2023



CONSEJO FEDERAL DE INVERSIONES



Corrosión e incrustación microbiológica en sistemas de captación y conducción de agua Aspectos teóricos y aplicados

Miguel A. GARIBOGLIO

Bacteriólogo; Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" Universidad Nacional de La Plata. H11/2 T1125 T1122

Stuart A. SMITH

M.S., Environmental Biology
Ohio State University. USA.
B.A., Biology and Earth Science
Wittenberg University, Springfield, Ohio.USA.

Buenos Aires, 1993

Queda hecho el depósito que marca la Ley 11.723 IMPRESO EN ARGENTINA.

Todos los derechos reservados.
© CONSEJO FEDERAL DE INVERSIONES.
San Martín 871 - (1004) - Capital Federal.
República Argentina.

SE PERMITE LA REPRODUCCION PARCIAL O TOTAL SIEMPRE QUE SE MENCIONE LA FUENTE DE ORIGEN.

El Consejo Federal de Inversiones fue creado en 1959 por decisión política de las provincias argentinas. Animó este hecho la necesidad de cristalizar un espacio de reflexión y planeamiento de la realidad regional del país. Esta tarea debía concretarse desde una visión doctrinante comprometida con el afianzamiento del federalismo y la búsqueda del protagonismo de los hombre y mujeres, que desde los más diversos escenarios territoriales se esfuerzan por alcanzar un destino superior de vida.

El Consejo Federal de Inversiones constituye una experiencia creada, dirigida y sostenida con recursos de los propios estados provinciales miembros. Estas circunstancias le confieren al Organismo rasgos definidamente particulares. La coexistencia de identidades provinciales con realidades heterogéneas, y a veces contradictorias, constituye un estímulo para el desarrollo de un espíritu solidario reclamado no sólo por la necesidad de dar coherencia a su conducción política, sino también alentado por el requerimiento de trascender los intereses inmediatos y puntuales de cada provincia; afianzando de esta manera el principio de equidad y redistribución de los recursos movilizados en favor de las áreas de menor desarrollo relativo del país.

La consolidación de este organismo, además de promover la solidaridad de los estados provinciales, contribuye a crear las condiciones para mejorar las relaciones entre Provincias y el Estado Nacional. Diálogo todavía asignado por prácticas centralistas esterilizadoras de la creatividad y el potencial de desarrollo de las regiones.

Para la promoción del desarrollo regional, el Consejo Federal de Inversiones se vale de ciertos instrumentos fundamentales: la investigación básica, la cooperación técnica y la capacitación.

A través de estos instrumentos de promoción - impulsados con equipos profesionales y técnicos propios- el Consejo Federal de Inversiones concreta convenios con organismos nacionales e internacionales, potenciando de esta manera su capacidad de gestión y alimentando la cooperación e integración horizontal de equipos interprovinciales.

A través de sus diversas etapas el Consejo Federal de Inversiones ha concretado investigaciones básicas

orientadas a la exploración de áreas fundamentales de la problemática regional. En tal sentido se puede inventariar a modo de ejemplo la coordinación inter-jurisdiccional para relevar y sistematizar información estadística de base, diversas investigaciones sobre las condiciones de desenvolvimiento de las economías regionales, el análisis de los sistemas y estructuras sociales locales y las diversas dimensiones que caracterizan las condiciones de vida de la población.

Sería extenso detallar los contenidos de múltiples programas y proyectos de cooperación técnica, llevados adelante por el Organismo.

El desarrollo de cursos, jornadas y seminarios conforma otra de las líneas de acción valorizadas particularmente, ya que a través de estos eventos, se alienta el contacto y el intercambio de experiencia de los participantes provenientes de diversas juridicciones y unidades institucionales.

Ing. Juan José Ciácera Secretario General

PROLOGO

Entre las actividades que realiza el C.F.I. se ha desarrollado con notable expansión el estudio y evaluación de las fuentes de aguas subterráneas, téndiente a su aprovechamiento integral acorde con los principios sobre uso, conservación y manejo de los recursos naturales.

La Colección Hidrología Subterránea de la Serie Investigaciones Aplicadas traduce en síntesis, los resultados obtenidos en los distintos trabajos de la disciplina encarados por esta Dirección, en la pretensión de difundir la gran variedad de casos que se tratan y los resultados obtenidos.

Dada la reducida difusión de las investigaciones hidrogeológicas, que se restringe a escasas y esforzadas reuniones de especialistas, y la inexistencia de publicaciones específicas, logrando con excepción espacios en revistas generales, la Colección propicia la edición de números especiales, en los que se traten temas vinculados con el agua subterránea.

En este caso se presenta un trabajo en base a experiencias inéditas en el país y producido por sucesivos acuerdos de cooperación Técnica con los Estados Miembros.

El planteo de esta comunicación permitirá a los numerosos técnicos vinculados con los servicios de provisión de agua, conocer la base metodológica de detección de los fenómenos de bioensuciamiento y corrosión, de notable propagación en los sistemas de saneamiento.

> Ing. Susana B. de Blundi Directora de Cooperación Técnica

Los fenómenos de incrustación biológica y corrosión asistida microbiológicamente que afectan un sistema de captación y distribución de agua, pueden ocasionar problemas operacionales que comprometan la continuidad del servicio, producir un elevado costo de mantenimiento de los mismos y desmejorar la calidad de agua que se utilizará para consumo humano o riego.

En el caso de los pozos de agua, la actividad de los microorganismos puede conducir tanto a una merma en la producción como al taponamiento total de las perforaciones.

Por estos motivos es necesaria una identificación de los potenciales problemas bacterianos antes que estos tornen inoperable el sistema así como un apropiado reconocimiento de los agentes taponantes y corrosivos para elegir un tratamiento de rehabilitación que resultare mas efectivo.

En el transcurso de los diferentes trabajos realizados percibimos que en los servicios de explotación de aguas subterráneas, no existe mayor información sobre los fenómenos de ensuciamiento y corrosión microbiológica que afectan a las perforaciones. También observamos que las personas encargadas del funcionamiento y control de estos servicios están constituidas por profesionales de diferentes disciplinas, técnicos y personal que se ha formado con ellos adquiriendo idoneidad a través de las experiencias de trabajo.

Por otro lado, la información disponible en idioma español sobre estos temas es muy escasa y la existente en otras lenguas, no está al alcance del eventual usuario por las limitaciones que se suele tener en el conocimiento de otros idiomas.

Todas estas razones nos llevaron a proponer al Consejo Federal de Inversiones, la conveniencia de redactar un documento que contemplara aspectos básicos, tanto teóricos como aplicados de los fenómenos biológicos y sus consecuencias, así como lo relacionado a la construcción, acabado, mantenimiento, rehabilitación, reconstrucción y abandono de las perforaciones.

Es probable que los microbiólogos encuentren particular el tratamiento de los temas bacterianos y que los geólogos, hidrogeólogos o ingenieros sanitarios consideren lo propio en lo referido a las perforaciones. Este es el riesgo que asumimos, pero tenemos la convicción de que esta publicación resultará útil y la esperanza de que entusiasme a otras personas a interiorizarse en estos temas.

Los casos estudiados en nuestro país nos advierten

sobre la posibilidad de que otras áreas puedan estar afectadas con estos problemas biológicos, pero la falta de estudios regionales y sistemáticos, hace que pueda confundirse el verdadero origen de los mismos. Cabría aquí recordar lo dicho por Albert Einstein "la ausencia de pruebas, no es prueba de ausencia" y tratar así de realizar estudios de prospección en perforaciones de otras zonas geográficas.

La participación de Stuart Smith, consultor privado de Ohio, USA, está reflejada en la redacción de los ítems 8, 9, 10, 11 y 12; debo agradecerle su continuo apoyo consistente en opiniones, sugerencias y material bibliográfico remitido con premura y generosidad, la confianza depositada en la traducción de su texto en inglés así como su permanente predisposición a colaborar.

En el listado bibliográfico, además de los trabajos citados en el texto se han incorporado otros a modo de una revisión bibliográfica lo más actualizada posible; la misma permitirá al lector obtener literatura complementaria que lo ayudará a profundizar los diversos temas tratados.

Esta publicación entonces pretende llevar un poco mas de luz sobre estos problemas que afectan a las perforaciones y que plantean la necesidad de estudios interdisciplinarios debido a la concurrencia de factores físicos, químicos y biológicos.

Sabemos además, del esfuerzo que realizan los operadores de los servicios de abastecimiento de agua, sobretodo, aquellos de las zonas mas alejadas de nuestro territorio que tienen que afrontar la falta de recursos, de información y superar el rigor del clima propio de esas regiones.

Para ellos mi reconocimiento por su labor y las amables horas compartidas, mi agradecimiento a las autoridades provinciales que creyeron en nuestras propuestas las que no se hubieran podido concretar sin el inestimable apoyo de las autoridades del Consejo Federal de Inversiones.

Miguel Angel Gariboglio

INDICE GENERAL

	Página
1.INTRODUCCION 1.1 Distribución del agua en la naturaleza 1.2 Importancia del agua subterránea 1.3 Problemas en perforaciones asociadas a actividad bacteriana 1.4 Antecedentes en nuestro país	11
 2.BACTERIAS DEL HIERRO 2.1 Distribución geográfica de las bacterias del hierro 2.2 Distribución en nuestro país 2.3 Reseña de algunos de los principales estudios 2.4 Clasificación de las bacterias relacionadas al hierro 2.5 Principales géneros de bacterias relacionadas al hierro 2.6 Factores que influyen en el crecimiento de las bacterias relacionadas al hierro 2.7 Síntomas típicos de la existencia de bacterias relacionadas al hierro 	17
3.BACTERIAS REDUCTORAS DE SULFATOS 3.1 Características morfológicas y fisiológicas 3.2 Características nutricionales	25
4.ADHERENCIA BACTERIANA A SUPERFICIES 4.1 Mecanismos de adherencia 4.2 Etapas que definen la colonización bacteriana 4.3 Factores que afectan el bioensuciamiento 4.4 Factores nutricionales que influyen sobre el bioensuciamiento 4.5 Otros factores que influyen en el bioensuciamiento 4.6 Consecuencia de la formación de bioensuciamiento en la red de distribución	29
 5.CORROSION MICROBIOLOGICA 5.1 Características y mecanismos de la biocorrosión 5.2 Corrosión aeróbica 5.3 Corrosión anaeróbica 	35
6.METODOS PARA IDENTIFICAR LOS PROBLEMAS Y TAPONAMIENTO, INCRUSTACION Y BIOENSUCIAMIENTO 6.1 Técnicas y caldos de cultivo utilizados en nuestro país en perforaciones con problemas de bioensuciamiento y biocorrosión 6.2 Muestra de incrustaciones o tubérculos 6.3 Otros apálisis y observaciones	39

6.4 Tecnicas y medios de cultivos 6.5 Análisis de muestras de agua provenientes de perforaciones 6.6 Análisis bacteriológicos en incrustaciones y tubérculos de tuberías y bombas	
7.PROBLEMAS DE CORROSION MICROBIOLOGICA Y BIOENSUCIAMIENTO ESTUDIADOS EN NUESTRO PAIS 7.1 Provincia de Santa Cruz 7.2 Provincia de Entre Ríos 7.3 Provincia de La Pampa 7.4 Provincia de Río Negro 7.5 Provincia de Catamarca	47
8.PREVENCION EN LA CONSTRUCCION DE POZOS 8.1 Objetivos 8.2 Diseño 8.3 Cañería camisa 8.4 Cañería filtro 8.5 Cementación o sellado 8.6 Recaudos durante la perforación o reparación 8.7 Desarrollo	63
9.ACABADO Y TERMINACION DEL POZO 9.1 Archivo de información 9.2 Hidráulica 9.3 Comportamiento insuficiente	69
10.MANTENIMIENTO DEL POZO 10.1 Inspección 10.2 Verificación 10.3 Supervisión de la calidad del agua 10.4 Controles de la bomba y el pozo 10.5 Tratamientos preventivos	73
11.REHABILITACION DEL POZO 11.1 Planes 11.2 Productos químicos 11.3 Acidos 11.4 Shock con cloro 11.5 Uso de calor 11.6 Polifosfatos 11.7 Métodos vibratorios 11.8 Tratamiento posterior	77
12.RECONSTRUCCION, ABANDONO Y SELLADO DEL POZO 12.1 Reconstrucción 12.2 Abandono del pozo 12.3 Sellado	83
BIBLIOGRAFIA	87

1. INTRODUCCION

Se puede decir sin exagerar que toda la vida depende del agua y que ésta ha sido el impulso vital de todas las civilizaciones.

La mayoría de los pueblos de la antigüedad se han desarrollado en las márgenes de ríos y lagos, o en lugares donde la disponibilidad del agua estaba asegurada.

La necesidad de consumir agua para mantener las funciones vitales está reflejada en el hecho de que el hombre puede subsistir sin alimentos durante dos o tres semanas pero sin beber agua sólo tres o cuatro días.

Ya la Biblia abunda en testimonios que destacan la importancia del agua y previene sobre la posibilidad de sufrir enfermedades por el consumo de agua de mala calidad.

Excavaciones en la India, que datan de 5000 años atrás, han revelado la existencia de sistemas de abastecimiento de agua. Casi contemporáneamente, en Egipto, se había construido la primera represa conocida para el almacenamiento de agua, destinada al consumo humano y riego.

Hipócrates, el célebre griego considerado como el padre de la medicina, advertía sobre los peligros del agua contaminada y aconsejaba filtrar y hervir aquella que se utilizaba para beber.

Los ingenieros del Imperio Romano construyeron los famosos acueductos, que aún en nuestros días se mantienen como verdaderas joyas de la ingeniería y como testimonio de la importancia del agua en esa época.

Restos de los acueductos del Imperio Incaico pueden observarse cerca de Cuzco, ubicados en los estrechos valles del lugar, elevándose algunos hasta 20 metros.

Los Aztecas sabían de la necesidad del agua y contaban, dentro de sus divinidades con Chalchiuhtlicue, diosa azteca del agua, compañera de Tlaloc, dios de la Iluvia.

Para garantizar el alimento y la supervivencia a grandes núcleos de población sedentaria, las antiguas civilizaciones tuvieron que recurrir a trabajos hidráulicos con vistas a la producción de agua (depósitos, reservas, canales de riego, etc.); se podría hablar entonces de la existencia de verdaderas "civilizaciones hidráulicas", ya que, curiosamente, las más viejas del mundo (Egipto, Sumeria) surgieron en tierras áridas donde el recurso era escaso.

En la antigüedad muchas civilizaciones acudieron al uso del agua subterránea; los egipcios y los chinos llegaron a tener la posibilidad de horadar agujeros para obtener agua.

Hay testimonios que 2100 años A.C., al final de la lla. Dinastía egipcia, se habían utilizado 3000 hombres para perforar pozos y cuatro siglos después, se utilizaban poleas para elevar aqua proveniente de pozos.

El pozo más conocido en la antigüedad por la calidad de su construcción está en El Cairo; es el "pozo de José", excavado en la roca sólida y de una profundidad de 90 metros. Los primitivos pozos eran todos cavados a pala y pico, donde el agua era elevada en recipientes atados a una cadena sin fin y se impulsaba utilizando burros.

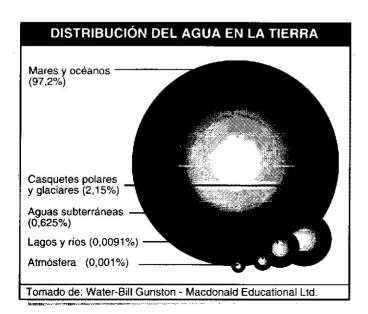
Recién las técnicas de perforación cobraron auge en el siglo XII después del éxito obtenido en la perforación de un pozo en Artois, Francia (año 1126); de aquí deriva el nombre de pozo "artesiano".

La perforación a gran profundidad recibió en gran impulso con la experiencia obtenida en Passy, Paris, al perforar un pozo que alcanzó los 586 metros y un caudal de 181 m3/h; esto sucedía en el año 1857.

Así, comenzaron a perforarse pozos profundos en Alemania e Inglaterra pasando finalmente a los E.E.U.U. y otras regiones del mundo.

1.1. Distribución del agua en la naturaleza

Alrededor del 97% del agua en el planeta se encuentra en los océanos; del 3% restante, el 2,15% está solidificada en los casquetes polares, el 0,3% se encuentra tan profundamente confinada que resulta antieconómico su



bombeo, quedando, por lo tanto, alrededor del 0,4% distribuido en ríos, lagos, riachuelos y subsuelo.

Considerando que sólo hay dos fuentes de agua utilizables por el hombre, a saber: las superficiales y las subterráneas y que éstas sólo constituyen el 0,4% del total disponible, es fácil deducir que es un recurso escaso. Pero más escaso resulta si se piensa en términos cualitativos, ya que los procesos de contaminación de las mismas reducen aún más su disponibilidad.

1.2. Importancia del agua subterránea

Las aguas subterráneas conforman cerca del 95% del agua dulce de nuestro planeta, sin tomar en cuenta aquellas que se encuentran en las capas de hielo polar. En contraste, el agua de ríos y lagos representa menos del 5%.

Este hecho le brinda a las aguas subterráneas una importancia fundamental con respecto a la vida humana y a la actividad económica.

Por otro lado, el normalmente bajo costo comparativo y la excelente calidad natural en la mayoría de las aguas subterráneas, ha justificado su amplia utilización para abastecimiento público, aún en las regiones húmedas.

No hay que olvidar que el agua subterránea también representa una reserva estratégica segura de agua potable en el caso de desastres naturales o de conflictos armados.

A pesar de la importancia de estas reservas de agua, la protección de los acuíferos para prevenir el deterioro de su calidad o la continuidad del servicio de abastecimiento debería contar con una preocupación mayor por parte de los organismos encargados de la explotación, así como de los propietarios de perforaciones, sean estas destinadas al uso agrícola o industrial.

Los problemas más comunes en regiones donde el asentamiento poblacional es mayor son la sobreexplotación de los acuíferos y la contaminación de diversos orígenes. A estos se les puede sumar los fenómenos de ensuciamiento biológico y corrosión inducida microbiológicamente, que si bien su conocimiento presenta escasa difusión en nuestro país, su manifestación está afectando numerosas perforaciones en diferentes áreas del Territorio Nacional.

Los análisis bacteriológicos de rutina que se practican para establecer la calidad sanitaria del agua a consumir, no detectan la presencia de los organismos causantes del deterioro observado en los sistemas de captación de aguas subterráneas, enmascarándose así su real incidencia.

Otro aspecto a considerar es que la demanda de agua potable aumenta cada día y el consumo de agua con fines domésticos, depende en parte del nivel de vida y éste varía mucho según las regiones geográficas.

Por otro lado, las 2/3 partes de nuestro país están constituidas por regiones áridas o semiáridas en donde la disponibilidad de agua se logra gracias a la explotación del agua subterránea.

1.3. Problemas en perforaciones asociadas a actividad bacteriana

A mediados del siglo XIX, le fueron reconocidas a ciertas bacterias filamentosas la habilidad de eliminar hierro de la solución por precipitación de hidróxido férrico insoluble en el exterior de sus células.

Estas son las "bacterias del hierro" que pueden ser definidas como "un grupo de bacterias aerobias que pueden utilizar la oxidación de los iones ferrosos y/o manganosos como un componente esencial en su funcionamiento metabólico".

Estas "clásicas" bacterias del hierro incluyen las especies pedunculadas del género Gallionella y miembros del grupo Sphaerotilus - Leptothrix, bacterias filamentosas precipitantes del hierro.

Estudios posteriores sobre transformaciones bacterianas del hierro en agua han mostrado que la deposición de hidróxido férrico insoluble es posible con otros grupos aún mas heterogéneos de bacterias, que incluyen muchas formas no filamentosas, tales como especies encapsuladas de Siderocapsa.

Sin embargo, las bacterias asociadas con la precipitación del hierro en agua son comúnmente llamadas "bacterias del hierro"; éste es un término general usado para describir diversos grupos de organismos que aparecen en un variado tipo de hábitat como lagos, lagunas, pantanos, etc.

Además de su capacidad para depositar hidróxido férrico alrededor de sus células, varias bacterias del hierro son también capaces de excretar polisacáridos extracelulares los cuales han sido descriptos como de aspecto mucilaginoso, gelatinoso o mucoso. Este material reviste la superficie externa de la pared celular de los organismos o vainas y sirve como sitio para la acumulación de hidróxido férrico precipitado. Este material extracelular comienza a impregnarse e incrustarse con óxidos de hierro, resultando

una masa mucosa coloreada de rojizo o parduzco que tipifica el crecimiento de estas bacterias en ambientes naturales.

Las bacterias del hierro pueden encontrarse en sistemas de distribución de agua y perforaciones, siendo consideradas importantes agentes de ensuciamiento, como resultado de la doble capacidad de excretar mucílagos extracelulares y precipitar grandes cantidades de hidróxido férrico.

La actividad de estas bacterias lleva generalmente a la aparición de síntomas típicos de su presencia como agua coloreada, sabor y olores desagradables y reducción en el flujo alrededor de las tuberias.

Además, están reconocidas como agentes indirectos de corrosión en tuberías de distribución de aguas, como resultado de su capacidad para crear ambientes adecuados (microhábitats) para el desarrollo de otros microorganismos involucrados en procesos de corrosión de metales como bacterias reductoras de sulfatos.

Las infestaciones de pozos de agua con bacterias del hierro están registradas como la causa más relevante de la degradación bacteriana en el rendimiento de los pozos (Smith, 1984).

Estas infestaciones están caracterizadas generalmente por una severa y rápida obturación de los filtros de los pozos y de los poros de los materiales adyacentes a la perforación como el engravado (Mogg, 1972). Este bloqueo físico del área de ingreso al pozo resulta en una disminución de la eficiencia hidráulica, manifestada por una significativa reducción de su capacidad específica.

En casos severos, los componentes de acero del pozo pueden ser corroídos anódicamente y tuberculizados (Smith, 1980). No existe aún un relevamiento del impacto económico de la degradación de pozos por bacterias del hierro, pero Cullimore y Mc Cann (1977) demostraron su dispersión en áreas geográficas diversas como Alemania, Yugoslavia, India, Finlandia y Estados Unidos.

Otro problema es que aún no hay conocimientos suficientes respecto a métodos efectivos para tratar pozos contaminados con estos molestos organismos. Graing y Lund (1969) notaron que hubo una proliferación de controles recomendados para bacterias del hierro en pozos; sin embargo, estos autores encontraron que estos métodos eran inefectivos. Concluyeron que esta carencia de estrategias de control es debida a la dificultad en cultivar las bacterias del hierro para experimentar estos controles en laboratorios.

Además, no se conoce un procedimiento simple de laboratorio para cultivar estos organismos; la mayoría de los estudios han estado limitados a observaciones microscópicas. Como resultado de ello, la información respecto a estos organismos es generalmente morfológica más que fisiológica.

En forma resumida podemos señalar que los requerimientos ambientales de algunas bacterias del hierro son conocidos. Así, en el caso de Gallionella, ellas requieren hierro ferroso disuelto (0,25 mg/l o más pero siempre menos de 14 mg/l), calcio, CO2 (más de 20 mg/l), y Eh comprendido entre -200 a -320 mV.

También existe un grupo de bacterias heterotróficas, aerobias que precipitan el hierro férrico del agua. Estas no son filamentosas y corresponden a algunas cepas de Pseudomonas y aún de Escherichia coli; muchas de ellas viven temporariamente en aguas subterráneas y contribuyen al atascamiento de los pozos y al deterioro de la calidad de agua.

Debido a que la mayoría de estas bacterias son planctónicas (flotan) o débilmente adheridas a superficies, una muestra de agua bombeada probablemente produzca una muestra representativa de la población del pozo.

Las bacterias reductoras de sulfato (BRS) son organismos ampliamente reconocidos como causantes de corrosión de metales. Su morfología y fisiología difiere de las anteriores; son anaeróbicas estrictas y utilizan los sulfatos de la misma forma que los aerobios emplean el oxígeno. El producto final de su metabolismo es el sulfuro de hidrógeno, altamente agresivo para los metales.

Los géneros Desulfovibrio y Desulfotomaculum son los mas conocidos, aunque actualmente se conocen otros géneros como Desulfobacter, Desulforomonas, Desulfosarcina, etc. con diferencias morfológicas y nutritivas con los dos géneros citados mas arriba.

Se ha sugerido que las BRS pueden ser clasificadas en dos amplios grupos nutricionales:

- * aquellos que llevan a cabo sólo una oxidación parcial o acetato de un limitado rango de fuentes de carbono, tales como lactato.
- * aquellas que pueden oxidar una gama mas amplia de fuentes de carbono, tales como ácidos grasos.

Desde el punto de vista de su ecología, es sabido que son organismos componentes de "consorcios bacterianos" debido a que los organismos aerobios heterotróficos no solo les "abastecen" nutrientes, que provienen de su metabolismo aerobio, sino que, al consumir el oxígeno indispen-

sable para sus funciones fisiológicas, generan condiciones ambientales favorables de bajo potencial redox, necesarias para el desarrollo de las BRS.

Las bacterias heterotróficas aerobias tienen la propiedad de adherirse a superficies metálicas por secreción de exopolisacáridos extracelulares, denominados "glicocálix". Esto lleva a la formación de películas biológicas sobre la superficie del metal. Se ha estimado que cuando esta película de bacterias aerobias o facultativas y sus polímeros extracelulares asociados alcanzan un espesor de 10 -25 micrones, las condiciones en la base de la biopelícula podrían ser anaerobias y permitir la acción de las BRS. Otras estimaciones sugieren espesores de películas de 100 micrones.

El reconocimiento de la importancia de los microorganismos en la corrosión de metales en contacto con el agua se tiene desde el siglo pasado. Gaines (1910), a comienzos de siglo fue el primero en sugerir que las bacterias del hierro y del azufre eran las responsables de la corrosión de metales ferrosos enterrados.

Von Wolzogen Kürh y Van der Vlugt (1934) fueron los primeros en dar posibles mecanismos de acción de las BRS con su teoría de la despolarización catódica. Los conceptos sobre corrosión inducida microbiológicamente están entonces íntimamente ligados a la comprensión de la fisiología, bioquímica y ecología de las BRS.

Esto no quiere decir que las únicas bacterias involucradas en la corrosión sean las BRS sino que han sido las mas observadas en función del número de casos hallados en estudios a campo.

Para comprender la importancia económica de la corrosión, Tiller (1982) en el Reino Unido estimó que los costos por deterioro de tuberías, fallas de equipos, mantenimiento preventivo, etc. ascienden de 300 a 500 millones de libras esterlinas por año.

En nuestro país el tema de ensuciamiento biológico y corrosión inducida microbiológicamente (CIM) presenta un escaso desarrollo. Los niveles de estudio de estos fenómenos están orientados generalmente hacia trabajos experimentales de laboratorio, referidos a la comprensión de los mecanismos de corrosión en la interfase agua metal y, por otro lado, a estudios a campo destinados a producir información sobre la existencia de estas bacterias en sistemas de agua de uso industrial o de consumo humano.

1.4. Antecedentes en nuestro país.

Referidos específicamente a aguas subterráneas los primeros trabajos en la Provincia de Río Negro comienzan en el año 1979, en una perforación de Pilcaniyeu donde se observó que el agua extraída presentaba una coloración verde oscura y olor séptico. Este fenómeno se observaba en forma periódica y normalmente cuando la perforación se dejaba en reposo por algún tiempo.

Además de estos síntomas, el Laboratorio del Departamento Provincial de Aguas (DPA) comprueba la presencia de organismos filamentosos en muestras de agua bombeada.

En el año 1983 se detectan problemas de corrosión e incrustación en un equipo de bombeo de una perforación reciente de Sierra Colorada.

También en este caso se detectan organismos filamentosos pertenecientes al grupo Sphaerotilus - Leptothrix no pudiéndose constatar la presencia de bacterias reductoras de sulfatos porque entonces no se disponía de las técnicas y medios de cultivo necesarios.

En el mismo año una perforación de Viedma manifiesta el desarrollo de olores sépticos y agua de color herrumbroso detectándose la presencia de bacterias del género Gallionella.

Conjuntamente, se observan síntomas de agua coloreada y olor séptico en una perforación de Comallo que renueva la sospecha de la difusión de estos fenómenos en esa región, ya que una vez más se detecta la presencia de bacterias filamentosas del grupo Sphaerotilus - Leptothrix.

En el año 1985, en una perforación de Villa Manzano se observan fenómenos de iguales características constatándose además la acumulación de material gelatinoso y aislamiento de bacterias del género Leptothrix.

También en una perforación de Coronel Belisle se manifiestan fenómenos similares detectándose bacterias del grupo Sphaerotilus - Leptothrix.

Todos estos casos fueron presentados por el DPA en un Simposio Internacional llevado a cabo en 1986 en los Estados Unidos de América y organizado por la American Water Resources Association.

Paralelamente en 1986 por convenio entre el Consejo Federal de Inversiones y la Universidad Nacional de La Plata, a través del Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet", se realizaron trabajos similares en 32 perforaciones de Caleta Olivia, Santa Cruz, donde también se observa el desarrollo de estos fenómenos microbianos.

A fines de 1986 se realizan las Jornadas de Actualización en Hidrología Subterránea, organizadas por el C.F.I. en donde se intercambian las experiencias referidas anteriormente y de las cuales surge un Convenio de Cooperación Técnica entre el DPA - CFI - UNLP.

Este Convenio tenía como objetivo el intercambio de información científica, normalización de métodos de diagnóstico bacteriológico, desarrollo de técnicas de monitoreo, mantenimiento y rehabilitación de perforaciones afectadas, así como la capacitación de recursos humanos en el ámbito provincial.

Los estudios realizados en Sierra Colorada y las estrategias propuestas en dicho Convenio de Cooperación fueron remitidas y aceptadas para ser presentadas en dos Conferencias Internacionales que se realizaron en Septiembre de 1990 en el Cranfield Institute of Technology de Bedford, Inglaterra.

Otra consecuencia de las Jornadas fue la posibilidad de realizar tareas docentes y de asesoramiento en el ámbito de la Provincia de Catamarca por solicitud de la Dirección de Hidráulica Provincial y de la Universidad Nacional de Catamarca.

También se efectuaron tareas de asesoramiento solicitadas por la Dirección de Hidráulica de la Provincia de Entre Ríos.

En 1991, la Provincia de La Pampa solicitó asesoramiento técnico al CFI debido a que el abastecimiento de agua de la localidad de 25 de Mayo se encontraba seriamente comprometido por el desarrollo de un proceso de ensuciamiento biológico en el acueducto. Los análisis bacteriológicos del agua y de la incrustación que revestía internamente la pared de aquél indicaban una gran actividad bacteriana; los análisis químicos de la incrustación demos-traron gran contenido en materia orgánica y óxidos de hierro y manganeso, especialmente este último.

Se instrumentó una limpieza mecánica utilizando un cilindro de poliuretano (scrapper o "pig") que demostró una gran eficiencia en remover la incrustación, a diferencia del método que se venía empleando hasta ese momento; como consecuencia se obtuvo una notable mejoría en la calidad microbiológica del agua así como en el comportamiento hidráulico del acueducto.

2. BACTERIAS DEL HIERRO

Las bacterias del hierro se pueden definir como un grupo de bacterias aeróbicas que utilizan la oxidación de iones ferrosos y/o manganosos como componentes esenciales para su funcionamiento metabólico.

A mediados del siglo XIX, ciertas bacterias filamentosas fueron reconocidas por su capacidad de remover hierro de una solución y precipitarlo como hidróxido férrico insoluble en torno a sus células.

Se puede decir que las "clásicas bacterias del hierro" descriptas en los primeros estudios incluían especies de la bacteria pedunculada Gallionella y miembros del grupo Sphaerotilus - Leptothrix, bacterias filamentosas, precipitantes del hierro.

Estudios posteriores realizados sobre las transformaciones del hierro en ambientes acuáticos han demostrado que la precipitación de hidróxido férrico insoluble está asociado con otros grupos bacterianos, aún mas heterogéneos, que incluye à muchas formas no filamentosas tales como Siderocapsa, género que se presenta como células embebidas en una cápsula común.

No obstante, las bacterias asociadas a la precipita-

ción del hierro en ambientes acuáticos son denominadas comúnmente como "bacterias del hierro" pero éste es sólo un término general usado para describir un grupo diverso de organismos e impuesto por la costumbre.

Un término mas recientemente propuesto es el de bacterias relacionadas al hierro que abarcaría a cualquier bacteria que durante su ciclo normal de vida pueda utilizar hierro de manera definida por la cual los óxidos e hidróxidos oxidados son ligados dentro de las células, de sus polímeros extracelulares, de sus cápsulas o vainas o son precipitados en el ambiente en el cual se desarrollan.

Además de su capacidad para depositar óxidos e hidróxidos férricos en torno a sus células, muchas de estas bacterias son capaces de producir un polisacárido extracelular que ha sido descripto en la literatura como gelatinoso, mucilaginoso y de características adhesivas.

Este material extracelular, reviste la superficie externa de la pared celular o de las vainas y sirve como un sitio para la acumulación de hidróxido férrico precipitado; presenta así un aspecto mucilaginoso, impregnado en óxidos de hierro, de colores rojizos y ocres que señala la presencia de estas bacterias en ambientes naturales.

TABLA 1 - DIFERENTES AMBIENTES EN LOS QUE HABITAN LAS BACTERIAS
DEL HIERRO

Géneros	Suelos Agua Duice		Sedimentos de	Aguas de pozo y		
1122			Lagos y ríos	Sistemas de distribución		
Toxothrix		+	+	. -		
Sphaerotilus		+	+	+		
Leptothrix		+	+	+		
Liskeella		+	+			
Crenothrix		+	£ £	+		
Clonothrix		+		+		
Pedomicrobium	+	+	F -			
Gallionella	+	+	+	+		
Siderocapsa		+		+		
Naumanniella	+	+	- -	+		
Ochrobium		+		+		
Siderococcus		I= -	+			

Adaptado de: The identification, Cultivation and Control of Iron Bacteria in Ground Water D. R. Cullimore and A. E.Mc Conn, In: Aquatic Microbiology Academic Press - 1977



Existen antiguas referencias que aguas superficiales, o provenientes de perforaciones, se tiñeron de colores rojizos y ocres que las tornaron no bebibles, presumiblemente debido a la acción de estos grupos bacterianos. En 1877, en Berlín, la tubería maestra del sistema de provisión de agua tuvo que ser reemplazada debido a un taponamiento ocasionado por el crecimiento de estas bacterias dentro del sistema.

