

La turbidez como indicador básico de calidad de aguas potabilizadas a partir de fuentes superficiales. Propuestas a propósito del estudio del sistema de potabilización y distribución en la ciudad de Concepción del Uruguay (Entre Ríos, Argentina)

Leandro MARCÓ*, Ricardo AZARIO**, Celia METZLER** y María del Carmen GARCIA***

* Programa Salud para todos, Cátedra de Salud Pública de la Facultad de Ciencias de la Salud, Universidad Nacional de Entre Ríos. 9 de julio 500, (3260) Concepción del Uruguay, Argentina. Tel: +54 3442 423267 E-mail: marcol@fcs.uner.edu.ar

** Laboratorio de Aguas del Programa Salud para todos. Facultad de Ciencias de la Salud, Universidad Nacional de Entre Ríos. 8 de junio 551, (3260) Concepción del Uruguay, Argentina. E-mail: labagua@fcs.uner.edu.ar

*** Departamento de Materias Básicas. Fac. Regional Concepción del Uruguay, Universidad Tecnológica Nacional. Ingeniero Pereyra 676, (3260) Concepción del Uruguay, Argentina. E-mail: garciam@frcu.utn.edu.ar

INTRODUCCIÓN

“La turbidez tiene una gran importancia sanitaria, ya que refleja una aproximación del contenido de materias coloidales, minerales u orgánicas, por lo que puede ser indicio de contaminación” (ESPIGARES GARCÍA y FERNÁNDEZ-CREHUET, 1999). La causa de la turbidez del agua de bebida puede deberse a un tratamiento insuficiente en la planta de potabilización o a que el sedimento ha vuelto a quedar en suspensión en el sistema de distribución, así como a la existencia de conexiones cruzadas en el mismo. Elevados niveles de turbidez pueden proteger a los microorganismos de los efectos de la desinfección, estimular la proliferación de bacterias y aumentar la demanda de cloro. En muchos casos no se logra destruir los patógenos y las bacterias fecales, aglomerados o absorbidos por partículas. También diversas sustancias químicas peligrosas como metales pesados, organoclorados y otros se unen sobre todo a los ácidos húmicos y otras partículas orgánicas. El pH ácido del estómago humano puede acelerar la liberación de iones de

metales y herbicidas, con riesgo aumentado de absorción. Incluso el cloro introducido como parte del tratamiento puede formar trihalometanos y cloraminas. Los hallazgos de radioactividad en aguas también se vincula a los sólidos en suspensión y las materias disueltas, pudiendo ocurrir también que el plancton bioconcentre radiosótopos (SETTER, 1959).

Todos estos riesgos se acentúan cuando la turbidez es superior a 5 UNT (unidades nefelométricas de turbidez), valor que no debe sobrepasar ninguna muestra. Por lo tanto, la turbidez debe ser baja para que la desinfección sea eficaz (OMS, 1998) y que bajen los riesgos de que el agua potable vehiculice tóxicos que se manifiesten en diversas enfermedades crónicas. Debe destacarse además la importancia de la presencia de algas, rotíferos y otras especies, como parte de un fito y zooplancton detectable no solo en los cursos de agua superficiales sino también en las redes de distribución como en el caso de la ciudad de Rosario (Argentina), aún con valores de turbidez de 0,5 UNT. Este hecho ha llevado a incorporar normas de calidad protitológica para el agua de consumo, en aquella

ciudad, (INGALINELLA y cols., 1997). La baja eficiencia para remover algas en el caso de algunas granulometrías y tiempos de filtrado utilizados ha llevado a proponer valores más bajos de turbidez, planteándose un rango entre 0,1 y 1 UNT. En el intestino de organismos zooplanctónicos quedan protegidos de la cloración diversos tipos de microbios patógenos para el hombre (LUPI y cols., 1994). También se ha hallado clara vinculación entre el aumento de la turbidez y el riesgo de hallar quistes de *Giardia* y *Cryptosporidium* (LE CHEVALIER y NORTON, 1992). De la demostración de la relación entre la remoción de parásitos y el número de partículas surge la recomendación de mejorar el control con medidores de partículas (LE CHEVALIER y NORTON, 1992). Otro aspecto importante es que componentes de las partículas orgánicas que generan turbidez servirán también de nutrientes para los microorganismos que logren sortear el tratamiento de la planta o que se incorporen por algún mecanismo en la red de distribución y los tanques de almacenamiento (Santé Canada, SEP, 2001).

La turbidez del agua se genera por la presencia de partículas en suspensión. La velocidad de sedimentación de las partículas pequeñas (menores al micrón de diámetro) es muy baja, por lo que requieren tratamiento para lograrla en tiempos útiles. Las mayores a un micrón sedimentan espontáneamente. Mientras algunas son de naturaleza inorgánica (arcillas, fangos y óxidos minerales), que provienen de la erosión del suelo, otras son de naturaleza orgánica (bacterias, parásitos, algas, zooplancton, ácidos fúlvicos y coloides húmicos). Además de las fuentes naturales, las actividades humanas generan efluentes cargados de estas partículas y el aporte de otras sustancias que pueden combinarse con ellas (virus entéricos, contaminantes químicos, cloro, etc...) tanto en el cuerpo de agua como en las plantas y redes de distribución. Según el tamaño, la composición química y otras variables dependientes del agua serán los tratamientos efectivos para eliminarlas (PEREZ LOPEZ y MARISCAL LARRUBIA, 1999).

La operación adecuada de una planta de tratamiento logra niveles muy bajos, recomendándose valores inferiores a 1 UNT. El Código Alimentario Argentino contempla como nivel máximo admisible 3 UNT (CÓDIGO ALIMENTARIO ARGENTINO, 1994). Si una planta funciona adecuadamente se obtendrán regularmente valores muy por debajo de estos límites. Uno de los comentarios frecuentemente escuchados para explicar los picos de alta turbidez que se observan en el agua de salida y en la red de nuestra ciudad es que las lluvias locales y otros factores alteraban de tal manera el agua de ingreso a la planta que superaban las posibilidades de clarificación. También se ha manifestado, en declaraciones y documentos públicos, que la turbidez no tiene importancia sanitaria.

