eléctrica

Concentración Sulfato (mg/l)	Conductividad Eléctrica mmhos/cm
500 – 800	770 – 1.200
800 – 1.000	1.200 – 1.500
1.000 – 1.500	1.500 – 2.300
1.500 – 2.000	2.300 – 3.100
2.000 – 2.500	3.100 – 4.000

Estos antecedentes permiten estimar que, de acuerdo a la NCh 1333 Of. 78 modificada en 1987, un agua de riego con niveles de sulfato entre 1.00 y 1.500 mg/l es un agua con una Conductividad Eléctrica inferior a 2.500 μ mhos/cm y por lo tanto puede tener efectos adversos en muchos cultivos y necesita de métodos de manejo cuidadosos. Un agua de riego con niveles de sulfato entre 2.000 y 2.500 es un agua de conductividad eléctrica en el rango de 3000 – 4000 μ mhos/cm que puede ser usada para plantas tolerantes en suelos permeables con métodos de manejo cuidadoso.

2.2. Criterio Recomendado

Normas de este compuesto para aguas de riego fueron consideradas innecesarias según British Columbia.

3. REFERENCIAS

- British Columbia Ministry of Environment, Lands and Parks (BC MELP). Ambient Water Quality Guidelines for Sulphate. 2000.
- South African Water Quality Guidelines. 1996.

ANEXO A

FICHAS POR PARÁMETROS

ZINC

CRITERIOS DE CALIDAD DE SUELOS Y DE AGUAS O EFLUENTES TRATADOS PARA USO EN RIEGO

ZINC

1. OCURRENCIA EN EL MEDIO AMBIENTE.....	1
1.1. FUENTES.....	1
1.2. NIVELES NATURALES	1
2. ZINC EN RIEGO	1
2.1. EFECTOS.....	1
2.2. CRITERIO DE LITERATURA.....	2
2.3. CRITERIO RECOMENDADO	2
2.4. RAZONES.....	3
3. REFERENCIAS	4

1. OCURRENCIA EN EL MEDIO AMBIENTE

El zinc es un elemento esencial en cantidades traza para plantas y animales. En los mamíferos, éste juega un rol vital en la biosíntesis de ácido nucleico, y de esta forma, está envuelto en procesos de cicatrización del tejido del cuerpo. Otros procesos fisiológicos que incluyen metabolismo hormonal, respuesta inmunológica y estabilización de ribosoma y membranas requieren zinc.

El zinc metálico puro es raramente encontrado en la naturaleza, por que el elemento es altamente reactivo y forma una variedad de sales. La mayoría de sus compuestos son solubles al agua, aunque el metal por si mismo no lo es. Debido a su alta reactividad, el zinc es comúnmente usado como sobre revestimiento del acero (galvanizado). El acero es de esta forma protegido de agentes corrosivos que atacan preferencialmente la cubierta de zinc. También, por muchos siglos, el zinc ha sido aleado con cobre para hacer bronce. El mineral más común de zinc es la esfalerita (ZnS).

1.1. Fuentes

El zinc en aguas naturales ocurre en forma de partículas disueltas o suspendidas. Sólo la fracción disuelta se cree que es tóxica para los peces. El zinc disuelto asume varias formas químicas diferentes en varios complejos orgánicos e inorgánicos. El zinc se presenta como Zn^{+2} en aguas ácidas y como $ZnOH^+$ en aguas blandas. De acuerdo a algunos estudios el zinc se presenta como un tóxico "ión aquo" $(Zn(H_2O)_6)^{2+}$, casi exclusivamente en aguas frescas. El agua blanda se conoce que incrementa la toxicidad del zinc en peces y los criterios de calidad de agua están basados en aguas duras. (EPA 1991, 1992). La mayor parte del zinc que ingresa al medio ambiente acuático es eventualmente depositado en los sedimentos.

La fuente artificial más importante en el medio ambiente comprende electro - galvanizadores, fundiciones y procesos mineros, drenaje de mina, aguas residuales domésticas e industriales, escorrentía superficial de caminos, corrosión de aleaciones de zinc y superficies galvanizadas y erosión de suelos agrícolas (Eisler, 1993)

1.2. Niveles Naturales

En aguas frescas, la concentración es normalmente menor que 40 a 60 $\mu g/L$ (Eisler, 1993)

2. ZINC EN RIEGO

2.1. Efectos

El zinc es un elemento esencial para el crecimiento de las plantas. El crecimiento de las plantas puede sufrir desde carencia de zinc en suelos deficientes de zinc hasta niveles excesivos en los suelos, que son tóxicos para las plantas y los organismos en el suelo. Por ejemplo, la toxicidad de zinc ha sido observada en el algodón y en la soja (Lee and Craddock 1969) y en el maní expuestos a Zn en rocíos de pesticida usados en duraznos (algodón y soja).