Starkey, en 1945, llamó "calamidades del agua" a estos crecimientos gelatinosos y sus depósitos de óxidos férricos asociados; estos procesos alteraban la calidad del agua siendo así considerados importantes agentes de ensuciamiento biológico como también estar implicados en fenómenos de corrosión microbiológica en sistemas de captación y conducción de agua para diferentes usos.

2.1. Distribución geográfica de las bacterias del hierro

Cullimore y Mc Cann, de la Universidad de Regina, Canadá, realizaron en 1974 un relevamiento que comprendió a 150 países; se envió un cuestionario a Departamentos de Medioambiente o instituciones equivalentes y la distribución mundial de los problemas de bacterias relacionadas con el hierro se estableció sobre la base de los datos aportados por los países consultados. Las conclusiones fueron que estos problemas abarcan todos los continentes (excepto la Antártida de donde no hay datos) y que están presentes tanto en agua subterráneas como superficiales de zonas templadas o cálidas.

2.2. Distribución en nuestro país.

Los antecedentes que se pudieron encontrar son estudios realizados en el entonces Instituto Bacteriológico del Departamento Nacional de Higiene y subvencionados por Obras Sanitarias de la Nación; fueron conducidos por la Dra María S. Cataldi en 1935 y 1939, detectándose la presencia de estas bacterias, especialmente Leptothrix y Cladothrix, en aguas del Río de la Plata, en aguas de consumo de la ciudad de Buenos Aires y en cañerías reparadas de esta ciudad. La misma autora realiza su tesis en la Universidad Nacional de Buenos Aires sobre el estudio fisiológico y sistemático de algunas Chlamydobacteriales.

Referidos a aguas subterráneas, los primeros trabajos comienzan en 1979, en la Provincia de Río Negro, con los estudios realizados por el Departamento Provincial de Aguas, principalmente en perforaciones situadas en la denominada Línea Sur, que continúan hasta la fecha.

En 1986, el Consejo Federal de Inversiones y la Universidad Nacional de La Plata, realizan por convenio trabajos semejantes en perforaciones de Caleta Olivia, Santa Cruz, donde se observan fenómenos similares.

Actualmente se han detectado síntomas de la existencia de estas bacterias en perforaciones de las Provincias de Catamarca, Mendoza, Entre Ríos y en un acueducto de 25 de Mayo, Provincia de La Pampa; existe también cierta información sobre la manifestación de estos fenómenos en pozos y acueductos utilizados en la industria petrolera en un área de la Provincia de Neuquén. Probablemente, una encuesta dirigida a organismos provinciales encargados de la explotación de aguas subterráneas y a empresas de perforación revelarían una dispersión geográfica mas amplia que la señalada.

2.3. Reseña de algunos de los principales estudios.

Debido a las características perjudiciales que manifiestan estas bacterias en los servicios de agua la atención se focalizó en sus actividades y llevó a Winogradsky en 1888 a postular un agrupamiento de los organismos que se caracterizaban por su relación con el hierro; de sus estudios concluyó que estas bacterias eran quimioautotróficas y que obtenían su energía por la transformación del hierro ferroso al estado férrico.

Molisch, en 1892, estableció que el carácter quimioautotrófico no era extensivo a todas las bacterias de este grupo ya que algunas de ellas crecían bien heterotróficamente.

Pringsheim en 1952 y Mulder en 1974 revisaron la literatura poniendo particular énfasis en el carácter quimiolitotrofo de las bacterias envainadas.

Las dificultades en establecer las verdaderas características nutricionales de estos organismos reside en que ellos crecen sólo a valores de pH superiores a 6, un intervalo de pH en el cual los iones ferrosos pueden oxidarse fácilmente por una reacción totalmente química.

Por esta circunstancia, Mulder (1974) sostiene que es muy difícil probar que la energía obtenida por la oxidación de los iones ferrosos a férricos pueda ser utilizada por las bacterias y postuló que "es altamente probable que la llamada oxidación biológica del hierro realizada por estas bacterias se limite a la absorción de hierro químicamente oxidado por las vainas o los mucilagos que las rodean".

Sin embargo, este autor demostró que organismos del grupo Leptothrix son capaces de convertir iones manganosos en mangánicos por encima de un rango de pH de 6 - 7,5; existirían pruebas de que la presencia de sustancias proteicas promueven esta oxidación en el lado externo de las vainas.

Van Veen y colaboradores, en 1978, concluyeron que no obstante las vainas de Leptothrix, y raramente Sphaerotilus, puedan estar incrustadas con óxidos férricos hidratados, es improbable que estos organismos oxiden hierro y obtengan energía por esta vía por lo que es posible que estas vainas sirvan sólo como un sitio para la deposición de estos compuestos insolubles de hierro.

Hasselbarth y Ludemann en 1972, publicaron los primeros trabajos referidos a las condiciones ambientales que determinan los problemas de bacterias del hierro en perforaciones. Examinando perforaciones en seis áreas de captación de Alemania que presentaban problemas de incrustación bacteriana, resultante del desarrollo de especies de Gallionella y Siderococcus.

Ellos encontraron que los crecimientos masivos estaban asociados con determinados valores de pH, Eh y rangos de iones ferrosos disueltos.

D. R, Cullimore y A. E. Mc Cann de la Universidad de Regina, Canadá, publican en 1977 un estudio que abarca la clasificación de estas bacterias, su crecimiento y enumeración, problemas ocasionados por este grupo bacteriano, aspectos culturales y diferentes medidas de control para evitar los inconvenientes en aguas de pozo.

Estas investigaciones empezaron como respuesta a problemas bacterianos que afectaron mas del 90% de las perforaciones situadas al sur de Saskatchewan; el costo de las medidas de control implementados significaron de 4. a 6 millones de dólares anuales.

W. C. Ghiorse (1984), de la Universidad de Cornell, USA, realiza una revisión de los trabajos concernientes a la biología de las bacterias que pueden precipitar hierro y manganeso. Describe aspectos estructurales, de aislamiento y enriquecimiento de Crenòthrix, Clonothrix, Leptothrix y Gallionella así como observaciones de las estructuras bacterianas asociadas a la deposición del hierro y manganeso y plantea la necesidad de establecer mejor las interacciones entre los polímeros bacterianos y la deposición de metales.

S. A. Smith, en USA, publica desde 1980 una serie de

trabajos que establecen la dispersión geográfica de estos problemas en los diferentes estados, analiza las causas, su prevención y tratamiento en perforaciones. Discute problemas metodológicos sobre aislamiento e identificación de estos grupos bacterianos así como los factores ambientales que requieren para su crecimiento y actividad. Ha desarrollado interesantes artículos de divulgación sobre los problemas ocasionados en aguas subterráneas y perforaciones que sirven de guía a los que se inician en este tema.

2.4. Clasificación de las bacterias relacionadas al hierro.

Desde que fueron descriptas por primera vez, estas bacterias han sufrido considerables cambios en su clasificación; como esta publicación tiende a introducir en el tema a profesionales y técnicos relacionados con el manejo de los sistemas de agua que provienen muchas veces de disciplinas no biológicas, se recurrirá a una clasificación propuesta por Cullimore y Mc Cann por considerarse simple y práctica ya que en ellas se agrupan los diferentes géneros bacterianos por su relación funcional con el metabolismo del hierro y manganeso.

Aspectos mas tradicionalmente taxonómicos que pueden ser de interés para microbiólogos pueden encontrarse en la octava edición del Manual Bergey o en publicaciones de autores como la ya comentada de W. C. Ghiorse (1984).

Cullimore y Mc Cann dividen a los géneros bacterianos relacionados con el metabolismo del hierro y el manganeso dentro de los siguientes grupos:

* BPOM: son aquéllas que utilizan el hierro o alternativamente el manganeso, o aún exclusivamente este último, con incrustación y/o precipitación del metal como óxidos o hidróxidos (este grupo comprendería las tradicionales bacterias del hierro).

* BPNM: son aquellas que podrían causar solamente la precipitación del metal con incrustación sólo cuando el hierro está presente en estado coloidal. Los géneros comprendidos en este grupo son bacterias heterotróficas capaces de utilizar el componente orgánico de los complejos orgánicos de Fe y Mn llevando a la precipitación de los mismos. Estos componentes orgánicos que complejan al Fe, manteniéndolo soluble, presentan características de los ácidos húmicos o de ácidos formados en la descomposición natural de los vegetales.

Grupo	Género	Autotrófico	Heterotrófico	Metal no coloidal incrustado sobre la célula	Solo metal precipitado
ВРОМ	Gallionella	+		+	
вром	Toxothrix		+	+	±
ВРОМ	Sphaerotilus		+	5.4	+
ВРОМ	Leptothrix	• •	+	+	ē.
ВРОМ	Lieskeella		+	+	
вром	Crenothrix		+	+	
вром	Clonothrix		+	+	• •
вром	Pedomicrobium		+	+	
вром	Metallogenium		+	+	<u>=</u> =
вром	Kusnezovia		+	+	= =
вром	Thiobacillus		+	±	-
ВРОМ	Siderocapsa	2 21	+	+	• •
вром	Naumanniella		+	+	
BPOM	Ochrobium		+	+	2 2
BPOM	Siderococcus		+	±	丰
BPNM/BPOM	Pseudomonas		+	Ŧ	+
BPNM/BPOM	Hyphomicrobium		+	Ŧ	+
BPNM/BPOM	Arthrobacter	2.2	+	∓	+
BPNM	Aerobacter		+	• •	+
BPNM	Serratia	=0.5	+	72 -	+
BPNM	Bacillus		+	(∓)	+
BPNM	Klebsiella		+		+
BPNM	Alcaligenes		+	. . -	+
BPNM	Moraxella		+		+
BPNM	Corynebacterium	E E	+	₩ •	+
BPNM	Caulobacter		+	<u>.</u> =	+
BPNM	Mycobacterium		+		+
BPNM	Escherichia		+	* •	+

Tomado de: The Identification, Cultivation and Control of Iron Bacteria in ground water - Cullimore y Mc Cann.
In Aquatic Microbiology Academic Press - 1977.

2.5. Principales géneros de bacterias relacionadas al hierro.

Las características morfológicas de las BPOM constituyen el mejor elemento para su identificación y clasificación; no obstante hay que recordar que la morfología

puede variar de acuerdo a factores ambientales (Hannert, 1981).

Debido a su tamaño y a sus singulares estructuras extracelulares, pueden ser identificadas en las muestras de agua o incrustaciones observando las preparaciones con microscopio óptico.

2.5.1. Gallionella.

Descriptas por primera vez por Ehrenberg (1836), recién en 1924 Cholodny realiza una detallada descripción de su morfología. Debido a que el cultivo de estos organismos es muy difícil, se generaron muchas controversias respecto a su ciclo de vida, fisiología y posición taxonómica.

Se caracterizan por una célula apical en forma de riñón o habichuela de pequeño tamaño, 0,8 x 1,8 micrones de la cual se origina un largo y delgado pedúnculo de fibrillas retorcidas o entrelazadas, semejando trenzas, de alrededor de 100 micrones de longitud.

Hallbeck y Pedersen en 1986 sugieren la hipótesis de que es un organismo con dos ciclos de vida: en la primera fase, la bacteria es móvil y crece exponencialmente a una tasa determinada por el medio en donde se encuentra. Cuando uno o mas factores ambientales se vuelven desfavorables, las formas móviles se adhieren a superficies en contacto con el agua y comienzan a producir pedúnculos, cesando el crecimiento. Es la única bacteria relacionadas al hierro que tiene metabolismo autotrófico y las fibrillas componentes de los pedúnculos presumiblemente contienen un polímero orgánico que es incrustado con óxidos de hierro y otros elementos minerales, dependiendo de la composición del medio acuoso (Ghiorse, 1986).

2.5.2. Grupo Sphaerotilus - Leptothrix.

Este grupo está representado por formas filamentosas constituidas por una vaina tubular que encierra una cadena de células baciliformes. La composición química de estas vainas es compleja y contiene proteínas, polisacáridos y lípidos; se puede decir que son estructuras de pared celular modificadas, sintetizadas por una cadena de células y comunes a ellas, en lugar de estar específicamente asociadas a células individuales. Se reproducen liberando células móviles por los extremos abiertos de las vainas.

Actualmente existen evidencias que las bacterias del grupo Sphaerotilus - Leptothrix pertenecen al grupo de las pseudomonas.

Dondero (1975) establece que los miembros de este grupo pueden desarrollarse en cañerías, depositando hierro y manganeso y reduciendo la tasa de flujo a través del sistema.

Leptothrix se distingue de Sphaerotilus por la capacidad de formar óxidos de manganeso.

Los estudios de Adam y Ghiorse (1985) indican que la oxidación del manganeso por Leptothrix discophora ocurre extracelularmente y aparentemente no produce energía que beneficie a la célula; el Mn +2 inhibe el crecimiento de esta bacteria sugiriendo entonces un proceso de detoxificación mas que de producción de energía.

Considerando aspectos ecológicos y no taxonómicos, este grupo probablemente incluye Clonothrix spp, Crenothrix, spp y Toxothrix spp así como otras formas filamentosas que se han descriptos en aguas dulces y aguas proveniente de perforaciones.

2.5.3. Bacterias heterotróficas que precipitan hierro. (BPNM).

Este grupo heterogéneo que aparece frecuentemente en aguas subterráneas como componentes de la microflora; involucra géneros como Siderocapsa y Naumaniella no filamentosos, encapsulados que producen mucílagos.

Pero otros géneros también pueden acumular hierro o causar su precipitación. Clark y Scott (1967), utilizando medios de cultivo en base a citrato férrico amoniacal identificaron géneros como Enterobacter, Serratia, Escherichia y Bacillus.

Mac Rae y Edwards (1972) describen adsorción de hierro por varios géneros de Pseudomona, Corynebacterium y Escherichia.

Todos estos géneros están asociados con aguas de dudosa calidad, desde el punto de vista higiénico y se encuentran asociadas, en poblaciones mixtas, con las bacterias filamentosas y pedunculadas ya descriptas.

2.6. Factores que influyen en el crecimiento de las bacterias relacionadas al hierro.

La variedad de problemas que ocasionan los diversos grupos de bacterias relacionadas al hierro en sistemas de captación y conducción de aguas subterráneas, han Ilevado a diferentes autores a tratar de establecer los factores, tanto químicos como físicos, que controlan el crecimiento de estos grupos bacterianos. Sólo se comentarán algunos de los mas señalados en la literatura disponible.

2.6.1. Hierro.

Evidentemente la existencia de hierro en el agua condiciona el crecimiento de estas bacterias. Wolfe (1960) aisló una cepa de Clonothrix que crecía en aguas libres de Mn y que contenía sólo 0,02 mg/l de hierro.

Hasselbarth y Ludemann (1972) en su revisión de las BPOM encontraron que en condiciones estáticas de cultivo, éste fue posible entre 1,6 y 12 mg/l de hierro y fue detenido a 14 mg/l. En sistemas donde el agua fluye, como agua bombeada de un pozo, la actividad de estas bacterias puede esperarse a concentraciones de hierro de 0,2 - 0,5 mg/l debido al flujo continuo de este elemento.

Trabajos mas modernos, Cullimore (1986), sostienen que el rango de concentraciones críticas para la existencia de bacterias del hierro es de 0,1 a 10 mg Fe/l; esto es considerado como hierro total que puede estar bajo la forma reducida, ferroso, u oxidada, férrico.

2.6.2 Manganeso.

Este elemento puede cumplir el mismo papel que el hierro en el metabolismo de estos grupos bacterianos.

En estudios a campo, generalmente se comprueba que muy bajas concentraciones como 0,5 mg Mn/l pueden conducir a una aceleración de la presencia de estas bacterias en perforaciones.

2.6.3 pH.

La mayoría de las bacterias relacionadas al hierro desarrollan bien en rangos de pH de 6,5 a 9 no obstante que los valores óptimos son de 7,8 a 8,6.

Es interesante destacar que bajo condiciones alcalinas (7,5-9) los iones ferrosos y manganosos tienden a oxidarse rápidamente mediante procesos físico - químicos normales.

2.6.4. Oxígeno.

La totalidad de las bacterias del hierro son aerobias o microaerófilas y se han encontrado en perforaciones con menos de 5 mgO2/l; no obstante, el crecimiento puede cesar bajo condiciones de saturación de oxígeno.

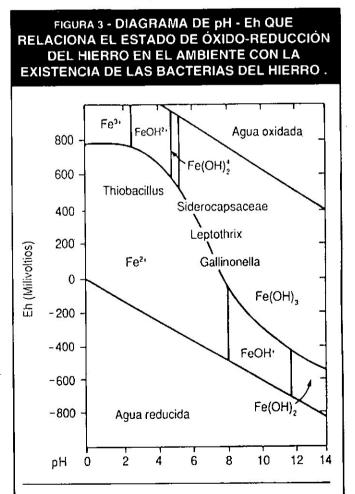
2.6.5 Temperatura.

No hay estudios específicos sobre la influencia de la temperatura en el crecimiento de bacterias del hierro aisladas de perforaciones. Según Cullimore y col. los estudios realizados sobre desarrollo de estas bacterias en perforaciones de Saskatchewan sugerirían que todas las cepas son psicrófilos obligados o facultativos debido a que la temperatura del agua varía entre 3-14 °C. No obstante, otros estudios realizados en un pozo de una refinería en Regina mostraron que una elevación de 5,5-5,8 °C en la temperatura del agua promovió un fuerte incremento en el número de bacterias del hierro, que declinó al restablecerse la temperatura a los valores iniciales.

Para aguas con rangos de temperaturas de 15 a 40 °C existe una variedad de microflora mesófila que podría actuar, considerando que existen otras condiciones físico - químicas adecuadas.

2.6.6 Carbono.

La mayoría de las aguas de perforaciones contienen suficiente cantidad de dióxido de carbono y carbonatos como para satisfacer los requerimientos de Gallionella que, como se dijo, es quimioautotrófica. Los otros géneros que requieren carbono orgánico pueden verse limitados al no disponer de estos compuestos tanto cuali como cuantitativamente. No obstante, pozos mal construidos, sin protec-



Tomado de: Smith, S.A. and Tuovinen, 0.4. 1985. Environmental analisys of Iron-precipitating bacteria in Groundwater and wells. Groundwrater Monitoring Review. (Vol 5. № 4.pp. 45-52)

ción en la parte superior, pueden permitir el ingreso de materia orgánica; otra vía de ingreso puede ser mediante reparaciones del pozo que no conllevan prácticas de desinfección posteriores a las tareas de mantenimiento.

2.6.7 Potencial redox.

La precipitación y acumulación de hierro no está limitado exclusivamente a la actividad de los grupos bacterianos relacionados.

La precipitación de hierro disuelto o suspendido en el agua puede estar acompañado por cambios químicos que ocurren naturalmente. Una variable importante en la solubilidad del hierro en aguas naturales es el potencial de óxido-reducción o potencial redox (Eh). Este término es usado indistintamente en la literatura sobre hidroquímica para representar las condiciones oxidantes o reductoras en la solución.

Eh: simplificando se puede definir como la medida de un voltaje resultante del flujo de electrones en la solución y está influenciado por la temperatura del agua y la concentración de iones cargados eléctricamente.

Valores positivos de Eh representan condiciones oxidantes en la solución y valores negativos denotan condiciones reductoras de la misma.

En la figura del diagrama Eh-pH se representa las zonas donde el hierro se encuentra bajo las formas solubles o insolubles.

Siderocapsaceae, Leptothrix y Gallionella prosperan mejor en la zona de pH neutros, generalmente mas hacia los límites de Eh y pH que indican la formación de precipitados de Fe (III), como resultado de su actividad metabólica. Gallionella está asociada a mas bajos valores de Eh con respecto a las bacterias señaladas.

Observando el diagrama puede concluirse que cuando los valores de Eh y pH de una solución son bajos, la solubilidad del hierro es alta. Inversamente, a altos valores de Eh y pH la solubilidad del hierro es menor.

2.7 Síntomas típicos de la existencia de bacterias relacionadas al hierro.

Sintéticamente se pueden describir algunos síntomas inequívocos de la presencia y actividad de estos grupos bacterianos tanto en perforaciones como en sistemas de almacenamiento y distribución de aguas.

* El agua presenta colores ocres, rojizos y amarillentos.

* Reducción en las tasas de flujo a través del sistema causado por revestimientos de estas bacterias y sus productos- metabólicos en el interior de cañerías o acueductos.

*Desarrollo de espesos y gruesos revestimientos de color ocre, rojizo o parduzcos, en las paredes internas de cisternas, tanques u otros reservorios de agua. A veces se desprenden en forma de manchas plumosas en el agua o acúmulos gelatinosos de crecimientos filamentosos rojos o parduzcos.

- * Taponamiento rápido en filtros de perforaciones.
- * Tuberculización en cañerías y bombas de impulsión con corrosión localizada bajo depósito.

3. BACTERIAS REDUCTORAS DE SULFATOS

Las bacterias reductoras de sulfatos (BRS), constituyen un grupo taxonómicamente muy diversificado aunque con estrechas relaciones fisiológicas y ecológicas.

Las primeras descripciones fueron hechas por el microbiólogo holandés N.M. Beijerinck en 1895; los primeros estudios sobre cultivos de estas bacterias fueron realizados por A.van Delden en 1903 quien las denominó Spirillum desulfuricans, llamadas después Desulfovibrio.

En 1930, E.K.Baars publica un estudio más detallado sobre diferentes cultivos de BRS, mas recientemente, en la década del 40, comienzan los fecundos trabajos de J.R.Postgate en la Universidad de Sussex, Inglaterra.

A mediados de los años 70 nuevos géneros y especies de BRS son descriptos por F.Widdel y N.P.Pfennig en la Universidad de Konstanz, en Alemania, describiendo la utilización de nuevas fuentes de carbono, posibles de ser utilizadas por estas bacterias.

También hay que recordar los primeros trabajos de R.L.Starkev de la Universidad de Rutgers en USA, los realizados por D.D.Mara y D.J.Williams de la Universidad de Dundee en Escocia, referidos a los diferentes medios de cultivo usados para aislamiento y enumeración. Sólo se ha señalado una pequeña porción de la cuantiosa bibliografía existente sobre este grupo bacteriano. No obstante de que muchos microorganismos, especialmente bacterias, están involucrados en los fenómenos de corrosión asistida biológicamente, las BRS aparecen como las principales responsables y pueden encontrarse presentes por lo menos en el 50% de los casos descriptos en la bibliografía. Debido a la amplia distribución que tienen las BRS en los ambientes acuáticos y terrestres, es fácil deducir que actúan sobre una gran variedad de ambientes naturales y otros creados por el hombre. Así, a modo de estrecha síntesis, se puede citar su participación en el deterioro de metales empleados en equipos y estructuras en la industria petrolera, en sistemas de aguas de enfriamiento, en sistemas de captación y distribución de aguas subterráneas, en cañerías de concreto utilizadas para evacuación de líquidos cloacales, en cañerías enterradas usadas para transportar petróleo, gas o agua, en fábricas de papel, etc.

Las pérdidas económicas globales debidas a su actividad son importantes y cobran real dimensión cuando se evalúan sus efectos con respecto a la interferencia en

procesos de transferencia de calor, consumo de combustible y fallas en equipos y cañerías por corrosión.

3.1. Características morfológicas y fisiológicas

Observadas al microscopio, las BRS presentan distintas formas: curvadas (en forma de medialuna) o sigmoideas, bastones rectos, ovales (forma de "limón"), esféricas, filamentosas, etc.

Su tamaño celular oscila en 0,5-2 micrones de diámetro y su longitud de 1 a 5 micrones; en géneros como Desulfonema se alcanzan dimensiones celulares mayores.

Muchas BRS son actualmente móviles debido a que poseen flagelos. No obstante, existen cepas inmóviles y otras que muestran un movimiento deslizante. Respecto a la coloración de Gram, la mayoría son Gram negativas, excepto algunas especies de Desulfonema y cultivos muy jóvenes de Desulfotomaculum que a veces presentan una porción de células Gram positivas.

Varios tipos de BRS tienden a crecer agrupadas o en agregados celulares que se adhieren a superficies. Su distribución en la naturaleza puede esperarse en cualquier lugar donde se encuentre materia orgánica descomponible, disponibilidad de sulfatos y ausencia de oxígeno.

Los hábitat típicos son los sedimentos acuáticos en los cuales, las partículas orgánicas sedimentan y se acumulan; la existencia de BRS ha sido descripta en ambientes de aguas dulces y en aguas de elevada salinidad. No obstante, la presencia de organismos en ambientes naturales de alta salinidad, no implica un crecimiento óptimo bajo estas condiciones; de acuerdo a Zo Bell (1950) aún no se han encontrado BRS con crecimiento óptimo a salinidades del 15-30%.

Sólo Desulfovibrio salexígenes y D. desulfuricans var. aestuarii son absolutamente dependientes de la presencia de cloruro de sodio en el medio de cultivo.

Las especies de agua dulce pueden ser inhibidas con mas de 20-30g de CINa/l. En contraste muchas especies marinas son moderadamente halofílicas y no desarrollan en aguas dulces porque requieren 10-30g CINa/l.

Las BRS halotolerantes pueden crecer tanto en aguas dulces como en aguas de mar; en términos generales se puede decir que la actividad de las BRS declina abruptamente si la concentración de ClNa excede 50-100g/l.

Una característica común a las BRS es que son

TABLA 3 - CARACTERISTICAS MORFOLOGICAS Y FISIOLOGICAS DE LAS BACTERIAS REDUCTORAS
DE SULFATOS (BRS) MAS REPRESENTATIVAS

Oxidación Ind		Temperatura Optima de Crecimiento (°C)	H₂	Acetato	Acidos Grasos	Lactate	o Otros
Desulfovibrio	•						
desulfuricans	Curvos	30	+			+	Etanol
vulgaris	Curvos	30	+			+	Etanol
gigas	Curvos	30	+			+	Etanol
salexigens	Curvos	30	+			+	Etanol
sapovorans	Curvos	30		N2 2	C ₄ hasta C ₁₈	+	
thermophilus	Bacilar	70	+			+	Metanol
Desulfotomad	culum						
orientis	Bacilar	30 a 35	+			+	Metanol
ruminis	Bacilar	37	+			+	
nigrificans	Bacilar	55	+	14.4		+	
Desulfobulbu	ıs						
propionicus	oval	30 a 38	+		C³	+	Etanol
Oxidación Co Desulfobacte postgatei	CONTRACTOR DE LE CONTRA	30		+			
Desulfovibrio	•						
baarsii	curvos	30 a 38		(+)	C ₃ hasta C ₁₈	. .	
Desulftotoma	culum	8 5 25		, ,	3 18		
acetoxidans <i>Desulfococc</i> u	bacilar JS	35	- =	+	C_4 , C_5	n= =	Etanol .
multivorans	esférica	35		(+)	C, hasta C,	+	Etanol, benzoate
niacini	esférica	30	+	(+)	C ₃ hasta C ₁₄	= =	Etanol, nicotinate glutarato
Desulfosarcii	na						
variabilis ci Desulfobacteri	élulas en paquete ium	s 30	+	(+)	C ₃ hasta C ₁₄	+	Etanol, benzoato
phenolicum	oval	30		(+)	C_4		Fenol, p-cresol penzoato, glutara
Desulfonema							

Símbolos: + = utilizado (+)= lentamente utilizado - - = no utilizado

Tomado de: Hamilton, N. A. 1985. Sulphate - reducing bacteria and anaerobic corrosion Amm. Rev. Microbiol. 39: 195-217

anaerobios obligados, pero a pesar del efecto inhibitorio del oxígeno estas bacterias están a veces activas en sedimentos acuáticos aerobios pues pueden prosperar en micronichos anaeróbicos existentes en estos sedimentos.

La formación y existencia de estos micronichos pueden explicarse porque los procesos respiratorios de la microflora aerobia consumen la totalidad del oxígeno disponible y porque el SH2 producido por las BRS es un agente reductor que reacciona con el oxígeno a temperatura normal. De esta manera, una vez establecidas, las colonias de BRS pueden protegerse del oxígeno por si mismas; no obstante, en un ambiente homogéneamente aereado las BRS se tornan inactivas pero pueden sobrevivir en aguas que contengan 5 mg/l de oxígeno disuelto, muchas horas y aún días, aunque no multiplicarse. Cuando encuentran nuevamente condiciones anaeróbicas, estas células recuperan su actividad.

Las BRS del género Desulfotomaculum forman esporos semejantes a las especies de Clostridium, también anaeróbicos. Estos esporos son resistentes no sólo al oxígeno, sino también al calor (80°C) y a la desecación, por lo que pueden encontrarse aún en suelos secos.

Cuando se restablecen las condiciones favorables para su crecimiento y multiplicación estos esporos derivan en las formas vegetativas de las que provienen.

Con respecto al pH, las BRS prefieren valores cercanos a la neutralidad; en el laboratorio puede observarse que son activas en un rango de pH de 5,5 a 8,5. En ambientes con pH fuera de estos valores, las BRS probablemente ocupen micronichos en los cuales las condiciones se acercan a la neutralidad.

Otra característica común de este grupo es reducir los sulfatos a sulfuro de hidrógeno como producto metabólico final.

Estos productos metabólicos constituyen sistemas buffers (SH-/SH2 y CO3H-/CO2) que pueden proteger las células de valores de pH extremos.

La mayoría de las BRS son mesófilas, por lo que la temperatura óptima es de 20 a 40°C pero algunas han sido descriptas como termófilas, Desulfotomaculum nigrificans puede crecer a temperaturas de 65 a 70°C; Desulfovibrio termophilus puede hacerlo de 80 a 85°C.

3.2. Características nutricionales

La descomposición de la materia orgánica en la naturaleza se realiza a través de la cadena alimentaria por

medio de organismos aerobios como animales, hongos y bacterias.

Bioquímicamente la respiración es el transporte del poder reductor de nutrientes orgánicos que van a ser oxidados al oxígeno que va a ser reducido.

Estas oxidaciones biológicas liberan la energía que ha sido almacenada en la materia orgánica mediante la acción fotosintética de los vegetales y las algas azulverdosas.

La energía liberada de los nutrientes es utilizada por los organismos para mantenimiento de sus estructuras y para síntesis de sus propios materiales celulares que le permiten multiplicarse; de esta manera cada sustrato orgánico utilizado por un organismo respiratorio es parcialmente descompuesto para obtener de esta forma energía y convertirlo en nuevo material celular por el otro.

Estas reacciones de los organismos vivientes que son funcionalmente distintas, son reconocidas como catabolismo o desasimilación (metabolismo energético) y anabolismo o asimilación (síntesis celular). La biomasa inicialmente sintetizada por los organismos fotosintéticos es degradada más y más conforme a su paso por las distintas etapas de la cadena alimentaria y las oxidaciones biológicas a las que va siendo sujeta.

El resultado final es la mineralización de la materia orgánica (una reoxidación) que conduce a la formación de CO2, H2O y otros minerales; estos productos finales son nuevamente usados por los organismos fotosintéticos para producir y sintetizar nueva materia orgánica, iniciándose así el ciclo de la materia en la naturaleza.

Esta reoxidación total de la materia orgánica sólo es posible en presencia de oxígeno; en ausencia de éste la descomposición biológica puede llevarse a cabo por bacterias fermentativas que son designadas generalmente como bacterias anaerobias. La mayoría de las bacterias fermentativas son anaeróbicas estrictas y se inactivan en presencia de oxígeno.

Debido a que el oxígeno no es utilizado por las bacterias fermentativas como aceptor final de electrones (oxidante), la materia orgánica usada por estas bacterias anaeróbicas es convertida, en parte, a CO2; otra porción es necesariamente transformada en productos reducidos como ácidos grasos, H2 y alcoholes. En muchos ambientes naturales anaeróbicos, los productos de fermentación más habituales que se pueden encontrar junto al CO2 son H2, acetato, propionato y butirato.

Si bajo estas condiciones anaeróbicas, los sulfatos están presentes, estos productos finales de los procesos fermentativos son usados por las BRS; éstas utilizan como aceptor de electrones al sulfato (en vez del oxígeno) razón por la cual el compuesto reducido aparte de la degradación de la sustancia orgánica, es el SH2.

Al igual que la mayoría de las bacterias fermentativas las BRS son anaerobias obligadas y se inactivan con O2, pero están más restringidas en sus posibilidades de utilizar compuestos orgánicos. Por ejemplo, las bacterias fermentativas pueden usar polímeros como la celulosa o directamente proteínas; en cambio las BRS sólo utilizan como sustratos orgánicos, compuestos de bajo peso molecular como son los productos de fermentación señalados anteriormente.

Por lo tanto, en la naturaleza, las BRS dependen de las bacterias que rompen y degradan fermentativamente las moléculas orgánicas complejas (celulosa, almidón, proteínas, etc) para transformarlas en compuestos de bajo peso molecular, que sí son utilizados por las BRS.

Nutricionalmente, las BRS pueden dividirse en dos grupos principales:

-Las que llevan a cabo una oxidación incompleta de los sustratos orgánicos con formación de acetato como producto final.

-Las que oxidan completamente los sustratos orgánicos, incluyendo el acetato, con O2 como producto final.