Para poder llevar a la práctica un enfoque de calidad total en estos servicios es muy importante el uso de indicadores directos e indirectos para controlar el riesgo de contaminación fecal y química, y monitorear los procesos internos de tratamiento del agua. En este último sentido, es de utilidad la medición previa (agua de ingreso) para seleccionar el tratamiento adecuado, y la posterior a las distintas etapas involucradas para ir perfeccionando el funcionamiento de la planta (ESPIGARES GARCÍA y FERNÁNDEZ-CREHUET, 1999). La selección de indicadores óptimos para el monitoreo de estos servicios debe tener en cuenta entre otros elementos:

- ?? *Validez o confiabilidad*, en función de la especificidad y sensibilidad para detectar los factores de riesgo seleccionados,
- ?? *Complejidad de los métodos involucrados* (procedimientos).
- ?? *Tiempos de obtención del resultado*, ya que por ser un servicio muy dinámico, que debe proveer su producto a los usuarios en forma permanente, quienes en un lapso variable entre minutos y pocas horas lo van consumiendo, las medidas correctivas para la protección de la población deberían tomarse también en minutos o pocas horas.
- ?? *Costo*, ya que de éste surgirá la factibilidad de utilizarlo con alta frecuencia y su inclusión en las normas con posibilidades reales de ser cumplido.

Otra mirada interesante para analizar los indicadores es la del punto de vista epistemológico. Según ella, todos los datos científicos tienen una estructura llamada matriz de datos que se compone de *nivel de integración, unidad de análisis, variable, valor e indicador*, que a su vez tiene una *dimensión* y un *procedimiento* (SAMAJA, 1999). Si bien la medición nefelométrica de turbidez no se correlaciona estrictamente con el tamaño y la cantidad de las partículas involucradas en cada muestra, lo que ha llevado a algunos autores (Santé Canada, SEP, 2001), a afirmar que es una medida *no científica* de la concentración de partículas, creemos importante afirmar que de todas maneras puede ser considerado un dato científico de valor para la Salud ambiental.

Desde el Programa "Salud para todos" decidimos efectuar un estudio longitudinal para evaluar diversos aspectos de esta problemática prioritaria para la Salud pública, con los siguientes objetivos:

- a) Evaluar la calidad del tratamiento clarificador que recibe el agua en la planta potabilizadora de Concepción del Uruguay y su resultado en la red de distribución, usando la turbidez como indicador.
- b) Observar el comportamiento de la turbidez de ingreso y salida en relación con la medición de las lluvias locales para elaborar una hipótesis de investigación al respecto.

- c) Observar la relación entre turbidez y carga bacteriana en la canaleta de ingreso y a la entrada y salida de los filtros para elaborar una hipótesis de investigación al respecto y evaluar la posibilidad de efectuar una precloración o preozonización.
- d) Analizar desde el punto de vista epistemológico y de la práctica preventiva la validez y utilidad de la turbidez como indicador básico o mínimo para evaluar la calidad de aguas potabilizadas a partir de fuentes superficiales.

- 1) El agua cruda de río que ingresa a la planta se obtuvo a partir de la canaleta Parshall.
- 2) Para estudiar la situación del agua en la planta se tomaron muestras en las tres piletas de decantación, en el segundo mezclador, en la canaleta de salida de las piletas de decantación (post agregado de cal), entrada y salida de los filtros N°1 (lento), N°2 (lento) y N°4 (rápido).
- 3) En la red de distribución los puntos de muestreo fueron: en el laboratorio de la planta, que es el punto que la planta usa para controlar la calidad de salida a red de distribución, y en tres puntos de la red de distribución: uno en una vivienda ubicada a 30 metros de la planta y dos en el Laboratorio de Aguas de la Facultad, a 700 m.

El muestreo se realizó diariamente en el mismo intervalo de tiempo (entre 9 y 12 h de la mañana) de lunes a jueves, durante los meses de agosto a diciembre de 2001 y de febrero a agosto de 2002. Sumando ambos períodos se procesaron un total de 398 muestras (Tabla 1).

MATERIAL Y MÉTODOS

Descripción general del sistema de potabilización

La captación de agua se realiza en sendos puntos sobre el río Uruguay y el riacho Itapé, a través de un sistema de bombeo (1340 m³/h). Del caudal total sólo se conducen 700 m³/h, por deficiencias en el sistema de conducción a la planta. El agua ingresa a la planta potabilizadora por la canaleta Parshall, donde se agrega el coagulante [Al₂(SO₄)₃] y se mide el caudal. Luego se conduce hasta las piletas de homogeneización, donde se distribuye a través de un sistema de esclusas hacia tres sistemas de decantación. Cada uno de ellos consta de los siguientes procesos:

- 1) Acondicionadores.
- 2) Decantadores (2 horas para la formación del floc).
- 3) Alcalinización.
- 4) Recolección.
- 5) Precloración.

Por medio de una canaleta colectora es conducida hasta los filtros por gravedad. El sistema de filtración consta de cuatro filtros, dos lentos y dos rápidos de arena – grava. La postcloración se realiza por inyección de cloro gaseoso por medio de un dosificador manométrico con columna de vidrio. El agua tratada es distribuida a la red a través de un sistema de impulsión por medio de seis bombas a partir de la cisterna de reserva, el caudal promedio por día es de 700 m³/h para abastecer una población de 60.000 habitantes sobre un total de 70.000 que tiene la ciudad.

