

75211



Universidad Nacional de Río Cuarto
Facultad de Ciencias Exactas, Físico-Químicas y Naturales



TESIS DOCTORAL

**IDENTIFICACIÓN DE LOS FACTORES Y PROCESOS QUE
INCIDEN EN LA PRESENCIA DE COMPUESTOS ORGÁNICOS
PERSISTENTES (COPs) EN EL AGUA SUBTERRÁNEA EN LA
CUENCA DEL RÍO QUEQUÉN GRANDE. APLICACIÓN EN LA
GESTIÓN DEL RECURSO HÍDRICO SUBTERRÁNEO.**

Sebastián Iván Grondona

Director: Dr. Héctor Massone
Codirector: Dra. Karina Miglioranza

Marzo 2014

73211

MFN:
Clasif:
T. 873

GRONDONA, SEBASTIAN
Identificación de lo

2014

73211



1950

ÍNDICE DE CONTENIDOS

ÍNDICE DE FIGURAS	v
ÍNDICE DE TABLAS	viii
AGRADECIMIENTOS.....	x
RESUMEN	xi
CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN	1
1.1 DESCRIPCIÓN DEL PROBLEMA	1
1.2 HIPÓTESIS DE LA TESIS.....	6
1.2.1 Objetivo general.....	6
1.2.2 Objetivos específicos	6
CAPÍTULO 2. SÍNTESIS METODOLÓGICA	8
2.1 Metodología vinculada a la recopilación bibliográfica y antecedentes.....	8
2.2 Metodología utilizada en el desarrollo del modelo hidrogeológico de la CRQG	9
2.3 Metodología de los ensayos realizados en laboratorio.....	9
2.3.1 Muestreo de suelos para ensayos de determinación de parámetros hidráulicos y movilidad de plaguicidas	9
2.3.2 Metodología para la determinación de parámetros hidráulicos de suelo	10
2.3.3 Metodología de ensayos de movilidad de plaguicidas en columnas de suelo.....	10
2.4 Metodología utilizada en la evaluación del riesgo asociado a la contaminación de acuíferos.....	12
2.5 Metodología para la propuesta de Gestión del Recurso Hídrico Subterráneo	13
CAPÍTULO 3. CARACTERÍSTICAS DEL AREA DE ESTUDIO	14
3.1 GENERALIDADES DE LA CUENCA DEL RIO QUEQUÉN GRANDE.....	14
3.2. CARACTERIZACIÓN GEOLÓGICA Y GEOMORFOLÓGICA.....	17
3.2.2 Estratigrafía.....	17
3.2.2.1 Basamento cristalino precámbrico ígneo metamórfico	18
3.2.2.2 La cubierta sedimentaria precámbrica-paleozoica.....	23
3.2.2.3 Cubierta de Sedimentos cenozoicos	27
3.2.1 Geología estructural	29
3.2.3 Geomorfología	32
3.2.4 Características de los suelos de la CRQG	36
3.3. CARACTERIZACIÓN SOCIO-ECONÓMICA	37
3.3.1 Características demográficas de la CRQG	37