La mayoría de las del primer grupo en condiciones óptimas pueden prosperar duplicando su población en tiempos de generación cercano a las tres horas. Las mejor estudiadas son las pertenecientes al género Desulfovibrio que pueden aislarse con relativa facilidad de la mayoría de los ambientes acuáticos; la mayoría de ellas utiliza como sustrato al lactato a quien oxida a acetato y CO2. Muchas especies de Desulfovibrio pueden utilizar también el H2 como aceptor de electrones y con sulfato como fuente de energía.

Algunas especies de Desulfobulbus oxidan propionato a acetato; la mayoría del género Desulfotomaculum, formadoras de esporas, son nutricionalmente semejantes a las especies mas comunes de Desulfovibrio.

El otro grupo, las BRS que oxidan completamente los sustratos orgánicos, crecen mas lentamente, con tiempos de generación alrededor de 15 horas. Para algunas especies de Desulfobacter, por ejemplo, el sustrato preferido es el acetato, otros como Desulfococcus y Desulfosarcina son

nutricionalmente mas versátiles y pueden oxidar propionato, ácidos grasos superiores, ácidos dicarboxílicos, lactatos, alcoholes, etc. Un esquema de las principales características nutritivas puede verse en la tabla adjunta.

En la naturaleza, las BRS que oxidan completamente los sustratos orgánicos, sobre todo las especies de Desulfobacter, pueden cooperar con las BRS que oxidan incompletamente usando el acetato producido por estas últimas. Establecer el sustrato adecuado tiene una significativa aplicación práctica ya que la mayoría de los medios de cultivo empleados actualmente para recuperar las BRS de los diferentes ambientes en donde viven, están basados en lactato como fuente de carbono y esto puede conducir a resultados negativos erróneos.

4. ADHERENCIA BACTERIANA A SUPERFICIES

Existe la concepción popular de que los microorganismos se encuentran dispersos en el agua, pero las observaciones microscópicas directas revelan que la mayoría de ellos se desarrollan incluidos dentro de películas biológicas adheridas a superficies.

Para comprender mejor los fenómenos que se describen mas adelante, se puede dividir funcionalmente a las bacterias de la siguiente manera:

*sésiles: aquellas que están dentro de una película biológica y adheridas a una superficie sólida, generalmente inmóvil.

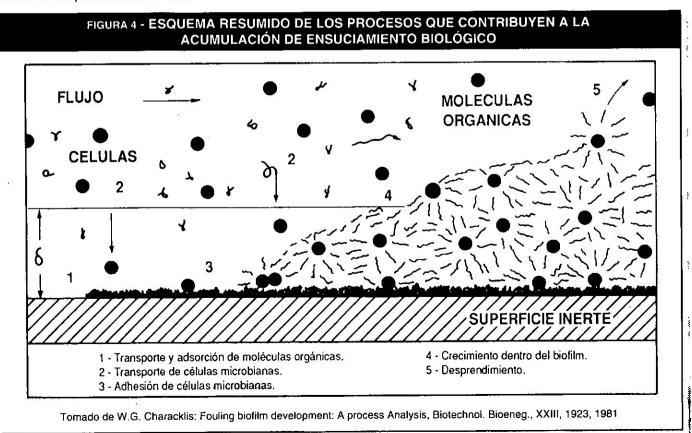
*planctónicas: las que integran una comunidad dispersa en la fase acuosa que se desarrolla libremente suspendida en el aqua, trasladándose según la corriente.

Las bacterias sésiles o adheridas difieren profundamente de las planctónicas o flotantes aún encontrándose en el mismo ecosistema, y se diferencian aún mas de las células bacterianas que se desarrollan en cultivos puros de laboratorio.

Estas diferencias incluyen tasas de crecimiento, estructura y composición de la pared celular, actividades enzimáticas, sensibilidad a los agentes antibacteriaños (antibióticos, biocidas, tensioactivos, anticuerpos, fagocitos, etc.).

El daño causado por la actividad de estos verdaderos "consorcios bacterianos" que se encuentran habitando las películas biológicas, tiene implicancias en el campo de la salud (caries dentales, infecciones urinarias) y en la industria.

En plantas industriales los problemas bacterianos se manifiestan principalmente en los sistemas de refrigeración abiertos, es decir, en aquellos donde el agua es refrigerada mediante una torre de enfriamiento. El bioensuciamiento afecta los intercambiadores de calor disminuyendo su eficiencia, con fenómenos de corrosión localizada bajo depósito en tuberías y equipos, acortando así la vida útil de los mismos.



En el caso de la industria petrolera la actividad bacteriana ocasiona numerosos problemas en acueductos, tanques y otros equipos además de pérdida de inyectividad en la formación.

Taponamiento, corrosión, tuberculización en cañerías y tanques e incremento de sulfuros debido a la actividad de las BRS son solo algunos de los problemas más comunes.

En plantas de gas, refinerías y petroquímicas la actividad bacteriana puede causar pérdida en la transferencia de calor por afectar los intercambiadores de calor y los condensadores.

4.1. Mecanismos de adherencia

Considerando la adherencia en términos numéricos, la mayoría de las bacterias viven adheridas a superficies, mas que suspendidas o dispersas en la fase acuosa.

El primero en observar este fenómeno fue C.E. Zo Bell (1946), quien constató que los recuentos bacterianos fueron mas altos en una muestra de agua de mar contenida en una botella de vidrio que en la muestra de agua original. Observó además que existía una relación superficie/volumen y que el incremento en los recuentos se interpreta como el resultado de una concentración de nutrientes en la interfase agua/vidrio.

El estudio de estos complejos procesos de adherencia bacteriana a superficies ha convocado en los últimos años el esfuerzo de ecólogos microbianos, fisiólogos, biofísicos, etc.

Los mecanismos de adherencia difieren ya que dependen de la composición de las especies bacterianas y de las características particulares de la superficie.

4.2. Etapas que definen la colonización bacteriana

Una superficie sumergida en aguas naturales, comienza a cubrirse de una película biológica; Characklis y Cooksey (1983), describen varias etapas que definen los procesos de ensuciamiento biológico.

La película biológica podría definirse como una estructura dentro de la cual las células están dispersas y la mayoría del carbono orgánico está retenido como sustancia polimérica extracelular, la que actúa como un revestimiento protector y como una potencial reserva de nutrientes para las bacterias que allí habitan (Cullimore, 1986).

1)Después de la inmersión, compuestos orgánicos solubles son absorbidos en la superficie sólida formando una "película condicionante", que facilita la posterior adherencia de las células microbianas. Esta película puede alterar la carga superficial, ángulo de contacto y otras propiedades de la superficie.

2)El arribo, adherencia y reproducción de las células bacterianas que aumenta la cantidad de las mismas, resulta en un incremento de material orgánico y metabolitos asociados a esas células. Muchas de estas células colonizantes probablemente puedan ser transportadas a la superficie por partículas suspendidas.

Estos procesos ocurren en una capa límite, de flujo laminar, llamada capa delta.

3) Cuando la acumulación de material producido por el transporte, adherencia y desarrollo bacteriano supera el límite de la capa delta, comienza el desprendimiento de alguna parte de esta película biológica por efecto del flujo líquido y se libera a la fase planctónica, separándose de la biopelícula.

Estos desprendimientos pueden ser localmente reasimilados por películas biológicas que se encuentren "aguas abajo" o permanecer en la fase planctónica reduciendo la calidad del agua.

El contenido microbiano de una biopelícula madura puede representar solo el 10% o menos de su peso seco (Hamilton, 1985).

Dentro de la biopelícula existe una constante competencia entre los organismos que la componen; puede existir una reducción cualitativa de los componentes cuando algunas cepas se tornan mas eficientes que otras competidores y, por lo tanto, ganan en dominancia. En una película joven pueden encontrarse de 25 a 30 cepas bacterianas diferentes, reduciéndose a 5 cepas o menos durante el proceso de maduración.

Este proceso de maduración lleva también a una estratificación de la biopelícula, cuyas capas exteriores están mas expuestas al oxígeno y las capas internas revisten condiciones anaeróbicas. Estas últimas, en contacto con la superficie inerte, generan procesos de corrosión por formación de sulfuro de hidrógeno y/o ácidos orgánicos (Iverson, 1974).

La velocidad a la cual se produce la maduración y conformación de estas biopelículas están reguladas por diferentes condiciones ambientales.

La resultante de la formación de biopelículas sobre la superficie de los componentes de un sistema de captación y conducción de agua se denomina ensuciamiento biológico o bioensuciamiento; se puede definir como el deterioro resultante de la actividad biológica; por ejemplo, la producción de gruesas biopelículas que conducen a la formación de microincrustaciones en la superficie metálica, con fenómenos de corrosión asociados.

4.3. Factores que afectan el bioensuciamiento

Los factores que pueden influenciar la formación de biopelículas y por consiguiente el desarrollo del bioensuciamiento son varios pero, evidentemente, incluyen la presencia de los microorganismos.

Estos microorganismos, en conjunción con una serie de características físico-químicas, actuarían como elementos desencadenantes en la evolución e instalación de estos procesos en sistemas de captación y conducción de agua.

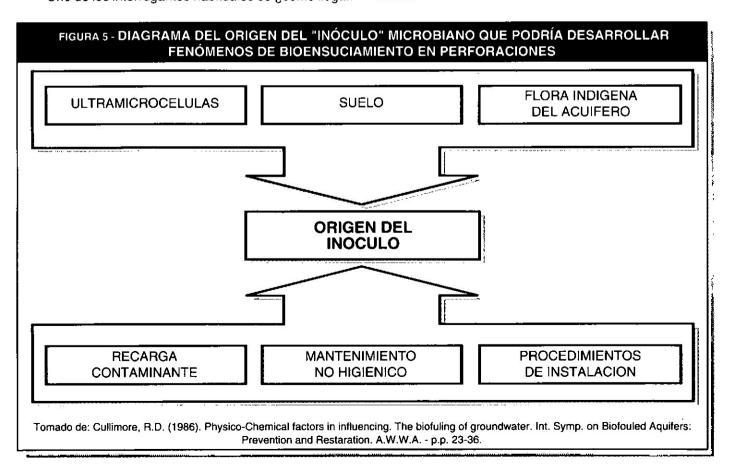
Uno de los interrogantes habituales es ¿cómo llegan

estos microorganismos a la interfase perforación/acuífero?

El origen de este inóculo primario puede ser a partir de tres fuentes potenciales; dentro del propio sistema de agua subterránea se encontraría una flora indígena contaminando el sistema por el propio acuífero o por intermedio de la recarga a través del suelo. La contaminación por medio del suelo podría ingresar directamente por el encamisado de la perforación o a partir de áreas de recarga mas distantes.

Estudios recientes han demostrado que bajo severas condiciones de estrés ambiental, muchas células bacterianas se tornan muy pequeñas (0,1 a 0,3 micrones de diámetro) debido a la eliminación de agua y material celular como respuesta a esas condiciones desfavorables; entran en un estado de letargo metabólico, no pueden adherirse, pero son capaces de moverse a considerables distancias a través del agua subterránea.

Una vez que las condiciones de vida se vuelven favorables, estas ultramicrocélulas se desarrollan nuevamente.



Otra fuente que puede originar el inóculo bacteriano inicial para que se establezcan biopelículas y se manifiesten fenómenos de bioensuciamiento, puede ser la infección producida en la perforación por malas prácticas de construcción e instalación de la misma, por tareas de mantenimiento poco higiénicas, equipos contaminados, etc.

El uso de lodos de perforación que no han sido desinfectados, materiales de relleno ricos en nutrientes, y equipos de perforación pueden ser fuentes potenciales y, además, posibilitar el traslado del problema de un área geográfica a otra. En los problemas detectados en la línea sur de la Pcia de Río Negro pareceria que esto último incidió decisivamente para la dispersión de los problemas de bioensuciamiento en la zona. Por esta razón los equipos deberían ser desinfectados usando vapor de agua a presión o lavados con aqua clorinada.

La Agencia de Protección del Medioambiente (EPA) de USA establece, por ejemplo, que la grava a ser instalada en una perforación deberá ser lavada con agua clorinada de acuerdo al Manual of Well Construction Practices (NWWA Well Standards Committee 1975) y ANSI/AWWA Standard C654-87.

4.4. Factores nutricionales que influyen sobre el bioensuciamiento

Carbono, nitrógeno, fósforo y azufre, son los principales nutrientes que los microorganismos necesitan para crecer.

El carbono puede ser utilizado como dióxido de carbono, que está normalmente presente en las aguas subterráneas, o como carbono orgánico.

La fuente de carbono orgánico son los productos de descomposición animal o vegetal en el suelo y están representados por ácidos orgánicos.

El nitrógeno puede ser obtenido del amonio, nitrito o nitrato; muchos microorganismos aerobios son capaces de utilizar el nitrato para respirar, como una alternativa del oxígeno; así, esta característica de algunos microorganismos, puede llevar a la formación de bioensuciamiento en ambientes carentes de oxígeno. Por lo tanto, en aguas con altas concentraciones de nitratos, existe un alto riesgo de bioensuciamiento.

Los sulfatos también son relativamente abundantes en aguas subterráneas.

El fósforo es aprovechado por las bacterias bajo la

forma de fosfatos, que es menos común en aguas subterráneas, por lo tanto, puede ser un nutriente limitante en algunos casos.

El hierro y manganeso, contribuyen a estimular el bioensuciamiento, pero éste puede ocurrir aún a bajos niveles de estos elementos.

En el caso del hierro, Cullimore (1986) observó que el rango de concentraciones de 0,1 a 10 mg Fe/l, como hierro total, puede ser crítico para la existencia de ensuciamiento bacteriano. A niveles de hierro menores, el bioensuciamiento por hierro está ligado al flujo del agua debido a que se genera un aporte continuo y también a la asimilación por parte de la biopelícula.

Estudios del mismo autor revelan que el manganeso estimula el crecimiento bacteriano, aún a concentraciones tan bajas como 0,5 mg Mn/l.

El oxígeno es también un importante factor para el desarrollo del bioensuciamiento en perforaciones. Se conoce poco respecto a las concentraciones críticas que podrían sustentar la actividad microbiana aerobia, pero la literatura sugiere que para iniciar el crecimiento de bacterias aerobias estos valores pueden oscilar de 20 a 200 microg. O2/I con un crecimiento microbiano aerobio máximo para cuando los valores en la fase de agua libre alcanzan los 3 mg O2/I.

No obstante, Mansuy (1986) demostró que un régimen anaerobio puede producir aproximadamente el 18% de la tasa de taponamiento cuando se lo compara con un sistema modelo altamente aereado.

4.5. Otros factores que influyen en el bioensuciamiento

La forma en la cual el agua fluye dentro de una perforación afecta la dinámica del bioensuciamiento debido a que es necesario para transportar los nutrientes a la biopelícula. La presencia de un flujo continuo podría cambiar la naturaleza de la biopelícula comprimiendo la misma. Una perforación bombeada intermitentemente o una perforación pasiva pueden permitir una expansión de la biopelícula y permitirle, de esta forma, asimilar una mayor cantidad de nutrientes.

En los estudios de Cullimore y colaboradores en Saskatchewan, Canadá, se observó que los procesos de bioensuciamiento más severos ocurrían en perforaciones estáticas; en estos casos la asimilación de nutrientes podría deberse a su difusión directa y por la falta de un flujo

de agua activo posiblemente el bioensuciamiento alcance los espacios intersticiales del acuífero. Puede deducirse que diferentes regímenes de bombeo puede ser un factor crítico para la evolución del bioensuciamiento.

4.6. Consecuencia de la formación de bioensuciamiento en la red de distribución

Una vez colonizada la superficie de las cañerías por el ingreso de microorganismos a la misma, éstos comienzan a desarrollar su actividad la cual producirá una disminución del diámetro interno, la formación de tubérculos y procesos de corrosión localizada bajo depósito permitiendo así fugas del sistema. El ingreso de estos microorganismos puede deberse a varias razones:

- * Pueden ingresar por la fuente de agua, sea ésta superficial o subterránea, debido a malas prácticas de tratamiento o desinfección o también como resultado, en estas últimas, de un proceso biológico no percibido a tiempo. Cabe recordar que los análisis para el control bacteriológico sanitario no detectan los grupos bacterianos responsables de estos fenómenos los que, a su yez son más resistentes a los desinfectantes.
- * Las fugas suelen ser frecuentes y son un factor de contaminación; no la fuga como tal pues la presión de la cañería impide el ingreso a la red sino especialmente en el momento de su reparación pues se crea una depresión que succiona el material externo a la cañería.
- * Lo mismo puede decirse para toda reparación de una rotura en un extremo de cañería o defectos en el ajuste de juntas, compuertas o empalmes.
- *Otra fuente de ingreso de la contaminación bacteriana puede ser el mal acondicionamiento de depósitos o reservorios.

Salvo circunstancias muy especiales o accidentales, estos ingresos contaminantes son relativamente habituales y, por regla general no afectan la potabilidad del agua debido a la desinfección de la misma; no obstante, pueden contribuir a desencadenar fenómenos de bioensuciamiento.

La acumulación de impurezas, sedimentación y deposición se observa generalmente en aquellos puntos de la red donde existen condiciones de estancamiento, extremos ciegos de cañerías, juntas terminales, sifones, "bypass", etc. y aquí se observan niveles de cloro residuales disponibles más bajos o nulos lo que favorece también el bioensuciamiento.

Establecida la biopelícula, cuya evolución provocará el proceso de bioensuciamiento, ocasionará las siguientes dificultades:

- * Al disminuir el diámetro interno de la cañería, aumentará el gasto de energía requerido para el bombeo debido al aumento de la resistencia friccional al fluido.
- * La formación de tubérculos en el interior de la cañería, favorecerá la corrosión localizada debajo de los mismos contribuyendo a la aparición de fugas, desmejorando la calidad del agua y aumentando el gasto de desinfección.
- * Algunos de los componentes de la biopelícula, como los polímeros extracelulares, son materiales orgánicos y otros, como los óxidos de hierro y manganeso con diferente grado de hidratación son inorgánicos; estos materiales son consumidores de cloro u ozono atentando así contra la eficiencia de la acción bactericida de estos compuestos.

*La biopelícula puede alojar microorganismos patógenos y ofrecer una barrera que los protege de los agentes desinfectantes. Se han encontrado varios tipos de bacterias coliformes y pseudomonas que son precipitantes del hierro y también Escherichia, Clostridium, Klepsiella, Pseudomonas y Serratia que participan en la reducción del hierro. Este mecanismo de consorcios simbióticos de bacterias es propio del ambiente acuático y probablemente contribuya a la supervivencia de agentes patógenos en los sistemas de distribución de agua.

- * La rotura de los tubérculos que contienen bacterias, pueden liberar cantidades considerables de las mismas, dispersando la biopelícula por desprendimiento de ésta y aportando también metales al sistema.
- * Otra consecuencia secundaria del bioensuciamiento es la reacción del cloro con las partículas de materia orgánica desprendidas para formar trihalometanos. Esto puede suceder cuando se trata regularmente a los pozos con cloro o con la cloración en la red de distribución; debe recordarse que los trihalometanos tienen, potencialmente propiedades carcinogénicas y de no tenerse en cuenta el componente biológico del agua subterránea, se puede contribuir involuntariamente a la formación de estos compuestos indeseables.

Por estas razones deberían inspeccionarse cada vez más los pozos y la red de distribución ya que los procesos de bioensuciamiento no sólo contribuyen a aumentar los gastos de mantenimiento o de energía sino que afectan directamente la calidad del agua para consumo.

5. CORROSION MICROBIOLOGICA

Los microorganismos se encuentran ampliamente distribuidos en el ambiente natural y también en ambientes creados por el hombre; tanto unos como otros se hallan lo suficientemente contaminados como para que la actividad bacteriana se manifieste en mayor o menor medida.

Por lo tanto, un amplio espectro de problemas operacionales observados en estos sistemas creados por la ingeniería provienen de la actividad microbiana; para citar algunos podemos incluir el taponamiento de filtros en perforaciones, corrosión interna y externa en cañerías, corrosión en tanques y bombas de succión, en sistemas de enfriamiento y, en algunos casos, en reservorios de petróleo.

No obstante, hay que tener en cuenta que la corrosión inducida microbiológicamente (CIM) no involucra una nueva forma de corrosión; los procesos de fondo son de naturaleza físico - química pero se ven amplificados por la actividad de los microorganismos.

5.1. Características y mecanismos de la biocorrosión

Cuando un metal está expuesto en un ambiente aeróbico, por ejemplo, sumergido en el agua o en suelos húmedos, la reacción inicial es la disolución del metal como catión metálico, perdiendo el exceso de electrones:

Me <-> Me2++2e (reacción anódica)

Estos electrones son aceptados en un área catódica cercana y que, en soluciones neutras, ocurre como la reducción del oxígeno a iones hidroxilos:

O₂ + 2H₂O + 4e -> 4OH⁻ (reacción catódica)

La reacción total es la formación y consiguiente precipitación de productos insolubles formados por la reacción de iones ferrosos metabólicos e iones hidroxilos:

3Me⁺² + 6OH⁻ -> 3Me (OH)₂ (producto de corrosión) Este es el caso más simple de reacciones que suceden uniformemente sobre la superficie de los metales.

Los sitios anódicos son determinados tanto por la heterogeneidad de la superficie como por la ruptura casual de la película de óxido preexistente sobre el metal. Lo importante es que las reacciones anódicas y catódicas están balanceadas para preservar la neutralidad eléctrica.

En ausencia de oxígeno, la reacción catódica habitual en los procesos de corrosión es la reducción del hidrógeno del agua.

2H⁺ + 2e -> H2 2H₂O + 2e -> H₂ + 2OH⁻

Además de estas reacciones básicas hay otros factores que tienen relación con la totalidad del proceso, en particular, la microgeometría de la superficie del metal y la variación en la concentración de oxígeno del ambiente que crea células de aereación diferencial. En este caso las áreas catódicas son los lugares más oxigenados; también se producen células de concentración cuando el metal está en contacto con un ambiente en el cual las concentraciones de aniones agresivos varían de un sitio a otro.

Estos fenómenos generalmente estimulan la corrosión por picadura o corrosión localizada que es exacerbada por la actividad de diversas especies microbianas; se debe recordar que los microorganismos están ampliamente distribuidos en todos los ambientes, que son capaces de colonizar superficies, que por mutación genética se pueden adaptar a cambios ambientales y que, por lo tanto, constituyen sistemas dinámicos con capacidad de poder cambiar en el tiempo.

5.2. Corrosión aeróbica

La colonización bacteriana y la formación de biopelículas que sucede en condiciones aeróbicas, favorece la formación de células de concentración y de aereación diferencial debido al consumo de oxígeno provocado por la población microbiana o la biopelícula generada. La concentración de oxígeno bajo estas colonias es reducida y comienza la corrosión localizada; cuando las BPOM están presentes, por ejemplo Gallionella, se forman tubérculos que a su vez favorecen la acumulación de otros aniones agresivos como cloruros. Como estos microorganismos tienen la capacidad de oxidar compuestos solubles de hierro y manganeso, es común la precipitación de cloruros férricos y mangánicos.

La tuberculización es uno de los signos más característicos de bioensuciamiento y corrosión bacteriana en cañerías, caños camisa, bombas y cañerías de impulsión. Los tubérculos y sus áreas subyacentes constituyen un ambiente heterogéneo en el cual la incrustación química y biológica aparecen junto a los fenómenos de corrosión presentado interrelaciones muy complejas.

Inicialmente los tubérculos son blandos y porosos pero evolucionan con la edad a una textura más dura, con aspecto de costra y con estructuras cristalinas del hierro muy complejas (Tuovinen y col. 1980).

Las tuberculizaciones se comportan de manera semejante entonces a las biopelículas pues proveen de un ambiente adecuado a las bacterias anaeróbicas, por ejemplo a las BRS; éstas estimulan el proceso corrosivo por eliminación de un metabolito agresivo, el sulfuro de hidrógeno.

Todos los metales forman una película adherente de óxido que las protege de la corrosión; las películas biológicas dañan estas películas de óxido protectoras, alteran la permeación de oxígeno y exponen al metal a los procesos corrosivos; estos metales pueden ser aleaciones de aluminio, aceros inoxidables, aceros al carbono, cobre y sus aleaciones y posiblemente titanio.

La corrosión puede estimularse también por produc-

FIGURA 6 - PROCESOS BACTERIOLÓGICOS EN LA FORMACIÓN DE TUBÉRCULOS Ο, **FERROBACTERIAS** Fe(OH)_a Ferrobacterias SO. Sulfooxidantes s,0, Sulfato Fe* reductoras Materia Thiobacillus NO.CO orgánica 0, NH, CO CO, Heterotrolos Sulfhidrico inespecíficos oxidantes HIERRO

Tomado de J. Perramon Torrabadella y r. Pou Serra: Actividad bacteriana en el interior de redes de distribución de agua y su relación con los fenómenos de incrustación y corrosión. Doc. Invest. Hidrol., 13, 111, 1972.

tos químicos que se generan en la biopelícula y en los polímeros extracelulares generados dentro de la misma. Estos últimos son de naturaleza polisacárida lo que les permite actuar como un agente quelante de los iones metálicos. Esta concentración de iones metálicos dentro de la biopelícula crea células galvánicas que desestabilizan las condiciones electroquímicas del sistema e incrementando, por lo tanto, la corrosión.

5.3. Corrosión anaeróbica

La corrosión anaeróbica es quizás el mecanismo de corrosión más asociado a la actividad bacteriana; como ya se mencionara la capa interna de la biopelícula es un sitio o microambiente anaeróbicos y por lo tanto un hábitat adecuado para las bacterias reductoras de sulfato; estas tienen la capacidad de utilizar sulfatos (u otros compuestos reducidos del azufre) como aceptores finales de electrones y producir sulfuro de hidrógeno como producto metabólico. Hay otros microorganismos anaerobios obligados o facultativos que pueden utilizar hidrógeno y algunos son capaces de producir sulfuros a partir de sulfito o tiosulfatos.

Los mecanismos de corrosión que involucra a las BRS son muy complejos, no están del todo dilucidados y aún hoy existen controversias al respecto.

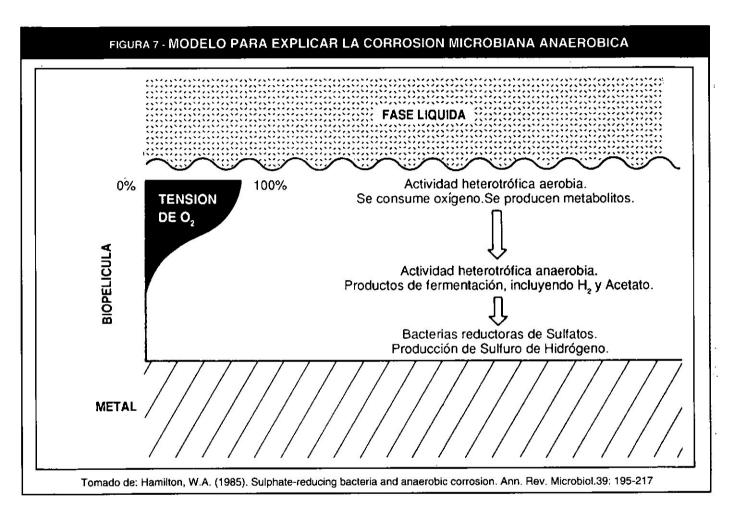
En la actualidad existen cinco hipótesis para explicar su papel en los procesos de corrosión:

- La despolarización bacteriana del cátodo.
- Corrosión por iones sulfuros.
- -Corrosión galvánica debido a la formación de películas de sulfuro de hierro.
- -Por producción de un compuesto de fósforo, corrosivo y volátil.
 - Corrosión debido a la formación de azufre elemental.

5.3.1. Teoría de la despolarización catódica

Gaines (1910) fue tal vez el primero en sugerir que las bacterias podrían ser responsables de los casos de corrosión en cañerías de hierro y acero en ambientes anaerobios como aguas contaminadas o suelos arcillosos.

Quienes identificaron positivamente a las BRS y otras como comprometidas en estos procesos fueron von Wolzogen Kürh y van der Vlugt (1934) en Holanda; ellos elaboraron su hipótesis aceptando que estos microorganismos tienen la capacidad de utilizar el hidrógeno catódico por reducción desasimilatoria de sulfato estimulando así la reacción anódica. Simultáneamente, su producto metabó-



lico que es el sulfuro, reaccionaría con los iones metálicos en solución para formar sulfuro de hierro, el cual es también un agente corrosivo.

Las principales reacciones de la clásica teoría de la despolarización catódica son las siguientes:

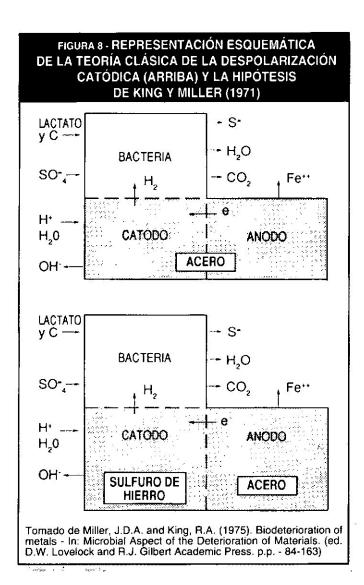
Otros mecanismos alternativos que involucran al sulfuro de hierro como agente de despolarización catódica ya han sido señalados y un esquema de ambos mecanismos puede verse en el siguiente diagrama:

King y Miller (1971) propusieron entonces que la corrosión está bajo control catódico siendo la reacción electroquímica crítica la adsorción de hidrógeno atómico por el sulfuro ferroso como producto de corrosión.

El sulfuro ferroso no es, sin embargo, un cátodo permanente y su regeneración así como el mantenimiento de una alta y sostenida tasa de corrosión, depende de la remoción del hidrógeno por la acción de la hidrogenasa bacteriana.

5.3.2. Formación de películas de sulfuro

Estos mismos autores han estudiado más ampliamente la naturaleza de las películas adherentes y protec-



toras de sulfuros que se forman en medios que contienen hierro. Siempre la película inicial de sulfuros está bajo la forma de mackinawita (FeS1-X); ésta es protectora, pero a concentraciones de hierro más altas hay una ruptura y pérdida de la película debida a la conversión a smytita (Fe3S4) y pirrotita (Fe1-XS).

De acuerdo a la especie química que esté presente, las películas de sulfuro varían en su naturaleza corrosiva. Por ejemplo, para el acero la presencia de sulfuro de hidrógeno solamente, estimula la corrosión a una tasa de 12,8 mm/año, mientras que en presencia de mackinawita, que es protectora, esta tasa se reduce a 5,3 mm/año.

Si la película de sulfuro está compuesta por roegita, que es mucho más corrosivo que los anteriores, la tasa de corrosión puede ser estimulada a valores de 120 mm/año, según se ha informado.

5.3.3. Producción de azufre elemental

En muchos casos, el azufre elemental ha sido observado en la periferia de la picadura causadas por BRS. En la práctica, se presentan alternativamente, condiciones aeróbicas y anaeróbicas; por ejemplo, en aguas subterráneas los niveles fluctuantes pueden generar estas condiciones y producirse así la formación de azufre elemental. El azufre puede promover corrosión por un mecanismo similar al de células de aereación diferencial y esto explicaría la alta tasa de corrosión del acero (400 mmd) que se han observado en presencia de azufre elemental en trabajos a campo.

El mecanismo sería el siguiente:

Fe° -> Fe⁺² + 2e reacción anódica
S° +
$$H_2O$$
 + 2e -> HS^+ + OH^- reacción catódica
Fe⁺² + HS^- -> SFe + H^+

El azufre elemental actúa como corrosivo sólo si está disuelto y su solubilidad está influenciada por la temperatura, el pH y los sulfuros.

La interfase de condiciones aeróbicas/anaeróbicas es importante en relación al crecimiento de las BRS bajo tubérculos formados por las BPOM; según los últimos estudios el oxígeno aparece como un factor importante en la conversión de los sulfuros a azufre elemental, altamente corrosivo. Esto ha sido corroborado en un número de estudios de campo en los que se ha notado que la corrosión por BRS es relativamente leve bajo condiciones estrictamente anaeróbicas, pero en presencia de concentraciones locales de oxígeno se desarrolla un intenso fenómeno corrosivo.

5.3.4. Producción de un compuesto de fósforo, corrosivo y volátil

Otras hipótesis alternativas, no están centradas en las reacciones catódicas y la acción del sulfuro ferroso; lverson (1987), encontró un significativo producto de corrosión, el fosfuro de hierro, de características amorfas y de color negro y por cromatografía de gases, empleando un detector fotométrico de llama (GC-FPD) se detectó fosfina. Llegó a la conclusión de que algunas cepas de BRS producen este agente corrosivo, volátil y soluble en agua, que se cree puede ser un compuesto fosforado.

6. METODOS PARAIDENTIFICAR LOS PROBLEMAS DE TAPONAMIENTO, INCRUSTACION Y BIOENSUCIAMIENTO

En la actualidad, los estudios sobre los fenómenos de bioensuciamiento y CIM han avanzado tanto en lo que se refiere a la identificación diagnóstica de los microorganismos involucrados como en las medidas correctivas y prescriptivas para suprimir la actividad de los mismos.

No obstante, hasta hace poco tiempo atrás el papel que juegan las BRS y otros microorganismos en la corrosión de pozos y cañerías era descartado o poco tenido en cuenta en los servicios de explotación y abastecimiento de aqua e industria conexa.

Al menos en nuestro país, parte del problema reside en la formación de técnicos o profesionales ligados al tema ya que generalmente en sus planes de estudio no figuran estos temas; la consecuencia de esto es que ingenieros, geólogos, hidrogeólogos, etc. no perciben los fenómenos biológicos como causantes de los problemas de corrosión y taponamiento en sistemas de captación y distribución de agua. Otro aspecto de esta situación es la falta de elementos y métodos para estudiar adecuadamente la existencia de microorganismos en aguas subterráneas y perforaciones y su incidencia en casos de corrosión y otros problemas.