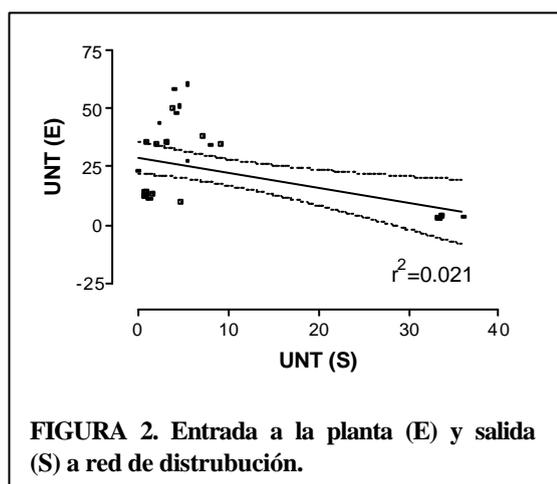
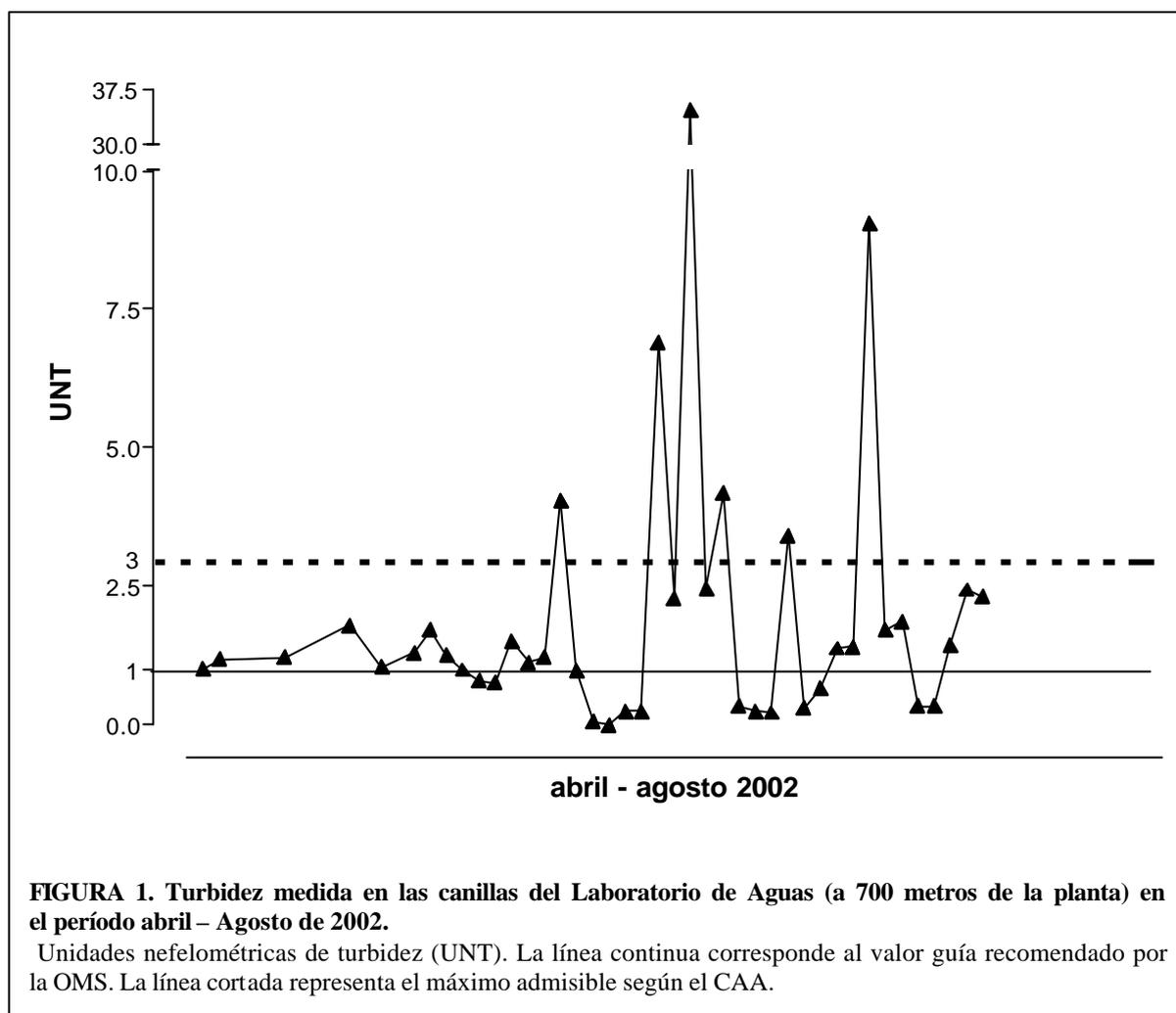
Para realizar el estudio se definieron los siguientes puntos de tomas de muestra en el sistema de potabilización de la ciudad de Concepción del Uruguay:

TABLA 1. Puntos de muestreo y número de muestras procesadas.

<i>Puntos de toma de muestra</i>	<i>Agosto – diciembre 2001</i>	<i>Febrero – agosto 2002</i>
Canaleta Parshall	36	5
Primera piletta de decantación	30	0
segunda piletta de decantación	30	0
tercera piletta de decantación	30	0
Segundo mezclador	30	0
Canaleta de decantación (post cal)	32	0
Filtros 1, 2 y 4 Entrada	21	0
Filtros 1, 2 y 4 Salida	21	0
Canilla laboratorio de la planta	23	20
Canilla a 30 m de la planta	23	20
Canilla 1 lab a 700 m de la planta	23	27
Canilla 2 lab a 700 m de la plan	13	14
Total parcial	312	86
Total de muestras	398	

Las muestras fueron procesadas dentro de las dos horas de ser tomadas y transportadas a una temperatura menor a 10 °C hasta el laboratorio. A cada una de las muestras se le determinó la turbidez por medio de un turbidímetro HANNA 2000 HI, calibrado con soluciones de formacina de 0 y 10 UFT (1UFT=1 UNT).

Para determinar coliformes totales se usó la técnica de tubos múltiples. Para cada muestra de agua de prefiltración y postfiltración se sembraban 3 tubos



con 10 mL de agua en 10 mL de caldo McConkey a doble concentración, y el resto de los tubos, 3 tubos con 1 mL de agua y 3 tubos con 0.1 mL de agua, en caldo McConkey a concentración simple. Para cada muestra de agua de río se procesaron series de 3 tubos con 10 ml de caldo McConkey a simple concentración, inoculando cada serie con 1 ml, 0,1 ml y 0,01ml, respectivamente. (Guías para la Calidad del agua potable de la OMS, 1998). Se utilizó la