Varios factores del suelo, la planta y el medio ambiente influyen la disponibilidad y toxicidad de zinc para las plantas. El zinc es más soluble en suelos ácidos. La solubilidad del zinc, desde el punto de vista de su disponibilidad, disminuye a medida que el pH del suelo es incrementado desde pH 4 a pH 7. Parker et al.(1990) encontraron que un incremento en el zinc del suelo desde 1 a 10 mg/Kg incrementó las hojas de maní por 202 mg/Kg a un pH del suelo de 4,6 y

por sólo 9 mg/Kg a pH 6,6. En tratamientos de lodos de aguas residuales, Williams (1980) observó una reducción en la fitotoxicidad del metal cuando el pH del suelo fue elevado desde 6,2 a 7,0. A pH 7,0, más de 4 veces la cantidad de zinc y níquel fue requerida para producir la misma reducción en rendimiento de betarragas y cebollas como a pH 6,2. En estudios más recientes, Smith (1994) notó que la concentración de todos los elementos (níquel, cobre y zinc) en centeno, crecidos en dos suelos tratados con aguas residuales, disminuyó como una función lineal simple del pH del suelo que incrementa desde 4,2 a 7,0. Basado en estos resultados, Smith propuso concentraciones máxima permisibles de zinc en el suelo como una función del pH, para protegerlo en contra de reacciones fitotóxicas.

2.2. Criterio de Literatura

El CCREM (1987) recomendó que la concentración total de zinc para aguas de riego no debiera exceder 10 mg/L para uso en suelos bajo pH 6,5. A mayores pH, CCREM recomendó un límite de 5,0 mg/L. Este límite estaba basado en el informe publicado por Taylor and Demayo (1980). Asumiendo un uso adecuado de material con cal para mantener altos valores de pH en el suelo (pH 6 o por encima), la US EPA (1973) recomendó una concentración máxima de 2,0 mg/L en aguas de riego para uso continuo en todos los suelos. Para un período de 20 años en suelos neutros o alcalinos, la concentración recomendada para agua de riego es 10 mg/L de zinc. Ontario (OMOE 1984) y Manitoba (Williamson 1988) también recomendaron estos límites.

La Tabla 1 muestra los efectos del zinc en el uso de agua de riego.

Tabla 1
Efectos del Zinc en los Usos del Agua de Riego

Usos de Agua de Riego	Efectos
Aplicación a cultivos comerciales.	El rendimiento de cultivo es afectado por la sensibilidad del cultivo al zinc consumido a través de las raíces de la planta.
Aplicación para mantener sustentabilidad del suelo regado.	Acumulación en el suelo a concentraciones donde el cultivo es afectado.
Mantenimiento de equipos de riego.	Efectos desconocidos.

Fuente: SOUTH AFRICAN WATER QUALITY GUIDELINES

2.3. Criterio Recomendado

Se recomienda que la concentración total de zinc en agua de riego no debe exceder 1,0 mg/L para suelos con pH < 6. No debe exceder 2,0 mg/L para suelos con pH en rangos entre 6,0 y 7,0. Y no debe exceder 5,0 mg/L para suelos con pH 7,0.

La Tabla 2 muestra los efectos del zinc usado en aguas de riego sobre el rendimiento del cultivo y la sustentabilidad del suelo.

Tabla 2
Efectos del Zinc en Rendimiento de Cultivos y Sustentabilidad del Suelo.

Rango de Concentración (mg/L)	Rendimiento del Cultivo y Sustentabilidad del Suelo
Rango de calidad de aguas objetivo < 1,0	Tóxico para muchas plantas a una concentración de 1 mg/L y menos en soluciones de nutrientes. El rango de calidad de aguas objetivo debería proteger a la mayoría de las plantas desde concentraciones tóxicas de zinc absorbidas incluso cuando crecen sobre suelos arenosos ácidos.
1,0 – 5,0	Concentración máxima aceptable para suelos neutros a alcalinos de textura fina.
> 5,0	Aceptable para riego sólo en cortos tiempos en base a un sitio específico.

Fuente: SOUTH AFRICAN WATER QUALITY GUIDELINES

2.4. Razones

Las normas de calidad de agua recomendadas en la literatura especializada están basadas en las concentraciones más bajas de efectos observados (LOECs) de 66 mg/Kg de Zn a pH < 6,0, 132 mg/Kg de Zn a pH < 7,0 y 319 mg/Kg de Zn a pH 7,0. Ya que las concentraciones en que no se observó efecto (NOEC) no fue citada por los investigadores, estos fueron estimados usando la relación NOEC = LOEC/4,5, sugerido por el protocolo CCME (1993). Basado en estos datos, las concentraciones aceptables en el suelo (ASC) para los tres intervalos de pH fue calculado de la siguiente manera (CCME, 1993):

$$ASC = [66 \times (66/4,5)]^{0,5} / 10 = 3,11 \text{ mg/Kg a pH } < 6,0$$

$$ASC = [132 \times (132/4,5)]^{0,5} / 10 = 6,22 \text{ mg/Kg a pH } 6,0 \text{ a } < 7,0$$

$$ASC = [319 \times (319/4,5)]^{0,5} / 10 = 15,0 \text{ mg/Kg a pH } 7,0$$

Asumiendo una profundidad de percolación de 0,3 m, las concentraciones tóxicas máxima aceptable de las especies (SMATC) o la norma de calidad de agua de Canadá (CWQG) para agua de riego fue calculada de la siguiente forma (CCME, 1993):