Lo que se aconseja entonces es realizar un análisis de las causas de corrosión que abarque la química del agua, estableciendo sus características corrosivas o incrustantes mediante el uso de los índices de Ryznar o Langellier, las posibilidades de corrosión electroquímica (conexiones dimetálicas, corrientes parásitas, etc.), análisis microbiológicos para identificar organismos que provocan corrosión o bioensuciamiento, inspección del encamisado y los filtros del pozo mediante el uso de un aparato de T.V., e inspección de corrosión o debilitamiento estructural en los componentes metálicos de la bomba.

La prevención del bioensuciamiento y el correcto diagnóstico de los problemas de taponamiento y corrosión dependían de una identificación confiable del bioensuciamiento y sus causas.

Las causas biológicas o no biológicas que originan los procesos de incrustación, bioensuciamiento y corrosión no siempre son fácilmente distinguibles, ya que, en la mayoría de los casos existe una interacción de las mismas.

Por lo tanto es conveniente considerar también los

análisis químicos de la incrustación y un análisis del comportamiento hidráulico de la perforación y la bomba; ésta ultima es un buen indicador de la corrosión microbiana ya que acelera su desgaste y reduce su eficiencia la que suele manifestarse disminuyendo la producción a valores de abatimiento normales. Otro indicador es el consumo de energía eléctrica o de combustible que se podrán calcular mensualmente y considerar junto con los consumos previstos según la eficiencia de la perforación.

La combinación de datos operacionales con el conocimiento de los efectos del bioensuciamiento puede usarse para un diagnóstico precoz, el cual será confirmado por análisis posteriores de agua, depósitos y otras muestras.

Uno de los síntomas que indican condiciones corrosivas en la perforación es la existencia de SH2; como todo SH2 en aguas subterráneas reconoce un origen microbiano, se puede presumir la presencia de BRS cuando el olor a sulfuro de hidrógeno está presente.

Este compuesto puede detectarse por su particular olor y cuantificarse utilizando los juegos de reactivos comerciales existentes; los análisis deben hacerse "in situ" debido a que el SH2 puede perderse con facilidad antes de ser cuantificado.

La confirmación de la presencia de BRS puede realizarse usando medios de cultivo apropiados para tal fin; no existe medio de cultivo que pueda recuperar todas las BRS presentes debido a que éstas tienen requerimientos nutricionales diversos como ya se señalara.

La mayoría de los caldos de cultivo líquidos estaban diseñados en base al uso del lactato de sodio como fuente de carbono; hoy se conocen requerimientos distintos para otros géneros de BRS aislados mas recientemente, por ejemplo, el uso del acetato de sodio.

También se deben usar caldos de cultivo que excluyan totalmente el oxígeno y, de ser posible, que tengan en Eh menor a -150 mV para lo cual la fórmula de los mismos incluye algún agente reductor (por ejemplo ácido ascórbico o tioglicolato de sodio).

Existen una variedad de medios de cultivo y técnicas de enumeración y una buena referencia sobre éstas se pueden encontrar en Postgate, J.R. (1984) y Pfennig, N.; Widdel, F. y TrÜper, H. (1981).

Otro de los problemas en la enumeración o detección de las BRS es el tiempo de incubación requerido para visualizar los cultivos positivos; la mayoría de los autores aconseja incubar los caldos hasta 21 días antes de informar un resultado negativo.

Por esta razón se han estudiado y desarrollado otras técnicas que permiten acortar los tiempos necesarios para detectar las BRS; Gaylarde y Cook (1987) informan sobre una técnica de detección rápida utilizando antisueros específicos.

Una revisión sobre varios métodos es la realizada por Tatnall y colaboradores (1988); este estudio examina seis métodos diferentes; tres de ellos son métodos de cultivos y los otros se refieren a técnicas de detección directa de BRS.

Los métodos de cultivos son los sugeridos por el American Petroleum Institute en su Recommended Practice N°38 (API RP-38); la técnica de siembra en agar profundo desarrollada por Biosan Laboratories que es una ligera modificación del anterior y la de tubos de agar fundidos y enfriados en la que se usa triptona como único nutriente y sulfito de sodio como agente reductor.

Los métodos directos comprenden ensayos que miden la cantidad de adenosín - trifosfatos (ATP) en la muestra y que se mide por una reacción fotoquímica utilizando un fotómetro; otro método basado en anticuerpos específicos marcados con un compuesto fluorescente, que se fijan en sitios específicos de la superficie celular (Epifluorensce / Cell Surface Antibody - ECSA) y desarrollado por Pope, D.H. y colaboradores en el Rensselaer Polytechnic Institute.

El último método directo consiste en anticuerpos que actúan con una enzima constitutiva de las BRS, la adenosín - 5 fosfosulfato reductasa (APS) que si está presente en la muestra hace que se desarrolle un color en la solución el que es relacionado con la cantidad de BRS según una escala de color que se adjunta con el juego de reactivos.

Para las bacterias relacionadas con la precipitación del hierro y/o manganeso existen diversos medios de enriquecimiento y técnicas para la observación directa de éstas bacterias en muestras de agua; excelentes revisiones de los mismos se pueden encontrar en Cullimore y Mc Cann (1977), Hanert (1981 ayb), Smith (1984b) y en los Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1985).

Muchas de las metodologías anteriormente descriptas necesitan, a veces, una infraestructura de laboratorio que dificulta su implementación; otras son difíciles de realizar como trabajos a campo.

Un método accesible y de fácil ejecución para obtener muestras de bacterias adheridas a superficies, es el descripto por Wojcik y col. 1986; este procedimiento se llama

"del portaobjetos sumergido" y consiste en colocar varios de ellos dentro del pozo y dejarlos por un tiempo variable. Si bien Hasselbarth y Ludemann (1967) recomendaron que el tiempo óptimo fuera de 10 a 20 días, este autor encuentra que con siete días de exposición se puede colectar un buen material.

Los portaobjetos son de vidrio y ubicándolos a diferentes profundidades dentro de la columna de agua se puede obtener una interesante información al mismo tiempo (ver figura). Los portaobjetos pueden colocarse en el interior del pozo o en el piezómetro localizado en el prefiltro de grava; la instalación de estos piezómetros son exigidas según normas de varios países europeos incluyendo Polonia y Alemania.

Transcurrido el tiempo de exposición; el portaobjetos se retira, se seca y fija a la llama y se tiñe con un colorante; en el examen microscópico de los mismos podrán observarse bacterias filamentosas; este método es similar al descripto mas adelante en las técnicas utilizadas en nuestro país.

Otro método simple de realizar es una variante de la "Prueba de Estabilidad Relativa" utilizado en estudios de contaminación orgánica en aguas superficiales. El colorante azul de metileno se agregaba a una botella sellada que contenía la muestra de agua; los microorganismos de la muestra agotan el oxígeno disponible debido a su metabolismo respiratorio. Las enzimas de deshidrogenasas liberan hidrógeno que son fijados por el colorante reduciéndolo a su forma incolora.

El tiempo transcurrido para que el colorante se decolore está relacionado al grado o tasa respiratoria la cual, a su vez está en relación a la concentración del material orgánico (fuente de energía) o nivel de la población microbiana.

La modificación sugerida a la prueba descripta y utilizada en muestras de agua subterránea es la llamada "Potencial Reductor Biológico". Puede usarse un envase con tapa a rosca o utilizar un corcho, se llena con la muestra de agua y se agrega una gota de azul de metileno como reactivo; se sella y se incuba en refrigerador. La muestra de agua puede reflejar, aunque no con gran precisión pero sí como un indicador, la actividad biológica existente en el pozo.

El potencial de bioensuciamiento está relacionado inversamente al tiempo requerido para la decoloración del azul de metileno, si se observan cambios significativos en el tiempo requerido para la decoloración entre muestras

FIGURA 9 - MÉTODO DE PORTAOBJETO SUMERGIDO PARA OBTENER MUESTRAS DE BACTERIAS ADHERIDAS A SUPERFICIES Portaobjetos de vidrio Hilo de Nylon Tomado de: Wojcic, W. and Wojcic, M. (1986). Monotoring Biofouling - Int. Symp. on Biofouled Aquifers: Prevention and Restauration A.W.W.A. p.p. 109-119.

tomadas en semanas o meses, éstos reflejarían indirectamente el aumento o no de actividad biológica en el pozo.

El valor de este ensayo es que es muy simple, barato y puede ser realizado por personal sin mayor experiencia.

En esta publicación se sugieren técnicas utilizadas en los trabajos descriptos para nuestro país que han resultado confiables, que son de fácil implementación e interpretación, permitiendo de esta manera una posibilidad diagnós-

tica acorde a las disponibilidades presentes, tanto financieras como técnicas.

6.1. Técnicas y caldos de cultivo utilizados en nuestro país en perforaciones con problemas de bioensuciamiento y biocorrosión.

Los análisis bacteriológicos necesarios para la detección de los diferentes grupos bacterianos involucrados en fenómenos de incrustación y CIM se realizan generalmente sobre dos tipos de muestras:

- * muestras de agua bombeada.
- * muestras de incrustaciones obtenidas en superficies de tuberías o bombas.

Para iniciar el estudio bacteriológico se deben contemplar de antemano todos los elementos necesarios conforme el tipo de muestra que se vaya a analizar y considerar si las muestras serán procesadas:

- * "in situ"
- * se colectarán y enviarán a un laboratorio para ser analizadas.

Para obtener resultados confiables debe considerarse que en las muestras de agua bombeada las condiciones ambientales existentes en el acuífero se ven drásticamente alteradas y que la construcción de los pozos dificultan el uso de otros métodos de colección de muestras que eviten en lo posible estas alteraciones. Por otro lado, si las muestras provienen de incrustaciones o tubérculos debe evitarse la desecación de las mismas; por estas razones es imprescindible definir previamente las siguientes etapas:

- * obtención de la muestra en forma adecuada.
- * conservación de la muestra desde el momento de su obtención hasta su procesamiento.
- * utilización de recipientes y utensilios adecuados, medios de cultivos apropiados y exámenes microscópicos con fines de identificación.

6.1.1. Muestras de agua bombeada

El pozo deberá contar con un grifo que permita colectar la muestra evitando salpicaduras u otros inconvenientes. Deberán quitarse cortachorros u otros aditamentos de goma u otro material.

Se abrirá el grifo, se dejará correr el agua durante 1 o 2 minutos y, disminuyendo el caudal del chorro se colectará la muestra.

En esta etapa, uno de los síntomas de posible activi-

dad bacteriana que puede observarse es la aparición de color ocre o marrón oscuro en los primeros chorros.

6.1.2. Muestras enviadas a distancia.

En este caso la muestra se recoge en un frasco de vidrio trasparente, (preferentemente de vidrio borosilicatado) de boca ancha, estéril, de 200 - 250 ml de capacidad.

Un recipiente de alternativa que puede resultar útil debido a que a veces no se puede contar con posibilidades de frascos de vidrio estériles, o por rotura de los mismos son los utilizados para colectar muestras de orina que se consiguen con cierta facilidad aún en poblaciones pequeñas y alejadas y que son estériles y descartables.

El frasco se destapa evitando tocar con las manos su tapa y boca y se llena hasta las 2/3 partes de su volumen total. Se vuelve a tapar y los análisis deberán practicarse no transcurriendo más de 1-2 horas de obtenida la muestra.

Se rotularán consignando lugar de extracción, fecha, hora y algún dato de interés (turbidez, coloración, etc.) si fuera necesario.

Si se necesitara procesarlas dentro de las 24 horas de obtenidas, las muestras deberán ser alojadas en un contenedor, refrigerarlas con hielo (no hielo seco) para tratar de mantenerlas a 4 °C aproximadamente evitándose pérdidas o derrames en su traslado.

6.1.3. Inconvenientes

Ya por 1940 Zo Bell advirtió sobre las alteraciones que sufren las poblaciones bacterianas contenidas en recipientes que se envían a distancia. El incremento de bacterias observados cuando transcurre más de 24 hs entre la colección y procesamiento de la muestra se interpreta como el resultado de la concentración de nutrientes en la interfase agua/vidrio y se sabe que a mayor relación superficie/volumen del frasco de muestreo, mayor es el incremento en el número de bacterias.

También se sabe que cuando la temperatura, aún en pequeños incrementos, facilita el crecimiento bacteriano alterando sustancialmente su densidad original.

6.1.4. Muestras analizadas "in situ".

Realizar los análisis bacteriológicos no bien obtenida la muestra evita las alteraciones señaladas precedentemente y produce resultados más confiables. Especialmente en el caso de las BRS, anaeróbicas estrictas, se evita la oxigenación de la muestra que podría dar resultados negativos para este grupo cuando en realidad estaban presentes en la muestra original. Las técnicas y medios de cultivo aconsejados serán descriptos más adelante.

6.2. Muestras de incrustaciones o tubérculos

Las muestras deberán ser retiradas no bien se extraigan las tuberías o bombas. Para desprenderlas de la superficie se utilizará una pequeña espátula metálica que se flameará con alcohol evitando tocar con los dedos el material así recogido. Es importante obtener fotografías de caños o bombas ya que el aspecto de estos materiales y algunos signos de su deterioro pueden orientar respecto al origen biológico de los mismos.

6.2.1. Muestras enviadas a distancia.

Las muestras ya colectadas deberán colocarse en un frasco de vidrio estéril, de boca ancha o en uno de plástico, estéril, descartable (del tipo utilizado para colectar muestras de orina) y se mantendrán en un estado de humedad elevada. Para ello se sumergen inmediatamente en el agua proveniente de la perforación de la que provienen en cantidad suficiente para cubrirlas totalmente. Se rotularán asentando los datos de lugar, fecha y alguna observación que ayude a interpretar mejor los resultados (consistencia, color, etc.).

La conservación y traslado requiere los cuidados descriptos para muestras de agua bombeada remitidas a distancia.

Llegadas a laboratorio una porción de las mismas (10g) es colocada en un mortero estéril, se homogeinizan agregando agua destilada estéril y se deslíen con el pilón del mortero.

Habiéndose logrado una suspensión homogénea, una alícuota de la misma se inocula en los diferentes medios de cultivo y otra alícuota puede disponerse para observación microscópica.

6.2.2. Muestras analizadas "in situ".

De procesarse las muestras no bien extraídas se evitan los resultados falso-negativos para BRS que por su anaerobiosis estricta son las más afec-tadas por la oxigenación de la muestra. Las técnicas y medios de cultivos aconsejados serán descriptos más adelante.

6.3. Otros análisis y observaciones.

Es conveniente prever la recolección de muestras de

incrustaciones o tubérculos para efectuar análisis químicos. También es importante comprobar el estado del metal debajo de incrustaciones o tubérculos; cuando la corrosión es de origen biológico éste suele presentarse brillante debido a la acción de un verdadero "pulido químico" producido por la liberación de SH2 proveniente del metabolismo de las BRS.

6.4. Técnicas y medios de cultivos

La diferencia obvia entre la corrosión e incrustación bacteriana en perforaciones con aquellas que resisten otro origen es la presencia de bacterias involucradas en estos fenómenos.

Los grupos bacterianos que suelen estudiarse desde el punto de vista cuali-cuantitativo son los siguientes:

- * bacterias aerobias totales (BAT).
- * bacterias precipitantes, no oxidantes, del hierro (BPNM).
 - * bacterias reductoras de sulfatos (BRS).
 - * bacterias precipitantes y oxidantes del hierro (BPOM).

6.5. Análisis de muestras de agua provenientes de perforaciones

6.5.1. Análisis Cuantitativos

Se utiliza la técnica de dilución por extinción que

consiste en inocular una serie de frascos tipo antibiótico que contienen 9 ml del medio de cultivo de composición acorde al grupo bacteriano que se quiera cuantificar.

Se obtiene 1 ml de la muestra usando una jeringa descartable, estéril, de 1 o 2 ml de capacidad.

Se inocula el primer frasco, sin retirar la aguja se agita el mismo, se invierte y se retira 1 ml que se inocula en el 2° frasco.

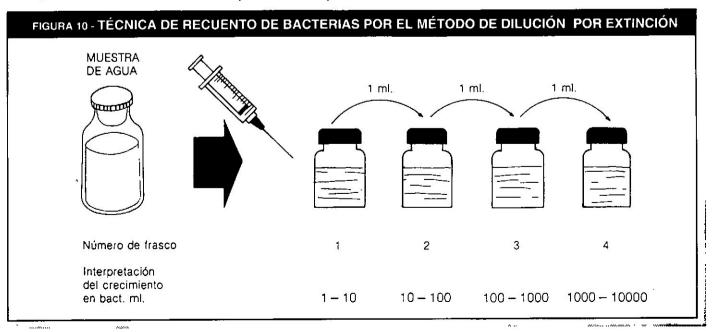
Con una nueva jeringa, se retira 1 ml del frasco N° 2, previamente agitado, y se inocula el frasco N° 3 y así sucesivamente, utilizando una nueva jeringa para cada frasco.

Si no existe información previa sobre cantidad de bacterias/ml de muestra suelen sembrarse 5 frascos.

La manifestación de crecimiento bacteriano es la turbidez del medio de cultivo que se observa comparando con un frasco sin inocular y por transparencia (el medio puede virar al amarillo o rojizo-amarillento).

Una vez inoculado, los frascos rotulados convenientemente, se llevan a estufa de cultivo a 35°C durante 5 días, efectuando lecturas diarias para observar los que manifiestan desarrollo positivo.

El tiempo de lectura se ajustará dentro de este período de 5 días teniendo en cuenta aquel a partir del cual no se observan modificaciones posteriores en el caldo de cultivo.



6.5.2. Caldos de cultivo utilizados

Para cuantificar bacterias aerobias, heterotróficas, mesófilas, viables (BAT) se utiliza el caldo rojo de fenol glucosa modificado diluido 1:2.

Para BRS se utiliza el medio de cultivo que responde a la fórmula del medio C de Postgate modificado.

Ya rotulados e inoculados, se llevan a estufa de cultivo a 35°C y se incuban durante 21 días como máximo efectuando lecturas diarias.

Si la cantidad de BRS en la muestra es grande la positividad puede manifestarse antes, a veces hasta en 48 horas.

Un frasco positivo es aquel que presenta un ennegrecimiento del mismo que puede observarse como un precipitado negro (SFe) o como un espejado en las paredes del frasco.

Para BPNM se utiliza el caldo citrato de hierro amoniacal, de aspecto amarillo-verdoso. Ya rotulados e inoculados se incuban a 35°C durante 21 días con observaciones diarias.

La presencia de este grupo bacteriano se manifiesta por la aparición de un precipitado color ocre y un sobrenadante incoloro y turbio.

6.5.3. Expresión de resultados

Empleando la técnica de dilución por extinción los

resultados se expresan como bacterias/ml.

Por ejemplo: si los frascos inoculados presentan positividad hasta el frasco N°4 el resultado se expresa como 1000-10000 bact/ml o también 10³-10⁴ bact/ml.

6.5.4. Análisis cualitativos

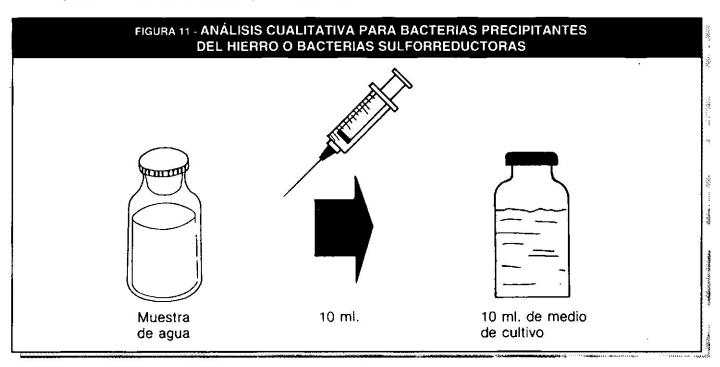
Generalmente, las BRS y las BPNM suelen encontrarse en menos cantidad que las bacterias aerobias heterotróficas (BAT) por lo que suele aconsejarse efectuar análisis cualitativos para demostrar su presencia o ausencia.

En este caso se utilizan frascos de 20-25 ml de capacidad que contengan 10 ml del medio de cultivo apropiado.

Una vez rotulados convenientemente se extrae una muestra de agua con jeringa descartable estéril de 10 ml de capacidad, se eliminan las burbujas de aire que pudieran quedar y se inoculan los frascos empleando, en este caso, la misma jeringa.

Los medios de cultivo a utilizarse son el medio C de Postgate para las BRS y el citrato de hierro amoniacal para las BPNM.

Temperatura y tiempo de incubación así como la manifestación de positividad son iguales a lo descripto en el punto anterior.



6.5.5. Expresión de resultados

En el caso de los análisis cualitativos los resultados se expresan como:

- + = presencia
- = ausencia

Como observación puede notarse el período de tiempo transcurrido entre la inoculación y la aparición de positividad en los frascos (por ejemplo: + 8 días) ya que menores tiempos indican mayor cantidad o actividad de las bacterias en la muestra original

6.5.6. Análisis cualitativos para BPOM

Este grupo bacteriano presenta dificultades para ser detectado mediante el uso de medios de cultivo.

Por lo tanto, se utiliza una técnica que aprovecha la facultad que tienen estas bacterias de adherirse a superficies sólidas.

Se prepara un frasco de boca ancha, de tapa esmerilada (preferentemente Pyrex) de 200-250 ml de capacidad.

En su interior se coloca un portaobjetos perfectamente lavado, enjuagado y seco y se esteriliza el conjunto en autoclave a 121°C durante 30 minutos.

En el momento de obtener la muestra de agua bombeada, se destapa evitando tocar la boca y la tapa del frasco con las manos, y se recoge un volumen de agua que llene las 2/3 partes del volumen del frasco tapando inmediatamente el mismo.

Se rotula indicando el lugar, día y cualquier otra observación (turbidez o color en la muestra). Se deja a temperatura ambiente durante 3-4 semanas.

Transcurrido este tiempo, se extrae el portaobjetos, se lo seca y fija a la llama y se tiñe con una solución de cristal violeta al 0,1% durante 3 minutos. Se lava el colorante y se seca a calor suave, examinándose con microscopio óptico utilizando aceite de inmersión.

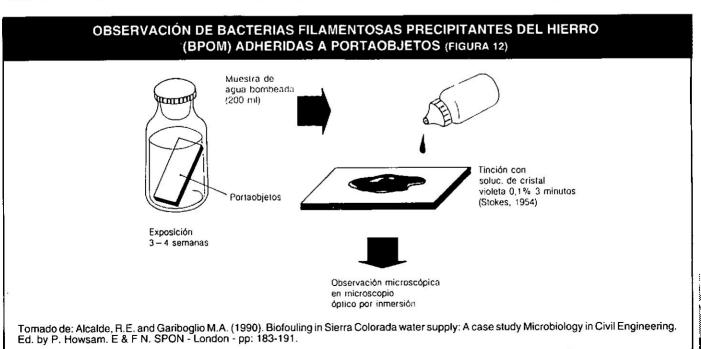
6.5.7. Expresión de resultados

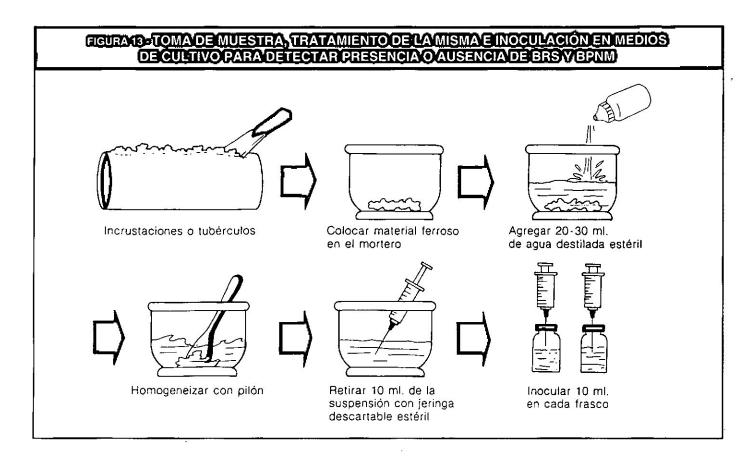
En caso de presencia de este grupo se observarán filamentos característicos en el caso de Sphaerotilus-Lepthtotrix o pedúnculos retorcidos en forma de trenza típicos de Gallionela así como otras formas filamentosas características de otros géneros.

Después de recorrer varios campos ópticos y de acuerdo a la densidad de formas filamentosas obtenidas puede informarse como:

Escasos, abundantes o regular cantidad de formas filamentosas.

El reconocimiento de los filamentos requiere un entrenamiento previo del observador para poder distinguir las





diferencias morfológicas que indiquen frente a que grupo está.

cualitativos de muestras de aqua bombeada.

6.6. Análisis bacteriológicos en incrustaciones y tubérculos de tuberías y bombas

Como ya se dijera, es deseable obtener estas muestras no bien se extraiga el equipo de bombeo para evitar la desecación de la muestra.

Con una espátula flameada con alcohol se retiran 10-20 gramos del material ferroso húmedo y se deposita en un mortero previamente esterilizado. Se agrega cantidad suficiente de agua destilada estéril hasta lograr una suspensión y se muele el material con el mango del mortero.

De esta suspensión se toman 10 ml con jeringa descartable estéril con aguja de 40x8 y se inoculan en los frascos que contienen los medios ya descriptos para BRS y BPNM. La temperatura y tiempo de incubación así como la expresión de resultados es igual que para análisis

7. PROBLEMAS DE CORROSION MICROBIOLOGICA Y BIOENSUCIAMIENTO ESTUDIADOS EN NUESTRO PAÍS.

Hasta el momento de confeccionar esta publicación, se han detectado, y a veces estudiado, estos problemas en las Provincias de Santa Cruz, Río Negro, La Pampa, Catamarca y Entre Ríos. El contacto con personas de otras áreas geográficas que han podido observar los registros fotográficos de materiales y equipos que han sufrido estos problemas, permite inferir que en perforaciones de Mendoza y Neuquén también se están manifestando los mismos síntomas.

Puede decirse que, en realidad, no se sabe a ciencia cierta cual es la real dispersión geográfica de estos sucesos y tal vez esta publicación colabore en el sentido que, personas de los servicios de abastecimiento que utilizan como fuente de captación el agua subterránea, puedan relacionar lo expuesto aquí con lo que le sucede a sus perforaciones. Al menos, éste es uno de los objetivos que justificaría la idea de elaborar este documento.

Considerando los casos estudiados, que se detallan a continuación, el lector observará que las tareas ejecutadas a veces representan sólo acciones de diagnóstico y en otras de diagnóstico y tratamiento.

Esto obedece a que, por diferentes razones que no se analizarán aquí, se han implementado las tareas que han sido posibles y no todas las que hubieren sido necesarias. No obstante, se ha avanzado paso a paso en los enfoques, criterios y complejidad de los estudios si bien se sabe que aún se está en una etapa de consolidación de esta fascinante temática.

Si se observa el mapa de la República Argentina en el que se han señalado los casos detectados, la Provincia de Río Negro aparecería como la que tiene mayor número de perforaciones comprometida con estos problemas.

Lo cierto es que las autoridades de la misma apoyaron un plan de registros sistemáticos que permitió evaluar la real dimensión del problema; este plan fue el Convenio de Cooperación acordado entre el Departamento de Agua, el Consejo Federal de Inversiones y la Universidad Nacional de La Plata. (Convenio DPA - CFI - UNLP).

La información producida por este Convenio reforzó la ya obtenida por el DPA y permitió tener un cuadro de situación que llevó a ejecutar tareas de rehabilitación y desinfección en las perforaciones que aparecían como

prioritarias según el servicio que prestaban y el nivel de deterioro que presentaban.

En el caso de 25 de Mayo, La Pampa, la captación es mediante una galería filtrante y el principal problema fue el taponamiento progresivo del acueducto que llevó a serios inconvenientes en la provisión de agua a la población.

Este caso permitió utilizar una técnica de limpieza mecánica muy eficiente, de bajo costo y que alivió una situación de urgencia en el suministro de agua potable.

Los estudios de Caleta Olivia, Santa Cruz, cumplieron una etapa diagnóstica pero no se implementaron técnicas correctivas que hubieran permitido ahondar mas las experiencias en los métodos de rehabilitación. No obstante, estos trabajos de 1986 obraron como catalizador para profundizar el conocimiento sobre estos fenómenos bacterianos y para demostrar las limitaciones que se tienen para delinear una estrategia frente a los mismos.

No cabe duda que los próximos estudios en otras áreas geográficas, producirán mejor información que redundará en mejores técnicas de manejo del recurso hídrico subterráneo.

7.1. PROVINCIA DE SANTA CRUZ

7.1.1. Antecedentes.

En Febrero de 1986, los hidrogeólogos del CFI que realizaban tareas en el área noreste de la Provincia, manifiestan la sospecha de que las perforaciones del área se hallaban afectadas con problemas microbianos.

Observaron obturación interna en tuberías de impulsión, intensa tuberculización en cañerías y bombas, tuberculización externa en equipos de bombeo con corrosión localizada bajo depósito y corrosión en roscas de bombas que ocasionaron la caída de las mismas al fondo del pozo. También existía una declinación marcada en la producción de los pozos; lo llamativo era que los fenómenos de corrosión se manifestaban en cortos períodos de tiempo. Se calcularon los índices de Ryznar y Langellier, oxígeno disuelto, pH, no encontrándose características corrosivas ni incrustantes en el agua analizada.

7.1.2. Análisis bacteriológicos.

Se analizaron bacteriológicamente un total de 32 perforaciones; 28 en Cañadón Quintar y 5 ubicadas en Meseta Espinosa.

Los análisis bacteriológicos en muestras de agua bombeada y en incrustaciones, se realizaron según las técnicas ya descriptas en esta publicación. Se obtuvieron 5 muestras de cada perforación.

Para BAT se ensayaron 2 caldos de cultivo en paralelo, el Caldo Rojo de Fenol y el R2A (Reasoner, D.J. and Geldreich, E.E. 1985); posteriormente se utilizó el caldo rojo de Fenol modificado (dilución 1:2) y finalmente se adoptó este último ya que si bien presentaba similar comportamiento al R2A resultaba de menor costo.

Se ajustó el tiempo de lectura, eligiéndose el de 5 días de incubación, siendo además la temperatura óptima de 28°C.

7.1.3. Análisis químicos de incrustaciones.

Se recolectaron muestras de incrustaciones del interior de cañerías, se colocaron con agua del pozo muestreado, suficiente para evitar la desecación, y se procesaron en La Plata, 48 horas después de obtenida.

7.1.4. Resultados obtenidos.

7.1.5. Análisis bacteriológicos en muestras de agua

bombeada.

Los recuentos de BAT fueron de 10⁴ - 10⁵ bact/ml en la mayoría de las muestras analizadas; cuando se utilizó como tiempo de lectura 48 hs, los recuentos eran sólo de 10¹ - 10² bact/ml.

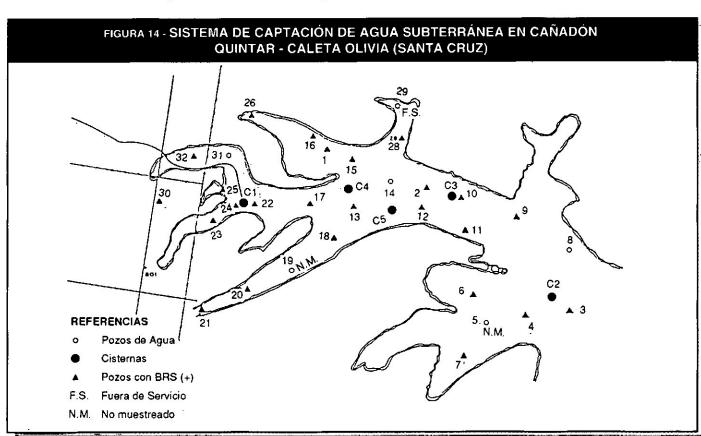
La detección de BRS fue positiva en el 89% de las perforaciones y el período de tiempo en el que los caldos se tornaban positivos (ennegrecimiento) nunca superó la semana.

Las BPNM presentaron una incidencia menor y las BPOM detectadas pertenecían al grupo Sphaerotilus - Leptothrix y Gallionella; estas determinaciones de bacterias filamentosas se realizaron en colaboración con el Departamento Provincial de Agua de Río Negro.

También se observó la existencia de bacterias filamentosas del hierro en perforaciones nuevas de Meseta Espinosa.

7.1.6. Análisis bacteriológicos de incrustaciones.

Se obtuvieron muestras provenientes de la cañería de



impulsión de tres perforaciones y de un pozo abandonado. Todas las muestras fueron positivas para BRS y BPNM.

7.1.7. Análisis químicos de tuberculizaciones.

Las muestras provenían de tuberculizaciones externas en cañerías de impulsión de perforaciones ubicadas en Cañadón Quintar.

	Pozo Nº 20	Pozo Nº 21
Materia orgánica (mg/100g)	218	332
Fe ₂ O ₃ (%)	75	68
MnO (%)	0,03	0,20
Sulfuros (ppm)	Negativo	Negativo

7.1.8. Conclusiones

Se pudieron adaptar técnicas bacteriológicas y caldos de cultivo que demostraron ser sensibles para detectar los grupos bacterianos involucrados en la biocorrosión; cabe destacar que no se tenía experiencia previa a estas tareas.

Por los resultados obtenidos en los análisis bacteriológicos y químicos, se comprobó la existencia y actividad de los grupos bacterianos estudiados, no sólo en las perforaciones de Cañadón Quintar sino también en las ubicadas en la nueva obra de captación de Meseta Espinosa.

7.1.9. Tareas de mantenimiento incorrectas.

Se comprobó que el personal encargado de las tareas operativas y de mantenimiento, carecía de información actualizada sobre el tema.

Esto los llevaba a realizar tareas que agravaban los problemas; cañerías y bombas tuberculizadas que se retiraban de los pozos afectados, recibían una limpieza insuficiente. Luego, eran ensambladas y ubicadas nuevamente en la perforación o, lo que es peor, eran incluidos en la cañería de impulsión de otras perforaciones.