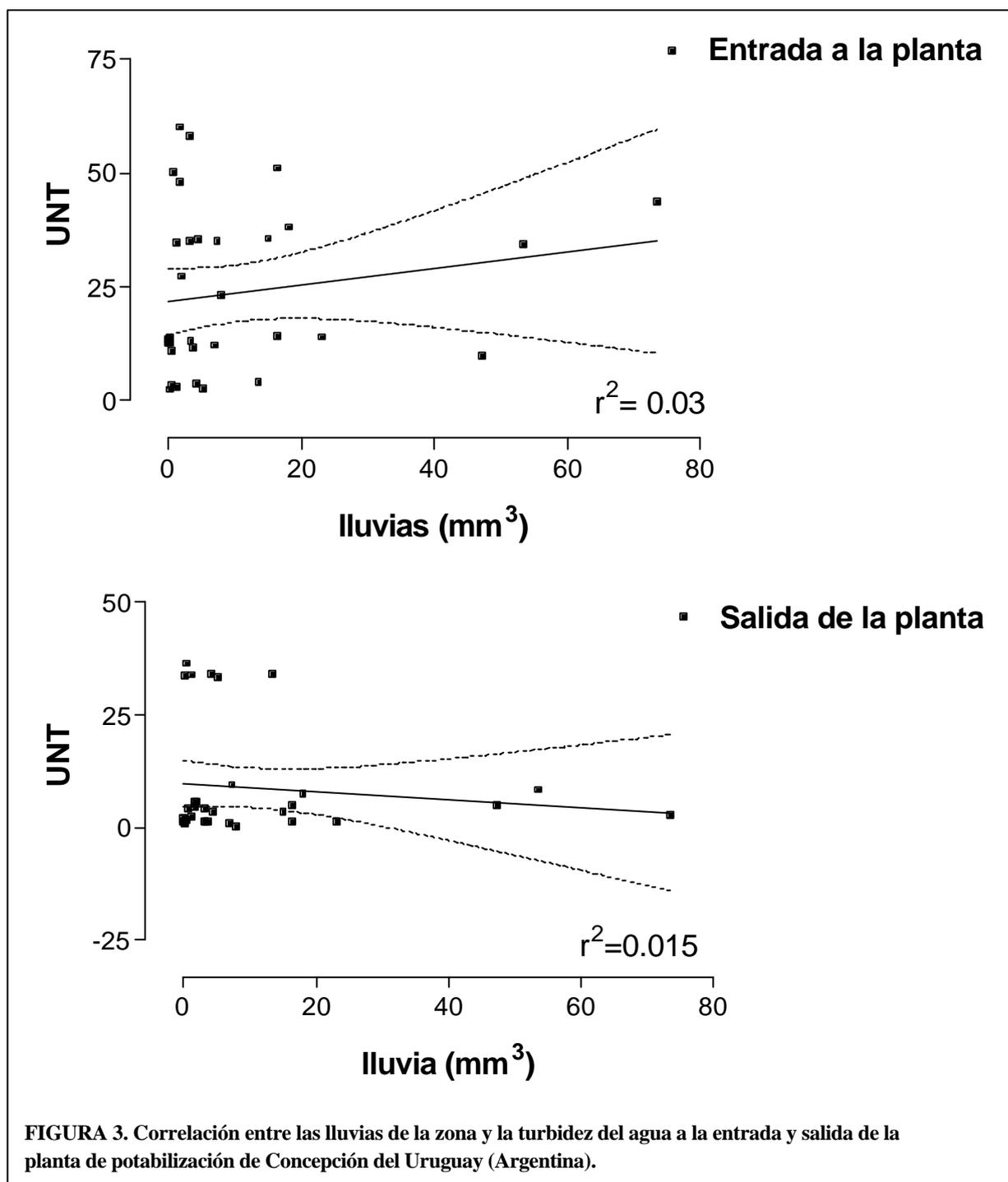
combinación 3-3-3 para obtener de tabla el NMP/100ml. Se toma como valor guía el establecido en el Código Alimentario Argentino, menos de 3 NMP/100ml de coliformes totales.

Además, se obtuvieron los datos de vientos, temperaturas y precipitaciones a través del INTA, y la altura del río fue suministrada por Prefectura Naval de Zona.

Los resultados se expresan como promedio para cada parámetro y en cada punto de muestreo. Se efectúa un análisis de correlación lineal para evaluar si existe alguna relación entre las variables estudiadas.

RESULTADOS

Como se observa en la Fig.1, los valores de turbidez en el sistema de distribución muestran una gran dispersión. Se obtuvieron valores superiores al límite establecido por la OMS (1 UNT) en el 60 % de las muestras analizadas, y en un 14 % de las mismas se supera el valor recomendado como máximo admisible por el Código Alimentario Argentino (3 UNT), llegando a picos superiores a 30 UNT. En 11 casos (aprox. 25 % de las muestras) se registraron valores óptimos.



Los valores de turbidez a la entrada y salida de la planta no se correlacionan, como puede verse en la Fig. 2.

Por otro lado, se analizaron los valores de turbidez de las muestras de agua tomadas a la entrada y a la salida de la planta potabilizadora durante el período septiembre de 2001 a marzo de 2002 en relación a las lluvias acaecidas en la zona, no encontrándose una correlación lineal entre los parámetros estudiados (Fig. 3).

También se analizó la carga bacteriana (coliformes totales) a la entrada de la planta, y en

distintos puntos (entrada y salida) de la etapa de filtración durante el proceso de potabilización. En la Fig. 4 se muestran los resultados obtenidos para el período agosto-diciembre de 2001, observándose una disminución importante en el nivel de coliformes totales luego de finalizada la etapa de filtración. Por otro lado, se observó un comportamiento ineficiente en el funcionamiento de los filtros 2 y 4.

También se analizó la carga bacteriana (coliformes totales) a la entrada de la planta, y en distintos puntos (entrada y salida) de la etapa de filtración durante el proceso de potabilización. En la