3.3.2 La agricultura en la CRQG	39
CAPÍTULO 4. APORTES AL MODELO HIDROGEOLOGICO DE LA CRQG	42
4.1 INTRODUCCIÓN	42
4.2 ANTECEDENTES.....	42
4.2.1 Hidrogeología de la CRQG.....	42
4.3 METODOLOGÍA.....	46
4.3.1 Muestreo de agua subterránea.....	46
4.3.2 Actualización del modelo matemático	49
4.3.2.1 Características del modelo matemático	50
4.3.2.2 Ingreso de información al software	52
4.3.2.3 Resultados y discusión	55
CAPÍTULO 5. DETERMINACIÓN DE PARÁMETROS HIDRÁULICOS DE SUELO EN COLUMNAS SIN DISTURBAR.....	58
5.1 INTRODUCCIÓN	58
5.2 MATERIALES Y MÉTODOS	60
5.2.2 Muestreo de suelos	61
5.2.3 Metodología del ensayo	62
5.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN	66
5.3.1 Propiedades físico-químicas de los suelos.....	66
5.3.2 Curvas de elución	68
5.3.3 Porosidad y dispersividad	68
CAPÍTULO 6. ENSAYOS DE MOVILIDAD DE PLAGUICIDAS EN COLUMNAS SIN DISTURBAR.....	71
6.1 INTRODUCCIÓN	71
6.1.1 Antecedentes de estudios de plaguicidas en el área.....	72
6.1.2 Características de los plaguicidas usados en el área	73
6.1.2.1 Endosulfán.....	73
6.1.2.2 Cipermetrina.....	75
6.2 Metodología	76
6.2.2. Determinación cuali-cuantitativas de plaguicidas.....	80
6.2.2.1 Extracción de plaguicidas de suelos.....	81
6.2.2.2 Extracción de plaguicidas de aguas.....	82
6.2.2.3 Análisis cuali-cuantitativo de plaguicidas.....	83
6.2.2 Estudios de desorción.....	84
6.2.4. Determinación de Actividad Deshidrogenasa (DHA).....	86
6.2.5 Tratamiento estadístico	87
6.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN	87

6.3.1 Características fisicoquímicas.....	87
6.3.2 Distribución de los residuos de plaguicidas en el perfil del suelo.....	89
6.3.3. Concentración de residuos de plaguicidas en lixiviados.....	91
6.3.4 Estudios de desorción.....	93
6.3.5 Actividad DHA.....	95
6.3.6 Interacción suelo-endosulfán e implicancias en la contaminación del agua subterránea.....	96
CAPÍTULO 7. EVALUACIÓN DEL RIESGO ASOCIADO A LA CONTAMINACIÓN POR PLAGUICIDAS DEL ACUÍFERO PAMPEANO	98
7.1 INTRODUCCIÓN	98
7.1.1 Conceptos Generales.....	98
7.1.2 Clasificación de los riesgos.....	102
7.1.3 La interdisciplinariedad en los estudios del riesgo.....	106
7.1.4 Metodología para la evaluación del riesgo asociado a la contaminación de acuíferos.....	107
7.2. EVALUACIÓN DE LA PELIGROSIDAD DE CONTAMINACIÓN DEL ACUÍFERO PAMPEANO	109
7.2.1 Introducción.....	109
7.2.2 Metodología para la evaluación de la peligrosidad de contaminación.....	110
7.2.3 Evaluación de la Vulnerabilidad del Acuífero Pampeano.....	110
7.2.3.1 Vulnerabilidad Intrínseca.....	110
7.2.3.2 Vulnerabilidad Específica.....	115
7.2.4 Mapas de Vulnerabilidad del Acuífero Pampeano.....	115
7.2.5 EVALUACIÓN DE CARGA CONTAMINANTE POTENCIAL.....	120
7.2.5.1 Metodología para la evaluación de la carga contaminante potencial.....	120
7.2.5.2 Mapas de Carga Contaminante.....	126
7.2.6 MAPAS DE PELIGROSIDAD DE CONTAMINACIÓN DEL ACUÍFERO PAMPENO.....	128
7.2.7 DETERMINACIÓN DE LA CARGA CONTAMINANTE REAL. PRESENCIA DE PLAGUICIDAS EN AGUA SUBTERRÁNEA.....	131
7.3 VULNERABILIDAD DE LA POBLACIÓN EXPUESTA A LA CONTAMINACIÓN POR PLAGUICIDAS EN EL ACUÍFERO PAMPEANO	136
7.3.1 Introducción.....	136
7.3.2 Etapas 1 y 2.....	137
7.3.2.1 Encuesta realizada a Informantes clave.....	140
7.3.2.2 Encuesta realizada a informantes en general.....	142
7.3.2.3. Resultados de las encuestas.....	145
7.3.3 Etapa 3.....	145
7.3.3.1 Metodología.....	146
7.3.3.2 Resultados.....	156
7.4 RIESGO ASOCIADO A LA CONTAMINACIÓN DEL ACUÍFERO PAMPEANO.....	159
7.5 DISCUSIÓN.....	161