El sistema entonces, requería frecuentes tareas de mantenimiento, notable deterioro en materiales y equipos, dudosa eficiencia en la desinfección, altos costos operativos y una declinación en la producción.

El suministro de agua a la población resultaba insuficiente lo que motivó la nueva obra de captación en Meseta Espinosa.

Parte del registro fotográfico obtenido se puede ver en la lámina de fotos de esta publicación.

7.2. PROVINCIA DE ENTRE RIOS

7.2.1. Antecedentes

Como consecuencia de las Jornadas de Actualización en Hidrología Subterránea realizadas en 1986 por el CFI; personal de la División de Aguas Subterráneas de la Dirección Pcial de Hidráulica, manifestó la posibilidad de la existencia de problemas de bioensuciamiento y biocorrosión en perforaciones destinadas para riego de arroceras y para consumo humano.

7.2.2. Tareas realizadas

Como una primera etapa, se acordó la realización de análisis bacteriológicos utilizando los métodos y caldos de cultivo descriptos en esta publicación, por lo cual el CFI remitió a la Dirección Pcial de Hidráulica los materiales necesarios. Las perforaciones estaban ubicadas en la localidad de San Salvador.

7.2.3. Características de los pozos

Todos los pozos pertenecen a la segunda capa acuífera; los pozos N°1 y N°3 se utilizan para riego de arroceras y el pozo N°2 para fines domésticos.

Pozo Nº	Profundidad (m)	Nivel estático (m)
1	90	12,82
2	30	28,00
3	90	26,23

7.2.4. Análisis bacteriológicos y resultados.

Entre Mayo y Junio de 1987 se realizaron 5 muestreos de agua bombeada de cada una de las perforaciones; se realizó un recuento de BAT y detección de BRS y BPNM.

Pozo Nº	BAT (Bact/ml)	BRS	BPNM	
1	> 10 ⁶	+	+	
2	> 10 ⁶	+	+	
3	> 10 ⁶	+	+	

Los resultados demuestran una considerable actividad de los grupos bacterianos estudiados; en las 5 muestras de cada una de las perforaciones se obtuvieron los resultados de la tabla anterior.

Los datos señalados han sido los que constan en el Informe Técnico remitido en su oportunidad; si bien insuficientes, constatan la presencia y actividad de los grupos bacterianos involucrados en estos fenómenos.

7.3. PROVINCIA DE LA PAMPA

El sistema de captación de agua de la localidad de 25 de Mayo consiste en una galería filtrante de 2000 m de longitud, con caños de hormigón armado de 1,20 m de diámetro y que recibe el agua proveniente del subálveo del Río Colorado.

El caudal aproximado es de 300 a 320 m³/h y el caudal bombeado de 60 a 70 m³/h. Consta de una estación de bombeo con cuatro bombas de eje vertical de 5 cuerpos con un Q = 32 m³/h cada una y 6 Kg/cm² de presión.

Desde esa estación de bombeo, el agua es conducida hasta un tanque elevado de 150 m³ de capacidad para su posterior distribución a los usuarios; para su transporte se utiliza un acueducto con cañería de asbesto-cemento, clase 7 de 200 mm de diámetro y 7000 m de longitud.

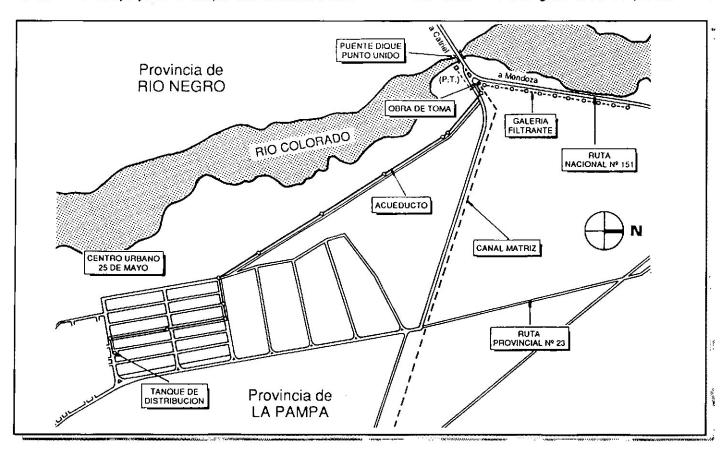
Debido a los problemas que se detallarán más adelante, se construyó junto al tanque una cisterna a cielo abierto de aproximadamente 300 m³ de capacidad, con terraplén calcáreo y recubierta de una membrana de material geotextil. La desinfección se realiza con ClONa, dosificado en la bajada del tanque.

7.3.1. Problemas observados

Los problemas de caudal y turbidez en el agua comienzan en 1980 y se agravan en el período 1984 - 1985; el caudal de agua bombeada resultaba inferior al teórico esperado de acuerdo al proyecto; esa situación llevó a la construcción de una cisterna a cielo abierto.

Se observaban depósitos de material negruzco en la cisterna después de cualquier interrupción del suministro, sea éste por reparaciones o cortes de energía. También había acumulación de un sedimento negruzco en los tanques domiciliarios y turbidez en el agua proveniente de los grifos de los usuarios; el mismo material se encontraba adherido a la superficie de bombas, válvulas de retención y exclusas en la planta de bombeo.

Otro síntoma era la gran caída de presión en el



acueducto; con una presión inicial de 8 Kg/cm2 caía a 0,5 Kg/cm2 en los primeros 2500 m de recorrido. Se generaba un gran consumo de energía, rotura periódica de bombas y cortes en el suministro a la población.

En Octubre de 1988 se abre el acueducto en la progresiva 1500 y se observa un recubrimiento interno del mismo con una incrustación de material de aspecto negruzco, arcilloso al tacto que reducía el diámetro interno del acueducto de un 20% a un 25%; este mismo material se observa en la zona de escurrimiento de la galería filtrante.

7.3.2. Tareas de limpieza

Se realizaron entonces tareas de limpieza de un tramo de 300 m, utilizando una máquina desobturadora de cloacas que consta de varillas flexibles giratorias con un rascador helicoidal en el extremo. La limpieza resultó ineficiente pero era el único método del que se disponía; no obstante el caudal mejoró en un 25% aproximadamente y la curva operacional de presiones no presentó caídas tan bruscas ya que con una presión inicial de 6 Kg/cm2 se obtenían, a los 2000 m, 3,5 Kg/cm2.

En Septiembre de 1990 se restablecen los síntomas ya señalados, se practica una nueva limpieza con la técnica ya descripta y se vuelven a observar incrustaciones similares a las anteriores pero en menor cantidad.

7.3.3. Nuevas estrategias de manejo del sistema

El Municipio de 25 de Mayo, solicita asistencia técnica al Consejo Federal de Inversiones por considerar que el problema subsistía pese a las tareas realizadas; se estructura entonces un plan de trabajo que consistió en:

- * Análisis bacteriológicos y químicos en muestras de agua de diversos puntos del sistema y del material incrustante.
- * Implementación de una técnica de limpieza mecánica del acueducto más eficiente.
 - * Efectuar una limpieza mecánica de la galería filtrante.
 - * Revisar la estrategia de desinfección del sistema.

7.3.4. Resultados obtenidos

7.3.4.1. Análisis bacteriológicos

Se obtuvieron muestras de agua de la galería filtrante, del acueducto, de la bajada del tanque elevado, de la red de distribución y de la incrustación interna del acueducto. Se efectuó un recuento de BAT y análisis cualitativos para detectar BRS y BPNM. Se obtuvieron los siguientes valores promedios para dos muestras:

BA	T (Bact/ml)	BRS BPN	
Galería Filtrante	10 ² -10 ³	+	-
Acueducto	10⁴-10⁵	-	
Bajada del tanque	10 ³ -10 ⁴	-	+
Red de distribución	101-102		+
Incrustación	10 ⁵ -10 ⁶	+	+

Los valores obtenidos demuestran una mayor actividad bacteriana en la incrustación así como valores elevados de BAT en las muestras provenientes de la galería filtrante y en las del acueducto confirmando que los problemas eran debidos a un fenómeno de bioensuciamiento.

7.3.4.2. Análisis químico del material incrustante

Muestras del material incrustante son analizadas en un laboratorio de La Plata, obteniéndose los siguientes valores promedio para dos muestras:

Hierro total (Fe2O3)	36,8 g/1
Manganeso total (MnO2)	68,5 g/1
Carbonato de calcio (CO3Ca)	0 g/1
Materia orgánica en solución	
(expresada como C)	2,7 mg/1
Sulfuros	< 2 mg/1
Sílice (SiO2)	12,1 g/1
Residuo sólido total (a 105 °C)	137 mg/1
pΗ	7,9

7.3.5. Nueva técnica de limpieza

Se utilizó un rascador de espuma de poliuretano de 200 mm de diámetro tipo RBR-7 según catálogo T.D. Williamson, Inc.. El uso de estos rascadores ("pigs") requieren de estructuras fijas para su lanzamiento y recolección, pero dada la urgencia en mejorar el servicio de abastecimiento la construcción de las mismas se implementarán una vez concluidas las tareas de la limpieza de emergencia. Como se puede observar en la lámina de fotos, la técnica resultó muy eficiente eliminándose prácticamente todo el material adherido a las paredes del acueducto después que el rascador fuera pasado por segunda vez.

Además de facilitar enormemente las tareas de limpieza, el uso de esta técnica no requiere de cortes en el suministro de agua a los usuarios. Inmediatamente se observó una sensible mejoría en el comportamiento hidráulico del sistema, lográndose el llenado del tanque elevado de distribución con prescindencia de la cisterna a cielo abierto y accionando una sola de las cuatro bombas. Es fácil deducir que, adicionalmente, se logra una reducción en el consumo de energía eléctrica necesaria para el bombeo.

7.3.6. Tareas futuras

Las tareas programadas para un futuro inmediato consistirán, como ya se dijo, en:

- Limpieza de la galería filtrante.
- -Construcción de estructuras fijas de lanzamiento y recolección del rascador de poliuretano.
- -Nueva estrategia de desinfección del sistema que consistirá en agregado de cloro en la cisterna de la sala de bombas.
- -Implementación de análisis bacteriológicos en el sistema.
- -Análisis tendientes a evaluar parámetros tales como cloro residual, pH y temperatura en muestras de aguas.
- -Registro manométrico para obtener información respecto a la pérdida de carga en el acueducto.

Una vez que se implementen todas estas medidas se evaluará nuevamente el sistema para conocer su respuesta, tanto desde el punto de vista biológico como hidráulico.

7.4. PROVINCIA DE RIO NEGRO

Los primeros trabajos realizados en esta Provincia, comienzan en el año 1979, en una perforación de la localidad de Pilcaniyeu, donde se observó que el agua extraída presentaba una coloración verde oscura y olor séptico.

En el año 1990, se acuerda realizar un estudio sistemático que abarca 33 perforaciones correspondientes a 18 localidades de la Provincia. Este estudio se realizó en el marco de un Convenio de Cooperación entre el Departamento Provincial de Agua, el Consejo Federal de Inversiones y la Universidad Nacional de La Plata (Convenio DPA - CFI - UNLP).

7.4.1. Problemas observados

En varias perforaciones, en especial las ubicadas en localidades de la Línea Sur, se detectaban los síntomas típicos de la actividad bacteriana; agua coloreada, incrus-

tación en cañerías y bombas con severa corrosión bajo depósito, disminución de la capacidad específica, bajo rendimiento de los pozos, deterioro en la calidad de agua, etc.. En el caso de Sierra Colorada, se llegó a la obturación completa de la perforación N° 2; también era necesario el reemplazo de cañerías de impulsión y frecuentes reparaciones de bombas, con el consiguiente aumento en los costos de mantenimiento de los servicios (Rivas, J. 1991).

7.4.2. Nuevo enfoque de los problemas observados

Mediante el Convenio de Cooperación DPA - CFI - UNLP se establecieron los siguientes objetivos:

* Mejorar la calidad del agua

Eliminando el desarrollo de colores, olores y sabores objetables que inducen al usuario, a veces, a recurrir a fuentes alternativas, de incierta potabilidad.

* Disminuir los costos de mantenimiento

Mediante la detección temprana del problema evitando el deterioro de equipos e instalaciones a través de tratamientos preventivos aplicados en tiempo y forma.

* Tender a un manejo racional del recurso

Evitando la adopción de prácticas erróneas como abandono de perforaciones afectadas en su producción o por sospecha de contaminación de otro origen, tareas de rehabilitación equivocadas por falta de un diagnóstico correcto o traslado de material de un pozo afectado a otro diseminando así la contaminación a otras regiones.

* Capacitación de recursos humanos

Para lograr una ajustada comprensión de los problemas de bioensuciamiento y corrosión y generar así acciones tendientes a lograr los objetivos señalados precedentemente.

7.4.3. Resumen de trabajos realizados

Los trabajos se realizaron en perforaciones de la Línea Sur, del Alto Valle, Valle Medio y Valle Inferior. Se obtuvieron muestras de agua bombeada que se analizaron bacteriológicamente según las técnicas y métodos descriptos anteriormente en esta publicación.

En la mayoría de los casos los valores para BAT fueron de 103 - 104 bact/ml, indicando actividad microbiana y también se detectó la presencia de BRS, BPNM y BPOM. Estos análisis bacteriológicos demostraron ser una herramienta confiable para establecer un alerta precoz ya que aquellas perforaciones en la que se demostraba actividad de estos grupos bacterianos, presentaron síntomas de deterioro en los equipos de bombeo y dificultades en su

comportamiento hidráulico.

Se realizó también un relevamiento de algunos parámetros ambientales como temperatura, pH y Eh; se observó que, en general, los mismos estaban dentro del rango de valores que permiten el crecimiento y la actividad de estas bacterias.

Un resumen de éstos y de los tipos de bacterias relacionadas al hierro y/o manganeso mas frecuentemente hallados se encontrarán al final en las tablas correspondientes.

En perforaciones de Sierra Colorada, Comallo y San Javier se extrajeron los equipos de bombeo donde se constató el deterioro de los mismos y en las que se aplicaron métodos de rehabilitación y desinfección; mas adelante se describirá la experiencia en la primera de estas localidades.

De lo realizado en Valle Medio, específicamente en Choele-choel, los resultados indicaron que algunas perforaciones, sin alteraciones en su producción, tenían una actividad bacteriana importante, de acuerdo a los análisis bacteriológicos en muestras de agua bombeada. Lo mismo se observó en otras perforaciones localizadas en el Alto Valle por lo que se pudo confeccionar una estrategia futura y acciones prioritarias.

La capacitación de recursos humanos provinciales se instrumentó merced a un Seminario dictado en el ITMAS Los Alamos en San Antonio Oeste; la participación de los asistentes hace preveer un cambio de actitud en la ejecución de las tareas operativas; esto mejorará la situación provincial paulatinamente ya que, una de las causas probables de la misma, puede ser el mantenimiento no higiénico de las perforaciones.

Uno de los inconvenientes en la ejecución de las tareas previstas fue que, por diversas razones, no se pudieron ejecutar simultáneamente, las mediciones de capacidad específica para correlacionar así los análisis bacteriológicos con el comportamiento hidráulico de las perforaciones.

7.4.4.Tratamiento de desincrustación y desinfección en una perforación de Sierra Colorada, obturada por problemas de bioensuciamiento.

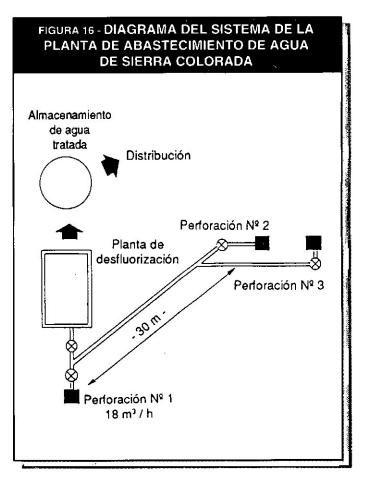
7.4.4.1. Antecedentes

Originalmente el servicio comenzó à prestarse mediante una perforación realizada en 1970 (perforación N°1); en 1983, para aumentar la capacidad de producción,

se efectuó la perforación N°2, a 30m de la anterior. Al poco tiempo, por fallas en el equipo de bombeo, quedó fuera de servicio; cuando se extrajo dicho equipo se observó la existencia de intensos fenómenos de tuberculización y corrosión lo que motivó la realización de análisis bacteriológicos (Alcalde R. y Castranovo de Knott (1986).

Probablemente debido a que ambas perforaciones se encontraban conectadas a la misma cañería, los fenómenos señalados se manifestaron en la perforación N°1; se construye una nueva perforación (N°3) ante la obturación total de la N°2.

Se realiza entonces un estudio mas integral, evaluando los diferentes grupos bacterianos en muestras de agua. Según las técnicas aplicadas en Caleta Olivia, Santa Cruz (Gariboglio, M.A. 1986); también se analizan química y bacteriológicamente muestras de incrustación. (Ver métodos para identificar los problemas de taponamiento, incrus-



tación y bioensuciamiento).

7.4.5. Tratamiento de desincrustación y desinfección.

Se realizó en la perforación N°2 y consistió en dos agregados de ácido clorhídrico de grado técnico (muriático), mediante la tubería de inyección de aire comprimido del sistema de bombeo por compresor.

Se agregó igual volúmen de agua por el caño camisa para forzar la introducción del ácido en el acuífero. El tiempo de contacto en cada caso fue de 24 hs, durante el cual se agitó periódicamente por inyección de aire. Después de cada tratamiento se bombeó por compresor para eliminar el ácido nuevamente y el efluente en su mayoría presentaba color verdoso o herrumbroso, fue recolectado en una excavación adyacente y neutralizado con cal hidratada. Durante el agregado del ácido hubo desprendimientos de vapores con olor a SH2, estando los operadores protegidos con máscaras faciales y vestimenta adecuada.

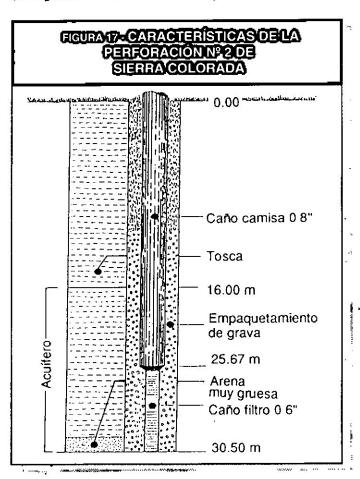
La desinfección se realizó con una solución de hipoclorito de calcio, agregado de igual manera que el ácido, obteniéndose en el primer agregado, un cloro residual de 1000 ppm que disminuyó, al poco tiempo, a 700 ppm.

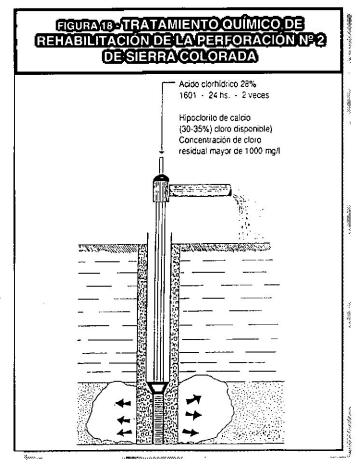
Se agregó una nueva dosis que alcanzó valores iniciales de 4000 ppm que decayeron, al cabo de 4 horas, a 280 ppm. Después de 24 hs de contacto, se bombeó por compresor para eliminar el cloro remanente y el efluente, colorado y turbio, se tornó límpido al cabo de 5 hs de bombeo a un régimen de 900 - 1000 l/h.

7.4.6. Efectividad del tratamiento

El tratamiento fue exitoso pues la perforación N°2, totalmente obstruida, retomó los niveles de producción originales y subsecuentes análisis bacteriológicos arrojaron resultados negativos para los grupos estudiados.

Otra comprobación fue que, retirado el equipo de bombeo, dos años después, no presentaba lesiones debi-





DATOS DE LOS ENSAYOS DE BOMBEO DE LA PERFORACION № 2 DE SIERRA COLORADA				
Ensayo de bombeo	Nivel estático (m)	Producción (m³/h)	Nivel dinámico (m)	Abatimiento (m)
A	15,75	25,0	23,10	7,35
В	15,18	24,8	22,57	7,39

A= datos de construcción - B= después del tratamiento de rehabilitación

A partir de estos datos las correspondientes capacidades específicas son:

A= 3,40 m³/hm B= 3,36 m³/hm

Porcentaje de recuperación estimada= 99%

das a biocorrosión.

7.4.7. Consideraciones finales

Resumiendo, después de todo lo actuado se puede señalar que:

- -Las técnicas analíticas utilizadas demostraron ser herramientas confiables para hacer un diagnóstico precoz.
- -Las tareas de rehabilitación de perforaciones atacadas resultaron eficaces, si bien se necesita un mayor desarrollo de las mismas.
- -La dispersión de estos fenómenos en la Provincia es amplia y ocasiona elevados costos de mantenimiento.
- -La Provincia dispone, en la actualidad, de antecedentes como para establecer prioridades, de una estrategia de monitoreo y de personal mas capacitado para mitigar la incidencia de problemas futuros.

7.5. PROVINCIA DE CATAMARCA

7.5.1. Antecedentes

En perforaciones del Valle de Catamarca se observaron síntomas que indicaban la posible existencia y actividad de los grupos bacterianos responsables de la biocorrosión y del ensuciamiento biológico; el uso de estas perforaciones es con fines industriales, de riego y abastecimiento público.

Las perforaciones están ubicadas en la ciudad de Catamarca (3), Parque Industrial (2), Aeropuerto (1), Jocat (1), Nueva Esperanza (Las Tejas, 2), Miraflores (Uctu Pampa, 2), Chumbicha (Nueva California, 7) y Huillapima (Tres Quebrachos, 4).

Los síntomas observados fueron agua color ocre, olores sépticos, destrucción de filtros, bombeo de arena, incrustación y corrosión bajo depósito y disminución del caudal hasta valores del 50% en algunas oportunidades.

7.5.2. Análisis bacteriológicos

Se realizaron análisis bacteriológicos en muestras de agua bombeada de 24 perforaciones; consistieron en recuentos de BAT, detección de BRS y BPNM mediante análisis cualitativos y de BPOM por la técnica del portaobjetos sumergido. Los análisis se realizaron según las técnicas y caldos de cultivos descriptas en esta publicación.

7.5.3. Resultados obtenidos

Los recuentos de BAT presentaron rangos desde 101 - 102 bact/ml en pozos de la ciudad de Catamarca hasta

104 - 105 bact/ml en pozos de las localidades de Huillapima y Chumbiche.

Las BPNM se encontraron en perforaciones de Huillapima, Nueva Esperanza, Aeropuerto y Jocat.

Las BRS fueron detectadas en mas del 50% de las perforaciones muestreadas, pero con mayor frecuencia, en las ubicadas en Chumbiche y Huillapima; no se encontraron en las perforaciones de la ciudad de Catamarca.

Respecto a las BPOM, solo se informa la existencia de "bacterias filamentosas", a veces en cantidad considerable en muestras provenientes de Tres Quebrachos, Huillapima.

7.5.4. Comentarios

Hasta el momento de redactar esta publicación no se pudo reunir información mas precisa, no obstante se puede presumir la actividad de los grupos bacterianos; la mayor cantidad y actividad de los mismos se encuentra en las localidades de Tres Quebrachos, Jocat y Nueva California.

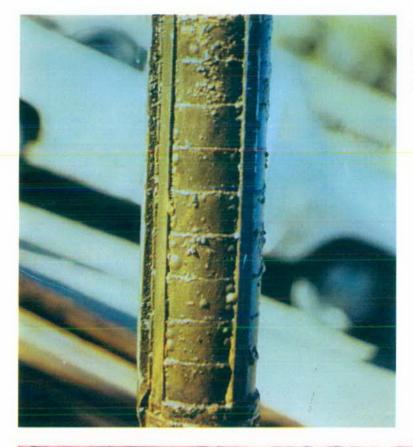
Se efectuaron además tareas de rehabilitación y desinfección con resultados variables y de los que no se dispone mayor información sobre la evaluación de los mismos.



Intenso bioensuciamiento e incrustación en un acueducto de asbesto-cemento de 200 mm de diámetro. 25 de Mayo, La Pampa.

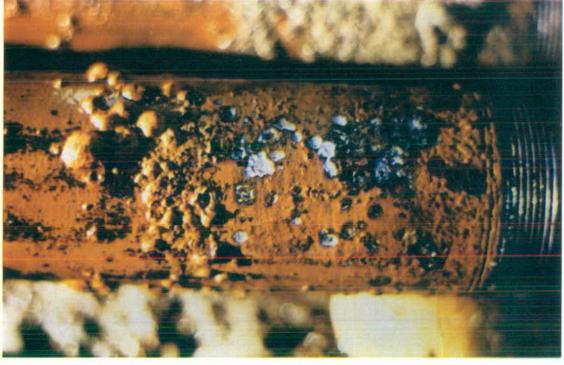
Limpieza mecánica del acueducto mediante el uso de un rascador. El color negro del material eliminado se debe a su alto contenido en óxido de manganeso (56 g/l)





Tuberculización intensa en una bomba sumergible de una perforación de Caleta Olivia.Provincia de Santa Cruz.

Típico fenómeno de tuberculización con corrosión localizada bajo depósito en cañería de hierro galvanizado a 18 meses de instalada. Provincia de Santa Cruz.





Tuberculización en cañería de impulsión de hierro galvanizado, a 18 meses de instalada. Caleta Olivia (Santa Cruz).

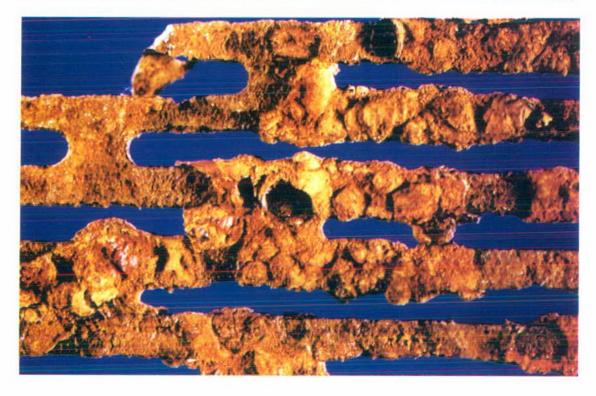


Incrustación generalizada en el encamisado de un pozo de Sierra Colorada. Provincia de Río Negro



Cañeria de impulsión con corrosión bajo depósito. Obsérvese la deposición negra de sulfuro de hierro y por debajo el pulido químico del metal por SH2 generado por BRS con pérdida del material. Comallo (Río Negro)

Filtro ranurado con tuberculización y corrosión. Provincia de Mendoza.





Intensa tuberculización con corrosión bajo depósito por acción de las BRS. Nótese que se ha perforado la pared del caño de impulsión. Maquinchao, Río Negro.





Agua coloreada proveniente de una perforación atacada por bacterias del hierro. Provincia de Río Negro.



Intensa deposición de material gelatinoso en un caño de impulsión de una perforación de la Provincia de Santa Cruz.

8. PREVENCION EN LA CONSTRUCCION DE POZOS.

La mejor protección para evitar el bioensuciamiento y otros problemas en los pozos de agua es la prevención, y ésta consiste en diseñar y construir apropiadamente el pozo. En un proyecto de abastecimiento de agua, existe siempre una tendencia a ahorrar dinero mediante el uso de métodos y materiales de poca calidad en la construcción del pozo. Esto representa una economía falsa, ya que muchos estudios han demostrado que la calidad en la construcción de un pozo contribuye a obtener un servicio prolongado y de mínimo riesgo.

8.1 - Objetivos

El propósito perseguido en la construcción de un pozo de agua consiste en ofrecer agua de buena calidad, de manera eficiente y por el mayor tiempo posible. Puede haber algunas excepciones a estos objetivos, tales como pozos temporarios para campos militares, pero estos representan los casos menos frecuentes.

Los pozos que proveen agua potable para el consumo humano deben ser diseñados y construidos para ofrecer agua de alta calidad; alcanzando óptimos niveles sanitarios, así como adecuadas características organolépticas (olor, sabor y color).

Un apropiado diseño y una construcción responsable del pozo también contribuyen a prevenir problemas de incrustación y corrosión durante la vida de los pozos. Usando buenos materiales, teniendo cuidado en la construcción y utilizando métodos de sellado y desinfección apropiados, el perforador contribuirá a asegurar una vida prolongada y menos problemática del pozo de agua.

8.2 - Diseño

El diseño apropiado de un pozo, además de determinar la profundidad y el diámetro para una mejor producción, incluye la elección de la camisa, la determinación de una admisión acorde con el sector productivo, la adopción de medidas para una protección sanitaria adecuada y la selección de procedimientos óptimos para el desarrollo del pozo, los ensayos y la desinfección, todos recaudos necesarios para obtener la mayor eficiencia y seguridad posible.

Diseñar para una máxima eficiencia, disminuye los

efectos de incrustación. La buena elección de materiales favorece la resistencia al bioensuciamiento y la corrosión.

En el caso de los pozos de alto costo y capacidad tales como aquellos para irrigación y abastecimiento a ciudades deben estar provistos de caudalímetro, y un tubo de acceso al pozo para medición de los niveles de agua y/o adición de desinfectantes, accesorios que facilitarán el control de producción y las tareas de mantenimiento.

Las premisas a considerar para el correcto diseño de un pozo de agua son:

a)El diseño del pozo debe hacerse mediante un profesional capacitado en agua subterránea (contratista, ingeniero o hidrogeólogo experimentado en la construcción e hidráulica de pozos).

b)Se deberá determinar el distanciamiento óptimo del pozo (establecido generalmente como un radio de influencia) con respecto a las fuentes potenciales de contaminación (cloacas, drenajes, arroyos y tanques sépticos).

c)El distanciamiento se ajustará considerando el tipo de acuífero a explotar (con permeabilidad primaria o secundaria), su comportamiento (libre, semiconfinado, confinado) y la magnitud de la posible fuente contaminante.

d)Se deberán realizar análisis microbiológicos y químicos del agua para determinar sus características naturales.

e)Se deberán elegir materiales que ofrezcan buen servicio considerando su precio como secundario.

8.3 - Cañería camisa

El encamisado de los pozos de agua se utiliza para cumplir las siguientes funciones:

a)Proveer estabilidad a las paredes del pozo.

b)Actuar como aislación, para evitar el ingreso de agua indeseada.

c)Alojar el equipo de bombeo.

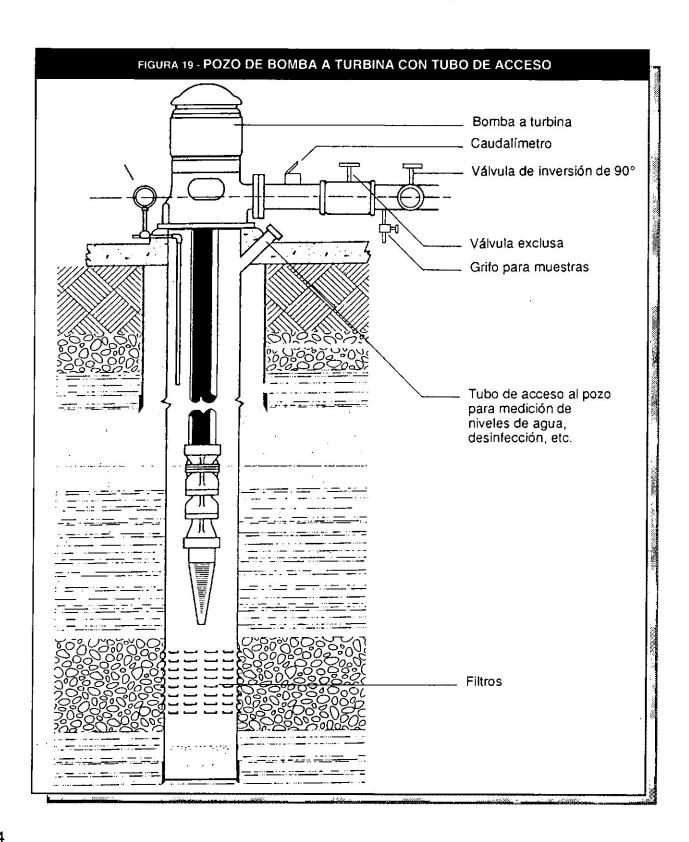
La camisa en un pozo de agua de bombeo debe tener también:

a)Un diámetro suficiente para alojar el equipo de bombeo y los instrumentos.

b)Resistencia para soportar fuerzas durante el emplazamiento y uso.

c)Capacidad para resistir la corrosión y otros deterioros.

Una gran variedad de materiales han sido usados en el encamisado del pozo de agua para varias aplicaciones,



que van desde madera a plásticos. El hormigón, sea puesto in-situ o en forma de anillos o tubos, es usado para galerías o pozos de gran diámetro. El caño de asbesto-cemento, anteriormente utilizado en varias aplicaciones, ya no se lo recomienda debido al riesgo humano potencial de ingestión o inhalación de fibras de asbesto.

El hormigón armado es apropiado para pozos de gran diámetro, excavados a mano, dando un sellado razonable, siendo a la vez lo suficientemente firme como antepozo para continuar en profundidad con menor diámetro. El hormigón armado es también utilizado en pozos de gran diámetro con drenes radiales (tipo Ranney) excavados con pala mecánica o taladro helicoidal.

Los materiales tubulares son generalmente preferidos y especificados para pozos puntuales. La siguiente tabla detalla los materiales mas comunes y sus características.

8.3.1 - Materiales utilizados en cañería camisa

Acero al carbono:

Comúnmente disponible en varias formas. Sin costura o soldado en espiral. Es fuerte y de diversas aplicaciones. Se lo prefiere para pozos termales o profundos o aquellos de diámetro mayor a 200 mm. Puede ser recuperado. Propenso a la corrosión. Es pesado para llevar a lugares distantes y su colocación requiere cuplas roscadas o un soldador especializado.