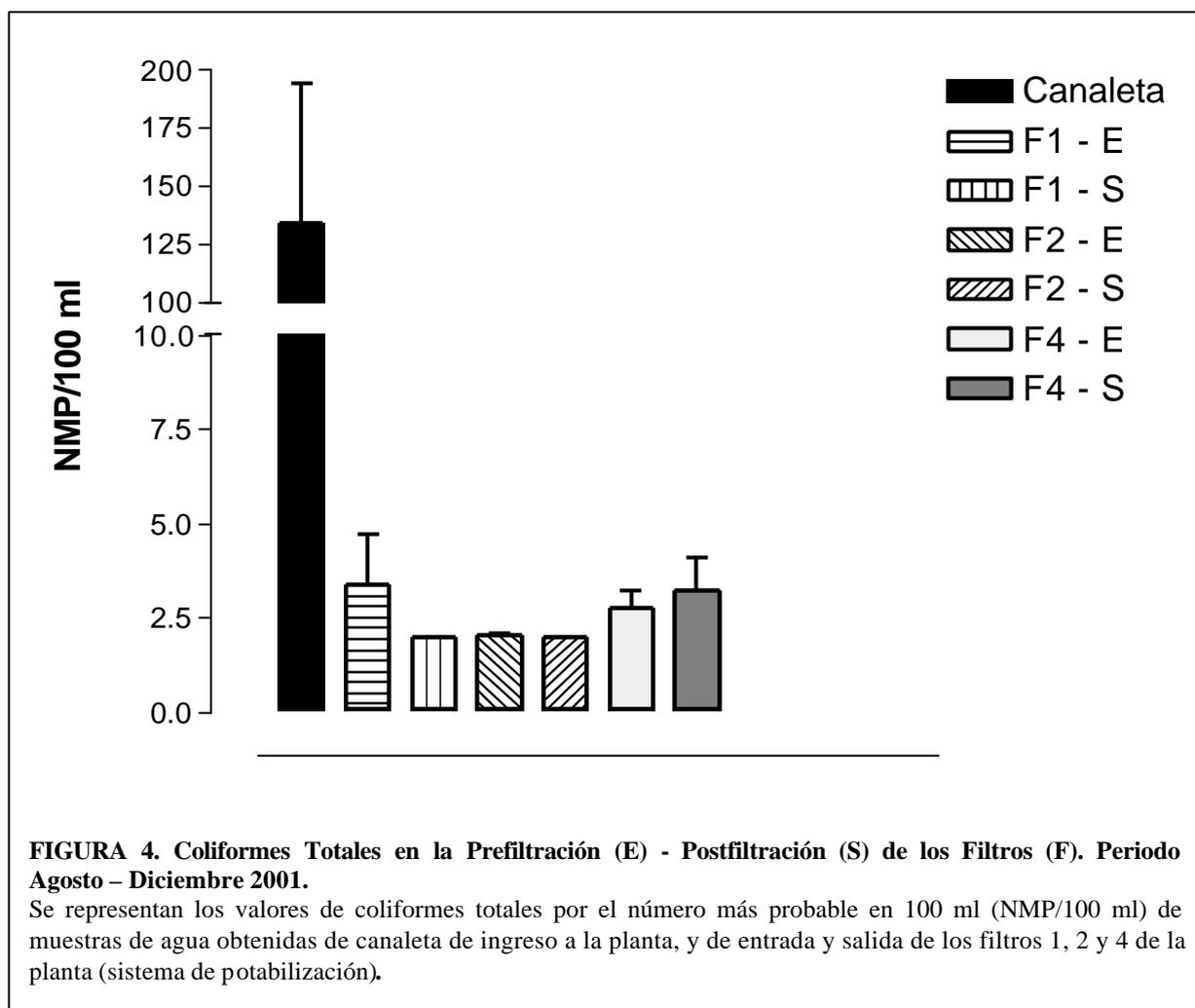
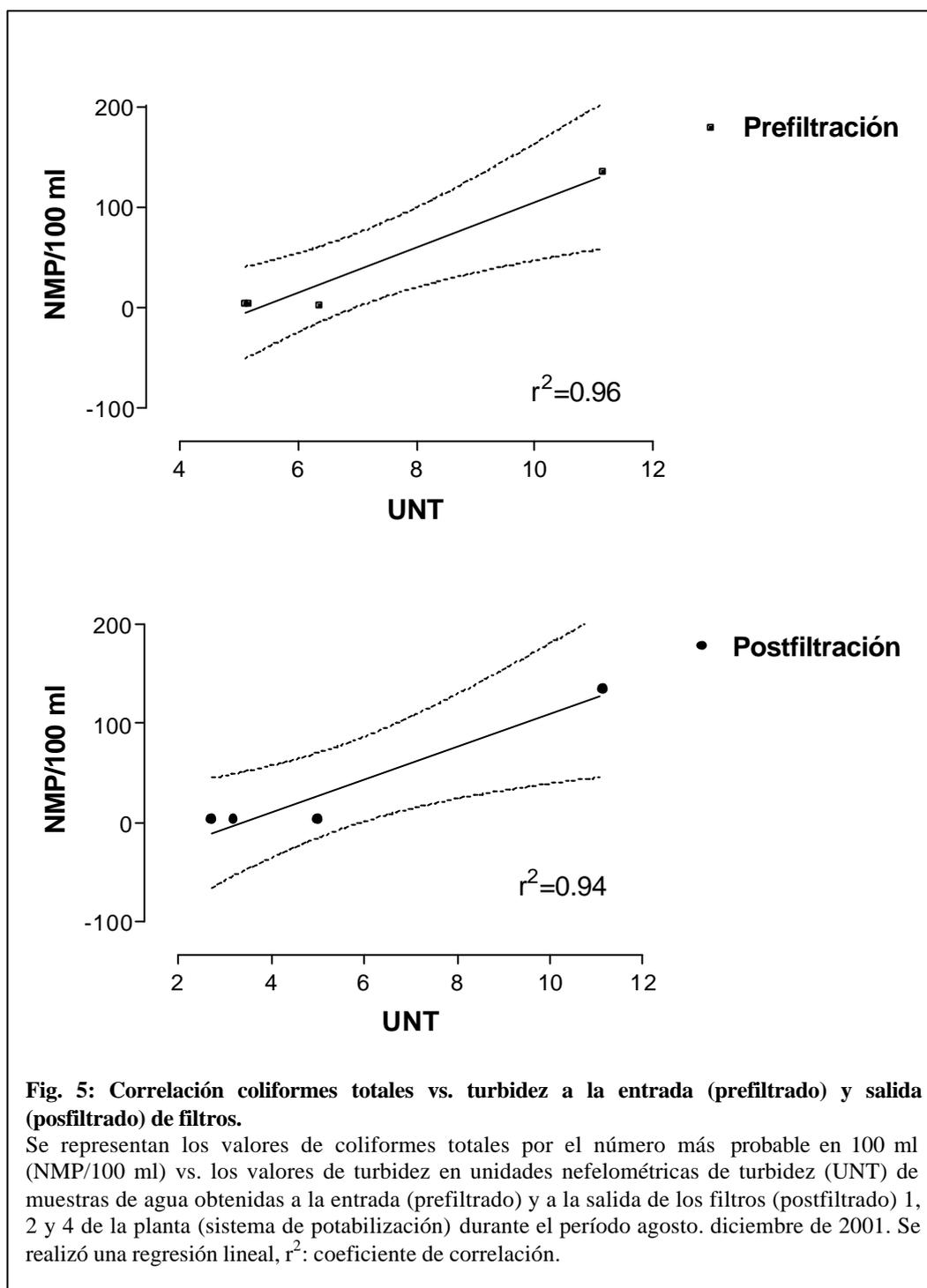


Fig. 4 se muestran los resultados obtenidos para el período agosto-diciembre de 2001, observándose una disminución importante en el nivel de coliformes totales luego de finalizada la etapa de filtración. Por otro lado, se observó un comportamiento ineficiente en el funcionamiento de los filtros 2 y 4.

En la Fig. 5 se muestran los resultados obtenidos cuando se realizó la correlación entre los valores de coliformes totales y turbidez de las muestras de agua tomadas a la entrada y salida de los filtros 1, 2 y 4, observándose una relación lineal entre ambos parámetros ($r^2=0.96$ para el prefiltro; $r^2=0.94$ para el postfiltro).

