



Universidad Tecnológica Nacional
Facultad Regional Avellaneda

UNIVERSIDAD TECNOLÓGICA NACIONAL

FACULTAD REGIONAL AVELLANEDA

MAESTRÍA EN INGENIERÍA AMBIENTAL

**CARACTERIZACIÓN DE SEDIMENTOS
DEL CAUCE DEL ARROYO SARANDÍ EN
EL TRAMO RECTIFICADO A CIELO
ABIERTO Y EN SU DESEMBOCADURA EN
EL RÍO DE LA PLATA**

Tesista: Esp.Lic. María del Carmen Naser

Trabajo de Tesis para optar al título Académico de Magister en Ingeniería
Ambiental

Directora: Mg.Ing. Cristina Speltini

Co-Directora: Dra. María Marta Fidalgo de Cortalezzi

Dedicatoria

A mi esposo e hijos que confiaron en mí y apostaron a mi crecimiento profesional facilitándome la tarea para poder llevar adelante mi proyecto de Maestría.

A mis amigos que me alentaron en este desafío.

Índice general

PRÓLOGO-INTRODUCCIÓN	xv
RESUMEN	xvii
Reconocimientos	xix
1.	1
1.1. Antecedentes generales	3
1.1.1. Arroyos: definición	7
1.1.2. Sedimentos	8
1.1.3. Metales pesados	11
1.2. Planteo del problema	22
1.3. Objetivos	24
1.3.1. Objetivo general	24
1.3.2. Objetivo específicos	24
2. Descripción del área de estudio	25
2.1. Localización	27
2.2. Descripción de la zona	27
2.2.1. Uso del suelo	34
2.3. Geología y tectónica	38
2.4. Condiciones climáticas	42

2.5.	Hidrología	44
2.5.1.	Hidrología superficial	46
2.6.	Calidad del agua	52
2.6.1.	Parámetros físicos y químicos	52
2.7.	Calidad del suelo	54
2.8.	Desechos de industria de la cuenca	57
2.8.1.	Curtiembres	59
2.8.2.	Industrias alimenticias	60
2.8.3.	Manufactura de metales	62
2.8.4.	Talleres mecánicos	63
3.	Marco metodológico	65
3.1.	Muestreo de sedimentos	67
3.1.1.	Profundidad de las muestras	68
3.1.2.	Preservación de sedimentos	69
3.2.	Digestión ácida	70
3.2.1.	Norma EPA 3050B	72
3.2.2.	Extracciones químicas secuenciales	73
3.2.3.	Esquema BCR	76
3.2.4.	Esquema de Tessier	79
3.3.	Análisis químico de sedimentos	81
3.3.1.	Determinación de metales presentes	81
3.3.2.	Determinación de metales mayoritarios	82
3.3.3.	Determinación del Carbono y de Materia Orgánica	82
3.3.4.	Caracterización de fases cristalinas	84
3.3.5.	Determinación del pH en agua	87
3.3.6.	Determinación de densidad, porosidad total, índice de poros	89

4. Materiales y métodos	91
4.1. Localización de los puntos de muestreo	93
4.1.1. Extracción de sedimentos - Toma de muestras	96
4.1.2. Proceso de secado y tamizado	100
4.2. Análisis químicos de los sedimentos	101
4.2.1. Concentraciones totales. Norma EPA 3050B	101
4.2.2. Esquema BCR	105
4.2.3. Esquema Tessier	108
4.2.4. Determinación de Materia Orgánica y Carbono	110
4.3. Análisis físico de los sedimentos	112
4.3.1. Caracterización de fases cristalinas. Difracción de Rayos X	112
4.3.2. Determinación de pH en agua	113
4.3.3. Determinación de humedad	113
4.3.4. Determinación de índice de poros, porosidad, densidad natural y densidad seca	114
5. Resultados y discusión	117
5.1. Resultados de los análisis físicos de los sedimentos	119
5.1.1. Análisis de difracción de Rayos X	119
5.1.2. Cantidad de Materia Orgánica (MO) y Carbono (C)	120
5.1.3. pH	124
5.1.4. Humedad	126
5.1.5. Índice de poros	127
5.1.6. Porosidad total (η)	127
5.1.7. Densidad natural (γ)	128
5.1.8. Densidad seca	128
5.2. Análisis químicos	129

5.2.1. Discusión de resultados	129
5.2.2. Biodisponibilidad de metales-análisis espacial y temporal	132
5.2.3. Biodisponibilidad del Plomo	134
5.2.4. Biodisponibilidad del Cromo	140
5.2.5. Biodisponibilidad del Níquel	145
5.2.6. Biodisponibilidad del Cobre	150
6. Conclusiones	155
6.1. Discusión final de resultados	157
7. Recomendaciones	165
8. Perspectivas abiertas	173
Apéndices	191
A. Piden informes sobre la contaminación en el arroyo Sarandí	193
B. Determinaciones toxicológicas en Dock Sud	197
C. Informe de la Facultad de Farmacia y Bioquímica de la Uni- versidad de Buenos Aires	205
D. Nada cambió para quien inició la causa	217
E. Llevaría hasta 20 años sanear el Riachuelo	221
F. Informe de la UNQ	229
G. A puro remo, desde Puerto Madero hasta el Riachuelo	233
H. Clasificación de sedimentos según Normas Europeas	237

H.1. Normas Europeas para valores de detección de riesgo insignificante.	239
H.2. Normas Europeas para valores de detección de riesgo (residencial).	240
H.3. Valores de detección del riesgo potencial inaceptable para los metales (suelo industrial de uso)	241
H.4. Normas Europeas para valores de riesgo potencial inaceptable (uso residencial del suelo)	242
I. Resultados análisis a terceros indagatorio y propios	
(Método EPA 3050 B)	243
I.1. Análisis a terceros indagatorio. (Método EPA 3050 B)	245
I.2. Análisis propios indagatorio. (Método EPA 3050B)	246
J. Resultados esquema BCR y Tessier	247
J.1. Análisis de invierno-esquema BCR	249
J.1.1. FRACCIÓN 1	249
J.1.2. FRACCIÓN 2	250
J.1.3. FRACCIÓN 3	251
J.2. Análisis de invierno - esquema Tessier	252
J.2.1. FRACCIÓN 1	252
J.2.2. FRACCIÓN 2	253
J.2.3. FRACCIÓN 3	254
J.2.4. FRACCIÓN 4	255
J.2.5. FRACCIÓN 5	256
J.3. Análisis de primavera-esquema Tessier	257
J.3.1. FRACCIÓN 1	257
J.3.2. FRACCIÓN 2	258
J.3.3. FRACCIÓN 3	259
J.3.4. FRACCIÓN 4	260

J.3.5. FRACCIÓN 5	261
J.4. Balance de masas Tessier	262
J.4.1. FRACCIÓN 1	262
J.4.2. FRACCIÓN 2	263
J.4.3. FRACCIÓN 3	264
J.4.4. FRACCIÓN 4	265
J.4.5. FRACCIÓN 5	266
K. Planilla de seguimiento del muestreo	267
L. La Justicia frenó obras de dragado en el Riachuelo	271

Índice de Tablas

2.1. Calidad de agua	53
4.1. Coordenadas geográficas de los puntos monitoreados.	93
5.1. Resultados de Rayos X.	120
5.2. Clasificación de suelos de acuerdo al porcentaje de materia orgánica.124	
5.3. Medición de pH.	125
5.4. Valores máximos de concentración de metales (<i>mg/kg</i>) admitidos por la ley 24051 de residuos peligrosos en Argentina.	131
5.5. Valores para metales pesados en sedimentos. (JRC, European Com- mission)	132
5.6. Concentración total de plomo a distintas profundidades para el puente 2 margen izquierda.	139
5.7. Concentración total de cromo a distintas profundidades para el puente 2 margen izquierda.	144
5.8. Concentración total de níquel a distintas profundidades en el puen- te 2 margen izquierda.	149
5.9. Concentración total de cobre a distintas profundidades en el puente 2 margen izquierda.	154
H.1. Normas Europeas para valores de detección de riesgo insignificante	239
H.2. Normas Europeas para valores de detección de riesgo (residencial)	240

H.3. Valores de detección del riesgo potencial inaceptable (suelo industrial de uso) para los metales	241
H.4. Normas Europeas para valores de riesgo potencial inaceptable (uso residencial del suelo)	242
I.1. Análisis a terceros indagatorio. (Método EPA 3050 B)	245
I.2. Análisis propios indagatorio. (Método EPA 3050B)	246
J.1. Análisis de invierno-esquema BCR FRACCIÓN 1	249
J.2. Análisis de invierno-esquema BCR FRACCIÓN 2	250
J.3. Análisis de invierno-esquema BCR FRACCIÓN 3	251
J.4. Análisis de invierno-esquema Tessier-FRACCIÓN 1	252
J.5. Análisis de invierno-esquema Tessier-FRACCIÓN 2	253
J.6. Análisis de invierno-esquema Tessier-FRACCIÓN 3	254
J.7. Análisis de invierno-esquema Tessier-FRACCIÓN 4	255
J.8. Análisis de invierno-esquema Tessier-FRACCIÓN 5	256
J.9. Análisis de primavera-esquema Tessier-FRACCIÓN 1	257
J.10. Análisis de primavera-esquema Tessier-FRACCIÓN 2	258
J.11. Análisis de primavera-esquema Tessier-FRACCIÓN 3	259
J.12. Análisis de primavera-esquema Tessier-FRACCIÓN 4	260
J.13. Análisis de primavera-esquema Tessier-FRACCIÓN 5	261
J.14. Balance de masas Tessier-FRACCIÓN 1	262
J.15. Balance de masas Tessier-FRACCIÓN 2	263
J.16. Balance de masas Tessier-FRACCIÓN 3	264
J.17. Balance de masas Tessier-FRACCIÓN 4	265
J.18. Balance de masas Tessier-FRACCIÓN 5	266

Índice de Imágenes

1.1. Vista satelital del canal Sarandí y Villas afectadas	18
2.1. Los cursos de agua, cuenca Sarandí y Santo Domingo	28
2.2. Desvío de los arroyos Sarandí y Santo Domingo al desembocar en el estuario del Río de la Plata y formación sedimentaria.	31
2.3. Vista del curso del arroyo Sarandí desplazado hacia el norte por las corrientes de deriva litoral generadas durante las sudestadas. . .	31
2.4. Costa de la ciudad de Buenos Aires y sus características hidro- dinámicas.	32
2.5. Mapa geomorfológico del área metropolitana bonaerense.	33
2.6. (a) y (b) Viñedos de la costa	35
2.7. Localización de la zona de quintas entre el canal Santo Domingo y el canal Sarandí	36
2.8. (a) y (b) Viñedos de la costa	37
2.9. Canal Sarandí en primavera	38
2.10. Canal y chimenea del Polo Petroquímico	38
2.11. Características de suelos	41
2.12. Cuenca Matanza-Riachuelo	47
2.13. (a) Vista del Canal Sarandí octubre 2010 y (b) Canal en primavera 2011	48
2.14. Corrientes convectivas en la desembocadura de los arroyos	49

2.15. Arroyo Las Perdices	50
2.16. Entubamiento del arroyo Las Perdices en Lanús	51
2.17. Chimeneas de venteo	51
2.18. (a) Instrumental de muestreo y (b) Análisis in situ de agua del arroyo	54
2.19. Toma satelital de los puntos de muestreo de calidad de agua . . .	54
2.20. (a) Zona de curtiembres y (b) Zona fabril, arroyo Sarandí	60
2.21. (a) y (b) Zona fabril, arroyo Sarandí	63
2.22. (a) y (b) Zona fabril, arroyo Sarandí	63
3.1. Producción de tres líneas de Debye-Scherrer.	87
4.1. (a) y (b) Punto de muestreo 1	93
4.2. (a) y (b) Punto de muestreo 2	94
4.3. (a) Punto de muestreo 3, puente de acceso y (b) Punto de muestreo 3	94
4.4. (a) y (b) Punto de muestreo 3, margen izq	94
4.5. Ubicación geográfica de los puntos de muestreo en el canal Sarandí	95
4.6. Ubicación de puntos de muestreo de difícil acceso	96
4.7. Muestreador tipo Beeker	97
4.8. Esquema del tubo del muestreador	98
4.9. (a) Toma de muestras desde la orilla del canal Sarandí y (b) Frac-	
cionamiento de muestras	98
4.10. Almacenamiento de las muestras	99
4.11. Estufa Peet Lab Vaccum Oven	100
4.12. (a) Muestras secas y tamizadas y (b) Muestras secas y clasificadas	101
4.13. Agitación de muestras	102
4.14. (a) Centrífuga y (b) Filtros Whatman	102
4.15. Filtrado al vacío	103
4.16. (a) y (b) Equipo de Absorción Atómica	104

4.17. (a) Pantalla lectura AA y (b) Llama del equipo de AA	104
4.18. Muestras en tubos de centrífuga	106
4.19. Filtrado de muestras	106
4.20. Calentamiento de muestras	107
4.21. Muestras en la mufia	108
4.22. Patrones para calibración de la AA	109
4.23. (a) Determinación de MO y (b) Determinación de MO	111
4.24. Determinación de MO	112
4.25. Medición de pH	113
5.1. Estructura química del ácido fúlvico.	123
6.1. Foto satelital de un tramo del canal Sarandí a 1000 <i>m</i> de la costa	160
6.2. (a) y (b) Ubicación del meandro en el canal	160
7.1. Foto tomada antes de la limpieza de márgenes	172
7.2. (a) Foto tomada antes de la limpieza de márgenes. (b) Idem . . .	172
B.1. Foto	201
D.1. Beatriz Mendoza se define como una contaminada	219
E.1. Un bote cruza las aguas turbias hacia Avellaneda	223
F.1. Informe de la UNQ	231
G.1. Los remeros, bajo el Puente Transbordador	235
K.1. Planilla de seguimiento del muestreo	269
L.1. Cuatro Bocas. Allí se conectan la desembocadura del Riachuelo, el Río de la Plata, Dock Sud y los diques de Puerto Madero	273

Índice de Gráficos

5.1. Análisis a terceros-Muestreo indagatorio. Norma EPA 3050 B . . .	130
5.2. Análisis propios-Muestreo indagatorio. Norma EPA 3050 B	130
5.3. Pb, método BCR Estación Inv.-Puente 1	134
5.4. Pb, método BCR Estación Inv.-Puente 2 Izq.	134
5.5. Pb, método BCR Estación Inv.-Puente 2 Der.	134
5.6. Pb, método Tessier Estación Inv.-Puente 1	135
5.7. Pb, método Tessier Estación Inv.-Puente 2 Izq.	136
5.8. Pb, método Tessier Estación Inv.-Puente 2 Der.	136
5.9. Pb, método Tessier Estación Pri.-Puente 1	137
5.10. Pb, método Tessier Estación Pri.-Puente 2 Izq.	137
5.11. Pb, método Tessier Estación Pri.-Puente 2 Der.	137
5.12. Cr, método BCR Estación Inv.-Puente 1	140
5.13. Cr, método BCR Estación Inv.-Puente 2 Izq.	140
5.14. Cr, método BCR Estación Inv.-Puente 2 Der.	140
5.15. Cr, método Tessier Estación Inv.-Puente 1.	141
5.16. Cr, método Tessier Estación Inv.-Puente 2 Izq.	141
5.17. Cr, método Tessier Estación Inv.-Puente 2 Der.	142
5.18. Cr, método Tessier Estación Pri.-Puente 1.	142
5.19. Cr, método Tessier Estación Pri.-Puente 2 Izq.	143
5.20. Cr, método Tessier Estación Pri.-Puente 2 Der.	143
5.21. Ni, método BCR Estación Inv.-Puente 1.	145

5.22. Ni, método BCR Estación Inv.-Puente 2 Izq.	145
5.23. Ni, método BCR Estación Inv.-Puente 2 Der.	145
5.24. Ni, método Tessier Estación Inv.-Puente 1.	146
5.25. Ni, método Tessier Estación Inv.-Puente 2 Izq.	146
5.26. Ni, método Tessier Estación Inv.-Puente 2Der.	147
5.27. Ni, método Tessier Estación Pri.-Puente 1.	147
5.28. Ni, método Tessier Estación Pri.-Puente 2 Izq.	148
5.29. Ni, método Tessier Estación Pri.-Puente 2 Der.	148
5.30. Cu, método BCR Estación Inv.-Puente 1.	150
5.31. Cu, método BCR Estación Inv.-Puente 2 Izq.	150
5.32. Cu, método Tessier Estación Inv.-Puente 1.	151
5.33. Cu, método Tessier Estación Inv.-Puente 2 Izq.	151
5.34. Cu, método Tessier Estación Inv.-Puente 2 Der.	151
5.35. Cu, método Tessier Estación Pri.-Puente 1.	152
5.36. Cu, método Tessier Estación Pri.-Puente 2 Izq.	152
5.37. Cu, método Tessier Estación Pri.-Puente 2 Der.	153

Índice de Cuadros

2.1. Paisajes culturales y desarrollos locales en la ribera sur del Buenos Aires metropolitano	35
3.1. Esquema BCR	78
3.2. Esquema Tessier	80
3.3. Trabajo Indagatorio	82
3.4. Determinación de ácidos húmicos y fúlvicos	83
3.5. Representación esquemática de la textura del suelo	85
6.1. Distribución de metales.	162

PRÓLOGO-INTRODUCCIÓN

Los temas ambientales vinculados a las diversas problemáticas que presenta la contaminación del aire, el agua y el suelo están muy en boga en estos tiempos. Este trabajo de investigación pretende esclarecer las causas que produjeron que una zona del sur del Gran Buenos Aires que hace cuatro décadas era utilizada como lugar de recreación por las familias mediante el alquiler de botes, según entrevistas realizadas a los vecinos de la zona, y la práctica de la pesca, se deteriorara año tras año.

Aunque los problemas ambientales son muy complejos, uno de los temas centrales de este estudio es entender y apreciar los aportes que el análisis desde el punto de vista químico puede realizar.

Esta investigación brinda un panorama de la situación ambiental de los sedimentos del canal Sarandí a través de su caracterización realizada con estudios de especiación química que permiten determinar, con la mayor precisión posible, la distribución de los elementos traza existentes en una muestra sólida entre fracciones de distinta naturaleza fisicoquímica. La especiación determina el reparto elemental mediante la aplicación de una metodología que tiene una relación directa con el comportamiento geoquímico y la biodisponibilidad de los elementos químicos en condiciones naturales.

RESUMEN

Los metales pesados constituyen uno de los contaminantes más importantes en el medio ambiente debido a su elevada persistencia y toxicidad. Las contribuciones antropogénicas de metales traza encontrados en el estuario del Río de la Plata y sedimentos costeros y marinos tienen su origen en las aguas de escurrimiento de sus diferentes afluentes. Entre ellos, se encuentra el arroyo Sarandí, de origen pluvial que recibe drenajes pluviales y urbanos del partido de Avellaneda y desechos industriales clandestinos en gran parte de su recorrido. Es importante resaltar que la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA) considera a los sedimentos como la fuente de contaminantes más comunes de ríos y arroyos.

El análisis de la contaminación por metales pesados es un estudio importante cuando se quiere valorar el potencial riesgo ambiental. Este estudio se llevó a cabo con muestras de sedimentos del tramo a cielo abierto del Canal Sarandí. La identificación de metales pesados (Cd, Cr, Cu, Pb, Hg y Zn) se realizó en primera instancia siguiendo las normas EPA correspondientes a cada metal. El objetivo fue determinar las concentraciones de estos metales para establecer posteriormente, usando dos procedimientos de extracción secuencial (esquema BCR y esquema de Tessier), las concentraciones en las fracciones biodisponibles indicando cuál de las dos técnicas resultaba más apropiada en esta tesis.

Con los resultados obtenidos se elaboraron las conclusiones y se plantearon recomendaciones.

Reconocimientos

A la Universidad Tecnológica Nacional-Facultad Regional Avellaneda (UTN-FRA).

Al Instituto Tecnológico de Buenos Aires (ITBA).

A la Dra. Laura de Angelis, que con su apoyo y entusiasmo hizo posible contar con un espacio para realizar los análisis de laboratorio y a su colaboración desinteresada aportando sus conocimientos y su buena predisposición en todo momento.

Al Lic. Mauro Vanarelli (responsable de laboratorio de Ingeniería Ambiental del ITBA) por su incondicional compañía y buena actitud para el trabajo.

A los becarios de la FRA, Florencia, Paula y Romina y en especial a Nahuel Martínez que prestó su colaboración en el manejo del muestreador de sedimentos.

Al Mg. Ing. Jorge Machalec y al Esp. Ing. Carlos Sánchez que dispusieron de días y horarios para realizar los muestreos.

Al Prof. José Mazza (jefe de laboratorio de alumnos del ITBA) por ceder el material y equipos solicitados para la realización de determinados ensayos.

Al Tec. Javier Palmieri (jefe de laboratorios de ensayos especiales del ITBA) que tamizó y colocó en sobres todas las muestras de sedimentos.

Al Dr. Jorge Stripekis por su primera orientación en el trabajo de laboratorio.

Al Lic. Jorge Constanzo (geólogo del ITBA) que realizó los estudios de difracción de rayos X.

A María Victoria y Florencia (estudiantes de Ingeniería Química del ITBA) que colaboraron en la confección de los gráficos.

Al Ing. Mario Benedetti que trabajó en la correcta presentación de esta tesis.

A mi co-directora, la Dra. María Marta Fidalgo que estuvo presente guiando mi trabajo de laboratorio y aportando a lo largo de estos años, sugerencias, soluciones, experiencia y aliento en la elaboración de esta Tesis.

A mi Directora, la Mg. Ing. Cristina Speltini, por su acompañamiento y cabal conocimiento del desafío que afrontábamos. Creyó en mi hace muchos años y me alentó a emprender el camino de la Ingeniería Ambiental confiando en mi capacidad de trabajo y guiada de su mano certera.

Capítulo 1

1.1. Antecedentes generales

El interés originado en las tres últimas décadas por la preservación del medio ambiente ha permitido confirmar el exiguo conocimiento que se tiene sobre los distintos procesos que gobiernan tanto la captación de metales y de elementos traza en general por parte de los sedimentos como su liberación a los medios hídricos que se encuentran en contacto con ellos según un informe de la CEPAL (Jairo, 2002).

La contaminación del medio ambiente por metales pesados en los últimos años, ha provocado gran preocupación, debido principalmente al riesgo que pueden ocasionar a la flora y fauna e incluso al ser humano a través de la cadena trófica. El interés sobre el impacto ambiental de los metales pesados comenzó a adquirir importancia durante los años '70 (De Miguel et al., 2002), por tal motivo, creció paralelamente la necesidad de estudiar el grado de enlace de los metales traza, tanto en sedimentos de distintos cursos de agua como en suelos en general. Numerosos investigadores de países americanos, europeos y asiáticos de los últimos veinte años (USA, México, Venezuela, Perú, Colombia, España, Polonia y China) coinciden en que más del 90 % de la presencia de metales pesados de una corriente fluvial se halla en las partículas en suspensión del agua y en los sedimentos, tal como se describen en los trabajos de Chira Fernández J.(2007) en Perú, estudios en la cuenca de Llobregat, en Barcelona (2001) y del Departamento de Biología de Cumaná, Venezuela (2010); por citar algunos ejemplos.

Los arroyos, aunque estén entubados, son sistemas cambiantes a lo largo del tiempo y de su curso; además, la actividad humana incide en el funcionamiento de los mismos y, en muchos casos, llega a determinarlo. La adición de residuos a estos sistemas influye en su calidad e incluso puede causar graves problemas de contaminación. Según sea la capacidad de sorción de los sedimentos del fondo

del cauce, estos sumideros pueden llegar a convertirse en fuentes de contaminación. Por este motivo, el conocimiento de la dinámica de contaminantes resulta uno de los aspectos cruciales para elaborar estrategias sustentables y efectivas de control. Debido a que los sedimentos son parte de cualquier ambiente acuático, se les puede considerar como un medio disponible para evaluar e identificar fuentes de contaminación por metales pesados; los sedimentos no sólo nos dan una perspectiva acerca del grado de contaminación por medio de entradas naturales, sino también son capaces de dar información acerca de la influencia que ejerce la contaminación inducida por las actividades del ser humano. Por desgracia, los metales pesados no son siempre retenidos en los sedimentos, debido a la influencia de los cambios en algunas propiedades químicas del agua que pueden causar que los contaminantes metálicos sean capaces de movilizarse hacia el cuerpo de agua, convirtiéndose en fuentes potenciales de contaminación metálica bajo ciertas condiciones (Filgueiras et al., 2002).

Estudios recientes sobre la calidad de las aguas del arroyo Sarandí indican un alto grado de antropogenización (Speltini et al, 2011): los valores de pH muestran una distribución homogénea a lo largo del curso a cielo abierto, en el rango de 6,4 a 7,8, encontrándose dentro de lo requerido en Res 42/06 de ADA; los niveles medidos de DBO superan los recomendados para la utilización del agua para uso recreativo establecidos por Res. 42/2006 ($DBO < 10 \text{ mg/L}$). En tanto, el valor máximo de concentración de sulfuros, que atentan sobre la conservación de la vida acuática y brindan un olor desagradable, ha sido de 44 mg/L en el punto de muestreo donde el arroyo deja de estar entubado, superando ampliamente los valores establecidos por la Res 42/2006, tanto para uso recreativo como para agua potable. La concentración de fenoles encontrada en todas las muestras analizadas

excede $0,001 \text{ mg/L}$, nivel guía recomendado por Decreto 831¹ de protección de la vida acuática. La presencia de estos compuestos confiere sabor y olor desagradable a las aguas del arroyo (Speltini et al., 2011).

La mayor parte de los metales pesados presentes en sistemas acuáticos están unidos a partículas del material en suspensión y a los sedimentos del fondo de los cauces. El tipo de unión de los metales pesados a componentes sólidos es un factor decisivo en su potencial movilidad y biodisponibilidad. Determinados cambios en el ambiente geoquímico de los sedimentos (por ej. el pH) producidos naturalmente o por acciones antrópicas, pueden favorecer la movilidad de los metales sorbidos, produciendo efectos adversos sobre los organismos.

Entre los antecedentes, proporcionados por Franja Costera Sur (1992), se encuentran monitoreos de la calidad de las aguas vertidas al Río de la Plata que revelan niveles de contaminación elevados en la descarga del arroyo Sarandí. Este informe indicó que el Río de la Plata interior recibe principalmente el aporte de efluentes industriales y cloacales originados en el Área Metropolitana de Buenos Aires (AMBA), así como los aportes de contaminantes y sedimentos de los ríos Paraná y Uruguay, encontrándose comprometida la calidad del agua de la Franja Costera Sur del Río de la Plata (San Fernando-Magdalena) generalmente hasta los 4 km de la línea de costa. En lo que respecta a la contaminación de la Franja Costera del Río de la Plata por residuos peligrosos, es importante considerar que en el sector Sur, se detectó, en la columna de agua y sedimentos, la presencia de altas concentraciones de sustancias consideradas como peligrosas (ej. plomo, cromo, compuestos orgánicos) por la normativa nacional, Ley 24.051 y Convenio

¹Decreto Reglamentario Ley 24.051 sobre régimen de desechos peligrosos, Decreto Nacional 831/93. Resolución 42/2006. Calidad de aguas dulces y marinas para la protección de la biota acuática, para agua de uso recreativo en la zona de uso exclusivo del Río de la Plata y su frente marítimo y aguas dulces como fuente de agua potable.

de Basilea² (1992) o sustancias especiales (Ley 11.720 de la Provincia de Buenos Aires). Esto claramente estaría indicando la contaminación de la franja costera con residuos peligrosos o especiales, probablemente provenientes de actividades industriales y/o vertidos clandestinos (FREPLATA, 1992).

La concentración de metales pesados encontrados en las aguas del arroyo Sarandí fueron comparables a los de la descarga de la cuenca Matanza Riachuelo (Speltini, 2011). Cabe destacar que el arroyo recibe descargas cloacales, efluentes industriales y aguas pluviales contaminadas por arrastre de sólidos. El mismo informe presentado por FREPLATA (FREPLATA,1992) indicó que los principales aportes de contaminantes que llegan al Río de la Plata son los correspondientes a los líquidos cloacales y efluentes industriales provenientes de la Cuenca del Matanza-Riachuelo, del río Reconquista (a través del río Luján), del emisario cloacal de Berazategui y de los canales Sarandí y Santo Domingo (ver apéndice D). En los análisis realizados por la Autoridad de Cuenca Matanza Riachuelo (ACUMAR, 2003) se observó que el canal Sarandí aporta el 25 % del cromo encontrado en la cuenca y el 13 % del plomo.

En concordancia con la opinión de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA), que considera a los sedimentos como los receptores de contaminantes más comunes en ríos, arroyos, lagos y embalses (Mid-America Regional Council, 2011), este trabajo estudió algunos contaminantes presentes en los sedimentos del arroyo Sarandí, motivado principalmente por carencia de registros, de análisis físico químicos, de información y de estudios en general.

En febrero de 2011, ACUMAR informó sobre una única batería de análisis realizados en los sedimentos del arroyo Sarandí indicando el punto de extracción

²La Convención de Basilea sobre el control de los movimientos transfronterizos de los desechos peligrosos y su eliminación es el tratado multilateral de medio ambiente que se ocupa más exhaustivamente de los desechos peligrosos y otros desechos.

de la muestra pero sin estudiar la presencia de metales pesados (ACUMAR, 2011).

De las industrias consideradas agentes contaminantes (la carga que libera al arroyo en su recorrido entubado o cuando corre a cielo abierto, puede contener sustancias o valores en distintos parámetros físico-químico-biológicos que perjudiquen la salud de las personas y del curso de agua), sólo algunas habrían podido adecuarse a las normativas vigentes en el curso del año 2013. Unas pocas empresas elaboraron, su plan de reconversión industrial. El 50 % de las industrias radicadas a lo largo del curso de agua son curtiembres, siguiendo en porcentaje los frigoríficos, lavaderos, empresas metalúrgicas e industrias alimenticias.

Hay preocupación por parte del Estado (ver apéndice A) ya que considera que el deterioro del curso de agua es muy grande como para solucionarlo en un corto plazo considerando que los comienzos de la contaminación datan de fines del siglo XIX.

1.1.1. Arroyos: definición

Arroyo, del latín, *arrugia* significa caudal corto pero continuo de agua. El término se utiliza para nombrar también al cauce por donde corre dicho caudal o la parte de una calle por donde suelen correr las aguas³.

Un arroyo es una corriente natural de agua que normalmente fluye con continuidad, pero que, a diferencia de un río, tiene escaso caudal, que puede ser temporario. También puede definirse como una corriente pequeña que puede secarse en verano o un río pequeño de escaso caudal.

Los arroyos suelen desembocar en un río, como en el caso del arroyo Sarandí estudiado en esta tesis (que desemboca en el estuario del Río de la Plata), en un mar o en un lago. La parte del arroyo menos profunda, que incluso puede cruzarse

³Diccionario de la Real Academia Española

a pie, recibe el nombre de vado o baño. Lo frecuente es que los arroyos no sean navegables debido a su escaso caudal. Es posible, sin embargo, encontrar arroyos que pueden recorrerse en pequeñas embarcaciones, tal es el caso del tramo a cielo abierto del arroyo Sarandí.

Un riachuelo es un pequeño curso de agua de poco caudal, es diminutivo de río y puede utilizarse como sinónimo de arroyo. En Argentina, se conoce como Riachuelo a la desembocadura del río Matanza que nace en la provincia de Buenos Aires y tras formar el límite sur de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires, desemboca en el Río de la Plata luego de recorrer 60 *km*.

1.1.2. Sedimentos

Del latín *sedimentum*, el sedimento es un producto natural, en forma de roca no consolidada, que resulta de la precipitación química o de la acumulación, bien sea mediante arrastre o gravitativa, de partículas procedentes de la descomposición de otras rocas, independientemente de cuál sea el tamaño de aquellas. El medio de sedimentación puede ser continental, costero o marino, es sinónimo de depósito⁴.

Se denomina sedimento entonces a todo material previamente suspendido en la columna de agua que resultó depositado en el lecho. Un sedimento puede ser considerado como una mezcla heterogénea de compuestos minerales y orgánicos mediante la asociación partícula-contaminante. Su importancia radica en la capacidad de inmovilizar metales pesados, plaguicidas y tóxicos orgánicos. Ciertos procesos físico-químicos pueden liberar estos compuestos modificando equilibrios presentes en los sedimentos. La “historia” de los contaminantes volcados se puede encontrar en los sedimentos.

⁴Glosario de geología de la Real Academia Española de ciencias exactas, físicas y naturales

Los sedimentos pueden estar formados por grava (tamaño comprendido entre 2 y 64 mm), arcillas (tamaño $< 2 \mu m$), limos (de 3 a 50 μm) o arenas (partículas $> 50 \mu m$). En ellos, los contaminantes se adhieren en mayor proporción a las partículas finas de sedimentos (arcillas y limos) con alta relación superficie/volumen.

Si el lecho del curso de agua no es uniforme, las partículas generalmente no se mantienen en contacto continuo sino que son impulsadas por la corriente.

Todos los tipos de movimiento que tienen las partículas se inician cuando la energía del medio fluvial es tal que las fuerzas que tienden a mover o arrastrar los sedimentos son la sustentación y las fuerzas viscosas (Basile, 2003).

La concentración de sedimentos varía, por lo que la cuantía de la descarga total de sedimentos es el producto de esas dos variables: de la concentración de los sedimentos y de la velocidad de la corriente. La velocidad de la corriente es un factor fundamental que determina si el flujo va a ser laminar o turbulento. En el canal Sarandí se presenta un flujo laminar ya que éste sólo es posible cuando el agua se mueve muy lentamente a través de un cauce suave. El flujo laminar es típico de fluidos a velocidades bajas o viscosidades altas, condiciones que se presentan en este curso de agua (Speltini et al., 2010). La capacidad de una corriente para erosionar y transportar materiales está directamente relacionada con su velocidad. Variaciones incluso ligeras de velocidad pueden inducir cambios significativos en la carga de sedimento que el agua puede transportar. El tipo y la cantidad de material transportado en suspensión están controlados por dos factores: la velocidad del agua y la velocidad de sedimentación de cada grano de sedimento. La velocidad de sedimentación se define como la velocidad a la cual cae una partícula a través de un fluido inmóvil. Cuanto mayor sea la partícula, más deprisa se dirige al lecho del arroyo. Además del tamaño; la forma y el peso

específico de los granos influyen también en la velocidad de sedimentación. Los granos planos se hunden en el agua más despacio que los esféricos, y los granos densos caen hacia el fondo más deprisa que los granos menos densos. Siempre que la velocidad de una corriente disminuye, su competencia se reduce, y los granos de sedimento se depositan en un orden definido por tamaños. A medida que el flujo de la corriente disminuye por debajo de la velocidad de sedimentación crítica de una partícula determinada, empieza a depositarse el sedimento de esa categoría (Tarbuk et al., 2009).

La fuerza que resiste el movimiento para los sedimentos de mayor tamaño, tales como gravas y arenas, es el peso de las partículas, mientras que para los sedimentos finos son las fuerzas cohesivas. Las partículas gruesas tienen un movimiento en forma individual mientras que los finos tienen un movimiento en grupos.

El sedimento es relevante cuando la columna del mismo alcanza de 10 a 15 *cm* que permite su estudio y análisis (Wetzel, 2001).

La sedimentación es la acumulación por deposición de todos aquellos materiales alterados y transportados previamente, y siempre tiene lugar cuando disminuye la energía de los agentes de transporte, por ejemplo, cuando un río llega al mar. Los sitios donde se acumulan los sedimentos se llaman medios sedimentarios y de su estudio se desprende que podamos conocer los medios de transporte y erosión que han sufrido los materiales, también de dónde proceden y qué medio había cuando se depositaron esos materiales. A este análisis se lo llama análisis estratigráfico y al registro, registro estratigráfico.

En cuanto a los sedimentos del canal Sarandí, como todo arroyo urbano, pueden crear problemas de contaminación por la presencia de elementos potencialmente tóxicos en los mismos, los cuales a su vez pueden ser movilizados y estar

en posición de ser absorbidos por las plantas o ser lixiviados hacia los mantos acuíferos, afectando los suministros de agua potable.

1.1.3. Metales pesados

En la República Argentina son escasos los estudios de sedimentos en cursos de agua, en contraposición con numerosos trabajos realizados en distintas universidades de España, tales como la Politécnica de Cataluña (Rosas Rodriguez, 2000) y la Universidad de Murcia (Fuentes et al., 2003), de la Facultad de Ingeniería Química de la Universidad Tecnológica de Delft, en los Países Bajos (Hans et al., 1986); asimismo existen trabajos realizados en sedimentos de cursos de agua en México (Prieto García et al., 2006), en Chile (Gonzalez Navarro et al., 2002) y en la India (Jain, 2003), sólo por citar algunos ejemplos.

No obstante, un informe (ACUMAR, 2012) indicó la presencia de metales pesados en el canal Sarandí; se detectó, en orden decreciente de abundancia: cromo, zinc, cobre, plomo y cadmio.

Los metales pesados son aquellos cuya densidad es por lo menos 5 veces mayor que la del agua. Los más importantes son: arsénico, cadmio, cobalto, cobre, cromo, estaño, mercurio, níquel, plomo y cinc. Algunos metales son indispensables para la salud, en bajas concentraciones. Es el caso del Co y el Zn, que forman parte de sistemas enzimáticos o del Fe, que forma parte de la hemoglobina. Sin embargo, en concentraciones elevadas resultan tóxicos para la vida. Según informes consultados (Janiot et al., 2001), con la excepción del Cd, la concentración de los metales pesados en el Río de la Plata está presente en valores que exceden ampliamente los niveles de seguridad establecidos (C.E.P.E, 1993) para la protección de la vida acuática. Debido a que estos metales tienden a depositarse rápidamente en los barros del fondo, se espera que los niveles de concentración

total (agua + suelo) sean aún superiores, por acumulación en sedimentos. Estos autores señalaron que la concentración de metales pesados en agua era superior en la zona de agua dulce del río y disminuía hacia el frente marítimo. Sin embargo, los niveles presentes en sedimentos tiene un comportamiento inverso, aumentando progresivamente hacia la zona exterior. Los metales muestran también una alta afinidad por ácidos húmicos, complejos húmico-arcillosos y óxidos revestidos con materia orgánica (Connell et al., 1984).

Si bien las plantas retienen metales en sus tejidos, la sorción por el sedimento es considerada uno de los principales mecanismos de acumulación de metales a largo plazo (Machemer et al., 1993; Wood y Shelley, 1999; Maine et al., 2009). Sin embargo, el sedimento puede liberarlos si las condiciones ambientales cambian (Boström et al., 1985). Para evaluar este intercambio es esencial conocer la cantidad y la forma química en la que estos contaminantes se acumulan en el sedimento.

El plomo forma complejos muy estables con la materia orgánica y precipita como sulfuro plumboso ante la presencia de iones sulfuro. Un sedimento anóxico como el que presenta el canal Sarandí contiene azufre (encontrado en forma de sulfuros), y resulta importante para la retención en los sedimentos del cauce de este metal pesado. En condiciones anóxicas, los metales pesados precipitan como sulfuros. Es conocida la fuerte afinidad del plomo hacia la adsorción sobre la superficie de los óxidos metálicos y de la materia orgánica de los sedimentos; sin embargo en ambos casos dicha adsorción conduce a la ocupación de sitios de adsorción de baja energía de enlace, lo que provoca una mayor facilidad en su desorción.

Se considera que la adsorción de plomo sobre partículas minerales u orgánicas es el principal mecanismo de eliminación de plomo en aguas. En medios alcalinos,

el plomo precipita como carbonato, mientras que en medios reductores se forman sulfuros insolubles. La bibliografía indica que en los sedimentos pueden ocurrir procesos de biometilación del plomo para generar el tetrametilplomo, el cual puede difundir hacia zonas superficiales donde finalmente se fotoliza, en parte en la fase acuosa y otra parte una vez que llega a la atmósfera. Puede liberarse como plomo metálico, oxidarse a Pb^{2+} y formar partículas de dióxido o absorberse sobre otras partículas minerales.

El cromo forma complejos con la materia orgánica, que se puede atribuir a la facilidad del cromo para formar soluciones complejas en la materia orgánica presente en los sedimentos. El cromo es uno de los metales pesados frecuentemente hallado en efluentes generados de diversas actividades industriales, tales como curtiembres, extracciones mineras, metalurgia, etc. Los compuestos de Cr (VI) son más tóxicos que los compuestos de Cr (III). El papel de la materia orgánica es importante, puesto que actúa de agente reductor y además es complejante, con lo cual favorece la retención del Cr^{3+} producido en la reacción (Cr^{6+} a Cr^{3+}). A pH neutro, la especie Cr^{3+} estará en forma de hidróxido insoluble.

El cromo se encuentra en el medio natural principalmente en forma tri y hexavalente, en bajas concentraciones. En un sedimento, puede hallarse a varias profundidades. A pH superiores a 5 el Cr^{3+} puede oxidarse a anión cromato (CrO_4^{2-}), que es la forma más tóxica del elemento. La presencia de óxidos de manganeso favorece esta oxidación. La especie Cr^{6+} es más móvil que la Cr^{3+} , puesto que sólo se absorbe débilmente en la fase sólida arcillosa, y en consecuencia la biodisponibilidad de esta especie es mayor. La biodisponibilidad de una sustancia tóxica indica la magnitud con la cual un agente llega a su sitio de acción. No obstante, cuando se detecta Cr^{6+} en el sedimento, por ejemplo como consecuencia de vertidos clandestinos, una alta proporción del mismo se reduce

de forma espontánea a Cr^{3+} y en mayor medida aún en presencia de materia orgánica.

El cobre posee varias propiedades físicas que propician su uso industrial en múltiples aplicaciones, siendo el tercer metal, después del hierro y del aluminio, más consumido en el mundo. La acumulación de cobre representa un riesgo notable para la salud humana y ambiental. Su presencia en los cuerpos de agua y en sedimentos se debe principalmente a la actividad antropogénica.

El níquel puro es un metal duro, blanco-plateado, que se usa para fabricar acero inoxidable y otras aleaciones de metales. Se encuentra en todos los suelos y es liberado por emisiones volcánicas. También se encuentra en meteoritos y en el suelo de los océanos. El níquel y sus compuestos no tienen olor ni sabor característicos.

1.1.3.1 Efectos sobre la salud

Algunos metales pesados son tóxicos para los seres humanos. Presentan peligro ambiental, debido a su uso extensivo, toxicidad y amplia distribución. Ninguno ha prevalecido aún en el medio ambiente en tal extensión como para constituir un grave peligro amplio. Sin embargo, se está hallando que cada uno de ellos alcanza niveles tóxicos en ciertos lugares. Los metales pesados difieren de los compuestos orgánicos tóxicos, en que son totalmente no degradables, con lo que se acumulan en los sistemas ambientales. Los últimos sumideros de los metales pesados son los suelos y los sedimentos (Baird, 2001). No son particularmente tóxicos como elementos libres en su forma condensada, sino que son peligrosos en forma catiónica y también enlazados a cadenas cortas de átomos de carbono. Bioquímicamente, el mecanismo de su acción tóxica proviene de la fuerte afinidad de los cationes por el azufre. Así, los grupos “sulfhidrido”, $-\text{SH}$, que están presentes comúnmente

en las enzimas que controlan la velocidad de las reacciones metabólicas críticas en el cuerpo humano, se enlazan fácilmente a los cationes metálicos ingeridos o a las moléculas que contienen los metales. Debido a que el enlace resultante metal-azufre afecta a toda la enzima, ésta no puede actuar normalmente y la salud humana queda afectada adversamente y a veces de forma fatal. La reacción de los cationes de los metales pesados M^{2+} con las unidades sulfhidrilo de las enzimas R-S-H para producir sistemas estables como es el R-S-M-S-R, es análoga a su reacción con el compuesto simple inorgánico H_2S , con el que se obtiene el sólido insoluble MS.

La toxicidad de todos los metales pesados depende mucho del estado de oxidación del elemento, es decir de su especiación. Por ejemplo en relación a la toxicidad del plomo metálico, ésta difiere sustancialmente según si el metal está como catión divalente Pb^{2+} o en forma de moléculas covalentes. Las formas que son casi totalmente insolubles pasan a través del cuerpo humano sin hacerle demasiado daño. La toxicidad para una concentración dada de metal pesado presente en ríos, canales, etc., depende del pH y de las cantidades disueltas, así como del carbono suspendido, ya que las interacciones del tipo complejización y adsorción, pueden eliminar parte de los iones metálicos de la actividad biológica potencial. Por ejemplo, en el caso del plomo, no presenta ningún problema ambiental hasta que no se disuelve para dar la forma iónica. El ión estable del plomo en condiciones de aguas naturales es la especie +2, y en consecuencia, forma el sulfuro iónico PbS. Este es un compuesto muy insoluble del cual se extrae casi todo el metal. Una elevada proporción de plomo ambiental en muchas partes del mundo provenía del que era emitido por los vehículos y ocurría principalmente en forma inorgánica. Una parte de la nafta con plomo ingresaba directamente al organismo por inhalación del aire, es así que el óxido de plomo atmosférico se deposita en el

suelo y en el agua, con lo que puede entrar en la cadena trófica, ya que el plomo soluble es absorbido por las plantas (Baird, 2001). Debido a que el plomo no se consume en el proceso de combustión, se emite a la atmósfera como material particulado. La Secretaría de Energía a través de la Subsecretaría de Combustibles reguló este tema, fue en 1998 a través de su disposición 285/98, el factor ambiental comenzó a influir en la producción de las naftas, y el monitoreo en grandes concentraciones urbanas, inició el desarrollo de legislación tendiente a preservar el medio ambiente. La necesidad de disminuir las emisiones provocó modificaciones en los motores, la introducción de los convertidores catalíticos, para el tratamiento de los gases de escape, la eliminación del plomo como aditivo antidetonante y la investigación de otros aditivos que pudiesen mejorar el octanaje de las naftas. En Argentina, no se venden naftas con plomo desde el año 1998. La mayoría del plomo en el organismo humano está inicialmente presente en la sangre, aunque cuando alcanza una saturación y el exceso entra a los tejidos blandos, incluyendo los órganos, en particular el cerebro. En último término, el plomo se deposita en los huesos, donde reemplaza al calcio puesto que los iones Pb^{2+} y el Ca^{2+} son similares en tamaño (Baird, 2001). La adsorción de plomo aumenta en niños más que en adultos. Los grupos humanos con mayor riesgo a niveles bajos de Pb^{2+} son los fetos y los niños menores de siete años, ya que absorben un mayor porcentaje de plomo en la dieta debido a que su cerebro está creciendo rápidamente. En el organismo, el plomo inorgánico no se metaboliza, cuando es inhalado y depositado en la vía respiratoria baja, se absorbe por completo.

Una vez en la sangre el plomo se distribuye en tres compartimentos: la sangre, los tejidos blandos (riñón, médula ósea, hígado y cerebro) y el tejido mineralizado (huesos y dientes). La semivida en sangre es de 25 días, en tejidos blandos es de 40 días y en la porción no lábil del hueso, más de 25 años. Para que se desarrolle

una intoxicación por plomo no es necesaria una exposición aguda importante ya que el organismo lo acumula. Dentro de las células, se une a los grupos sulfhidrilos e interfiere con múltiples enzimas celulares. Esta unión explica su presencia en el pelo y en las uñas. También se une a las membranas mitocondriales, interfiriendo en la síntesis proteica y de ácidos nucleicos. Los niños captan más plomo en relación con los adultos sobre una base de unidad de peso corporal, una mayor absorción tanto a nivel digestivo como respiratorio y también retienen una mayor proporción del plomo absorbido. Los niños representan la etapa del desarrollo metabólicamente más vulnerable del ciclo vital ante los efectos del plomo, especialmente respecto a los sistemas nervioso y óseo (Lauwerys, 1992).

Un grupo de profesionales de la Facultad de Farmacia y Bioquímica de la UBA (en el marco del Plan de Acción Estratégico, PAE para la gestión ambiental sustentable de un área urbano -industrial) llevó a cabo un estudio en niños (en el año 2003) del posible impacto de la contaminación sobre la población de Dock Sud, una localidad lindera al arroyo Sarandí y se determinó que en todos los niños estudiados había niveles cuantificables de plomo en sangre, y se encontraron niveles excedidos en 50 % de los casos en Villa Inflamable y 17 % en Villa Corina cuya ubicación se muestra en la Imagen 1.1 (por donde corre el arroyo) según el informe del PAE citado (ver apéndices B y C). Además, el plomo es el único contaminante para el cual las diferencias de medias entre los niveles excedidos en Villa Inflamable y en Villa Corina fueron significativas. Tres niños de Villa Inflamable exhibían problemas de $> 20 \text{ mg/dL}$ por lo que requirieron de intenso seguimiento y tratamiento quelante. Aproximadamente un 10 % de los niños en ambas villas presentaba cromo en orina que superaba los valores de referencia. El promedio de niveles de tóxicos que superaron los límites de referencia fue mayor en Villa Inflamable para todas las sustancias, siendo la diferencia estadísticamente

significativa para plomo (Vives et al., 2009).