Acero inoxidable:

Tiene la dureza del acero al carbono y además resistencia a la corrosión. Elevado costo. Requiere de materiales especiales de soldadura o extremos roscados.

PVC (Cloruro de polivinilo):

De bajo costo, liviano, resistente a la corrosión. Es más propenso a quebraduras y perforaciones que el acero. Se deforma con el calor y se resquebraja bajo la luz solar. Especialistas sobre cañerías reconocen que para los estandards de encamisado de pozo de agua tienen mejores propiedades. Puede ser biselado, no necesita de habilidad para su ensamble. No puede ser recuperado.

ABS (Acrylonitrile butadiene styrene):

Posee muchas de las propiedades del PVC aunque con mayor resistencia al impacto, más resistencia al calor y menor peso pero es considerablemente más caro.

SR (Rubber-modified styrene):

Anteriormente era un material común, pero no tiene ventajas físicas sobre el PVC. Localmente puede ser usado con éxito.

FRP (Plástico reforzado con fibra de vidrio):

El FRP es considerablemente más fuerte que el ABS a un costo comparable con el acero negro. No se corroe, no es conductor. Es algo permeable. Viene con código de colores para diferencias de calor. Puede no ser apropiado como camisa de pozo de agua debido al desprendimiento de fibras.

La calidad puede variar de lugar en lugar y de fabricante en fabricante. Un especialista pozos de agua debe familiarizarse con los estandards y marcas relevantes para varios tipos de materiales; comprando a un proveedor confiable.

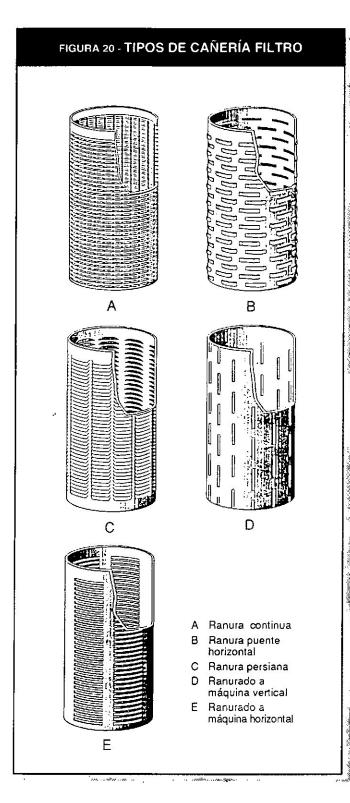
Una camisa tubular de acero sin costura de buena calidad proporciona un buen servicio en muchas aplicaciones. La camisa de materiales plásticos y fibra de vidrio es durable y resiste punzados y torceduras.

A diferencia del acero, el plástico no puede ser recuperado, pero puede ser instalado dentro de una camisa temporaria y recuperado por pescadores de fondo. Las camisas de plástico deben ser selladas y estabilizadas mediante una protección exterior y cementadas para prevenir el desplazamiento del material inestable en el pozo.

8.4 - Cañería filtro

Los pozos pueden ser generalmente divididos en 2 categorías, basadas en el tipo de admisión: con o sin filtro. Las formaciones de acuíferos que requieren de filtros son generalmente aquellas de características inestables, como arenas y gravas así como formaciones rocosas meteorizadas.

Los filtros de buena calidad para pozos de agua pueden ser caros, especialmente si son importados. Sin embargo, se los prefiere por su durabilidad ya que son de buena eficiencia hidráulica. Los modelos de acero inoxidable, plástico y fibra de vidrio, resisten mucho mejor la corrosión que los caños ranurados. Si el presupuesto de un trabajo de construcción de pozos no permite el uso de un filtro de buena calidad, la mejor elección es un filtro ranurado a máquina de PVC o de fibra de vidrio confeccionado a partir de un tubo de camisa del pozo de agua. Las ranuras deben estar espaciadas regularmente. El tamaño de la ranura debe ser lo suficientemente pequeño como para contener una alta proporción de partículas de la formación, pero no demasiado pequeño como para disminuir el aporte de agua al pozo. Las ranuras deben ser uniformes en el ancho y estar libres de virutas.



Los filtros ranurados deben ser instalados, de ser posible, con un prefiltro de grava. Este prefiltro puede ser instalado luego del entubamiento en pozos perforados por rotación o volcados dentro de las camisas transportadas mediante percusión usando el método telescópico.

Se deberá evitar el uso de camisas de acero ranuradas y perforadas, dada la dificultad para obtener ranuras uniformes, ya que los cortes mediante serruchado o soplete y el perforado con mechas o explosivos son especialmente vulnerables a la corrosión.

La arena o grava usados en los prefiltros deben estar limpios, libres de material orgánico que pueda causar taponamiento y favorecer el crecimiento bacteriano.

La granulometría del prefiltro debe tener el tamaño adecuado para retener la formación sin acumular sedimento en las paredes o en el interior del pozo.

El acabado sin filtro y con el pozo abierto deben incluir una camisa en la sección superior. El ingreso de agua por encima del nivel de bombeo debe ser impedido ya que este fenómeno favorece el crecimiento bacteriano, sin ayudar a la producción total del pozo.

8.5 - Cementación o sellado

Además de las consideraciones básicas para la buena construcción de un pozo, otro procedimiento beneficioso para prevenir o limitar el bioensuciamiento es la cementación o sellado alrededor de la camisa.

La cementación es la práctica que consiste en llenar el espacio anular entre la pared de la perforación y la parte externa de la camisa con un material de sellado.

Este material puede consistir en:

- a)Materiales de formación mezclados con lodo de perforación.
 - b)Mezclas de cemento y hormigón.
 - c)Mezclas de bentonita comercial.

La cementación ayuda a prevenir el ingreso de agua superficial cargada de bacterias al acuífero y zona de admisión del pozo. También ayuda a impedir el contacto de dicha agua con el metal de la camisa, limitando con esto la corrosión.

La mezcla de materiales de formación y lodos de perforación sería aceptable si las opciones b) y c) antes mencionadas no están a disposición. El perforador debe tomar medidas para asegurarse que el espacio abierto se llene tanto como sea posible.

Las mezclas de cemento y hormigón proveen una

rígida estabilidad, y se las prefiere para pozos muy profundos o terminados en formaciones artesianas. El cemento puede encoger al fraguar y romperse, por tal razón, puede no brindar protección absoluta contra la infiltración de agua superficial.

El sellado con bentonita ofrece la barrera más segura contra la migración del agua, ya que da el sellado más completo entre la camisa y el pozo. La bentonita queda húmeda y flexible y por lo tanto no es un sellado rígido.

8.6 Recaudos durante la perforación o reparación

La perforación y otras intervenciones en el pozo tales como el mantenimiento de bombas, nunca serán estériles pero existen medidas para minimizar la contaminación de las herramientas. Cuando se usa sólo clorinación posterior, como se describe luego, ésta puede funcionar mejor cuando una mínima contaminación es introducida en primer lugar.

Herramientas, cables, caños y alambres, deben estar libres de polvo, aceite o grasa. Se aconseja mantener las herramientas alejadas del suelo, y descontaminarlas antes de ser introducidas en el pozo. Esto es especialmente importante después de la Intervención en otros pozos.

La descontaminación más segura para las herramientas de perforación es la limpieza a vapor, la cual puede aplicarse más fácilmente a las herramientas de acero apiladas en el lugar. Donde esto no es factible, la clorinación puede ser parcialmente exitosa. Los cables de acero pueden ser sumergidos en una solución de cloro y enjuagados. El agua clorinada debe ser usada como agua de reposición en las maniobras de perforación, en la circulación de agua para el lodo, y en la inyección de aire.

Son buenos métodos para limitar la contaminación, mantener el mínimo posible de sólidos suspendidos en el lodo de perforación, minimizar el uso de polímeros biodegradables y usar tanques de lodo en vez de zanjas abiertas.

Tambien es bueno desinfectar el pozo cada día para mantenerlo lo más limpio posible durante el proceso de perforación. Esto se recomienda especialmente para la construcción por percusión que puede necesitar varios días para terminar un pozo, o para formaciones con problemas de bioensuciamiento conocidos.

La grava a ser instalada como prefiltro en pozos .

nuevos, o la grava usada para llenar un vacío en un pozo existente, debe ser también desinfectada.

Tabletas de hipoclorito de calcio (de aproximadamente 5 gramos) deben ser uniformemente mezcladas con la grava a razón de 125 a 250 gramos por tonelada de grava y la mezcla puede entonces ser vertida en el conducto de la grava para llenar el vacío anular exterior a la camisa hasta la parte superior del filtro.

Todo equipo y material a instalar en un pozo debe ser clorinado inmediatamente antes de su instalación. Esto se puede hacer espolvoreando todas las áreas expuestas con polvo de hipoclorito de calcio o rociando las áreas con una solución que tenga una cantidad residual de cloro de no menos de 200 mg/l.

8.7 Desarrollo

El desarrollo del pozo consiste en resolver defectos de la perforación y eliminar aditivos tales como lodo de perforación de la zona de admisión del pozo y del acuífero circundante. También sirve para abrir la formación y hacerla más permeable alrededor del pozo con la eliminación de finos.

El desarrollo del pozo ayuda a limitar el bioensuciamiento al desalojar el lodo de perforación cargado de bacterias y el agua de reposición usada en la perforación, así como contaminantes tales como aceite lubricante y grasas. Al abrir el acuífero, el desarrollo también ayuda a limitar el impacto de bioensuciamiento cuando éste aparece.

9. ACABADO Y TERMINACION DEL POZO.

Mientras el contratista de perforación puede estar limitado para la construcción del pozo, muchos completan los pozos durante la fase de colocación de la bomba. Los pozos deben tener un acabado sanitario seguro que no permita el ingreso desaprensivo de materiales extraños. En los climas más fríos del sur, los pozos deben terminarse con casetas de protección o con "pitless adapters". Los pitless adapters proveen una conección sanitaria de ángulo recto entre el caño de la bomba y la cañería del sistema de abastecimiento de agua debajo de la capa congelada.

9.1 Archivo de información

Los registros completos de todo el trabajo de desarrollo y terminación del pozo deben mantenerse como parte de los registros permanentes del pozo.

Deben incluir los siguientes puntos:

- a) Nombre y dirección de todo el personal involucrado en el diseño y construcción del pozo: ingenieros, perforadores, geólogos, empresa o insti-tución que aporta el capital, etc.
- b)Detalles de la construcción del pozo: diámetro y profundidad de la perforación, material y distribución del entubamiento, tipo y ranura del filtro, tipo y granulometría del prefiltro, volumen y tipo de cementación y condiciones de sellado y terminación.
- c) Registro de la perforación: profundidad y descripción de las muestras de formación, descripción del material extraído del pozo, niveles estáticos y de bombeo.
- d)Pruebas del pozo: métodos de mediciones, duración de cada operación, caudal de producción y capacidad específica del pozo; y el contenido de arena en el agua como una función del caudal de producción, capacidad específica y tiempo.

Tales registros permiten a los administradores y operadores del pozo advertir cambios en el comportamiento del mismo a través del tiempo.

9.2 Hidráulica

Las características de un buen flujo hidráulico en el pozo contribuyen a una buena eficiencia y reducen los problemas de mantenimiento. En particular, para pozos que puedan experimentar bioensuciamiento, una buena eficiencia hidráulica reduce el impacto de taponamiento y da tiempo para comenzar un programa de rehabilitación.

Este libro no se propone discutir la hidráulica de pozos detalladamente, pero las buenas características hidráulicas de un pozo depende de algunos conocimientos básicos del acuífero. Sin embargo, una eficiente selección de los filtros, niveles razonables de bombeo, y un desarrollo minucioso del pozo contribuyen a la eficiencia hidráulica.

9.3 Comportamiento insuficiente

Existen numerosas causas para un comportamiento insuficiente del pozo. Las causas pueden incluir características inherentes al acuifero que abastece de agua al pozo, el diseño de éste, su construcción, la calidad del agua, otros factores ambientales, y aún la operación del pozo. El bioensuciamiento es sólo uno de estos, (pero quizás el más serio), sin embargo, el bioensuciamiento se suma a los problemas causados por otros tipos de deterioro del pozo.

9.3.1 - Efectos y causas

- Declinación del nivel de bombeo de agua.

Causas: influencias externas tales como disminución del nivel de agua regional o interferencia entre pozos, o eficiencia hidráulica reducida en el pozo, resultantes del taponamiento o incrustación del pozo, filtro o prefiltro de grava.

- Menor capacidad específica:

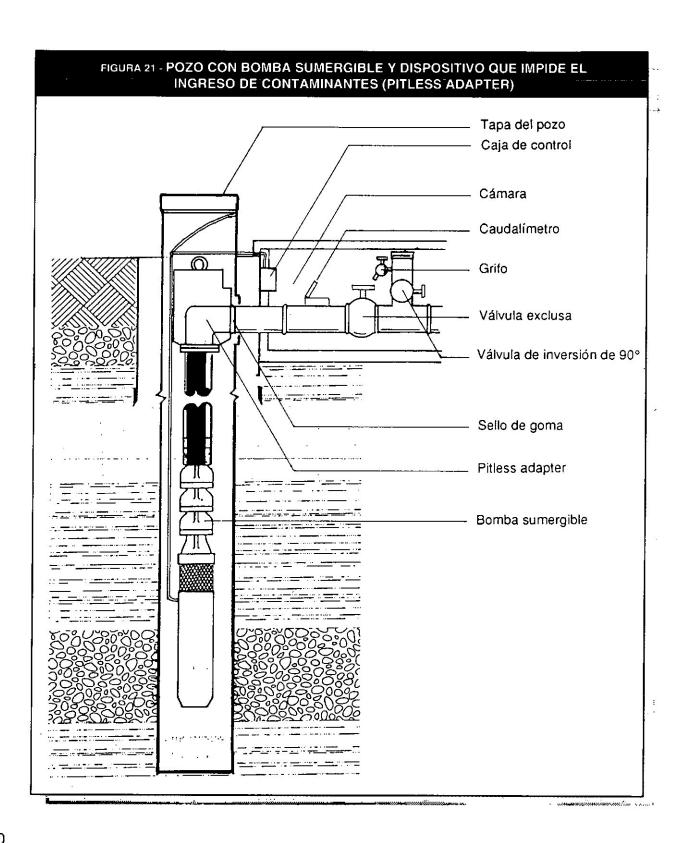
Causas: pueden ser aquellas que disminuyen el nivel de bombeo del agua o las que reducen la producción, o ambas, incluyendo incrustación, formación de taponamiento, corrosión y bioensuciamiento. Pueden estar involucrados la bomba así como el sistema acuifero/perforación.

- Baja producción (o insuficiente):

Causas: sobreexplotación, depresión de niveles de agua subterránea, desarrollo insuficiente, falta de conexión entre las fracturas que aportan agua, desgaste de la bomba o separación del impulsor del eje de la bomba, incrustación, taponamiento, o corrosión y perforación de la cañería de impulsión, elevada altura manométrica en el sistema de distribución de agua.

- Pérdida completa de producción:

Causas: generalmente una pérdida súbita de la producción del pozo es debida a la reducción del nivel de agua subterránea, taponamiento o desmoronamiento, o a fallas de la bomba. Causas múltiples. Generalmente precedido por una notable declinación del comportamiento del pozo. Una falla completa indica generalmente negligencia en el



diseño, construcción u operación.

- Bombeo de limo o arena.

Causas: presencia de arena o limo en fracturas interceptadas por el pozo abierto terminado, filtración en la parte inferior de la camisa, selección o instalación inadecuada de filtros y prefiltros de grava, corrosión de filtros, derrumbe del prefiltro debido a una excesiva velocidad vertical y arrastre.

- Ingreso de limo o arcilla.

Causas: generalmente un sellado inadecuado de la camisa o parte inferior de la misma, acceso a través del prefiltro de grava de materiales muy finos del acuífero, generalmente muy pequeños para ser retenidos por el prefiltro o bien, para quitar adecuadamente del pozo.

- Incrustación química.

Causas: agua subterránea que tiende químicamente a depositar sólidos disueltos, generalmente carbonatos y sulfatos de calcio y magnesio, u óxidos de hierro, agravada por alta turbulencia y velocidad de flujo en cercanías de la perforación, incorporación de oxígeno debido al excesivo abatimiento, oxidación microbiana. Provoca una reducción en la eficiencia y en la capacidad específica.

- Taponamiento por bioensuciamiento.

Causas: oxidación microbiana y precipitación de hierro, manganeso, y azufre con crecimiento asociado y producción de limo. Generalmente acompañado con corrosión e incrustación química simultánea. Problema asociado: degradación de la calidad del agua. Incluye, pero no siempre, bacterias del hierro. Provoca una reducción en la capacidad específica y en la eficiencia, reduce la producción, y puede ocasionar, inclusive, una pérdida completa de la producción del pozo.

- Corrosión de la bomba y el pozo.

Causas: calidad del agua naturalmente agresiva, incluyendo ácido sulfhídrico, bioensuciamiento y electrólisis debido a corrientes parásitas. Puede agravarse por una mala selección de materiales de la bomba o caño de impulsión, camisa y filtro. Puede resultar en un bombeo de arena, mala calidad del agua y derrumbe estructural.

- Falla estructural del pozo.

Causas: desplazamiento tectónico, hundimiento del suelo. Falla de camisa sin apoyo en cavernas o debido a un apoyo insuficiente de cementación, derrumbe o corrosión de filtros y camisas, longitud insuficiente de la camisa para las condiciones del acuífero, derrumbe del pozo sin filtros. Problemas relaciondos: incluye mala calidad de agua, desgaste y corrosión de la bomba.

10. MANTENIMIENTO DEL POZO.

El mantenimiento de un pozo involucra una combinación de diseño adecuado, buenas prácticas de construcción, observaciones durante las tareas de operación y tratamiento preventivo. Esto es un esfuerzo en conjunto entre administradores, operadores, perforadores y consultores.

La prevención es necesaria desde el comienzo pues a menudo el operador valora la prevención una vez que el pozo ya se ha deteriorado en su comportamiento o calidad del agua extraída.

Sin embargo, es beneficioso hacer una revisión del diseño y de las prácticas de construcción para evaluar algunos problemas previsibles desde el comienzo como:

- a) Mala localización del pozo o intervalos de acuíferos mal seleccionados.
 - b) Inadecuado diseño del área de admisión.
 - c) Mala selección de materiales: corrosión o derrumbe.
 - d) Defectos constructivos.
 - e) Falta de desarrollo del pozo.

Otros factores, tales como la calidad de agua del acuífero, son inevitables y tienen que ser considerados y analizados. Hay un costo para el mantenimiento preventivo en tiempo de operador, asistencia del contratista y consultor, y análisis. Las decisiones referidas a la inversión para el mantenimiento del pozo dependen de la situación local, pero estudios y experiencias han mostrado la siguiente relación general: los costos de mantenimiento preventivo son de un 10 a un 20 % de la rehabilitación del pozo, y la rehabilitación del pozo es de un 10 a un 20 % de la construcción de un nuevo pozo.

El mantenimiento de los pozos será mejor combinando la observación regular del comportamiento de los mismos, con tantos tratamientos preventivos como sean necesarios. La rehabilitación es el paso siguiente, es decir, cuando un pozo se ha deteriorado en gran medida, siendo el último paso el abandono definitivo, comenzando una nueva construcción.

10.1 Inspección

Inspección de mantenimiento: son verificaciones rutinarias del comportamiento elaboradas como partes de un programa establecido en el sistema de abastecimiento de agua. Objetivo: localizar cambios y deterioro en el comportamiento. Prueba de diagnóstico: los diagnósticos son realizados para evaluar las causas de deterioro en los pozos con el propósito de seleccionar una acción para mejorar el pozo si es posible.

Prueba post rehabilitación: pruebas dirigidas a evaluar la efectividad de la rehabilitación.

10.2 Verificación

La siguiente lista de verificación del comportamiento puede ser usada para evaluar la actuación del pozo:

- *¿Cuál es el caudal normal de bombeo y cuántas horas por día opera?.
- *¿Cuál ha sido la tendencia general de los niveles de agua en pozos del área?.
- *¿Cuánto abatimiento se genera en la producción del pozo debido al bombeo de pozos cercanos?.
 - *¿Cuál es la profundidad total del pozo?.
 - *¿Cuál es el nivel estático de agua del pozo?.
- *¿Cuál es el caudal de bombeo después de un período determinado de extracción continua?.
- *¿Cuál es la capacidad específica después de un período dado de bombeo continuo?.
 - *¿Cuál es la eficiencia del pozo?.
- *¿Cuál es el contenido de arena de una muestra de agua después de un período determinado de extracción continua?.
- *¿Qué cambios han aparecido en la calidad del agua o en la estructura física del pozo?.

Los factores claves no son realmente los valores obtenidos en un momento dado, sino las modificaciones a través del tiempo. Un cambio importante en cualquiera de estas condiciones indica que el pozo necesita atención.

10.3 Supervisión de la calidad del agua

La supervisión de la calidad del agua subterránea, relacionada al mantenimiento, se utiliza para evaluar cambios en las condiciones ya señaladas previamente y que pueden causar el deterioro de un determinado pozo. Los cambios en la calidad del agua son los primeros y más importantes indicadores del deterioro del pozo. Generalmente la calidad del agua cambia o se deteriora antes de que el comportamiento hidráulico del pozo sea afectado.

Las supervisiones regulares para pozos pequeños y

menos problemáticos quizás no sean productivas o posibles para los propietarios y operadores. Sin embargo, cualquier pozo valioso, irremplazable o de alta capacidad debe ser analizado en base a muestreos en boca de pozo.

Ejemplos de parámetros útiles de supervisión:

a)Hierro y manganeso totales.

b)Aniones importantes identificados, incluyendo sulfuros, sulfatos, carbonatos y bicarbonatos.

c)pH, conductividad (un indicador del total de sólidos disueltos), y potencial redox (Eh) donde sea posible (puede ser reemplazado por actividad iónica de Fe (total) a Fe2+(soluble)).

d)Recuento de bacterias heterotróficas totales, relacionadas al Fe/Mn (IRB), bacterias reductoras de sulfato (BRS), y otras bacterias involucradas con el mantenimiento como ya se indicó. Utilice los métodos descriptos en este texto.

e)Turbidez del agua producida

f)Cálculo del potencial corrosión/incrustación usando un método determinado (manteniendo el método escogido).

Cabe destacar que estos métodos son mejorados continuamente por lo que los perforadores y administradores de los sistemas de abastecimiento de agua deberán consultar a especialistas en este campo para poder disponer de recomendaciones actualizadas.

La figura 19 muestra algunas características de la terminación del pozo que ayudan a la supervisión del mismo y a los tratamientos para mantenerlos.

10.4 Controles de la bomba y el pozo

Junto con las pruebas de bombeo y supervisión de la calidad del agua, es útil realizar inspecciones visuales regulares del pozo y la bomba. La condición de la bomba y cañería de descarga (color, espesor, ubicación de revestimientos, corrosión, etc.) son evidencias del estado del medio ambiente del pozo.

Cuando la bomba es retirada, la inspección de la parte inferior del pozo mediante un sistema de televisión, si se dispone de esta tecnología, puede ser usada para evaluar la condición física del pozo. El sistema de TV es una herramienta eficaz para hacer evaluaciones antes y después de la rehabilitación del pozo.

La televisión puede mostrar características tales como incrementos del bioensuciamiento o corrosión de camisa y filtro, fibras en el pozo, roturas en la camisa y otros deterioros. También es útil para identificar específicamente las profundidades de las fracturas en pozos de roca y para identificar áreas no saturadas con ingresos de agua por arriba del nivel dinámico.

Las inspecciones por TV son dirigidas a menudo con la bomba retirada pero,si se pudiera ubicar el aparato entre la camisa y el caño de extracción, éstas son bastante reveladoras, mostrando por ejemplo pérdidas en la cañería de impulsión. Para confeccionar registros se deben tomar y archivar fotografías en color o video tapes de los componentes de la bomba. También se deben incluir los video tapes de las inspecciones por TV del fondo del pozo.

10.5 Tratamientos preventivos

Estos deben elegirse en base a análisis o pruebas, y no en base a suposiciones:

a) Clorinación preventiva: el tratamiento más común para prevenir o controlar el bioensuciamientoes es la clorinación. La desinfección es recomendada durante la ejecución del pozo como se discutió previamente, así como en tratamientos preventivos de rutina.

b)Eliminación preventiva de incrustación química: en pozos cuyas aguas son incrustantes, las sales minerales tienden a acumularse en las ranuras. Estas se pueden eliminar mediante una acidificación apropiada o mediante tratamientos vibratorios sónicos, como se describe mas adelante. Tal incrustación aparece a menudo junto con el bioensuciamiento debiendo ser eliminada y extraída para permitir que el tratamiento del bioensuciamiento sea efectivo.

En general, los productos químicos son agregados en boca de pozo y son dirigidos al nivel estático del agua mediante un caño. El cloro debe ser recirculado a través de la bomba del pozo y a través de toda la sección saturada de la camisa. Los ácidos pesados deben ser agregados en el nivel estático del agua y dejar que penetren hacia abajo. Si es posible, los productos químicos deben ser también agitados dentro del acuífero circundante. Un resumen de productos químicos y métodos aparecen en el ítem Rehabilitación del pozo.

c)Control de corrosión: el método primordial para controlar la corrosión consiste en diseñar apropiadamente el pozo. Los datos de calidad de agua deben tenerse en cuenta antes que las decisiones de diseño sean tomadas. Si las condiciones de corrosión existen, se deben elegir materiales apropiados de filtro y camisa.

El acero inoxidable y los plásticos son resistentes a la mayor parte de la corrosión causada por el ambiente subterráneo y por los productos químicos agregados durante la rehabilitación. En ambientes corrosivos, se prefiere el acero inoxidable y los plásticos en vez de acero con bajo contenido de carbono y su especificación asegura al propietario del pozo una resistencia a la corrosión a largo plazo. Donde se detectan fuentes externas de corrosión, tales como líneas de alto voltaje, se puede recurrir a una protección catódica.

11. REHABILITACION DEL POZO

La rehabilitación del pozo es necesaria cuando el comportamiento del mismo se deteriora debido a la falta de métodos de supervisión, tratamiento y tareas de mantenimiento. La otra alternativa es aceptar el status quo y el continuo deterioro.

Como rara vez se pone en práctica el mantenimiento riguroso recomendado en este texto, en la mayoría de los pozos con problemas de taponamiento o corrosión, se deja que el deterioro avance hasta un punto en que el comportamiento hidráulico y la calidad del agua se ven severamente afectados.

11.1. Planes

Como una regla general, la rehabilitación debe realizarse definitivamente si la producción del pozo, la eficiencia o capacidad específica disminuyen en un 25% (si no antes).

Una mayor declinación conlleva el riesgo que la rehabilitación pueda fallar para revertir la situación. El deterioro severo implica también el riesgo de un colapso del pozo debido a la corrosión.

Una rehabilitación adecuada en pozos con problemas de taponamiento o incrustaciones normalmente incluye tanto la agitación física como el agregado de productos químicos que ataquen el material incrustante o taponante del pozo. Los métodos de agitación física son los mismos, o con ligeras variaciones de los usados para el desarrollo del pozo: pistón, aire comprimido o jet.

Un redesarrollo apropiado puede prevenir la mayoría de los problemas de incrustación física. Es importante usar técnicas apropiadas para permitir un tiempo necesario que estabilice la formación. En algunos casos, se debe realizar un redesarrollo periódico como una tarea rutinaria de mantenimiento.

Despúes de utilizar cualquier procedimiento de rehabilitación o redesarrollo, el pozo debe ser clorinado como se describió previamente.

11.2. Productos químicos

Los productos químicos utilizados en la rehabilitación del pozo se eligen de acuerdo a la naturaleza del problema, no existiendo procedimientos estandards. Deben ser elegi-

dos en base al diagnóstico del problema existente en el pozo; generalmente, para efectuar estos trabajos, se aconseja aplicar los métodos modernos de rehabilitación de pozos. Estos están en un período de cambio ya que nueva información va mejorando el conocimiento de los efectos que los tratamientos tienen sobre los problemas que deterioran el pozo. El calor puede ser usado para incrementar la acción de los productos químicos; métodos y mezclas especiales patentadas son usados por algunos contratistas de EEUU. Europa y Australia.

Para los métodos de evaluación y limpieza de pozos, se recomienda tener algún conocimiento de los productos químicos que vayan a ser empleados. Hay que tener en cuenta que muchos de estos productos químicos son bastante peligrosos para manipular y por lo tanto deben ser usados sólo por personas entrenadas que estén familiarizadas con su uso correcto y que deberán, además, estar equipadas para proteger la piel y las vías respiratorias.

11.3. Acidos

Los ácidos son usado para disolver materiales muy incrustantes incluyendo óxidos de hierro y manganeso y depósitos de carbonatos. Los ácidos más comúnmente usados en la rehabilitación del pozo son muriático (que es ácido clorhídrico de uso industrial, HCI), sulfámico (H3NO3S) e hidroxiacético (C2H4O3).

El ácido muriático es uno de los ácidos más potentes usados para remover la incrustación inorgánica y se presenta en forma líquida. Se puede comprar con un inhibidor que reduce el efecto corrosivo del ácido sobre el metal de los filtros, camisa y componentes de la bomba.

Aunque es a menudo un excelente limpiador de pozos, no es especialmente efectivo frente al bioensuciamiento con hierro, y es extremadamente peligroso para manipular. Se requieren máscaras y vestimenta protectora adecuada. Una vez colocado en el pozo, en breves momentos se expelen vapores tóxicos; la inhalación de estos vapores puede causar la muerte, y el contacto del líquido con el tejido humano puede causar serios trastornos.

El ácido sulfámico es un material granular seco que produce un ácido fuerte cuando se lo mezcla con el agua. El ácido sulfámico no debe ser confundido con el ácido sulfúrico, el cual nunca deber ser usado en la limpieza del pozo debido a que forma productos insolubles.

Aunque el ácido sulfámico es generalmente más caro que el muriático y menos agresivo, es relativamente seguro

para manipular y fácil de transportar en su forma seca. El material seco no libera vapores y no irritará la piel seca por el contacto inmediato. Si se vuelca, puede limpiarse fácilmente. Por todas estas razones se prefiere el sulfámico como un agente acidificante; éste debe colocarse seco en la columna de agua y, generalmente no es conveniente premezclarlo en la superficie excepto bajo circunstancias específicas. Durante el tratamiento, el ácido que se disuelve en forma lenta, libera vapores peligrosos a una velocidad relativamente baja, aún así, debe haber siempre una ventilación apropiada. Existirá una menor corrosión de bombas, filtros y camisas cuando se le agregue al ácido un inhibidor (algunas marcas tienen un inhibidor premezclado). Existe una menor corrosión cuando los filtros son de acero inoxidable y cuando los pozos son tratados varias veces con ácido sulfámico inhibido.

El ácido hidroxiacético, también conocido como ácido glicólico, es un ácido orgánico líquido y disponible comercialmente en concentraciones de 70 %. Aunque no es tan conocido o comúnmente usado como el ácido muriático o el sulfámico, su uso ha alcanzado excelentes resultados en el tratamiento de pozos con bioensuciamiento. Es bastante seguro para usar porque es relativamente no corrosivo y produce poco o ningún vapor tóxico. El ácido hidroxiacético es el ingrediente activo principal en las mezclas ácidas comerciales antibacterianas.

Debido a sus propiedades bactericidas y quelantes de metales, el ácido hidroxiacético es a menudo muy efectivo en el tratamiento de pozos con problemas de bioensuciamiento por bacterias del hierro. Ya que el ácido hidroxiacético es más débil que el clorhídrico y el sulfámico, se necesita más tiempo de contacto para eliminar la misma cantidad de incrustación extraída.

Otros ácidos orgánicos han servido como agentes quelantes para dispersar incrustaciones en el lavado del pozo. El ácido oxálico es también efectivo como un acidificante primario en agua\(\text{con bajo contenido de calcio.}\)

Numerosos productos químicos "patentados" (fórmulas secretas) se venden para limpieza de pozos. Estos deben ser evaluados según la información del abastecedor, recomendaciones del consultor para el mantenimiento del pozo y otros usuarios.

Hay una tendencia por parte de los abastecedores de productos patentados a hacer alarde de su efectividad, cuando en realidad ellos son a menudo mejoras de productos "genéricos".

Un caso especial de farmacopea química del pozo es

el peróxido de hidrógeno acuoso que actúa como un desinfectante poderoso y ha sido usado con efectividad para eliminar bioensuciamiento.

Las soluciones de peróxido deben ser manipuladas con el respeto que se les tiene a las mezclas corrosivas de ácido y cloro. Pueden ser peligrosas para la piel y para las membranas mucosas.

11.3.1. Tratamiento con ácidos

Después que una solución de ácido es colocada en el pozo o se han disuelto los "pellets", una cantidad de agua igual a la del filtro del pozo es vertida en él para forzar a que la solución de ácido penetre en la formación. La mezcla debe ser agitada por pistón, jet o recirculación con bomba.

Los inhibidores son a menudo recomendados para limitar el ataque del ácido sobre las partes metálicas del pozo. Existen varios tipos disponibles, incluyendo las sales de Rochelle y las gelatinas. Muchos de los inhibidores inorgánicos son tóxicos y deben ser extraídos completamente después del tratamiento. La gelatina tiene el inconveniente secundario de pegarse a los materiales de formación y proveer de alimento a las bacterias, por lo que debe ser también completamente extraída.

El tratamiento posterior a la utilización de ácidos implica, después de la agitación mecánica, dejar la solución en el pozo para que reaccione con los incrustantes hasta alcanzar un pH de 6,5 a 7, seguido de una nueva agitación y se bombea para desalojar la solución. El tiempo de reacción varía de unas pocas horas a más de 15 horas, dependiendo del tipo de ácido usado y la cantidad de incrustantes.