El análisis epistemológico de la turbidez como dato científico indicador de calidad del agua potable se resume en la siguiente matriz de datos, (tabla 2) considerando que tiene las características usuales de esta disciplina para ser considerado como tal. El procedimiento empleado se ve afectado por una gran concentración de partículas, que no es el caso usual de las fuentes y menos aún de las aguas tratadas para consumo humano. Se ha demostrado sensible, con los métodos actuales de lectura, para valores de hasta 0,02 UNT y menos. Una planta de tratamiento convencional puede producir aguas de

0,3 UNT. (Santé Canada, SEP, 2001). La interpretación cualitativa de la escala de valores que proponemos, intenta reflejar la actual visión sanitaria que ha ido reduciendo paulatinamente los valores propuestos en guías y trabajos de décadas anteriores. Proponemos la valoración de muy alta para más de 5 UNT, ya que se ha verificado como una de las condiciones para que se produzca claramente la interferencia en el proceso de desinfección, (US-EPA, s/d), por lo que sería de mayor riesgo aceptar la superación de ese límite, incluso como hecho aislado. Además la turbidez mayor de 5 UNT es visible para el consumidor y causa rechazo por razones estéticas, lo cual implica una ventaja preventiva, siempre y cuando algún organismo público negligente no intente convencer a la población de la inocuidad de la misma. El valor recomendable de 0,5 UNT tiene en cuenta que aumentos de 0,1 UNT ya son suficientes por ejemplo, para elevar entre 10 y 50 veces la penetración de quistes de *Giardia* en un filtro estable y aguas de baja turbidez, (Pennsylvania DEP, 1996). Los valores superiores a 1 UNT y hasta el máximo admisible de 3 UNT, solo deberían aceptarse en menos del 10% de las determinaciones mensuales



DISCUSIÓN

Los resultados obtenidos muestran la existencia de fallas en las etapas de clarificación y desinfección del proceso de potabilización del agua, obtenida a partir del río Uruguay y del arroyo Molino, para el abastecimiento de agua potable en la ciudad. Este resultado, poco satisfactorio en general, no se correlaciona con la turbidez del agua de entrada a la planta por lo que puede inferirse que el resultado

del tratamiento está más influenciado por otros factores. Estimamos que hay defectos importantes en el proceso clarificador, al margen de que éste debería responder dinámica y eficazmente a los cambiantes niveles de turbidez de ingreso. La falla en la etapa de la desinfección la planteamos a partir de que no es segura la acción desinfectante con los niveles de turbidez y carga de coliformes con que frecuentemente el agua sale de los filtros. Sería un error conceptual grave suponer que la etapa de la desinfección comienza y se cumple totalmente con la

adición de cloro. No puede desinfectarse eficazmente algo sucio, en este caso el agua con turbidez elevada.

Las lluvias locales ácidas en el período en estudio no mostraron ninguna correlación con los valores de turbidez obtenidos en los distintos puntos de muestreo en la planta potabilizadora, por lo que surge como hipótesis de una investigación futura que no existe influencia de este parámetro meteorológico como factor determinante de las variaciones de turbidez encontradas. Una cuestión diferente pueden plantear las lluvias de zonas aguas arriba en ríos extensos y con muchos afluentes como el Uruguay,

valores elevados de coliformes totales (MORENO ABRIL y PEREZ LOPEZ, 1999).

La desinfección con cloro pierde eficacia frente a niveles altos de turbidez. En un documento mencionan un rango de 3,8 a 84 UNT en el que encontraron coliformes con cloro residual libre entre 0,1 y 0,5 mg/L con un contacto mínimo de 30 minutos (SANDERSON y KELLY, s/d). Creemos que ésta es una de las causas importantes del escaso impacto en la calidad del agua a pesar de los incrementos del cloro residual en los terminales de la red, tal como se ha demostrado en Australia.

Nivel	Unidad de análisis	Variable	Valor (UNT)	Indicador	
				Dimensión	Procedimiento
Focal	Agua del sistema de potabilización	Partículas en suspensión	Muy alta: > 5 Alta: > 3 hasta 5 Máximo admisible: 3 Nivel guía: 1 Recomendable: < 0,5	Unidades nefelométricas	Medición de la potencia de la radiación dispersa perpendicular a un haz colimado

en el que funcionan represas y podrían generar picos de erosión de los suelos costeros.

La cantidad de coliformes totales tiene una fuerte correlación positiva con la turbidez tanto a la entrada como a la salida de los filtros. Varios autores (HAAS y cols., 1983; SNEAD y cols., 1980; GOSHKO y cols., 1983), han encontrado con anterioridad esta misma relación, aunque utilizando otros métodos y midiéndolos solo en las redes de distribución. Hay publicaciones con resultados diferentes. En un caso, (REILLY y KIPPIN, 1983), hallan que con turbidez baja (alrededor de 1 UNT) no se percibe influencia sobre la frecuencia de coliformes observados en placas. En otro estudio, usando el método de filtración de membranas, han encontrado correlaciones no significativas o incluso débilmente negativas, con variaciones entre diversos sectores de la red de distribución de la ciudad de Sydney (Australia). En este trabajo australiano, que tiene como uno de sus focos el desarrollo de colonias bacterianas en las redes de distribución, se encuentra correlación débil de turbidez para otras bacterias como las heterotróficas. Sin embargo, encuentran clara vinculación entre los niveles de turbidez en distintas áreas de la red con los niveles de cloro total y formación de colonias bacterianas incluida la de un coliforme como *Klebsiella oxytoca* (POWER y NAGY, 1999). Altos niveles de turbidez pueden llevar a una infravaloración en el recuento bacteriano por el método del número más probable, (Santé Canada, SEP, 2001), así como tornar inutilizable el método de filtración de membrana (GELDREICH y cols., 1978). Nuestros resultados refuerzan la hipótesis de que altos valores de turbidez (y materia orgánica) suelen ser paralelos a la detección de

(POWER y cols., 1988). En un estudio de la US-EPA (HOFF, 1978), midiendo la eficacia de la desinfección contra el poliovirus y los coliformes en aguas con turbidez de 1 a 5 UNT, hallaron que las partículas orgánicas los protegían mejor que las inorgánicas (arcillas y fosfato de aluminio). *En el caso de las orgánicas encontraron una relación directa de los niveles de turbidez, que al reducirla de 5 a 1 UNT, disminuye 5 veces la concentración de los organismos resistentes a la desinfección* (Santé Canada, SEP, 2001). Este efecto protector es tanto para el cloro como para el ozono en los mismos niveles de turbidez. (HOFF y GELDREICH, 1981).