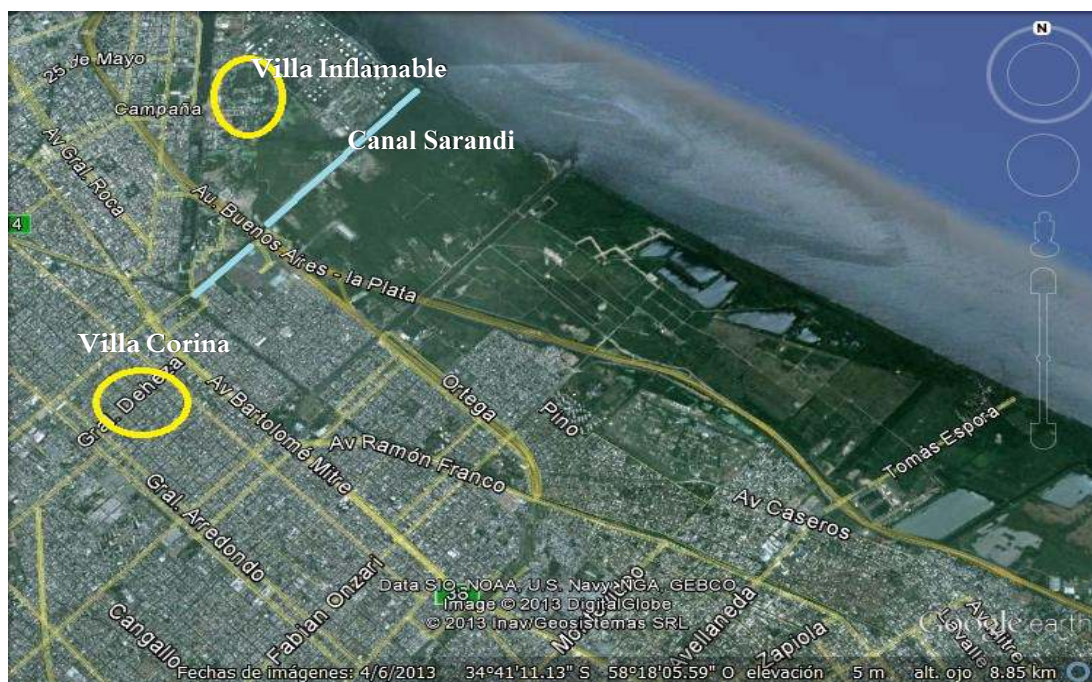


Imagen 1.1: Vista satelital del canal Sarandí y Villas afectadas. (Fuente: Google Earth, 2013).

El Cr (III) es un nutriente esencial, necesario para el metabolismo de los azúcares y para muchas reacciones enzimáticas. Es muy común hallarlo en muchos suplementos vitamínicos y minerales. El cromo en estado de oxidación trivalente presenta muy baja toxicidad, en tanto la EPA (1993) ha determinado que el cromo hexavalente es un metal cancerígeno. Los efectos potenciales del cromo sobre la salud dependen de una diversidad de factores, tales como la forma química en que se presente, la cantidad, el tiempo de exposición y la forma de incorporación del cromo al organismo (ingestión, inhalación o absorción a través de la piel). Las reacciones y sus efectos potenciales dependen en gran medida de factores tales como la edad, el sexo, el peso corporal y el estado de salud del individuo. La evidencia científica indica que el Cr (VI) es probablemente mucho más tóxico por inhalación que por ingestión. Niveles de exposición altos de Cr (VI) conducen a problemas en las vías respiratorias, la ingestión de Cr (VI) principalmente afecta

al estómago, intestino delgado (irritación y úlceras), sangre (anemia), daños en el sistema reproductivo y cáncer de pulmón. Cuando el cromo toma contacto con la piel, puede causar reacciones alérgicas, como por ejemplo erupciones cutáneas. Después de ser respirado el Cr (VI) puede causar irritación y sangrado de la nariz. Otros problemas de salud estudiados son malestar de estómago y úlceras, problemas respiratorios, debilitamiento del sistema inmune, daño en los riñones e hígado y alteración del material genético (James et al., 1983a).

El cobre generalmente permanece adherido fuertemente a la capa de tierra superficial y la exposición es a través de contacto con la piel. Es más frecuente en los niños que pueden llevarse las manos a la boca o comer tierra y polvo contaminados. Puede entrar al cuerpo cuando se ingiere agua o alimentos, tierra u otras sustancias que lo contienen. El cobre también puede entrar al cuerpo cuando se respira aire o polvo contaminado con este metal pesado. Después de ingerirlo o beberlo, el cobre entra rápidamente a la corriente sanguínea y es distribuido a través del cuerpo. Algunas sustancias en los alimentos pueden afectar la cantidad de cobre que entra a la corriente sanguínea desde el tracto gastrointestinal. El cuerpo es muy efectivo en impedir que niveles altos de cobre entren a la corriente sanguínea. Abandona el cuerpo humano en las heces y la orina, pero principalmente en las heces, tardándose varios días para que el cobre abandone el cuerpo. Generalmente, la cantidad en el cuerpo se mantiene constante (la cantidad que entra al cuerpo es igual a la cantidad que abandona el cuerpo). El cobre es esencial para mantener buena salud. Sin embargo, la exposición a dosis altas puede ser perjudicial. La exposición prolongada a polvos de cobre puede irritar la nariz, la boca, los ojos y causar dolores de cabeza, mareo, náusea y diarrea. La ingestión intencional de niveles altos de cobre puede producir daños en el hígado y los riñones y puede causar la muerte. La EPA no ha clasificado al cobre en cuanto

carcinogenicidad en seres humanos porque no hay estudios adecuados en seres humanos o en animales (EPA, 2004).

Los efectos sobre la salud humana más comunes del níquel se observan en la piel. El níquel que es liberado en desagües industriales termina acumulándose en el suelo o en el sedimento, adhiriéndose fuertemente a partículas que contienen hierro o manganeso. No hay evidencias de acumulación en peces o en otros animales. El efecto adverso más común de la exposición al níquel en seres humanos es una reacción alérgica. Aproximadamente entre un 10 % y 15 % de la población es sensible al níquel. Las personas pueden sensibilizarse al níquel cuando hay contacto directo prolongado de la piel con materiales que contienen níquel. Una vez que una persona se ha sensibilizado, el contacto adicional con el metal producirá una reacción. La reacción más común es un salpullido en el área de contacto, aunque también puede aparecer en un área lejos del sitio de contacto. Con menor frecuencia, se presentan ataques de asma luego de exposición al níquel (ATSDR, 2005).

Las fuentes ambientales de arsénico provienen del uso continuado de sus compuestos como pesticidas. El arsénico es conocido por ser cancerígeno en seres humanos. La inhalación y probablemente también la ingestión de arsénico produce cáncer de pulmón. Su ingestión origina cáncer de piel y de hígado y quizás cáncer de vejiga y de riñón. No se conoce ningún riesgo sobre la salud humana de las concentraciones de fondo de arsénico que se encuentran en el medio ambiente (Baird, 2001). Los niveles de fondo de arsénico en suelos y sedimentos aumentan cuando hay fuentes de contaminación, ya sean éstas naturales y/o de origen humano. En lo que respecta a las sustancias químicas o a los agentes físicos, pueden existir dos tipos de niveles de fondo, los niveles naturales que son concentraciones naturales de arsénico en el medioambiente, sin influencia del ser humano y niveles

antropogénicos debidos a fuentes no localizadas de origen humano.

El mercurio es el más volátil de todos los metales, siendo su vapor altamente tóxico. Se emite mercurio al aire como consecuencia de la incineración de residuos municipales que contienen mercurio en productos como las baterías y de la quema de carbón y fueloil. La contaminación del medio ambiente cuando las lámparas de mercurio utilizadas para la iluminación en calles se rompen, es considerable, ya que el mercurio es una sustancia muy tóxica, por lo que deben ser tratadas como residuos peligrosos. La mayoría del mercurio presente en los seres humanos está en la forma de metilmercurio. Los problemas ambientales que implican al mercurio se han desarrollado principalmente en conexión con el hecho de que la forma metilada es un veneno acumulativo. El mercurio se lixivía del suelo hacia sistemas acuosos por medio de procesos naturales, algunos de los cuales se aceleran a causa de actividades humanas. Las sales de mercurio se han utilizado para la conservación de la pintura mientras permanece en el envase, algunos compuestos del mercurio especialmente los que contienen Hg_2^{2+} , todavía se usan en cosméticos (Baird, 2001).

El uso principal del cadmio en forma iónica es como pigmento para dar color a los plásticos. Por tanto el cadmio se emite al medio ambiente con la incineración de plásticos y otros materiales que lo contienen no solo como pigmento, sino también como estabilizante. El ión cadmio es bastante soluble en agua, excepto cuando están presentes iones sulfuro que precipitan el metal como CdS, los seres humanos, habitualmente, reciben sólo una pequeña proporción de cadmio de forma directa a partir del agua de bebida o del aire. Las excepciones provienen de personas que viven cerca de fundiciones, particularmente de las de zinc (Baird, 2001).

1.2. Planteo del problema

Como se ha comentado en el ítem anterior, los metales pesados pueden ingresar a las redes tróficas por distintos mecanismos y ocasionar en primera instancia bioacumulación y una posterior biomagnificación a través de los niveles tróficos superiores.

Los estudios sobre la presencia de estos elementos en el medio ambiente, pretenden conocer al menos la toxicidad específica de los mismos.

El presente estudio se centra en la determinación de metales pesados (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb y Zn) en sedimentos de un arroyo en particular.

La concentración total de los metales encontrados se encuentra repartida en distintas fracciones o especies químicas. Por lo tanto la medición del contenido total de un metal pesado es un criterio insuficiente para evaluar el verdadero riesgo, debido a que la movilidad del mismo y su biodisponibilidad para la biota depende de la especie química a la que se encuentre asociado. La determinación directa de la asociación específica del metal en el sedimento es muy difícil, debido a la gran variedad de fases del sólido que pueden unir metales (Fabrizio, 2011). El material sólido puede ser particionado en fracciones, las cuales son extractadas selectivamente con el uso de agentes químicos apropiados.

Los metales pesados debido a sus características, no son eliminados del ambiente por procesos naturales y tienen tendencia a acumularse en diferentes sustancias orgánicas y minerales, ocupan un lugar importante dentro de los contaminantes químicos y por lo tanto su determinación tiene carácter prioritario en las muestras ambientales.

La importancia del estudio de las fracciones o especies químicas en las cuales se encuentran los metales pesados en los sedimentos, radica en que se establece su

nivel de biodisponibilidad dependiendo de la estabilidad de cada especie química en condiciones ambientales. Cuando un metal se encuentra enlazado débilmente a una especie química, su índice de disponibilidad es alto porque el metal puede ser solubilizado con ligeros cambios en las condiciones ambientales del suelo, como una reducción del pH o del potencial redox.

Cuando los metales se encuentran unidos fuertemente a la especie química, su estabilidad es muy alta y para que se conviertan a formas solubles se requieren condiciones ambientales muy drásticas, que normalmente no ocurren en la naturaleza. Si la mayor concentración de los metales se encuentra en esta fracción, indica una muy baja biodisponibilidad y en consecuencia el peligro de impacto ambiental se reduce. Esta información sólo es posible obtenerla con un estudio de especiación.

La sorción de los metales a los sedimentos puede ser física, cuando los enlaces entre la molécula sorbida y la superficie sólida son débiles (fuerzas de Van de Waals y bipolares, a esta fracción se la denomina intercambiable) y puede ser química cuando los enlaces de sorción⁵ son iónicos o covalentes.

Este trabajo de tesis pretende determinar la situación de la contaminación que presenta el canal Sarandí estudiando los sedimentos del curso de agua en su tramo final a cielo abierto.

⁵Retención de una sustancia por otra cuando están en contacto; incluye las operaciones de absorción, adsorción, intercambio iónico y diálisis. Un proceso determinante en el transporte de compuestos orgánicos en suelo y agua. Sorción es un término general utilizado para describir la asociación de compuestos químicos, en forma disuelta o gaseosa, con el suelo.

1.3. Objetivos

1.3.1. Objetivo general

Caracterizar física y químicamente los sedimentos del arroyo Sarandí en su tramo rectificado a cielo abierto y en su desembocadura en el estuario del Río de la Plata de manera de establecer el impacto que la contaminación producida por la descarga no regulada de efluentes origina en el mismo.

1.3.2. Objetivo específicos

- Describir los sedimentos del arroyo Sarandí en el tramo a cielo abierto.
- Cuantificar el nivel de un grupo de metales pesados (cromo, plomo, níquel y cobre) presentes en los sedimentos del arroyo Sarandí en el tramo a cielo abierto y en su desembocadura en el Río de la Plata.
- Analizar la distribución espacial de estos metales pesados.
- Analizar la distribución temporal de estos metales pesados.
- Determinar cómo está retenido el contaminante en el sedimento y a qué compuesto del mismo está unido o asociado para evaluar la posible biodisponibilidad de los metales pesados.

Capítulo 2

Descripción del área de estudio

2.1. Localización

La cuenca del arroyo Sarandí se extiende desde las proximidades de la localidad de Longchamps, donde el curso de agua nace con el nombre de arroyo de las Perdices, actualmente entubado y recién después de recibir como afluente al arroyo Galíndez, totalmente entubado, a la altura de Lanús se convierte en el arroyo Sarandí. Desde su cruce con las vías del Ferrocarril General Roca, en la localidad de Sarandí, hasta su desembocadura en el estuario del Río de la Plata, el arroyo se encuentra rectificado y se lo conoce como Canal Sarandí, tal como se muestra en línea azul en la imagen 2.1. Esta cuenca comprende una superficie de 80 km^2 , y se extiende sobre los partidos de Avellaneda, Lanús, Lomas de Zamora y Almirante Brown. La longitud de su cauce principal es de aproximadamente 20 km .

Para algunos autores (Malagnino, 1988 y Malpartida, 2003), un sistema asociado a la cuenca Matanza-Riachuelo pero de menor envergadura lo constituyen los arroyos al sudeste, sector en el que se han encauzado artificialmente los arroyos Sarandí y Santo Domingo. El arroyo Sarandí sirve de colector de los desagües pluviales del área urbana por la que discurre, está entubado desde la altura de la Estación Ferroviaria de Monte Chingolo, luego cruza al cielo abierto el camino General Belgrano desaparece nuevamente hasta el encuentro con la avenida Mitre y desde allí hasta su desembocadura en el Río de la Plata circula canalizado.

2.2. Descripción de la zona

El partido de Almirante Brown está constituido por tierras denominadas llanos, carentes de formaciones elevadas notorias. Pertenece al área de la pampa



Imagen 2.1: Los cursos de agua, cuenca Sarandí y Santo Domingo. (Fuente: AAUPA, 2007)

húmeda. Sus tierras son aptas para el cultivo agrícola y la cría de ganado, así también como para el asentamiento humano.

El Aglomerado Bonaerense está ubicado sobre la margen sur del estuario del Río de la Plata. La franja costera que lo bordea es una planicie estuárica⁶, conocida informalmente como “terrazza baja” (Marcomini S. y Lopez R.; Atlas Ambiental Buenos Aires, 2010), que tiene alturas menores a 5 o 6 m y, en promedio, se localiza 2 m sobre el nivel del estuario. Su ancho es variable y su pendiente es muy baja (de 0,5:1000).

La historia geológica de una región se reconstruye a través del estudio de la composición y distribución de las rocas, los sedimentos y los fósiles que se

⁶Zona costera expuesta a las mareas que se convierte en terrenos pantanosos, normalmente abundantes en plantas y forma de vida acuática.

encuentran en el subsuelo. Es una historia de cambios, que permite comprender cómo fue evolucionando la región hasta adquirir su configuración actual y cómo interactúan los diferentes componentes del sistema terrestre. Son muy variadas las implicancias de este conocimiento, desde dar respuesta a cuestiones referidas a cambios globales pasados, para proyectar escenarios futuros, hasta comprender que las propiedades de los sedimentos determinan la aptitud de los suelos para los cultivos o para la fundación de construcciones (Marcomini S. y Lopez R.; Atlas Ambiental Buenos Aires, 2010).

El subsuelo de la llanura en la región (Malpartida, 2003), está constituido por cuatro grandes depósitos sedimentarios, que se asientan sobre el antiguo basamento cristalino. Cada uno de esos depósitos representa un ciclo de sedimentación, ocurrido en distinto momento de la historia geológica de la región, los que a su vez, han sido afectados por reiterados fallamientos que pusieron en contacto lateral unidades más antiguas con otras más modernas.

Cada uno de los ciclos de sedimentación se produjo en condiciones ambientales diferentes, por lo que la composición de sus sedimentos difiere y es precisamente esas características composicionales y texturales, las que dan la clave para la reconstrucción de la historia geológica.

Los sedimentos más superficiales (y más recientes), corresponden a los Sedimentos Pampeanos y Post-Pampeanos, debido a que éstos son los que afloran mayoritariamente en la superficie y mantienen una intensa interacción con las actividades humanas y conforman el sustrato principal de esta región perteneciente al conurbano bonaerense.

El sedimento pampeano está compuesto es su mayoría por facies eólicas⁷, es

⁷Caracteres generales de una roca sedimentaria clástica especialmente aquéllos que indican el ambiente en cual fue depositada.

decir, transportadas por el viento denominadas loésicas⁸ y cubiertas por diferentes tipos de suelo.

Los depósitos costeros actuales se formaron por la acción de la dinámica natural del río y la interacción con la composición y disposición aleatoria de los rellenos. En algunos sectores de costa (más comúnmente entre Carrasco y Ciudad Universitaria en el norte de la ciudad o Avellaneda hacia el sur) se pueden observar bancos subparalelos alineados de ancho entre 25 y 45 *m* de longitud de onda que ocupan extensiones variables entre 150 y 500 *m*, durante las bajantes. Las barras y canales longitudinales reflejan la dinámica natural del estuario del Plata y están constituidas por arenas limosas. La hidrodinámica del estuario del Plata presenta características particulares.

Las condiciones de transporte y sedimentación que regulan las geoformas costeras dependen fundamentalmente de la acción de los vientos, las mareas, las olas y las tormentas (en especial las sudestadas por tener la mayor capacidad de transporte). Es así como, las condiciones climáticas son las que originan en mayor medida las corrientes litorales y las variaciones en el nivel del estuario. El estuario del Plata presenta (según la descripción geológica ambiental), asimismo, una variabilidad muy grande en el nivel de sus aguas, lo cual regula las condiciones hidrodinámicas y en consecuencia el transporte de sedimentos.

Puede observarse en las imágenes 2.2, 2.3 y 2.4 que las desembocaduras de los cursos de agua y arroyos naturales o artificiales que desembocan en el estuario de la Plata presentan un desvío hacia la dirección norte.

⁸El loess (del alemán de Suiza lösch) es un material geológico sedimentario eólico. Lo forman depósitos de limo originados por la deposición de partículas muy finas con tamaños que van desde los 10 a los 50 micrómetros y que son transportadas por las tormentas de polvo a lo largo de miles de años.



Imagen 2.2: Desvío de los arroyos Sarandí y Santo Domingo al desembocar en el estuario del Río de la Plata y formación sedimentaria. (Fuente: Google Earth, 2004)



Imagen 2.3: Vista del curso del arroyo Sarandí desplazado hacia el norte por las corrientes de deriva litoral generadas durante las sudestadas. (Fuente: scielo.org.ar)



Imagen 2.4: Costa de la ciudad de Buenos Aires y sus características hidrodinámicas.
(Fuente: alestuariodelplata.com.ar)

Al estudiar los suelos de esta zona (Cappannini et al., 1966) comprendida entre las ciudades de Buenos Aires y La Plata, se observa diversidad bajo un mismo clima que es homogéneo en su distribución y estrechamente ligado a las características geomorfológicas de la región investigada.

La zona puede ser dividida en dos ambientes geomorfológicos distintos: la terraza alta (TA) y la terraza baja (TB)(Frenguelli, 1950). En cada zona se reconocen distintos tipos de suelos, a saber en los suelos de la llanura alta se distinguen suelos de las lomadas loésicas, suelos de los escalones interior y costero y suelos de las nacientes de ríos y arroyos.

Por otra parte, los suelos de la llanura baja están conformados por suelos del llano inundable costero, de los llanos inundables interiores y del albardón costero como se muestran en la imagen 2.5.

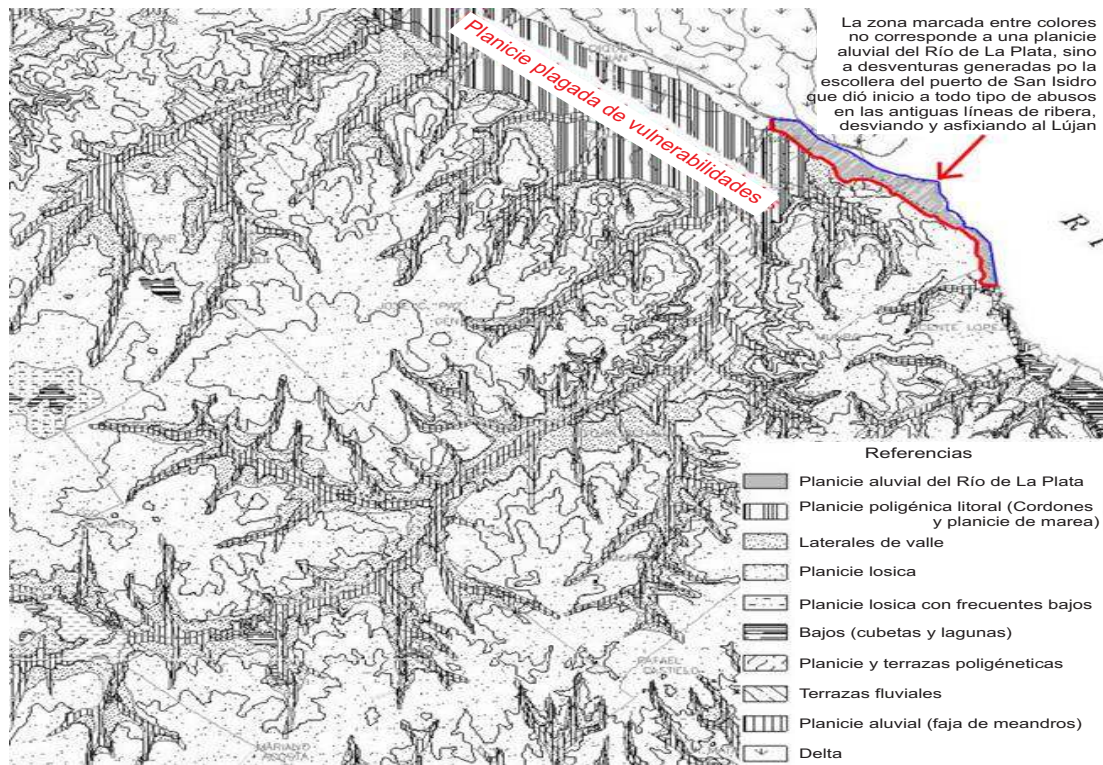


Imagen 2.5: Mapa geomorfológico del área metropolitana bonaerense.
(Fuente: Pereyra, F.X., Rev. Asoc. Geol. Argent. v.59 n.3 Buenos Aires jul. /sept. 2004)

Las obras de relleno modificaron la morfología original del área desde la época de Rosas (1846, segundo gobierno) y los cambios antrópicos en la configuración de la línea de costa han producido importantes variaciones en los desagües naturales de arroyos que drenaban hacia el estuario por cambio en las pendientes y en la capacidad de transporte de sedimentos, contribuyendo a incrementar la superficie de la terraza baja y en consecuencia modificando los drenajes naturales y creando una nueva configuración en la línea de costa, que afectó la hidrodinámica litoral.

El factor antropogénico debe ser considerado como un importante proceso morfogenético en la evolución costera de la ribera del partido de Avellaneda. La configuración de la línea de costa artificial condiciona la evolución de los futuros ecosistemas litorales naturales.

En el área donde se ubica el canal Sarandí se localizan unas 4.100 industrias registradas y unas 10.000 no registradas.

2.2.1. Uso del suelo

El paisaje en la ribera sur del Buenos Aires metropolitano (Rabey, 2005) es relativamente reciente, ya que se ha conformado durante los últimos dos siglos. Es el caso de la mayoría de los paisajes regionales del continente americano, como por ejemplo la Pampa en Argentina.

También tienen pocos siglos de desarrollo la casi totalidad de los paisajes urbanos americanos, incluidas las grandes áreas metropolitanas como Buenos Aires. Los paisajes culturales son el resultado de procesos continuos en el espacio y en el tiempo, aún cuando puedan distinguirse en ellos etapas o fases (dentro de la dimensión temporal), y subsistemas (dentro de la dimensión espacial). Así, el paisaje cultural regional de la ribera del Buenos Aires metropolitano se estructura espacialmente en dos grandes subregiones, la Ribera Norte y la Ribera Sur, y cada una de ellas se estructura a su vez en un conjunto de paisajes culturales locales. Cada uno de estos paisajes locales es, a su vez, el resultado de un proceso de desarrollo local y, a veces, del entrecruzamiento de varios desarrollos diferentes.

Algunos pocos paisajes locales de la Ribera Sur están mencionados en el esquema del cuadro 2.1 que resume los distintos escenarios de la Ribera de Buenos Aires.

Los cuatro primeros forman parte de la desembocadura actual del Riachuelo, un conjunto paisajístico establecido entre la segunda mitad del siglo XIX y la primera del XX a partir de procesos de desarrollo local vinculados a la actividad portuaria y la petroquímica.

El quinto es un paisaje realmente extraordinario y casi desconocido, aunque se encuentra a escasos seis kilómetros de la Plaza de Mayo: son las Quintas de Sarandí (imagen 2.6)⁹, un paisaje producido por un desarrollo local campesino

⁹En esta tesis todas las fotos que no indican autor, son propias.

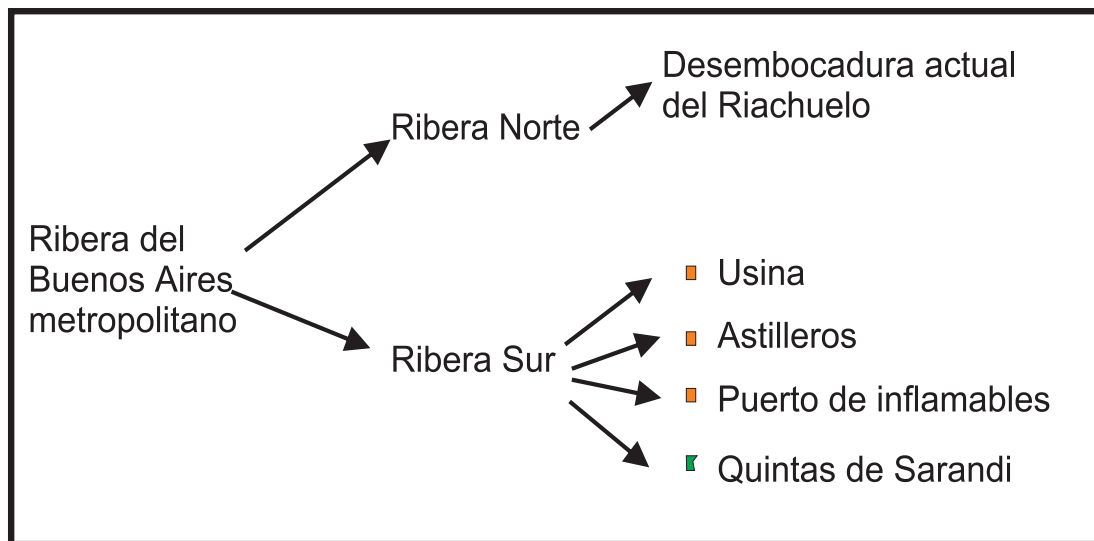
protagonizado por inmigrantes europeos entre fines del siglo XIX y la primera mitad del Siglo XX.



(a)

(b)

Imagen 2.6: (a) y (b) Viñedos de la costa (2012)⁴.



Cuadro 2.1: Paisajes culturales y desarrollos locales en la ribera sur del Buenos Aires metropolitanas. (Fuente: Mario Rabey)

Los paisajes de la ribera sur son muchos más y están intrincadamente entrecruzados. Algunos paisajes notables no mencionados en el cuadro 2.1 son, entre otros: la Reserva Ecológica, el complejo paisajístico de La Boca, la Isla Maciel, el Puerto del Dock Sud, las destilerías y los asentamientos informales de Villa Tranquila y Villa Inflamable.

La Ribera Sur es un sistema de paisaje diversificado y complejo y ello es el resultado de una gran diversidad en los procesos locales de desarrollo, instalada en las formas de producción de bienes y servicios, en las identidades y pautas culturales, y en las modalidades de producción del hábitat.

La localización de los paisajes de la Ribera Sur que se muestran en la imagen 2.7 se han instalado sobre una planicie de inundaciones periódicas, un régimen que ha sido modificado mediante diversos mecanismos: sistemas de canales agrícolas (en Sarandí), rellenos (en gran parte del área, incluidos los recientes depósitos de residuos sólidos urbanos y la reserva ecológica de Buenos Aires), y pólderes (hace pocos años en La Boca).

Del otro lado del Riachuelo, ya en Avellaneda, se produjeron otros desarrollos. Además de las Barracas al Sur, vieja zona fabril que complementó desde mediados del siglo XIX a la de las Barracas de Buenos Aires, se instalaron allí la Isla Maciel (barrio de gente originariamente ligada a la navegación, como La Boca), el puerto de Dock Sud y su barrio y la gigantesca área de destilerías.



Imagen 2.7: Localización de la zona de quintas entre el canal Santo Domingo y el canal Sarandí. (Fuente: Google earth, 2012)

El suelo, es rico en minerales y en materia orgánica, y las napas se encuentran a poca distancia de la superficie, lo que facilita la extracción de agua. En sus orígenes las aguas eran aptas para el consumo humano (comunicación personal, 2011), pero debido al constante crecimiento de la población fueron contaminándose, quedando solo algunas regiones con aguas puras. En este sector a cielo abierto, el arroyo atraviesa dos escenarios característicos: viñedos costeros y selva en galería (imágenes 2.8 y 2.9) sobre su margen sur, mientras que en su margen norte se ha asentado el polo petroquímico Dock Sud, tal como se observa la chimenea en la imagen 2.10. Este último es un conglomerado industrial de 380 hectáreas, donde desarrollan sus actividades numerosas empresas entre las que se hallan refinerías, plantas de recepción de petróleo y sus derivados, hornos incineradores de residuos peligrosos y plantas de tratamiento, recepción y almacenaje de diversos productos químicos. Es también en este sector que el arroyo recibe una gran variedad de residuos y desperdicios provenientes de vertidos clandestinos, transformándose en un importante sumidero y reservorio de los más diversos contaminantes.



(a)

(b)

Imagen 2.8: (a) y (b) Viñedos de la costa (2012).



Imagen 2.9: Canal Sarandí en primavera (2011).



Imagen 2.10: Canal y chimenea del Polo Petroquímico (septiembre 2010).

2.3. Geología y tectónica

El basamento sobre el que se asienta la región en estudio es de naturaleza cristalina y corresponde a un desprendimiento del escudo de Brasilia. Pertenece a la región denominada pampásica, es una llanura formada por una cuenca tectónica de hundimiento, paulatinamente rellena y nivelada por sedimentos en su mayoría continentales. Después de la sedimentación del manto loésico cuaternario,

un movimiento epirogénico de los bloques del subsuelo profundo, volvió a fortalecer las fallas del hundimiento, determinando en partes reactivaciones erosivas y en otros hundimientos entre bordes salientes, causa principal de la carencia de una pendiente continua en la superficie pampásica y por ende de su indecisión hidrográfica. Esta zona corresponde regionalmente al grupo de las planicies en el esquema de las grandes unidades físicas de la República Argentina (Frenguelli, 1946) denominada Pampasia, es una gran llanura que con pequeñas interrupciones montañosas se extiende al Este de las regiones montañosas del Oeste y Noreste argentino hasta los límites del país, incluyendo la región mesopotámica.

Esta bibliografía considera tres subdivisiones de la Pampasia, una oriental, otra central y una última occidental. La región a considerar pertenece a la zona central y a su vez la divide en tres zonas paralelas, una zona mediana o deprimida, otra oriental o baja y una última occidental o alta. El arroyo Sarandí presenta cauce fluvial poco profundo y corre en una planicie fluvial poco marcada cubierta por aluviones cenagosos.

Sucesivos movimientos epirogénicos¹⁰ fracturaron el basamento cristalino en dirección aproximada Noroeste-Sudeste, estos desplazamientos verticales determinaron que el área del Río de la Plata (y del actual Delta del Paraná) descendieran y el mar Querandinense ingresara varios kilómetros durante el período Cuaternario (Malpartida, 2003).

El mar Querandinense comienza a retirarse con el posterior ascenso de los bloques fracturados dejando sobre las áreas ocupadas gran cantidad de sedimentos marinos. Tras el retroceso del mar, el nivel de base de los ríos Paraná y Uruguay desciende, lo que determina su avance sobre la planicie construida por

¹⁰Formador de continentes; son movimientos que se afectan en sentido vertical y dan lugar a la formación de los continentes.

depósitos marinos. La importante carga sedimentaria de origen continental rellena el área, esto deriva en un taponamiento de las vías de escurrimiento y en la posterior apertura de brazos laterales para el alivio del cauce principal (AMBA, Malpartida, 2007). La trama fluvial de la zona (considerando a la cuenca del Matanza-Riachuelo), se encuentra comprendida principalmente dentro de los sedimentos post-pampeanos intercalados con depósitos marinos y costeros, restos de aquellas ingresiones del mar. Además de las características geomorfológicas originadas a partir de la tectónica regional, los desplazamientos verticales dieron lugar a un conjunto de fallas con orientación general en el sentido perpendicular a la ribera platense. Como producto de esas fallas se han establecido cuatro bloques tectónicos principales: el bloque Capital, el Quilmeño, el Platense y el Monte Veloz. Estos bloques se hallan separados por tres fallas, la primera es la del río Matanzas-Riachuelo al norte, una intermedia entre Hudson y La Plata y una al sur situada entre Magdalena y Monte Veloz (Malpartida, 2003).

Las terrazas fluviales y planicies aluviales se desarrollan en los principales cursos fluviales que desaguan en el Río de la Plata. Destaca el río Matanza-Riachuelo, como principal colector en el área de estudio. El curso del arroyo Sarandí se encuentra en la denominada terraza fluvial y planicie aluvial (aunque se hallan muy antropizado) que desagua en el Río de la Plata (Pereyra, 2004). Este curso está comprendido totalmente dentro de la zona urbanizada, por lo cual está profundamente modificado en algunos sectores. El cauce se encuentra profundizado ($2 - 3 m$) y también está muy modificado por la acción antrópica. Esta región tiene una elevada posibilidad de inundación. Dado que sus márgenes están sobreelevadas (albardones artificiales) e impermeabilizadas se comportan como un curso "alóctono". Esta zona, asimismo tiene capas freáticas muy someras, generalmente a menos de $1 m$, con oscilaciones entre $1,5 a 0,2 m$. Las pendientes

tienen gradientes entre 3 a 7% y han sido originadas por procesos erosivos y depositacionales, vinculadas a la acción eólica y al escurrimiento superficial (Pereyra, 2004).

La zona estudiada pertenece a la terraza baja, que bordea al Estuario del Plata, como ilustra la imagen 2.11.

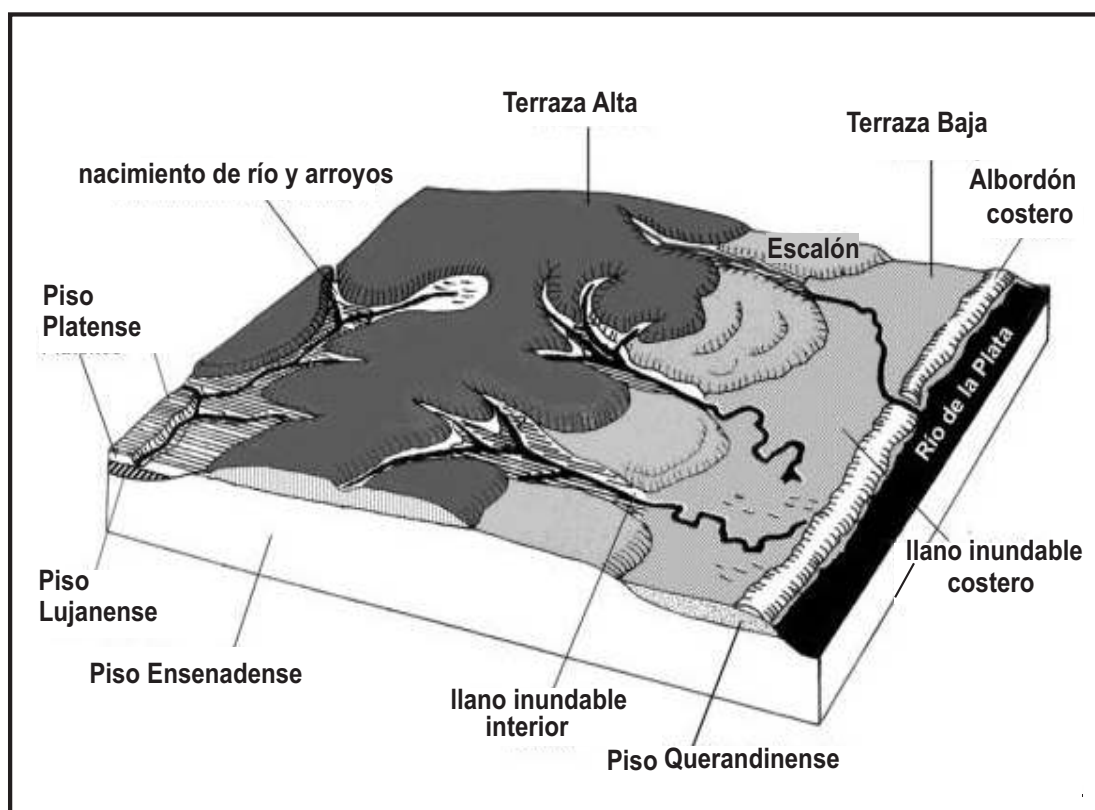


Imagen 2.11: Características de suelos. (Fuente: Malpartida, 2009)

Su altura no sobrepasa los 17 m.s.n.m. La terraza se ubica en los sedimentos post-pampeanos, por debajo de los cuales se ubican los Pampeanos y el Puelche. Se distingue la planicie costera, el llano inundable y el albardón (Priano, 2007).

2.4. Condiciones climáticas

La información meteorológica relevada corresponde a un conjunto de estaciones pertenecientes a la red de observaciones del Servicio Meteorológico Nacional emplazadas en la región de estudio. Los procesos de urbanización e industrialización producen modificaciones en las características de la superficie terrestre y de la atmósfera local mediante cambios de magnitudes en sus parámetros, tales como la temperatura, la humedad, las precipitaciones y la nubosidad (AABA, Camilloni y Barros, 2010).

El área está emplazada en una región de clima tipo subhúmedo-húmedo, con una media pluviométrica de alrededor de 1000 *mm*, con máximas diarias puntuales de 149 *mm*, de 157 *mm* para 48 *h* y de 218 *mm* para 72 *h*. Los meses con mayores precipitaciones son en verano (febrero, marzo), otoño (abril), primavera (octubre, noviembre y diciembre). Las precipitaciones no son de tipo estacional. Las tormentas son predominantemente asociadas a frentes fríos y cálidos y ocurren preferentemente durante los meses de marzo-abril-mayo (otoño) y agosto-septiembre-octubre (fines de invierno y primavera) y la dinámica de las mismas está regida por los choques entre las masas de aires fríos y secos del sudoeste procedentes del anticiclón del Pacífico Sur con la masa de aire cálido y húmedo provenientes del anticiclón del Atlántico Sur. Debido a este accionar ocurren las intensas lluvias relacionadas con el pampero húmedo y las sudestadas. Las lluvias de tipo convectivo, en cambio, son de menor duración y ocurren en verano. Se registran valores pluviométricos especialmente altos, a partir de lluvias de gran intensidad que constituyen el principal motivo de las inundaciones (Pereyra, 2004).

El clima de la región está dominado por el centro anticiclónico semipermanente

del Atlántico Sur que provoca que los vientos más frecuentes sean los provenientes del cuadrante N-E. Durante el invierno, se producen irrupciones de sistemas frontales responsables de la precipitación en la región durante esa época del año. Entre el otoño y primavera se producen ciclogénesis generalmente al norte de Buenos Aires, pero que pueden afectar al Río de la Plata causando vientos intensos del sector S-SE y que ocasionan crecidas e inundaciones esta zona ribereña. La nubosidad presenta poca variabilidad a lo largo del año observándose los mayores promedios mensuales en el trimestre correspondiente al otoño en los meses de mayo-junio-julio.

La mayor frecuencia de ocurrencia de nieblas en la región se registra en el semestre frío de otoño e invierno (abril a septiembre) pero se observan menores ocurrencias de este fenómeno debido a la localización de carácter urbano de este curso de agua.

Las temperaturas medias máximas se registran en verano, específicamente en el mes de enero con una media de $24,8^{\circ}C$ y las mínimas en invierno en el mes de julio con una media de $10,7^{\circ}C$. La amplitud térmica anual está en el rango entre $13,1^{\circ}C$ y $14,2^{\circ}C$, muy poco marcada. La temperatura media anual varía entre los $17,5^{\circ}C$ y los $18,3^{\circ}C$.

En la marcha anual de la temperatura se evidencian las características de una estación costera: mínima amplitud térmica anual y menor temperatura media en los meses estivales debido a la brisa proveniente del Río de la Plata. El régimen de precipitación en la región está caracterizado por máximos en los meses cálidos de la primavera y verano (entre noviembre y abril) y mínimos en invierno entre junio y septiembre, en otoño, durante el mes de abril se registra el mayor número de días con precipitación. En general, el número de días al mes con precipitación oscila entre 5 y 10 días.

La mayor frecuencia de lluvias se registra durante los meses de verano con una media de $170,6 \text{ mm}$ en los períodos 2009-2012, siendo en los meses de otoño de $72,8 \text{ mm}$, de invierno de $73,5 \text{ mm}$ y primavera $85,7 \text{ mm}$ (estación meteorológica de Quilmes). Esto es consecuencia de la intensa convección que se produce en la región alimentada por el vapor de agua que es transportado por una intensa corriente en chorro en los niveles bajos de la atmósfera (Camilloni y Barros, 2010, AABA, clima, lluvia).

Con respecto a las direcciones del viento se observa que en los meses estivales las direcciones más frecuentes corresponden al sector NE-E mientras que en el invierno aumentan las frecuencias correspondientes al sector S-W (Camilloni y Barros, 2010, AABA, clima).

2.5. Hidrología

El agua que precipita en tierra en forma de lluvia puede escurrir superficialmente hasta las depresiones mayores del terreno hacia el estuario del Plata, siguiendo su red de drenaje superficial. Mientras parte del agua se evapora en busca de su cauce natural, también infiltra hasta sustratos inferiores en el perfil del suelo, pudiendo incluso por acción de la gravedad infiltrarse hasta el acuífero. El agua que escurre llega relativamente rápido a la depresión mayor del terreno que se convierte en colectora de agua de su zona de influencia denominada cuenca. Por otra parte el agua que se infiltra recarga las napas subterráneas, en especial la capa freática, en contacto con la atmósfera a través de su porosidad. El agua en el acuífero freático fluye lentamente en el sentido del gradiente hidráulico regional descargando en los arroyos. Por tanto el agua subterránea freática también llega a la depresión a la que llegó el curso de agua superficial pero con un retardo relativo, de tal modo que el cauce tiene un régimen hídrico mixto.

En los cursos de agua que se desarrollan en la llanura, como el arroyo Sarandí, se observa que, en ocasiones de lluvias cuantiosas, se produce una elevación del nivel de agua en el cauce y se establece una situación en la cual el nivel freático es más bajo. Esto ocurre en las primeras horas y días posteriores, dada la velocidad de escurrimiento superficial. La pendiente media del curso es de alrededor del 0,3%, lo que resulta en graves dificultades para el drenaje de las aguas pluviales, sobre todo en simultaneidad con las altas mareas en el estuario del Plata. Sin embargo, debido a la porosidad de los horizontes del suelo alrededor del cauce y del sedimento subyacente al mismo, el agua alcanza a infiltrarse desde el cauce hacia el acuífero subterráneo, generándose la recarga del mismo. Cuando esto ocurre, se dice que el cauce es influente hacia el acuífero. También existe el proceso inverso durante períodos sin lluvia cuando el nivel de agua en el cauce es menor que en el nivel freático, cuando ocurren procesos de infiltración y comunicación por los que el agua freática fluye hacia el cauce alimentando su caudal. En este caso, el cauce se denomina efluente (Díaz, 2011).

Normalmente, el arroyo Sarandí (así como todos los cursos de agua de la cuenca Matanza -Riachuelo) tiene un nivel superior al nivel de la freática sólo durante el período de lluvias y hasta poco tiempo después del cese de las mismas, es decir es influente, mientras se evacúan los excedentes hídricos superficiales generados. Fuera de época de lluvias se comporta como efluente; es decir que prácticamente el agua que circula por el arroyo es proveniente del nivel freático. Sin embargo, esta situación natural es modificada por el entubamiento y los vertidos urbanos (Malpartida, 2003).

Otro factor que modifica esta situación es la explotación que ha sufrido el acuífero. Se genera, como consecuencia, un sistema bimodal (efluente-influente),

que se comporta como influente todo el año. La consecuencia lógica es el aumento de la carga contaminante al acuífero freático y a otros sistemas subyacentes (Saravia et al., 1987).

Otras investigaciones no obstante, estudiando la distribución de nitratos, indican que independientemente del origen del nitrato, su evolución hidroquímica, movilidad vertical y la litología del acuífero; y del análisis de la información surge que ha existido un proceso regional de dilución del mismo.

Desde una perspectiva ambiental, puede analizarse a través de dos aspectos, o como un proceso natural de autodepuración del acuífero, o bien como un proceso de dilución que a expensas de hacer más difusa la contaminación dificultaría en el futuro las tareas tendientes a una adecuada remediación (Silva Busso et al., 2007).

2.5.1. Hidrología superficial

El arroyo Sarandí ingresa a la planicie baja, la llanura costera, que se caracteriza por tener infiltración lenta a muy lenta debido a la presencia de arcillas en el sustrato, lo que a su vez favorece condiciones de anegamiento.

El relieve plano-cóncavo presenta una pendiente del terreno mínima (hasta 0,05/1000) a nula por lo que el drenaje resulta muy pobre (Malpartida, 2003).

Allí se generan problemas de avenamiento o drenaje y ha derivado en el entubamiento de éste y otros arroyos que corren a los flancos del cauce principal del Riachuelo que se visualiza en la imagen 2.12.

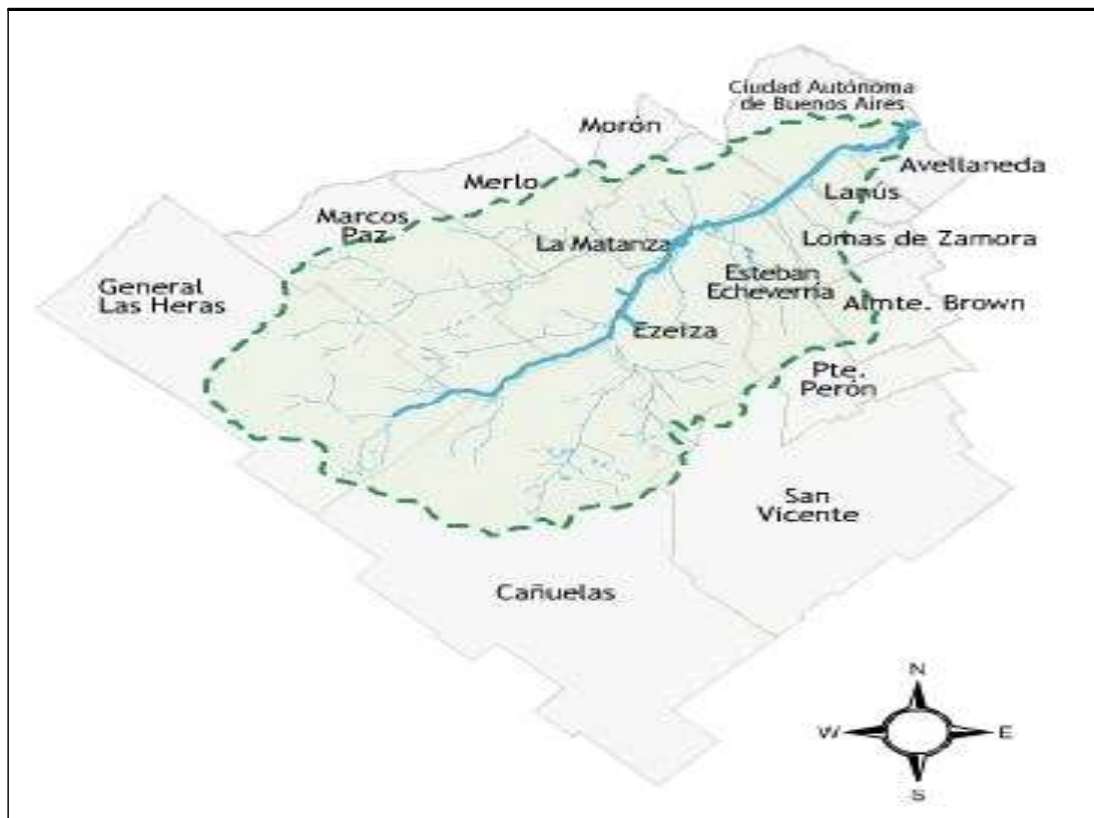


Imagen 2.12: Cuenca Matanza-Riachuelo. (Fuente: cyt-ar.com.ar)

El arroyo Sarandí se encuentra encauzado en forma artificial (al igual que el arroyo Santo Domingo) a 1500 *m* de la costa del río y por esta razón recibe el nombre de Canal Sarandí (imagen 2.13)(a).

En los meses de primavera presenta una apariencia como muestra la imagen 2.13(b).



Imagen 2.13: (a) Vista del Canal Sarandí octubre 2010 y (b) Canal en primavera 2011.

El arroyo Sarandí presenta en su porción baja una fuerte contaminación a partir de lo visible (apéndice A) y también por la emanación de olores. Informes vinculados con este curso de agua (Malpartida, 1995) indican que se encuentran altos contenidos de nitratos, nitritos, amonio, flúor, sulfuros, detergentes, fenoles, hidrocarburos visibles a simple vista, metales pesados como hierro, arsénico, plomo, cadmio, cromo, níquel, cobre y una profusa flora microbiana del tipo coliformes (Alonso et al., 2010).

La canalización y rectificación podría haber sido practicada para evitar los inconvenientes que genera la pérdida de gradiente, al igual que el entubamiento. Este arroyo está sujeto al régimen pluvial de su cuenca y a los efectos del estuario del Plata. La influencia de este se traduce en el flujo y reflujo de las aguas de la marea y a las esporádicas crecientes por los efectos de los vientos del sudeste o sudestada.