CAPÍTULO 8. APORTES PARA LA GESTIÓN DEL RECURSO HÍDRICO SUBTERRÁNEO EN LA CUENCA DEL RÍO QUEQUÉN GRANDE.....	163
8.1 INTRODUCCIÓN	163
8.2 EL COMITÉ DE LA CRQG	164
8.2.1 Análisis FODA del Comité de la CRQG	165
8.2.2 Matriz FODA para la CRQG.....	166
8.2.3 Estrategias de gestión asociadas a la matriz FODA	167
8.3 GESTIÓN INTEGRADA DE RECURSOS HÍDRICOS	171
8.3.1 Gestión del recurso hídrico subterráneo en la CRQG.....	174
8.3.1.1 Evaluación	174
8.3.1.2 Predicción.....	175
8.3.1.3 Prevención.....	177
CAPÍTULO 9. CONCLUSIONES.....	184
CAPÍTULO 9. BIBLIOGRAFÍA.....	190

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. Ciclo de los plaguicidas en el medio ambiente.....	4
Figura 3.1. Ubicación de la CRQG.	15
Figura 3.2. Red de drenaje en la CRQG.	16
Figura 3.3. Ubicación de la cuenca del Arroyo El Moro y su relación con la CRQG.....	16
Figura 3.4. Unidades morfoestructurales de la provincia de Buenos Aires	17
Figura 3.5. Estratigrafía de la Cuenca del Río Quequén Grande	18
Figura 3.6. Geología de la CRQG.....	30
Figura 3.7. Geomorfología de la CRQG.	33
Figura 3.8. Unidades geomorfológicas de la CRQG.	36
Figura 3.9. Distribución de suelos en la CRQG	37
Figura 3.10. Partidos en la CRQG.....	38
Figura 3.11. Pirámide población por edad para la CRQG.....	38
Figura 4.1. Precipitación y evapotranspiración media mensual.....	43
Figura 4.2. Mapa de la CRQG con isopiezas.	45
Figura 4.3. Sitios de recolección de muestras de agua subterránea.	47
Figura 4.4. Contenido iónico de las aguas subterráneas muestreadas en la CRQG.	48
Figura 4.5. Diagrama de Piper de las aguas subterráneas en la CRQG.....	49
Figura 4.6. Ubicación de la Cuenca del Arroyo El Moro.....	51
Figura 4.7. Esquema de las distintas etapas del proceso de modelación	52
Figura 4.8. Vistas tridimensional de la geometría de la CRQG.....	53
Figura 4.9. Límites de la CRQG y puntos con datos de nivel piezométrico.....	54
Figura 4.10. Mapa de niveles piezométricos modelados.....	55
Figura 4.11. Niveles piezométricos calculados versus observados	56
Figura 4.12. Balance de masa ($m^3/día$)	56
Figura 5.1 a) Dispersión longitudinal por la tortuosidad. b) dispersión transversal.....	59
Figura 5.2. Ubicación de los sitios de extracción de muestras en la CRQG.....	61
Figura 5.3. Extracción de muestras de suelo.....	62
Figura 5.4. Diseño del ensayo de elución en columnas de suelo.	65
Figura 5.5. Ensayos en columnas de suelos.....	64
Figura 5.6. Curvas de elución para las distintas columnas.....	68