$$= (3,11 \text{ mg/Kg}) \times (1300 \text{ Kg/m}^3) \times (100 \times 100 \times 0,3 \text{ m}^3/\text{ha}) / (1,2 \times 10^7 \text{ L/ha}), \text{ o}$$

$$= 1,0 \text{ mg/L para suelos con pH } < 6,0$$

$$= (6,22 \text{ mg/Kg}) \times (1300 \text{ Kg/m}^3) \times (100 \times 100 \times 0,3 \text{ m}^3/\text{ha}) / (1,2 \times 10^7 \text{ L/ha}), \text{ o}$$

$$= 2,0 \text{ mg/L para suelos con pH } 6,0 \text{ a } < 7,0$$

$$= (15,0 \text{ mg/Kg}) \times (1300 \text{ Kg/m}^3) \times (100 \times 100 \times 0,3 \text{ m}^3/\text{ha}) / (1,2 \times 10^7 \text{ L/ha}), \text{ o}$$

$$= 5,0 \text{ mg/L para suelos con pH } 7,0$$

El los cálculos anteriores se utilizó una profundidad de percolación de 0,3 m en lugar de 0,15 m como recomienda el protocolo de CCME, debido a que la zona de raíces se extiende más allá de los 15 cm de profundidad y el zinc es relativamente móvil en el suelo comparado con otros metales pesados.

3. REFERENCIAS

- British Columbia Ministry of Environment, Lands and Parks (BC MELP). Ambient Water Quality Guidelines for Zinc. 1981.
- Guidelines for the Interpretation of the Biological Effects of Selected Constituents in Biota, Water, and Sediment. 1998.
- South African Water Quality Guidelines. 1996.

ANEXO B

CALIDAD SANITARIA – MICROBIOLOGIA

ANEXO B CALIDAD SANITARIA – MICROBIOLOGIA

1. INTRODUCCION

Las aguas residuales de origen doméstico son consideradas un recurso valioso como sustituto del agua fresca empleada en riego (Wescot, 1987). Sin embargo, hay que considerar que uno de los objetivos de los programas de reuso es asegurar la protección de la salud pública y las aguas servidas pueden contener una variedad y cantidad de agentes patógenos excretados, productores de infecciones, que pueden contaminar directa o indirectamente a los agricultores, consumidores y población cercana (Ayres, 1997; Blumenthal, 2000a).

En la Tabla 1 se presenta un listado de los agentes patógenos (bacterias, protozoos, virus y helmintos) posibles de contaminar las aguas y las infecciones que producen.

La supervivencia de los patógenos excretados en el agua, suelo y superficie de los cultivos ha sido extensamente estudiada. Se sabe que existen amplias variaciones producto de factores físicos, químicos biológicos, climáticos, genéticos y otros (Feachem, 1980; Strauss, 1985). Las pruebas existentes indican que casi todos los agentes patógenos excretados sobreviven en el suelo lo suficiente para representar un peligro a los agricultores, mientras que en los cultivos el periodo es menor, pero igualmente riesgoso, en especial en el caso de los helmintos, tanto para los trabajadores, como los consumidores. En la Tabla 2 se muestra la supervivencia de algunos patógenos en el suelo y superficie de los cultivos.

La concentración de patógenos, el conocimiento del comportamiento en el ambiente, la estimación de la dosis infectante y respuesta del huésped no son suficientes para desechar el uso del de aguas residuales en riego, ya que estos datos determinan el riesgo potencial de producción de la infección. La forma más apropiada para evaluar este efecto es conocer el riesgo real o atribuible, que se determina mediante estudios epidemiológicos asociados, en este caso, con la respuesta de la población susceptible. En el riego con aguas servidas los principales grupos de riesgo lo conforman los consumidores de los cultivos (riesgo al consumidor) y los obreros agrícolas expuestos durante el trabajo (riesgo ocupacional).

Lo más recomendable es tratar el agua servida previo al uso; bajo estas condiciones el riesgo epidemiológico disminuye, pero no desaparece del todo. Un aspecto que además influye en la producción de infecciones es el sistema de aplicación del agua. Uno de ellos es el riego por aspersión, que forma aerosoles donde se dispersan principalmente virus y bacterias, que pueden infectar a los trabajadores por inhalación y contaminar la superficie de los cultivos, afectando al consumidor (USEPA 2004).

Una revisión de la literatura científica, excluyendo el uso de aguas no tratadas y con tratamiento primario, indicó que los casos de infección por el riego con aguas servidas tratadas en los Estados Unidos no es un problema de salud pública relevante; no ocurre lo mismo en países en desarrollo donde los cultivos regados con aguas residuales pobremente tratadas que se comercializan en el mercado constituyen una importante fuente de infecciones entéricas (Shuval, 1997).

Tabla 1
Agentes infecciosos potenciales presentes en aguas servidas domésticas.