En definitiva, el régimen hidrológico determina una cuenca colectora de los excesos pluviales que, una vez evacuados, mantiene un caudal de base en el curso de agua. El caudal puede ser alimentado también por la descarga de aguas provenientes de los acuíferos freáticos, los aportes de los distintos efluentes de las

industrias de la zona por donde atraviesa el curso de agua y los desagües pluviales de la zona que atraviesa. La imagen 2.14 muestra, cómo, a pesar de los fuertes descensos en el estuario, los canales Santo Domingo y Sarandí, recién a los 500 *m* de sus salidas alcanzan la transferencia convectiva externa para producir el giro de 180° que los lleva a su dispersión. La compacta banda ascendente de estas hidrotermias es aquí del orden de 150 a 180 *m*, considerando no sólo la disociación térmica, sino hidroquímica.

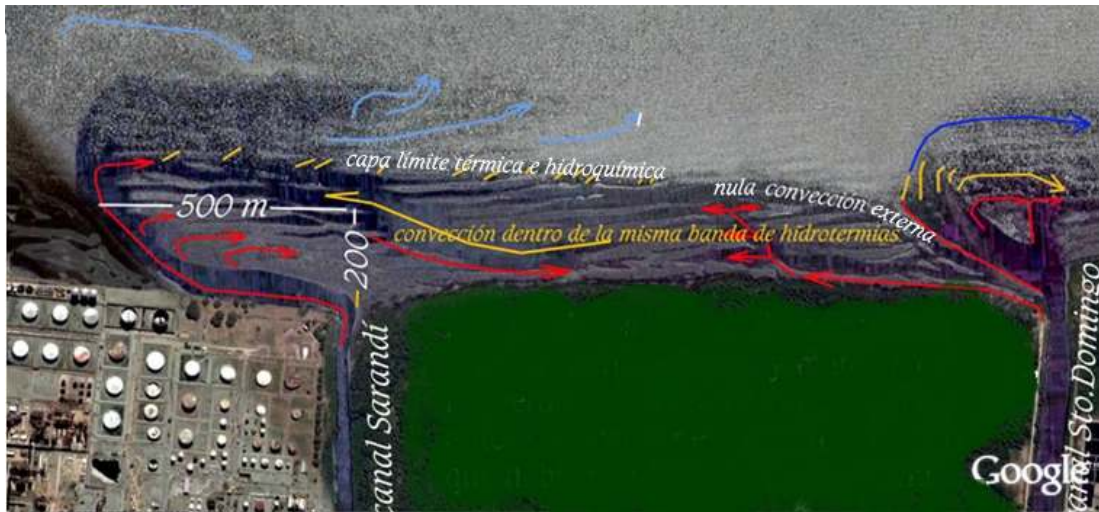


Imagen 2.14: Corrientes convectivas en la desembocadura de los arroyos.
(Fuente: <http://www.alestuariodelplata.com.ar/flujos.html>)

A pesar de los flujos costeros, de los vientos del NE y la marea en bajante, los vertidos del canal Sarandí marchan a contra corriente 500 *m* antes de alcanzar el gradiente térmico que habilite la convección externa. En estas bandas de hidrotermias de los canales tanto Sarandí como Santo Domingo es necesario reconocer que sus condiciones críticas conforman un sistema que entra en un estado ligado de alta densidad y por ello adquieren una capa límite hidroquímica. Se diferencian entonces, dos fracciones del fluido acuoso: una ligada mediante fuerzas moleculares de atracción (agua adhesiva, en cuanto a la hidroquímica); y otra

capaz de circular bajo la influencia del gradiente hidráulico (agua libre) (estuario del Plata, 2007).

Es durante el estiaje o caudal mínimo cuando las aguas presentan la mayor concentración de contaminantes en suspensión o en solución. Además las oscilaciones del nivel del estuario del Plata determinan el ingreso de agua al sistema, cuyo efecto es diluyente respecto de la carga contaminante presente en el agua al menos en sus aspectos químicos, no así quizás en su contenido bacteriológico. Otro efecto del río en creciente es el aporte de oxígeno a la interfase en la desembocadura del curso de agua. El curso de agua se encuentra entubado actualmente en casi todo su recorrido. Sin embargo, los vecinos de la zona indicaron que una vez que se terminó la obra del entubamiento los Municipios de Lomas de Zamora y Avellaneda (imágenes 2.15 y 2.16) tuvieron que romper los caños (comunicación personal) para que salieran los gases contenidos y se produjeron inundaciones aún en zonas que nunca habían sufrido ese perjuicio.



Imagen 2.15: Arroyo Las Perdices.

(Fuente: <http://www.federacionentidades.org.ar/2007/lasperdices.jpg>)



Imagen 2.16: Entubamiento del arroyo Las Perdices en Lanús.
(Fuente: http://direcciondeprensadempl.blogspot.com/2007_10_21_archive.html)

Existe la posibilidad de que distintas sustancias pudieran ser arrastradas hacia las cavas del Parque Industrial de Bernal Oeste, una vez conectado el curso de Las Perdices y de esa manera, se vieran luego afectadas las napas subterráneas. A lo largo del curso del arroyo es posible observar las chimeneas de venteo del arroyo, (imagen 2.17).



Imagen 2.17: Chimeneas de venteo. (Fuente: agenciasuburbano.com; 14/02/10)

El entubamiento favorece a su vez el ocultamiento de vertidos por parte de empresas, fábricas y demás que, en sus aguas evacuan diversos fluidos, tal es el caso de frigoríficos zonales que vuelcan grasa a los acueductos, se arrojan líquidos

de diverso origen sumado al Polo Petroquímico de Dock Sud que contribuiría almacenando diversos productos químicos que luego de un tiempo volcarían a las aguas de los arroyos Santo Domingo y Sarandí como así también a la liberación de gases con benceno, plomo y cromo, sumado a los líquidos cloacales de los hogares.

2.6. Calidad del agua

En zonas antropizadas la calidad de cualquier masa de agua, superficial o subterránea depende tanto de factores naturales como de la acción humana.

Sin la acción humana, la calidad del agua está determinada por la erosión del sustrato mineral, los procesos atmosféricos de evapotranspiración y sedimentación de lodos y sales, la lixiviación natural de la materia orgánica y nutriente del suelo por los factores hidrológicos, y los procesos biológicos en el medio acuático.

2.6.1. Parámetros físicos y químicos

La calidad de un curso de agua está determinado por distintos parámetros que lo caracterizan: pH, conductividad, DBO y OD (imágenes 2.18 (a) y (b)).

Estos parámetros fueron determinados para el arroyo Sarandí e informados en distintas publicaciones nacionales e internacionales (Speltini et al., 2009).

La tabla 2.1 muestra los valores medidos en distintos puntos de muestreo del canal Sarandí según los datos consultados (Speltini et al., 2010).

Tabla 2.1: Calidad de agua. (Fuente: Lab.UTN-FRA)

Determinación	Punto de muestreo 1	Punto de muestreo 2	Punto de muestreo 3	Método
pH	7,65	7,18	6,85	EPA 150.1
Sust. solubles en éter etílico	14 mg/L	34 mg/L	4 mg/L	Standard Methods 6°O.S.N.
Sulfuros totales	0,01 mg/L	0,01 mg/L	2,50 mg/L	EPA 376.2
DBO ₅	78 mg/L	10 mg/L	60 mg/L	Manométrico Stand Merck
DQO	141 mg/L	106 mg/L	242 mg/L	Standard Methods 5220 D
Cianuros	< 0,005 mg/L	< 0,005 mg/L	< 0,005 mg/L	EPA 335.2
Detergentes SAAM	1,16 mg/L	1,53 mg/L	0,96 mg/L	HACH 710
Fenoles	0,011 mg/L	0,030 mg/L	0,026 mg/L	EPA 420.1
Hidrocarburos totales	0,70 mg/L	0,40 mg/L	1,10 mg/L	EPA 418.1 mod.
Nitrógeno amoniacal	12,90 mg/L	8,61 mg/L	18,31 mg/L	EPA 350.2
Cadmio	0,002 mg/L	0,003 mg/L	< 0,003 mg/L	EPA 213.1
Plomo	< 0,10 mg/L	< 0,10 mg/L	< 0,10 mg/L	EPA 239.1 mod.
Cromo total	0,05 mg/L	0,06 mg/L	0,03 mg/L	Standard Methods 3500-Cr B
Zinc	0,07 mg/L	0,05 mg/L	0,04 mg/L	EPA 289.1
Cobre	< 0,02 mg/L	0,03 mg/L	0,60 mg/L	EPA 220.1
Níquel	0,04 mg/L	0,04 mg/L	12,50 mg/L	EPA 249.1
Conductividad	1560 μ s/cm	1220 μ s/cm	1380 μ s/cm	Standard Methods 2510-B



Imagen 2.18: (a) Instrumental de muestreo y (b) Análisis in situ de agua del arroyo (2010).

La imagen 2.19 ilustra los puntos de muestreo de las muestras de agua realizadas en distintas campañas durante los años 2010 y 2011.



Imagen 2.19: Toma satelital de los puntos de muestreo de calidad de agua.
(Fuente: Google earth)

2.7. Calidad del suelo

Otro parámetro a tener en cuenta es la materia orgánica que contiene un suelo, procedente tanto de la descomposición de los seres vivos que mueren sobre

ella, como de la actividad biológica de los organismos vivos que contiene, como lombrices, insectos de todo tipo, microorganismos, etc. Los residuos orgánicos resistentes a la degradación provienen de la lignina, un componente del residuo vegetal polimérico constituido por núcleos aromáticos de fenilpropano con radicales que pueden ser átomos de H o radicales metoxi ($-\text{CH}_3\text{O}$). Esta unidad se repite un gran número de veces, se une por medio de enlaces C-C y C-O-C en las tres direcciones espaciales, en estructuras cruzadas y produce un material muy estable y resistente a la degradación microbiana. Dada la estabilidad de la lignina, en las condiciones en que se encuentra en el sedimento, va sufriendo una serie de transformaciones (desmetilación, oxidación y condensación de otras moléculas, como azúcares, aminoácidos, etc.) que confluyen con la obtención del material húmico o humus. No se conoce con detalle el proceso de humificación. En líneas generales, se supone que implica la degradación y la desmetilación de los monómeros polifenólicos de la lignina, con la subsiguiente oxidación de estos polifenoles a quinonas. Estas últimas a su vez, se condensan con productos celulares de bajo peso molecular, confluyendo con la formación de material húmico. El material húmico está compuesto por una mezcla de compuestos poliméricos, las sustancias húmicas que pueden definirse como polímeros de condensación de compuestos alifáticos y aromáticos que a través de procesos microbiológicos, se producen por descomposición de residuos vegetales y animales.

La materia orgánica se ha denominado “la sangre vital de un suelo” y tiene un gran impacto sobre las propiedades químicas, físicas y biológicas del suelo tales como velocidad de infiltración del agua en el sedimento, estructura del sedimento, microorganismos en el suelo y capacidad de fijación. La descomposición de estos restos y residuos metabólicos dan origen a lo que se denomina humus. En la composición del humus se encuentra un complejo de macromoléculas en estado

coloidal constituido por proteínas, azúcares, ácidos orgánicos, minerales, etc. en constante estado de degradación y síntesis. El humus, por lo tanto, abarca un conjunto de sustancias de origen muy diverso, que desarrollan un papel de importancia capital en la conservación y presencia de vida en los sedimentos. A su vez, la descomposición del humus en mayor o menor grado, produce una serie de productos coloidales que, en unión con los minerales arcillosos, originan los complejos órgano minerales, cuya aglutinación determina la textura y estructura de un suelo. Estos coloides existentes en el suelo presentan además carga negativa, hecho que permite adsorber cationes hidrógeno (H^+) y cationes metálicos (Mg^{2+} , Ca^{2+} , K^+ , Na^+) e intercambiarlos en todo momento en forma reversible; debido a este hecho, los coloides reciben el nombre de complejo adsorbente y pueden adsorber en “forma permanente.”^a los metales pesados.

La materia orgánica natural (MON) es una compleja mezcla de compuestos orgánicos presentes en aguas y sedimentos. El ácido húmico (HA) y el ácido fúlvico (FA) son las sustancias predominantes que forman la MON. Son capaces de formar complejos con diferentes cationes metálicos lo cual tiene gran impacto en la calidad del agua o del sedimento ya que posibilita la movilidad y toxicidad de los metales en los sistemas analizados. Los ácidos húmicos son macro moléculas provenientes de la degradación y descomposición de organismos biológicos, son sustancias de alto peso molecular (300-300000) con estructuras aromáticas y alifáticas, los grupos funcionales principales son carboxilos y fenoles que le confieren características ácido-base específicas. Los ácidos fúlvicos son componentes de menor peso molecular y mayor proporción de grupos hidrofílicos ($R-COOH$; $R-OH$) por lo tanto son más solubles en agua, en todo rango de pH (De Angelis et al., 2008).

La característica más importante de los ácidos húmicos y fúlvicos es la presencia de grupos funcionales, principalmente, grupos carboxilo y fenólico, que son los más abundantes. Estos grupos no sólo confieren cierta acidez a la molécula de polímero, sino que también pueden desarrollar una carga, gracias a la disociación del grupo ácido. Los componentes húmicos, en equilibrio con una disolución acuosa a pH neutro, presentan carga negativa correspondiente a la disociación completa de los grupos carboxilo existente en las estructuras poliméricas. La magnitud de la carga depende del pH, incrementando la carga negativa al aumentar su valor que es capaz de retener cationes mediante fuerzas electrostáticas.

Si bien los grupos carboxilo y fenólico son los principales agentes complejantes, puesto que son los más numerosos, hay otros grupos que también pueden formar complejos estables con iones metálicos, como son los grupos carbonilo ($-C=O$), éter ($-O-$), nitrógeno aromático ($\equiv N-$), azo ($=N-$), amina ($-NH_2$), amida ($-CO-NH_2$), etc. Todo ello contribuye al importante papel que ejerce el sedimento en la retención de iones de metales pesados tóxicos, impidiendo que percolen y se incorporen al medio hidrosférico (Domènech et al., 2006).

En resumen, el humus del sedimento, a pesar de que está presente en este medio en proporciones bajas (algunas unidades porcentuales en peso), tiene una alta importancia relativa con respecto a la estructura del suelo y a sus propiedades fisicoquímicas.

2.8. Desechos de industria de la cuenca

Aproximadamente más de cuatro mil empresas vuelcan a diario y desde hace años sus residuos tóxicos o no tóxicos, sólidos o líquidos, sin ningún tipo de

tratamiento o con tratamiento insuficiente al tramo final de la cuenca Matanza-Riachuelo.

Las industrias farmacéuticas, químicas y petroquímicas aportan el 30 % de la contaminación, la industria de las bebidas alcohólicas y curtiembres el 3 %. A estos volcamientos se agregan los afluentes cloacales. En conjunto, recibe a diario 368000 m^3 de residuos industriales, el doble del caudal mínimo promedio del río Matanza (ACUMAR, 2011). Los lodos del Riachuelo poseen grandes concentraciones de cromo, cobre, mercurio, cinc y plomo (ver apéndice E). Las mayores concentraciones de cromo y plomo se encontraron en los límites de los municipios de Avellaneda y Lanús en la Provincia de Buenos Aires. La industrialización acelerada y el incremento de las actividades humanas han intensificado la emisión de contaminantes al ambiente y como consecuencia se han desarrollado numerosos procedimientos analíticos para determinar selectivamente elementos peligrosos en muestras ambientales (Fabrizio et al., 2012).

Sobre el arroyo Sarandí, se encuentran diversas pequeñas y medianas industrias (PYMES), que como consecuencia de sus actividades, dejan sus desechos en el arroyo, contaminando la cuenca. Algunas de las industrias que disponen sus desechos industriales en el arroyo pertenecen a la industria petroquímica, industria textil, industrias metalúrgicas, e industrias químicas. Se realizó un relevamiento de las empresas radicadas en la zona de estudio a cargo del Ing. Carlos Sánchez (UTN-FRA, 2011) siguiendo la nómina de empresas citadas por el ACUMAR con planes de reconversión aprobados al 26/10/2011 (Fuente: www.acumar.gov.ar)

El impacto de los vertidos industriales depende no sólo de sus características comunes, como la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), sino también de su contenido en sustancias orgánicas e inorgánicas específicas. Este arroyo es

afectado por residuos líquidos de curtiembres, industrias metalúrgicas, textiles y químicas, y otros, por la cercanía del Polo Petroquímico Dock Sud, con su Villa Inflamable.

2.8.1. Curtiembres

La industria de curtido de cueros y pieles tiene altos índices de consumo de agua y en consecuencia genera grandes cantidades de aguas residuales con significativo contenido de materia orgánica, sólidos, salinidad, grasas y presencia de contaminantes específicos, tales como cromo, sulfuros y amoníaco. El curtido consiste en la estabilización de la estructura de colágeno que compone al cuero, usando productos químicos naturales o sintéticos. Adicionalmente, la curtiición imparte un particular “tacto” al cuero resultante. Se utilizan una variedad de productos químicos, siendo el cromo el más relevante. La cantidad y las características de las aguas residuales dependen sobre todo de la combinación de operaciones y procesos que utiliza cada una de las categorías de este sector industrial, así como del tipo y los métodos de conservación de las pieles y de las sustancias químicas utilizadas en las diferentes fases del procesamiento. Influye también el orden en que se llevan a cabo las operaciones y en general en el control del proceso de producción.

Los desechos de curtiembres (las imágenes 2.20 (a) y (b)) contienen un número de constituyentes en cantidades variables y significativas de acuerdo a la materia prima, proceso y producto final.



Imagen 2.20: (a) Zona de curtiembres y (b) Zona fabril, arroyo Sarandí (2011).

Los residuos y contaminantes que pueden aparecer en los desechos de curtiembre, incluyen entre otros: pelo, pedazos de piel y carne, sangre, estiércol, sales, sal común, sales de cromo y sulfuros entre otros (Priano, 2007).

2.8.2. Industrias alimenticias

La industria alimentaria es uno de los sectores productivos que mayor impacto tiene sobre el medio ambiente, bien sea por sus procesos productivos o por los diferentes productos que salen al mercado. Cada sector en particular genera residuos en diferentes porcentajes de acuerdo con los tipos de productos que fabrican.

Un adecuado plan de mantenimiento de todos los equipos involucrados en el proceso de elaboración de alimentos asegura la reducción de tiempos muertos por paros inesperados (e injustificados), la fuga de contaminantes (combustibles y lubricantes) y el excesivo empleo de agentes de limpieza y desinfección. En el análisis del agua del arroyo Sarandí se detectaron presencia de fenoles, hidrocarburos y detergentes compatible con este tipo de industria (Speltini et al., 2010).

2.7.2.1. Aceites vegetales

El procesamiento de aceites vegetales genera en especial contaminación de aguas, dada la alta concentración de materia orgánica en sus efluentes. La DBO alcanza niveles entre 20.000 y 35.000 mg/L . Otros valores críticos son: DQO (30,000 y 60,000 mg/L), sólidos disueltos (10,000 mg/L) y aceites y grasas (5,000 – 10,000 mg/L).

2.7.2.2. Industria láctea

En general, la generación de residuos tóxicos y peligrosos por parte de la industria láctea es prácticamente nula. Tan sólo se les puede aplicar este concepto a determinados fluidos refrigerantes de transformadores eléctricos, fluidos refrigerantes, aceites usados y residuos de laboratorios. Estos residuos no pueden ser evacuados de cualquier forma y deben ser entregados al acabar su periodo de uso a un Gestor de Residuos legalmente reconocido para que se encargue de su eliminación.

2.7.2.3. Subproductos de la industria cárnica (en la etapa de sacrificio)

Se estima que el porcentaje de productos de desecho de la industria cárnica oscila entre el 10 % (en el caso de pollos) y el 50 % (para vacunos hembra). Esto implica la existencia de una gran cantidad de residuos que podrían tener un eventual uso alternativo como estrategia para una producción más limpia. Entre los residuos de las operaciones de sacrificio y eviscerado, se encuentran: huesos, vísceras torácicas, vísceras abdominales, sangre, cabezas (con y sin cuernos), patas con cascos, órganos genitales, grasa perirrenal y escrotal, contenido ruminal, líquidos corporales y plumas. Los residuos mencionados podrían emplearse como

materia prima para otros productos como: harina de sangre pura, sangre coagulada, sangre seca molida, contenido ruminal seco, harina forrajera, aceites y harinas animales.

2.8.3. Manufactura de metales

El proceso de manufactura de metales por lo general emplea lubricantes para cuchillas (por ejemplo, etilenglicol), solventes para desengrasado y limpieza, ácidos, álcalis y metales pesados. Por lo general se utilizan lubricantes durante el moldeo y el corte de metal. Los solventes (por ejemplo, tricloroetano, metil etil cetona), los alcalinos y ácidos (por ejemplo, clorhídrico, sulfúrico) se aplican en la limpieza de la superficies de los metales. Se generan lodos (con fluidos de corte gastados, portadores de metales, residuos indestilables de soluciones, etc.) y restos de pintura que contienen metales pesados, residuos de cianuro, barros con metales pesados y ácidos y bases fuertes.

Los residuos generados comúnmente durante estas operaciones se asocian a los solventes y los limpiadores aplicados a la superficie y las soluciones acuosas portadoras de iones en el metal que se utilizan en los tanques de platinado. Las soluciones que portan los iones en el metal se basan comúnmente en el cromo, cobre, cadmio, zinc y níquel. También se utilizan muchos otros metales y aleaciones, pero son menos frecuentes. Los limpiadores (por ejemplo, los ácidos) pueden aparecer en las aguas residuales del proceso; los solventes pueden emitirse al aire, liberarse en las aguas residuales o eliminarse en forma sólida (EPA; 1995). Las imágenes 2.21 muestran al arroyo Sarandí cuando atraviesa la zona fabril.



Imagen 2.21: (a) y (b) Zona fabril, arroyo Sarandí (2012)

2.8.4. Talleres mecánicos

Los talleres mecánicos generan residuos de pintura en base a metales pesados, residuos inflamables junto a depósitos de baterías plomo/ácido usadas, también desechan solventes utilizados como acetona, tolueno y xileno según indica el Programa de Desechos Peligrosos y Reducción de Tóxicos de los EEUU. Las imágenes 2.22 ilustran zonas que atraviesa el arroyo Sarandí próximas a talleres mecánicos en la localidad de Sarandí.



Imagen 2.22: (a) y (b) Zona fabril, arroyo Sarandí (2012).

Capítulo 3

Marco metodológico

3.1. Muestreo de sedimentos

Los perfiles de sedimentos de cursos de agua que atraviesan regiones de centros fabriles densamente poblados, se encuentran influenciados directamente por la actividad humana. Por este motivo, estos sedimentos condicionan marcadamente la dinámica de contaminación del curso de agua. Excepto para los sedimentos muy ácidos, los iones metálicos se encuentran predominantemente sorbidos o como compuestos insolubles. La acumulación y persistencia de muchos metales pesados provocan un importante problema ecológico. El sedimento es un componente clave para controlar el destino de los mismos en el medio ambiente, resulta importante comprender el comportamiento del mismo en este sistema.

El orden de estabilidad de los compuestos que forma la materia orgánica con los metales pesados es $Pb > Cu > Ni > Co > Zn > Fe > Mn > Ba$.

Debido a su baja solubilidad, el movimiento de metales pesados en suelos siempre se consideró mínima, o prácticamente inexistente (Dowdy y Volk, 1983). La acumulación y persistencia de muchos metales pesados provocan un importante problema ecológico (Andreu, 1993). Ya que el suelo es un elemento clave para controlar el destino de los mismos en el medio ambiente, resulta importante comprender el comportamiento de estos en este sistema.

La caracterización del Canal Sarandí, implicó actividades de muestreo y análisis que tuvieron como finalidad determinar la extensión y naturaleza de la contaminación. Asimismo, provee las bases para adquirir la información técnica necesaria para desarrollar, proyectar, analizar y seleccionar las técnicas de limpieza más apropiadas. La significancia del trabajo desarrollado deriva de que el sedimento es una parte fundamental del ecosistema ya que contiene agua y elementos nutritivos que los seres vivos utilizan, en él se apoyan el curso de agua y se nutren las plantas en su crecimiento y condiciona todo el desarrollo del ecosistema.

El sedimento es una mezcla de materia orgánica, partículas minerales y aire en proporciones variables.

El muestreo de sedimentos se realizó según la norma del Instituto Argentino de Normalización (IRAM 29012). Este Instituto es una asociación sin fines de lucro cuyas finalidades específicas, en su carácter de Organismo Argentino de Normalización, son establecer normas técnicas, además de propender al conocimiento y la aplicación de la normalización como base de la calidad, promoviendo los sistemas de calidad. IRAM es el representante de la Argentina en la International Organization for Standardization (ISO), en la comisión Panamericana de Normas Técnicas (COPANT) y en la Asociación MERCOSUR de Normalización (AMN). La norma IRAM 29012 es el fruto del consenso técnico entre los distintos sectores involucrados, los que a través de sus representantes han intervenido en los organismos de Estudio de Normas correspondientes.

3.1.1. Profundidad de las muestras

La profundidad de las muestras es dependiente del objetivo del estudio. Es práctica común la extracción de muestras a varias profundidades del suelo. Los manuales de Edafología de la FAO¹¹ recomiendan las siguientes profundidades para una caracterización básica del suelo:

- Superficial, aproximadamente de 0 – 20 *cm*.
- Zona intermedia del perfil de suelo/sedimento, aproximadamente de 20 – 50 *cm*.
- Zona profunda del perfil, aproximadamente > 50 *cm*.

Adicionalmente, se pueden extraer muestras en la parte media de cada tercio del perfil de suelo.

¹¹Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Es importante muestrear cada horizonte del perfil de suelo, para una correcta identificación de las propiedades de cada uno de ellos.

3.1.2. Preservación de sedimentos

Las muestras de sedimentos están sujetas a cambios químicos, físicos y biológicos desde el primer momento en el que son recolectadas. A los efectos de conservar las propiedades del suelo invariables hasta completar los análisis, las normas ISO 5667-12 e ISO 5667-13 son una guía sobre el tipo de técnica de muestreo que debe ser utilizada y su conservación. En este trabajo de tesis, el manipuleo, la preservación y el almacenamiento de todas las muestras fueron pensados de manera de evitar, tal como indica la norma IRAM, la contaminación y se buscó minimizar cualquier cambio en la composición por medio del retraso en la actividad tanto química como biológica. Se aplicaron técnicas de preservación específicas para garantizar la aplicabilidad de los resultados de los análisis químicos y físicos realizados en laboratorio. No existe un método de preservación universal para todos los componentes, es por esto que teniendo en cuenta el objetivo del programa de muestreo y la naturaleza de los métodos analíticos empleados, se determinó la operación de manipuleo y la técnica de preservación más apropiada en cada caso. La norma también recomienda que los recipientes de muestreo sean de un material apropiado, tal como plástico o vidrio según sea el caso, debidamente lavado, que permita la conservación de las propiedades naturales de las muestras y el espectro esperado de contaminantes. La refrigeración es el método básico de preservación recomendado, ya que la temperatura es el factor más importante que puede afectar las muestras desde el momento de su recolección, durante el manipuleo y los análisis finales. Siguiendo las recomendaciones de la norma se informa sobre el manejo, el manipuleo y el almacenaje de las muestras. Las etapas

de preservación inmediatamente después del muestreo son las más críticas por los cambios que en ella ocurren. Indica la norma IRAM 29012 que el tiempo transcurrido entre la recolección de las muestras y el análisis sea tan corto como sea posible. Las muestras fueron transportadas y almacenadas a bajas temperaturas para evitar la posible pérdida de compuestos volátiles y minimizar los cambios inducidos biológicamente.

El almacenamiento de la muestra se realizó en el refrigerador, a oscuras, de manera de evitar el crecimiento de algas y la estimulación de cualquier otra actividad biológica.

3.2. Digestión ácida

Como consecuencia de la intensa actividad industrial desarrollada en distintas áreas geográficas en los últimos 200 años, existe en el mundo acuático una elevada presencia de metales traza bajo una gran variedad de formas disueltas, ya sea en forma coloidal o particulada, ya sea en suspensión en el medio acuático o en el sedimento de fondo con distintas propiedades bioquímicas que pueden tener una influencia determinante tanto en su movilidad como en su biodisponibilidad.

Los metales pesados están presentes en el medio natural, su origen está ligado en muchos casos a causas antropogénicas. En general, su presencia en suelos y sedimentos representa un riesgo medioambiental muy elevado y es uno de los más difíciles problemas de contaminación que el hombre debe enfrentar para resolver dentro de la sociedad industrial en la que debe desarrollarse no sólo por la peligrosidad intrínseca de los elementos químicos involucrados sino porque se acumulan tanto en las capas superiores o externas de suelos como en sedimentos en formas más reactivas que las originales. Por consiguiente, suelos y sedimentos actúan

como reservorios de elementos biodisponibles que pueden dar lugar a bioacumulación de los mismos en la cadena alimentaria e inducir por tanto perturbaciones en el ecosistema y provocar efectos adversos en la salud.

El hecho de que los metales pesados se encuentren por lo general en los sedimentos, hace que el análisis de la fracción fácilmente movilizable o biodisponible de este medio pueda utilizarse como indicador para detectar la contaminación ambiental, originada por la actividad humana.

Las reacciones que tienen lugar en las capas superiores de los sedimentos o en la interfase sedimento-agua son muy importantes en el ciclo global de los elementos traza. Es, en las capas más superficiales de los sedimentos precisamente, donde tienen lugar diferentes reacciones diagenéticas que pueden influenciar profundamente en el comportamiento de los metales traza.

Se denomina perfiles de especiación a la determinación del reparto de los elementos traza entre las distintas fracciones de un sedimento que permite profundizar el conocimiento tanto de la potencial movilidad de dichos elementos como de su disponibilidad biológica (Raksataya et al., 1996; Breward et al., 1996). Esto constituye una clara apreciación de las metodologías de especiación en las disciplinas asociadas a las ciencias ambientales, que permiten determinar la distribución de elementos traza existentes en una muestra sólida entre distintas fracciones. Está comprobado (Nirel y Morel, 1990) que el reparto elemental determinado mediante la aplicación de esta metodología tiene una relación directa con la biodisponibilidad (es decir disponibles para la biota) de los elementos químicos en condiciones naturales.

3.2.1. Norma EPA 3050B

El riesgo medio-ambiental de los metales pesados en sedimentos, se puede evaluar sobre la base de su concentración total determinada por ataque ácido según normas EPA 3050B con una mezcla de HCl y HNO₃ (USEPA, 1998).

El nivel de contaminación medido se utiliza para la toma de decisiones sobre la necesidad de intervención en puntos concretos; sin embargo, los umbrales de decisión son muy variables.

En la actualidad está totalmente aceptado que la toxicidad y movilidad de los metales pesados depende principalmente de su forma química y de cómo están ligados o unidos a la matriz sólida (Pérez Cid, 1999).

Cuando los metales quedan fijados por los sedimentos, su impacto medio-ambiental se reduce. Sin embargo, es factible su movilización por disolución, por lo que es importante conocer los mecanismos que van a regir la retención de los metales pesados en las matrices sólidas: precipitación con minerales primarios o secundarios, complejación por compuestos orgánicos (ácidos húmicos o fúlvicos), adsorción superficial, etc. Los cambios que se produzcan en las condiciones ambientales, tales como acidificación (modificación del pH), aumento o disminución del potencial redox, variaciones en las concentraciones de sustancias complejantes, pueden dar lugar a la removilización de los elementos desde la fase sólida a las fases líquidas, favoreciendo la contaminación de las aguas, tanto superficiales como subterráneas.

La movilidad de los metales pesados en muestras medioambientales sólidas depende de diversos factores que afectan a la forma y fuerza de la asociación metal-sólido, tales como:

1. Tipo de sedimento, en base a parámetros que afectan a las interacciones con

los metales: pH, contenido en CaCO_3 , capacidad de intercambio catiónico, presencia de nutrientes (especies complejantes competitivas en la solución del suelo), contenido en materia orgánica, potencial redox y textura.

2. Tipo de contaminación según su origen y a las características de la deposición: soluble o sólida (particulada), emisión puntual o continua.
3. Condiciones ambientales para la posterior evolución (weathering).

3.2.2. Extracciones químicas secuenciales

Determinar el contenido total de metales pesados en sólidos es importante para establecer el riesgo que pueden presentar, por ejemplo, si estos son dispuestos en suelos, como en el caso de los biosólidos. Sin embargo la concentración total del metal se encuentra repartida en distintas fracciones o especies químicas, cada una de las cuales presenta una diferente tendencia de lixiviar o transferirse a otras fases. Por lo tanto, la medición del contenido total es un criterio insuficiente para evaluar el verdadero riesgo, debido a que la movilidad de los metales pesados y su biodisponibilidad para las plantas depende de la especie química en la que se encuentren asociados (Scancar et al., 2000).

La importancia del estudio de las fracciones o especies químicas en las cuales se encuentran los metales pesados en los sólidos, radica en que se establece su nivel de biodisponibilidad dependiendo de la estabilidad de cada especie química en condiciones ambientales. Cuando un metal se encuentra enlazado débilmente a una especie química, su índice de disponibilidad es alto porque el metal puede ser solubilizado con ligeros cambios en las condiciones ambientales del suelo, como una reducción del pH o del potencial redox (Alloway, 1990).

Cuando los metales se encuentran unidos fuertemente a la especie química su estabilidad es muy alta y para que se conviertan a formas solubles se necesitarían condiciones ambientales muy drásticas, que normalmente no ocurren en la naturaleza. Si la mayor concentración de los metales se encuentra en esta fracción, indica una muy baja biodisponibilidad y en consecuencia el peligro de toxicidad se reduce. Esta información sólo es posible obtenerla con un estudio de especiación (Pérez-Cid et al., 1999).

La especiación química es el proceso de identificación y cuantificación de las formas químicas de un mismo elemento en una muestra dada (Hlavay et al., 2004). La extracción secuencial puede interpretarse como una escala inversa de la disponibilidad relativa de los metales pesados. Esta metodología se basa en sucesivas extracciones con soluciones ácidas, alcalinas o complejantes de forma secuencial para disolver las sales y óxidos y así extraer sus metales asociados. Los diferentes extractantes químicos son aplicados secuencialmente a una misma muestra de sedimentos, cada etapa somete a la muestra a condiciones más drásticas de extracción con respecto a la anterior.

Las metodologías de extracción química secuencial se aplican además de la Química en distintos campos de la ciencia, tal como en Geología con el objetivo de determinar la especiación de metales traza en suelos, en sedimentos o también en rocas. Las extracciones secuenciales han encontrado campo de aplicación muy amplio, por ejemplo en estudios de geoquímica ambiental en medios acuáticos (ríos, lagos, estuarios), también en edafología y en hidrogeología.

Los protocolos de extracción secuencial presentan en general problemas metodológicos que han sido abordados por diversos autores tales como los llamados esquema Tessier, 1979; la técnica de Chao, 1984 y el esquema de la Community

Bureau of Reference, 1992, debido tanto a la selectividad de los reactivos empleados como a la definición operativa de los distintos métodos y las condiciones experimentales bajo las que se pueden llevar a cabo los distintos protocolos. No obstante en la actualidad los procedimientos de extracción secuencial permiten indicar cuáles son los elementos traza presentes en distintas fracciones de sustancias sólidas (López et al., 2002).

Existen una amplia variedad de protocolos de extracción secuencial que difieren en el número de etapas, en los reactivos empleados o en las condiciones experimentales bajo las cuales se desarrollan. Se utilizan en general con un objetivo muy preciso y para completar otros métodos experimentales. Sin embargo, no existe un protocolo estándar de extracción secuencial aceptado por la totalidad de la comunidad científica, sino que conviven distintos esquemas lo que dificulta la comparación de los resultados obtenidos en los distintos análisis (Scancar et al., 2000). Se han llevado a cabo estudios de especiación mediante los esquemas de Tessier (Tessier et al., 1979) y el BCR (Protocolo BCR, 1992).

La fracción intercambiable y la unida a carbonatos son las más inestables, ya que los metales asociados a ellas podrán liberarse al agua con relativa facilidad si se presentan las condiciones químicas ambientales. Sin embargo, en la zona de estudio se espera que estas fracciones continúen acumulando los metales. La cantidad y forma química en que los contaminantes se encuentran en el sedimento estudiado, permite estimar la factibilidad de este intercambio.

La disponibilidad de los metales retenidos en los sedimentos depende de las condiciones redox, del pH del sedimento y del contenido de materia orgánica entre otros factores, ya que se asocian a las diferentes fases sólidas, tanto orgánicas como inorgánicas (Guo et al., 1997a, 1997b; Gambell et al., 1991; Wood y Shelley, 1999, Yu et al., 2001). Pueden coprecipitar con carbonatos o ser adsorbidos

en las superficies de los oxihidróxidos de Fe y Mn; se pueden presentar también como uno de los elementos constitutivos de las fases orgánicas que generalmente son desechos orgánicos. Las diferentes formas en la que los metales son retenidos en los sedimentos pueden ser conocidas determinando las especies químicas o materiales a los que se asocian o están unidos. En condiciones anaeróbicas, los metales unidos a los óxidos de Fe-Mn resultan liberados. La materia orgánica tiene la capacidad de complejar y adsorber cationes debido a la presencia de grupos negativamente cargados (Laveuf y Cornu, 2009). La fracción residual representa formas litogénicas de unión fuerte de los metales, como en las estructuras cristalinas de las arcillas. Las diferentes especies de metales tienen un comportamiento distinto con respecto a la removilización y la biodisponibilidad. De acuerdo a ciertas investigaciones (Álvarez, 2004), son 53 los metales pesados que se presentan en la naturaleza, de los cuales 17 (As, Ag, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, U, V, W y Zn) están disponibles en las células vivas y forman cationes solubles, indispensables en la vida humana. Los metales tienen alta afinidad por los ácidos húmicos, complejos húmico-arcillosos y óxidos revestidos con materia orgánica (Connell et al., 1984). En la fracción residual los metales pesados se encuentran ocluidos en la red cristalina presente en los sedimentos.

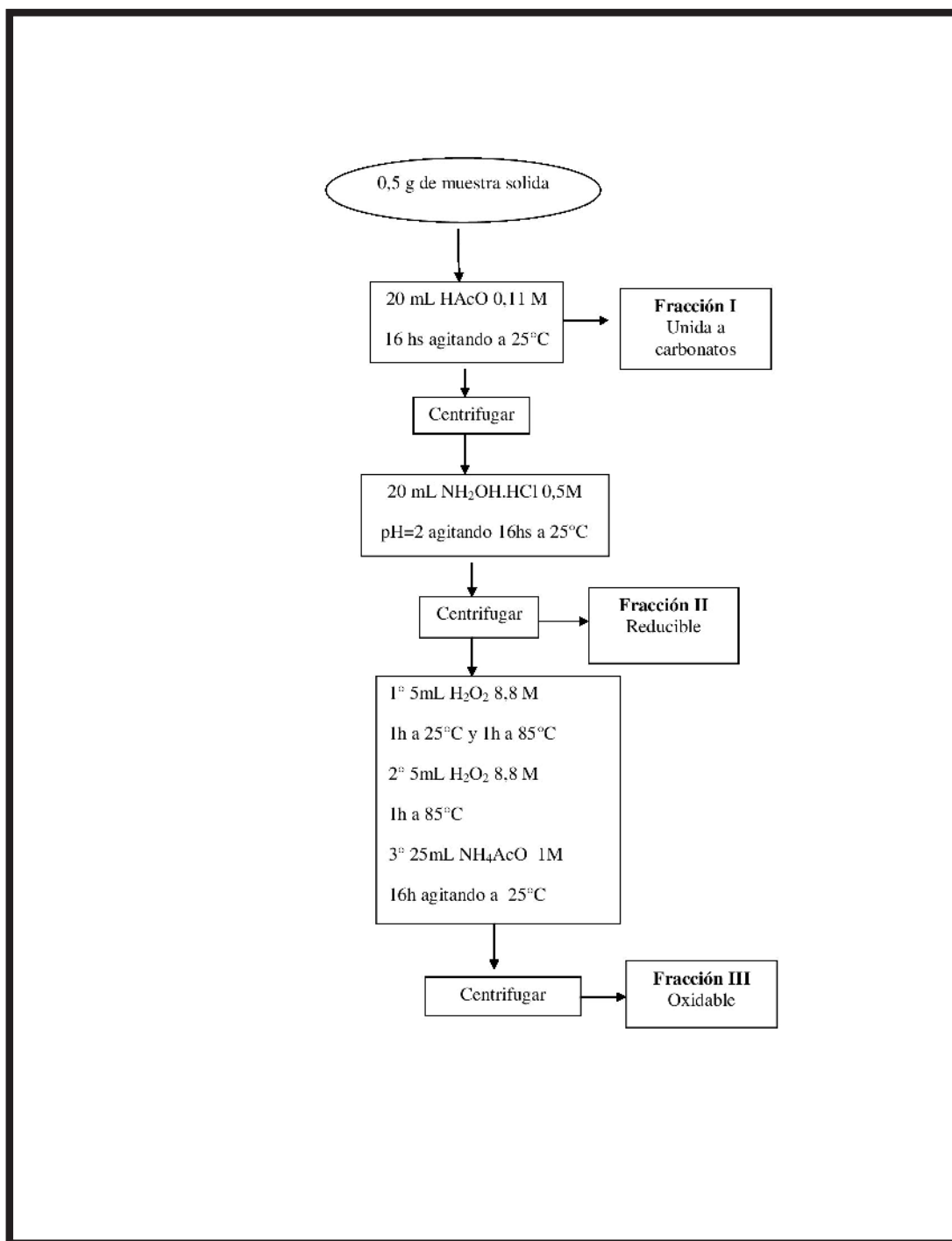
3.2.3. Esquema BCR

El fraccionamiento químico es una herramienta químico-analítica muy utilizada para evaluar experimentalmente la asociación y la distribución de los elementos en la fase sólida, basado en la aplicación de extracciones químicas selectivas. Estas extracciones pueden emplear un único reactivo (single extractions) o varios utilizados de forma secuencial (sequential extractions), dando lugar a lo que se conocía anteriormente como esquemas de especiación.

Los esquemas más usados derivan del propuesto por Tessier (Tessier et al., 1979). Investigadores de diferentes áreas científicas han aplicado y modificado el esquema original de acuerdo a necesidades particulares, haciendo luego dificultosa la comparación de resultados y conclusiones de los distintos estudios. Con objeto de armonizar los resultados, y desarrollar metodologías de referencia que permitieran validar los resultados de distintos grupos de investigación, el Bureau Communautaire de Références (B.C.R.), en base a recomendaciones de expertos en el tema, propuso un esquema unificado o esquema B.C.R. de fraccionamiento químico (Agnieszka et al., 2001). Éste constituye un protocolo estricto en lo que se refiere a reactivos, concentraciones, temperaturas y tiempos de cada paso de las extracciones, y puede considerarse una simplificación del esquema original de Tessier.

El cuadro 3.1 resume el esquema de fraccionamiento químico BCR.

La utilización del esquema B.C.R. permite comparar un grupo de datos cada vez más creciente, obtenidos en las mismas condiciones experimentales. A partir de esos resultados, se puede seguir profundizando en el fundamento último de la movilidad y biodisponibilidad de estos elementos, tan peligrosos desde el punto de vista medioambiental. Sin embargo, el esquema BCR presenta las desventajas de ser altamente demandante en tiempo en cada etapa, y sólo permitir obtener 3 fracciones de extracción. En este sentido, el esquema de extracción propuesto originalmente por Tessier, y presentado en detalle en la siguiente sección, ofrece ventajas para la aplicación a este estudio.



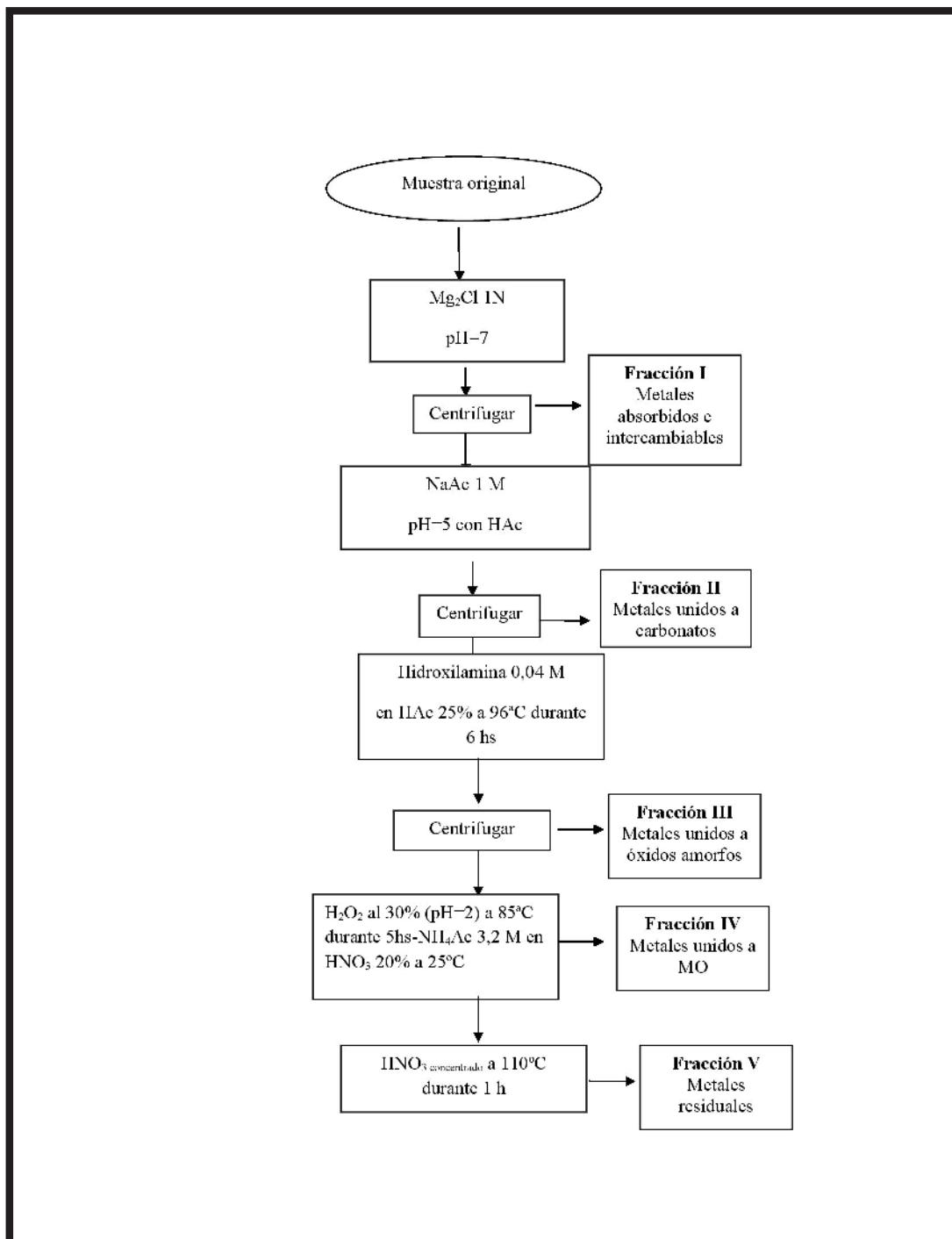
Cuadro 3.1: Esquema BCR

3.2.4. Esquema de Tessier

Este esquema consiste en la aplicación de extractantes selectivos en una secuencia que permite determinar las formas de la solubilidad creciente de los metales pesados. Consiste en la extracción de cinco fases: metales intercambiables (F1), enlazados a carbonatos (F2), ligados o enlazados a óxidos de hierro y manganeso (F3), ligada a materia orgánica (F4) y ligadas a sulfuros o fracción residual (F5). La fracción intercambiable corresponde al metal que se une al sedimento mediante fuerzas más débiles, por lo tanto constituye el metal que puede liberado más fácilmente a la columna de agua y por ende está más disponible para la biota. Adicionalmente, las tres primeras fases son denominadas biodisponibles. Estas presentan un mayor riesgo para la biota, ya podrán convertirse más fácilmente en móviles y pasar a la fase acuosa (F1, F2 y F3). En cambio, los metales extractados en la fracción ligada a la materia orgánica (F4) y la fracción residual (F5) se consideran altamente resistentes.

El esquema sigue un protocolo definido en lo que se refiere a reactivos, concentraciones, temperaturas y tiempos. Es una técnica compleja y extensa pero que permite caracterizar fehacientemente los sedimentos del arroyo Sarandí.

El esquema de Tessier (cuadro 3.2) aplica distintos pasos para la obtención de cinco fracciones presentadas en el siguiente gráfico, donde se indican además los reactivos utilizados. Para evaluar la precisión de los resultados obtenidos se realiza un balance de masa, comparando la masa total de metal obtenida por extracción secuencial y la obtenida mediante la digestión completa de la muestra. Se consideran satisfactorios los resultados si estos no muestran variación superior a +/- 10 % (Tessier et al., 1980; Yan et al., 1999).



Cuadro 3.2: Esquema Tessier

3.3. Análisis químico de sedimentos

La partición de los componentes químicos entre la fase sólida y la fase líquida está influenciada por diversos factores tales como el tamaño de la partícula, la cantidad de materia orgánica y el pH. El estudio de estos atributos era objetivo del muestreo y por lo tanto se tuvo en cuenta la preservación requerida por los métodos analíticos que fueron utilizados. Según lo recomienda la norma IRAM 29012, cuando las muestras no podían ser analizadas dentro de un periodo de un mes, fueron secadas para poder ser almacenadas.

Los extractores líquidos obtenidos a partir tanto del esquema BCR o del esquema de Tessier se analizaron mediante Absorción Atómica, por llama directa. Se aplicaron ambos esquemas a una batería de análisis para determinar también cual de las dos técnicas suministra los datos que permitan valorar los resultados obtenidos (Anju, 2010).