Figura 6.1. Metodología del ensayo de movilidad de plaguicidas.....	77
Figura 6.2. Montado de las columnas para los ensayos.	78
Figura 6.3. Submuestreo de columnas de suelo.....	80
Figura 6.4. Extracción y cuantificación de plaguicidas.....	84
Figura 6.5. Salida gráfica y numérica del cromatógrafo.....	85
Figura 6.6. Niveles de los isómeros del endosulfán (α - y β -) y del E. sulfato en perfiles de suelos de las columnas de los suelos Lobería y La Dulce.....	90
Figura 6.7. Masa total de los isómeros α - y β - endosulfán en lixiviados de las columnas.....	91
Figura 6.8. Desorción de los isómeros (α -y β -) y del metabolito del endosulfán de los suelos niveles superiores de los suelos.	94
Figura 6.9. Distribución de la actividad deshidrogenasa en perfiles de suelo de los suelos La Dulce y Lobería	96
Figura 7.1. Percepción acerca del recurso agua subterránea y su calidad.....	102
Figura 7.2. Clasificación de riesgos geológicos	104
Figura 7.3. Componentes que intervienen en la definición de Riesgos Naturales e Inducidos	104
Figura 7.4. Metodología para evaluar el riesgo asociado a la contaminación de acuíferos.	107
Figura 7.5. Esquema conceptual para la evaluación del peligro de contaminación	109
Figura 7.6. Mapas fuente para la construcción del índice DRASTIC	116
Figura 7.7. Mapa de Vulnerabilidad Intrínseca del acuífero Pampeano.....	117
Figura 7.8. Mapa de Vulnerabilidad Específica a la contaminación por plaguicidas.	118
Figura 7.9. Mapa de usos del suelo de la CRQG	123
Figura 7.10. Mapa de carga contaminante potencial a partir del mapa de usos del suelo en la CRQG.....	126
Figura 7.11. Mapa de Carga Contaminante potencial a partir de los resultados de los ensayos de movilidad de plaguicidas en columnas.....	127
Figura 7.12. Peligrosidad de contaminación del Acuífero Pampeano a partir del mapa de usos del suelo.	129
Figura 7.13. Mapa de Peligrosidad de Contaminación del Acuífero Pampeano a partir de los ensayos en columnas.	130
Figura 7.14. Ubicación de los sitios de recolección de muestras de agua subterránea con respecto a los suelos seleccionados para el muestreo de columnas de suelos.	132
Figura 7.15. Muestreo de agua subterránea.....	132
Figura 7.16. Subdivisión de los partidos en las distintas fracciones censales.	147
Figura 7.17. Mapa Z para la variable “población sin obra social”.....	152
Figura 7.18. Mapa Z para la variable “total de la fracción respecto al partido”.....	153

Figura 7.19. Mapa Z para la variable “Índice de Privación Material de los Hogares”.....	153
Figura 7.20. Mapa Z para la variable “hogares sin agua corriente”.....	154
Figura 7.21. Mapa Z para la variable “población menor a 5 años”.....	154
Figura 7.22. Mapa Z para la variable “actividad primaria”.....	155
Figura 7.23. Mapa Z para la variable “educación hasta primaria completa”.....	155
Figura 7.24. Mapa de vulnerabilidad social para la CRQG.....	158
Figura 7.25. Riesgo asociado a la contaminación del Acuífero Pampeano a partir del mapa de usos del suelo. Resultado “A”.....	160
Figura 7.26. Riesgo asociado a la contaminación del Acuífero Pampeano a partir de los ensayos en columnas. Resultado “B”.....	161
Figura 8.1. Pilares de la gestión del agua.....	171
Figura 8.2. El desafío del manejo de recursos hídricos.....	173
Figura 8.3. Distintos mapas que pueden ser utilizados en la etapa de evaluación del riesgo..	175
Figura 8.4. Monitoreo de niveles freáticos.....	181
Figura 8.5. Relación entre eventos de precipitación y variaciones del nivel freático.....	181
Figura 8.6 Ubicación de los divers..	183