<p>Bacteria <i>Shigella</i> spp. <i>Salmonella typhi</i> <i>Salmonella</i> spp. (1700 serotipos) <i>Vibrio cholerae</i> <i>Escherichia coli</i> enteropatógena <i>Yersinia enterocolitica</i> <i>Leptospira</i> <i>Campylobacter jejuni</i> <i>Helicobacter pylori</i></p>	<p>Disentería bacilar Fiebre tifoidea Salmonelosis Cólera Gastroenteritis, septicemia, síndrome hemolítico ureico Yersiniosis Leptospirosis Gastroenteritis, artritis reactiva Gastroenteritis, úlcera gástrica y duodenal</p>
<p>Protozoa <i>Entamoeba histolytica</i> <i>Giardia lamblia</i> <i>Cryptosporidium parvum</i> <i>Microsporidia</i> <i>Cyclospora cayetanensis</i></p>	<p>Disentería amebiana Giardiasis, gastroenteritis Criptosporidiasis Diarrea Trastornos intestinales</p>
<p>Helmintos <i>Ascaris lumbricoides</i> <i>Ancylostoma</i> spp. <i>Necator americanus</i> <i>Strongiloides stercoralis</i> <i>Trichuris trichuria</i> <i>Taenia</i> spp. <i>Enterobius vermicularis</i> <i>Echinococcus granulosus</i> spp.</p>	<p>Ascariasis Ancylostomiasis Necatoriasis Estrongiloidiasis Trichuriasis Teniasis Enterobiasis Hidatidosis</p>
<p>Virus Enterovirus (polio, ECHO, Coxsackie, nuevos enterovirus, serotipo 68-71) Hepatitis A y E Adenovirus Rotavirus Parvovirus Norovirus Astrovirus Calicivirus Coronavirus</p>	<p>Gastroenteritis, meningitis cardiopatías, otras Hepatitis infecciosa Infecciones respiratorias, oculares, gastroenteritis Gastroenteritis Gastroenteritis Diarreas, vómitos, fiebre Gastroenteritis Gastroenteritis Gastroenteritis</p>

Fuente: Adaptación del National Research Council, USA. 1996

En la actualidad no existen en USA guías o estándares de uso de aguas recicladas o desinfectadas basados en análisis de riesgos usando como modelo microorganismos patógenos. En el estado de Florida se han aplicado algunos modelos que sugieren niveles de virus entre 0,04 a 14 por 100 L⁻¹ (dependiendo del tipo de virus); oocistos viables de *Cryptosporidium* de 22 por 100 L⁻¹, y quistes de *Giardia* de 5 por 100 L⁻¹ (York and Walter-Coleman, 1999). La evaluación de riesgos basada en modelos epidemiológicos jugará en el futuro un importante papel en el desarrollo de normativas más realistas.

Tabla 2
Periodo de supervivencia de ciertos agentes patógenos excretados en el suelo y superficie de los cultivos a 20-30°C

Agente patógeno	Periodo de supervivencia	
	En el suelo	En los cultivos
Virus		
Virus entéricos (polio, ECHO, Coxsackie)	<100, comúnmente <20 d	<60, comúnmente < 15 d
Bacterias		
Coliformes fecales	<70, comúnmente < 20 d	<30, comúnmente < 15 d
<i>Salmonella spp</i>	<70, comúnmente < 20 d	<30, comúnmente < 15 d
<i>Vibrio cholerae</i>	<20, comúnmente < 10 d	<5, comúnmente < 2 d
Protozoos		
Quistes <i>A. histolytica</i>	<70, comúnmente < 20 d	<10, comúnmente < 2 d
Helmintos		
Ovas de <i>Ascaris lumbricoides</i>	Muchos meses	<60, comúnmente < 30 d
Ovas de <i>Taenia saginata</i>	Muchos meses	<60, comúnmente < 30 d
Ovas de <i>Trichuris trichuria</i>	Muchos meses	<60, comúnmente < 30 d

Fuente OMS (1989)

2. REGULACIONES PARA EL USO DE AGUAS RESIDUALES EN RIEGO

2.1 Guías en uso en los Estados Unidos

En USA, la USEPA (2004) ha establecido estrictas medidas de uso para las aguas de riego irrestricto. Se requiere (i) ausencia (o cero) de bacterias coliformes fecales en 100 mL de agua para cultivos de consumo crudo, y además se exige tratamiento secundario, filtración y desinfección; (ii) para uso restringido, que incluye riego de cultivos que pudieran ser consumidos sin cocinar, la exigencia es la no detección de coliformes fecales en 100 mL y (iii) para riego de productos que se consumen cocidos o para forraje se acepta un nivel de 200 coliformes fecales por 100 mL. Es obligación de cada Estado de imponer sus propias normativas, por lo que diferentes estados escogen diferentes planteamientos. Si el riego es superficial se acepta entre 10 a 1000 coliformes fecales para cultivos no restringidos, y si el riego es por aspersión el nivel de exigencia baja entre 2,2 – 200 coliformes fecales por 100 mL.

La mayoría de las agencias regulatorias de USA ha escogido no realizar estudios epidemiológicos como base para establecer los estándares de calidad del agua (Crook, 1998). El estado de California es uno de los que tiene los estándares más estrictos; exige <2,2 coliformes totales por 100 mL para riego de cultivos comestibles, (que se obtiene por tratamiento secundario, filtración y desinfección) y <23 coliformes totales por 100 mL para riego de forraje y paisajismo (obtenido por tratamiento secundario y desinfección).