3.3.1. Determinación de metales presentes

Se realizaron dos muestreos indagatorios, uno con análisis a cargo de terceros (sobre 8 metales pesados) y otro con análisis propios (sobre 5 metales pesados). Los sedimentos obtenidos de estos muestreos fueron sometidos a análisis químicos con el objeto de caracterizarlos y determinar la presencia de los metales pesados presuntamente mayoritarios existentes. Su concentración total se determinó mediante el ataque ácido total o parcial (EPA 3050A 1994, ISO 1995) con una mezcla de HCl y HNO₃. El trabajo indagatorio o preliminar de laboratorio realizado (cuadro 3.3) puede resumirse en la matriz siguiente:

Tipo de Muestreo	Punto monitoreado		ANALITOS								
			Pb	Cu	Cr	Ni	Fe	As	Cd	Zn	Hg
Muestreo indagatorio (análisis por terceros)	Punto de muestreo 1	Norma EPA (206.4; 7130; 7950; 7210; 7196;7471;74 20)	X	X	X		X	X	X	X	X
	Punto de muestreo 2		X	X	X		X	X	X	X	X
Muestreo preliminar (análisis propios)	Punto de muestreo 1	Norma EPA 3050B	X	X	X	X	X				
	Punto de muestreo 2		X	X	X	X	X				
	Punto de muestreo 3		X	X	X	X	X				

Cuadro 3.3: Trabajo Indagatorio

3.3.2. Determinación de metales mayoritarios

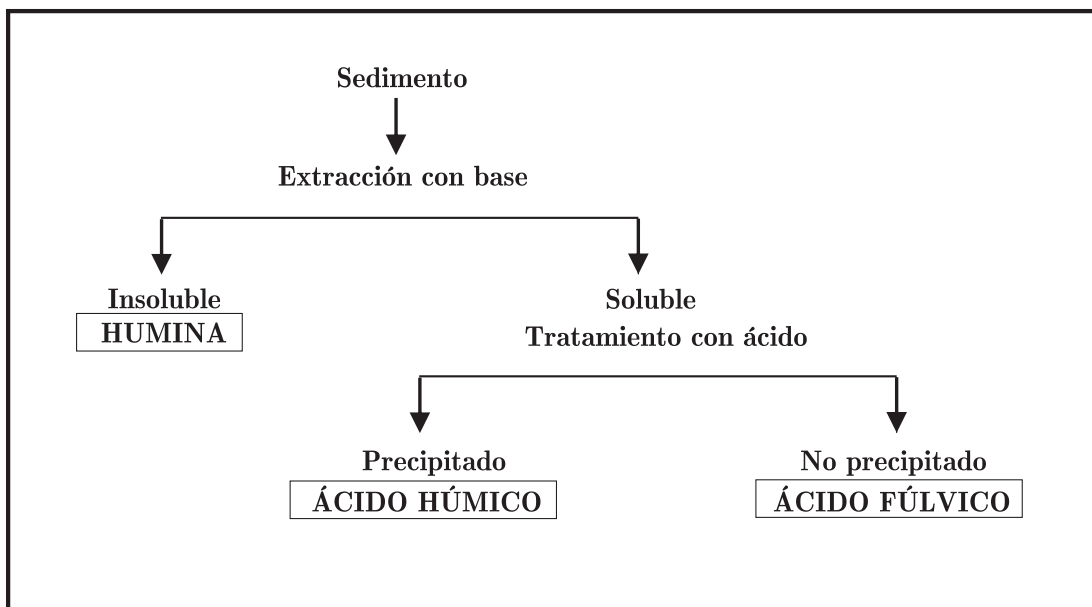
Se decidió estudiar la concentración de Pb, Cr, Cu y Ni ya que su concentración fue significativa en los muestreos indagatorios.

3.3.3. Determinación del Carbono y de Materia Orgánica

Se utilizó el método de Walkley y Black (Walkley y Black, 1934) que estima el contenido de carbono orgánico total de una muestra de suelo o sedimento, completo o de alguna de sus fracciones. Es un método muy utilizado en estudios edafológicos para evaluar la materia orgánica del suelo (cuadro 3.4).

Según el Soil Survey Laboratory, (SSL, Laboratorio de Estudios de Suelos,

1995), este método actúa sobre las formas más activas del carbono orgánico que posee el suelo y no produce una oxidación completa de dichos compuestos, por lo que se deben hacer ajustes a los resultados obtenidos cuando se los desea expresar en términos de contenido de materia orgánica. El SSL (1995) recomienda utilizar un factor de corrección igual a 1.724, asumiendo que la materia orgánica está compuesta aproximadamente en un 58 % por carbono orgánico. El grado de



Cuadro 3.4: Determinación de ácidos húmicos y fúlvicos. (Fuente: Carboquímica)

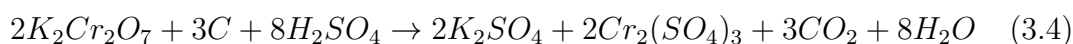
oxidación logrado depende de las condiciones de temperatura y tiempo en las que tiene lugar la reacción. Las reacciones básicas son:



Agente oxidante: $K_2Cr_2O_7$

Agente reductor: C

La reacción molecular completa es la siguiente:



El dicromato de potasio que no ha reaccionado se valoró con la sal de Morh (sulfatoferroso amónico).



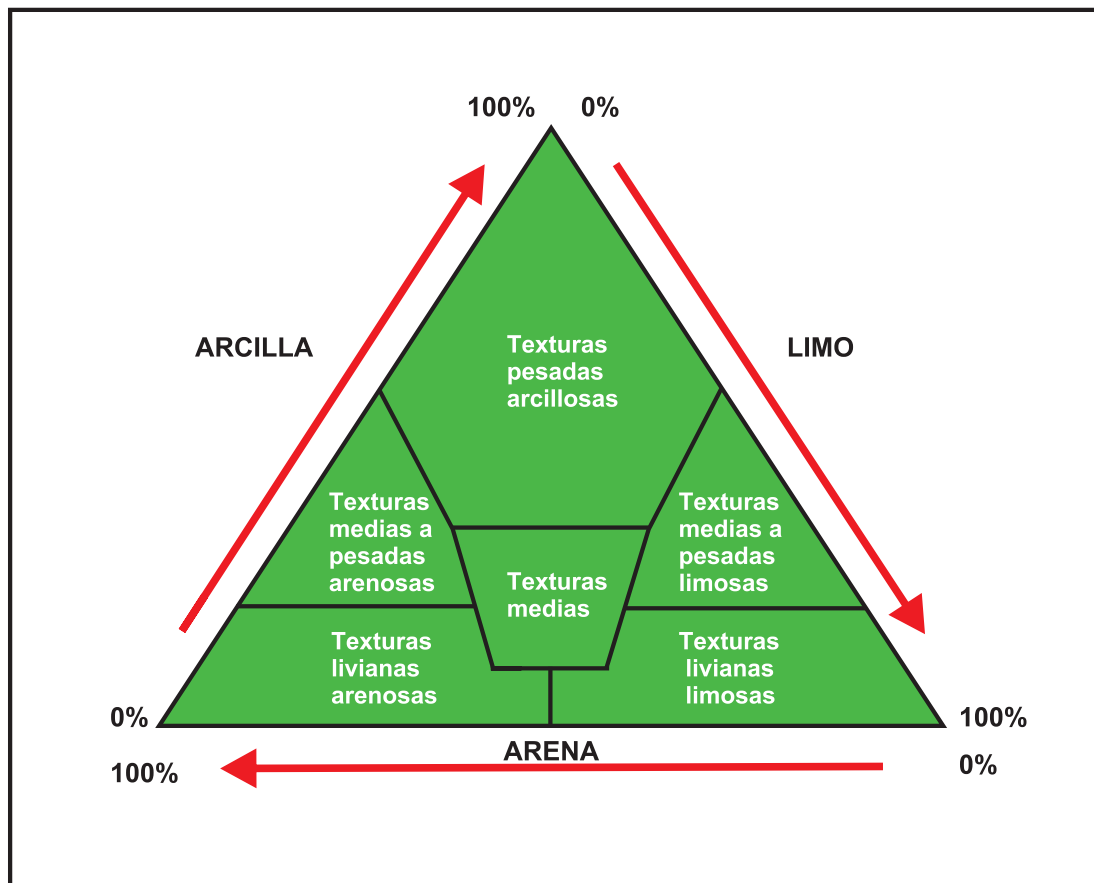
Se realizó una medición directa con instrumental. El procedimiento utilizado fue una digestión por vía húmeda en el cual la materia orgánica del sedimento se digiere con agentes oxidantes. La reacción es exotérmica por lo que al diluirse en medio ácido ayuda al proceso de oxidación. El exceso de agente oxidante sin reducir fue determinado por valoración. La incertidumbre de la medición es la menor división del instrumento, una bureta, y se denomina apreciación del instrumento.

3.3.4. Caracterización de fases cristalinas

Las partículas que componen la fracción mineral del suelo, se pueden agrupar según su tamaño en: arena, limo y arcilla. Mientras que la primera se puede observar a simple vista pues su tamaño oscila entre 0,10 y 2 mm de diámetro,

la última es una partícula sub-microscópica con un diámetro menor a $0,002\text{ mm}$ ($2\ \mu$).

La representación esquemática de la textura según la proporción de los componentes se muestra en el cuadro 3.5.



Cuadro 3.5: Representación esquemática de la textura del suelo. (Fuente: suelos, MGA)

La cristalografía de rayos X es una técnica experimental para el estudio y análisis de materiales, basada en el fenómeno de difracción de los rayos X por sólidos en estado cristalino. Se utilizó el método de polvo de Debye-Scherrer (Klug y Alexander, 1974) de muestra finamente molida. El objetivo de esta técnica es determinar el tipo de estructura cristalina de un material.

Los rayos X interactúan con los electrones que rodean los átomos por ser su longitud de onda del mismo orden de magnitud que el radio atómico. El haz de rayos X emergente tras esta interacción contiene información sobre la posición y tipo de átomos encontrados en su camino. En un cristal, donde la disposición de los átomos o moléculas se repite periódicamente, los haces de rayos X dispersados elásticamente por los átomos en ciertas direcciones resultan amplificados gracias al fenómeno de interferencia constructiva, dando lugar a un patrón de difracción. Los rayos X difractados son interceptados por detectores y su intensidad y posición son analizadas por medios matemáticos para obtener una representación de las moléculas del material estudiado a escala atómica.

En la actualidad es una de las técnicas más usadas para determinar las propiedades estructurales de todo tipo de moléculas: sales, hielo, proteínas y hasta orgánulos celulares como los ribosomas. Es posible trabajar con monocristales o con polvo microcristalino, consiguiéndose diferentes datos en ambos casos. Para las aplicaciones que requieren solo una caracterización precisa de los parámetros de la red cristalina, puede ser suficiente la difracción de rayos X en polvo; para una dilucidación precisa de las posiciones atómicas es conveniente la difracción de rayos X por monocristales.

La mayor limitación de este método es la necesidad de trabajar con sistemas cristalinos, por lo que no es aplicable a disoluciones, a sistemas biológicos in vivo, a sistemas amorfos o a gases. En algunos casos, los rayos X pueden romper los enlaces químicos que mantienen la integridad estructural, lo que resulta en un modelo distorsionado de la molécula estudiada. Este problema afecta especialmente a los materiales de interés biológico.

Permite determinar que minerales se encuentran presentes siempre y cuando estén en forma cristalina y los porcentajes aproximados de cada uno, ya que es

un método semicuantitativo.

El esquema del montaje y de la formación de la imagen en la técnica de Debye-Scherrer (diagrama de polvos) se muestra en la imagen 3.1.

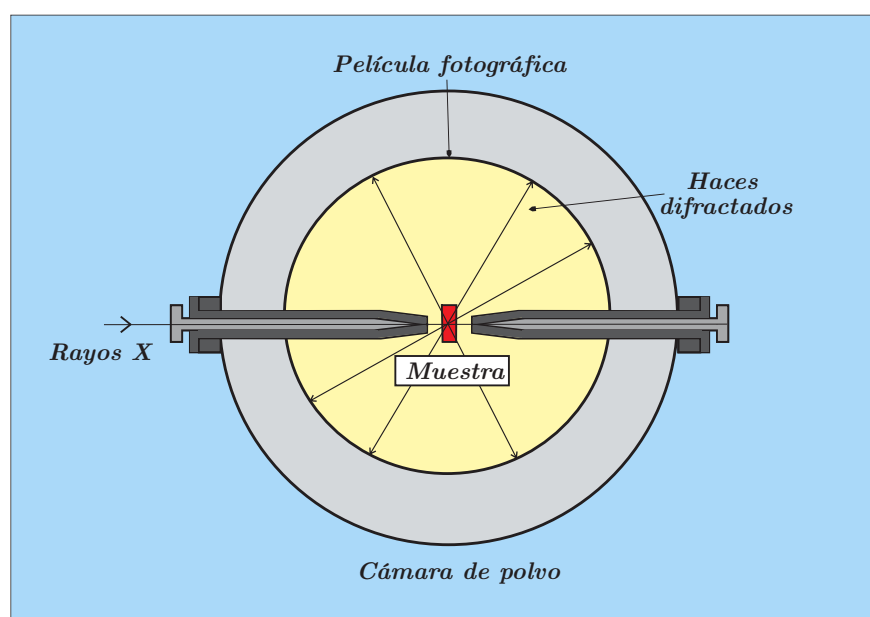


Imagen 3.1: Producción de tres líneas de Debye-Scherrer. (Fuente: Diccionario de química física)

3.3.5. Determinación del pH en agua

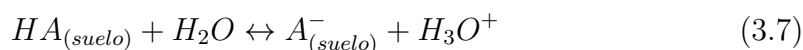
La acidez del suelo está condicionada por la presencia de protones (H^+) o iones hidronio presentes (H_3O^+) en el suelo. Cuantitativamente, la acidez puede expresarse en nmol de H^+ por 100 g de suelo y por el valor de pH.

Esta medida electroquímica es de gran importancia en el análisis de un suelo y no existe un procedimiento universal aceptado. Las medidas realizadas en el punto de muestreo proporcionan los resultados más representativos, pero si no es posible realizarlas, las muestras se pueden analizar en suspensiones acuosas en el laboratorio.

El pH es una de las medidas que se realizan con mayor frecuencia en suelos, sedimentos y lodos ya que regula un gran número de procesos. Muchas reacciones químicas dependen del pH y éste puede usarse para predecir la velocidad y el equilibrio de dichas reacciones. Además, la disponibilidad de diferentes nutrientes depende fuertemente del pH. Es una prueba importante para saber la composición del sedimento. Para su determinación, se emplea un pechímetro, compuesto de un electrodo de vidrio que se sumerge en una disolución del sedimento.

El pH de los suelos puede variar de 2 (suelos con sulfuros que se oxidan a ácido sulfúrico) hasta aproximadamente 10 (suelos que contienen sales alcalinas como carbonato de sodio). Entre estos dos extremos se encuentran la mayoría de los suelos y sedimentos, con pH comprendidos entre 5 y 9.

Para establecer la acidez del sedimento se determinó el valor del pH de la solución acuosa que caracteriza la acidez actual. Los iones H_3O^+ en solución están en relación con los protones no disociados, fijados a la matriz orgánico-mineral del suelo, que se comporta como un ácido débil (HA):



El pH influye en la movilidad de los diferentes elementos nutrientes y contaminantes del suelo. Se determinó el valor de pH por método potenciométrico ya que la solución obtenida era turbia y se preparó directamente con la suspensión del sedimento.

3.3.6. Determinación de densidad, porosidad total, índice de poros

La densidad de una muestra de suelos es indicativa del grado de compactación de un sedimento. Es una relación entre la masa del material seco y el volumen real ocupado por las partículas. Depende de la naturaleza de los minerales que integran el sedimento y la cantidad y tipo de materia orgánica.

La porosidad total es la relación entre el volumen de intersticios en una muestra dada de un medio poroso y el volumen total del medio poroso, incluidos los huecos. La porosidad denominada eficaz es la relación entre el volumen de agua que puede ser drenado por gravedad de un medio poroso inicialmente saturado y el volumen total del medio poroso.

La velocidad de percolación del agua es directamente proporcional a la porosidad y al tamaño medio de las partículas que componen la muestra de sedimento. Representa el porcentaje total de huecos que hay entre el material sólido de un suelo o sedimento. Es un parámetro importante porque de él depende el comportamiento del sedimento frente a las fases líquida y gaseosa, y por tanto vital para la actividad biológica que pueda soportar.

El contenido de humedad del sedimento no es un indicador suficiente para expresar su respectivo estado de disponibilidad para las plantas.

Capítulo 4

Materiales y métodos

4.1. Localización de los puntos de muestreo

Se fijaron cuatro puntos de muestreo (tabla 4.1) en las zonas georeferenciadas por su accesibilidad. En los puntos 1 y 2 se pudo acceder a las márgenes del arroyo desde una calle lindera y la zona del punto 3 se contó con un puente de características precarias que permitió muestrear en ambas márgenes. Las imágenes 4.1 a 4.4 ilustran cada punto de muestreo. Los puntos numerados como 1 y 2 se unificaron debido a la cercanía entre ellos, ambos situados en la finalización del último tramo entubado del curso de agua (imagen 4.5).

Tabla 4.1: Coordenadas geográficas de los puntos monitoreados.

Punto de muestreo	Latitud	Longitud
1	S 34° 40' 48,14''	O 58° 20' 24,94''
2	S 34° 40' 89,00''	O 58° 19' 83,00''
3 margen izquierda	S 34° 39' 27,89''	O 58° 19' 00,80''
3 margen derecha	S 34° 39' 50,50''	O 58° 19' 20,70''



(a)



(b)

Imagen 4.1: (a) y (b) Punto de muestreo 1 (años 2011 y 2009 respectivamente).



(a)

(b)

Imagen 4.2: (a) y (b) Punto de muestreo 2 (2011).



(a)

(b)

Imagen 4.3: (a) Punto de muestreo 3, puente de acceso y (b) Punto de muestreo 3 (año011).



(a)

(b)

Imagen 4.4: (a) y (b) Punto de muestreo 3, margen izq.(2011).

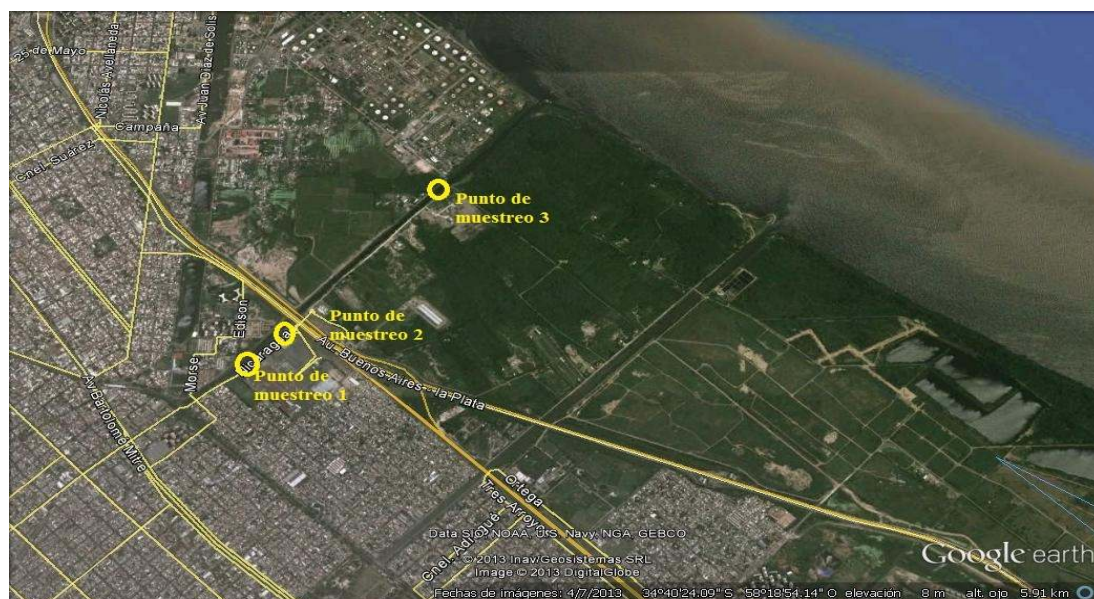


Imagen 4.5: Ubicación geográfica de los puntos de muestreo en el canal Sarandí. (Fuente: Google earth,2010)

Un obstáculo que se presenta es el acceso a las zonas de muestreo, tanto desde la costa del tramo a cielo abierto, como en su desembocadura. No se trata solamente del acceso físico, sino del ámbito de la seguridad debido a algunos asentamientos en la zona, motivos que han llevado a la necesidad de contar, en algunas campañas, con el apoyo de Defensa Civil del Municipio de Avellaneda. No pudo concretarse un acuerdo con AySA (Agua y Saneamiento Argentino S.A.) para disponer de una embarcación que permita realizar la toma de muestras en la desembocadura del canal (imagen 4.6). No obstante se recurrió a la Prefectura realizando gestiones en la sede de La Boca y de las oficinas ubicadas en Puerto Madero que no llegaron a concretarse debido a problemas internos de dicha fuerzas. Así mismo se intentó llegar por vía terrestre, pero es imposible acceder por la margen izquierda debida a la presencia del Polo Petroquímico Dock Sud y el acceso por la margen derecha está impedido por la intensa vegetación de la zona.

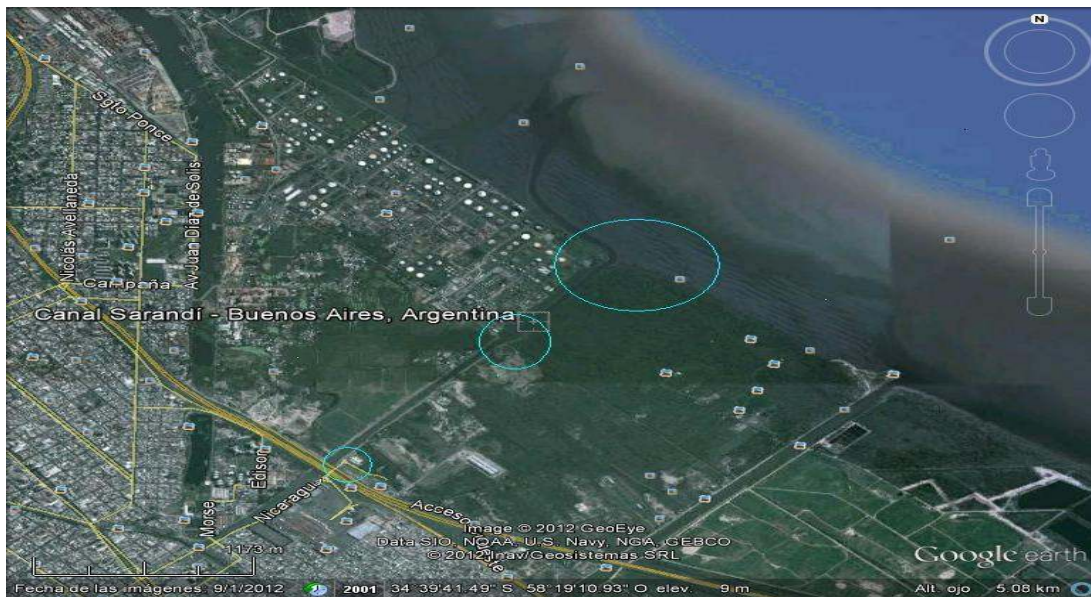


Imagen 4.6: Ubicación de puntos de muestreo de difícil acceso. (Fuente: Google earth,2010)

4.1.1. Extracción de sedimentos - Toma de muestras

Se realizaron 5 campañas con tomas de muestras los días 29/3/2011; 5/7/2011; 9/8/2011; 27/9/2011; 8/11/2011. Para la obtención de las muestras de sedimentos se utilizó un muestreador de sedimentos “multisampler” de origen holandés, marca Eijkelkamp tipo Beeker. Este es un equipo para investigación en suelo con Certificado ISO 9001 que permite realizar toma de muestras de hasta 5 m de profundidad, no disturbadas. Cuenta con tubo de muestreo de acrílico transparente, pistón de goma NBR y acero inoxidable.

Este instrumento diseñado para muestreo no disturbado de sedimentos, permite mantener la estratificación original de las capas. El tubo de muestreo de acrílico (imagen 4.7) permite un chequeo visual inmediato de la muestra y es operado a varilla. El set de muestreo posee el Multisampler propiamente dicho, cuyo contenido es de 1,14 L con un diámetro de 50 mm y una longitud de 1 m, con conexión tipo bayoneta. Cuenta además con sogas a prueba de estiramiento,

material de cobertura poliéster con una longitud de 5 *m* cada uno con lazo y gancho, un mango normal de 60 *cm* con grip sintético desmontable con conexión tipo bayoneta, varillas de extensión de longitud 100 *cm* cada una con conexión tipo bayoneta y una valija transportadora para equipamiento de campo, tipo mochila.



Imagen 4.7: Muestreador tipo Beeker. (Fuente: fabricante)

Teniendo en cuenta las características del muestreador utilizado, se tomaron porciones de 60 *cm* de profundidad que fueron fraccionadas en 6 muestras de 10 *cm* cada una aproximadamente. Las muestras fueron numeradas teniendo en cuenta la profundidad de las mismas desde la superficie según ilustra la imagen 4.8 y considerando el tubo de muestreo del dispositivo utilizado.

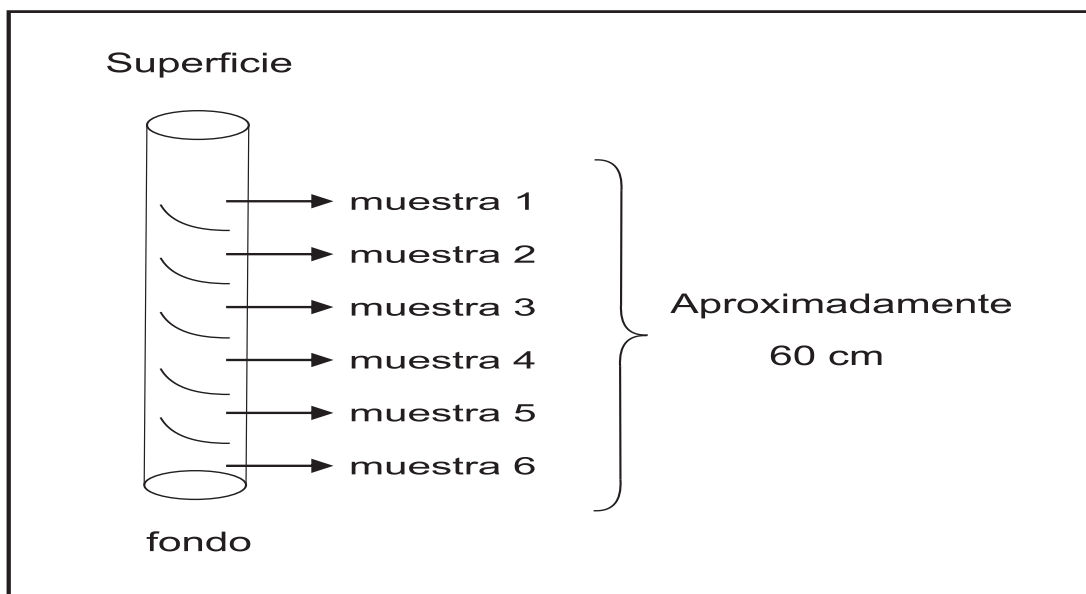


Imagen 4.8: Esquema del tubo del muestreador.

Las muestras se fraccionaron in situ según ilustran las imágenes 4.9 (a) y (b).



Imagen 4.9: (a) Toma de muestras desde la orilla del canal Sarandí y (b) Fraccionamiento de muestras (2011).

Según la norma IRAM 29012 el almacenamiento comienza cuando se toma la muestra. Todos los métodos de almacenamiento afectan la muestra en alguna forma y la elección de la técnica de preservación depende principalmente del objetivo del muestreo realizado. Se observaron, tal como indica la norma, las

medidas de higiene y de seguridad cuando se tomaron las muestras de sedimentos por considerarlos potencialmente peligrosos, utilizando guantes de protección.

Como la finalidad del muestreo era la medición de metales pesados se utilizaron en un principio frascos con tapa que resultaron de difícil almacenamiento por lo que se optó por bolsas de polietileno transparentes con cierre hermético a presión de 15 *cm* x 20 *cm* (imagen 4.10) sobre las que se podía escribir con marcador indeleble. Precisamente para evitar el uso de etiquetas se escribió con marcador permanente resistente al agua que al ser impermeable pudo ser utilizado en el lugar de muestreo.

Las muestras fueron refrigeradas en la oscuridad a temperaturas de entre 2 a 5 °C durante 1 mes como máximo.

Para el procesamiento de las muestras, se dispuso del material de los laboratorios pertenecientes al Departamento de Ingeniería Química de la UTN-FRA (balanzas, peachímetro, densímetro, etc.) y del Laboratorio del Centro de Ingeniería en Medio Ambiente del Instituto Tecnológico de Buenos Aires (ITBA).



Imagen 4.10: Almacenamiento de las muestras (2011).

4.1.2. Proceso de secado y tamizado

Las muestras obtenidas se secaron en estufa a temperatura constante de $105\text{ }^{\circ}\text{C}$ por 24 hs (Perez Cid et al., 1999), éstas adquirieron una coloración gris y luego fueron tamizadas con un tamiz de ensayo para laboratorio Marca Zony-test, cuerpo ABS sobre normas ASTM E-11/70, según normas IRAM 1501 con malla certificada sobre normas ISO 3310-1, Industria Argentina. Se utilizaron malla 12 de $1680\ \mu$, malla 20 de $840\ \mu$ y malla 70 de abertura de $210\ \mu$. Las muestras se secaron en una estufa Peet Lab Vacuum Oven DZF 6020 (imagen 4.11), lo que permitió almacenarlas por un período de hasta 6 meses.



Imagen 4.11: Estufa Peet Lab Vacuum Oven (2012).

Las muestras secas y tamizadas (imagen 4.12 (a)) se colocaron en recipientes herméticamente cerrados de polietileno con la indicación de la fecha y lugar del muestreo como se muestra en la imagen 4.12 (b) (todos se realizaron en horas de la mañana), se numeró cada muestra y se indicó toda información relacionada con la integridad y manejo de la misma. Además se completó una ficha con datos relevantes del día de muestreo correspondiente, como por ejemplo clima, estado del cuerpo de agua y otras observaciones del sitio (apéndice K).



Imagen 4.12: (a) Muestras secas y tamizadas y (b) Muestras secas y clasificadas (2011).

4.2. Análisis químicos de los sedimentos

4.2.1. Concentraciones totales. Norma EPA 3050B

Para los estudios preliminares se aplicó el Método 3050B de la Norma EPA; en forma externa (lo que se denominó análisis a terceros) se determinó la concentración de As, Zn, Cu, Cr, Hg, Pb y Cd, y en el laboratorio del Centro de Ingeniería en Medio Ambiente del ITBA (denominado estudios propios) se analizó Fe, Cu, Cr, Pb y Ni.

Según indica la norma, en los estudios propios, se digirió 1 g de sedimento seco mediante el agregado de 15 mL de HNO₃ y 5 mL de HCl 36% m/m y calentando durante 3 h en baño arena a 150 °C en un agitador con sonda de temperatura marca Ferca, modelo TT400, como ilustra la imagen 4.13.



Imagen 4.13: Agitación de muestras (2011).

Luego se enfriaron las muestras, diluyendo a 100 mL con agua ultrapura tipo I ($18\text{ M}\Omega$), y se centrifugaron durante 20 min en una centrífuga Rolco (imagen 4.14 (a)) a aproximadamente 3000 rpm . El sobrenadante se filtró utilizando filtros Schleicher y Schül N° 589 con malla 125 mm y filtros Whatman $0,45\ \mu\text{m}$ (imagen 4.14 (b) e imagen 4.15) previo al análisis por absorción atómica.



(a)



(b)

Imagen 4.14: (a) Centrífuga y (b) Filtros Whatman (2011).



Imagen 4.15: Filtrado al vacío (2011).

Los análisis propios se realizaron en un equipo de Absorción Atómica (AA) por llama marca Thermo Scientific, modelo ICE 3500, según ilustran las imágenes 4.16 y 4.17.

El análisis de metales por esta metodología supone la conversión de los componentes de la muestra en átomos o átomos ionizados al estado gaseoso. En este caso se utilizó la modalidad de llama para la producción del vapor atómico. En esta modalidad, la muestra es nebulizada mediante un flujo de gas oxidante mezclado con el gas combustible y se transporta a una llama donde se produce la atomización. Para el caso del Pb, Cu, Ni el tipo de llama utilizada fue el de aire/acetileno con un flujo de combustible de $1,0 \text{ L/min}$. Para el caso del cromo la llama utilizada fue óxido nitroso/acetileno con un flujo de combustible de $4,2 \text{ L/min}$.

El resto de los parámetros del análisis fueron determinados experimentalmente a fin de obtener la sensibilidad máxima.

Las curvas de calibrado para cada catión se realizaron a partir de diluciones de soluciones estándar: $1000 \text{ mg/L Pb(NO}_3)_2$ en $0,5 \text{ mol/L HNO}_3$, (Merck, Alemania), $1000 \text{ mg/L Cr(NO}_3)_3$ en $0,5 \text{ mol/L HNO}_3$, (Merck, Alemania), 1000 mg/L

$\text{Cu}(\text{NO}_3)_2$ en $0,5 \text{ mol/L HNO}_3$, (Merck, Alemania), $1000 \text{ mg/L Ni}(\text{NO}_3)_2$ en $0,5 \text{ mol/L HNO}_3$, (Merck, Alemania) y una solución concentrada conteniendo $1,0 \text{ g}$ de hierro al que se le adicionan 100 mL de HCl y se lleva a 1 L mediante el agregado de agua ultrapura (Fluka Chemie GmbH, Switzerland).



Imagen 4.16: (a) y (b) Equipo de Absorción Atómica(2011).

El equipo presenta una detección para $\text{Cr} > 0,0054 \text{ ppm}$; $\text{Pb} > 0,013 \text{ ppm}$; $\text{Ni} > 0,008 \text{ ppm}$ y $\text{Cu} > 0,0045 \text{ ppm}$.

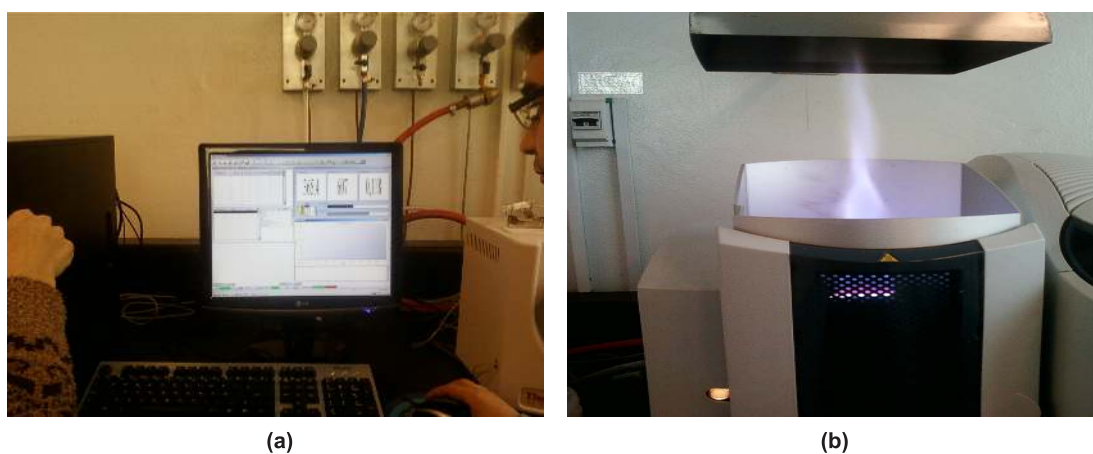


Imagen 4.17: (a) Pantalla lectura AA y (b) Llama del equipo de AA (2011).

Todo el material utilizado que se puso en contacto con las muestras o los reactivos fue lavado con HNO_3 al 10% y enjuagado repetidamente con agua ultrapura.

Los análisis realizados por terceros siguieron el método EPA 3050B y los estudios de AA se realizaron en un equipo A Analyst 300, Perkin Elmer.

4.2.2. Esquema BCR

Las muestras de sedimentos de la campaña de muestreo de invierno, del 9/8/2011 fueron sometidas al esquema BCR.

Los detalles experimentales de dicho esquema se detallan a continuación para cada fracción extraída. Se midió Cu, Ni, Cr y Pb.

(F1) FRACCIÓN INTERCAMBIABLE

Se colocó 1 g de muestra seca en un tubo de centrifuga de polipropileno (imagen 4.18) con 40 mL de ácido acético 0,11 M, preparado por dilución de HAc al 99% o 17,4 M. La muestra se agitó en un agitador Viking M-23 durante 1 h a temperatura ambiente. El líquido decantado se filtró a través de papel Whatman N° 40 (o su similar Schleicher y Schüll, N° 589 y 125 mm) y se almacenó a 5 °C en un recipiente de polietileno hasta su análisis por espectrofotometría de AA.

El residuo sólido fue lavado con 25 mL de agua ultrapura, agitado durante 15 min y luego centrifugado por 20 min. El agua de lavado fue desechada.

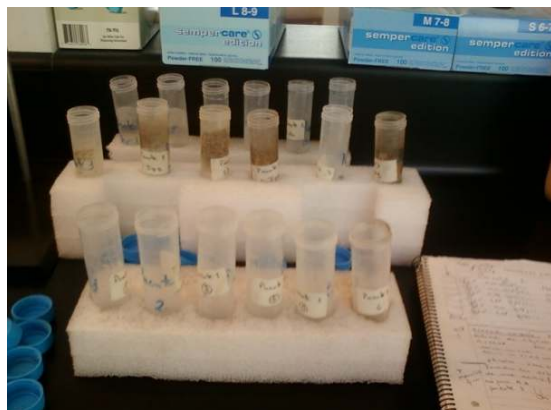


Imagen 4.18: Muestras en tubos de centrifuga (2011).

(F2) FRACCIÓN REDUCIBLE

Se agregaron 15,2 *mL* de clorhidrato de hidroxilamina 0,5 *M* al residuo limpio de la etapa anterior. Se acidificó con una solución 73 % de HNO_3 hasta llevar a pH 2 manteniendo la suspensión agitada durante 21 *h*. Luego, la muestra se centrifugó y filtró a través de papel Whatman *N*° 40 (o su similar Schleicher y Schüll, *N*° 589 y 125 *mm*) (imagen 4.19) y se almacenó para su análisis por AA.



Imagen 4.19: Filtrado de muestras (2011).

(F3) FRACCIÓN OXIDABLE

El residuo sólido de la etapa anterior se trató con 10 *mL* H₂O₂ al 30 % por 1 *h* a temperatura ambiente en recipiente tapado, seguido de 1 *h* a 85 °C destapado. Debido a la reactividad del proceso, se creó sobrepresión en algunos recipientes, por lo que se detuvo el calentamiento. El volumen se redujo a 1 *mL*. Se adicionó nuevamente 10 *mL* de H₂O₂ y se continuó la digestión a 85 °C durante otra hora (imagen 4.20). El contenido del tubo se redujo por evaporación nuevamente hasta 1 *mL*.

Seguidamente, se agregaron 19 *mL* de solución de acetato de amonio 1,0 *M* y se llevó a pH 2 por adición de HNO₃ 63 % en masa. Se agitó durante 21 *h* y se procedió a la separación del residuo sólido mediante un procedimiento similar al utilizado en la fracción anterior, por medio de centrifugación durante 20 *min*, se realizó el filtrado y secado a temperatura ambiente. El sobrenadante se almacenó para análisis posterior por AA.



Imagen 4.20: Calentamiento de muestras (2011).

(F4) FRACCIÓN RESIDUAL

Esta última digestión se realizó tratando el sólido residual en una relación de cada 0,5 *g* de muestra seca 5 *mL* de HNO₃ al 63 % en masa. No se obtuvo una muestra analizable, ya que el contenido de los tubos de esta reacción se

carbonizó durante el ataque, (imagen 4.21).



Imagen 4.21: Muestras en la mufla (2010).

4.2.3. Esquema Tessier

Este esquema se aplicó a las campañas de muestreo de invierno (9/8/2011) y primavera (27/9/2011).

Se midió el contenido de Cu, Cr, Ni y Pb para las fracciones líquidas obtenidas.

(F1) FRACCIÓN DE METALES INTERCAMBIABLES

Se pesaron 3 g de muestra seca y tamizada, adicionándole 24 mL de solución 1 M de $MgCl_2 \cdot 6H_2O$ con agitación constante de 190 rpm y llevando a pH 7 con solución 0,103 M de NaOH durante 1 h. Se centrifugó la solución resultante por 20 min, el sobrenadante se colectó para análisis por AA (imagen 4.22).

(F2) FRACCIÓN DE METALES ENLAZADOS A CARBONATOS

Al sólido resultante de la etapa anterior se le adicionaron 24 mL de una solución 1 M de $NaAc \cdot 3H_2O$, llevado a pH 5 con solución de ácido acético glacial 99,8%. Se mantuvo en agitación durante 5 h a temperatura ambiente. Se centrifugó por 20 min, se separó el líquido para cuantificar y el sólido se usó para continuar con la siguiente fracción.

(F3) FRACCIÓN DE METALES ENLAZADOS A ÓXIDOS DE Fe y Mn

El residuo de la fracción anterior se puso en contacto con 60 *mL* de clorhidrato de hidroxilamina $\text{NH}_2\text{OH}\cdot\text{HCl}$ 0,04 *M*, que se había disuelto previamente en ácido acético (HAc 99%) al 25% en volumen. Se agitó en baño de agua durante 4 *h* a temperatura ambiente, se centrifugó y la fracción líquida se reservó para análisis por AA.

(F4) METALES ENLAZADOS A MATERIA ORGÁNICA

Se hizo reaccionar el residuo sólido de la fracción anterior con 9 *mL* de HNO_3 0,02 *M* y 15 *mL* de H_2O_2 , al 30%, a pH 2 durante 2 *h* en baño de arena a 85 °C. Pasado este tiempo, se adicionaron otros 9 *mL* de H_2O_2 al 30%, continuando la agitación por 3 *h* a la misma temperatura. Luego de enfriada, se mezcló la solución obtenida con 15 *mL* de acetato de amonio, y se llevó a un volumen final de 60 *mL* por dilución con agua destilada.

Nuevamente se sometió a agitación, a temperatura ambiente por 30 *min*.

La muestra se centrifugó por 20 *min*, reservando la fracción líquida para análisis por AA y se continuó el esquema con el residuo sólido.

(F5) FRACCION RESIDUAL



Imagen 4.22: Patrones para calibración de la AA (2011).

Se trató al residuo procedente de la extracción anterior con HNO_3 2 M por 2 h a 100°C en un baño de arena. Se centrifugó por 20 min, para obtener la última fracción líquida para análisis por AA, se filtró como en las etapas anteriores y se desechó el sólido final.

En esta etapa se extrajeron los metales enlazados a formas químicas más estables.

Se realizó un balance de masas con mezclas de los muestreos de invierno y primavera, mezclando las 6 secciones de cada muestreo. Es decir se trabajó con 3 tubos para centrífuga para el muestreo de invierno y 3 tubos para el muestreo de primavera. Se siguieron los pasos de cada fracción en forma idéntica de las extracciones secuenciales anteriores siguiendo el esquema de Tessier.

4.2.4. Determinación de Materia Orgánica y Carbono

Se procedió al secado de una mezcla formada por partes iguales de distintas muestras de sedimento correspondientes a las seis porciones tomadas a distinta profundidad de los puntos de muestreo de la campaña del 12/10/2011 a 140°C durante 20 h en estufa (Vacuum Oven DZF-6020).

Se preparó una solución de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ 1 N, (por pesada 9,8 g de producto seco y disolución en agua destilada a un volumen total de 200 mL). Para la preparación de la solución de difenilamina, se añadieron 50 mL de H_2SO_4 sobre 10 mL de agua destilada y se dejó enfriar observando un cambio de viraje de color pardo negruzco a violeta (imagen 4.23). Separadamente, se pesaron 0,25 g de difenilamina y se adicionaron a la solución anterior, agitando hasta disolución completa. Por último, se prepara la sal de Mohr, para ello se pesaron 49 g de $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2$, disolviéndolos luego en agua destilada con el agregado de 5 mL de H_2SO_4 al 98 % en masa y se llevó a un volumen final de 250 mL .

Posteriormente, se pesó 1 g del sedimento seco y se lo molió en un mortero, ya que si no se encuentra bien molido, la reacción no se produce correctamente. Se adicionaron 10 mL de una solución 1 N de $K_2Cr_2O_7$, agitando brevemente y se dejó reposar durante 30 min en una placa calefactora templada para eliminar los carbonatos.

Para valorar la sal de Mohr, se añadieron 10 mL de solución 1 N de $K_2Cr_2O_7$ y 20 mL de H_2SO_4 98 % en masa, agitando por unos segundos y se dejó reposar durante 30 min. Luego, se añadió aproximadamente 200 mL de agua destilada, 10 mL de H_3PO_4 al 85 % en masa y se enfrió bajo el grifo. Finalmente, se agregó 1 mL de indicador difenilamina y se valoró con la sal de Mohr; $Fe(NH_4)_2(SO_4)_2$, hasta que el color viró a verde esmeralda, como ilustran las imágenes 4.23 (a) y (b) y la imagen 4.24, lo que significa que todo el dicromato se habrá reducido. Se repitió el análisis con menos cantidad de muestra.



Imagen 4.23: (a) Determinación de MO y (b) Determinación de MO (2012).

Con las lecturas registradas se procedió a realizar los cálculos correspondientes que se muestran en el capítulo 5 subsección 5.1.2.

Se realizó a partir de una medición directa, la magnitud medida fue el volumen de la bureta, es decir una magnitud de una variable mediante la lectura de la escala

de un instrumento graduado en la unidad a dicha variable correspondiente.

La medición realizada fue repetida por lo que se expresa teniendo en cuenta la incertidumbre absoluta asociada con la lectura de la escala. Las fuentes de incertidumbre dependen de la naturaleza de la magnitud que se mide, del instrumento de medición utilizado (la bureta), del observador y de las condiciones externas.

4.3. Análisis físico de los sedimentos

4.3.1. Caracterización de fases cristalinas. Difracción de Rayos X

Para la caracterización física se tuvieron en cuenta los objetivos de la investigación y se preservó la integridad del sedimento considerando la incidencia de las técnicas de preservación y manipuleo que establece la norma IRAM 29012.

Se realizó la caracterización de las fases cristalinas. Para tal fin se utilizó un Difractómetro Phillips PW 1730/10, con ánodo de Cu, una tensión de 40 *Kv* y una intensidad de 20 *mA* con fuente de radiación de Cu con integrador de señales acoplado.



Imagen 4.24: Determinación de MO (2012).

4.3.2. Determinación de pH en agua

La calibración del peachímetro se realizó con soluciones buffer de pH 4 y pH 7.

Para la determinación del pH (Jackson, 1982), se pesaron 20 g de sedimento y se añadieron 50 mL de agua destilada. Se agitaron durante 5 min con agitador magnético y se dejó reposar por 30 min. Se introdujo el electrodo en la solución preparada para realizar la lectura correspondiente (imagen 4.25), agitando antes de la lectura con varilla de vidrio.



Imagen 4.25: Medición de pH (2012).

4.3.3. Determinación de humedad

Para la determinación de la humedad de las muestras de sedimento (Jackson, 1982), se pesaron distintas masas húmedas y luego fueron secadas en estufa sin tapar a 105 °C. Todas las pesadas se realizaron en balanza de precisión con aproximación de 0,01 g. Luego la muestra fue enfriada en recipiente cerrado, un desecador antes de pesarla nuevamente.

La humedad es definida como la relación entre la masa del agua contenida en la muestra (W_w) y la masa total (W_s) de muestra de suelo.

$$W = W_w/W_s \quad (4.1)$$

La masa del agua (W_w) se calcula como la diferencia entre la masa total del suelo (W_t) y la masa del suelo seco (W_s).

$$W_w = W_t - W_s \quad (4.2)$$

Se determinó el % de humedad siguiendo un procedimiento sencillo de pesadas en estufa colocando las muestras de sedimento en un pesa sustancias.

4.3.4. Determinación de índice de poros, porosidad, densidad natural y densidad seca

Los parámetros, índice de poros, porosidad, densidad natural y densidad seca se obtienen mediante cálculos a partir de las mediciones realizadas en la determinación de la humedad (Jackson, 1982).

La densidad real del suelo según el glosario hidrológico de la Unesco, es la masa de una muestra de suelo desecada por unidad de volumen (considerando sólo partículas de suelo).

Se considera que el suelo se encuentra saturado es decir la $\delta_{H_2O} = 1 \text{ g/cm}^3$. Con los cálculos de masa seca de la medición anterior y considerando la $\delta = 2,7 \text{ g/cm}^3$ se realizan cálculos sencillos para determinar el índice de poros (e) que

se lo define como el volumen de huecos (V_h) relativo al volumen de sólido (V_s).

$$e = V_h/V_s \quad (4.3)$$

Cómo el sedimento se considera saturado ($\delta_{H_2O} = 1 \text{ g/cm}^3$) se tiene que:

$$V_h = V_w \quad (\text{volumen de huecos}=\text{volumen de agua}) \quad (4.4)$$

Dicho volumen se obtiene:

$$V_h = V_w \quad V_w = W_w/\delta_w \quad (\text{masa de agua/densidad del agua}) \quad (4.5)$$

La porosidad se determinó teniendo en cuenta los valores medidos en los parámetros anteriores.

Se la define como el volumen de huecos relativo (V_h) al volumen total (V_t).

$$\eta = V_h/V_t \quad (4.6)$$

El volumen total se obtuvo como la suma del volumen de agua y el volumen del sólido:

$$V_t = V_w + V_s \quad (4.7)$$

Con la masa de sedimento utilizada y el volumen de la muestra (calculada con la densidad) se determina la densidad natural (γ), así como la densidad seca (γ_s).