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 3.1 Secuencia estratigráfica del sistema serrano de Tandilia	25
Tabla 3.2. Partidos dentro de la CRQG y población presente dentro de la cuenca.....	38
Tabla 3.3. Indicadores demográficos y socioeconómicos de la CRQG	39
Tabla 3.4. Aumento en el área cultivada de soja.....	41
Tabla 4.1. Estadística de los parámetros analizados en las muestras de agua subterránea.....	48
Tabla 5.1. Suelos utilizados para el ensayo	63
Tabla 5.2. Correlación entre datos de cloruros y conductividad.....	65
Tabla 5.3. Variables físico-químicos de los suelos estudiados.	67
Tabla 5.4 Parámetros hidráulicos determinados por modelación	69
Tabla 6.1. Características y propiedades de los isómeros del endosulfán y su principal metabolito, el endosulfán sulfato.....	74
Tabla 6.2. Incremento en el uso del Endosulfán como plaguicida	75
Tabla 6.3. Muestras de suelos analizadas.	82
Tabla 6.4. Total de muestras de agua analizadas durante el ensayo.....	83
Tabla 6.5. Parámetros físico-químicos de los suelos utilizados.....	88
Tabla 6.6. Propiedades físico-químicas de los isómeros y el metabolito del endosulfán.	92
Tabla 6.7. Dispersividad y porosidad de los suelos estudiados	93
Tabla 7.1. Diferentes enfoques para la definición del riesgo natural	103
Tabla 7.2. Variables utilizadas en la determinación del índice DRASTIC.....	111
Tabla 7.3. Peso relativo de cada uno de los parámetros	112
Tabla 7.4. Rangos de clasificación de vulnerabilidad	113
Tabla 7.5. Impacto de de cada uno de las variables	114
Tabla 7.6. Pesos de los parámetros según el método DRASTIC-P.	115
Tabla 7.7. Distribución de la vulnerabilidad en la CRQG.....	119
Tabla 7.8. ID promedio de cada variable y porcentaje que representan del total.	119
Tabla 7.9. Estado fenológico de la vegetación en cada mes del año para la CRQG	122
Tabla 7.10. Pesos y carga contaminante potencial según los distintos usos del suelo.	124
Tabla 7.11. Parámetros físico-químicos de los horizontes superficiales de las columnas ensayadas y contenido de endosulfán.....	124
Tabla 7.12. Resultados de la regresión lineal.....	125

Tabla 7.13. Comparación entre ambas metodologías para determinar la carga contaminante potencial al Acuífero Pampeano.....	127
Tabla 7.14. Matriz para evaluar el peligro de contaminación del acuífero Pampeano.	128
Tabla 7.15. Clasificación de peligrosidad de contaminación y su representación areal.....	128
Tabla 7.16. Relación entre el contenido de endosulfán total (en ng/L) en los distintos sitios muestreados y la peligrosidad determinada en función del mapa de usos del suelo.....	134
Tabla 7.17. Relación entre el contenido de endosulfán total (en ng/L) en los distintos sitios muestreados y la peligrosidad determinada por ensayos de lixiviación	135
Tabla 7.18. Matriz de datos originales.	150
Tabla 7.19. Matriz de datos originales en matriz de datos estandarizados.....	151
Tabla 7.20. Clasificación de los puntajes Z.	152
Tabla 7.21. Cálculo y clasificación del VIM.....	156
Tabla 7.22. Valor del VIM para las distintas variables según las fracciones censales.....	157
Tabla 7.23. Matriz para evaluar el riesgo de contaminación del acuífero Pampeano.....	159
Tabla 7.24. Comparación entre los mapas obtenidos para la evaluar el Riesgo Asociado a la Contaminación del Acuífero Pampeano.....	160
Tabla 8.1. Estrategias de acción que surgen de la aplicación de la matriz FODA.....	167
Tabla 8.2. Matriz para la estrategia DA (Mini-Mini).	169
Tabla 8.3. Matriz para la estrategia FO (Maxi-Maxi).....	170
Tabla 8.4. Medidas de prevención de la contaminación de acuíferos.....	177

AGRADECIMIENTOS

A mis directores, Héctor Massone y Karina Miglioranza, por su apoyo y guía en todas las etapas de trabajo.