2.2 Guías de Calidad Microbiológica de Uso de Aguas Servidas Tratadas en Agricultura. OMS. Informe Técnico 778 (1989).

Uno de los documentos más utilizados a nivel mundial para la regulación del uso de efluentes tratados en agricultura es el Reglamento 778 publicado por la Organización Mundial de la Salud en 1989. Esta guía fue propuesta por un Comité de Científicos convocados por la OMS, basada en una exhaustiva revisión de los datos epidemiológicos y microbiológicos existentes a esa fecha. En la Tabla 3. se reproducen los criterios microbiológicos recomendados. El objetivo es resguardar la salud de los trabajadores, consumidores y el público en general.

Tabla 3
Directrices recomendadas sobre calidad microbiológica de aguas residuales para riego en agricultura.

Categoría	Aprovechamiento	Grupo expuesto	Nematodos intestinales ¹	Coliformes fecales ²
A	Cultivos de consumo crudo; campos deportes; parques públicos	Trabajadores, Consumidores Público	≤ 1 ovas viables L ⁻¹ (media aritmética)	≤ 1000 NMP 100 mL ⁻¹ (media geom)
B	Cultivos cereales, industriales, forrajeros, praderas, árboles	Trabajadores	≤ 1 ovas viables L ⁻¹ (media aritmética)	No aplicable
C	Riego localizado de cultivos de la Cat. B, sin exposición humana	Ninguno	No aplicable	No aplicable

OMS 1989. Reporte Técnico 778, Ginebra

Se observa que el parámetro microbiológico base regulado corresponde a los helmintos, subproducto de las pruebas epidemiológicas obtenidas. Para muchos países en desarrollo los principales riesgos reales para la salud asociados al uso era la helmintiasis.

Cabe destacar que los estudios prácticos indican que las concentraciones de helmintos raras veces son superiores a 1000 L⁻¹, aún en zonas endémicas.

La guía hace hincapié que los nemátodos intestinales regulados (*Ascaris*, *Trichuris* y *Anquilostoma*) deben servir de microorganismos indicadores de todos los agentes patógenos sedimentables de menor tamaño, incluidos los quistes amebianos); el Comité opina que otros agentes patógenos de interés pierden viabilidad. Las directrices recomiendan el tratamiento que se estimaba necesario, en la época de estudio de las guías para lograr la calidad microbiológica recomendada.

2.3 Guías para Calidad Microbiológica de aguas servidas tratadas usadas en agricultura: Revisión de las recomendaciones de las Guías de la OMS, 1989.

(Blumenthal et al. 2000 a y b).

Debido a que la escasez de agua dulce está aumentando en ciertas regiones áridas del mundo, la Organización Mundial de la Salud, está considerando incentivar el reuso de las aguas residuales como nuevas fuentes de agua, para ciertos usos. Uno de ellos corresponde al uso de

las aguas servidas tratadas en la agricultura. Después de más de una década de la publicación de las guías de efluentes en riego, orientado principalmente a reducir riesgos en salud pública asociados a esta práctica (Informe Técnico 778, 1989), la OMS solicitó a un Comité de Científicos la revisión y actualización de esta guía microbiológica para reuso.

A continuación se presenta un extracto del documento elaborado por los científicos, quienes basan sus opiniones en nuevos modelos para el establecimiento de este tipo de guías; resultados epidemiológicos actualizados, y la generación de un modelo cuantitativo de evaluación de riesgos para ciertos patógenos, a fin de evidenciar riesgos aceptables asociados al uso de aguas servidas tratadas en agricultura.

2.4 Proposición de revisión (modificación) de las guías WHO (1989).

La proposición de modificación de las citadas guías se basó en la combinación de la evidencia de riesgos en la salud ocasionados por el uso de las aguas servidas, avalada por estudios epidemiológicos, y estudios de la transmisión de patógenos seleccionados de acuerdo al modelo QMRA (Quantitative microbial risk assessment), aplicado para infecciones virales derivadas del reuso de aguas servidas aplicado por Asano, (1992) en California. Estos estudios permiten medir la exposición real que ocurre dentro del tiempo y no dependen de una dosis media estimada diaria, ni del análisis dosis-respuesta basado en experiencias con voluntarios sanos desde donde se extrapolan los datos que proporcionan estimados de efectos en dosis bajas.

En la Tabla 4 se presentan las guías microbiológicas propuestas por el estudio de Blumenthal et al (2000), para las guías OMS 1989 sobre uso de efluentes de aguas servidas en agricultura.

El estudio también discute sobre la necesidad de incorporar guías para protozoos y virus. Según estudios epidemiológicos, en el caso de los virus, una forma de evitar el riesgo de transmisión de infecciones virales se puede controlar mediante el sistema de irrigación, privilegiando el riego por aspersión (Suba et al. 1989, Aman, 1988), respecto al de inundación superficial, aunque en éste último sistema se observa dependencia del nivel de coliformes (Blumenthal et al. 1998). Respecto a los protozoos, existe poca información, pero aparentemente no constituyen mayor riesgo.