La densidad natural se define como peso total (W_t) relativo al volumen total (V_t) ocupado por esa masa de sedimento medido en una probeta.

$$\gamma = W_t/V_t \quad (4.8)$$

La densidad seca (γ_s) se define como peso de sólido (W_s) relativo al volumen total (V_t).

$$\gamma_s = W_s/V_t \quad (4.9)$$

Capítulo 5

Resultados y discusión

5.1. Resultados de los análisis físicos de los sedimentos

5.1.1. Análisis de difracción de Rayos X

En el estudio del contenido mineralógico de las muestras se utilizó la técnica de difracción de rayos X, para determinar cualitativamente y semi-cuantitativamente el contenido mineral. Toda sustancia con un orden interno produce un diagrama de difracción de rayos X único, al haber más de una sustancia en el mismo cristal, cada uno muestra su diagrama independiente de los otros.

La medición se realizó sobre sedimentos muestreados en primavera. En realidad la época del año es solo un dato indicativo que no modifica la información sobre las características del sedimento ya que el contenido de minerales de los sedimentos no dependen de la estación del año. Los resultados obtenidos se muestran en la tabla 5.1.

Con un 35% de arcilla detectada en el Puente 1, el sedimento puede ser catalogado como limo-arcilloso, con el 56% determinado en el Puente 2, margen izquierda y el 68% del mismo puente pero de la margen derecha, el sedimento se indica como arcilloso. La diferencia entre sedimentos arenosos o limosos, sólo radica en los tamaños de granos de cuarzo, feldespato, etc. El limo cuyo diámetro oscila entre 0,004 mm y 0,062 mm es más fino que la arena, ésta abarca desde los 0,064 mm hasta 2,00 mm de diámetro.

Los suelos y sedimentos arcillosos retienen más metales por adsorción. Por el contrario, los sedimentos arenosos carecen de capacidad de fijación y puede contaminarse el nivel freático.

Tabla 5.1: Resultados de Rayos X.

Especie encontrada	Muestra del Puente 1 (en %)	Muestra del Puente 2 Margen izquierda (en %)	Muestra del Puente 2 Margen derecha (en %)
Cuarzo	17	22	22
Plagioclasas*	37	14	5
Feldespato potásico**	4	4	2
Calcita	2	trazas	-
Oxido de Cadmio	1	-	-
Óxido Cobre	2 (probable)	3 (probable)	2 (probable)
Oxido de hierro(III)	2	1	1
Arcillas	35	56	68

Nota:* Aluminio silicatos de calcio y sodio y ** Aluminio silicatos de potasio

5.1.2. Cantidad de Materia Orgánica (MO) y Carbono (C)

La determinación de la materia orgánica es un dato que aporta confianza al valor del pH en el sedimento ya que los mismos tienen relación entre sí. La materia orgánica aporta representatividad al pH por su descomposición, en un proceso denominado humificación donde se obtiene como productos ácidos orgánicos y otros compuestos de naturaleza orgánica que contribuyen a la acidez del suelo.

La calidad de la materia orgánica está relacionada con su origen, que puede ser algal, terrígeno o antropogénico y modifica las afinidades de los metales por los

sedimentos y por ende su disponibilidad. Está constituida por desechos vegetales y animales, además de materia orgánica amorfa llamada humus. Puede ser muy variable pero la mayoría de los suelos tiene un contenido de materia orgánica entre 0,5 % y 5 %. La especie dadora de electrones más importante es la materia orgánica del sedimento.

En razón de no existir literatura sobre las características químicas de los sedimentos del área analizada, el presente trabajo contiene información que servirá de guía para futuras investigaciones.

En el laboratorio las muestras fueron secadas en estufa hasta peso constante, al secarse, el sedimento adquirió una coloración gris. Después, se homogeneizaron mediante trituración en mortero. Se utilizaron las muestras de sedimentos de la última campaña, realizada en septiembre del año 2011 denominadas muestras de la estación primavera, para luego realizar los análisis por triplicado.

La determinación de la materia orgánica y de carbono se llevó a cabo con los valores medidos en las titulaciones realizadas a partir de los siguientes cálculos:

$$\text{Volumen de la bureta } V = 25 \text{ mL} \pm 0,1 \text{ mL}$$

$$\text{Volumen del blanco; } V_b = 23 \text{ mL}$$

De las 3 mediciones realizadas:

$$V_1 = 18,20 \text{ mL}$$

$$V_2 = 18,10 \text{ mL}$$

$$V_3 = 19,30 \text{ mL}$$

$$\bar{V} = 18,53 \text{ mL} \pm 0,1 \text{ mL}$$

El valor tomado fue el promedio de las mediciones \pm la desviación estándar,

$$\bar{V} = 18,53 \text{ mL} \pm 0,67 \text{ mL}$$

Aplicando la fórmula :

$$\% C_{oxidable} = \frac{0,003 \times 100(M - M')}{P} = \frac{0,3(M - M')}{P} \quad (5.1)$$

Siendo:

$$M = meq Cr_2O_7^{2-}$$

$$M' = meq \text{ de sal de Mohr } (SO_4)^{2-}$$

$$P = \text{peso de la muestra}$$

$$V_b = \text{volumen del blanco}$$

$$V_s = \text{volumen de la sal de Mohr en la valoración de la muestra}$$

$$meq Cr_2O_7^{2-} = V \times N = 10 mL \times 1 meq/mL = 10 meq$$

$$meq \text{ de sal de Mohr } (SO_4)^{2-} = V_b \times 0,5 f$$

$$V \times N = V' \times N \quad (5.2)$$

$$\% C_{oxidable} = 1,17 \quad (5.3)$$

$$\% MO = 2,01 \quad (5.4)$$

El resultado obtenido muestra que la materia orgánica (MO) del sedimento del Canal Sarandí está dentro de los parámetros esperables, ya que el contenido de MO como está indicado, debe estar comprendido entre 0,5 % y 5 %, teniendo en cuenta la clasificación del contenido de MO según la textura como se muestra en la Tabla 5.2. La materia orgánica presenta afinidad por los metales pesados. Si el metal pesado se encuentra en disolución (en las fracciones 1 a 3 de la especiación realizada), formará complejos orgánicos solubles que podrán polimerizarse sobre

los complejos moleculares del humus. También podrán formarse complejos insolubles con los compuestos del humus. De esta forma, la materia orgánica medida en el sedimento actuará como reservorio de los metales pesados, si bien puede transferirlos a la fase acuosa si se produce su descomposición al modificar el medio y convertirlo en ácido u oxidante. El ácido fúlvico (imagen 5.1) es otro componente orgánico de los sedimentos, es un tipo de ácido húmico débilmente polimerizado.

Junto con las arcillas y el hierro presentes en este sedimento, este ácido forma complejos coloidales que por lixiviación son desplazados hasta cierta profundidad, donde finalmente flocularán como consecuencia de la actividad bacteriana¹².

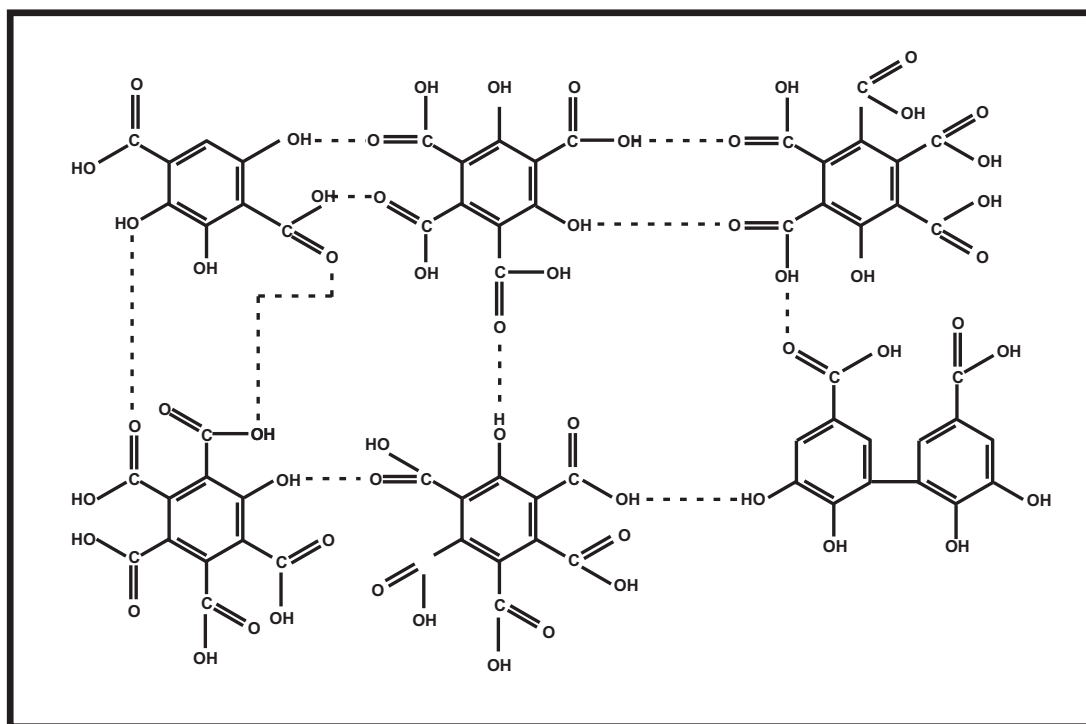


Imagen 5.1: Estructura química del ácido fúlvico.

(Fuente: http://www.uclm.es/users/higueras/mga/Tema03/Tema_03_Suelos_3_4.htm)

De acuerdo a los resultados, el sedimento se puede clasificar como limo arcilloso o arcilloso.

¹²Departamento de Ingeniería Geológica y Minera, escuela Universitaria Politécnica de Almadén. Universidad de Castilla-La Mancha. Plaza M. Meca 1, 14400 Almadén, España.

Tabla 5.2: Clasificación de suelos de acuerdo al porcentaje de materia orgánica (Fuente: FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations).

Arenoso	Franco	Arcilloso	Clasificación
< 0,7	< 1,0	< 1,2	Muy bajo
0,7 – 1,2	1,0 – 1,5	1,2 – 1,7	Bajo
1,2 – 1,7	1,5 – 2,0	1,7 – 2,2	Normal
1,7 – 2,2	2,0 – 2,5	2,2 – 3,0	Alto
> 2,2	> 2,5	> 3,0	Muy alto

El sedimento actúa en general como una barrera protectora de otros medios más sensibles (hidrológicos y biológicos), filtrando, descomponiendo, neutralizando o almacenando contaminantes y evitando en gran parte su biodisponibilidad. Esta capacidad depuradora de un sedimento depende de los contenidos en materia orgánica, entre otros factores.

Por tanto, el poder depurador del sedimento estudiado es limitado en cuanto a que el contenido de materia orgánica en el mismo es medio.

La materia orgánica reacciona con los metales formando complejos de cambio o quelatos. La adsorción puede ser tan fuerte que queden estabilizados, como el caso del Cu, o formen quelatos también muy estables, como puede pasar con el Pb. Esto conduce a una persistencia de la toxicidad.

5.1.3. pH

Se determina el pH del suelo para obtener información que nos ayuda a interpretar la solubilidad de algunos elementos que componen los minerales del

sedimento con lo que podemos determinar la difusión de los mismos y cómo dependiendo del pH obtenido tomamos en cuenta o no este parámetro para intervenciones futuras a realizar en el sedimento estudiado. De acuerdo a la clasificación de la acidez de un suelo según el pH y considerando las mediciones realizadas en las muestras denominadas de invierno (a partir de una mezcla de los sedimentos muestreados en cuanto a profundidad), se midió $\text{pH} = 8.99$ (el sedimento resultó alcalino $> 8,5$) y en las muestras de primavera el $\text{pH} = 6.92$, podemos decir que en esta determinación el sedimento resulta neutro (rango 6.5-7.5). La mayoría de los metales tienden a estar más disponibles a pH ácido porque son menos fuertemente adsorbidos, excepto el cromo, que es más móvil a pH alcalino. (Tabla 5.3)

El pH afecta la solubilidad y disponibilidad de macro y micro- nutrientes, la movilidad de metales y la reactividad de minerales. Generalmente, los metales son móviles a pH bajo, en forma de especies iónicas libres o como órgano-metales solubles; a pH alcalino forman carbonatos o fosfatos minerales insolubles. El pH de un sedimento varía según la estación del año, oscila periódicamente. En periodo invernal la dilución de los iones H^+ de la solución del sedimento tienden a elevarlo (Douchafour, 1987).

Tabla 5.3: Medición de pH.

Punto de muestreo	Muestreo de Invierno	Muestreo de Primavera
Puente 1	8,96	7,01
Puente 2 Izq.	9,01	6,82
Puente 2 Der.	9,02	6,95

5.1.4. Humedad

Se determinó el porcentaje de humedad para las mismas muestras homogeneizadas con las que se midió el pH. Peso de la cápsula de porcelana vacía 22,38 g
Peso con tierra contaminada 27,52 g
Peso de la muestra (W_t)

$$W_t = 5,14 \text{ g} \quad (5.5)$$

Peso de la cápsula (1era comprobación) = 26,10 g (con sedimento seco)

Peso de la cápsula (2da comprobación) = 26,10 g

$$W_w = 1,42 \text{ g} \quad (5.6)$$

Peso de la tierra sin humedad:

$$W_s = 3,72 \text{ g} \quad (5.7)$$

Concluimos:

$$\mathbf{W \% = 38 \%} \quad (5.8)$$

La humedad puede afectar los procesos de biorremediación debido a que, en general, aunque todos los microorganismos necesitan agua para subsistir, debe existir un balance, ya que si el contenido de agua es muy bajo, la actividad microbiana se detiene, y si es muy alto, disminuye el intercambio gaseoso a través del suelo. En esta medición se detecta una humedad media que favorecería la biorremediación.

5.1.5. Índice de poros

$$V_w \% = 1,42 \text{ cm}^3 \quad (5.9)$$

Se ha supuesto¹³ $\gamma_s = 2,7 \text{ g/cm}^3$ para las partículas sólidas.

$$V_s = 1,38 \text{ cm}^3 \quad (5.10)$$

Una vez determinados los volúmenes de huecos (agua) y sólidos, se calcula el índice de poros como el cociente entre el volumen de huecos y el volumen de sólido.

$$e = 1,03 \quad (5.11)$$

5.1.6. Porosidad total (η)

Se la define como el volumen de huecos relativo al volumen total.

$$\eta = V_h/V_t \quad (5.12)$$

El volumen total se obtiene como:

$$V_t = 2,80 \text{ cm}^3 \quad (5.13)$$

¹³En la mayor parte de los suelos minerales, la densidad media de las partículas es aproximadamente $2,6 - 2,7 \text{ g/cm}^3$. Cátedra de Edafología. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Unlpam. Argentina.

Con ello se obtiene una porosidad:

$$\eta \% = 50,70 \% \quad (5.14)$$

La porosidad (η) se puede calcular en función del índice de poros (e).

Ambas variables evalúan la misma propiedad del suelo, el volumen relativo de huecos y por tanto, pueden usarse indistintamente, aunque sus valores no coinciden. Sin embargo, en hidrología, se trabaja usualmente con la porosidad.

El índice de poros es relativo al volumen de sólido, lo que facilita el cálculo de sus variaciones al producirse cambios de volumen del sedimento. Aunque es más sencillo referirse a la porosidad para calcular el volumen de agua almacenado en un volumen del medio. Existe una equivalencia entre porosidad e índice de poros.

5.1.7. Densidad natural (γ)

$$\gamma = 1,83 \text{ g/cm}^3 \quad (5.15)$$

5.1.8. Densidad seca

$$\gamma_s = 1,33 \text{ g/cm}^3 \quad (5.16)$$

Ocasionalmente la densidad real puede bajar a $2,40 \text{ g/cm}^3$ en los horizontes superficiales de sedimentos muy ricos en materia orgánica, que no es el caso del sedimento estudiado. La densidad real del sedimento es un valor relativamente constante para la mayoría de los sedimentos y rara vez resulta de utilidad desde el punto de vista científico.

A los efectos de cálculos prácticos, se considera que los suelos minerales tienen una densidad comprendida entre 2,65 y 2,70 g/cm^3 .

El espacio poroso de cualquier sedimento, es bastante variable.

Los sedimentos de texturas finas es decir arcillosas presentan un contenido de materia orgánica suficiente, por lo que las partículas no están en contacto estrecho, y dada la mayor porosidad, la densidad natural será mayor que la seca, como se presenta en este estudio.

En sedimentos se considera la velocidad de infiltración como la velocidad a la cual el agua penetra en el sedimento y va a estar determinada especialmente por las características propias de la superficie del sedimento.

Este sedimento no presenta una textura muy fina (relación limo/arcilla muy alta) lo que disminuye la tendencia a formar una superficie dura que influye en la velocidad de infiltración.

5.2. Análisis químicos

5.2.1. Discusión de resultados

Analizados los resultados de las concentraciones de algunos metales pesados estudiados tanto en los análisis que realizó un laboratorio externo, como en los propios que se muestran en los gráficos 5.1 y 5.2, se supone que si bien es elevada la concentración de hierro, no es considerada perjudicial su presencia en sedimentos, por lo tanto no se realizó su especiación, es tan solo un dato indicativo.

Se decidió estudiar entonces la biodisponibilidad del cromo y plomo, (perjudiciales para los seres vivos y el medio ambiente) y también la biodisponibilidad del níquel y cobre.

Los metales pesados seleccionados para su estudio de especiación superan los valores límites para zona residencial y en este tramo del Canal Sarandí hay población residente además de espacios que los lugareños utilizan para recreación.

El arsénico está presente en los suelos de la llanura pampeana, por lo que su estudio de especiación no es relevante para este trabajo de tesis.

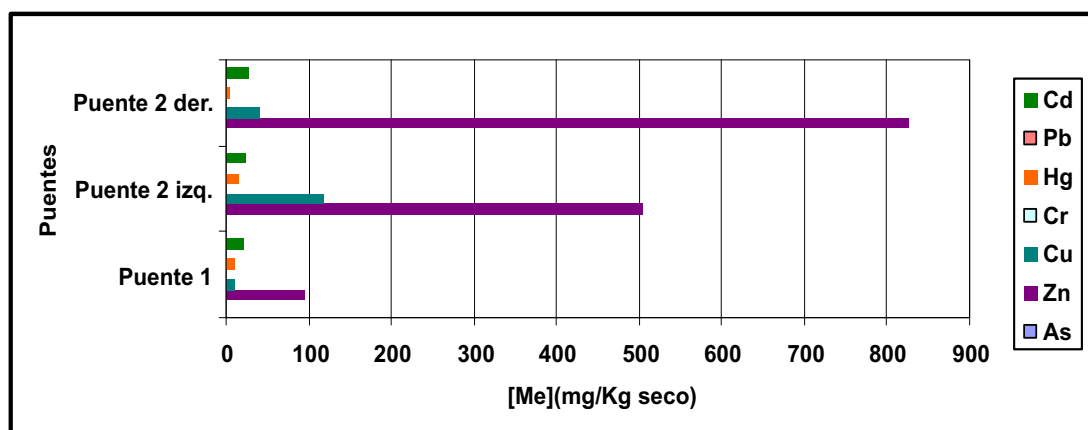


Gráfico 5.1: Análisis a terceros-Muestreo indagatorio. Norma EPA 3050 B.

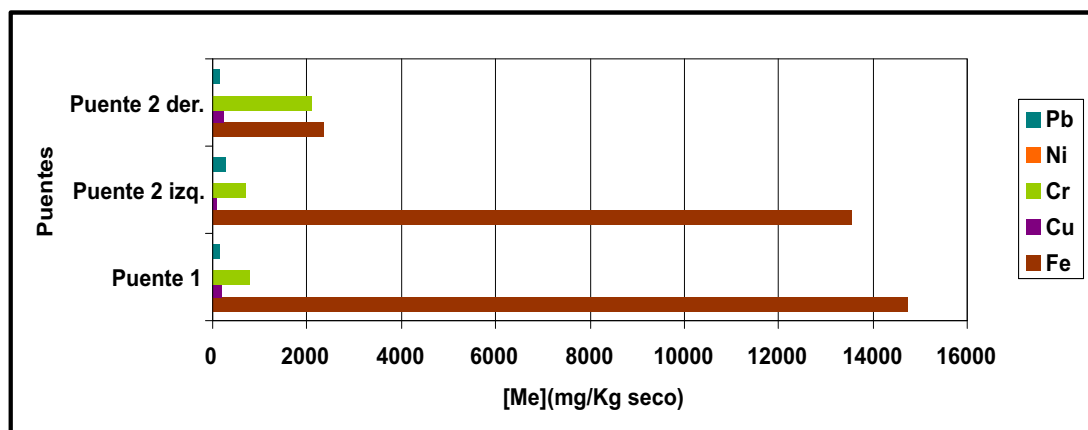


Gráfico 5.2: Análisis propios-Muestreo indagatorio. Norma EPA 3050 B.

Los valores exactos de cada metal pesado se pueden consultar en el apéndice I

Argentina no tiene una norma establecida para contaminación de sedimentos, aunque si existe regulación de niveles máximos de metales en aguas y residuos peligrosos. Estos últimos se listan en la Tabla 5.4.

Tabla 5.4: Valores máximos de concentración de metales (*mg/kg*) admitidos por la ley 24051 de residuos peligrosos en Argentina.

Metal	Uso agrícola mg/Kg	Uso residencial mg/Kg	Uso industrial mg/Kg
Cd	3	5	20
Cu	150	100	500
Ni	150	100	500
As	20	30	50
Pb	375	500	1000
Cr	750	250	800

Al no disponer de valores de referencia nacionales, se optó por considerar los valores de la European Commission (Joint Research Centre; Carlon, 2007) en base a lo establecido por los países pertenecientes a dicha comisión (UK, Netherlands, Dinamarca, Bélgica, República Checa, Eslovaquia Alemania, Austria, Suiza, Finlandia, Italia, Polonia) (ver apéndice H). Estos valores límites están presentados en la Tabla 5.5.

Tabla 5.5: Valores para metales pesados en sedimentos. (JRC, European Commission)

Metal pesado	Valor aceptable(ppm)	Valor inaceptable (ppm)
Cr	Hasta 100	380
Pb	Hasta 85	530
Cu	Hasta 36	190
Ni	Hasta 35	210

5.2.2. Biodisponibilidad de metales-análisis espacial y temporal

Habiendo sometido a las muestras de sedimento al proceso de especiación química secuencial, a continuación se muestran los resultados, con lo que queda determinado si algunos de los metales pesados está biodisponible lo que significa un peligro para la biota.

Los metales pueden asociarse al sedimento que contiene compuestos orgánicos y minerales en forma intercambiable, unidos a sólidos amorfos o incorporados en redes cristalinas. La sorción de los metales al sedimento puede ser física, cuando los enlaces entre la molécula sorbida y la superficie sólida son débiles, a través de fuerzas de Van der Waals y bipolares que se corresponden a la fracción intercambiable. También puede ser química cuando los enlaces de sorción son iónicos o covalentes. Los metales pueden unirse a los distintos componentes que componen el sedimento según la afinidad que estos presenten por las fases que componen cada esquema.

La fracción intercambiable (F1, en esquema BCR y Tessier) de los cuatro

metales estudiados Cu, Ni, Cr y Pb, que es la más lábil y biodisponible, presentó en la mayoría de los casos una concentración significativamente menor a las demás. Los valores de las concentraciones de cada metal pueden consultarse en el apéndice J.

5.2.3. Biodisponibilidad del Plomo

Método BCR, Estación invierno

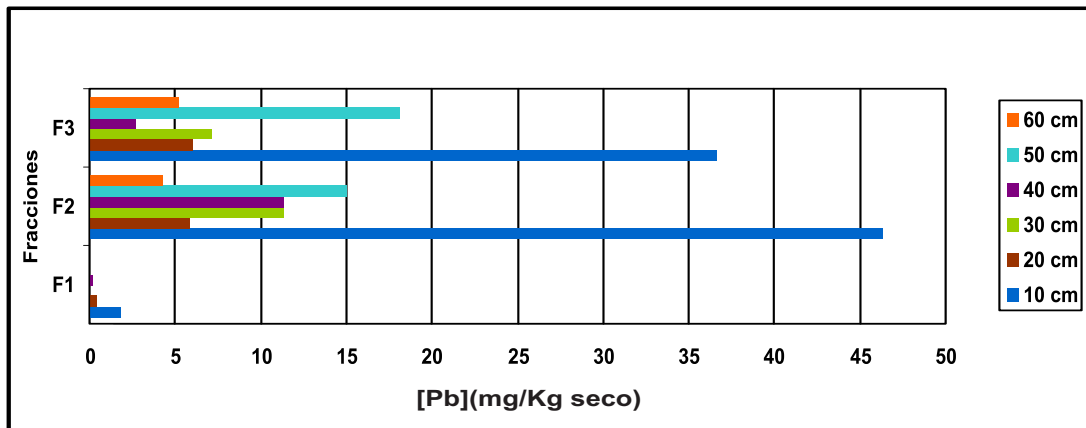


Gráfico 5.3: Pb, método BCR Estación Inv.-Puede 1

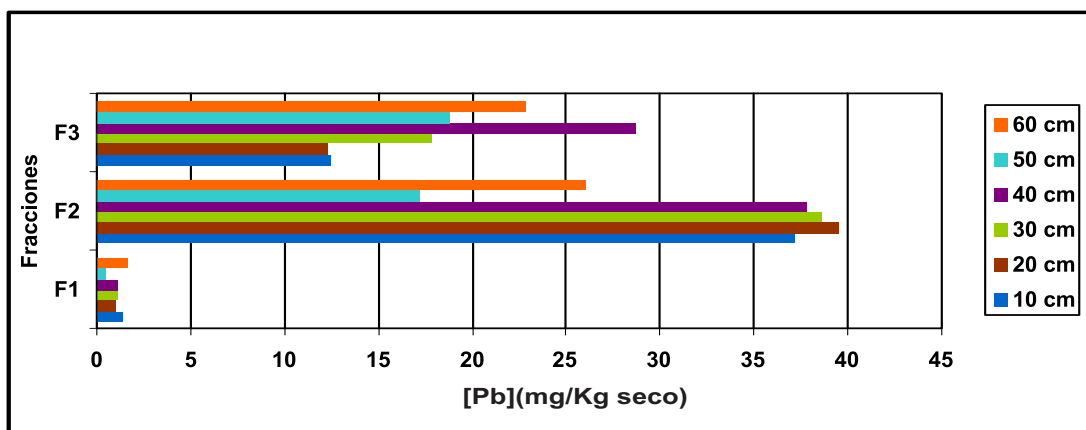


Gráfico 5.4: Pb, método BCR Estación Inv.-Puede 2 Izq.

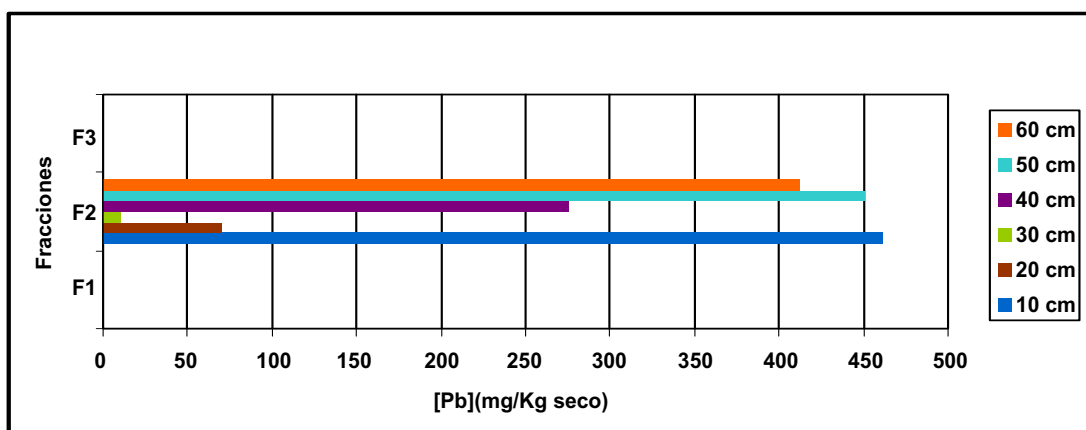


Gráfico 5.5: Pb, método BCR Estación Inv.-Puede 2 Der.

Las concentraciones de plomo superan los valores aceptables de 85,0 ppm en la margen derecha del puente 2, en las muestras que se encuentran tan solo a 10 cm del nivel 0 como a mayor profundidad, lo que estaría indicando la presencia de un vuelco entre los dos puentes de muestreo aunque sin alcanzar el valor indicado como inaceptable.

En F2, el plomo se encuentra asociado a los compuestos reducibles (óxidos de Mn y oxihidróxidos de Fe) que juegan un importante papel en la retención de metales pesados y en su inmovilización. Se encuentran finamente diseminados en la masa de un sedimento por lo que son muy activos. Este sedimento debido a su baja cristalinidad y pequeño tamaño de partícula, tienen una alta capacidad sorcitiva para metales divalentes, especialmente el plomo.

En base a esto podemos indicar la baja posibilidad de solubilización del plomo en los sedimentos analizados. Es positivo para el medio que el plomo no se encuentre asociado a la F1, pero no debe estar modificado el sistema para que la porción que se encuentra asociada a la F2 no se libere, situación que puede darse si desciende el pH en el sedimento, al disolverse el metal precipitado en forma de carbonato.

Pb, método Tessier, Estación invierno

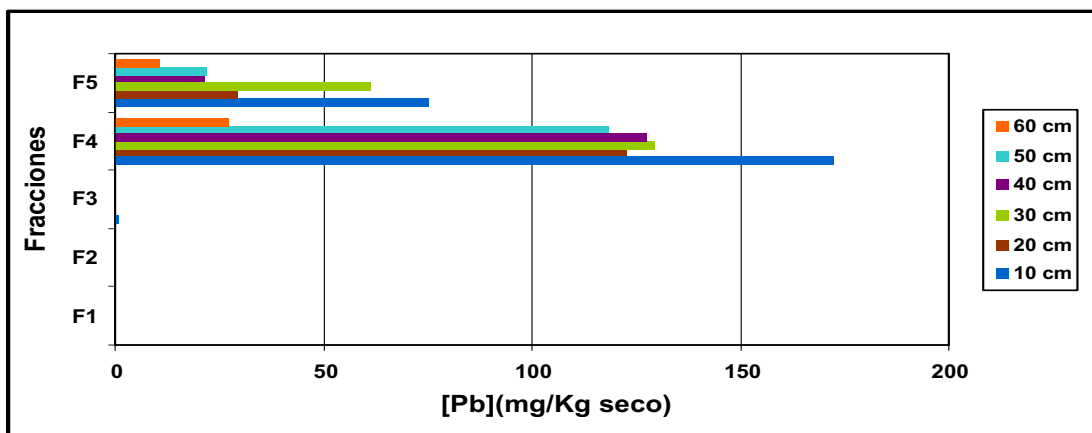


Gráfico 5.6: Pb, método Tessier Estación Inv.-Puente 1

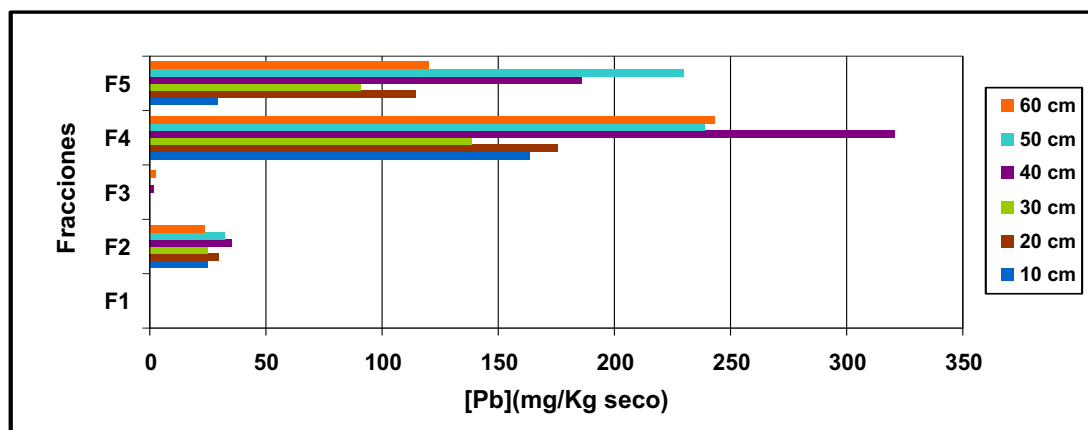


Gráfico 5.7: Pb, método Tessier Estación Inv.-Puente 2 Izq.

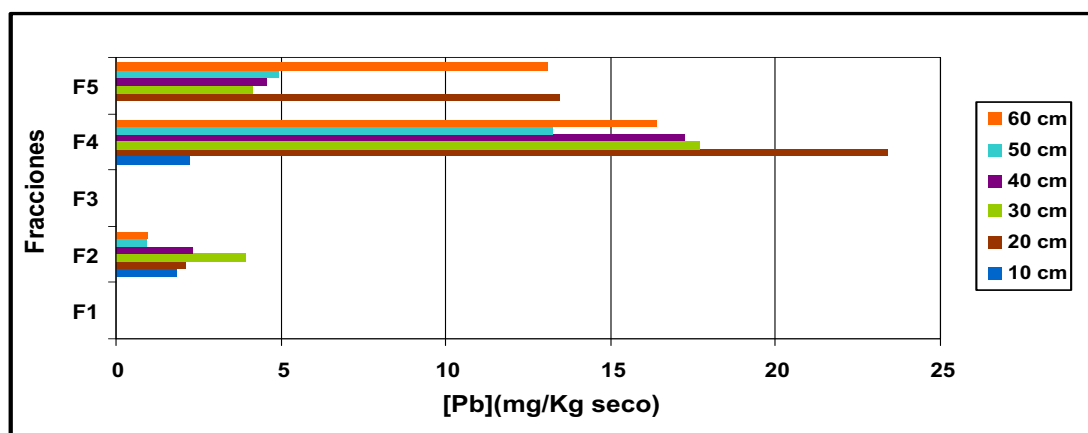


Gráfico 5.8: Pb, método Tessier Estación Inv.-Puente 2 Der.

Analizando la presencia de plomo, siguiendo el esquema de Tessier, su presencia en las tres primeras fracciones es muy baja, lo que nos está indicando que no se encuentra biodisponible, pero es alta su concentración en las fracciones del metal unido a MO y a sulfuros, superando los valores máximos permitidos para la norma europea y se repite el indicador de su presencia no solo en la profundidad del sedimento sino a tan solo 10 *cm* de la superficie. La presencia de plomo a mayor profundidad está en relación directa con la actividad industrial desarrollada en esta zona cuando los efluentes no eran tratados a la salida de la planta industrial.

Pb, método Tessier, Estación primavera

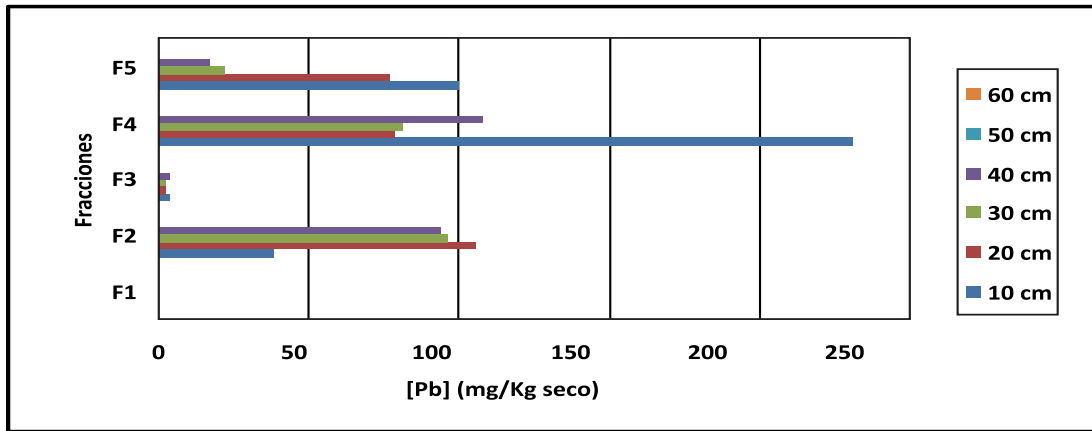


Gráfico 5.9: Pb, método Tessier Estación Pri.-Puente 1

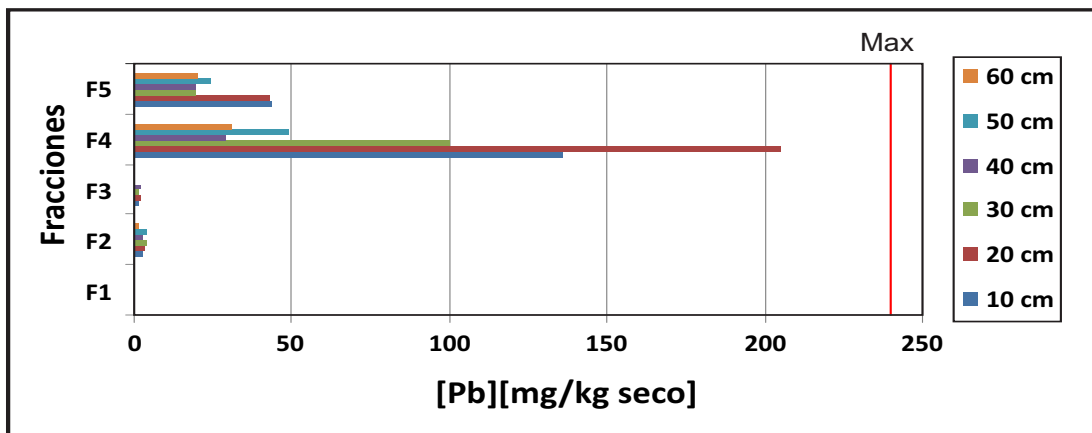


Gráfico 5.10: Pb, método Tessier Estación Pri.-Puente 2 Izq.

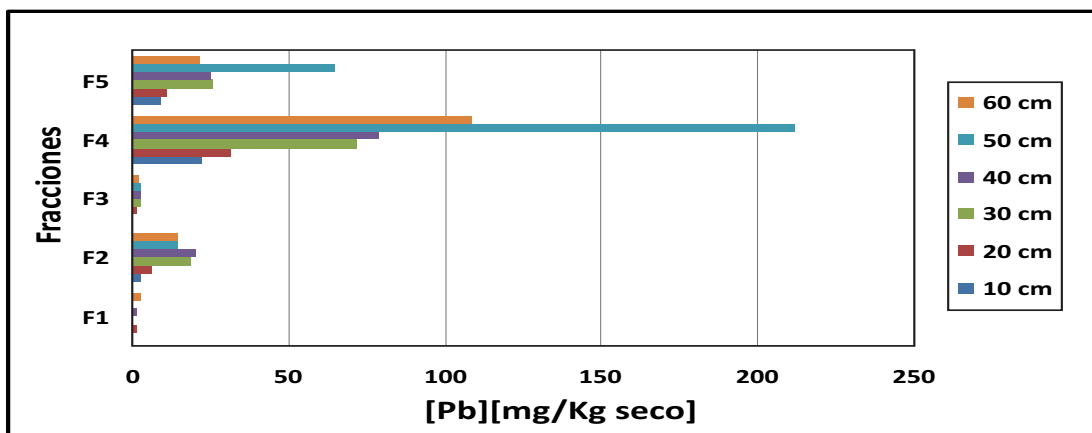


Gráfico 5.11: Pb, método Tessier Estación Pri.-Puente 2 Der.

En líneas generales con el cambio de estación, si bien presenta distintas concentraciones, solo se observa una mayor concentración en las fracciones F4 y F5 aunque solo se observa un valor importante a la salida del entubamiento del arroyo (puente 1) a tan solo 10 *cm* de profundidad.

Podemos concluir que al analizar la concentración de plomo en los sedimentos del arroyo se detecta la mayor concentración de plomo total, es decir en la suma de fracciones. El metal se encuentra asociado principalmente a la materia orgánica y a la fracción residual. En esta última fracción el metal está ocluido en minerales primarios o secundarios, lo que implica que ante cambios en el sistema, el plomo correspondiente a dicha fase geoquímica no está disponible para ser liberado a la columna de agua.

Esta zona a cielo abierto es una zona de influencia urbana e industrial y teniendo en cuenta la baja movilidad del Pb en ambientes acuáticos probablemente la principal ruta de ingreso se produzca o bien por la cercanía con la autopista Buenos Aires-La Plata, inaugurada hace aproximadamente 20 años, vía deposición atmosférica por la quema de residuos o por vuelco intencional.

El plomo supera el valor aceptable de 85 *ppm* y debido a su peligrosidad se resalta su presencia aunque no se encuentra mayoritariamente biodisponible. Puede formar soluciones complejas ligadas a material orgánico, óxidos y arcillas, es muy alta su presencia a tan solo 20 *cm* de la superficie. Aquí podemos indicar que la contaminación se mantiene en la actualidad.

Debe considerarse peligroso si en la fase biodisponible supera las 530 *ppm*, situación que no se ha detectado.

Con respecto a la fase unida a óxidos de Fe-Mn, denominada F3, puede deberse a que el Pb se asocia bajo condiciones anaeróbicas cuando el pH se halla alrededor de 7 como se detecta en este estudio.

Concentración total de plomo a distintas profundidades para el puente 2 margen izquierda.

Tabla 5.6: Concentración total de plomo a distintas profundidades para el puente 2 margen izquierda.

Nivel de Profundidad	BCR (ppm)		Tessier invierno (ppm)		Tessier primavera (ppm)
10 cm	51,03		217,56		183,43
20 cm	52,86		320,72		254,07
30 cm	57,57		245,70		127,55
40 cm	36,45		543,55		53,96
50 cm	50,48		348,16		78,11
60 cm	50,48		662,50		52,28

Los altos valores de las concentraciones de plomo, tomando como referencia las medidas de las muestras obtenidas en el puente 2 (margen izquierda), indican en toda la columna de sedimento analizado una alta concentración aún en las porciones más cercanas a la superficie, es decir que la contaminación no es solo de décadas pasadas sino que se mantiene hasta el presente. Se observa un aumento de concentración a mayor profundidad en invierno y el fenómeno inverso en primavera presumiblemente debido al cambio estacional en el régimen de lluvias.

La cantidad máxima admisible de un contaminante, a partir de la que el contaminante está biodisponible en cantidades que pueden ser tóxicas, se llama carga crítica y marca el umbral de toxicidad. La LCASHM (Load Capacity of Agricultural Soils for Heavy Metals) para el plomo es, Pb: 6750 – 10125 g/ha/a (Galán et al., 2008).

5.2.4. Biodisponibilidad del Cromo

Cr, método BCR, Estación invierno

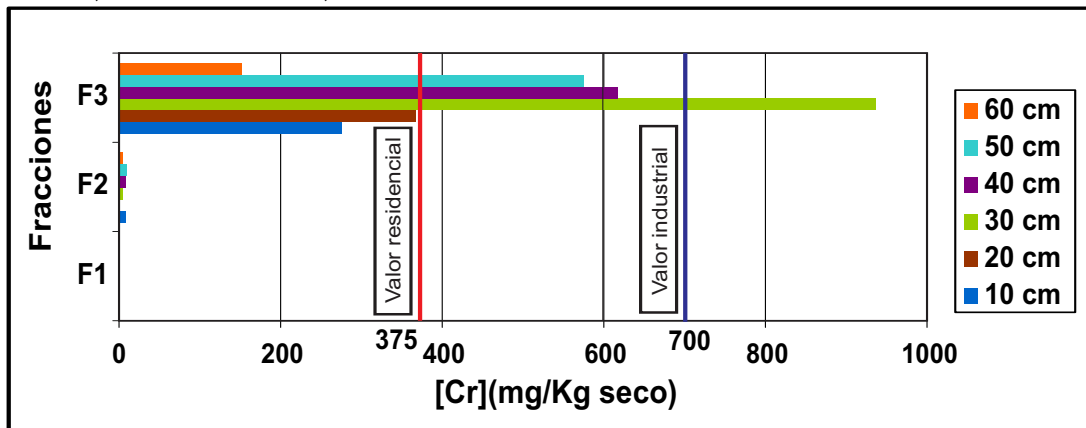


Gráfico 5.12: Cr, método BCR Estación Inv.-Puente 1

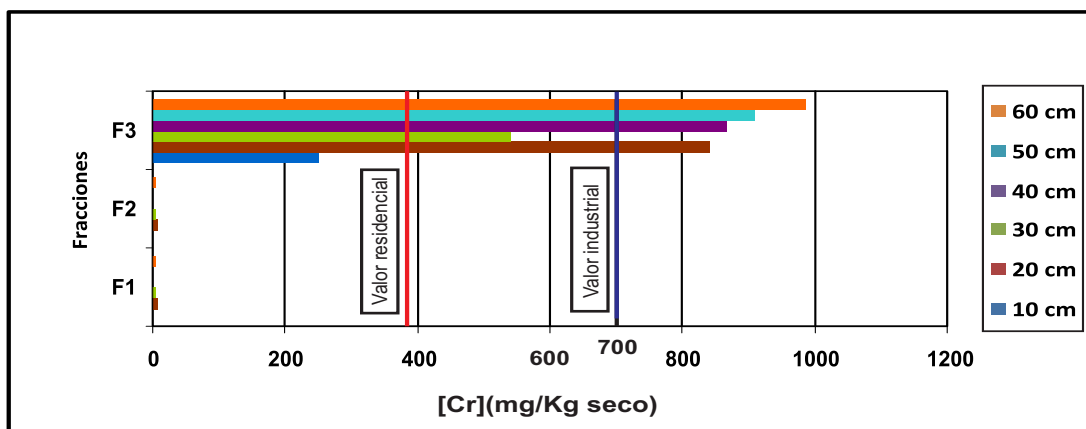


Gráfico 5.13: Cr, método BCR Estación Inv.-Puente 2 Izq.

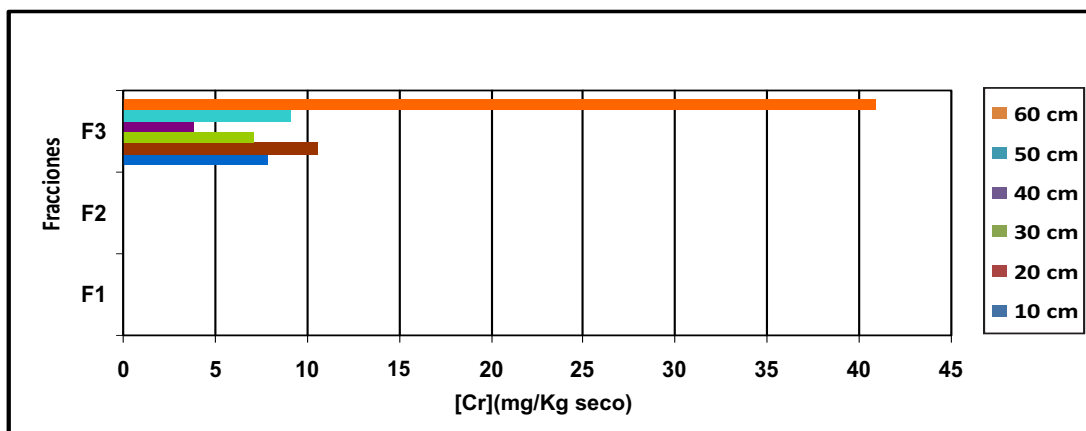


Gráfico 5.14: Cr, método BCR Estación Inv.-Puente 2 Der.

En este esquema las concentraciones más importantes de cromo se localizan en la F3, es decir que no se encuentra biodisponible, ya que está asociado a los metales unidos a especies químicas (principalmente materia orgánica y sulfuros) que son inestables bajo condiciones oxidantes severas (peróxido de hidrógeno). Esta es la fracción más estable y por lo tanto de muy baja biodisponibilidad. La presencia de cromo supera ampliamente los valores límites tanto para zona industrial como residencial aunque esta presencia es mayor a tan solo 20 cm de profundidad.

Cr, método Tessier, Estación invierno

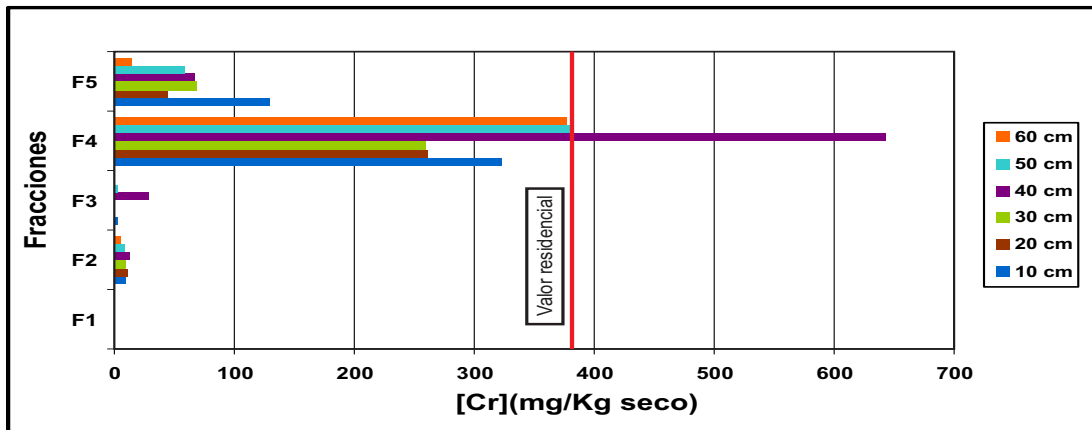


Gráfico 5.15: Cr, método Tessier Estación Inv.-Puente 1.

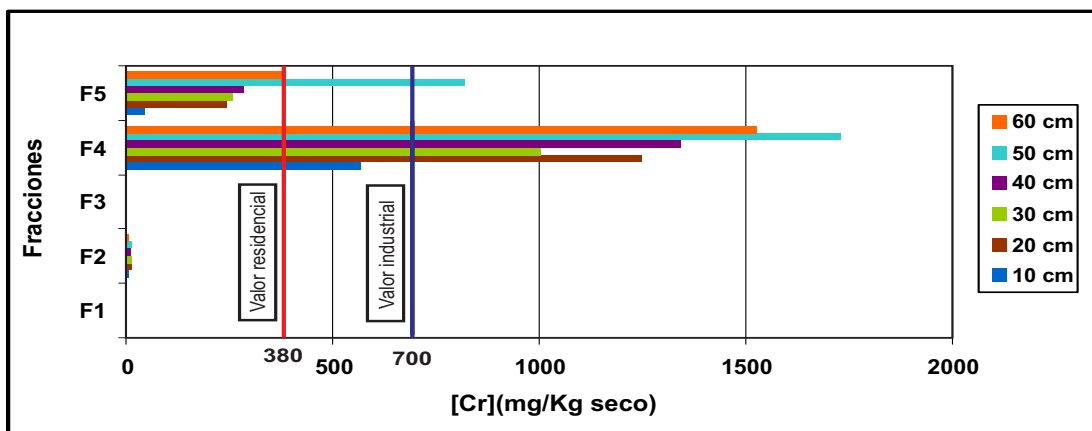


Gráfico 5.16: Cr, método Tessier Estación Inv.-Puente 2 Izq.