A Daniel Martínez y Mariana Gonzalez por toda la ayuda y consejos brindados.

A los miembros del Jurado, Dres. Mónica Blarasin, Ofelia Tujchneider y José Luis Costa, por la corrección del manuscrito y las observaciones brindadas durante el seguimiento de la Tesis. A Mónica Blarasin por su ayuda para que este trabajo sea defendido a tiempo.

A mis compañeros y amigos del Grupo de Hidrogeología y del Laboratorio de Ecotoxicología, que han hecho del lugar de trabajo, muchos mates de por medio, un lugar en el cual también se puede divertir.

A Marisa Sagua, Miguel Benavente y Gustavo Bernava por su ayuda en distintas etapas de la investigación.

A mi familia, y muy especialmente a mi madre y mis abuelos, por estar siempre presentes y mostrarme el camino a seguir en la vida.

A Ele, por todo su amor, por ser la persona más importante en mi vida y alegrarme cada día con una sonrisa, Te Amo!

RESUMEN

El presente trabajo de Tesis se dividió en dos partes, según la escala de trabajo y las ramas del conocimiento involucradas. En primer término se realizaron ensayos en laboratorio con columnas de suelo sin disturbar, que permitieron conocer tres aspectos esenciales para el desarrollo del trabajo propuesto: las características de los suelos estudiados y como éstos son modificados por los distintos usos en la Cuenca del Río Quequén Grande (CRQG), la naturaleza de la interacción entre el plaguicida endosulfán y la matriz del suelo y qué condiciones favorecen su lixiviación hacia el acuífero. Posteriormente y trabajando a una escala regional y con herramientas típicas utilizadas en la planificación territorial como son los Sistemas de Información Geográfica (SIG), se evaluó el Riesgo Asociado a la Contaminación del Acuífero Pampeano, que fue utilizado posteriormente en una propuesta de plan de Gestión del Recurso Hídrico Subterráneo.

Durante el desarrollo de esta Tesis se realizaron una serie de muestreos de agua subterránea, a partir de los cuales se obtuvo la caracterización hidrogeológica de la cuenca y se la comparó con la establecida previamente. Se realizó la modelación matemática preliminar del flujo subterráneo de la CRQG, considerando nuevas variables. Estas fueron: la presencia de un elemento positivo que limitaría pero no impediría el flujo hacia el oeste, el aporte de agua desde la cuenca del Arroyo El Moro y una geometría más detallada del acuífero Pampeano.

Con suelo de dos sitios (correspondientes a los suelos Lobería y La Dulce) y dos tipos de muestras de cada lugar de extracción (con y sin laboreo agrícola) se realizaron ensayos en columnas sin disturbar y en condiciones saturadas. Primero, mediante un trazador conservativo (Cl⁻), se determinaron importantes características hidráulicas de los suelos para evaluar la lixiviación de plaguicidas. Posteriormente, se realizó otro ensayo con el objetivo de evaluar el potencial de lixiviación de los plaguicidas endosulfán y cipermetrina.

La evaluación del Riesgo Asociado a la Contaminación del Acuífero Pampeano considero aspectos intrínsecos al acuífero y el impacto potencial de este proceso en la población que habita en la CRQG. La Vulnerabilidad del acuífero fue evaluada