En nuestro estudio, la carga bacteriana expresada en coliformes totales tiene un comportamiento irregular, notándose resultados diferentes según el filtro involucrado. En el caso del sistema de agua potable de Concepción del Uruguay entendemos que las deficiencias en las estructuras y procesos de la propia planta tienen gran influencia sobre el riesgo de hallar coliformes en la red, además de los que pueden sumarse en su trayecto, por defectos funcionales y estructurales de ésta. En el caso del filtro 4 (rápido), aumenta el número de bacterias luego del filtrado. Es probable que se deba a la falta de mantenimiento adecuado de los filtros. Debería lograrse un buen resultado en las etapas de floculación y decantación, no siendo conveniente confiar en el filtrado para disminuir la turbidez y eliminar totalmente la carga de microorganismos.

Es interesante estudiar la posibilidad de preclorar o preozonizar para disminuir los riesgos sanitarios, aunque habría que tener en cuenta el efecto de estos desinfectantes sobre la película biológica de bacterias, algas y otros microorganismos (*schmutzdecke*) que se forma en la superficie y al

interior del manto de arena de los filtros lentos. Parece que para la eficacia en cuanto a la eliminación de contaminantes del agua es muy importante la acción biológica de estos microorganismos (Santé Canada, SEP, 2001). Proponemos como hipótesis de investigaciones futuras que la precloración o preozonización, que actuaría disminuyendo la carga bacteriana intraplanta, puede perjudicar la acción de los filtros lentos de arena, debiendo evaluarse la conveniencia de indicarla o de acentuar las acciones clarificadoras.

Dada la gran importancia sanitaria de la correcta potabilización del agua de consumo, es de interés ir perfeccionando las guías y recomendaciones para el monitoreo de la calidad. Estas guías deberían contener adaptaciones no solo relacionadas con el número de habitantes sino también con las características de la fuente de captación, incluyendo los riesgos ambientales observables. En este sentido, por las características muy cambiantes de las fuentes de agua superficial, sobre todo de extensos ríos como el Uruguay, con altos niveles de turbidez y numerosas ciudades e industrias que vuelcan sus efluentes sin tratamiento, entendemos que debería aumentarse la frecuencia de esta determinación y el grado de exigencia reduciendo los valores permitidos. Proponemos incorporar la turbidez al listado de análisis mínimo o básico (el de mayor frecuencia).

Otra aspecto importante es el tiempo necesario para obtener el resultado, que es de menos de un minuto para la turbidez, superando en esta característica de gran importancia preventiva a otros indicadores como la determinación de coliformes y otras bacterias. Desde el punto de vista de la Salud pública, cuanto más precoz sea la detección del problema más posibilidades existirán de controlarlo. Cuando se obtiene el informe bacteriológico ya han pasado como mínimo unas 18 horas y la población ha consumido totalmente y varias veces el agua contaminada. Como afirma un documento de la OPS, (McJUNKIN, 1986), incluso un estudio bacteriológico más preciso como es el de la detección de gérmenes patógenos, solo dará mayor certeza sobre la muestra de ese momento y podría tener variaciones importantes en el caso de fuentes superficiales sometidas a descargas de efluentes cloacales e industriales. En el caso del río Uruguay, a pesar de su caudal, hemos hallado fluctuaciones importantes en su carga bacteriana, incluida *E. coli*, ocurriendo algo similar con el arroyo Molino, que aumentan claramente el riesgo. Estas variaciones en el agua cruda pueden trasladarse, como ya hemos expuesto, al estar protegidas las bacterias por las partículas en suspensión. Por eso es recomendable usar algunas bacterias indicadoras de contaminación fecal pero para las operaciones diarias de monitoreo, como afirma McJunkin, es útil emplear la turbidez medida con frecuencia. Un aumento de sus valores marcará claramente fallas en la operación de la planta o inconvenientes en la red de distribución.

La tercer cuestión a tener en cuenta es el costo. En este caso el costo unitario de la determinación se ha estimado en US\$ 0,50 (ROJAS, 2002). En nuestro caso, el costo unitario es de US\$ 0,35 para una frecuencia mínima de 4 determinaciones diarias, incluyendo amortización y mantenimiento del equipo, sin contar remuneración de personal. Además debe contabilizarse el costo de adecuar las plantas a las nuevas normas por lo que las comisiones correspondientes de regulación y control podrían otorgar plazos para hacer efectivo el cumplimiento. Estimamos que aún en el caso de pequeñas y medianas ciudades, para las que en ciertos países no se indican determinaciones frecuentes de turbidez, cuando se trate de captaciones de agua superficial deberían ser incluidas entre las mínimas o básicas. El costo de adquisición del equipo debería incluirse entre las inversiones indispensables para el funcionamiento del sistema. La determinación de coliformes termotolerantes tiene un costo cinco veces superior (ROJAS, 2002).

El valor recomendable que proponemos, <0,5 UNT, ha sido citado en los parámetros técnicos que influyen en la eficacia de la infección por la Organización Panamericana de la Salud (MONTIEL y cols., 1999). En la provincia de Santa Fe (Argentina), a raíz de estudios realizados por el Centro de Ingeniería Sanitaria de la Universidad Nacional de Rosario, se incorporó esta misma pauta. (INGALINELLA y cols., 1997).

La Guía para la vigilancia y control de la calidad del agua para consumo humano del CEPIS-OPS¹ (ROJAS, 2002) incluye la turbidez como determinación de nivel básico para ciudades pequeñas y medianas, proponiendo que la frecuencia se relacione con el número de habitantes que lleva el número muestras por año en la red de distribución a 1 cada mil pobladores. Para las plantas y los reservorios sugieren 2 cada 1.000 personas. Recomiendan además aumentar el número de muestras si los valores guía son superados. Para las ciudades grandes (> de 200.000 hab.), proponen una muestra diaria tanto para la planta como para las reservas y una semanal para la red de distribución. Para las ciudades medianas (entre 50.000 y 200.000 hab.), sugieren realizar una muestra cada dos días en la planta y dos veces por mes en la red. En las ciudades pequeñas la frecuencia es una por mes. En función de lo que describíamos anteriormente, creemos de interés estudiar una formulación de la frecuencia algo más compleja que tenga en cuenta los riesgos de la fuente de captación, entre cuyos factores más importantes está el tipo de fuente (mayor para la superficial) y el tratamiento de los efluentes aguas arriba. La guía del CEPIS¹ es un avance a nuestro criterio, ya que las guías anteriores de OMS dejaban a criterio del proveedor la frecuencia de las

¹ CEPIS: Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. OPS, Lima, Perú.