En síntesis, el estudio de revisión de las directrices de la OMS relativas a la actividad microbiológica de las aguas residuales tratadas para uso en agricultura concluye lo siguiente:

- Para riego sin restricción hay evidencias que avalan la validez de la guía de coliformes fecales actual de 1000 CF por 100 mL, por lo tanto no se aprecian evidencias que sugieran la necesidad de modificarla.
- Hay evidencias epidemiológicas que demuestran que la guía de 1 huevo de nematodo por L no es adecuada en condiciones que favorecen la supervivencia de los huevos (bajas temperaturas medias, riego superficial), por lo que es necesario revisar la disminución propuesta a 0,1 huevo por L.

Tabla 4
Guías microbiológicas recomendadas para uso de aguas residuales tratadas en agricultura. Proposición a OMS (2002)

Categoría	Condiciones de reuso	Grupo expuesto	Técnica de riego	Nemátodos intestinales	Coliformes fecales
A	Riego irrestricto: A1 Vegetales y ensaladas de consumo crudo; campos deportivos; parques públicos	Trabajadores Consumidores Público	Cualquiera	$\leq 0,1$ ovas viables L ⁻¹ (media aritmética)	$\leq 1000/100 \text{ mL}^{-1}$ (media geom)
B	Riego restringido Cultivo de cereal; cultivo industrial; cultivo de forraje; pasto; árboles	B1 Trabajadores no < 15 de años; comunidades cercanas	Spray o aspersión	≤ 1 ovas viables L ⁻¹ (media aritmética)	$\leq 100000/100 \text{ mL}^{-1}$ (media geom)
		B2 Trabajadores	Inundar o surco	id	$\leq 1000/100 \text{ mL}^{-1}$ (media geom)
		B3 Trabajadores incluyendo < de 15 años; comunidades cercanas	Cualquiera	$\leq 0,1$ ovas viables L ⁻¹ (media aritmética)	id
C	Riego localizado de cultivos en categoría B si no hay trabajadores, ni público expuesto	Ninguno	Goteo, chorro, bombeo	No aplicable	No aplicable

Fuente: Blumenthal et al. 2000

- Para riego restringido hay evidencias que afirman la necesidad de incluir los coliformes fecales, para proteger los trabajadores agrícolas, sus niños y la población cercana de infecciones entéricas virales y bacterianas. La guía apropiada dependerá del método de riego aplicado y de quienes están expuestos. Por ej., si los expuestos son trabajadores agrícolas adultos y se riega por aspersión, la guía de $\leq 10^5$ CF por 100 ml es necesaria. Una guía más reducida de $\leq 10^3$ por 100 mL ofrece garantías cuando los trabajadores son adultos y hay menores de 15 años expuestos (por trabajo y juego), y el riego es por inundación o por surco. La guía de ≤ 1 huevo de nematodo se considera adecuada siempre que no hayan niños expuestos; en ese caso se recomienda disminuir la guía a $\leq 0,1$ huevo por L.
- El riesgo de exposición de la población depende del método de riego usado. El riesgo a la salud es mayor cuando los cultivos se riegan por aspersión. Y el riesgo a los trabajadores es

mayor cuando el riego se realiza por inundación o surcos. La guía propuesta toma en cuenta este riesgo.

La evidencia revisada no apoya la necesidad de separar guías para proteger específicamente contra las infecciones ocasionadas por enterovirus, pero los datos existentes son insuficientes para evaluar la necesidad de guías específicas para protozoos patógenos.

Hay tres diferentes planteamientos para establecer guías de calidad microbiológica y estándares para uso de aguas residuales tratadas en agricultura, las cuales tienen como resultados diferentes objetivos. (i) la ausencia de organismos indicadores de origen fecal en las aguas residuales (ii) no medir un exceso de casos en la población expuesta, (iii) generar un modelo que tenga la capacidad de estimar el riesgo por debajo del riesgo aceptable. Estas conclusiones fueron basadas en el uso del enfoque (ii) , usando estudios epidemiológicos empíricos complementados por estudios microbiológicos de transmisión de patógenos, en conjunto con el planteamiento (iii), usando un modelo cuantitativo microbiano para evaluar el riesgo de patógenos seleccionados.

El uso de un enfoque de control de enfermedades debe ser considerado para elaborar estándares del país, especialmente donde las condiciones económicas limitan el nivel de tratamiento de las aguas residuales. En este caso el objetivo debería ser proteger la población contra el aumento de las infecciones. Esto podría resultar en el relajamiento de las guías microbiológicas y el uso de otras medidas de protección a la salud para suplementar el tratamiento.

La restricción de cultivos, técnicas de riego, control de la exposición humana e intervención de quimio-terapéuticos deberían ser consideradas en conjunto dentro de las medidas de protección a la salud, cuando el tratamiento de las aguas servidas es parcial. En ciertos casos, la intervención de la comunidad a través de programas de protección a la salud es de gran apoyo, en particular cuando no existe tratamiento

En Chile no existe una normativa específica para reuso de aguas servidas domésticas o efluentes tratados en agricultura. En general este uso se basa en la norma INN 1333 Of 78, modif. 87, Requisitos de Calidad del Agua para Diferentes Usos.