Los productos químicos y materiales extraídos durante el tratamiento deben ser bombeados hasta que el agua quede clara y retome su calidad anterior. El tratamiento de purga del agua debe terminarse de una manera ambientalmente segura. El agua ácida de purga puede ser neutralizada y bombeada en una planta de tratamiento de aguas de desecho o eliminada por drenaje superficial si fuera posible. Si las condiciones así lo indican, el tratamiento químico puede repetirse.

11.4. Shock con cloro

El procedimiento más importante usado para limitar y eliminar la incrustación biológica es el tratamiento llamado shock con cloro. Concentraciones tan elevadas como 500 a 2000 mg/l de cloro son generalmente convenientes para tratar pozos severamente taponados por el bioensuciamiento. Las formas de cloro más fáciles de manipular son el hipoclorito de calcio (sólido, granulado) o hipoclorito de sodio (líquido). El cloro gaseoso puede ser usado por aquellas personas que estén entrenadas para manipularlo en forma segura.

El shock con cloro deberá preceder a todo tratamiento con ácido usado en pozos con incrustación bacteriana ya que su utilizacón exclusiva sólo puede ser suficiente para pozos pequeños o pozos con problemas menores de bioensuciamiento.

Una vez que la solución de cloro es introducida en el pozo, se la debe forzar a través de las ranuras del filtro para que penetre dentro de la formación acuífera y esto se consigue agregando agua al pozo como se indicó anteriormente.

Luego, al igual que en el tratamiento con ácido, se hace una agitación mecánica para favorecer la acción del mismo. Debido a que el cloro desintegra el limo orgánico, la agitación mecánica ayuda a disgregarlo y llevarlo de la formación al pozo, de donde puede ser extraído por bombeo.

La agitación se puede realizar agregando chorros de agua con cloro o por agitación en el encamisado por encima del filtro. Otro método consiste en tapar el pozo inyectando y liberando aire comprimido alternadamente. El cepillado es muy efectivo porque ayuda a disgregar materiales de la camisa, filtro e interior del pozo. El cloro debe ser también circulado a través de todo el sistema de bombeo.

Utilizando intervalos de tiempo más prolongados entre cada tratamiento para bacterias del hierro, se puede implementar un procedimiento de tres pasos que consiste en un ataque inicial con cloro, seguido del uso de acidificación y un shock final con cloro en todo el sistema de distribución.

El costo adicional por la aplicación de tres tratamientos separados queda casi siempre justificado debido a los óptimos resultados que se logran. El tiempo siempre favorece la efectividad del cloro, por lo tanto, cuanto más tiempo esté en contacto, mejor. Las soluciones de cloro deben dejarse para que actúen por lo menos 24 horas antes de ser eliminadas por bombeo.

Si el cloro residual (cloro libre que queda antes de combinarlo con el material en el agua) se reduce a menos de 50 mg/l, se debe agregar una dosis complementaria de cloro.

Después que el agua con cloro se aquieta, debe ser

agitada nuevamente y retirada con la bomba. El agua de purga con residuo de cloro debe ser bombeada a una laguna de retención abierta o tanque permitiendo así que el cloro se disipe (el cloro en altas concentraciones puede arruinar el tratamiento de aguas de desecho y matar la vida acuática). Una vez disipado el cloro, el agua puede descargarse en una planta de tratamiento de aguas de desecho.

Si las condiciones lo indican, se puede repetir el procedimiento. Aunque los pozos pueden ser tratados por incrustación biológica o bioensuciamiento, las bacterias son difíciles de eliminar y la mayoría de los problemas se presentan nuevamente. La prevención es la regla y todo el equipo de servicio y perforación, junto con los componentes de la bomba, deben ser clorinados antes de entrar al pozo.

11.5. Uso de calor

Estudios realizados en Canadá han conducido a una revalorización del uso del agua caliente para potenciar los tratamientos químicos y así matar y dispersar las bacterias del hierro. En algunos casos, y sin productos químicos, era suficiente con el agua calentada a 54°C y recirculada por varios días.

Varios contratistas en EEUU emplean rutinariamente tratamientos con mezclas de productos químicos calentados. El calor es preferido cada vez más como método para eliminar el bioensuciamiento allí donde los productos químicos no pueden ser usados por razones ambientales.

11.6. Polifosfatos

Los polifosfatos son a veces utilizados para dispersar arcillas u otros residuos, pero generalmente no son recomendados como dispersantes de biopelículas; el riesgo consiste en que al despolimerizarse pueden servir cómo nutrientes bacterianos. Por este motivo se prefieren polímeros de cadena larga como biodispersantes.

Se debe usar siempre una pequeña cantidad de hipoclorito junto con polifosfatos para matar toda bacteria que pueda estar presente.

Una vez finalizado el tratamiento, el polifosfato debe ser extraído del pozo en su totalidad y confirmada su ausencia por un análisis químico (fosfatos totales). El agua de purga debe ser volcada en una planta de tratamiento de aguas de desecho o esparcida en forma apropiada sobre la superficie del suelo. La eliminación del agua cargada con

fosfatos en aguas superficiales, puede causar florecimientos de algas y agotamiento del oxígeno, produciendo en consecuencia daños en los animales acuáticos.

11.7. Métodos vibratorios

Algunos métodos vibratorios o sónicos han sido desarrollados para proveer tratamientos controlados de shock en pozos. Uno de ellos es el tratamiento Sonarjet (Water Well Redevelopers, Inc., Anaheim, CA, USA) el cual produce en el pozo un shock de ondas de alta velocidad. Este método es particularmente beneficioso para eliminar severos depósitos sobre y alrededor de los filtros ranurados, en prefiltros de grava y en las paredes del pozo. Son más seguros y más controlados que aquellos que utilizan explosivos.

Los métodos sónicos, hasta ahora, tienen poco efecto sobre los depósitos blandos; sin embargo, son útiles para eliminar depósitos duros y permitir el acceso a depósitos de bioensuciamiento. Un protocolo revisado de tratamiento sería:

- a)Tratamiento previo de shock con cloro.
- b)Tratamiento con método vibratorio.
- c)Bombear para desechar.
- d)Shock con cloro/agitación/eliminación por bombeo.
- e)Acidificación/agitación/eliminación por bombeo.
- f)Shock con cloro/agitación/eliminación por bombeo.
- g)Prueba de efectividad.

Todos los tratamientos deben concluir con una prueba complementaria para residuos químicos, bacterias contaminantes, bioensuciamiento y cambios en la composición química. Si los resultados revelan datos inadecuados, se deben repetir los tratamientos.

11.8. Tratamiento posterior

La mejor comparación para un pozo de agua que presenta un bioensuciamiento crónico sería una persona que ha sido sometida a una operación a corazón abierto. Los problemas principales (bloqueo, incrustación, circulación insuficiente) pueden haber sido resueltos, pero es necesario un programa estricto de tratamiento para prevenir su recurrencia.

No se conoce ningún tratamiento de rehabilitación de pozos completamente efectivo. Al cabo de cierto tiempo, todo bioensuciamiento vuelve.

El propósito de la rehabilitación es restaurar o mejorar

el comportamiento para ganar tiempo antes de que el problema vuelva.

El tratamiento y las tareas de mantenimiento son la única estrategia que puede prevenir la necesidad de otra rehabilitación e indudablemente puede prolongar el tiempo hasta que una rehabilitación completa sea necesaria.

El tratamiento y las tareas de mantenimiento que se utilizan después de la rehabilitación son iguales a las descriptas en la sección de tratamiento preventivo. La única diferencia puede ser, tal vez, que los métodos de tratamiento y de evaluación puedan estar más estrechamente enfocados al problema considerado en la rehabilitación. Con respecto al bioensuciamiento, es mas importante considerar como indicador del mismo a los cambios en la calidad del agua que a la pérdida de comportamiento hidráulico. Se debe recordar que los cambios en la calidad del agua es la evidencia que aparece primero.

Cuando las pruebas indican que el crecimiento del bioensuciamiento se está volviendo nuevamente problemático, el shock con cloro debe emplearse en la primera oportunidad. Cuando el tratamiento se ha realizado completamente, se deben hacer más análisis para comprobar su efectividad y estas pruebas se deben repetir tantas veces como sean necesarias.

Después de una experiencia suficiente, es posible un tratamiento a intervalos regulares sin mayores pruebas. Por otro lado, si las pruebas son imposibles, un tratamiento, especialmente el de shock con cloro, debe ser usado de cualquier manera. Si el uso del cloro no ha sido suficiente los operadores del pozo podrán percibir su falta de efectividad.

Una buena idea durante esta fase de mantenimiento es tomar medidas para reducir et impacto de bioensuciamiento del pozo sobre la operación del mismo y su sistema conexo.

a)Cuando el reemplazo de la bomba sea necesario, se deberá elegir un diseño y construcción de acero inoxidable o plástico con impulsores abiertos para reducir el impacto del taponamiento.

b)Se debe utilizar una cañería de impulsión de plástico donde fuere posible. En las bombas a turbina deberán usarse accesorios de acero inoxidable y otros elementos resistentes a la corrosión. Se deberá usar un caño de impulsión completamente nuevo cuando llegue el tiempo de renovarlos o, al menos,debe instalarse un aislante de resistencia para separar aceros de diferente potencial eléctrico.

c)Verificar y eliminar corrientes eléctricas parásitas lo máximo posible.

d)Instalar filtros entre el pozo y el sistema de distribución de agua para limitar o prevenir la migración de microorganismos que puedan provocar bioensuciamiento dentro del sistema.

12. RECONSTRUCCION, ABANDONO Y SELLADO DEL POZO

12.1. Reconstrucción

La estructura del pozo tiene a veces que ser renovada o modificada para solucionar un problema, generalmente por una zona de "agua de mala calidad", o un "estrato" de lodo u otra fuente de materiales muy finos, o bien para reparar secciones corroídas y hasta colapsadas.

Generalmente, para cualquiera de estos problemas, se instala y se fija en el lugar un revestimiento apropiado (reentubamiento interior del pozo). Este procedimiento puede ser complicado y no siempre efectivo. No reemplaza el buen diseño y elección de materiales del pozo desde el comienzo, pero es a menudo una medida que puede ser utilizada con éxito. Una limitación es que se pierde algo del diámetro interno del pozo, a menudo más de 5 cm y esto puede significar una restricción para la instalación de bombas, y seguramente una reducción en la producción del pozo.

Otra técnica de reconstrucción para limitar o eliminar el arrastre de arena consiste en la instalación de aparatos que controlan el flujo de succión (Succion Flow Control Devices - SFCD). Estos han sido usados con éxito en Europa, EEUU, y México para controlar los problemas de incrustación y de bombeo de arena en los pozos. El SFCD es un largo caño ranurado en el que los intervalos de ranura se incrementan hacia arriba, colocado en la zona de los filtros y que obliga al flujo bombeado, a ingresar al pozo en forma horizontal. De esta forma se reduce fuertemente la velocidad en la zona superior lográndose una ecualización de la afluencia de agua sobre la longitud total de la admisión del pozo. Por consiguiente, se eliminan algunas de las causas del bombeo de arena y mejoran otros aspectos del comportamiento del pozo como por ejemplo el aumento de la capacidad específica y de la producción. En las figuras 22 y 23 se muestran los componentes del flujo de agua en un pozo en funcionamiento normal y las modificaciones que ocurren en la hidráulica de un pozo similar con el dispositivo SFCD instalado.

12.2. Abandono del pozo

Algunos pozos están en tal mal estado o ubicación que no pueden ser rehabilitados o reconstruidos en forma

efectiva. Por ejemplo, si un pozo gotea por afuera de la camisa, es generalmente imposible (o al menos no se justifica su costo) reparar la cementación. En estos casos los pozos son abandonados o puestos fuera de servicio y reemplazados, debiéndose indefectiblemente proceder a su taponamiento.

El taponamiento o sellado apropiado de un pozo sirve para prevenir la contaminación del acuífero y eliminar peligros físicos. Se aplica a los pozos de exploración y a perforaciones de estudio, pozos de explotación incompletos y completos, que son desafectados del servicio.

Dentro de las posibilidades, el objetivo es restaurar las condiciones hidrogeológicas naturales que existian antes de que el pozo sea perforado.

12.3. Sellado

Previamente a cualquier maniobra, el pozo debe ser medido e inspeccionado para asegurarse de que no haya obstrucciones que puedan interferir con el sellado permitiendo que agua indeseable fluya hacia el acuífero productor de agua potable. La camisa debe ser extraída, para asegurar un sellado adecuado, pero si esto no es posible, debe ser destruída o perforada.

Los pozos pertenecientes a perforaciones abandonadas, o viejas perforaciones productivas, especialmente aquellos en los que se sabe que están con severos síntomas de actividad de bacterias del hierro, deben ser fuertemente atacados con cloro, cepillados o agitados, mientras la seguridad lo permita, y el sedimento debe ser extraído.

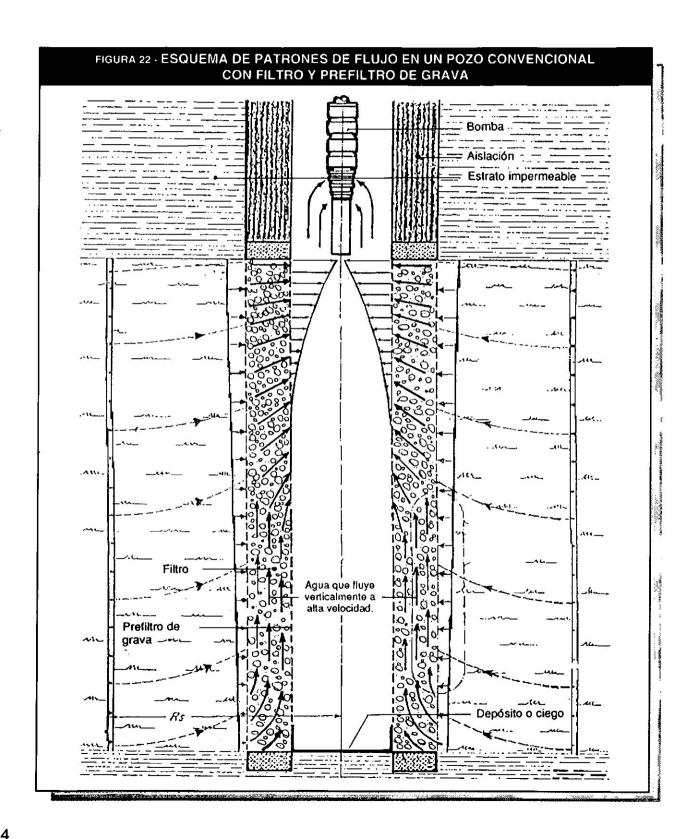
El pozo debe ser entonces nuevamente tratado con cloro. Esto reduce el problema del pozo taponado como fuente de una posterior contaminación para otros pozos del área.

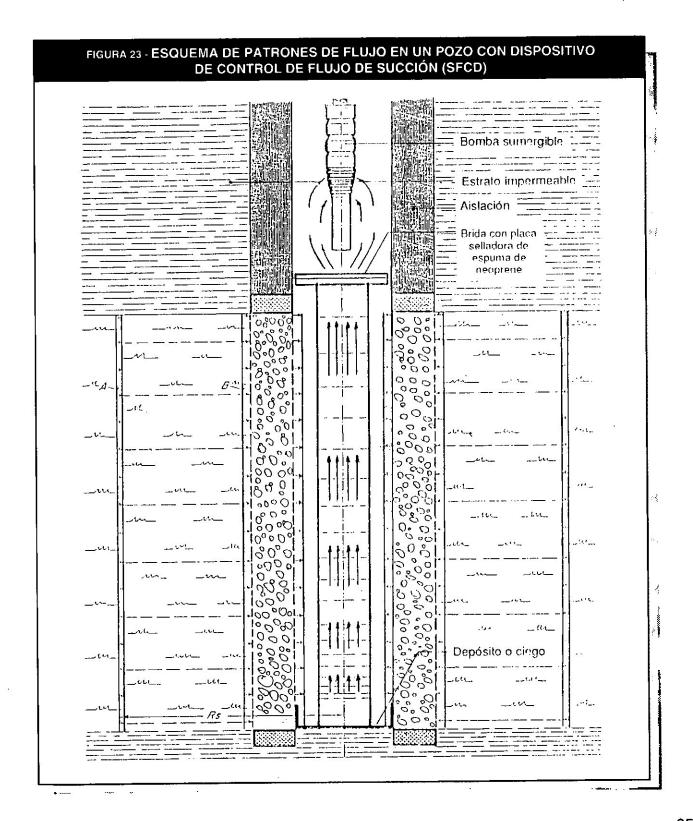
Para sellar en forma apropiada un pozo abandonado, se deben considerar las condiciones del agua subterránea del lugar. Cuando el agua subterránea aparece en un acuífero no confinado, el objetivo es prevenir la filtración de agua superficial a través del agujero o a lo largo de la parte externa de la camisa hasta la napa freática. Las operaciones de sellado para un acuífero confinado deben aislar el agua en el pozo.

En pozos surgentes, el nivel de agua debe reducirse para controlar el flujo antes de colocar el sello.

Se pueden utilizar varios métodos:

a)Introducir fluídos de alta gravedad específica para detener la surgencia.





b)Extender la cañería lo suficientemente alta de la superficie para equilibrar la surgencia.

c)Bombear el pozo afectado, o pozos cercanos, para crear un abatimiento en el pozo a sellar.

El hormigón armado, la lechada de cemento o bentonita deben ser usados como materiales principales para el sellado, y su colocación se efectuará desde abajo hacia arriba mediante métodos que eviten la segregación o dilución del material.

Se pueden usar diferentes tipos de sellado, dependiendo de las condiciones de flujo. Sellados intermedios se colocan entre los acuíferos confinados que tengan niveles estáticos diferentes, previniendo con esto que el agua pase de un acuífero a otro.

También la colocación de tapones de cemento o acero, especialmente diseñados, pueden ser colocados bajo los acuíferos principales. El fondo del pozo puede llenarse con lechada de cemento desinfectada. Este tipo de tapones permanecen fijos y no son extraídos.

El propietario del pozo o el perforador contratista debe :

a) estar familiarizado con el sellado y los requerimientos que informa la jurisdicción local y b) informar el abandono del pozo a las autoridades competentes. El lugar del pozo abandonado debe ser marcado o registrado con mojones, como puntos de referencia permanente.

Los registros completos del procedimiento de abandono deben mantenerse para posibles referencias futuras y se deben entregar copias a las autoridades competentes cumpliendo con los siguientes requerimientos.

Tales registros incluyen:

- a)La profundidad de cada capa de sellado y los materiales utilizados.
 - b)La cantidad de materiales de sellado usados.
- c) Mediciones de niveles estáticos de agua y profundidades.
- d)Todo cambio en el pozo durante el taponamiento, tal como la perforación de la camisa

BIBLIOGRAFIA

Adams, L.F. and Ghiorse, W.C. 1985. Influence of Manganese on Growth of a Sheathless Strain of Leptothrix discophora. Appl. Environ. Microbiol. 49 (3):556-562.

Alcalde, R. and E. Castronovo de Knott. 1987. Occurrence of Iron Bacteria in Wells in Rio Negro (Argentina). Proc. 1986 International Symposium on Biofouled Aquifers: Prevention and Restoration. D.R. Cullimore, ed. American Water Resources Association, Bethesda, MD., pp. 127-136.

Alcalde, R. and Gariboglio, M.A. 1990. Biofouling in Sierra Colorada Water Supply: a Case Study, International Conference on Microbiology in Civil Engineering, (ed. P. Howsam) Cranfield Institute of Technology, England, pp. 183-191.

Alcalde, R. and Gariboglio, M.A. 1990. Monitoring, Maintenance and Rehabilitation Strategies for Biofouling Control in Water Wells in Río Negro (Argentina), International Conference on the Monitoring, Maintenance and Rehabilitation of Water Supplies Boreholes and Irrigation Tubewells. (ed. P. Howsam) Cranfield Institute of Technology, England, pp. 338-343.

Alford, G. et al. 1984. Contamination of Water Wells by Organisms. Position paper presented to the Winfred Rockefeller Foundation, Arkansas Water Resources Research Center, Fayetteville, AR.

Alford, G. et al. 1987. Discussion: Restoration of Wells by Radiation Therapy. IPSCO 1986 Think Tank on Biofilms and Biofouling in Wells and Groundwater Systems. D.R. Cullimore, ed. Regina Water Research Institute, Regina, SK, Canada, pp. 55-57.

Allen, M.J. and S.M. Morrison. 1973. Bacterial Movement Through Fractured Bedrock. Ground Water 11(2):6-10.

ANSI/ASTM Standard F 480-76, Standard Specifications for Thermoplastic Water Well Casing Pipe and Couplings Made in Standard Dimension Ratios (SDR). American Society for Testing and Materials, Philadelphia, PA.

ANSI/AWWA Standard A100-84, Water Wells. American Water Works Assn., Denver, CO.

ANSI/AWWA Standard C651-86, Disinfection of Water Mains. American Water Works Assn., Denver, CO.

ANSI/AWWA Standard C652-86, Disinfection of Water-Storage Facilities. American Water Works Assn., Denver, CO.

ANSI/AWWA Standard C653-87, Disinfection of Water Treatment plants. American Water Works Assn., Denver, CO.

ANSI/AWWA Standard C654-87, Disinfection of Water Wells. American Water Works Assn., Denver, CO.

ANSI/AWWA Standard E101-88, Vertical Turbine Pumps - Lineshaft and Submersible Types. American Water Works Assn., Denver, CO.

APHA-AWWA-WPCF 1985. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 15th Ed., American Public Health Assn., Washington, DC.

API RP38 1975. Recommended practice for biological analysis of subsurface injection waters. 3rd edn, American Petroleum Institute, Dallas, USA.

Arceneaux, W. 1974. Operation and Maintenance of Wells. J. AWWA [vol]:199-204.

Aristovskaya, T.V. and G.A. Zavarzin 1971. Biochemistry of Iron in Soil. Soil Biochemistry, Vol. 2 (A.D. McLaren and J.J. Skujins, eds.). Marcel Dekker, New York, pp. 385-408.

Armstrong, W.B. 1978. Redox Potential Measurements as an Indication of Biochemical Well Plugging. Ground Water 16:446-447.

AWWA 1973. Water Chlorination Principles and Practices. American Water Works Assn., New York.

Bases, J.K. 1930. Over sulfaat reductie door bacterien. Doctoral dissertation. Meinema: Delft.

- **Baker, J.H.** 1984. Factors Affecting the Bacterial Colonization of Various Surfaces in a River. Can. J. Microbiol. 30:511-515.
- **Bakke, R. and P.Q. Olsson.** 1986. Biofilm Thickness Measurements by Light Microscopy. J. Microbiol. Meth. 5:93-98.
- **Barbic, F.F.** et al. 1974. Iron and Manganese Bacteria in Ranney Wells. Water Res. 8:895-898.
- **Barbic, F.F. et al.** 1975. Development of Iron and Manganese Bacteria in Ranney Wells. J. AWWA 67: 565-572.
- Barbic, F. et al. 1987. Ecology of Iron and Manganese Bacteria in Underground Water. Proc. 1986 International Symposium on Biofouled Aquifers: Prevention and Restoration. D.R. Cullimore, ed. American Water Resources Association, Bethesda, MD., pp. 11-22.
- **Beijerinck, M.W.** 1895. Über Spirillum desulfuricans als Ursache von Sulfatreduction. Zentbl. Bakt. ParasitKde (abt.2), 1,1-9, 49-59, 104-14.
- **Bennett, T.W.** 1970. On the Design and Construction of Infiltration Galleries. Ground Water 8(3):16-24.
- **Black**, **J.P. et al.** 1987. The Role of Bacterial Polymers in Metal Release into Water. Proc. 1986 International Symposium on Biofouled Aquifers: Prevention and Restoration. D.R. Cullimore, ed. American Water Resources Association, Bethesda, MD., pp. 37-42.
- **Bryers, J.D.** 1984. Biofilm Formation and Chemostat Dynamics: Pure and Mixed Culture Considerations. Biotechnol. Bioengr. 26:948-958.
- **Burke, V. et al.** 1984. Isolation of Aeromonas spp. from an Unchlorinated Domestic Water Supply. Appl. Environ. Microbiol. 48:367-370.
- **Busscher, H.J. et al.** 1984. Measurement of the Surface Free Energy of Bacterial Cell Surfaces and Its Relevance for Adhesion. Appl. Envir. Microbiol. 48(5):980-983.
 - Caldwell, D.E. 1987. Microbial Colonization of Surfa-

- ces, Proc. 1986 International Symposium on Biofouled Aquifers: Prevention and Restoration. D.R. Cullimore, ed. American Water Resources Association, Bethesda, MD., pp. 7-9.
- Caldwell, D.E. et al. 1981. Quantitation of Microbial Growth on Surfaces. Microb. Ecol. 7:1-11.
- Campbell, M.D. and J.H. Lehr 1973. Water Well Technology, McGraw-Hill Book Co., New York, NY.
- Carlson, L. et al. 1980. Minerological, Geochemical, and Microbiological Aspects of Iron Deposition from Groundwater. Biogeochemistry of Ancient and Modern Environments. P.A. Trudinger et al., eds. Australian Academy of Science and Springer Verlag, pp. 355-364.
- **Cataldi, M.S.** 1938. Aislamiento de Leptothrix ochracea en medios sólidos a partir de cultivos electivos líquidos. Folia Biol. N° 79-80-81-82. Buenos Aires.
- **Cataldi, M.S.** 1939. Estudio Fisiológico y Sistemático de algunas Chlamydobacteriales. Tesis. Universidad de Buenos Aires.
- Cataldi, M.S. 1940. La presencia de bacterias del hierro en las aguas de consumo de la ciudad de Buenos Aires. Boletín de Obras Sanitarias de la Nación. Buenos Aires. Argentina.
- Chantereau, J. 1985. Corrosión bacteriana. Editorial Limusa. México.
- Characklis, W.G. et al. 1982. Dynamics of Biofilm Processes: Methods. Water Res. 16:1207-1216.
- Characklis, W.G. and Cooksey, K.E. 1983. Biofilms and microbial fouling. In Advances in Applied Microbiology (ed. A.I. Laskin) Academic Press, London, pp. 93-108.
- International Symposium on Biofouled Aquifers: Prevention and Restoration. D.R. Cullimore, ed. American Water Resources Association, Bethesda, MD., pp. 57-78.
- Cholodny, N.G. 1924. Deutsch Botanische Gesellschaft Berlin Berichte 42, 35-44.

Christian, R. 1975. Distribution, Cultivation, and Chemical Control of Gallionella from Alabama Ground Water. MS Thesis, University of Alabama.

Christofi, N. et al. 1983. The Geomicrobiology of the Harwell and Altnabreac Boreholes, FLPU-83-4 (U.S. DOE/RW/83.164). Institute of Geological Sciences, Harwell, Oxfords., UK.

Clark, F.M., Scott, R.M. and Bone, E. 1967. Heterotrophic Iron Precipitating Bacteria. J.AWWA. pp. 1036-1042.

Clarke, F.E. 1980. Corrosion and Encrustation in Water Wells, a Field Guide for Assessment, Prediction, and Control. FAO Irrigation and Drainage Paper 34, Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome, Italy.

Clarke, F.E. and I. Barnes. 1969. Evaluation and Control of Corrosion and Encrustation in Tube Wells of the Indus Plain, West Pakistan. Geological Survey Water Supply Paper 1608-L, U.S. Geological Survey, pp. L1-L63.

Cooksey, K.E. 1987. Meeting Reports: The AIBS-ONR Workshop on Marine Biodeterioration. Bio. Bull. 1(4):2-6

Cord-Ruwisch, R. et al. 1987. Sulfate-Reducing Bacteria and Their Activities in Oil Production. J. Petrol. Tech. v. __ n.__:97-106 (January).

Costerton, J.W. 1987. Conceiving, Culturing, and Controlling Biofilms (discussion). IPSCO 1986 Think Tank on Biofilms and Biofouling in Wells and Groundwater Systems. D.R. Cullimore, ed. Regina Water Research Institute, Regina, SK, Canada, pp. 3-5.

Cragnolino, G. and O.H. Tuovinen. 1984. The Role of Sulphate-Reducing and Sulphur-Oxidizing Bacteria in the Localized Corrosion of Iron-Base Alloys - A Review. International Biodeterioration 20:9-26.

Craun, G.F. 1979. Waterborne Disease - A Status Report Emphasizing Outbreaks in Ground-Water Systems. Ground Water 17:183-191.

Crerar, D.A. et al. 1979. Biogeochemistry of Bog Ore

in the New Jersey Pine Barrens. Chem. Geol. 24:111-135.

Cullimore, D.R. 1975. The Control of Iron Bacteria in Water-Section 1: Laboratory Studies, Final Report. Regina Water Research Institute, Regina, SK.

Cullimore, D.R. 1976. Tackling the Rusty Monster Problems in Wells, the Story of a Research Project, RWRI Information Booklet No.1. Regina Water Research Institute, Regina, SK, Canada.

Cullimore, D.R. and Mc Cann, A. 1977. The Identification, Cultivation and Control of Iron Bacteria in Ground Water; in Aquatic Microbiology; F.A. Skinner and J.M. Shewan, editors; Acadamic Press, New York, pp.219-261.

Cullimore, D.R. 1979. Rusty Monsters - Disinfectant Control of Iron Bacterial Infestations. Can. Water Well, 5:6-10

Cullimore, D.R. 1981a. The Bulyea Experiment. Can. Water Well 7(3):18-21.

Cullimore, D.R. 1981b. Physical Ways to Control Build-Up of 'Rust' in Wells. The Johnson Drillers J. 53(1):8,9,23,25.

Cullimore, D.R. 1983. The Study of a Pseudomonad Infestation in a Well at Shilo, Manitoba. Ground Water 21:558-563.

Cullimore, D.R., ed. 1987a. Glossary of Microbiological Terms. IPSCO 1986 Think Tank on Biofilms and Biofouling in Wells and Groundwater Systems. Regina Water Research Institute, Regina, SK, Canada, pp. 73-86.

Cullimore, D.R. 1987b. Physico-chemical Factors in Influencing the Biofouling of Groundwater. Proc. 1986 International Symposium on Biofouled Aquifers: Prevention and Restoration. D.R. Cullimore, ed. American Water Resources Association, Bethesda, MD., pp. 23-36.

Cullimore, D.R. 1988. A Simplified Atlas to Understand the Classification of Bacteria. Regina Water Research Institute, Regina, Saskatchewan.

Cullimore, D.R. and A.E. McCann. 1975. The Con-

trol of Iron Bacteria in Water. Field Report # 10, Regina Water Research Institute, Regina, SK.

Cullimore, D.R. and A.E. McCann. 1977. The Identification, Cultivation and Control of Iron Bacteria in Ground Water. Aquatic Microbiology. F.A. Skinner and J.M. Shewan, eds. Academic Press, New York, pp. 219-261.

Cullimore, D.R. et al. 1987. Discussion: Chemical Control of Well Biofouling. IPSCO 1986 Think Tank on Biofilms and Biofouling in Wells and Groundwater Systems. D.R. Cullimore, ed. Regina Water Research Institute, Regina, SK, Canada, pp. 43-49.

Cypionka, H. et al. 1985. Survival of Sulfate-Reducing Bacteria after Oxygen Stress, and Growth in Sulfate-Free Oxygen-Sulfide Gradients. FEMS Microbiol. Ecol. 31:39-45.

Dhar, H.P. 1986. Electrochemical Methods for the Prevention of Microbial Fouling. Modern Bioelectrochemistry, F. Gutmann and H. Keyzer, eds. Plenum Press, New York, pp. 593-606.

Dockins, W.S. et al. 1980. Sulfate Reduction in Ground Water of Southeastern Montana. Report of Water Resources Investigations 80-9, U.S. Geological Survey, Water Resources Division, Helena, MT.

Dondero, N.C. 1975. The Sphaerotilus - Leptothrix group. Annual Review of Microbiology. 29, 407-408.

Driscoll, F. 1986. Groundwater and Wells. Johnson Screen Division, St. Paul, MN.

Dugan, P.R. 1972. Biochemical Ecology of Water Pollution. Plenum Publishing Corp., New York.

Duncan, W.S. 1985. Maintenance of Wells Includes Redevelopment. OpFlow 11(11):4-5.

Dunnette, D.A. et al. 1985. The Source of Hydrogen Sulfide in Anoxic Sediments. Water Res. 19(7):875-884.

Eggington, H.F., ed. 1985. Australian Drillers Guide. Australian Drilling Industry Training Committee Limited, Macquarie Centre, NSW, Australia.

Ehrenberg, C.G. 1836. Poggendorf's Annlen 38, 213-227.

Ennis, J.O. 1979. Regular Use of Chemicals Can Help Well Yield. Johnson Drillers J. 9-11. Mar-Apr.

Erlich, G.G. et al. 1979. Microbiological Effects of Recharging the Magothy Aquifer, Bay Park, New York, With Tertiary-Treated Sewage. Geological Survey Professional Paper 751-E, U.S. Geological Survey, pp. E1-E18.

Fletcher, M. 1979. A Microautoradiographic Study of the Activity of Attached and Free-Living Bacteria. Archiv. Microbiol. 122:271-274.

Ford, H.W. and D.P.H. Tucker. 1975. Blockage of Drip Irrigation Filters and Emitters by Iron-Sulfur-Bacterial Products. HortScience 10(1):62-64.

Froelich, C. 1986. Regeneration de Forages en Tunisie. Aqua 5:291-292.

Gaffney, P.E. 1987. Prediction of Biofouling. Proc. 1986 International Symposium on Biofouled Aquifers: Prevention and Restoration. D.R. Cullimore, ed. American Water Resources Association, Bethesda, MD., pp. 121-125.

Gaines, R.H. 1910. Ind.J.Eng.Ind.Chem.2:128

Gariboglio, M.A., Salvarezza, R.C. y Videla, H.A. 1983. Corrosión microbiológica del acero al carbono en presencia de bacterias sulforeductoras. Agua. N°31, pp.47-51.