La turbidez como indicador básico de calidad de aguas potabilizadoras a partir de fuentes superficiales.
Hig. Sanid. Ambient. 4: 72-82 (2004)

determinaciones fisicoquímicas (ROJAS, 2002), en algunos casos, y proponían una menor frecuencia en otros (p.ej., 1 muestra mensual cada 10.000 hab.) Ambas están elaboradas con el propósito de fijar un nivel mínimo de exigencias, pero entendemos que, en muchos casos, las guías pueden servir como pretexto para no monitorear con la frecuencia debida las situaciones de riesgo. El caso de Concepción del Uruguay, ciudad mediana de 70.000 habitantes, es un ejemplo donde la frecuencia de una cada dos días en planta y dos veces por mes en red puede ser peligrosamente baja.

Es importante destacar que las aguas de fuentes subterráneas no sujetas a influencias de la superficie, tienen características diferentes en lo relacionado con la turbidez y deben ser estudiadas, tratadas y controladas en función de otros criterios (Santé Canada, SEP, 2001).

CONCLUSIONES

- ?? El funcionamiento de la planta potabilizadora de Concepción del Uruguay es, con frecuencia preocupante, deficiente en cuanto al logro de valores recomendados de turbidez del agua de salida.
- ?? El hallazgo de bacterias coliformes luego del filtrado en el caso de uno de los filtros muestra la necesidad de diseñar actividades de mantenimiento y monitoreo de calidad más frecuentes, tanto de los filtros como de los demás procesos de la planta.
- ?? La correlación encontrada entre la turbidez y los coliformes totales nos permiten sugerir el uso de la turbidez como indicador cualitativo indirecto de riesgo de contaminación microbiana, en aguas captadas de fuentes superficiales. Para el caso de muchos virus y parásitos, cuya supervivencia no está necesariamente ligada a la presencia de coliformes, con más razón la medición nefelométrica de las partículas servirá para medir indirectamente el riesgo de contaminación por aquellos gérmenes, (McJUNKIN, 1986).
- ?? Recomendamos incluir la turbidez entre las determinaciones mínimas o básicas de mayor frecuencia para el monitoreo de la calidad del agua potable captadas de fuentes superficiales, aún en el caso de pequeñas y medianas ciudades, dada la rapidez de la obtención del resultado y el bajo costo en su determinación.
- ?? Los valores deseables, recomendables y máximos permitidos de turbidez deberían revisarse para adecuarlos a las nuevas exigencias de calidad sanitaria.

BIBLIOGRAFÍA

- Anónimo. 2001. La turbidité de l'eau potable. Sous-comité fédéral-provincial-territorial sur l'eau potable. Santé Canada, SEP.
- AWWA. 1992. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 17th ed. American Public Health Association, Washington, DC.
- Código Alimentario Argentino. 1994. Buenos Aires.
- Espigares García M. and Moreno Abril O. 1999. Caracteres microbiológicos, aguas emvasadas, usos recreativos del agua. In *Estudio sanitario del agua*. Pérez López J. A. and Espigares García M. (eds). Editorial Universidad de Granada, Granada (España), pp. 115-127.
- Espigares García M. y Fernández-Crehuet M. 1999. Calidad del agua para consumo público: caracteres físico-químicos. En *Estudio sanitario del agua*. Pérez López. J. A. y Espigares García M. (eds). Editorial Universidad de Granada, Granada, pp. 85-114.
- Gauthier V. y cols. 2003. Impact of raw water turbidity fluctuations on drinking water quality in a distribution system. *J. Environ. Eng. Sci./Rev. gen. sci. env.* 2(4): 281-291
- Geldreich y cols. 1978. Interferences to coliform detection in potable water supplies. In *Evaluation of the microbiology standards for drinking water*. EPA-570/9-78-OOC. US Environmental Agency, Washington DC, p. 13
- Hoff J. y Geldreich E. 1981. Comparison of the biocidal efficiency of alternative disinfectants. *J. Am. Water Works Assoc.*, 73:40.
- Hoff J.C. 1978. The relationship of turbidity to disinfection of potable water. *Evaluation of the microbiology standards for drinking water*. EPA-570/9-78OOC. U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC. P 103.
- Ingallinella A. M. y cols. 1997. Tratamiento de agua para consumo humano. En *Agua y manejo sustentable*, EUDEBA, Buenos Aires. pp 89-100.
- Isaac-Marquez A. y cols. 1994. Calidad sanitaria de los suministros de agua para consumo humano en Campeche. *Rev. de Salud pública de México*. Vol 36 n° 6
- Le Chevalier y Norton. 1992. Examining relationship between particle counts and Giardia, *Cryptosporidium* and turbidity. *JAWWA*, dec 1992.
- Lupi E. y cols. 1994. Occurrence of Nematodes in surface water use in a Drinking Water plant, *J. Water SRT - Agua*- vol 43 pp 107-112
- McJunkin F. 1986. *Agua y salud humana*. OPS. Ed. Limusa. México. Pp 125 y 126.

- Montiel A., Bonnefoy X. y Otterstetter H. 1999. La desinfección del agua. Organización Panamericana de la Salud (OPS/HEP/99/32).
- Moreno Abril O. y Perez Lopez J. 1999. Análisis microbiológico del agua de consumo, cap. 8 de *Estudio sanitario del agua*. Pérez López. J. A. y Espigares García M. (eds). Editorial Universidad de Granada, Granada, pp. 135.
- OMS. 1998. Guías para la Calidad del Agua Potable. 2da edición. Volúmenes 1 y 3. Ginebra.
- Perez Lopez J. y Mariscal Larrubia A. 1999. Coagulación y floculación. Cap. 11 de *Estudio sanitario del agua*. Pérez López. J. A. y Espigares García M. (eds). Editorial Universidad de Granada, Granada, pp. 205-224.
- Power K. y cols. 1988. Aftergrowths in drinking water system: an Australian perspective. *Wat. Sci.Tech.* 20, 437-439
- Power K. y Nagy L. 1999. Relationship between bacterial regrowth and some physical and chemical parameters within Sydney's drinking water distribution system. *Wat. Res.* Vol 33 n°3, pp 741-750.
- Rojas R. 2002. Guía para la vigilancia y control de la calidad del agua para consumo humano. CEPIS/OPS-OMS. Lima, Perú.
- Samaja Juan 1999. *Epistemología y Metodología*. EUDEBA, Buenos Aires. pp.165
- Sanderson W. y Kelly S. (s/d). Observations sur un document produit par N. A. Clarke e al.
- Setter. L. Y cols. 1959. Radioactivity of surface waters in the United States. *J.Am.Water Works Assoc.*, 53:704
- Skoog D. y West D. 1975. *Análisis instrumental*. Ed. Interamericana, Nueva México.
- US-EPA. (s/d). Guidance manual for compliance with filtration and disinfection requirements for public water quality systems using surface water sources. Section 5.3.2. Washington DC.