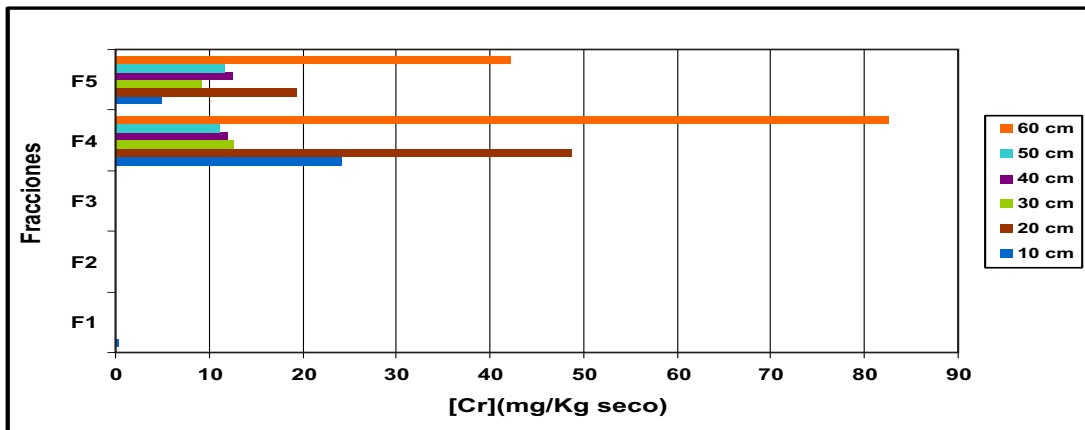


Gráfico 5.17: Cr, método Tessier Estación Inv.-Puente 2 Der.

No se detecta cromo intercambiable (F1) indicando que no se encuentra inmediatamente disponible. Nuevamente se repite en el esquema de Tessier que la mayor presencia de cromo se encuentra en las fracciones unidas a materia orgánica y en la fracción residual unido a iones sulfuro. La presencia de cromo en estas fracciones supera en dos puntos de muestreo los valores permitidos para zona residencial y en el punto de muestreo 2 incluso los valores indicados para zona industrial y es en este sitio donde se localizan viviendas y el puente por donde los habitantes del lugar cruzan para acceder a la otra margen del Canal.

Cr, método Tessier, Estación primavera

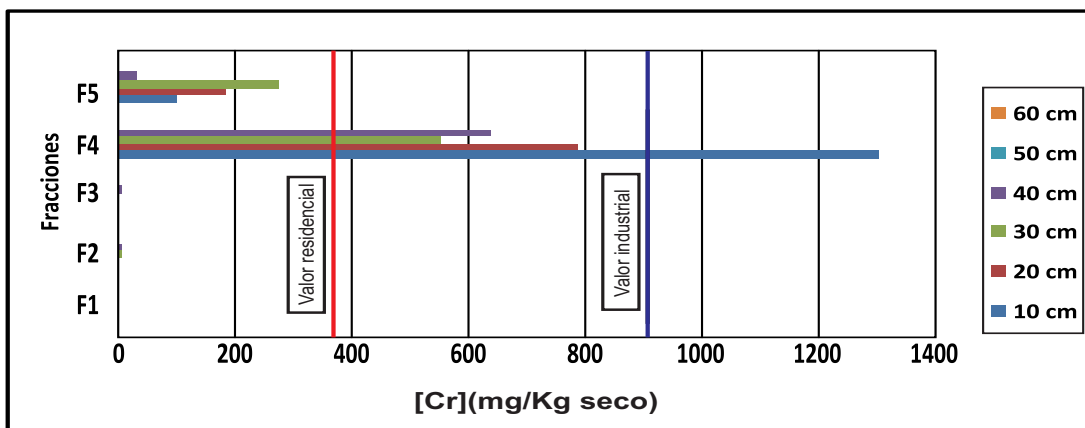


Gráfico 5.18: Cr, método Tessier Estación Pri.-Puente 1.

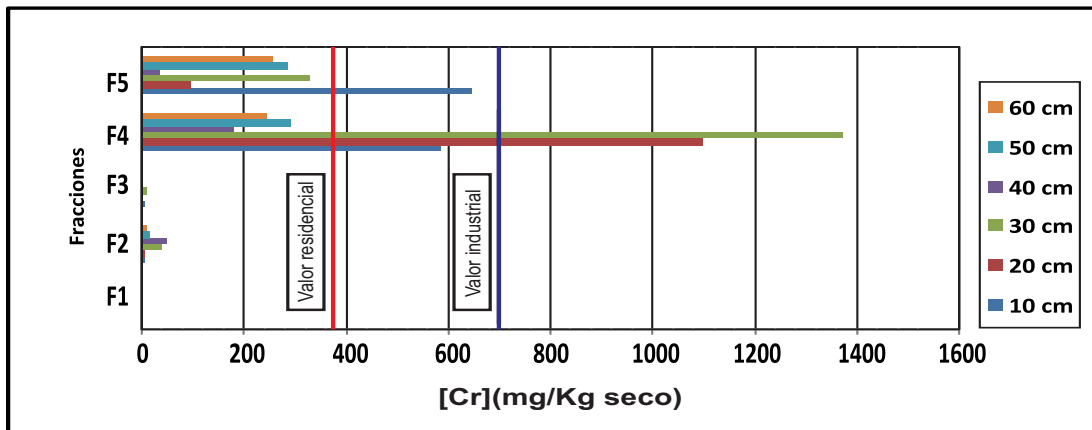


Gráfico 5.19: Cr, método Tessier Estación Pri.-Puente 2 Izq.

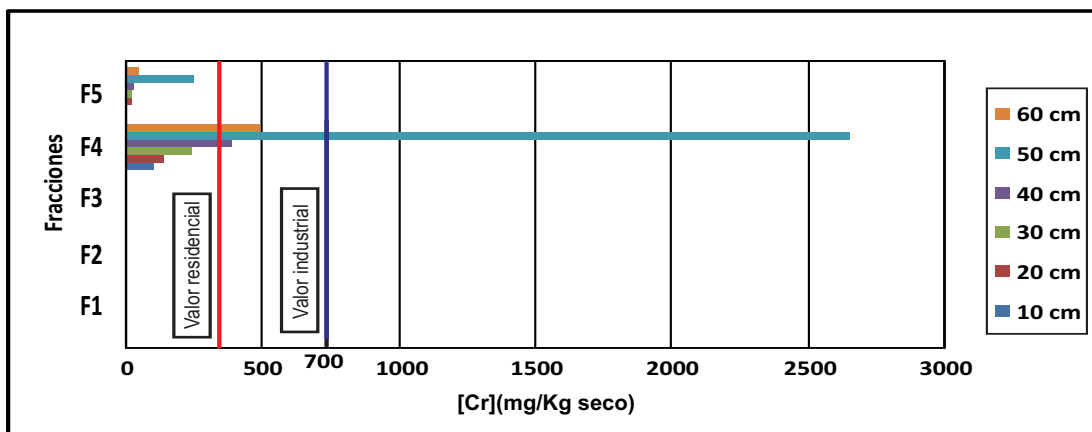


Gráfico 5.20: Cr, método Tessier Estación Pri.-Puente 2 Der.

La presencia de cromo en esta instancia del muestreo se hace más evidente, superando ampliamente los valores de referencia tal como se indican en los gráficos. Esta presencia se detecta a distintas profundidades, lo que estaría indicando que la contaminación no se ha detenido.

Concentración total de cromo a distintas profundidades para el puente 2 margen izquierda

En color rojo se indican aquellos valores que superan los valores considerados inaceptables para la norma europea. La presencia de cromo es muy importante

Tabla 5.7: Concentración total de cromo a distintas profundidades para el puente 2 margen izquierda.

Nivel de Profundidad	BCR (ppm)		Tessier invierno (ppm)		Tessier primavera (ppm)
10 cm	256,28		54,57		663,26
20 cm	100,99		1501,24		1200,61
30 cm	552,70		1276,95		11420,56
40 cm	869,47		1637,98		219,14
50 cm	913,80		2569,80		322,72
60 cm	992,33		1911,56		273,67

no solo en las muestras obtenidas a mayor profundidad sino tan solo a 10 *cm* de la superficie, lo que está indicando que los vuelcos de cromo se mantienen a lo largo de los años. En general, la movilidad del metal pesado es muy baja, quedando acumulado en los primeros centímetros del sedimento, siendo lixiviados a los horizontes inferiores en muy pequeñas cantidades, situación que no se pone de manifiesto en este estudio. Por eso la presencia de altas concentraciones en el horizonte superior (Galán et al., 2008) debería decrecer drásticamente con la profundidad, observado la tabla 5.7 podemos indicar que las altas concentraciones se mantienen a todos los niveles no coincidiendo lo expresado por la anterior referencia.

La concentración de cromo en el sedimento alcanza valores muy altos que superan los valores indicados como inaceptables por la norma europea para agua dulce, es decir presenta concentraciones asociadas a efectos biológicos adversos y también presenta estacionalidad.

5.2.5. Biodisponibilidad del Níquel

Ni, método BCR, Estación invierno

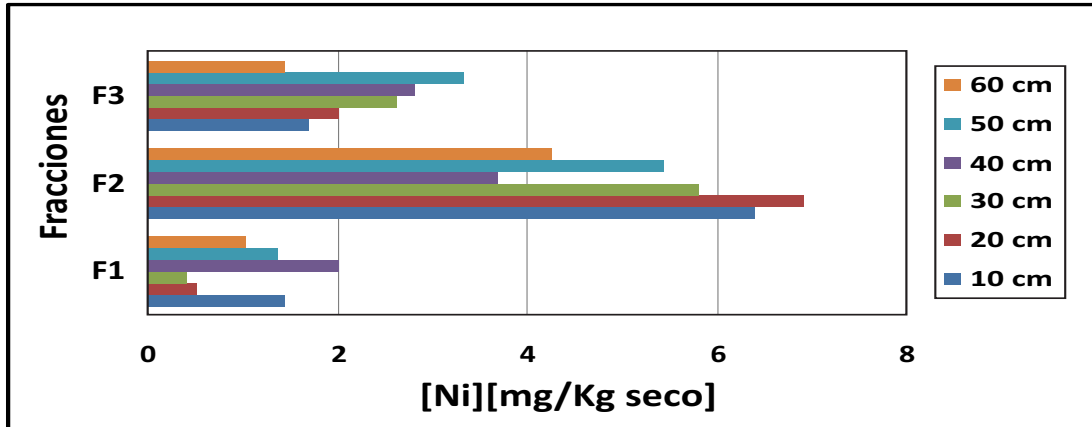


Gráfico 5.21: Ni, método BCR Estación Inv.-Punto 1.

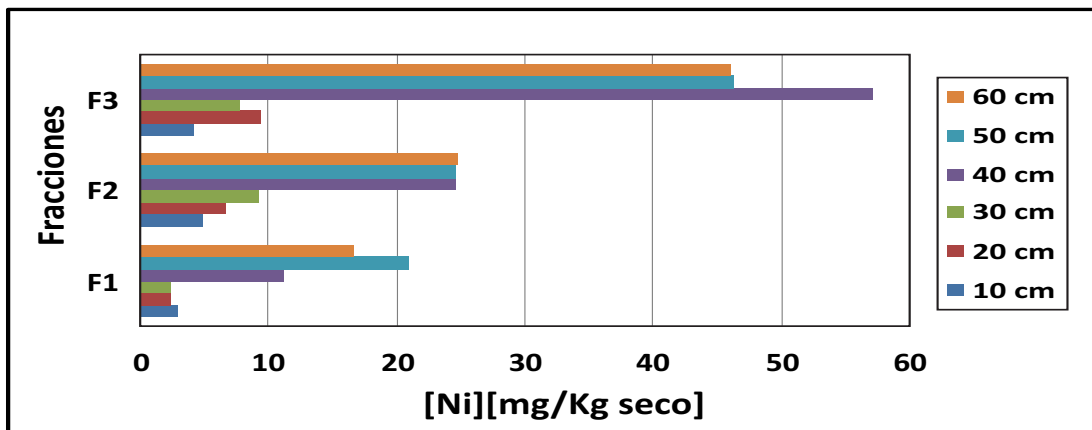


Gráfico 5.22: Ni, método BCR Estación Inv.-Punto 2 Izq.

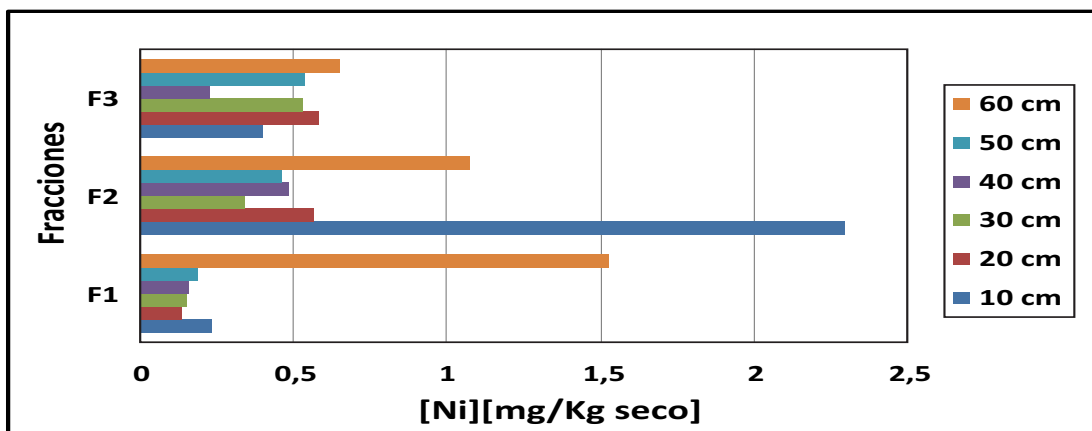


Gráfico 5.23: Ni, método BCR Estación Inv.-Punto 2 Der.

Estudiando la presencia de níquel siguiendo el esquema BCR encontramos que la concentración medida es baja, pero nos indica que se encuentra presente en los sedimentos y su presencia solo se debe a la contaminación antropogénica. Esta presencia se detecta a distintas profundidades con valores más altos a partir de los 30 cm.

Ni, método Tessier, Estación invierno

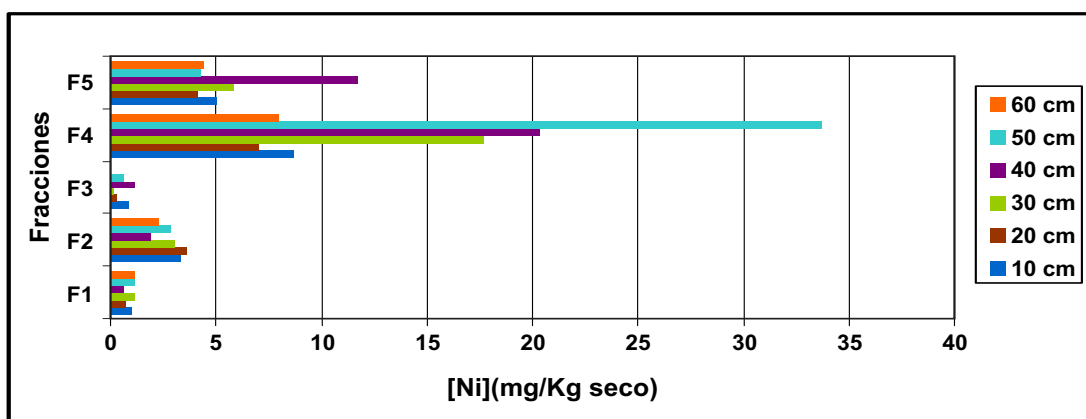


Gráfico 5.24: Ni, método Tessier Estación Inv.-Puente 1.

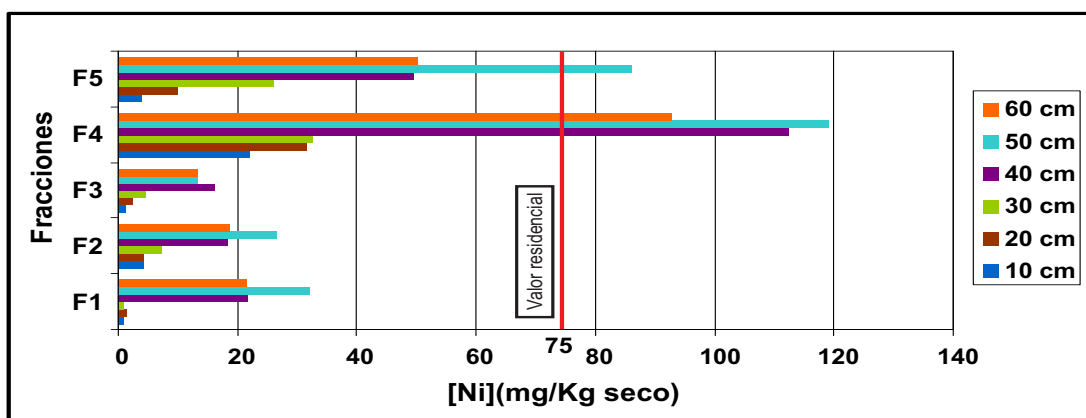


Gráfico 5.25: Ni, método Tessier Estación Inv.-Puente 2 Izq.

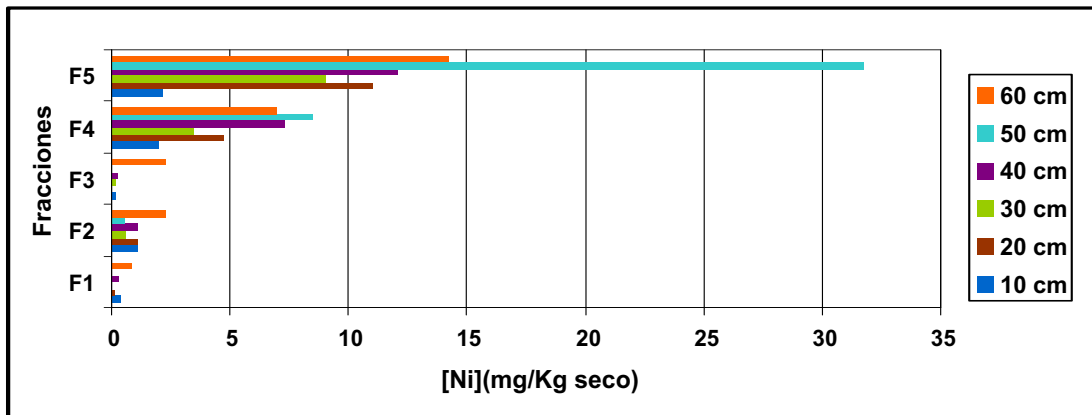


Gráfico 5.26: Ni, método Tessier Estación Inv.-Puente 2Der.

Las concentraciones de Ni son bajas en las fracciones peligrosas para la biota. El Ni se encuentra asociado a la materia orgánica y a iones sulfuro, es decir en las condiciones de muestreo, no se encuentra disponible para la biota pero supera en el segundo punto de muestreo los valores permitidos para zona residencial aunque ésta sea a más de 30 *cm* de profundidad.

Ni, método Tessier, Estación primavera

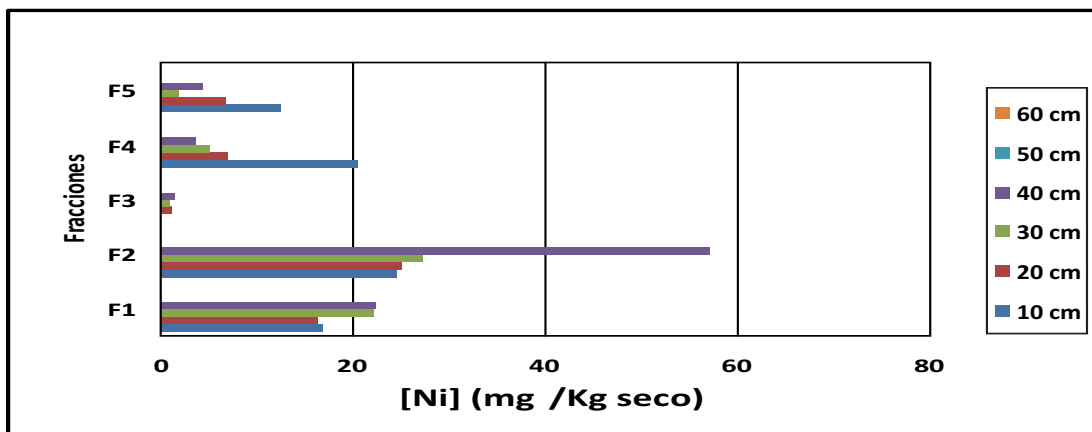


Gráfico 5.27: Ni, método Tessier Estación Pri.-Puente 1.

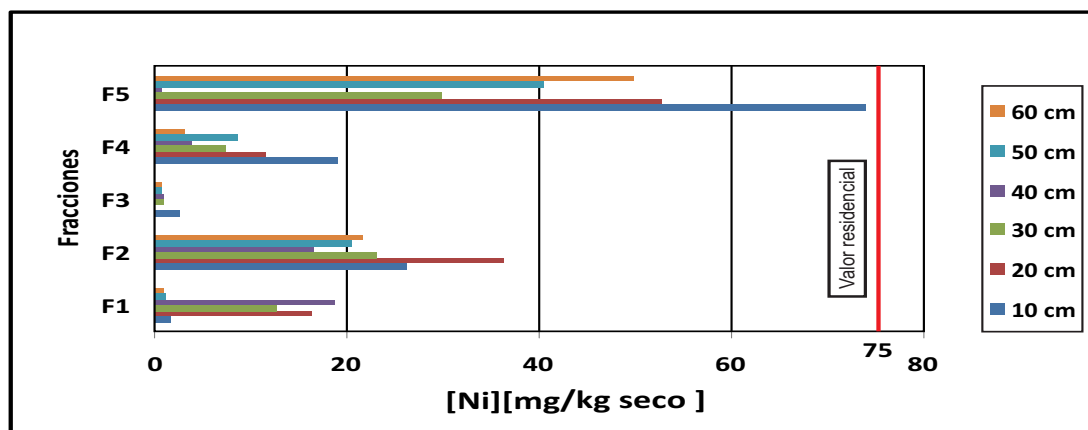


Gráfico 5.28: Ni, método Tessier Estación Pri.-Puente 2 Izq.

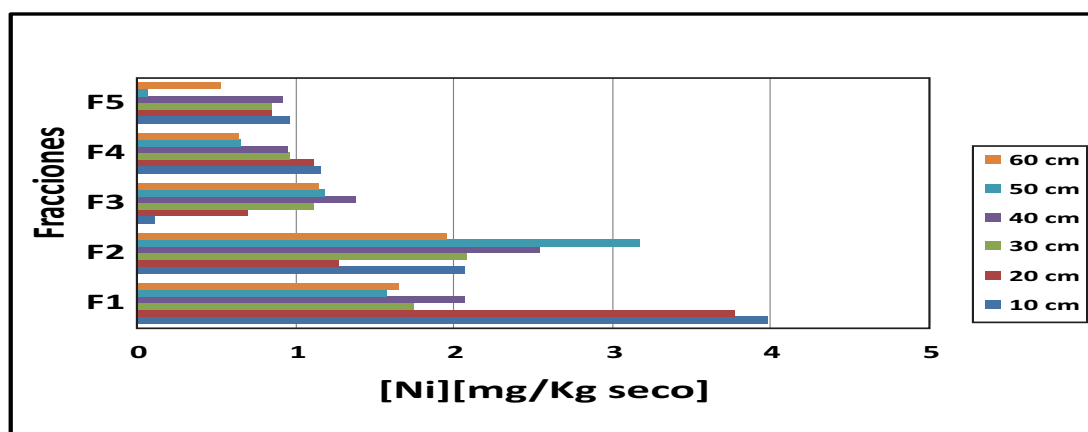


Gráfico 5.29: Ni, método Tessier Estación Pri.-Puente 2 Der.

El níquel supera el valor aceptable levemente en la fracción 2, pero está muy por debajo de valores de riesgo.

Los valores para el níquel superan en la fracción residual los parámetros aceptables.

No muestra niveles significativos de biodisponibilidad, dado que la suma de su presencia en estas fracciones (F1, F2 y F3) es muy baja.

El comportamiento del níquel implica que ante la presencia de materia orgánica, ésta presenta importantes sitios de adsorción para este elemento.

Concentración total de níquel a distintas profundidades en el puente

2 margen izquierda

Tabla 5.8: Concentración total de níquel a distintas profundidades en el puente 2 margen izquierda.

Nivel de profundidad	BCR (ppm)		Tessier invierno (ppm)		Tessier primavera (ppm)
10 cm	11,98		35,52		32,79
20 cm	12,54		49,90		22,31
30 cm	19,38		65,54		15,17
40 cm	92,91		218,16		9,15
50 cm	91,6		274,98		16,47
60 cm	87,61		199,44		12,07

El níquel presenta en algunas profundidades un riesgo aceptable para sedimentos en zona residencial y algún valor inaceptable. Como en los otros metales pesados estudiados se detecta que la contaminación se mantiene en niveles muy próximos a la superficie, claro indicador de que la contaminación en el canal no se detiene y también presenta estacionalidad.

5.2.6. Biodisponibilidad del Cobre

Cu, método BCR, Estación invierno

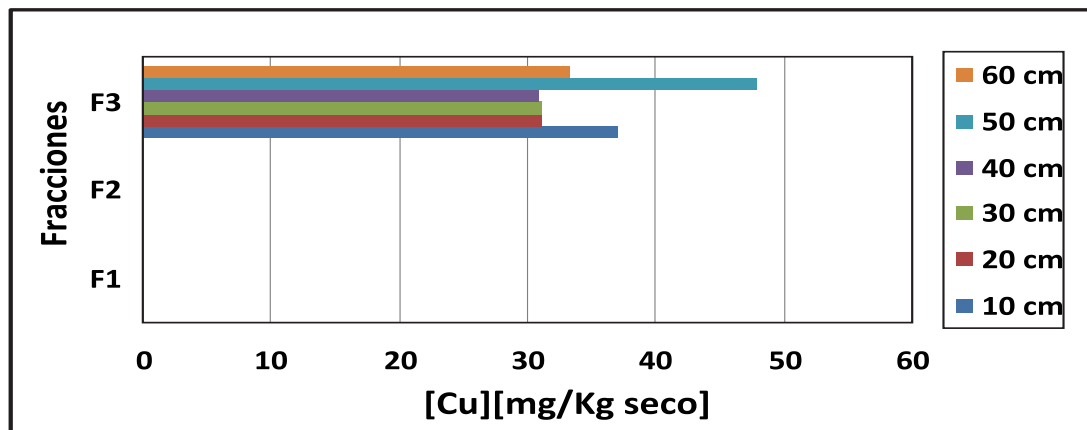


Gráfico 5.30: Cu, método BCR Estación Inv.-Puente 1.

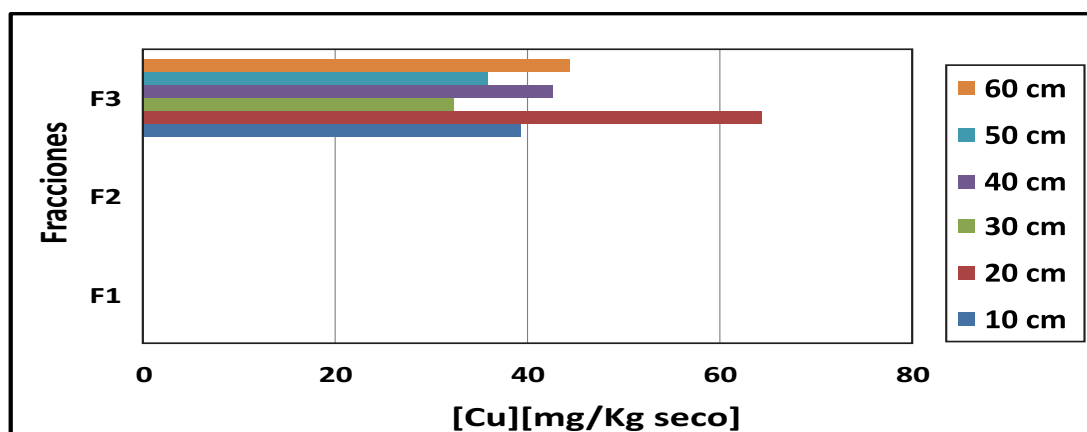


Gráfico 5.31: Cu, método BCR Estación Inv.-Puente 2 Izq.

La concentración de cobre en el puente 2- margen derecha no es detectada por el equipo de AA ya que la $[Cu] < 0,069$. La presencia de cobre en los sedimentos es debida a la actividad desarrollada por el hombre. En este análisis se detecta en una fase que indica que no está biodisponible pero si se lo detecta a distintas profundidades, es decir que sigue recibiendo las contribuciones del cobre que debe estar presente en la columna de agua.

Cu, método Tessier, Estación invierno

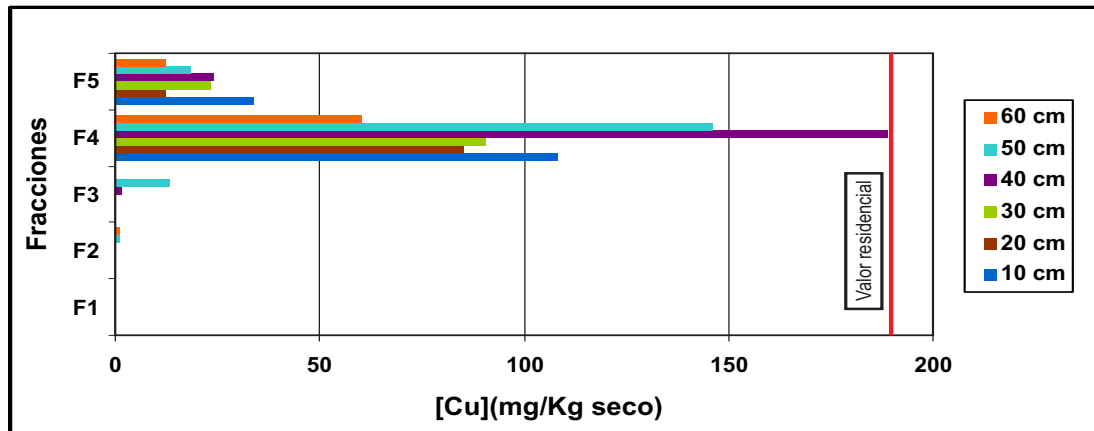


Gráfico 5.32: Cu, método Tessier Estación Inv.-Punto 1.

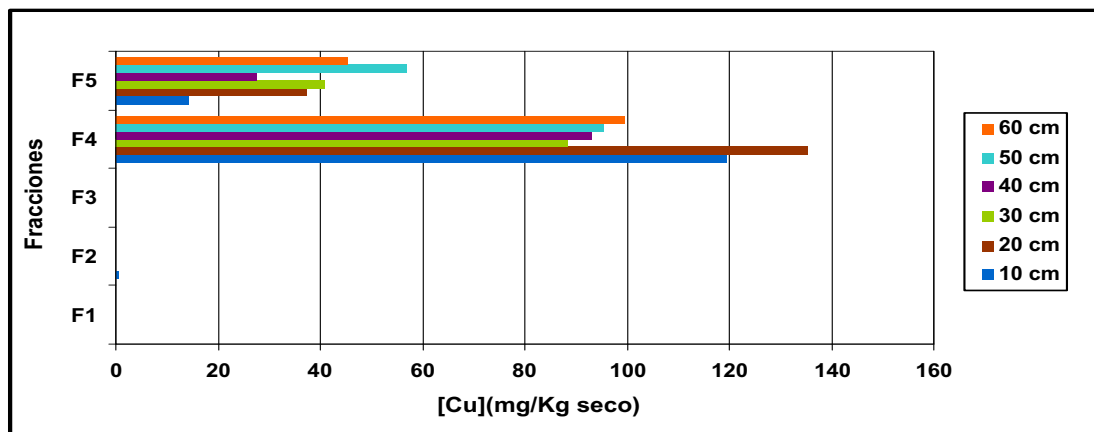


Gráfico 5.33: Cu, método Tessier Estación Inv.-Punto 2 Izq.

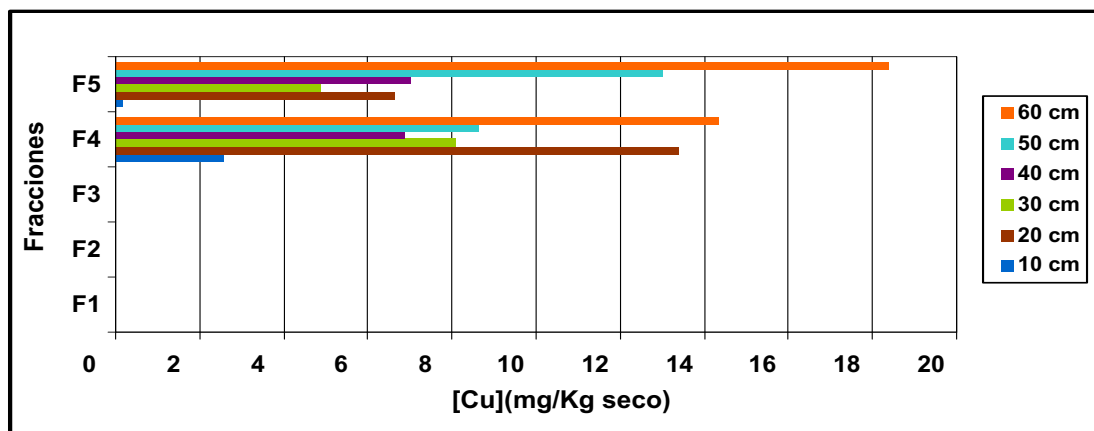


Gráfico 5.34: Cu, método Tessier Estación Inv.-Punto 2 Der.

Según el esquema de Tessier la presencia mayoritaria del cobre se detecta en las fracciones 4 y 5, es decir la que nos indica que el metal no se encuentra biodisponible. Estos valores son más altos a mayor profundidad, pero su presencia se detecta igualmente en todas las porciones. Está cerca del límite para zona residencial a la salida a cielo abierto del arroyo.

Cu, método Tessier, Estación primavera

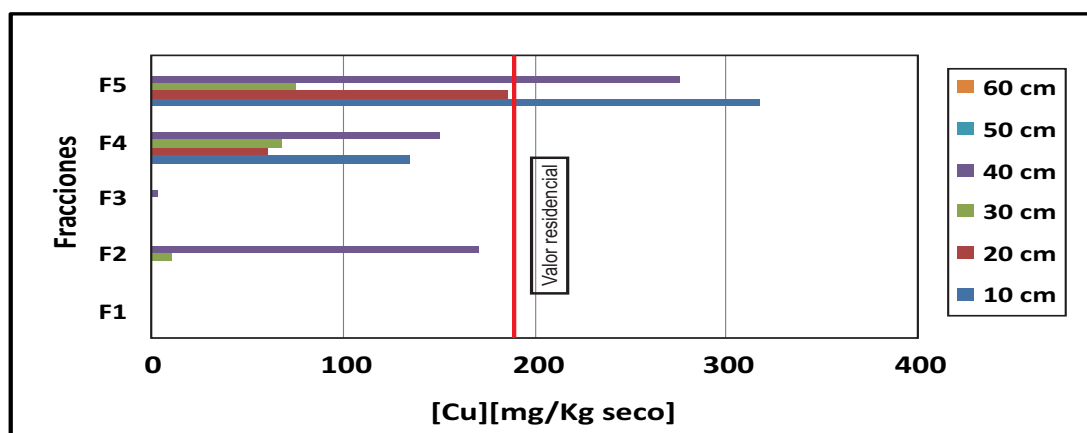


Gráfico 5.35: Cu, método Tessier Estación Pri.-Puente 1.

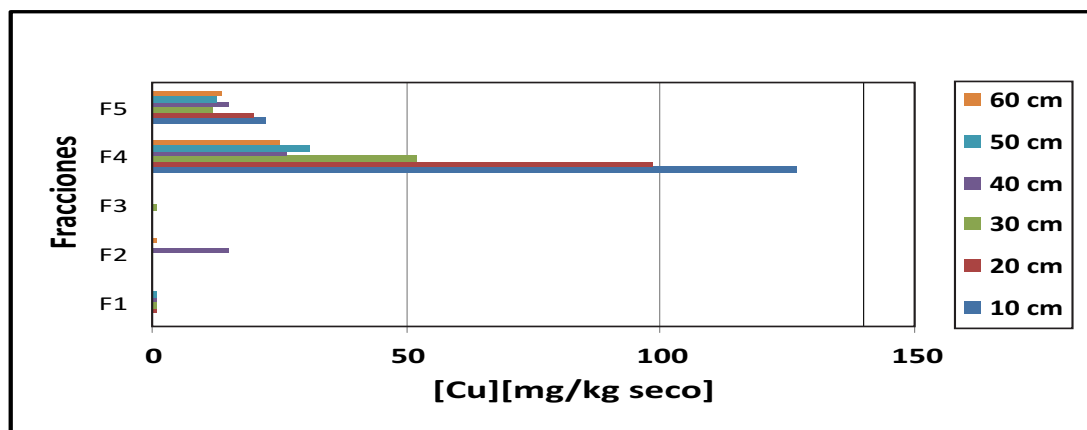


Gráfico 5.36: Cu, método Tessier Estación Pri.-Puente 2 Izq.

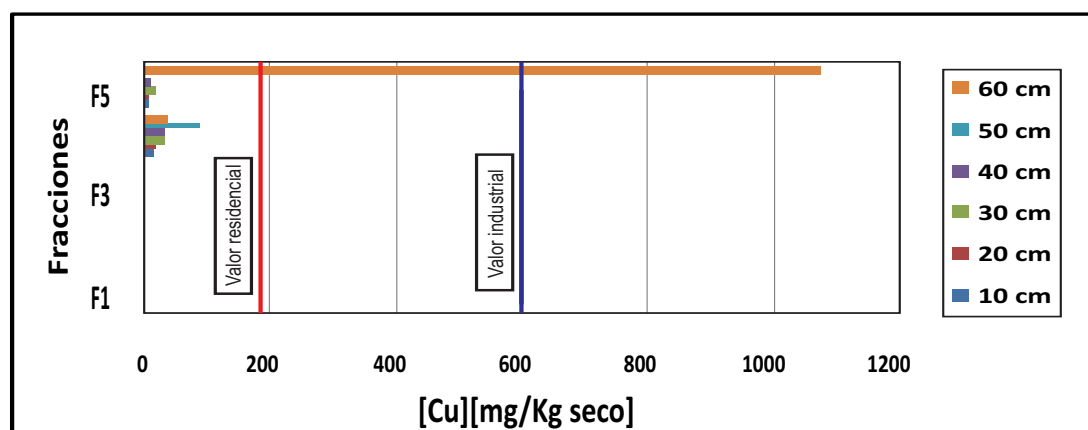


Gráfico 5.37: Cu, método Tessier Estación Pri.-Puente 2 Der.

El cobre supera el valor aceptable de 36 *ppm* a distintas profundidades y si bien se identifica su presencia en una fase biodisponible no supera el valor de inaceptable para zona industrial. Podemos afirmar que su mayor concentración se encuentra en fases no biodisponibles.

El cobre muestra una tendencia generalizada a asociarse a la fase 4, ligada a materia orgánica, la cual llega a significar un alto porcentaje del contenido total casi un 80% del mismo. El material tiene una elevada capacidad de retención de Cu por adsorción. Es conocida la tendencia del cobre a formar iones complejos con la materia orgánica.

La suma de las fases biodisponibles no es significativa, lo que indica que este metal tiene una biodisponibilidad mínima.

La asociación secundaria está en la fase 3, ligada a los óxidos de Fe y Mn, conocida como la fase reductora de los sedimentos, la que bajo condiciones oxidantes constituye un sumidero importante de elementos metálicos en los sistemas hídricos; esta fase acumula elementos metálicos en el sistema acuoso por el mecanismo de adsorción y co-precipitación.

La suma de las fases biodisponibles no es significativa, lo que representa que este metal tiene una biodisponibilidad mínima.

Concentración total de cobre a distintas profundidades en el puente

2 margen izquierda

Tabla 5.9: Concentración total de cobre a distintas profundidades en el puente 2 margen izquierda.

Nivel de Profundidad	BCR (ppm)		Tessier invierno (ppm)		Tessier primavera (ppm)
10 cm	39,27		136,27		149,44
20 cm	64,38		172,82		119,32
30 cm	32,48		129,31		65,14
40 cm	42,61		120,63		43,58
50 cm	35,99		152,57		45,21
60 cm	44,32		145,01		45,70

Como en los estudios precedentes, se observa la presencia de cobre en la fracción más cercana a la superficie del agua. Claro indicador que continúa el vertido en los últimos años aunque en ningún caso supera la norma de inaceptable.

Capítulo 6

Conclusiones

6.1. Discusión final de resultados

El cambio de las estaciones del año (entre invierno y primavera) en la toma de muestras evidencia diferencias en cuanto a las concentraciones de los metales pesados en los distintos puntos estudiados. Y por lo tanto los mismos son móviles y pueden considerarse una fuente de contaminación. No existen datos precedentes y el presente estudio corresponde al muestreo de un solo año. Por otro lado, no sabemos si hubo aportes de contaminantes (o cual fue el aporte) en el periodo de estudio, por lo que las diferencias se pueden deber a cambios en el aporte o liberación de la contaminación (o a ambos en realidad). Las mediciones son limitadas a un año y no son suficientes para hacer conclusiones generales.

Se decidió utilizar el esquema de Tessier por sobre el esquema BCR en más de una campaña ya que el primero permite una mejor caracterización del comportamiento del metal pesado al proporcionar información detallada sobre el origen, disponibilidad físico-química y biológica así como información sobre posibilidades de movilización y transporte de los metales pesados estudiados.

Según Higuera (2000), se forman complejos insolubles con los compuestos del humus. De esta forma, la materia orgánica actúa como almacén de estos elementos, si bien puede transferirlos a la vegetación o a la fase acuosa si se produce su descomposición en medio ácido u oxidante.

La adsorción física, puesto que no es selectiva, suele ser predominante en la mayoría de los sedimentos. Este tipo de adsorción se produce a causa de interacciones de tipo electrostático, entre la fase sólida, que de forma predominante presenta carga negativa en la superficie y los cationes en la disolución acuosa de los metales pesados. Esta capacidad de intercambio catiónico desempeña un papel de autodepuración del sedimento muy significativo pues propicia la retención de metales pesados al formar con sus iones, complejos muy estables.

Los ecotoxicólogos trabajan en el ecosistema con distintas poblaciones (plantas, animales, microorganismos) que no solamente muestran una gran variedad en la sensibilidad a una sustancia, sino que pueden estar expuestos a la misma en diferentes grados. Por ejemplo, las sustancias más solubles en lípidos que en agua se encuentran asociadas a sedimentos; por lo tanto aquellos organismos bentónicos que se alimenten de nutrientes en sedimentos (ej. sábalos, bagres) tendrán más probabilidades de estar expuestos al contaminante que los que vivan en la columna de agua.

Por otra parte, el efecto nocivo de un contaminante sobre los organismos va a estar en función de la biodisponibilidad del contaminante en un ambiente particular. La absorción por los organismos de los metales pesados que se encuentran en el ambiente asociados a sedimentos arcillosos o en forma de sulfuros insolubles, será menor que la absorción de aquellos metales que estén disueltos en la columna de agua. Es decir, la biodisponibilidad de los metales pesados asociados a sedimentos o en forma de sulfuros es menor que la de esos mismos elementos disueltos en el agua.

Una medida única de la concentración de la sustancia en el ambiente no es suficiente por sí misma para evaluar el stress sobre el ecosistema. La biodisponibilidad estudiada en este trabajo es un factor muy importante al determinar la cantidad del contaminante en el sedimento, que podrá ser absorbida por los organismos, causando efectos sobre los mismos.

Declarar un sedimento como contaminado es un acto administrativo, pero demostrar que un sedimento está contaminado no es una tarea fácil. Una contaminación representa siempre un valor anómalo de un metal pesado en un sedimento frente a lo que puede considerarse un valor normal.

El primer punto de muestreo se localiza a la salida a cielo abierto del arroyo

Sarandí y la presencia de los metales pesados estudiados supera ampliamente el valor denominado aceptable, así como el valor residencial e incluso supera el índice considerado para sedimentos en zonas de uso industrial. Cabe destacar que no se encuentran biodisponibles. Los metales solo se encuentran biodisponibles en las fracciones 1, 2 y 3 del esquema de Tessier, es decir que pueden ser fácilmente liberados por cambios ambientales (F1), si por diversas acciones desciende el pH de los sedimentos pueden disolverse los metales pesados medidos y precipitar en forma de carbonatos (F2). Los cambios estacionales (invierno /primavera) podrían ser la razón que explica los cambios de concentración en las distintas estaciones del año, debe existir algún cambio en el sistema fluvial del arroyo. Los metales pesados pasarán al agua si el sedimento se encuentra bajo condiciones reductoras y se formarán sustancias de alto poder de adsorción que son termodinámicamente inestables en condiciones anóxicas (F3), solo pueden liberarse en las fracciones 4 y 5 si el sistema pasa a condiciones oxidantes (F4) y es improbable que se produzca la liberación del metal en (F5).

En el punto de muestreo, mostrado en la imagen 6.1, (que hemos denominado puente 2) también existen altas concentraciones para los metales estudiados aunque las mismas son más importantes a mayor profundidad. En este sitio el canal presenta un meandro (curva que presenta el canal). La corriente del agua, va desgastando la margen derecha del canal, mientras en la margen izquierda se van depositando los materiales que el arroyo arrastra o lleva disueltos. Esto explicaría la diferencia de concentraciones encontrada en ambas márgenes que arroja una variación que oscila entre 7 a 100 veces de acuerdo a la profundidad de la muestra.



Imagen 6.1: Foto satelital de un tramo del Canal Sarandí a 1000 m de la costa (Fuente: Google Earth 12/2/2012).



Imagen 6.2: (a) y (b) Ubicación del meandro en el canal (2010).

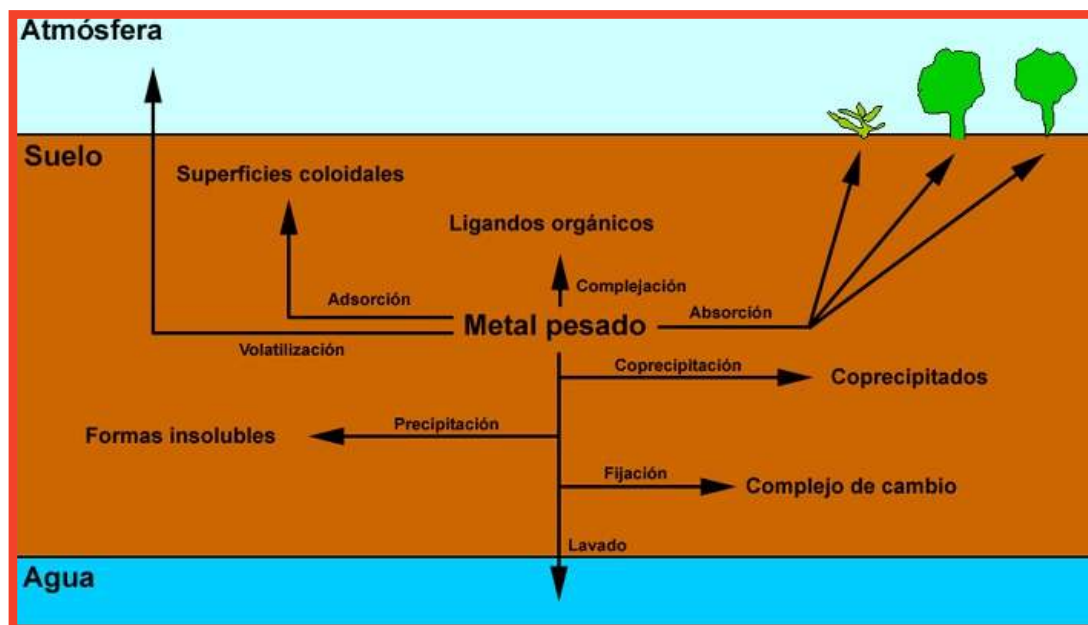
Se espera que estas fracciones (F4 y F5) continúen reteniendo y acumulando Cr, Ni, Cr y Pb y no los liberen al agua. Las condiciones están dadas por la hidrología del arroyo, la cual no cambiará a menos que se produzca una gran

perturbación propias de la zona, como inundaciones o sudestadas. Así, los sedimentos estudiados serían altamente eficientes en cuanto a la retención de metales, ya que se encuentran unidos a fracciones que no los liberarán al agua mientras las condiciones químicas y ambientales del sistema se mantengan.

Se presentan procesos de adsorción en los sedimentos. En estos procesos participan las partículas de tamaño coloidal (arcillas y sustancias húmicas). Las partículas coloidales adsorben iones del mismo signo en su superficie y se ejercen repulsiones electrostáticas entre ellas, para neutralizar la carga superficial se establece una distribución de las cargas de signo opuesto.

El sedimento por sí mismo no es un vector importante de dispersión de contaminantes, el agua, y en menor medida el aire, son los agentes dispersantes de la contaminación.

La retención de los contaminantes se lleva a cabo por medio de fenómenos de absorción física, interacción química o los transforman por medio de reacciones químicas. El cuadro 6.1 esquematiza la distribución del metal pesado como contaminante en el medio ambiente.



Cuadro 6.1: Distribución de metales.