Gariboglio, M.A. 1984. Manual de técnicas bacteriológicas para aguas de uso industrial. Publicación ocasional

Gariboglio, M.A. 1986. Ensuciamiento Biológico y Corrosión Inducida Micribiológicamente en Sistemas de Captación y Distribución de Agua de Caleta Olivia, Santa Cruz. Informe Técnico. Convenio UNLP-CFI, La Plata.

Gariboglio, M.A. 1990. Diagnóstico y tratamiento de fenómenos de incrustación biológica y corrosión inducida microbiológicamente en perforaciones de la Provincia de Río Negro. Informe Técnico. Convenio DPA-CFI-UNLP. La Plata.

Gass, T.E. et al. 1982. Manual of Water Well Maintenance and Rehabilitation. National Water Well Association, Dublin, OH.

Gaylarde, C.C. 1987. Biofilm Formation on Metal Surfaces (abstract). Proc. 1986 International Symposium on Biofouled Aquifers: Prevention and Restoration. D.R. Cullimore, ed. American Water Resources Association, Bethesda, MD., pp. 173.

Gaylarde, C.C. and P.E. Cook. 1987. Rapid Techniques for the Detection and Quantification of Sulfate-Reducing Bacteria (abstract). Proc. 1986 International Symposium on Biofouled Aquifers: Prevention and Restoration. D.R. Cullimore, ed. American Water Resources Association, Bethesda, MD., pp. 171.

Geesey, G.G. et al. 1986. Role of Bacterial Exopolymers in the Deterioration of Metallic Copper Surfaces. Materials Performance 25(2):37-40.

Geesey, G.G. et al. 1987. Evaluation of Slime-Producing Bacteria in Oil Field Core Flood Experiments. Appl. Environ. Microbiol. 53:278-283.

Gerhardt, P. et al., eds. 1981. Manual of Methods for General Bacteriology. American Society for Microbiology, Washington, DC.

Ghiorse, W.C. 1984. Biology of Iron- and Mangane-se-Depositing Bacteria. Ann. Rev. Microbiol. 38:515-550.

Ghiorse, W.C. 1987. Biology of Leptothrix, Gallionella, and Crenothrix. Proc. 1986 International Symposium on Biofouled Aquifers: Prevention and Restoration. D.R. Cullimore, ed. American Water Resources Association, Bethesda, MD., pp. 97-108.

Goode, T. 1988. Preventing Early Failure of Pump Ball Bearings. OpFlow 14(4):1,4,5.

Gottfreund, J. and R. Schweisfurth 1983. Microbio-

logische Oxidation und Reduktion von Manganspecies. Fresnius Z. Anal. Chem. 316:634-638.

Gottfreund, E. et al. 1985a. Occurrence and Activities of Bacteria in the Unsaturated and Saturated Underground in Relation to the Removal of Iron and Manganese. Water Supply 3, Berlin 'A':109-115.

Gottfreund, E. et al. 1985b. Mikrobiologische Grundlage der Subterrestrischen Enteisenung und Entmanganung. Forum Staedte-Hygiene 36: 178-183.

Grainge, J.W. and E. Lund 1969. Quick Culturing and Control of Iron Bacteria. J. AWWA 61:242-245.

Grover, K. 1980. In-Ground Precipitation Ends Wellscreen Plugging. American City & County 95(4):55-58.

Guckert, J.B. 1987. Biofilms in Yugoslavia: Fourth Microbial Ecology Symposium. Bio. Bull. 1(1):3-4.

Hackett, G. and J.H. Lehr. 1986. Iron Bacteria Occurrence, Problems, and Control Methods in Water Wells. National Water Well Association, Worthington, OH.

Haesselbarth, U. and D. Luedemann. 1972. Biological Incrustation of Wells due to Mass Development of Iron and Manganese Bacteria. Water Treat. Exam. 21:20-29.

Haines, L. 1982(?). Iron Bacteria Control in Water Wells (Twenty Years Later). Pac. Groundwater Digest. 31-32

Hallberg, R.O. and R. Martinell. 1976. Vyredox - In Situ Purification of Ground Water. Ground Water 14:88-93.

Hallberg, R.O. and C. Nalser. 1987. Oxidation Processes of Iron in Ground Water - Causes and Measures. Proc. 1986 International Symposium on Biofouled Aquifers: Prevention and Restoration. D.R. Cullimore, ed. American Water Resources Association, Bethesda, MD., pp. 143-155.

Hallbeck, E-V. and K. Pedersen. 1987. The Biology of Gallionella. Proc. 1986 International Symposium on Biofouled Aquifers: Prevention and Restoration. D.R. Cullimore, ed. American Water Resources Association, Bethes-

da, MD., pp. 87-95.

Haman, Z. 1983. Well and Borehole Construction and Rehabilitation. Arab Water World 40:87-80 (English side) (July-August).

Hamilton, W.A. 1985. Sulphate-Reducing Bacteria and Anaerobic Corrosion. Ann. Rev. Microbiol. 39:195-217.

Hanert, H.H. 1981a. The Genus Gallionella. Chap. 40, The Prokaryotes: a Handbook on Habitats, Isolation, and Identification of Bacteria. M.P. Starr et al., eds. Springer-Verlag, Berlin, FRG, pp. 509-521.

Hanert, H.H. 1981b. The Genus Siderocapsa. (and other iron-or manganese-oxidising eubacteria; in The Prokaryotes, A Handbook on Habitats, Isolation and Identification of Bacteria; M.P.Starr, H.Stolp, H.G.Trüper, A. Balows and H.G.Schlegel, eds. Springer-Verlag, Berlin, FRG, pp. 1049-1059.

Harder, E.C. 1919. Iron-Depositing Bacteria and their Geologic Relations. Geological Survey Professional Paper 113, U.S. Geological Survey.

Harvey, R.W. et al. 1984. Effect of Organic Contamination upon Microbial Distributions and Heterotrophic Uptake in a Cape Cod, Mass., Aquifer. Appl. Environ. Microbiol. 48:1197-1202.

Hasselbarth, U. and Ludemann, D. 1972. Biological Incrustation of Wells Due to Mass Development of Iron and Manganese Bacteria; Water Treatment and Examination, vol.21, pp.20-29

Hatva, T. et al. 1973. Examination and Removal of Iron in Groundwater. Aqua Fennica 3:82-94.

Hatva, T. et al. 1985. Removal of Iron and Manganese from Groundwater by Re-Infiltration and Slow Sand Filtration. Aqua Fennica 15:211-225.

Heidel, S.G. 1964. Dissolved Iron and Oxygen in Shallow Wells at Salisbury, MD. J. AWWA 56:239-244.

Helweg, O.J. et al. 1983. Improving Well and Pump Efficiency. American Water Works Assn., Denver, CO.

Highsmith, A. K. 1987. Persistance of Gram-Negative Bacteria in Drinking Water and Recreational Water. IPSCO 1986 Think Tank on Biofilms and Biofouling in Wells and Groundwater Systems. D.R. Cullimore, ed. Regina Water Research Institute, Regina, Saskatchewan, pp. 81-98

Hirsch, P. and E. Rades-Rohkokl. 1983. Microbial Diversity in a Groundwater Aquifer in Northern Germany. Chapter 14, Dev. Ind. Microbiol. 24:183-200.

Holt, J.G., ed. 1977. The Shorter Bergey's Manual of Determinitive Bacteriology, Eighth Edition. The Williams & Wilkins Co., Baltimore, MD.

Howsam, P. 1988. Biofouling in Wells and Aquifers. J. Institution of Water and Environmental Management, 2.2, 209-215.

Hurlburt, S. 1987. Pump Installer Does Research to 'Zap' Iron Bacteria. Water Well J. 41(2):33-36.

IPSCO. 1986. Think Tank on biofilms and biofouling in wells and ground water systems. Ed. by D.R. Cullimore. Regina Water Research Institute. Regina, SK, Canadá.

Ivanov, M.V. 1964. Microbial Populations in the Formation of Sulfur Deposits. Publications of Israel Program for Scientific Translation for U.S. Department of Agriculture and National Science Foundation.

Iverson, W.P. 1974. Microbial Corrosion of Iron. In Micribial Iron Metabolism, ed. Nielands, J.B. pp.475-513. Academic Press: New York, London, San Francisco.

Iverson, W.P. and G.J. Olson 1984. Problems Refated to Sulfate-Reducing Bacteria in the Petroleum Industry. Chapter Sixteen, Petroleum Microbiology, R.M. Atlas, Ed. Macmillan Publishing Co., New York, pp. 619-640.

Iverson, W.P. 1987. Microbial Corrosion of Metals. Advances in Applied Microbiology. Vol.32.

Jang, L.K. et al. 1983. Selection of Bacteria with Favorable Transport Properties Through Porous Rock for the Application of Microbial Enhanced Oil Recovery. Appl. Environ. Microbiol. 46:1066-1072.

- Johnson Div. 1976. Effect of Water Well Efficiency on Cost. Bulletin 472, Johnson Screen Div., St. Paul, MN.
- Jones, J.G. 1986. Iron Transformations by Freshwater Bacteria. Advances in Microbial Ecology, vol. 9, Plenum Press, New York, NY, pp. 149-185.
- Jones, J.G. et al. 1984, Iron Reduction by Bacteria: Range of Organisms Involved and Metals Reduced. FEMS Microbiol. Lett. 21:133-136.
- Kelly, G.J. 1976. Groundwater Quality and Corrosion The Australian Scene. Support Paper K, Groundwater Quality--Measurement, Prediction, and Protection, Proc. Water Research Centre Conf., University of Reading, Berks., England, pp. 470-485.
- King, R.A. and Miller, J.D.A. 1971. Corrosion by the Sulphate-Reducing Bacteria. J.appl.Bact.,33,543.
- **Koenig, L.** 1960a. Survey and Analysis of Well Stimulation Performance. J. AWWA 52:333-350.
- **Koenig, L.** 1960b. Economic Aspects of Water Well Stimulation. J. AWWA 52:631-637.
- **Koenig, L.** 1960c. Effects of Stimulation on Well Operating Costs and Its Performance on Old and New Wells, J. AWWA 52:1499-1512.
- **Koenig, L.** 1961. Relation Between Aquifer Permeability and Improvement Achieved by Well Stimulation. J. AWWA 53:652-670.
- Lee, S.H. et al. 1979. Biologically Mediated Corrosion and Water Quality Deterioration. Proc. AWWA WQTC, Philadelphia, PA. American Water Works Association, Denver, CO, pp. 137-166.
- Leong, L.Y.C. et al. 1986. Iron Bacteria in Southern California (abstract W-I3). Technical Workshop - Contamination Control of Iron Bacteria Infested Aquifers, November 1986). American Water Resources Association, Bethesda, MD.
- Li, E.C.C. 1975. Significance of Hydrogen Sulfide in Groundwater. Water and Sewage Works 122:66-67.

- Lueschow, L.A. and K.M. Mackenthun 1962. Detection and Enumeration of Iron Bacteria in Municipal Water Supplies. J. AWWA 54:751-756.
- MacCrae, I.C. and J.F. Edwards 1972. Adsorption of Colloidal Iron by Bacteria. Appl. Microbiol. 24:819-823.
- Mallard, G.E. 1981. Effects of Bacteria on the Chemical and Physical State of Iron. Microbiology of the Aquatic Environment, Geological Survey Circular 848-E. U.S. Geological Survey, pp. E13-E21.
- Mansuy, N. 1986. Microbial Assessment of Plugging in the Laboratory (Abstract W-D2). Technical Workshop Contamination Control of Iron Bacteria Infested Aquifers, November 1986). American Water Resources Association, Bethesda, MD.
- Mansuy, N. et al. 1989. Commercial Restoration of Biofouled WElls using Blended Chemical Heat Treatment (BCHT) at Waverly, Tennessee, USA, October 1988. Biofilm Bulletin 3(1):4-5.
- Mara, D.D. and Williams, D.J.A. 1970. The Evaluation of Media Used to Enumerate Sulphate-Reducing Bacteria. J.appl.Bact.,33, 543-52
- **Maxwell, S.** 1986. Effect of Cathodic Protection on the Activity of Microbial Biofilms. Materials Performance. 53-56 (November 1986).
- McCoy, W.F. and J.W. Costerton 1982. Growth of Sessile Sphaerotilus natans in a Tubular Recycle System. Appl. Environ. Microbiol. 43:1490-1494.
- McFeters, G.A. 1987a. Association of Bacteria with Granular Activated Carbon. IPSCO 1986 Think Tank on Biofilms and Biofouling in Wells and Groundwater Systems. D.R. Cullimore, ed. Regina Water Research Insitute, Regina, Saskatchewan, pp. 107-111.
- McFeters, G.A. 1987b. Survival and Virulence of Waterborne Pathogenic Bacteria in Potable Waters. Proc. 1986 International Symposium on Biofouled Aquifers: Prevention and Restoration. D.R. Cullimore, ed. American Water Resources Association, Bethesda, MD., pp. 79-85.
 - Miller, W.D. 1967, Occurrence and Removal of Bac-

terial-Algal 'Slimes' in Water Wells. Water Well J. 20(11):31,33 (November).

Mills, A.L. and R. Maubrer. 1981. Effect of Mineral Composition on Bacterial Attachment to Submerged Rock Surfaces. Microbial Ecol. 7:315-322.

Mittelman, M.W. and G.G. Geesey 1985. Copper-Binding Characteristics of Exopolymers from a Freshwater-Sediment Bacterium. Appl. Environ. Microbiol. 49:846-851.

Moehrl, K.E. 1967, Well and Pump Corrosion. Water and Wastes Engineering 3(2):54-56.

Mogg, J.L.,1972. Practical Corrosion and Incrustation Guide Lines for Water Wells; Ground Water, vol.10, N°2, pp.611.

Molisch, H. 1892. Die Pflanze in Ihren Beziehungen zum Eisen. Jena.

Moser, H. 1979. Die Alterung von Vertikalfilterbrunnen, ihre Technischen Aspekte, aufgezeigt am Biesiel der Gewinnungsanlage des Grundwasserwerkes Mannheim-Kaefertal. DVGW Schriftenreihe 201:385-418.

Mulder, E.G. 1974. Genus Leptothrix kutzing 1843, 198. In Bergey's Manual of Determinative Bacteriology, 8th Edn. eds Buchanan, R.E. and Gibbons, N.E. Baltimore: Williams and Wilkins Co.

Nissenbaum, A. and D.J. Swine 1976. Organic Matter-Metal Interactions in Recent Sediments: the Role of Humic Substances. Cosmochim. Acta 40:809-816.

Nuzman, C.E. 1987. Discussion Section: Controlling Biofouling by Restricting Oxygen Input. IPSCO 1986 Think Tank on Biofilms and Biofouling in Wells and Groundwater Systems. D.R. Cullimore, ed. Regina Water Research Insitute, Regina, Saskatchewan, p. 58.

NWWA Water Well Standards Committee. 1975. Manual of Water Well Construction Practices, EPA - 570/9-75-001, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.

Olson, R.D. and J.C. Whitney. 1986. Restoration of Specific Capacity in Biofouled Municipal Supply Wells

Located in East Central Illinois. (Abstract W-H3). Technical Workshop - Contamination Control of Iron Bacteria Infested Aquifers, November 1986). American Water Resources Association, Bethesda, MD.

Pankhania, I.P. 1988. Hydrogen Metabolism in Sulphate-Reducing Bacteria and its Role in Anaerobic Corrosion. Biofouling 1:27-47.

Pedersen, K. 1982. Method for Studying Microbial Biofilms in Flowing-Water Systems. Appl. Environ. Microbiol. 43:6-13.

Pedersen, K. 1986. The Occurrence of Gallionella in Wells in Sweden. (Abstract W-I2). Technical Workshop - Contamination Control of Iron Bacteria Infested Aquifers, November 1986). American Water Resources Association, Bethesda, MD.

Pedersen, K. and E-L. Hallbeck. 1985. Rapid Biofilm Development in Deep Ground Water by Gallionella ferruginea. Vatten 41(4): 263-265.

Perramon Torrabadella, J. y Pou Serra, R. 1972. Actividad bacteriana en el interior de redes de distribución de aguas y su relación con los fenómenos de incrustación y corrosión. Doc. Invest. Hidrol., 13,111.

Pfennig, N.; Widdel, F. and Trüper, H.G. 1981. The Dissimilatory Sulfate-Reducing Bacteria. In The Prokaryotes. A Handbook on Habitats, Isolation and Identification of Bacteria, ed. Starr, M.P.; Stolp, H., Trüper, H.G.; Balows, A. and Schlegel, h.G.; vol.1 pp.926-40. Berlin: Springer-Verlag.

Pomeroy, R.D. and H.H. Bailey. 1981. Iron-Bacteria and Sulfide Problems in Wells. OpFlow 7(12):1,3,6.

Pope, D.H. and R.J. Soracco. 1982. Studies on Biologically Induced Corrosion in Heat Exchanger Systems at the Savannah River Plant, Aiken, SC. Corrosion/82 Paper Number 24, National Association of Corrosion Engineers, Houston, TX.

Pope, D.H. et al. 1984. Microbiologically Influenced Corrosion: A State-of-the-Art Review, MTI Publication No. 13, Materials Technology Institute of the Chemical Process Industries, Inc., Columbus, OH.

- **Pope, D.H.** 1987. Microbial Corrosion Indicators for Metal Alloys (abstract). Proc. 1986 International Symposium on Biofouled Aquifers: Prevention and Restoration. D.R. Cullimore, ed. American Water Resources Association, Bethesda, MD., pp. 179.
- **Postgate, J.R.** 1984. The Sulfate-Reducing Bacteria 2nd edn., Cambridge: University Press.
- **Pringsheim, E.G.** 1952. Iron Organisms. Endeavour. 11,208-214.
- **Rao, C.S.G.** 1970. Occurrence of Iron Bacteria in the Tube Well Supply of Howrah. Environ. Health 12:273-280.
- **Reiser, R. and P. Tasch** 1960. Investigation of the Viability of Osmophile Bacteria of Great Geologic Age. Trans. Kansas Acad. Sci. 63(1):31-34.
- Ridgeway, H.F. et al. 1981. Iron Bacteria in Drinking Water Distribution Systems: Elemental Analysis of Gallionella Stalks, Using X-Ray Energy-Dispersive Microanalysis. Appl. Environ. Microbiol. 41:288-297.
- Rivas, J.J. 1990. Mantenimiento y reparación referidos a sistemas de captación de aguas subterráneas afectados por procesos de incrustación y corrosión de origen biológico. Informe Técnico. Departamento Provincial de Aguas. Viedma, Río Negro.
- Romero, J.C. 1970. The Movement of Bacteria and Viruses Through Porous Media. Ground Water 8(2):37-48.
- Roscoe Moss Co. 1982. A Guide to Water Well Casing and Screen Selection. Los Angeles, CA.
- **Salvarezza, R.C.**, Gariboglio, M.A. y Videla, H.A. 1982. Importancia de los sulfuros en la iniciación de la corrosión microbiológica. Revista Iberoamericana de Corrosión y Protección. Septiembre-Diciembre. pp.21-25
- Santi, M.E. 1987. Ensuciamiento y corrosión microbiológica en sistemas de captación y distribución de agua. Informe Técnico. Dirección Provincial de Hidráulica. Paraná. Entre Ríos.
 - Schweisfurth, R. et al. 1976. Manganese-Oxidizing

- Microorganisms and their Importance for the Genesis of Manganese Ore Deposits. Geology and Geochemistry of Manganese, Vol. III. Publishing House of the Hungarian Academy of Sciences, Budapest, pp. 279-283.
- Siegrist, H. and W. Gujer. 1985. Mass Transfer Mechanisms in a Heterotrophic Biofilm. Water Res. 19(11):1369-1378.
- **Sinton, L.** 1985. Life in New Zealand's Underworld. Soil & Water Issue 2:19-23.
- Smith, D.D. 1977. Some Aspects of the Development and Completion of Water Wells in Unconsolidated Aquifers. Proc. Seminar on Ground Water Hydrology, Water Well Construction and Maintenance, Sept. 19-20, 1977. National Water Well Association (no page designation).
- **Smith, S.** 1980. A Layman's Guide to Iron Bacteria Problems in Wells. Water Well J. 34(6):40-41.
- **Smith, S.** 1982. Field Reports Culture Methods for the Enumeration of Iron Bacteria from Water Well Samples - a Critical Literature Review. Ground Water 20:482-485.
- **Smith, S.** 1984. An Investigation of Tools and Field Techniques for the Detection of Iron-Precipitating Bacteria in Ground Water and Wells. MS Thesis, The Ohio State University, Columbus, OH.
- **Smith S.** 1985. Iron Bacteria Problems and Wells. Ground Water Age 19(9):26-28, 30-31, 33-34.
- Smith, S.A. 1987a. Educating the Drillers and Engineers. IPSCO 1986 Think Tank on Biofilms and Biofouling in Wells and Groundwater Systems. D.R. Cullimore, ed. Regina Water Research Institute, Regina, SK, Canada, pp. 12-13.
- **Smith, S.** 1987b. Tricky Water Treatment Jobs. Water Tech. 10(2):31-32,34,36,38.
- Smith, S. 1987c. State-of-the-Art Screens. Ground Water Age 21(6):14-17.
- **Smith**, 1987d. Case Histories of Iron Bacteria and Other Biofouling. Water Well J. 41(2):30-32.

- **Smith, S.A.** 1988a. Low-tech Well Microbiology Research at SASCS and Ohio Northern University. Bio. Bull. 1(5):7-8.
- **Smith, S.** 1988b. Putting up a Defense Against Sand. Ground Water Age 23(3):16-20.
- **Smith, S.A.** (submitted). Well Characteristics and Problems as Viewed by Utility Managers and Contractors. J. AWWA.
- **Smith, S.A. and N.L. Quinn.** (in preparation). Groundwater Microflora of Dolomite Irrigation Wells, Northwest Ohio.
- **Smith, S.A. and O.H. Tuovinen** 1985. Environmental Analysis of Iron-Precipitating Bacteria in Ground Water and Wells. Ground Water Monitoring Review 5(4):45-52.
- **Staley, J.T.** 1977. Budding and Prosthecate Bacteria Handbook of Microbiology, Vol 2. A.I. Laskin and H.A. Lechevalier, eds. CRC Press Inc., Cleveland, OH, pp. 165-187.
- **Stanley, P.M.** 1983. Factors Affecting the Irreversible Attachment of Pseudomonas aeruginosa to Stainless Steel. Ca. J. Microbiol. 29:1493-1499.
- **Starkey, R.L.** 1945. Transformations of Iron by Bacteria in Water. J. AWWA 37:963-984.
- **Stout, J.E. et al.** 1985. Ecology of Legionella pneumophila within Water Distribution Systems. Appl. Environ. Microbiol. 49:221-228.
- **Stumes, P.** 1968. Iron Bacteria A Likely Subject of Co-ordinated Research. Water and Poll. Control. pp. 34-35, Jan.
- **Sullivan, R.W.** 1982. Construction, Operation, and Maintenance of Gravel Wells. J. New England WWA 96(1):12-24.
- **Svorcova, L.** 1983. Zur Diagnostik der Manganbakterien. Acta Hydrochim. Hydrobiol. 11(1): 37-45.

- **Sweet, B.G.** A Water Well Evaluation System. Mining Engineering 30(8):1173-1175.
- Tatnall, R.E.; Stanton, K.M., and Ebersole, R.C. 1988. Testing for the Presence of Sulfate-Reducing Bacteria. Paper N°88. CORROSION/88. St Louis, M.O.
- **Tavangar, J.** 1987. Evaluation of Ground Water Supply System Rehabilitation. Proc. NWWA FOCUS Conference on Midwestern Ground Water Issues. National Water Well Assn., Dublin, OH, pp. 457-470.
- Tavangar, J. et al. 1986. Economics of Ground Water Supply System Rehabilitation in Albuquerque. Proc. Conference on Southwestern Ground Water Issues. National Water Well Assn., Dublin, OH, pp. 137-149.
- **Thomas, C.J. et al.** 1988. Biologically Enhanced Corrosion Fatigue Biofouling 1:65-77.
- **Tiller, A.K.** 1982. Corrosion Processes, ed. R.N. Parkins, pp.115-59. London: appl. Science Pub.
- **Trulear, M.G. and W.G. Characklis.** 1982. Dynamics of Biofilm Processes. Jour. WPCF. 54:1288-1301.
- **Tuovinen, O.H. et al.** 1980. Bacterial, Chemical, and Mineralogical Characteristics of Tubercles in Distribution Pipelines. J. AWWA 72:626-635.
- Tuovinen, O.H. and G. Cragnolino [date]. A Review of Microbiological and Electrochemical Techniques in the Study of Corrosion Induced by Sulfate-Reducing Bacteria. Corrosion Monitoring in Industrial Plants Using Nondestructive and Electrochemical Methods. (G.C. Moran and P. Labine, eds.) American Society for Testing and Materials, Philadelphia, PA, pp. 413-432.
- **Tuovinen, O.H. and E-L. Nurmiaho.** 1979. Microscopic Examination of Bacteria in Fe(III)-Oxide Deposited from Ground Water. Microb. Ecol. 5:57-66.
- **Updegraff, D.M.** 1955. Microbiological Corrosion of Iron and Steel. Corrosion 11(10):442t-446t.
- U.S. Dept. of Energy 1986. Microbiology of Subsurface Environments, Proc. Second Investigators' Meeting -

Savannah River Exploratory Deep Probe, Sept. 22-23, 1986, DOE/ER-0312. Office of Health and Environmental Research Ecological Research Div., U.S. Department Of Energy, Washington, DC.

Valkenburg, N. et al. 1975. Occurrence of Iron Bacteria in Ground-Water Supplies of Alabama, Circular 96, Geological Survey of Alabama, University, AL.

Van Beek, C.G.E.M. 1984. Restoring Well Yield in the Netherlands. J. AWWA 76:66-72.

Van Beek, C.G.E.M. 1987. Clogging of Discharge Wells in the Netherlands II: Causes and Prevention. Proc. 1986 International Symposium on Biofouled Aquifers: Prevention and Restoration. D.R. Cullimore, ed. American Water Resources Association, Bethesda, MD., pp. 43-56.

Van Beek, C.G.E.M. and D. van der Kooij 1982. Sulfate-Reducing Bacteria in Ground Water from Clogging and Nonclogging Shallow Wells in the Netherlands River Region. Ground Water 20:298-302.

van Veen, W.L. and Mulder, E.G. and Deinema, M. 1978. The Sphaerotilus Leptothrix of Bacteria; Microbiological Reviews, vol.42,N°2, pp.329-356.

Vecchioli, J. and A.A. Giaimo. 1972. Corrosion of Well-Casing and Screen Metals in Water from the Magothy Aquifer and in Injected Reclaimed Water, Bay Park, Long Island, New York. Geological Society Professional Paper 800-B. U.S. Geological Survey, Reston, VA, pp. B247-B251.

Videla, H.A. y Salvarezza, R.C. 1984. Introducción a la corrosión microbiológica. Librería Agropecuaria S.A. Buenos Aires, Argentina.

von Wolzogen kürh, C.A.H. and van der Vlugt, I.S. 1934. The Graphitization of Cast Iron as an Electrobiochemical Process in Anaerobic Soil. Water, 18,147-65.

Vuorinen, A. et al. 1987. Ground Water Biogeochemistry of Iron and Manganese in Relation to Well Water Quality. Proc. 1986 International Symposium on Biofouled Aquifers: Prevention and Restoration. D.R. Cullimore, ed.

American Water Resources Association, Bethesda, MD., pp. 157-168.

Vuorinen, A. and L. Carlson 1985. Scavenging of Heavy Metals by Hydrous Fe and Mn Oxides Precipitating from Groundwater in Finland. Proc. International Conference on Heavy Metals in the Environment, 10-13 September, Athens, Greece, Vol. 1. T.D. Lekkas, ed. Dept. of Geology, Univ. of Helsinki, Finland, pp. 266-268.

Vuorinen, A. and P. Lahermo 1986. Environmental Factors Affecting the Acid Neutralization Capacity of Finnish Glacial Till Deposits. Toxicol. Environ. Chem. 11(1):61-78.

Wadowsky, R.M. and R.B. Yee 1985. Effect of Non-Legionellaceae Bacteria on the Multiplication of Legionella pneumophila in Potable Water. Appl. Environ. Microbiol. 49:1206-1210.

Walker, W.H. 1973. Technical Memo: The Point of Diminishing Returns. Water Well J. 26(11):22.

Wallis, C. and J.L. Melnick 1985. An Instrument for the Immediate Quantification of Bacteria in Potable Waters. Appl. Environ. Microbiol. 49:1251-1253.

Walsh, E. and R. Mitchell 1972. A pH-Dependent Succession of Iron Bacteria. Environ. Sci. Tech. 6:809-812.

Walton, M.E. 1977. Well Maintenance. Proc. Seminar on Ground Water Hydrology, Water Well Construction and Maintenance, Sept. 19-20, 1977. National Water Well Association (no page designation).

White. D.C. 1982. Microbial Facilitation of Corrosion. Paper Number 55, Corrosion/82. National Association of Corrosion Engineers, Houston, TX.

White, D.C. et al. 1983. The Groundwater Aquifer Microbiota: Biomass, Community Structure, and Nutritional Status. Chap. 15, Dev. Ind. Microbiol. 24:201-211.

Whitney, J.C. and R.D. Olson. 1986. The Cause, the Cure, The Prediction of Biofouling - A Tale of Two Cities (Abstract W-H2). Technical Workshop - Contamination Control of Iron Bacteria Infested Aquifers, November 1986).

American Water Resources Association, Bethesda, MD.

Whitsell, W.J. and J.S. Fryberger. 1986. Well and Pump Troubleshooting. Water Well J. 40(4):34-37.

Williamson, W.H. and D.R. Woolley. 1980. Hydraulic Fracturing to Improve the Yield of Bores in Fractured Rock, Australian Water Resources Council Technical Paper No. 55. Dept. of Natural Development and Energy, Canberra, Australia.

Wilson, J.F. et al. 1983. Enumeration and Characterization of Bacteria Indigenous to a Shallow Water Table Aquifer. Ground Water 21:134-142.

Winogradsky, S. 1898. Uber Eisenbakterien. Botanische Zeitung. 46,261-270.

Winogradsky, S.J. 1922. Eisenbakterien als Anorgoxydanten. Zbl. Bakteriol. Parasitenkd. Infectionskr., Abt. 2, 57:1.

Wissel, D. et al. 1985. The Application of Gamma Radiation to Combat Ochre Deposition in Drilled Water Wells. Radiat. Phys. Chem. 25(1-3):57-61.

Wojcik, W. and M. Wojcik 1987. Proc. 1986 International Symposium on Biofouled Aquifers: Prevention and Restoration. D.R. Cullimore, ed. American Water Resources Association, Bethesda, MD., pp. 109-119.

Wolfe, R.S. 1958. Cultivation, Morphology, and Classification of Iron Bacteria. J. AWWA 42:849-858.

Wolfe, R.S. 1960. Microbial Concentration of Iron and Manganese in Water with Low Concentrations of these Elements. J.AWWA. 62, 1335-1337.

Yates, M.V. et al. 1983. Effect of Microorganisms on In Situ Uranium Mining. Appl. Environ. Microbiol. 46:779-784.

Ziekiewicz, A.W. 1985. Removal of Iron and Manganese from Ground Water with the Vyredox Method. Proc. Second International Conference on Ground-Water Quality and Research.

Zdenek, F.F. and R.E. Allred. 1979. Correct Methods are Essential to Well Development. Johnson Drillers J. []: 1-6 (Jan.-Feb.).

ZoBell, C.E. 1946. Marine Microbiology. Waltham, Mass: Chronica Botanica Co.

ZoBell, C.E. 1950. Bacterial Activities and the Origin of Oil. Wld. Oil, 130, 128-38.

Otras publicaciones de interés:

ANSI/AWWA Standard A100-90, Water Wells. 1990. American Water Works Assn., Denver, CO USA.

Borch, M.A. and S.A. Smith, 1991. Water Well Restoration, American Water Works Association Research Foundation, Denver, CO USA.

Driscoll, F. G. 1986. Ground Water and Wells, 2nd ed., Johnson Filtration Systems, Inc., St. Paul, MN, USA.

Helweg, O.H. et al. 1983. Improving Well and Pump Efficiency, American Water Works Association, Denver, CO, USA.

Howsam, P. (ed.) 1990. Water Wells Monitoring, Maintenance, and Rehabilitation, (Proc. of the International Groundwater Engineering Conference, Cranfield Institute of Technology, UK), E & FN Spon (Chapman & Hall), London, UK.

National Water Well Assn. Standards Committee. 1975. Manual of Water Well Construction Practices, EPA -570/9-75-001, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, USA.

Smith, S.A. 1989. Manual of Hydraulic Fracturing for Well Stimulation and Geologic Studies. National Water Well Assn., Dublin, OH USA.

Smith, S.A., et al. 1991. Australia Drilling Manual. Australian Drilling Industry Training Committee, Ltd., Macquarie Centre, NSW, Australia.

Agua, West Wind Building, Box 1111, Grand Cayman, Cayman Islands, BWI. En español.

Ground Water Age, 13 Century Hill Dr., Latham, NY 12110-2197, ph: 1-518-783-1281, fax: 1-518-783-1386. En inglés.

National Drillers Buyers Guide, P.O. Drawer 400, Bonifay, FL 32425 USA, ph: 1-904-547-4244, fax 1-904-547-5277. En inglés.

National Drillers Buyers Guide, P.O. Drawer 400, Bonifay, FL 32425 USA, ph: 1-904-547-4244, fax 1-904-547-5277. En inglés.

Water and Wastewater International, PY Publishing, 3300 S. Gessner, Suite 150, Houston, TX 77063. En inglés.

Water Well Journal. Water Well Journal Publishing Co., 6375 Riverside Dr., Dublin, OH 43017 USA, ph.: 1-614-761-3222, fax 1-614-761-3446. En inglés.