En el punto.6.2. Requisitos bacteriológicos, la norma establece que: “el contenido de coliformes fecales en aguas de riego destinadas al consumo de verduras y frutas que se desarrollan a ras de suelo y que habitualmente se consumen en estado crudo, debe ser menor o igual a 1000 coliformes decales/100 mL”. Este requisito no tiene más base que lo descrito en la literatura extranjera.

Existen publicaciones anteriores al año 1995 que demuestran que las aguas superficiales de agua de riego en la zona más poblada del país (Región Metropolitana) no cumplían la normativa (Cuchacovich, 1991; Shuval, 1993; Monreal, 1992). Esto porque en esa época el tratamiento de las aguas servidas era incipiente. Un estudio realizado por Ferreccio et al., (1984), demostró que la producción de fiebre tifoidea en Chile se relaciona con el consumo de cultivos regados con aguas servidas sin tratamiento que se disponen en el río. En verano, cuando se usa mayor cantidad de agua en riego, la tasa de infección en Santiago es muy alta, comparada con el resto del país, donde las aguas de riego son de mejor calidad sanitaria.

A partir del 2001, el tratamiento de las aguas servidas ha aumentado significativamente; el tratamiento de riles está normado (Decreto 609, MOP; 1988, modif. 2004; Decreto 90, Conama,

2000), y comienza a ser controlado, por lo que se espera que las aguas superficiales usadas en riego estén recibiendo menores descargas de aguas residuales sin tratar. Aún no se han reportado resultados de estudios sobre el impacto en la calidad de las aguas superficiales subproducto del tratamiento, ni de las nuevas normativas vigentes. Se espera que en los próximos años el saneamiento de las aguas servidas en Chile será una etapa superada, y el riego en agricultura se verá favorecido por una significativa mejoría en la calidad del agua, lo que debería trascender en la disminución de las endemias asociadas al consumo de cultivos hortícolas, que aquejan a la población.

Es importante estar informado sobre las nuevas tendencias en el control sanitario de las aguas para riego que se proponen por las agencias y organismos internacionales de salud, y emprender estudios para conocer la representatividad de las recomendaciones internacionales, a nivel local.

Referencias

- Asano, T., Leong L.Y.C., Rigby, M. G., Sakagi, R.H.. 1992. Evaluation of the California Wastewater reclamation criteria using enteric virus monitoring data. *Wat. Sci. Tech.* 26(7-8), 1513-1524.
- Ayres Rachel M & D. Duncan Mara. *Analysis of Wastewater for Use in Agriculture.*
- *Laboratory Manual of Parasitological and Bacteriological Techniques.* World Health Organization, Geneva, 1996. 1-35 pgs.
- Ayres R.S. and Westcot D.W. 1994. *Water quality for agriculture.* FAO Irrigation and drainage paper. Cap.7.
- Blumenthal Ursula J., Anne Peasey, Guillermo Ruiz-Palacios and Duncan D. Mara. 2000a. *Guidelines for wastewater reuse in agriculture and aquaculture: recommended revisions based on new research evidence.* Task Nº 68 Part 1. WELL Report: 1-67 pgs.
- Blumenthal Ursula J., Duncan D. Mara, Anne Peasey, Guillermo Ruiz-Palacios, and Rebeca Stott. 2000b. *Guidelines for the microbiological quality of treated wastewater used in agriculture: Recommendations for revising W.H.O. guidelines.* *Bulletin of the World Health Organization*, 2000b, 78(9) : 1104-1116.
- CONAMA. D.S. Nº 90/2000 del Ministerio Secretaría General de la Presidencia - Norma de Emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales
- Crook, J. 1998. *Wastewater reclamation and reuse criteria.* In: *Wastewater reclamation and reuse* (ed. T. Asano), pp. 489-520. Lancaster, PA. Technomic Publishing Co.
- Cuchacovich, J.C. 1992. *Planning for controlling the quality of irrigation water destined for vegetables production in Chile.* In: Westcot D.W. *Quality of wastewater for irrigation crop production.* 1997. FAO, Rome, Report 10, M-56.
- Feachem R.G. 1983. *Sanitation and Disease: health aspects of excreta and wastewater management.* John Wiley, Chichester.