inicialmente por la metodología clásica DRASTIC, pero debido a que se está analizando la contaminación por plaguicidas, se decidió trabajar con la metodología DRASTIC-P que le otorga mayor peso a variables fundamentales para evaluar el destino de estos contaminantes. La Carga Contaminante Potencial al acuífero se estimó a partir de dos aproximaciones: usos del suelo y ensayos de movilidad de plaguicidas en columnas. De la combinación de los mapas de Vulnerabilidad y Carga Contaminante Potencial se obtuvieron dos mapas de Peligrosidad de Contaminación del Acuífero que variaron en los porcentajes de áreas cubiertas por las distintas categorías. El proceso de evaluación del Riesgo continuó con una caracterización de actores sociales en el área de estudio mediante la confección de encuestas con el fin de indagar el interés y la percepción de los distintos actores sociales acerca de la problemática de contaminación del agua subterránea. Posteriormente se construyó un índice de calidad de vida (ICV) para las distintas fracciones censales dentro de la cuenca y basándose en la clasificación de este índice se generó un mapa de Vulnerabilidad Social. Finalmente, a partir de los dos mapas de Peligrosidad y del mapa de Vulnerabilidad Social se obtuvieron dos mapas de Riesgo Asociado a la Contaminación del Acuífero Pampeano. Su principal utilidad radica en la ayuda que representan en el momento de toma de decisiones respecto a la protección del recurso hídrico subterráneo y de la población que utiliza este recurso para la provisión de agua potable.

Como parte final de la Tesis se realizaron aportes para la gestión del recurso hídrico subterráneo en la CRQG, haciendo énfasis en la participación del Comité de esta cuenca y la importancia de esta entidad para lograr el uso sustentable este recurso.

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN

1.1 DESCRIPCIÓN DEL PROBLEMA

Como ocurre con muchos de los recursos naturales del planeta, el agua subterránea está siendo explotada a un ritmo creciente, debido al aumento poblacional, a la expansión urbana y a la intensificación productiva (PNUMA, 2010). En las últimas décadas se ha manifestado una preocupación en aumento respecto a la disponibilidad futura del recurso agua, esencial para la vida, que puede verse afectado por la sobreexplotación o bien por la contaminación a partir de distintas fuentes. Debido a estos impactos, es necesaria la elaboración de herramientas para lograr un uso sustentable de este recurso estratégico. Para su desarrollo, la humanidad necesita no solo el acceso al agua potable sino también el acceso a los alimentos, por lo que la agricultura es un componente dominante de la economía mundial y considerada como una de las actividades económicas, sociales y ambientales relevantes. A su vez, esta actividad es a nivel mundial la principal usuaria del agua subterránea (en el mundo alrededor del 70% del agua utilizada es para la agricultura, UNESCO, 2006), bajo un esquema de aplicación de diversos compuestos químicos que favorecen la productividad y por lo tanto la rentabilidad del sistema.

A medida que las prácticas agrícolas se tecnifican, con disminución de la cantidad de laboreo y mayor carga de agroquímicos, los impactos ambientales aumentan (Matson et al., 1997). Estas intervenciones humanas se ejemplifican, para el sudeste bonaerense, en los trabajos de Miglioranza et al. (2003), y González et al. (2009) en los cuales se analizan los impactos producidos por el uso de agroquímicos. La contaminación ambiental generada por estas sustancias es un fenómeno complejo y es producido tanto por fuentes puntuales como difusas (Miglioranza et al., 2003). Una fuente puntual clásica suele estar generada por malas prácticas agrícolas como el lavado de envases o tanques, o bien por vuelcos accidentales; la fuente difusa más característica proviene de la incorporación al sistema hídrico (superficial y/o subterráneo) de los productos aplicados en los lotes de cultivo. Este tipo de contaminación, generalmente con larga data temporal, se manifiesta principalmente

después de eventos lluviosos que favorecen en los suelos agrícolas procesos de infiltración y escorrentía, responsables del transporte de los agroquímicos hacia los cuerpos de agua. La dispersión y movilización de los agroquímicos constituye una amenaza potencial para la salud humana y del medio ambiente y por eso es necesario conocer la magnitud de dichos procesos.