La mayor concentración de un metal en un sedimento no es suficiente para determinar que el mismo está contaminado por actividades antrópicas. Pueden utilizarse diversos factores para determinar el enriquecimiento de los sedimentos por metales con el objetivo de distinguir sitios con contaminación antropogénica por metales de aquellos con elevados valores atribuibles a su litología.

El tramo final del arroyo Sarandí se encuentra contaminado por acción del hombre. Sin embargo, las elevadas concentraciones totales de metales pesados no han impedido el asentamiento de plantas.

Según informes de FREPLATA (2003) que ratifican las conclusiones analizadas en esta tesis sobre la calidad de los sedimentos, indican la presencia de metales pesados, así como otros contaminantes, en la columna de agua que se refleja en los sedimentos, especialmente en aquellos cercanos a las zonas más pobladas e industrializadas y con mayor proporción de limos y arcillas, es decir, los correspondientes a la zona comprendida entre la Ciudad de Buenos Aires y La

Plata. Según estudios realizados por los integrantes de este proyecto en el año 2002 se detectó la presencia de metales pesados en la Franja Costera Sur del Río de La Plata, muchas veces en niveles superiores a los sugeridos para la protección de la biota acuática.

Capítulo 7

Recomendaciones

Los metales son acumulados en general en la biomasa subterránea (Fabrizio de Iorio, 2011) de las especies vegetales. Sería importante esta estrategia de tolerancia que desarrollan las plantas al planificar el saneamiento del arroyo y sus márgenes. Las plantas que se localizan en las márgenes del curso de agua deben ser controladas ya que son nativas y se recomienda no sacarlas ya que se han identificado las estructuras subterráneas de plantas acuáticas (raíz y/o rizoma) como los principales órganos de acumulación de retención de metales pesados, y se ha propuesto en situaciones ambientales semejantes, cuenca Matanza-Riachuelo, (Fabrizio di Iorio, 2011) que esta inmovilización representa una de las estrategias más frecuentes de detoxicación y tolerancia al prevenir su traslocación a la biomasa aérea y el consiguiente daño a las estructuras fotosintéticas. Si bien suele considerarse que las plantas acuáticas típicamente acumulan más metales que las plantas terrestres, las grandes diferencias entre especies en cuanto a su habilidad para incorporarlos y la elevada heterogeneidad de los ambiente acuáticos fundamentalmente en relación con la biodisponibilidad de estos contaminantes, son considerados los principales factores que condicionan la captación. En estudios realizados en la cuenca Matanza-Riachuelo, la concentración de metales en plantas emergentes se produce principalmente desde el sedimento, y no existe restricción a la captación de metales pesados unido al sedimento y que además la traslocación hacia la biomasa aérea es baja (Fabrizio de Iorio, 2011).

Estos sedimentos son un sumidero de metales pesados y no deberían ser removidos, ya que si hay remoción, estos pueden ser liberados para pasar al curso de agua de donde provienen.

Los cambios que se puedan producir en las condiciones ambientales no afectan la movilidad de los metales pesados en las muestras medioambientales sólidas analizadas que dependen de diversos factores que afectan a la forma y fuerza de

la asociación metal-sólido.

De acuerdo al estudio de especiación química, ninguno de los elementos estudiados presenta al momento de los análisis altos niveles de biodisponibilidad ya que las fracciones del suelo con las que se encuentran asociadas los hace no biodisponibles.

Una estrategia de remediación posible en este escenario es una remediación con plantas flotantes emergentes y acuáticas llevando a cabo un control de las especies nativas, pero sin remoción de las mismas. Los metales son acumulados en general, en la biomasa subterránea de las especies vegetales. Sería importante considerar esta estrategia de tolerancia que desarrollan las plantas cuando se planifica el saneamiento del Canal Sarandí.

De acuerdo a los resultados mostrados por este trabajo, la propuesta de extraer los lodos contaminados del lecho de la cuenca resultaría muy peligrosa y desaconsejado, ya que podrían producirse cambios en el ecosistema que tornarían los metales biodisponibles.

A partir de este estudio, se puede concluir que cuando los resultados analíticos totales de los metales pesados superan los establecidos por la norma de referencia (límites de calidad), es aconsejable efectuar estudios de especiación química secuencial a fin de determinar los niveles de biodisponibilidad de dichos metales y establecer un programa para evaluar los niveles de biodisponibilidad de los metales pesados en las cuencas hidrográficas afectadas por las diversas actividades antrópicas.

Se comprobó que la técnica de extracción secuencial logra definir las fracciones de los metales que ingresan a la cadena trófica (serie alimenticia).

En particular, en la planificación del saneamiento del canal Sarandí, es importante considerar que:

- los metales pesados mayoritarios no están biodisponibles.
- los tratamientos biológicos (biorremediación) utilizan las actividades metabólicas de ciertos organismos (plantas, hongos, bacterias) para degradar (destrucción), transformar o remover los contaminantes.
- utilizar tecnologías innovadoras que pueden encontrarse en diferentes etapas de desarrollo (investigación, escala piloto o gran escala), in situ con ventajas tales que permiten tratar el suelo sin excavar ni transportar y presentan un potencial disminución en costos y desventajas ya que mayores tiempos de tratamiento y pueden ser inseguros en cuanto a uniformidad heterogeneidad en las características del suelo además de presentar la dificultad para verificar la eficacia del proceso (ver apéndice L).

Un estudio realizado por investigadores de la Universidad de Quilmes (Avolio et al., 2007) propone que la acción de bacterias sulforeductoras, modifica el pH de las aguas del arroyo, favoreciendo que los metales presentes en las mismas precipiten y queden confinados en el lecho del arroyo (ver apéndice F).

Dentro de las técnicas de remediación potencialmente aplicables a este sitio se encuentra la **estabilización**, consistente en convertir a los contaminantes en una forma molecular menos soluble utilizando agentes precipitantes cuya adición a la zona contaminada permita la formación de sales insolubles utilizando dentro de los métodos más comunes, la adición de **sulfuros**; en este sedimento, este proceso se lleva a cabo naturalmente. Esta técnica se utiliza precisamente para tratar sedimentos o suelos contaminados con metales pesados pues se forman sulfuros muy insolubles en un amplio rango de pH.

Otra alternativa a la **estabilización química** es la adición de adsorbentes que fijen el contaminante por sorción ya que presentan una superficie específica y son químicamente estables con una naturaleza química apropiada para unirse al contaminante; se propone añadir **materia orgánica**.

Las características de este sedimento aportaron los compuestos necesarios para que se produjeran de manera natural la estabilización química de los contaminantes.

Se podría efectivizar este proceso que se da en estos sedimentos mediante la técnica denominada **depuración química** mediante reacciones de precipitación para estabilizar metales pesados.

La **fitoremediación** se basa en el crecimiento de ciertas especies vegetales, es una técnica apropiada para este tramo del arroyo ya que es una metodología in situ muy conveniente para depurar sedimentos o suelos contaminados, pues se utilizan especies que favorecen algunos procesos de eliminación de contaminantes descritos anteriormente, en particular procesos de degradación, extracción y estabilización. La existencia de determinadas plantas hiperacumuladoras se conoce desde el año 1885 pero no fue hasta la década de los años 90 del siglo pasado cuando se empezaron a desarrollar iniciativas para la utilización de plantas hiperacumuladoras para la recuperación de sitios contaminados por metales pesados. Dentro de las plantas hiperacumuladoras se puede utilizar la **fitoextracción** en la que se utilizan determinadas especies vegetales de crecimiento rápido y de gran acumulación para extraer del sedimento el contaminante. La técnica consiste en cultivar, recolectar y tratar la biomasa con el contaminante concentrado de forma conveniente. Existen por los menos unas 400 especies, pertenecientes a 45 familias botánicas que pueden considerarse hiperacumuladoras. Se definen como plantas hiperacumuladoras aquellas capaces de acumular niveles superiores al 0,1 % en

peso seco del vegetal de cationes metálicos tales como Cu, Cr, Pb o Ni. Algunas veces, para favorecer la asimilación, se añaden determinadas enmiendas al sedimento que incrementen la solubilidad del metal. Es el caso de la contaminación del sedimento por plomo (en alguna medición se lo localizó biodisponible), en la que el proceso de extracción se favorece si se añaden ligandos, como el EDTA para formar complejos solubles.

Normalmente, el catión del metal pesado ejerce sobre la planta una acción tóxica debida a su tendencia a formar complejos con distintos ligandos orgánicos que interfieren en las funciones celulares, en reacciones enzimáticas, en el transporte electrónico, en procesos fotosintéticos, etc. No obstante en las plantas hiperacumuladoras, estos procesos se evitan gracias a la síntesis de ligandos que forman complejos muy estables con los cationes metálicos y que no ejercen acción tóxica, lo cual permite su transporte a través del xilema hacia las hojas. Otra posibilidad es la **rizoestabilización**, por medio de la cual los contaminantes quedan inmovilizados en el sedimento al ser sorbidos en la superficie de las raíces. La fitoremediación es una técnica que va adquiriendo un gran desarrollo por su aceptación como técnica ambientalmente benigna, por su fácil aplicación y por ser económicamente asequible. Si bien es una técnica de remediación aplicada en contaminación superficial, se ha pensado en utilizar especies con sistemas de raíces profundas para tratar zonas contaminadas a mayor profundidad, utilizando árboles de ribera, como por ejemplo los álamos que existían en la ribera del Canal Sarandí antes de la limpieza de márgenes realizada por ACUMAR.

Actualmente el arroyo Sarandí, en su ubicación dentro del Partido de Avellaneda, región Sudeste, forma parte del plan integral de Saneamiento Ambiental de la Cuenca Matanza-Riachuelo (ver apéndice G) y se encuentra dentro del proyecto de limpieza de márgenes de arroyos . Las imágenes de las figuras 7.1 y 7.2

muestran las márgenes antes de que se realizara la limpieza.



Imagen 7.1: Foto tomada antes de la limpieza de márgenes (2009)



Imagen 7.2: (a) Foto tomada antes de la limpieza de márgenes. (b) Idem (2009).

En lo concerniente a contaminación, los sedimentos con una alta fracción arcillosa como el estudiado en este trabajo de tesis, presentan una elevada tendencia a la retención de una variada gama de contaminantes. Presentan textura fina y la presencia de material húmico aumenta la afinidad del sedimento por los cationes metálicos a través de la formación de complejos estables. No se evidenció acidez, que podría aumentar los niveles de disolución de los cationes metálicos en agua intersticial permitiendo su incorporación a la columna de agua, por lo que el dragado del sedimento no es recomendable. Tampoco es aconsejable la remoción de los fangos, ya que se corre el riesgo de producir la biodisponibilidad de los contaminantes que hoy se encuentran fijados en los sedimentos.

Capítulo 8

Perspectivas abiertas

Los sedimentos son el producto de los distintos tipos de erosión. Del material desprendido solo una pequeña parte atraviesa la cuenca y llega a la salida de ésta. El resto de los sedimentos son depositados en las planicies de inundación y las áreas entre los arroyos. La carga de sedimentos de una corriente es definida como la tasa de transporte de masa a través de una determinada sección del cauce y se puede medir en peso por volumen (mg/L) o por concentración (ppm). Esta se comprende de partículas finas transportadas en suspensión. La parte de la carga suspendida se la denomina carga en suspensión, está constituida principalmente aquí por limos y arcillas. Las alteraciones en el uso del suelo de una cuenca producen una variación en la producción de sedimentos los cuales afectan la morfología y se puede predecir su comportamiento (Stott et al., 2004).

Para estimar la producción de sedimentos en esta cuenca existen diferentes métodos, aquellos con base en medición directa y los métodos con base en modelación matemática. Éstos últimos a su vez se dividen en métodos empíricos, estocásticos y de simulación de procesos físicos. Considerando las condiciones y características de la cuenca del arroyo Sarandí, podría aplicarse un modelo hidrológico, que, en términos generales, busque representar los diferentes procesos involucrados en la distribución de la lluvia y la generación de caudales en una cuenca. Estos modelos pueden ser físicos, donde se representan a escala una cuenca real; o matemáticos, los cuales parten de ecuaciones empíricas o conceptuales para representar la respuesta de la unidad hidrológica bajo diferentes condiciones hidrometeorológicas. Podría utilizarse un modelo TREX (Two-dimensional Runoff, Erosion, and eXport model) por ejemplo que es un modelo bidimensional de escurrimiento, erosión y transporte de sedimentos y contaminantes para analizar situaciones que no fueron abordadas en esta tesis. Este modelo es de código libre, está escrito en el lenguaje de programación C y está disponible en la

página web de la Universidad Estatal de Colorado. Tiene una fuerte base física en la conceptualización de los procesos superficiales, pero no considera los procesos subsuperficiales y subterráneos.

Se requieren datos hidrométricos que deben ser medidos en distintos intervalos horarios, también disponible en la página web de la Hydrologic Engineering Center Home Page - U.S. Army. Los caudales pueden obtenerse a partir de registros horarios de la altura limnimétrica, o ser determinados experimentalmente.

Los datos pluviométricos deben obtenerse de estaciones pluviométricas. Este modelo puede aplicarse en la simulación de la respuesta hidrológica de la cuenca del arroyo Sarandí, obteniéndose como resultado un hidrograma de descarga que puede compararse con los caudales registrados.

Los parámetros del modelo pueden calibrarse manualmente para buscar el mejor ajuste entre las observaciones y las estimaciones de caudales.

Los resultados químicos y mineralógicos se pueden tratar también mediante algún procedimiento estadístico, por ejemplo, el análisis de componentes principales, y con ello intentar relacionar el análisis químico de las distintas extracciones entre sí y con las fases encontradas.

Por otro lado se puede trabajar en forma sencilla relacionando la densidad media del sedimento, $(\delta_s - \delta)/\delta$, y la densidad del agua del curso en estudio para utilizarla en las fórmulas del cálculo del transporte de sedimentos.

- Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades, División de Toxicología, 1600 Clifton Road NE, Mailstop F-32, Atlanta, GA 30333
- Agnieszka S., Wieslaw Z. (2001). Application of sequential extraction and the ICP_AES method for study of the partitioning of metals in fly ashes. *Microchemical Journal* 72 (2002) 9-16
- Alloway B.J. (1990). Soil processes and the behavior of metals. En: *Heavy metals in soils* (B.J. Alloway, Ed.). John Wiley & Sons, Nueva York, pp. 7-18.
- Agnieszka S., Wieslaw Z. (2001). Application of sequential extraction and the ICP_AES method for study of the partitioning of metals in fly ashes. *Microchemical Journal* 72 (2002) 9-16
- Alloway B.J. (1990). Soil processes and the behavior of metals. En: *Heavy metals in soils* (B.J. Alloway, Ed.). John Wiley & Sons, Nueva York, pp. 7-18.
- Álvarez, L. (2004). Mineralización in vitro de nitrógeno y fósforo y contenido de metales pesados en suelos acondicionados con lodo proveniente de una planta de tratamiento de aguas servidas. Tesis, Facultad de Ciencias Agronómicas, Chile, p11. http://www.cybertesis.cl/tesis/uchile/2004/alvarez_l/sources/alvarez_l.pdf
- Álvarez E.A., Mochon M.C., Sanchez J.C.J. y Rodríguez M.T. (2002). Heavy metals extractable form in sludge from wastewater treatment plants. *Chemosphere* 47, 765-775.

- Andrades Rodriguez M. (2012). Prácticas de edafología y climatología. Material didáctico. Agricultura y Alimentación. Universidad de La Rioja.
- Andreu, V. (1993). Contenido y Evolución de Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn en Suelos de Las Comarcas de L'Horta y La Ribera Baixa (Valencia), Servei de Publicacions, Univ. Valencia: Valencia, Spain.
- Anju M., Banerjee D.K. (2010). Comparison of two sequential extraction procedures for heavy metal partitioning in mine tailings. *Chemosphere* 78 (2010) 1393-1402
- Avollio N., Iannuzi G., Talarico N. (2007). Proyecto Biolixiviación de sedimentos del arroyo Sarandí, disponible en <http://bioprocesos.unq.edu.ar/Biorremediacion.pdf> (consultado mayo 2011)
- Baird C. (2001). Química ambiental. Editorial Reverté
- Basile P. (2003). Geomorfología e Hidráulica fluvial. Movimiento incipiente de sedimentos. Facultad de Ciencias Exactas, Ingeniería y Agrimensura. Universidad Nacional de Rosario
- Boström B., Ahlgren L., Bell R. (1985). Internal nutrient loading in a eutrophic lake, reflected in seasonal variations of some sediment parameters. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 22, 3335-3339.
- Breward, N, Williams, M y Bradley, D (1996). Comparison of alternative extraction methods for determining particulate metal fractionation in carbonate-rich Mediterranean soils. *Applied Geochem*, 11, 101-104
- Carlon, C (2007). Derivation methods of soil screening values in Europe. A review and evaluation of national procedures towards harmonization. European Commission. Joint Research Centre, Ispra. EUR 22805-EN, 306 pp.

- Cavallotto, J.L., Violante, R.A.(2005). Geología y geomorfología del Río de la Plata. En R.E. de Barrio, R.O., Etcheverry, M.F. Caballé, E.J. Llambías (Ed.) Geología y Recursos Minerales de la provincia de Buenos Aires. Relatorio del XVI Congreso geológico Argentino. La Plata, 2005. Cap. XIV: 237-254.
- Camp W. G. (2004). Manejo de nuestros recursos naturales. Ediciones Paraninfo S.A. Portezuelo A (Traductor)
- C.E.P.E (1993). Protection of Water Resources and Aquatic Ecosystems. Water Series N° 1 ECE/ENVAWA/31. Comisión económica para Europa, Naciones Unidas, Nueva York y Ginebra.
- Connel, D.W., Miller G.J. (1984). Chemistry and Ecotoxicology of Pollution. John Wiley & Sons, NY.
- Convenio de Basilea (1992). Protocolo sobre responsabilidad e indemnización por daños resultantes de los movimientos transfronterizos de desechos peligrosos y su eliminación
- De Angelis L. Fidalgo M.M. (2008). Las fronteras de la física y química Ambiental en Ibero América. Libro de Actas del V congreso Iberoamericano de física y química ambiental. Mar del Plata. ISBN 978-987-1435-05-0.
- Decreto Reglamentario Ley 24.051 sobre régimen de desechos peligrosos, Decreto Nacional 831/93. Buenos Aires, 23/04/1993, publicado en el Boletín oficial (03/05/1993).
- De Miguel E., J. F. Llamas, E. Chacón, C. Fernández Arrojo, A. Ordóñez, A. Callada, S. Larssen y S. Charlesworth (2002). Caracterización Geoquímica

- de los ciclos de elementos traza en ambientes urbanos. Boletín Geológico y Minero. IGME. Madrid. España. 133 (1): 35-43.
- Díaz J. (2011). Conceptos básicos de hidrología. Universidad del Centro. Apuntes, Cap. I
 - Domènech X. y Peral J. (2006). Química ambiental de procesos terrestres. Editorial Reverté.
 - Douchafor P.H. (1987). Resumen del Manual de Edafología
 - Dowdy, R.H., and V.V. Volk. (1983). Movement of heavy metals in soils. In Chemical mobility and reactivity in soil systems. D.W. Nelson et al. (Ed.). SSSA Spec. Publ. 11SSSA, Madison, WI, pp. 227-240.
 - EPA-540-R-05-012 (December 2005). Contaminated Sediment Remediation Guidance for Hazardous Waste Sites United States Environmental Protection Agency-Office of Solid Waste and Emergency Response OSWER 9355.0-85
 - Escobar J. (2002). La contaminación de los ríos y sus efectos en las áreas costeras y el mar. CEPAL-ECLAC. Santiago de Chile. Serie Recursos Naturales e Infraestructura- Número 50
 - Fabrizio de Iorio, A. (2011). Dinámica de metales en la cuenca Matanza-Riachuelo. Cátedra de Química Analítica-Facultad de Agronomía UBA
 - Fiedler, H. D. López Sánchez, J. F. Rubio, R. Rauret, G. Quevauviller, P. Ure, A. M. and H. Muntau, (1994). Analyst 119: 1109-1114
 - Filgueiras A., Lavilla I. and Bendicho C. (2002). Chemical sequential extraction of metal partitioning in environmental solid samples. J. Environ. Monit. Vol.4 pag-pag 823-857.

- Franja Costera Sur (1992). Río de la Plata. Calidad de las aguas. AGOSBA-OSN-SIHN. Informe de avance.
- Franja Costera (2003). Calidad de Agua, Sedimentos y Presencia de Contaminantes en Biota. Protección Ambiental del Río de la Plata y su Frente Marítimo: Prevención y Control de la Contaminación y Restauración de Hábitats Aportes de contaminantes y sedimentos al Río de la Plata interior.
- Frenguelli, J. (1946). Las grandes unidades físicas del territorio argentino. En: Geografía de la República Argentina, 5-114 pp. Sociedad Argentina de Estudios Geográficos GAEA. Buenos Aires.
- Frenguelli, J. (1950). Rasgos generales de la morfología y la geología de la provincia de Buenos Aires. M.O.P., LEMIT, Buenos Aires, Serie II, N°33
- Fuentes A, Lloréns M., Sáez J., Soler A., Aguilar M.I., Ortuño J F., Meseguer V. (2003). Simple and sequential extractions of heavy metals from different sewage sludges. Department of Chemical Engineering, University of Murcia, Campus Espinardo, 30071 Murcia, Spain. Chemosphere 54 (2004), 1039-1047.
- Galán y Romero, (2008). Revista de la sociedad española de mineralogía Macla. n° 10. 48-60. Conferencia, contaminación de suelos por metales pesados
- Guidance for Developing Ecological Soil Screening Levels.(November 2003 Revised February 2005). OSWER Directive 9285.7-55 U.S. Environmental Protection Agency Office of Solid Waste and Emergency Response1200 Pennsylvania Avenue, N.W. Washington, DC 20460

- Guo, T, Delaune, R, Patrick, W (1997a). The effect of sediment redox chemistry on solubility/chemical active forms of selected metals in bottom sediment receiving produced water discharge. *Spill Sci, Technol, Bull* 4(3), 165-175
- Guo, T, Delaune, R, Patrick, W (1997b). The influence of sediment redox chemistry on chemically active forms of arsenic, cadmium, chromium and zinc estuarine sediment. *Environ. Internat.* 23(3), 305-316
- González Navarro M. y Henríquez Orellana J. (2002). Distribución espacial de la concentración de metales en sedimentos superficiales de la laguna Caren. Univ. De Chile, Dpto. de Ingeniería geográfica. Trabajo de tesis para titulación de ingeniero en ejecución del ambiente.
- Hans F., C. Sáiz-Jiménez y Leeuw J.W. (1986). Estudio de los sedimentos y la materia particulada de la laguna de Santa Olalla. Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología, C.S.I.C., Apartado 1052,41080 Sevilla. Departamento de Química e Ingeniería Química, Universidad Tecnológica de Delft, De Vries van Heijstplantsoen 2,2628 RZ Delft, Países Bajos.
- Higuera P, Oyarzun S. (2000). Departamento de Ingeniería Geológica y Minería, EUP Almadén, Universidad de Castilla-La Mancha, Almadén (Ciudad Real), España.
- Hirner AV (1992). Trace element speciation in soils and sediments using sequential chemical extraction methods. *Int. J. Envir. Anal. Chem.* 46, 77-85.
- Hlavay J., Prohaska T., Weisz M., Wenzel W.W. y Stingeder G.J. (2004). Determination of trace elements bound to soil and sediment fractions. *Pure Appl. Chem.* 76, 415-442.

- IAEA- Isótopos Ambientales en el Ciclo Hidrológico, IGME. Temas: Guías y manuales. ISBN: 84-7840-465-1
- ITGE (1995). Contaminación y depuración de suelos. Publicaciones del IT-GE330.
- Jackson M.L. (1982). Análisis químico de los suelos. Cuarta edición. Editorial Omega, Barcelona, España.
- Jain C.K. (2003). Metal fractionation study on bed sediments of River Yamuna, India. National Institute of Hydrology, Roorkee 247 667, India. Water Research 38 (2004) 569-578
- Janiot L.J., Sik, E., Marcucci, O., Gesino A., Molina D.A., Martínez L.L. y Marcucci, P. Contaminantes orgánicos persistentes (COPs) y metales pesados en agua y sedimentos del río de la Plata y su Frente Marítimo [en línea]. Buenos Aires: Servicio de Hidrografía Naval, 1999 [citado junio 14, 2009]. Disponible en: <http://www.saberycuidar.org/home/doc/cops.pdf>.
- James, B. R. and Richmond J. (1983b). "Behavior of Chromium in Soils: VII. Adsorption and Reduction of Hexavalent Chromium Forms." Journal of Environmental Quality. 12 (2), 177-181.
- Klug, H.P. y Alexander, L.E. (1974). X-Ray Diffraction Procedures. 2da Edición, by John Wiley y Sons. Pag.410. New York.
- Lauwerys, R. (1992). "Toxicología industrial e intoxicaciones profesionales". Editorial Massons. Cap. I, 175-201. España.
- Laveuf, C., Cornu, S. (2009). A review on potentiality of Rare Earth Elements to trace pedogenetic processes. Geoderma. 154, 1-12.

- López Julián P.L y Mandalo Collado J.M (2002). Extracciones químicas secuenciales de metales pesados. Aplicación en ciencias geológicas. Estudios geológicos, 58:133-144.
- Macias, J.V. Villaescusa J.A. Muñoz A. Gold G. (1999). Trace metals in sediment cores from the Campeche shelf, Gulf of México Environmental Pollution. Volumen(104):69-77.
- Macheimer, S., Reynolds, J., Laudon, L., Wildeman, T. (1993). Balance of S in a constructed wetland built to treat acid mine drainage, Idaho Springs, Colorado, USA. Appl. Geochem. 8, 587-603.
- Maine, M.A., Suñé, N., Hadad, H., Sánchez, G., Bonetto, C. (2009). Influence of vegetation on the removal of heavy metals and nutrients in a constructed wetland. J. Environ. Manag. 90, 355-363.
- Malagnino, E.C. (1988). Evolución del sistema fluvial de la Provincia de Buenos Aires desde el Pleistoceno hasta la actualidad. E.C.Malagnino. Segundas Jornadas Geológicas Bonaerenses. Bahía Blanca, 1988. Actas, 201-211.
- Malpartida (2003). La Cuenca del río Matanza-Riachuelo. UTN. Multimedia Ambiente Ecológico.
- Mclean, J.E., Bledsoe, B.E. (1992). Behaviour of metals in soils. USEPA Ground Water Issue, EPA/540/S-92/018.
- Nirel P.M. V. y Morel F.M.M.(1990). Pitfalls of sequential extractions. Water Res. 24, 1055-1056.
- Norma Argentina IRAM 2012-5 (2000). Calidad ambiental-Muestreo.

- Oficina de Conformidad de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA, 1995), Proyecto de Agencia de Sectores, ABT Associates, Booz-Allen Hamilton Inc., Perfil de la Industria de Productos Metálicos Fabricados, (EPA/310-R-95-007).
- Pereyra, F.X (2004). Geología urbana del área metropolitana bonaerense y su influencia en la problemática ambiental. Revista de la Asociación Geológica Argentina, versión ISSN 0004-4822. Rev. Asoc. Geol. Argent. v.59 n.3 Buenos Aires jul./sept. 2004
- Pérez-Cid B., Lavilla I. y Bendicho C. (1999). Application of microwave extraction for partitioning of heavy metals in sewage sludge. Anal. Chim. Acta 378, 201-210
- Popek E.P. (2003). Sampling & Analysis of Environmental Chemical Pollutants. Ed. Elsevier
- Porta, J., López-Acevedo, M., Roquero, C. (1999). Edafología para la agricultura y el medio ambiente. Ediciones Mundi-Prensa. 849 pg.
- Priano M.E. (2007). Análisis ambiental urbano del partido de Avellaneda. Universidad de Flores. Volumen 4
- Prieto García F., Pérez Moreno F. y Barrado Esteban E. (2006). Lixiviación selectiva de arsénico y otros elementos de material sedimentario arrastrado por aguas subterráneas en Zimapan, Hidalgo, México. INCI v.31 n.1 Caracas ene. 2006. ISSN 0378-1844
- Quevauviller, P., G. Rauret, H. Muntau, A.M. Ure, R. Rubio, J.F.López Sánchez, H.D. Fiedler and B. Griepink, (1994). Fresenius Journal Analytica Chemistry 349, 808-814

- Raksasataya, M, Langdon A.G. y Kim, N.D. (1996). Assessment of the extent of lead redistribution during sequential extraction by two different methods. *Analyt. Chim.* 332, 1-14
- Revista Encrucijadas #41, (julio 2007). Determinaciones toxicológicas en Dock Sud. Publicado en Octubre 22nd, (pág. 64-67). 2009 por PAISA
- Rabey Mario (2005). Paisajes culturales y desarrollos locales en la ribera sur del Buenos Aires Metropolitano. Proyecto de Investigación en Red "Trabajo, Desarrollo, Diversidad"
- Rosas Rodríguez H. (2000). Estudio de la contaminación por metales pesados en la cuenca de Llobregat. www.mastesis.com cod.81703.
- Scancar J., Milacic R., Strazar M. y Burica O. 2000. Total metal concentrations and partitioning of Cd, Cr, Cu, Fe, Ni and Zn in sewage sludge. *Sci. Total Environ.* 250, 9-19.
- Scientia et Technica Año XIV, No 40, (Diciembre de 2008). Universidad Tecnológica de Pereira. ISSN 0122- 1701.
- Silva Busso, A. y Rouiller, G. (2007). Relación entre la distribución de nitratos y la recuperación piezométrica en el Conurbano Bonaerense. En: V Congreso Argentino de Hidrogeología, III Seminario Hispanoamericano de temas actuales de la Hidrogeología. Díaz, E., Tomás, J., Santi, M., D'elia, M. y Dalla Costa, O (eds.): 65-76.
- Smeda A., Zyrnicki W. (2001). Application of sequential extraction and the ICP-AES method for study of the partitioning of metals in fly ashes. *Microchemical Journal* 72(2002) 9-16

- SSL, Laboratorio de Estudios de Suelos,(1995)., Soil Survey Division, Natural Resources Conservation Service, United States Department of Agriculture. Official Soil Series Descriptions [Online WWW]. Available URL: <http://www.statlab.iastate.edu/soils/index.html/>
- Speltini, C., Naser, M.C., Coppo, G., Machalec, J., Capato, N., Devescovi, M.P., Sanchez, C., Alonso, A., Flamini, L. (2011). Caracterización ambiental del arroyo Sarandí. Aguas iberoamericanas, Sociedad Iberoamericana de Física y Química Ambiental.
- Stott T y Mount N. (2004). Plantation Forestry Impacts on Sediment Yields and Downstream Channel Dynamics in the UK a Review Progress in Physical Geography 28,2pp 197-240.
- Tarbuk E. Lutgens F.K. (2009). Ciencias de la Tierra 8 Edición: Una Introducción a la Geología Física. Pearson España
- Tessier, A., Campbell, P.G.C.y Bisson, M. (1979). Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. Anal. Chem., 51 (7): 844-851.
- Tessier A., Campbell P.G.C. y Bisson M, (1980). Trace metal speciation in the Yamaska and St. Francois Rivers (Quebec). Can. J. Earth Sci. 17, 90-105
- Timm J. (2009). Calidad de los Recursos Hídricos superficiales en el Río de La Plata, Argentina. Publicado en Estructplan.
- Ure AM, Quevauviller Ph, Muntau H, Griepink B (1993). Speciation of heavy metals in soils and sediments. An account of the improvement and harmonization of extraction techniques undertaken under the auspices of the European communities. Intern. J. Environ. Anal. Chem. 51: 135-151.

- USEPA, (1995). Standard for the use and disposal of sewage sludge, 40 CFR Parts 403 and 503. United States Environmental Protection Agency.
- Usero García J., Morillo Aguado J., I.Gracia Manarillo (1997). Heavy Metal Pollution in the Water of the Huelva Littoral in Spain. 2º Simposio Sobre el Margen Continental Ibérico Atlántico. Núm. 2. Cádiz, España. Universidad de Cádiz. Vol. 1. Pág. 371-372.
- Vives, H.F., Petelin K., Vives A.M., Silva a. (2009). Remediación de suelos contaminados con plomo. Revista de Geología Aplicada a la Ingeniería y al Ambiente. N° 23, 1-5. Buenos Aires, Argentina.
- Walkley, A., Black, I.A. (1934). An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Sci. 37:29-38.
- Wetzel, R.G.(2001). Limnology: Lake and River Ecosystems, 3ra ed. Academic Press, San Diego. 1006 pp.
- Wood, T, Shelley, M.A. (1999). Dynamic model of bioavailability of metals in constructed wetland sediments. Ecol. Eng. 12, 231-252.
- Yan x.P. Kerrich R. y Hendry M.J. (1999). Sequential leachates of multiple grain size fractions from a clay-rich till. Saskatchewan, Canada: implications for controls on the rare earth element geochemistry of porewaters in an aquitard. Chem. Geol. 158, 53-79
- Yu, K-C, Tsai, L-J, Chen, S-H, Ho, S-T (2001). Chemical binding of heavy metals in anoxic river sediments. Water Res. 35 (17). 4086-4094
- USEPA (1998). Method 3050 B, Acid Digestion of Sediments, Sludges, and Soils.

- URL: <http://www.acumar.gob.ar/> (consultada Julio 2011)
- URL: <http://www.sciencedirect.com/science/journals>
- URL: <http://www.acumar.gov.ar/indicadores/28-Publicacion-Febrero2011.pdf>
- URL: <http://www.alestuariodelplata.com.ar>
- URL: <http://www.atlasdebuenosaires.gov.ar> (consultado febrero 2011).

Autores citados en los párrafos correspondientes.

- URL: http://www.marc.org/environment/water/Espanol/sediment_espanol.htm
- URL: <http://www.epa.gov/>
- URL: <http://www.bav.agenciaambiental.gob.ar/repositorio/files/riachuelo/informeriachuelo.pdf> (consultada Marzo 2012)
- URL: <http://webworld.unesco.org/water/ihp/db/glossary/glu/aglo.htm>
(consultada enero 2014)

NOTA

La tesis forma parte del proyecto Diagnóstico y caracterización ambiental del Arroyo Sarandí (Secretaría de Ciencia y Técnica CD Res 1032/09, Programa de Incentivos Código 25/A014, Código Universidad UTI 1097 y declarado de Interés Municipal por el Honorable Consejo Deliberante del partido de Almirante Brown Ordenanza N° 9146).

Apéndices

Apéndice A

Piden informes sobre la
contaminación en el arroyo
Sarandí

Piden informes sobre la contaminación en el arroyo Sarandí.

La solicitud fue presentada en Diputados, para conocer detalles sobre la actividad de las empresas asentadas en esa cuenca.

Un proyecto de solicitud de informes fue presentado este lunes en Diputados para conocer detalles de las empresas asentadas sobre la cuenca del arroyo Sarandí, denunciadas por volcar residuos industriales en su cauce. La diputada Mónica López, autora de la iniciativa, explicó que el proyecto se debe a “los sucesivos reclamos que venimos recibiendo de parte de los vecinos de la zona de Villa Luján”. La presentación pide información detallada sobre la cantidad de empresas instaladas en la zona, sobre los rubros de los establecimientos y sobre cuántos de ellos obtuvieron el servicio de aptitud ambiental. La cuenca del arroyo Sarandí es una de las que registran el grado más alto de contaminación después de la cuenca Matanza-Riachuelo, y se desarrolla a lo largo de 20 *km* del territorio bonaerense, atravesando los distritos de Avellaneda, Lomas de Zamora y Almirante Brown. “Los altos niveles de contaminación en la cuenca del arroyo Sarandí representan un riesgo para la seguridad, salubridad e higiene de la población y ocasionan daños graves a los habitantes aledaños y al medio ambiente”. Expresó López.

Fuente: Notibonaerense.com, consultada el 5/7/2011

<http://www.notibonaerense.com/notas.aspx?idn=93042&ffo=20100719>

Nota correspondiente a la publicación del domingo 21 de marzo de 2010

VIA LEGISLATIVA

El problema es de tal gravedad, que en la Cámara de Diputados bonaerense fue aprobado por unanimidad, un pedido de informes, en el que se solicita datos sobre controles realizados en el agua, aire y suelo de las cuencas hídricas de los

arroyos Sarandí y Santo Domingo.

La solicitud de Informes, esta relacionada con la contaminación existente en la cuenca de los arroyos Sarandí y Santo Domingo, presentada por el diputado bonaerense, Sergio Nahabetian, quien sostuvo al respecto que “la contaminación de los arroyos es evidente para quienes transitamos a diario por esa zona”, esbozó. Asimismo, el diputado explicó que “ante semejante evidencia, queremos saber si se hacen los controles sobre las empresas que vuelcan fluidos en los cursos de agua y mediciones de los niveles de contaminaciónz enfatizó que “los arroyos atraviesan los partidos de Avellaneda, Quilmes, Florencio Varela y Almirante Brown por lo cual son cientos de miles las personas que a diario sufren los problemas resultantes de exponerse a la contaminación”.

CALIDAD DE VIDA

El legislador de Recrear enfatizó que “le pedimos al gobierno provincial que nos indique qué se ha hecho para remediar el daño ambiental existente porque no puede comprometerse la salud de la población amparándose en el ejercicio de una actividad industrial”.

Nahabetian finalizó diciendo que “todos tenemos derecho a una calidad de vida mínima y el Estado tiene la función primordial de asegurarla para todos”.

La historia de padecimientos para estos miles de pobladores no es nueva. Hace uno tres años, ambientalistas, vecinos que ya habían denunciado el drama, al sostener que la cuestión es de “riesgo de vida”, para gran parte de la población. Y no es para menos, ya que un gran número de industrias liberan en la zona mencionada residuos tóxicos. Además, señalaron la falta de control de la contaminación en los arroyos. En tanto la municipalidad en esa ocasión admitió el problema, pero aclaró que ocurre en una jurisdicción compartida con la provincia y la Nación. Pero lo concreto es que Avellaneda es una zona de alto riesgo para la salud.

Apéndice B

Determinaciones toxicológicas en Dock Sud

Determinaciones toxicológicas en Dock Sud

Viviendo con el enemigo

22 de Octubre de 2009

Publicado por PAISA

En marzo de 2003, un grupo de profesionales de la Facultad de Farmacia y Bioquímica de la UBA llevó a cabo un estudio del posible impacto de la contaminación sobre la población de Dock Sud. A continuación, extractos del Informe Final del “Plan de Acción Estratégico (PAE) para la gestión ambiental sustentable de un área urbano-industrial a escala completa”.

Definición del problema

Las actividades industriales y portuarias han transformado a la localidad de Dock Sud en una de las áreas con mayores problemas de contaminación del aire. Los problemas de salud manifestados por la población son diversos e incluyen síntomas y enfermedades de tipo respiratorio, alergias, alteraciones en la piel, etc.

Área de estudio:

Villa Inflamable, del área industrial de Dock Sud, y área testigo que incluye niños con residencias que bordean el Cementerio, Villa Corina, partido de Avellaneda.

Tipo de estudio: Descriptivo, transversal. Investigación piloto en terreno, para determinar prevalencias. El estudio contó con dos fases.

Población: Niños voluntarios entre 7-11 años, residentes de las Villa Inflamable y niños de similares características de un área de menor exposición correspondiente a Villa Corina. Se seleccionaron 300 niños en total, (149 Villa Inflamable/151 Villa Corina, respectivamente).

Determinación de biomarcadores de exposición en humanos.

Todos los niños participantes (n=300) fueron invitados para realizar dosaje de sustancias tóxicas o de los bioindicadores de exposición a través de un examen de sangre (5 mL) y de orina (25 mL). Se realizaron determinaciones de metales pesados (cromo y plomo), de los bioindicadores de exposición al benceno (ácido trans, transmucónico), tolueno (ácido hipúrico), y xileno (ácidos metil hipúricos). Se obtuvieron n= 258 muestras (117 en Villa Inflamable y 141 en Villa Corina).

Solo fueron viables para plomo n =242 (108 en Villa Inflamable y 134 en Villa Corina), por problemas de coagulación de 16 de las muestras. Como parte de la evaluación clínica, se realizó a cada niño hemograma completo con fórmula leucocitaria y enzimas hepáticas separando una alícuota de la muestra de sangre (n = 258).

Resultados del Estudio

Para el análisis estadístico descriptivo se utilizaron datos obtenidos en cuatro tipos de relevamientos:

- Encuesta socio-ambiental-clínica a los padres de niños participantes en el estudio.
- Historias clínicas y Exámenes Físicos.
- Test psicométricos (Inteligencia General de J.C. Raven y Gestáltico Visomotor de L. Bender).
- Análisis de laboratorio de sustancias tóxicas (**plomo, cromo**, benceno, tolueno y xileno) y Análisis clínicos de rutina en sangre. Se sintetizan los resultados obtenidos de dicho análisis organizado de acuerdo a tres áreas:

1. Cuestiones socio-ambientales de las poblaciones estudiadas.
2. Cuestiones referidas a su estado de salud en general

3. Resultados de tóxicos en sangre y en orina.

Conclusiones

En todos los niños estudiados hay niveles cuantificables de plomo en sangre, y se encontraron niveles excedidos en 50 % de los casos en Villa Inflamable y 17% en Villa Corina. Además, plomo es el único contaminante para el cual las diferencias de medias entre los niveles excedidos en Inflamable y en Corina fueron significativas.

La segunda sustancia (después del plomo) en término de los casos excedidos fue el ácido trans transmucónico, siendo mayor el porcentaje de excedidos sobre la población encuestada en Villa Corina que en Villa Inflamable. Esto es compatible con los resultados de calidad de aire ya que el promedio de benceno es mayor en Villa Corina que en Villa Inflamable.



Imagen B.1: Foto

Con respecto a ácido hipúrico (asociado a tolueno) hay pocos casos con niveles excedidos. No habría mayores recomendaciones a hacer en esa área. Pero, un tema

que surge del estudio de salud y requiere mayores estudios es el de la co-exposición. Hay 28 chicos que tienen valores por encima del de referencia en dos o tres de los contaminantes estudiados. El problema que esto acarrea es que se potencian efectos, aunque a veces puedan ser individualmente débiles en una misma persona.

El estudio realizado con el objetivo de evaluar los daños en la salud relacionados con posible exposición ambiental en la población escolar de residentes de Villa Inflamable, brinda información del perfil clínico epidemiológico de los niños y se identificaron biomarcadores de exposición, que comparando a la población objetivo con un grupo testigo de residentes a una distancia de aproximadamente 12 *km* en Villa Corina dentro del mismo partido de Avellaneda, son los siguientes:

1. Existe un mayor porcentaje de enfermedades y sintomatologías respiratorias, dérmicas y neurológicas en Villa Inflamable que en la población testigo.
2. En pruebas psicométricas, se encuentran resultados más desfavorables en Villa Inflamable.
3. La prevalencia de niveles elevados de plomo en sangre en los niños de Villa Inflamable es de 50 %, mientras que para Villa Corina este porcentaje es de 17 %. Tres niños de Villa Inflamable exhiben problemas de $> 20 \text{ mg/dL}$ por lo que requieren de intenso seguimiento y tratamiento quelante.
4. Aproximadamente un 10 % de los niños en ambas villas presenta cromo en orina que supera los valores de referencia.
5. No se detectó presencia de xileno en la población.
6. Para benceno y tolueno, un mayor porcentaje de niños tiene valores superiores al de referencia en Villa Corina (la población testigo.) Estas diferencias son significativas para benceno.

7. El promedio de niveles de tóxicos que superan los límites de referencia es mayor en Villa Inflamable para todas las sustancias, siendo la diferencia estadísticamente significativa para plomo.
8. Resultaron significativos con **exposición a plomo** los siguientes antecedentes de los niños:
 - (a) “Hiperactivo” (según el tutor encuestado)
 - (b) Cefaleas frecuentes.
 - (c) Ser repetidor en la escuela.
 - (d) Síntomas neurológicos en general (estos últimos tres obtenidos de la historia clínica.).

Fuente: Revista Encrucijadas #41, julio 2007 (pág. 64-67).

Apéndice C

Informe de la Facultad de
Farmacia y Bioquímica de la
Universidad de Buenos Aires

Informe de la Facultad de Farmacia y Bioquímica de la Universidad de Buenos Aires

Determinaciones toxicológicas en Dock Sud

Durmiendo con el enemigo:

En marzo de 2003 un grupo de profesionales de la Facultad de Farmacia y Bioquímica de la UBA llevó a cabo un estudio del posible impacto de la contaminación sobre la población de Dock Sud. A continuación, sus conclusiones:

Extractos del Informe Final del “Plan de Acción Estratégico (PAE) para la gestión ambiental sustentable de un área urbano-industrial a escala completa”.

Definición del problema

Las actividades industriales y portuarias, sumadas al tránsito automotor, han hecho que el Dock Sud sea una de las áreas dentro del Gran Buenos Aires con mayores problemas de contaminación del aire.

Los problemas de salud manifestados por la población son diversos. Incluyen síntomas y enfermedades de tipo respiratorio, alergias, alteraciones en la piel, etc. Sin embargo, no tenemos referencia de estudios sistemáticos sobre este particular.

Objetivo general

Identificar un perfil clínico epidemiológico de la población de niños entre 7-11 años residentes en Villa Inflamable y en un grupo testigo de menor exposición.

Objetivos específicos

En ambos grupos:

1. Realizar una evaluación de despistaje de tipo psicomotriz.
2. Determinar prevalencias de enfermedades y sintomatologías de tipo respiratoria, dérmica y neurológica, compatibles con exposición ambiental.

3. Identificar factores ambientales y socioeconómicos que podrían influir en los perfiles clínicos epidemiológicos.
4. Realizar la medición de biomarcadores de exposición en escolares de Dock Sud y grupo escolar testigo.
5. Comparar los resultados de la población en estudio con los hallados en una población de referencia.

Área de estudio

Villa Inflamable, del área industrial de Dock Sud, y área testigo que incluye niños con residencias que bordean el Cementerio, Villa Corina, partido de Avellaneda.

Materiales y Métodos

Tipo de estudio: Descriptivo, transversal. Investigación piloto en terreno, para determinar prevalencias. El estudio contó con dos fases. Población: Niños voluntarios entre 7- 11 años, residentes de las Villa Inflamable y niños de similares características de un área de menor exposición correspondiente a Villa Corina. Se seleccionaron 300 niños en total, (149 Villa Inflamable/151 Villa Corina, respectivamente). Selección de la muestra: Fue seleccionada una muestra de conveniencia. Fueron organizados recorridos para visitar sistemáticamente conglomerados habitacionales. Los encuestadores reclutaron voluntarios casa por casa. Fueron incluidas en la muestra todas las familias visitadas que contaban al menos con un niño en el grupo de edad prefijado. Un requisito fue que el padre (o tutor) además de manifestar su conformidad con los términos del estudio autorizase la participación del hijo firmando el formulario de consentimiento informado. [3] Criterios de Inclusión: Se seleccionó a un único niño por familia del grupo de 7-11 años.

Determinación de biomarcadores de exposición en humanos

Todos los niños participantes (n=300) fueron invitados para realizar dosaje de sustancias tóxicas o de los bioindicadores de exposición a través de un examen de sangre (5 mL) y de orina (25 mL). Se realizaron determinaciones de metales pesados (cromo y plomo), de los bioindicadores de exposición al benceno (ácido trans, transmucónico), tolueno (ácido hipúrico), y xileno (ácidos metil hipúricos). Se obtuvieron n= 258 muestras (117 en Villa Inflamable y 141 en Villa Corina). Solo fueron viables para plomo n =242 (108 en Villa Inflamable y 134 en Villa Corina), por problemas de coagulación de 16 de las muestras. Como parte de la evaluación clínica, se realizó a cada niño hemograma completo con fórmula leucocitaria y enzimas hepáticas separando una alícuota de la muestra de sangre (n = 258).

Tratamiento de los datos

Finalizada la recolección de información se creó una base de datos para el procesamiento de la encuesta, historia clínica, examen físico, coeficiente intelectual (percentil) del test de Inteligencia General de Matrices Progresivas de Raven y para los indicadores del Test Gestáltico Vasomotor de Lauretta Bender, así como de los resultados de hematología, y dosaje de tóxicos. Se realizó un análisis de consistencia a fin de preservar y en lo posible mejorar la calidad de los datos. Las respuestas a preguntas abiertas fueron agrupadas en categorías.

Los datos fueron sometidos a pruebas realizando en algunos casos ajustes necesarios. Para el procesamiento de los datos, a cargo de un profesional estadístico.

El plan de análisis contempló la descripción de las poblaciones, comparación y establecimiento de diferencias, realizándose análisis estadístico de medidas de asociación sobre efectos de exposición a plomo.

Consideraciones éticas

En reuniones con las autoridades de la Secretaría de Medio Ambiente, Municipio de Avellaneda y la consultora JMB, así como con referentes y vecinos de ambas comunidades, se explicaron los alcances de esta investigación y se solicitó permiso para realizarla. Por otro lado se puntualizó que en ningún momento esta investigación suple la atención médica requerida por los habitantes del barrio, que seguirá siendo prestada por la Secretaría de Salud de la Municipalidad de Avellaneda siempre que sea necesaria. Este estudio es una de las actividades conducentes a aliviar el problema de contaminación de la zona.

Estas actividades básicamente incluyen:

- Fiscalización y control de las emisiones en la zona
- Atención de salud de la población
- Estudios para tratar de establecer relaciones entre los problemas de salud y la exposición ambiental.

Las dos primeras actividades seguirán siendo realizadas cotidianamente por los efectores de la Municipalidad de Avellaneda, mientras que la tercera actividad fue el motivo del ítem Salud del presente estudio, que requerirá para la emisión de conclusiones de un período de tiempo adecuado a la metodología de investigación de estudios epidemiológicos ambientales. Periódicamente, a medida que se dispuso de resultados parciales, éstos fueron presentados en reuniones en el Municipio de Avellaneda y otras partes involucradas.

Resultados del Estudio

Análisis Estadísticos Datos de Salud.