- Ferreccio, C., Levinem M.M., Manterola, AA., Rodríguez, G., Rivara, I., Prentzel, R.E., Black, T., Mancuso, and Bulas, D. 1984. Bening bacteremia due to *Salmonella typhi* from irrigation water in Santiago, Chile. *Journal of Onfectiuos Diseases* 149:640-642.
- Instituto Nacional de Normalización, INN. 1987. NCH 1333 Of. 78. Requisitos de calidad de aguas para diferentes usos.
- Ministerio de Obras Públicas. 1998. Norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos industriales líquidos a sistemas de alcantarillado. Decreto 609/98, modificado el 15 de julio 2004.
- Monreal J. 1993. Estudio de caso de Chile. Evolución de la morbilidad entérica en Chile luego de la aplicación de medidas de restricción de cultivos en zonas regadas con aguas servidas. *Workshop on Health Agriculture and Environmental Aspects of Wastewater Use.* (WHO/FAO/UNEP/UNCHS), Juitepec, México.
- National Research Council. 1996. Use of reclaimed water and sludge in food crop irrigation. National Academy Press, Washington, D.C.
- Organización Mundial de la Salud. 1989. Directrices sanitarias sobre el uso de agua residuales en agricultura y acuicultura, Informe de un Grupo Científico de la OMS. Serie de Informes Técnicos 778. Ginebra.
- Shuval H.I. 1993. Investigation of typhoid fever and cholera transmission by raw wastewater irrigation in Santiago, Chile. *Wat. Sci. Tech.* 27(3-4):167-174.
- Shuval, H., Lampert, Y. and Fattal, B. 1997. Development of a risk assessment approach for evaluating wastewater reuse standard for agriculture. *Wat. Sci. Tech.* 35(11/12) 15-20.
- Strauss, M. 1985. Health aspects of nightsoil and sludge use in agriculture and aquaculture. Part II pathogen survival. IRCWD Report No 04/85.
- US Environmental Protection Agency (USEPA) 2004. Guidelines for water reuse.
- Technological transfer and support division national risk management research laboratory office of research and development. Cincinnati, OH.
- Wescot D.W. 1997. Quality control of wastewater for irrigation crop production.
- Water reports-10. California Regional Water Quality Control. Board, Sacramento, California, USA. FAO.
- York, D.W., and L. Walker-Coleman. 1999. Is it time for pathogens standard ?. *Proceeding of the 1999 Florida Water Resources Conference.* AWWA, FPCA, and FW&PCOA, Tallhassee, Florida.

ANEXO C

DOCUMENTOS DE TRABAJO

ANEXO C MATERIAL DE TRABAJO

En esta sección se presenta el material recopilado para el apoyo y realización del trabajo “Criterios de Calidad de Suelos y Aguas o Efluentes Tratados para Uso en Riego”, el cual se presenta en el CD anexo.

C.1. Artículos Varios

La carpeta “Artículos Varios” contiene variada revisión bibliográfica respecto de la reutilización de recursos hídricos en distintos ambientes y de modelos de adsorción agua – suelo – planta.

C.2. CANADA – Guías

La carpeta “CANADA – Guías” contiene las normas de calidad de agua para uso en riego desarrolladas en Sudáfrica. En éstas se dan valores límites aplicables según compuesto y se describen las razones o justificaciones de estos límites.

C.3. AUSTRALIA – Guías

La carpeta “AUSTRALIA – Guías” contiene las normas de calidad de agua para uso en riego desarrolladas en Sudáfrica. En éstas se dan valores límites aplicables según compuesto y se describen las razones o justificaciones de estos límites.

C.4. EEUU – Guidelines for the Interpretation of the Biological Effect

La carpeta “EEUU – Guidelines for the Interpretation of the Biological Effect” contiene información de parámetros relevantes presentes en el medio ambiente de compuestos que deben presentar algún grado de atención.

C.5. EEUU – Reuso

La carpeta “EEUU – Reuso” contiene información de la reutilización del agua en riego para los distintos estados, mencionando valores, tipos de tratamiento y monitoreo de las aguas.

C.6. FAO – 29rev – Water Quality for Agriculture

La carpeta “FAO – 29rev – Water Quality for Agriculture” contiene un documento técnico desarrollado por la FAO acerca de la calidad de agua para uso agrícola, se mencionan valores en torno a algunos parámetros de interés y se muestran casos en que se han abordado estos problemas.

C.7. FAO – 47 – Wastewater Treatment and Use in Agriculture

La carpeta “FAO – 47 – Wastewater Treatment and Use in Agriculture” contiene un documento técnico desarrollado por la FAO acerca del tratamiento de aguas residuales y su utilización en agricultura.

C.8. FAO – 48 – The Use of Saline Waters for Crop Production

La carpeta “FAO – 48 – The Use of Saline Waters for Crop Production” contiene un documento técnico desarrollado por la FAO acerca del uso de aguas con alto contenido de sales y el efecto sobre la producción de diferentes tipos de cultivo.

C.9. MEXICO – Reuso

La carpeta “MEXICO - Reuso” contiene un documento técnico que describe un caso de la reutilización de aguas residuales urbanas para la producción de cultivos en la cuenca de río Guanajuato, México.

C.10. OHIO – Reuso

La carpeta “OHIO - Reuso” contiene un documento que describe los valores límites para cada contaminante de las aguas a reutilizar y también entrega una guía de los tiempos y lugares de monitoreo según la complejidad del compuesto.

C.11. OMS – Health Risks in Aquifer Recharge Using Reclaimed Water

La carpeta “OMS – Health Risks in Aquifer Recharge Using Reclaimed Water” contiene un documento que establece valores guías de calidad de aguas para la recarga de los acuíferos usando aguas tratadas.

C.12. SUDAFRICA - Guías

La carpeta “SUDAFRICA – Guías” contiene las normas de calidad de agua para uso en riego desarrolladas en Sudáfrica. En éstas se dan valores límites aplicables según compuesto y se describen las razones o justificaciones de estos límites.