Para el análisis estadístico descriptivo se utilizaron datos obtenidos en cuatro tipos de relevamientos:

1. Encuesta socio-ambiental-clínica a los padres de niños participantes en el estudio.
2. Historias clínicas y Exámenes Físicos.
3. Tests psicométricos (Inteligencia General de J.C. Raven y Gestáltico Visomotor de L. Bender).
4. Análisis de laboratorio de sustancias tóxicas (plomo, cromo, benceno, tolueno y xileno) y Análisis clínicos de rutina en sangre.

Aquí se sintetizan los resultados obtenidos de dicho análisis organizado de acuerdo a tres áreas:

1. Cuestiones socio-ambientales de las poblaciones estudiadas.
2. Cuestiones referidas a su estado de salud en general
3. Resultados de tóxicos en sangre y en orina.

El tipo de resultados se refieren a:

1. la diferencia entre la proporción de casos en Villa Corina y Villa Inflamable (y su correspondiente test de significatividad: Chi-Cuadrado de Pearson)
2. la diferencia en las distribuciones de los valores tomados por las variables estrictamente numéricas (y su correspondientes test de diferencia de medias, de diferencia de varianzas y si la hipótesis de normalidad no se satisface -test de Kolmogorov-Smirnov-, el test no paramétrico de diferencia de medianas, de Mann-Whitney). No se detallan aquí los detalles numéricos sino los puntos conceptuales más importantes (esto es, no se pone el valor en cada caso ya que está todo eso descripto en el texto completo sino que se

dice si a niveles usuales de confianza, es significativa o no la diferencia de la que se trate).

Conclusiones

Este estudio avanza sobre el conocimiento del posible impacto de la contaminación en Dock Sud en el sentido que recopiló información muy detallada de las características socioambientales, de antecedentes de episodios de enfermedades (además de asistencia a consulta médica y gastos en salud), así como de estudios objetivos de presencia de plomo, cromo y BTX en humanos.

También este estudio comenzó con el análisis de inferencia sobre el posible impacto de cada uno de estos contaminantes en cada una de las enfermedades con la cual están relacionados los mismos. Esto se hizo con la idea de comenzar a determinar si la causa de las diferencias de los impactos en salud de las dos villas era efectivamente la contaminación o algún otro factor. Este análisis de inferencia se realizó utilizando regresiones logísticas que dan como resultado "Odds ratios" (OR) donde $OR > 1$ significa que la exposición a tal o cual contaminante aumenta el riesgo de contraer una u otra enfermedad. El análisis se hizo controlando por factores de condiciones de vida, nutricionales y sociales que pudieran influir en cada enfermedad además de los niveles altos de los contaminantes en si. Pero, deben considerarse esos resultados como preliminares ya que, por el tiempo disponible, y por la falta de algunas variables de control (por ejemplo, el coeficiente intelectual de los padres, como explicativo del potencial intelectual de los niños) no pueden pretenderse resultados de estudios epidemiológicos de regresión exhaustivos en esta etapa.

En todos los niños estudiados hay niveles cuantificables de plomo en sangre, y se encontraron niveles excedidos en 50 % de los casos en Villa Inflamable y 17 % en Villa Corina. Además, plomo es el único contaminante para el cual las

diferencias de medias entre los niveles excedidos en Inflamable y en Corina fueron significativas.

Es importante desde ya tratar y hacer seguimientos según las reglas recomendadas por el CDC, a los niños con niveles excedidos de plomo, pero también a otros niños habitantes del mismo hogar. Esto podría extenderse a los adultos.

La segunda sustancia (después del plomo) en término de los casos excedidos fue el ácido trans trans-mucónico, siendo mayor el porcentaje de excedidos sobre la población encuestada en Villa Corina que en Villa Inflamable.

Esto es compatible con los resultados de calidad de aire ya que el promedio de benceno es mayor en Villa Corina que en Villa Inflamable.

Con respecto a ácido hipúrico (asociado a tolueno) hay pocos casos con niveles excedidos. No habría mayores recomendaciones a hacer en esa área.

Pero, un tema que surge del estudio de salud y requiere mayores estudios es el de la coexposición. Hay 28 chicos que tienen valores por encima del de referencia en dos o tres de los contaminantes estudiados. El problema que esto acarrea es que se potencian efectos (aunque a veces puedan ser individualmente débiles en una misma persona).

El estudio realizado con el objetivo de evaluar los daños en la salud relacionados con posible exposición ambiental en la población escolar de residentes de Villa Inflamable, brinda información del perfil clínico epidemiológico de los niños y se identificaron biomarcadores de exposición, que comparando a la población objetivo con un grupo testigo de residentes a una distancia de aproximadamente 12 *km* en Villa Corina dentro del mismo partido de Avellaneda, son los siguientes:

1. Existe un mayor porcentaje de enfermedades y sintomatologías respiratorias, dérmicas y neurológicas en Villa Inflamable que en la población testigo.

2. En pruebas psicométricas, se encuentran resultados más desfavorables en Villa Inflamable.
3. La prevalencia de niveles elevados de plomo en sangre en los niños de Villa Inflamable es de 50 %, mientras que para Villa Corina este porcentaje es de 17 %. Tres niños de Villa Inflamable exhiben plombemias de $> 20\text{mg/dL}$ por lo que requieren de intenso seguimiento y tratamiento quelante.
4. Aproximadamente un 10 % de los niños en ambas villas presenta cromo en orina que supera los valores de referencia.
5. No se detectó presencia de xileno en la población.
6. Para benceno y tolueno, un mayor porcentaje de niños tiene valores superiores al de referencia en Villa Corina (la población testigo.) Estas diferencias son significativas para benceno.
7. El promedio de niveles de tóxicos que superan los límites de referencia es mayor en Villa Inflamable para todas las sustancias, siendo la diferencia estadísticamente significativa para plomo.
8. Se controlaron factores de confusión. Resultaron significativos con exposición a plomo los siguientes antecedentes de los niños:
 - “Hiperactivo” (según el tutor encuestado).
 - Cefaleas frecuentes.
 - Ser repetidor en la escuela.
 - Síntomas neurológicos en general (estos últimos tres obtenidos de la historia clínica.).

Notas

- [1] Estudio clínico-toxicológico de población escolar expuesta a emanaciones de sustancias químicas en Dock Sur. Facultad de Medicina. UBA. 1era Cátedra de Toxicología. Febrero 2002.

- [2] La escuela del barrio carecía de listas de niños matriculados debido al período de vacaciones; tampoco se contaba con información de los habitantes en el centro de salud. Se solicitó a la Secretaría de Salud del Municipio datos de frecuencia de patologías o sintomatología discriminados por barrio, pero no fue posible obtenerlos. Se desconocía prevalencia para el grupo de enfermedades y síntomas en estudio. El dato de prevalencia es fundamental para establecer tamaño y poder de una muestra. En el centro de salud no se tenían datos de cobertura sanitaria por edad.

- [3] Tanto el protocolo como el consentimiento fueron presentados al Comité de Ética del Hospital de Pediatría SAMIC "Profesor Dr. Juan P. Garrahan".

Apéndice D

**Nada cambió para quien inició la
causa**

Nada cambió para quien inició la causa

Medio Ambiente

Domingo 12 de febrero de 2012

Publicado en edición impresa

Es Beatriz Mendoza, que junto a otros vecinos, demandó al Estado por contaminación hace ocho años.



Imagen D.1: Beatriz Mendoza se define como una contaminada. (Foto: Hernán Zenteno)

Beatriz Mendoza consiguió algo que parecía imposible: que alguien se acordara de que el Riachuelo era una cloaca a cielo abierto y de que más de 5 millones de personas están en riesgo por la contaminación. Ella fue la que inició, en 2004, una causa por contaminación junto con otros vecinos que después de mucho tiempo llegó a la Corte Suprema y generó el fallo ambiental más importante del país.

Hacía dos años que trabajaba como psicóloga social en la salita sanitaria de la villa Inflamable, en Dock Sud. Había empezado a sentir dificultades para mover las manos y las piernas. Y los análisis arrojaron como resultado que los niveles de tolueno (derivado del petróleo) en su orina sextuplicaban los tolerables.

Así, junto con un grupo de vecinos de Avellaneda y de la Capital, Mendoza presentó la hoy famosa demanda. Sin embargo, ocho años después, para ella nada cambió. “Yo sigo sin sensibilidad en mis manos, con fatiga, hipoacusia y sin

motricidad fina. Aunque sé que el fallo de la Corte marcó un antes y un después, a nosotros, los contaminados, nada nos cambió”, dijo.

Ella se autodefine como contaminada. Sigue trabajando para la Municipalidad de Avellaneda, pero pudo conseguir que la trasladaran a la sede que está a metros del puente Pueyrredón. Trabaja como coordinadora del plan de Salud y Ambiente e intenta, desde su lugar ayudar a todos los que pueda.

“Por ahora estamos haciendo nuevos análisis con la gente de Avellaneda. En poco tiempo la Acumar prometió la sala de atención permanente y podremos tener disponible un especialista en toxicología todos los días”, contó.

Mendoza se ha transformado en una experta en causas y tratamientos para la contaminación. Ella es una contaminada por hidrocarburos. “Nuestra causa está parada. Ahora la rechazó el fuero civil y comercial. Pero yo sigo adelante. Tal vez algún día, si pensamos en nuestros hijos y nuestros nietos esta realidad pueda cambiar.”

El saneamiento del Riachuelo era, hasta el fallo de la Corte, una historia de fracasos. Con el antecedente de al menos dos créditos internacionales desviados, el abogado de Mendoza, Daniel Sallaberry, le pidió en diciembre a la Corte Suprema que un nuevo préstamo del Banco Mundial, esta vez por 840 millones de dólares, no sea utilizado para otros fines. Cabe recordar que el año pasado se redireccionaron \$28 millones del plan de saneamiento del río para el programa Fútbol para Todos.

Apéndice E

Llevaría hasta **20 años** sanear el
Riachuelo

Llevaría hasta 20 años sanear el Riachuelo.

Medio ambiente

Lento avance de las obras

El Gobierno dijo que estará limpio en 2016; para los expertos, es imposible

Por Laura Rocha — LA NACION

Domingo 12 de febrero de 2012

Publicado en edición impresa



Imagen E.1: Un bote cruza las aguas turbias hacia Avellaneda. (Foto: Hernán Zenteno)

Dragar o no dragar, ésa es la cuestión. Entre estas dos posibilidades se debate el tiempo que tardará el Riachuelo en recuperar el oxígeno. Demandará una década, si se elige la primera opción; veinte años, por lo menos, si se resuelve no hacerlo. Estos son los pronósticos más alentadores en los que coinciden, en el seno de la Autoridad de Cuenca Matanza Riachuelo, el defensor del pueblo de la Nación, las ONG y los expertos consultados por LA NACION. Eso sí: sólo se conseguirá el objetivo si se cumplen los rígidos plazos establecidos por la Corte Suprema de Justicia de la Nación.

“Los valores aceptados internacionalmente y que nos marca el fallo van a estar para 2016. Una vez que tengamos eso habrá que debatir si dejamos que el Riachuelo se depure naturalmente o si se dragan los fondos contaminados. La

segunda opción dejaría saneado el río en un plazo de cinco años. Conseguir los parámetros del agua mineral es otra discusión”, dijo el secretario de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, Juan José Mussi.

El proceso de saneamiento, que deben cumplir por orden judicial y que sigue de cerca el juez federal de Quilmes, Luis Armella, los Estados nacional, bonaerense y porteño, avanza lentamente. Si bien se notan diferencias en la limpieza de márgenes y en la liberación de varios tramos del camino de sirga, siguen muy demorados la interrupción de los vuelcos, la eliminación de basurales a cielo abierto y la atención de las personas contaminadas.

Por caso, de las 810 industrias consideradas agente contaminante (la carga que libera al río puede contener sustancias o parámetros físico-químico-biológicos que perjudiquen la salud de las personas y del curso de agua), sólo 100 habrán sido reconvertidas para fines de marzo. Y sólo la mitad elaboró, hasta el momento, su plan de reconversión industrial.

Qué pasa, Riachuelo

Este es uno de los datos que pueden obtenerse del sitio de monitoreo on line que se habilitó en diciembre pasado <http://quepasariachuelo.org.ar>, diseñado por Garage Lab con base de datos públicos. Según la Acumar, existen más de 300 basurales a cielo abierto, 17 de ellos cuentan con más de 20.000 m² de residuos.

Los avances más importantes se han producido, tal vez, en las obras de infraestructura y de cloacas. Hace dos semanas, por caso, se conocieron las ofertas para la construcción del colector en la margen izquierda, que terminará en una planta depuradora, a la altura de Dock Sud.

Esta obra, que también incluye una planta en Berazategui y su emisario, son fundamentales para el saneamiento, estará financiada por un crédito del Banco Mundial de 840 millones de dólares. El plazo de ejecución es de cuatro años.

Poco a poco también se avanza en la relocalización de las personas que viven a la orilla del río. Según el plan, se van a construir en la cuenca 17.700 viviendas. Por el momento sólo se han mudado unos dos centenares de familias.

Respecto de la salud de las personas que viven en la cuenca, también es lento el avance. Aunque Acumar construirá 15 centros de atención con toxicólogos, todavía no hay estudios ni informes que den cuenta de cuál es la afectación de los millones de personas que conviven con la contaminación.

Cabe recordar que están expuestas a derivados de hidrocarburos, tolueno, benceno, mercurio, cromo y plomo, según las actividades de las más de 20.000 industrias radicadas en la cuenca, según los datos del empadronamiento oficial.

Jorge Codignotto, geólogo, profesor de la Universidad de Buenos Aires (UBA), cree que el proceso está encaminado pero que aún falta lo más importante: dejar de contaminar. "Los plazos que se hicieron públicos son cortos. El deterioro es muy grande como para solucionarlo en 2016. La posibilidad de remover los fangos es jugar a la ruleta rusa. Es insensato el planteo cuando lo que hay que hacer es dejar de contaminar, tal como lo indican las experiencias en el exterior", dijo.

El experto se refiere, por ejemplo, a los casos de remediación del Támesis, en Gran Bretaña, o del Rin, en Alemania.

El Támesis

El río británico, por caso, es el segundo más largo del país y en su cuenca residen 11 millones de personas. En 1950 estaba muerto por la cantidad de fábricas y curtiembres que volcaban sus desechos. El municipio de Londres creó un organismo especial encargado de estudiar y poner en práctica un esquema de la limpieza del río que atacó todos los frentes: efluentes industriales, cloacales y acciones de educación.

El programa ha tardado veinte años en completarse en sus líneas fundamentales y los trabajos prosiguen, pero han logrado recuperar cientos de especies que habían desaparecido.

El panorama para el Riachuelo es igualmente complejo. Se trata de un río de llanura, que además, fue rectificado, lo que hace que su flujo sea más lento. “Quitar los cascos hundidos para acelerar la corriente fue una buena medida, pero los barros contaminados no deberían moverse. La idea, que se conoce extraoficialmente, es que lo que se remueva sea remediado, pero con los metales pesados eso es muy peligroso”, agregó Codignotto.

El proyecto de remoción de barros, que costaría unos 3200 millones de dólares, incluiría la creación de una isla artificial con el material remediado en el Río de la Plata. Según pudo saber LA NACION, la propuesta sería financiada con fondos chinos. “Es muy pronto para hablar de este proyecto, pero es algo que habrá que debatir cuando llegue el momento”, indicó Mussi.

Para Codignotto esa propuesta es muy riesgosa: “Hay que recordar que es la fuente para abastecer de agua potable a la Capital y el conurbano”.

Andrés Nápoli, representante de la Fundación Ambiente y Recursos Naturales (FARN), entidad que integra el cuerpo civil que debe controlar el cumplimiento del fallo, opinó: “Mejor que prometer es realizar. La Acumar no ha definido aún qué significa recomponer el ambiente, cuestión que resulta fundamental para entender, conocer e interpretar las definiciones expresadas por Mussi. Además, terminar con los volcados contaminantes para 2016 tampoco será posible si no cambian las resoluciones judiciales al respecto”.

Esas resoluciones autorizan, a largo plazo, el vertido de efluentes que contengan, entre otras sustancias, arsénico, bario, boro, cadmio, cianuro, zinc, cloro, cobalto, entre otros contaminantes. Según entienden los expertos, el largo plazo

podría ser 2020, incluso ésa es la fecha prevista en una de las presentaciones que realizó la Defensoría del Pueblo de la Nación.

Apéndice F

Informe de la UNQ

Universidad Nacional de Quilmes



Proyecto:

Biolixiviación de sedimentos del Arroyo Sarandí

Objetivo:

Caracterización fisicoquímica de los sedimentos tomados del lecho del Arroyo para evaluar riesgo de acidificación y liberación de metales y luego ensayar la posibilidad de aplicar técnicas de *biolixiviación*, a partir del tratamiento *ex-situ* de los mismos, a partir de la inoculación con *Acidithiobacillus ferrooxidans*.

Introducción:

El Arroyo Sarandí es un curso de agua que en su recorrido atraviesa cuatro partidos densamente poblados (Alte. Brown, L. de Zamora, Lanús y Avellaneda, desembocando en el Río de la Plata). Recibe descargas cloacales, efluentes industriales y aguas pluviales contaminadas por arrastre de sólidos, esto conlleva a un alto grado de contaminación. Posee además una gran variedad de residuos y desperdicios superficiales y altas concentraciones de metales pesados en su lecho, siendo este un importante sumidero y reservorio para los mismos.

Fundamentos:

Debido a la acción de bacterias sulfato reductores (SRB), se produce un aumento del pH del medio. Bajo estas condiciones los metales del medio precipitan, quedando confinados al lecho del Arroyo.

Acidithiobacillus ferrooxidans, cataliza la reacción inversa a las SRB, disminuyendo el pH del medio y resolubilizando los metales.

Es por esto que el tratamiento *ex situ* del sedimento, permite no sólo eliminar este tipo de contaminantes, sino que permite también la recuperación de los metales



Desembocadura del Arroyo Sarandí en el Río de la Plata – Nótese el cambio en la intensidad de los colores



Zona de toma de muestra para el ensayo de biolixiviación – Nótese la alta densidad poblacional

Ensayos de caracterización:

- Determinación de humedad y pH
 - Potencial de neutralización
- Contenido pseudototal de metales
- Fracción biodisponible de metales
- Determinación de sulfuros volátiles en ácido (SVA)

Experiencia de resuspensión:

- Se obtuvo biomasa en cantidad de *Acidithiobacillus ferrooxidans* en medio 9K, rico en Fe.
- Luego se inoculó esa biomasa en medio 0K libre de Fe con los sedimentos a tratar.
- Se realizará una nueva caracterización para determinar el efecto del tratamiento

Asignatura: Biodepuraciones y Biorremediación - Año 2007 -

Prof.: Dr. Gustavo Curutchet – Instructora: Lic. Laura Carbajal

Alumnas: Avolio, Natalia; Iannuzzi, Georgina; Talarico, Natalia

Imagen F.1: Informe de la UNQ

Apéndice G

A puro remo, desde Puerto

Madero hasta el Riachuelo

A puro remo, desde Puerto Madero hasta el Riachuelo

Medio ambiente

Domingo 02 de diciembre de 2012

Publicado en edición impresa

Más de cien botes participaron de la prueba; buscan destacar la importancia de la recuperación de ese curso de agua.



Imagen G.1: Los remeros, bajo el Puente Transbordador. (Foto: Soledad Aznarez)

Trescientos remeros participaron ayer de la Séptima Remada por el Riachuelo, que partió a las 10.30 del Yacht Club Puerto Madero, en la dársena Norte del Dique 4, y finalizó a las 12, en el Club de Regatas de Avellaneda.

“La remada tiene como objetivo acentuar la potencialidad navegable del Riachuelo, realizar actividades recreativas de concientización y dar cuenta de lo positivo de contar con ese cauce de agua recuperado. Hace siete años veíamos la remada como un sueño y hoy es realidad”, expresó Oscar Andreani, presidente de Fundación x La Boca, una de las entidades organizadoras, junto con la Federación Metropolitana de Remo y el Club Regatas Avellaneda.

Durante el trayecto, los participantes hicieron una parada simbólica en La Boca, en La Vuelta de Rocha, bajo el Puente Transbordador.

En la llegada, el intendente de Avellaneda, Ing. Jorge Ferraresi, inauguró junto con Juan José Mussi, presidente de la Autoridad de Cuenca Matanza Riachuelo (Acumar), una nueva estación de monitoreo continuo, como parte de las acciones de recuperación de la Cuenca que ese organismo lleva adelante. La estructura consta de dos pisos; en el primero, aloja el instrumental para monitoreo continuo de calidad de agua.

En el segundo, los equipos para el monitoreo continuo de calidad de aire. Se medirán allí distintas variables ambientales, como caudal, temperatura, cromo total, oxígeno disuelto, amonio, fósforo total, pH, conductividad, DQO, hidrocarburos totales y nitratos.

La jornada sumó un trayecto de 9 *km* que recorrieron 300 remeros, en 100 botes.

“Esta actividad sirvió para acercarnos al Riachuelo, ver las mejoras que se están produciendo y seguir trabajando en pos de su recuperación”, expresó Mussi.

Apéndice H

Clasificación de sedimentos según Normas Europeas

Carlou, C. (Ed.) (2007). Derivation methods of soil screening values in Europe. A review and evaluation of national procedures towards harmonization. Chapter 4 Variability of soil screening values. European Commission, Joint Research Centre, Ispra, EUR 22805-EN, 306 pp.

H.1. Normas Europeas para valores de detección de riesgo insignificante.

Tabla H.1: Normas Europeas para valores de detección de riesgo insignificante

Metal pesado	Netherland (<i>mg/Kg</i>)	Bélgica (<i>mg/Kg</i>)
As	29	12
Cd	0,80	0,20
Zn	140	67
Hg	0,30	0,050
Cr	100	34
Pb	85	25
Cu	36	14
Ni	35	24

H.2. Normas Europeas para valores de detección de riesgo (residencial).

Tabla H.2: Normas Europeas para valores de detección de riesgo (residencial)

Metal pesado	Bélgica <i>(mg/Kg)</i>	Alemania <i>(mg/Kg)</i>	Suecia <i>(mg/Kg)</i>
As	40	50	15
Cd	3	20	1
Zn	230	-	700
Hg	9	20	5
Cr	125	400	250
Pb	195	400	300
Cu	110	-	-
Ni	150	140	150

H.3. Valores de detección del riesgo potencial inaceptable para los metales (suelo industrial de uso)

Tabla H.3: Valores de detección del riesgo potencial inaceptable (suelo industrial de uso) para los metales

Metal pesado	Bélgica (<i>mg/Kg</i>)	Reino Unido (<i>mg/Kg</i>)	Italia (<i>mg/Kg</i>)
As	300	500	50
Cd	30	1400	15
Zn	1300	-	1500
Hg	30	480	5
Cr	700	5000	800
Pb	1360	750	1000
Cu	500	-	600
Ni	500	-	500

H.4. Normas Europeas para valores de riesgo potencial inaceptable (uso residencial del suelo)

Tabla H.4: Normas Europeas para valores de riesgo potencial inaceptable
(uso residencial del suelo)

Metal pesado	Netherland (mg/Kg)	Reino Unido (mg/Kg)	Dinamarca (mg/Kg)
As	55	20	20
Cd	12	2	5
Zn	720	3000	1000
Hg	10	8	3
Cr	380	130	1000
Pb	530	450	400
Cu	190	500	1000
Ni	210	500	30

Apéndice I

Resultados análisis a terceros indagatorio y propios (Método EPA 3050 B)

I.1. Análisis a terceros indagatorio. (Método EPA 3050 B)

Tabla I.1: Análisis a terceros indagatorio. (Método EPA 3050 B)

Metal pesado	Muestreo Puente 1 (<i>mg/Kg_{seco}</i>)	Muestreo Puente 2 izquierdo (<i>mg/Kg_{seco}</i>)	Muestreo Puente 2 derecho (<i>mg/Kg_{seco}</i>)
As	< 0,50	< 0,50	< 0,50
Cd	21,10	22,80	26,90
Zn	94,50	505	826
Hg	10,30	14,60	4,40
Cr	< 2	< 2	< 2
Pb	< 2	< 2	< 2
Cu	11,50	117,40	40,30

I.2. Análisis propios indagatorio. (Método EPA 3050B)

Tabla I.2: Análisis propios indagatorio. (Método EPA 3050B)

Metal pesado	Muestreo Puente 1 (<i>mg/Kg_{seco}</i>)	Muestreo Puente 2 izquierdo (<i>mg/Kg_{seco}</i>)	Muestreo Puente 2 derecho (<i>mg/Kg_{seco}</i>)
Fe	14740	13554	2345
Cu	174,89	95,92	229,72
Cr	780,80	703,35	2116,90
Ni	14,23	12,62	43,56
Pb	149,90	285,37	149,90

Apéndice J

Resultados esquema BCR y Tessier

J.1. Análisis de invierno-esquema BCR

J.1.1. FRACCIÓN 1

Tabla J.1: Análisis de invierno-esquema BCR FRACCIÓN 1

FRACCIÓN 1						
Puente 1						
Metal pesado	Muestra 1 (mg/Kg)	Muestra 2 (mg/Kg)	Muestra 3 (mg/Kg)	Muestra 4 (mg/Kg)	Muestra 5 (mg/Kg)	Muestra 6 (mg/Kg)
Cr	1,26	0,63	0,28	2,73	2,07	0,74
Pb	1,80	0,42	0,12	0,14	< 0,20	< 0,20
Cu	< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07
Ni	1,44	0,51	0,41	2,00	1,38	1,02
Puente 2 - Izquierda						
Cr	0,97	8,11	6,22	1,56	2,80	3,74
Pb	1,34	1,02	1,11	1,11	0,47	1,60
Cu	< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07
Ni	2,91	2,36	2,27	11,17	20,90	16,64
Puente 2 - Derecha						
Cr	< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07
Pb	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20	< 0,20
Cu	< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07
Ni	0,24	0,14	0,15	0,16	0,20	1,53

J.1.2. FRACCIÓN 2

Tabla J.2: Análisis de invierno-esquema BCR FRACCIÓN 2

FRACCIÓN 2						
Puente 1						
Metal pesado	Muestra 1 <i>(mg/Kg)</i>	Muestra 2 <i>(mg/Kg)</i>	Muestra 3 <i>(mg/Kg)</i>	Muestra 4 <i>(mg/Kg)</i>	Muestra 5 <i>(mg/Kg)</i>	Muestra 6 <i>(mg/Kg)</i>
Cr	8,02	2,19	3,29	6,93	9,21	3,25
Pb	46,34	5,86	11,32	11,38	15,02	4,23
Cu	< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07
Ni	6,39	6,91	5,81	3,70	5,45	4,26
Puente 2 - Izquierda						
Cr	3,36	8,11	6,23	1,48	2,80	3,74
Pb	37,20	39,57	38,63	37,78	17,23	26,04
Cu	< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07
Ni	4,89	6,74	9,27	24,62	24,51	24,84
Puente 2 - Derecha						
Cr	< 0,08	< 0,08	< 0,08	< 0,08	< 0,08	< 0,08
Pb	461,93	69,62	10,03	274,97	450,68	412,07
Cu	< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07
Ni	2,30	0,57	0,34	0,48	0,46	1,07

J.1.3. FRACCIÓN 3

Tabla J.3: Análisis de invierno-esquema BCR FRACCIÓN 3

FRACCIÓN 3						
Puente 1						
Metal pesado	Muestra 1 (mg/Kg)	Muestra 2 (mg/Kg)	Muestra 3 (mg/Kg)	Muestra 4 (mg/Kg)	Muestra 5 (mg/Kg)	Muestra 6 (mg/Kg)
Cr	274,82	367,90	936,04	617,92	574,28	152,09
Pb	36,63	6,06	7,19	2,68	18,18	5,20
Cu	36,99	31,08	31,09	30,89	47,83	33,23
Ni	1,70	2,01	2,64	2,80	3,32	1,44
Puente 2-Izquierda						
Cr	251,95	840,77	540,27	866,43	908,18	984,86
Pb	12,49	12,27	17,83	28,73	18,76	22,84
Cu	39,27	64,39	32,41	42,61	35,99	44,32
Ni	4,19	9,45	7,84	57,12	46,19	46,14
Puente 2 - Derecha						
Cr	7,82	10,55	7,13	3,80	9,08	40,86
Pb	< 0,26	< 0,26	< 0,26	< 0,26	< 0,26	< 0,26
Cu	< 0,09	< 0,09	< 0,09	< 0,09	< 0,09	< 0,09
Ni	0,40	0,58	0,53	0,23	0,54	0,65

J.2. Análisis de invierno - esquema Tessier

J.2.1. FRACCIÓN 1

Tabla J.4: Análisis de invierno-esquema Tessier-FRACCIÓN 1

FRACCIÓN 1						
Puente 1						
Metal pesado	Muestra 1 (mg/Kg)	Muestra 2 (mg/Kg)	Muestra 3 (mg/Kg)	Muestra 4 (mg/Kg)	Muestra 5 (mg/Kg)	Muestra 6 (mg/Kg)
Cr	< 0,04	< 0,04	< 0,04	< 0,04	< 0,04	< 0,04
Pb	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10
Cu	< 0,04	0,30	< 0,04	< 0,04	0,03	0,24
Ni	1,00	0,74	1,13	0,62	1,11	1,11
Puente 2 - Izquierda						
Cr	0,37	0,18	0,32	0,31	0,33	0,40
Pb	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10
Cu	< 0,04	0,04	< 0,04	< 0,04	< 0,04	< 0,04
Ni	1,05	1,42	0,88	21,83	32,18	21,51
Puente 2 - Derecha						
Cr	0,29	0,23	0,20	0,16	0,24	0,18
Pb	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10
Cu	< 0,04	< 0,04	< 0,04	< 0,04	< 0,04	< 0,04
Ni	0,37	0,14	0,09	0,32	0,07	0,89

J.2.2. FRACCIÓN 2

Tabla J.5: Análisis de invierno-esquema Tessier-FRACCIÓN 2

FRACCIÓN 2						
Puente 1						
Metal pesado	Muestra 1 (mg/Kg)	Muestra 2 (mg/Kg)	Muestra 3 (mg/Kg)	Muestra 4 (mg/Kg)	Muestra 5 (mg/Kg)	Muestra 6 (mg/Kg)
Cr	10,32	10,98	10,07	12,27	8,84	6,07
Pb	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10
Cu	< 0,04	< 0,04	< 0,04	< 0,04	1,17	1,34
Ni	3,36	3,64	3,06	1,95	2,87	2,24
Puente 2 - Izquierda						
Cr	7,86	12,38	13,37	12,32	15,81	5,75
Pb	24,74	30,00	25,26	35,25	32,07	23,70
Cu	0,41	0,36	0,08	< 0,04	< 0,04	< 0,04
Ni	4,29	4,36	7,25	18,27	26,49	18,52
Puente 2 - Derecha						
Cr	< 0,08	< 0,08	< 0,08	< 0,08	< 0,08	< 0,08
Pb	1,82	2,08	3,91	2,33	0,90	0,95
Cu	< 0,04	< 0,04	< 0,04	< 0,04	< 0,04	< 0,04
Ni	1,15	1,10	0,63	1,13	0,54	2,31

J.2.3. FRACCIÓN 3

Tabla J.6: Análisis de invierno-esquema Tessier-FRACCIÓN 3

FRACCIÓN 3						
Puente 1						
Metal pesado	Muestra 1 <i>(mg/Kg)</i>	Muestra 2 <i>(mg/Kg)</i>	Muestra 3 <i>(mg/Kg)</i>	Muestra 4 <i>(mg/Kg)</i>	Muestra 5 <i>(mg/Kg)</i>	Muestra 6 <i>(mg/Kg)</i>
Cr	2,99	1,60	1,42	28,20	2,28	1,73
Pb	0,94	< 0,26	< 0,26	< 0,26	< 0,26	< 0,26
Cu	< 0,09	< 0,09	< 0,09	1,54	13,51	< 0,09
Ni	0,85	0,27	0,16	1,14	0,62	0,07
Puente 2 - Izquierda						
Cr	0,58	2,28	2,59	2,06	1,68	1,11
Pb	< 0,26	0,19	< 0,26	1,53	0,06	2,35
Cu	< 0,09	< 0,09	< 0,09	< 0,09	< 0,09	< 0,09
Ni	1,28	2,49	4,71	16,21	13,21	13,42
Puente 2 - Derecha						
Cr	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11	< 0,11
Pb	< 0,26	< 0,26	< 0,26	< 0,26	< 0,26	< 0,26
Cu	< 0,09	< 0,09	< 0,09	< 0,09	< 0,09	< 0,09
Ni	0,19	< 0,01	0,18	0,26	< 0,01	2,33

J.2.4. FRACCIÓN 4

Tabla J.7: Análisis de invierno-esquema Tessier-FRACCIÓN 4

FRACCIÓN 4						
Puente 1						
Metal pesado	Muestra 1 (mg/Kg)	Muestra 2 (mg/Kg)	Muestra 3 (mg/Kg)	Muestra 4 (mg/Kg)	Muestra 5 (mg/Kg)	Muestra 6 (mg/Kg)
Cr	323,35	261,40	259,34	642,33	379,83	376,72
Pb	172,47	122,57	129,64	127,48	118,28	27,07
Cu	108,40	85,04	90,42	188,80	146,18	60,17
Ni	8,67	7,01	17,76	20,39	33,76	7,99
Puente 2 - Izquierda						
Cr	567,07	1244,77	1002,76	1339,82	1730,08	1525,70
Pb	163,49	175,65	138,35	320,55	239,22	243,41
Cu	119,54	135,24	88,37	93,19	95,63	99,50
Ni	21,96	31,66	32,63	112,38	119,11	92,75
Puente 2 - Derecha						
Cr	24,15	48,77	12,66	12,06	11,26	82,62
Pb	2,24	23,39	17,72	17,24	13,25	16,39
Cu	2,58	13,41	8,11	6,87	8,64	14,32
Ni	2,02	4,75	3,47	7,31	8,49	6,98

J.2.5. FRACCIÓN 5

Tabla J.8: Análisis de invierno-esquema Tessier-FRACCIÓN 5

FRACCIÓN 5						
Puente 1						
Metal pesado	Muestra 1 (mg/Kg)	Muestra 2 (mg/Kg)	Muestra 3 (mg/Kg)	Muestra 4 (mg/Kg)	Muestra 5 (mg/Kg)	Muestra 6 (mg/Kg)
Cr	129,52	43,97	68,43	67,69	58,76	14,85
Pb	74,94	29,65	61,40	21,64	21,65	10,67
Cu	33,69	12,22	23,46	24,17	18,52	12,31
Ni	5,08	4,13	5,80	11,71	4,28	4,44
Puente 2 - Izquierda						
Cr	45,75	241,63	257,91	283,47	821,90	378,60
Pb	29,32	114,88	90,81	186,24	229,82	120,39
Cu	14,15	37,22	40,86	27,45	56,94	45,51
Ni	3,93	9,97	26,07	49,47	86,00	50,25
Puente 2 - Derecha						
Cr	4,92	19,48	9,25	12,55	11,71	42,32
Pb	< 0,03	13,44	4,17	4,58	4,94	13,10
Cu	0,19	6,64	4,87	7,01	13,01	18,39
Ni	2,20	11,04	9,06	12,09	31,75	14,22

J.3. Análisis de primavera-esquema Tessier

J.3.1. FRACCIÓN 1

Tabla J.9: Análisis de primavera-esquema Tessier-FRACCIÓN 1

FRACCIÓN 1						
Puente 1						
Metal pesado	Muestra 1 (mg/Kg)	Muestra 2 (mg/Kg)	Muestra 3 (mg/Kg)	Muestra 4 (mg/Kg)	Muestra 5 (mg/Kg)	Muestra 6 (mg/Kg)
Cr	0,06	0,66	0,61	0,66		
Pb	0,47	0,03	0,10	0,42		
Cu	0,76	0,86	0,39	0,38		
Ni	1,70	1,63	2,22	2,24		
Puente 2 - Izquierda						
Cr	0,26	0,50	0,67	0,81	0,76	0,69
Pb	0,05	0,26	0,34	0,46	0,08	0,06
Cu	0,04	0,72	0,84	0,80	0,70	0,61
Ni	1,16	1,63	1,28	1,88	1,20	1,08
Puente 2 - Derecha						
Cr	0,70	0,81	0,63	0,62	0,01	0,71
Pb	0,82	1,67	0,05	1,49	0,58	2,49
Cu	0,90	0,85	0,77	0,09	0,61	0,62
Ni	3,98	3,77	1,74	2,07	1,58	1,64

J.3.2. FRACCIÓN 2

Tabla J.10: Análisis de primavera-esquema Tessier-FRACCIÓN 2

FRACCIÓN 2						
Puente 1						
Metal pesado	Muestra 1 <i>(mg/Kg)</i>	Muestra 2 <i>(mg/Kg)</i>	Muestra 3 <i>(mg/Kg)</i>	Muestra 4 <i>(mg/Kg)</i>	Muestra 5 <i>(mg/Kg)</i>	Muestra 6 <i>(mg/Kg)</i>
Cr	0,08	3,43	4,97	5,57		
Pb	3,81	10,53	9,62	9,36		
Cu	0,60	1,00	1,10	17,02		
Ni	2,45	2,50	2,72	5,72		
Puente 2 - Izquierda						
Cr	6,10	6,79	3,85	4,73	1,75	1,09
Pb	2,96	3,69	4,34	2,85	4,36	1,07
Cu	0,24	0,22	0,14	1,51	0,68	1,12
Ni	2,63	3,64	2,32	1,66	2,06	2,17
Puente 2 - Derecha						
Cr	0,61	0,12	1,52	2,29	3,64	2,87
Pb	2,88	6,56	19,11	20,12	14,97	14,74
Cu	0,74	3,73	0,77	0,43	0,74	0,56
Ni	2,07	1,27	2,08	2,55	3,16	1,95

J.3.3. FRACCIÓN 3

Tabla J.11: Análisis de primavera-esquema Tessier-FRACCIÓN 3

FRACCIÓN 3						
Puente 1						
Metal pesado	Muestra 1 (mg/Kg)	Muestra 2 (mg/Kg)	Muestra 3 (mg/Kg)	Muestra 4 (mg/Kg)	Muestra 5 (mg/Kg)	Muestra 6 (mg/Kg)
Cr	1,59	2,65	3,44	5,92		
Pb	3,49	2,51	2,50	3,68		
Cu	0,16	0,49	0,21	3,85		
Ni	0,30	1,09	1,00	1,49		
Puente 1 - Izquierda						
Cr	6,73	2,02	11,20	0,51	0,49	0,76
Pb	1,29	2,28	1,35	2,18	0,38	0,26
Cu	0,33	0,09	0,77	0,15	0,26	0,37
Ni	2,66	0,18	1,07	1,08	0,63	0,78
Puente 2 - Derecha						
Cr	0,99	1,20	0,72	1,76	1,54	1,94
Pb	0,16	1,09	3,11	2,65	2,68	1,74
Cu	0,13	0,57	0,27	0,24	0,29	0,32
Ni	0,11	0,70	1,11	1,38	1,18	1,15

J.3.4. FRACCIÓN 4

Tabla J.12: Análisis de primavera-esquema Tessier-FRACCIÓN 4

FRACCIÓN 4						
Puente 1						
Metal pesado	Muestra 1 <i>(mg/Kg)</i>	Muestra 2 <i>(mg/Kg)</i>	Muestra 3 <i>(mg/Kg)</i>	Muestra 4 <i>(mg/Kg)</i>	Muestra 5 <i>(mg/Kg)</i>	Muestra 6 <i>(mg/Kg)</i>
Cr	1302,67	788,27	554,54	638,67		
Pb	230,78	78,80	81,07	107,46		
Cu	135,34	60,68	68,19	150,26		
Ni	20,53	7,00	5,07	3,54		
Puente 2 - Izquierda						
Cr	585,64	1099,016	1372,21	179,25	291,05	245,37
Pb	135,69	205,14	100,11	28,79	49,25	30,75
Cu	126,60	98,33	51,76	26,29	30,98	24,90
Ni	18,95	11,57	7,54	3,76	8,56	3,05
Puente 2 - Derecha						
Cr	105,04	136,29	240,04	389,03	2651,79	491,86
Pb	22,52	31,61	71,97	78,42	211,80	108,47
Cu	14,27	19,04	32,30	32,68	87,33	38,58
Ni	1,16	1,12	0,97	0,95	0,66	0,64

J.3.5. FRACCIÓN 5

Tabla J.13: Análisis de primavera-esquema Tessier-FRACCIÓN 5

FRACCIÓN 5						
Puente 1						
Metal pesado	Muestra 1 (mg/Kg)	Muestra 2 (mg/Kg)	Muestra 3 (mg/Kg)	Muestra 4 (mg/Kg)	Muestra 5 (mg/Kg)	Muestra 6 (mg/Kg)
Cr	100,97	184,17	273,88	32,08		
Pb	100,04	76,86	22,04	16,97		
Cu	31,71	18,57	75,33	27,62		
Ni	12,45	6,76	1,94	4,30		
Puente 2-Izquierda						
Cr	64,54	97,28	32,64	33,84	28,68	25,76
Pb	43,43	42,70	19,65	19,68	24,04	20,14
Cu	22,23	19,96	11,63	14,83	12,59	13,70
Ni	7,40	5,29	2,98	0,77	4,04	4,99
Puente 2-Derecha						
Cr	10,52	16,77	22,57	26,03	248,58	44,81
Pb	8,80	11,09	26,06	25,07	64,98	21,73
Cu	8,96	7,62	17,34	11,76	2,91	1074,19
Ni	0,97	0,85	0,85	0,93	0,07	0,53

J.4. Balance de masas Tessier

J.4.1. FRACCIÓN 1

Tabla J.14: Balance de masas Tessier-FRACCIÓN 1

FRACCIÓN 1		
Puente 1		
Metal pesado	Invierno (mg/Kg)	Primavera (mg/Kg)
Cr	0,06	0,041
Pb	1,91	0,79
Cu	0,47	0,50
Ni	2,03	3,00
Puente 2 Izquierdo		
Cr	0,39	0,53
Pb	0,93	0,55
Cu	4,25	0,53
Ni	1,47	0,17
Puente 2 Derecho		
Cr	0,72	0,40
Pb	0,56	2,21
Cu	0,23	0,38
Ni	0,14	0,77

J.4.2. FRACCIÓN 2

Tabla J.15: Balance de masas Tessier-FRACCIÓN 2

FRACCIÓN 2		
Puente 1		
Metal pesado	Invierno (mg/Kg)	Primavera (mg/Kg)
Cr	5,19	4,84
Pb	13,28	14,37
Cu	0,07	0,54
Ni	4,55	3,53
Puente 2 Izquierdo		
Cr	6,74	6,36
Pb	16,24	6,58
Cu	2,96	0,71
Ni	15,68	3,06
Puente 2 Derecho		
Cr	0,10	2,36
Pb	2,90	15,58
Cu	0,93	0,22
Ni	2,03	2,58

J.4.3. FRACCIÓN 3

Tabla J.16: Balance de masas Tessier-FRACCIÓN 3

FRACCIÓN 3		
Puente 1		
Metal pesado	Invierno (mg/Kg)	Primavera (mg/Kg)
Cr	0,79	2,99
Pb	11,17	18,80
Cu	2,29	2,26
Ni	0,67	0,65
Puente 2 Izquierdo		
Cr	0,03	0,16
Pb	6,78	1,22
Cu	2,11	2,30
Ni	5,82	0,66
Puente 2 Derecho		
Cr	1,90	0,69
Pb	0,97	3,43
Cu	1,35	2,65
Ni	1,32	1,06

J.4.4. FRACCIÓN 4

Tabla J.17: Balance de masas Tessier-FRACCIÓN 4

FRACCIÓN 4		
Puente 1		
Metal pesado	Invierno (mg/Kg)	Primavera (mg/Kg)
Cr	101,95	216,43
Pb	15,01	16,89
Cu	41,47	38,26
Ni	2,22	3,28
Puente 2 Izquierdo		
Cr	170,41	278,71
Pb	21,00	0,08
Cu	63,43	62,22
Ni	14,25	5,76
Puente 2 Derecho		
Cr	16,02	164,02
Pb	2,02	4,46
Cu	21,60	35,47
Ni	2,47	3,65

J.4.5. FRACCIÓN 5

Tabla J.18: Balance de masas Tessier-FRACCIÓN 5

FRACCIÓN 5		
Puente 1		
Metal pesado	Invierno (mg/Kg)	Primavera (mg/Kg)
Cr	10,40	30,73
Pb	66,80	80,73
Cu	4,93	7,07
Ni	0,61	2,85
Puente 2 Izquierdo		
Cr	8,00	23,22
Pb	64,87	105,60
Cu	3,97	9,54
Ni	1,36	2,56
Puente 2 Derecho		
Cr	2,83	20,41
Pb	23,07	69,84
Cu	6,72	8,71
Ni	3,99	3,20

Apéndice K

Planilla de seguimiento del muestreo


	ANÁLISIS PARA TESIS		
	Extracción de muestras		Tesis Naser
			Muestreo N°
CALIDAD DE SEDIMENTOS			
Muestra	N°		
Fecha de extracción:	Hora de extracción:		
Extractor: N. Martinez- J.Machalec- C. Sanchez			
Ubicación punto de muestreo			
Nombre:			
Coordenadas geográficas:			
ANÁLISIS IN SITU			
Temperatura:	Agua:	Ambiente:	
ESTADO DEL CUERPO DE AGUA			
Olas:	si	no	Marea:
ESTADO DEL TIEMPO			
Vientos:	Nubosidad:		
Lluvias recientes:			
Otros:			
OBSERVACIÓN DEL SITIO			
Presencia de personas en el lugar:			
Embarcaciones:			
Residuos flotantes			
Manchas hidrocarburos:			
Peces muertos:			
Existencia de vegetación costera:			
Tipo de costa:	Natural:	artificializada:	

Imagen K.1: Planilla de seguimiento del muestreo

Apéndice L

La Justicia frenó obras de
dragado en el Riachuelo

La Justicia frenó obras de dragado en el Riachuelo

por Nora Sánchez - www.clarin.com-27/03/2013

Es porque el barro extraído contiene metales tóxicos. Como se deposita en el Río de la Plata, constituye un peligro para la salud de la población de la Ciudad y el Conurbano.



Imagen L.1: Cuatro Bocas. Allí se conectan la desembocadura del Riachuelo, el Río de la Plata, Dock Sud y los diques de Puerto Madero. (Foto: Fundación Agronegocios Y Agroalimentos)

El juez responsable de la causa del saneamiento del Riachuelo, Jorge Rodríguez, dictó una medida cautelar que **frenó los trabajos de dragado en la desembocadura del Riachuelo** en el sector conocido como Cuatro Bocas. Fue a raíz de un recurso de amparo presentado por la Fundación Agronegocios y Alimentos, que denunció que los barros extraídos eran **arrojados sin tratamiento en las aguas del Río de la Plata**.

La decisión se basa en un informe de la UBA, que indica que los sedimentos

están contaminados con **metales pesados, como cromo, arsénico, zinc, plomo y cadmio, que representan una amenaza a la salud de la población.**

La Fundación se presentó ante la Justicia por la sospecha de que los trabajos no se ajustaban a la normativa ambiental. Ahora el juez, que está al frente de la causa tras el apartamiento de Luis Armella, le ordenó a la Autoridad de Cuenca Matanza-Riachuelo (ACUMAR) que elabore un informe y que verifique que la obra no continúe.

Esta obra comenzó el 4 de marzo y se estaba realizando en Cuatro Bocas, que es el punto donde se conectan la desembocadura del Riachuelo, el Río de la Plata, Dock Sud y los diques de Puerto Madero. La encargó la terminal de contenedores Exolgan, **con el objetivo de que puedan ingresar barcos de más de 300 metros de eslora.**

Para esto hace falta recortar una de las cabeceras y mover **1.300.000 metros cúbicos de sedimentos del lecho del Riachuelo.**

De esta manera, se duplicaría la profundidad actual del curso de agua, que es de apenas un metro.

En la Fundación reclaman la detención de los trabajos hasta que se realicen estudios complementarios de los suelos a dragar. El argumento es que estos barroes estaban siendo volcados sin tratamiento ni control a cielo abierto en el Río de la Plata y sus costas. Y que esto **implica un riesgo para la población, que se abastece de agua de este río.**

“Estos sedimentos están **altamente contaminados** con metales pesados, como el plomo, el zinc, el cromo y el arsénico y son extraídos en aguas que tienen oxígeno cero. Todo esto no sólo es contrario a los parámetros que regulan el dragado en el Río de la Plata, sino que además consta claramente en un informe de laboratorio de la UBA, que se encuentra en conocimiento de la Justicia”,

explica su presidente, Gustavo Mozeris.

El informe fue realizado en febrero por la Cátedra de Química Analítica de la Facultad de Agronomía de la UBA, en base a muestras de sedimentos del fondo del cauce tomados en noviembre en cinco puntos de Cuatro Bocas. El trabajo revela que tienen una contaminación entre moderada y alta de cobre, cromo y plomo, que ofrecen una **altísima probabilidad de tener efectos tóxicos**.

También se encontraron distintas concentraciones de mercurio y arsénico.

“Sobre el análisis de las concentraciones de las sustancias contaminantes, los sedimentos del Riachuelo en la zona de Cuatro Bocas corresponden a la clase 4, asignación correspondiente al nivel del metal más restrictivo. Por lo tanto, utilizando como referencia la normativa holandesa, **el material dragado no se puede relocalizar en aguas abiertas sin medidas de contención o tratamiento previo**”, detalla el informe, que indica que el manejo inapropiado de los sedimentos puede producir un importante riesgo ambiental. Por eso recomienda no arrojarlos en el Río de la Plata y aconseja evaluar “otras alternativas para su reubicación”.

El juez tomó en cuenta este informe y entendió que, más allá de la importancia de las obras para el desarrollo del Puerto, es necesario tomar “medidas preventivas que protejan el ambiente”. Por eso ordenó la inmediata detención de la obra de dragado que está realizando Exolgan. Además, le pidió a la ACUMAR que haga cumplir la medida y le ordenó que inspeccione el predio cada diez días, que verifique que la empresa haya realizado un informe de impacto ambiental, y que realice un informe sobre el estado del dragado junto al Organismo Provincial para el Desarrollo Sostenible (OPDS). Desde la ACUMAR ayer dijeron que acatarán el fallo.