Los plaguicidas son un grupo de sustancias con composición química muy variable, utilizadas ampliamente en agricultura, cuya función es la de combatir plagas. Si bien fueron fabricadas para beneficio de la salud, economía, nutrición, producción, etc., se ha comprobado que pueden tener efectos nocivos sobre la salud humana y ambiental (Baker y Wilkinson, 1988, OMS, 1992, Guven y Muhammet, 2000). Ciertos plaguicidas pueden acumularse en aire, agua y suelos, contaminando lagos, ríos, agua subterránea y entrando en la cadena alimentaria a través de peces, animales y plantas de consumo humano y animal (O`Shea et al., 1999, Macdonald, 2000, Weber et al., 2010). Según un informe de REUDAS (2013) el consumo de plaguicidas en la Argentina aumentó 858% en los últimos 22 años, la superficie cultivada lo hizo en un 50% y el rendimiento de los cultivos solo aumentó un 30%.

Algunos plaguicidas han sido reconocidos específicamente como un riesgo global por su prolongada persistencia en el medio ambiente (UNEP, 1995, Covaci et al., 2002, Weber et al., 2010). En base a esta propiedad, el Convenio de Estocolmo, promovido en 2001 por el Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (UNEP), elaboró una lista de sustancias consideradas como Compuestos Orgánicos Persistentes (COPs) las cuales fueron prohibidas a nivel mundial. Dentro de los países firmantes del Convenio se encuentra la Argentina. Este tratado prohíbe la producción y uso de los compuestos conocidos como “la docena sucia”, nueve de los cuales son plaguicidas: aldrin, dieldrin, endrin, clordano, DDT, heptacloro, mirex, toxafeno y hexaclorobenceno, el resto son los bifenilos policlorados (PCBs), dioxinas y furanos (contaminantes industriales). Las características que permiten definir un COP son:

- Muy tóxicos; a muy bajas concentraciones afectan gravemente la salud de los seres humanos, animales y el ambiente.
- Persistentes; pueden permanecer mucho tiempo en el ambiente, incluso decenas de años, resistiendo la degradación.

-Bioacumulables; se van acumulando en los tejidos grasos de los organismos. Y se biomagnifican a través de las cadenas tróficas.

-Se dispersan ampliamente en el medio ambiente, a través del viento, ríos y corrientes marinas, trasladándose a todas partes del planeta.

-Presentan toxicidad crónica, siendo mutagénicos, carcinogénicos, teratogénicos y actúan como disruptores endocrinos.

Cuando se aplica un plaguicida al cultivo se produce directamente un depósito en la planta e indirectamente otro depósito en el suelo. Los residuos de plaguicidas acumulados en esta matriz son susceptibles de sufrir diferentes procesos que determinarán su destino en el medio (Figura 1.1). Cuando los plaguicidas ingresan al suelo, pueden degradarse por acción biológica o física, o bien pueden volatilizarse y/o migrar con el flujo de agua hacia zonas más profundas (lixiviación) con el riesgo potencial de contaminación de las aguas subterráneas (Cheng, 1990). Asimismo, pueden ser arrastrados por la escorrentía superficial y alcanzar cursos de agua cercanos. Por lo tanto el destino final de un plaguicida en el medio está determinado por las características físico-químicas del suelo (pH, contenido de materia orgánica, arcillas, humedad) y de los compuestos (solubilidad acuosa, volatilidad, persistencia, aplicación) (Awasthi et al., 2000).

La retención de los plaguicidas en el suelo es considerada como el principal proceso que influye sobre el comportamiento y destino de los compuestos en el medio (Green y Karickhoff, 1990, Gerstl, 2000), afectando al transporte, degradación, volatilización o bioacumulación (Arias-Estevez et al., 2007, Semple et al., 2007, Kumar et al., 2006). Por lo tanto, el movimiento vertical en el suelo (lixiviación) puede ser retardado o impedido, afectando los procesos de transformación biótica o abiótica (Arias-Estévez et al., 2007, Guevao et al., 2000, White et al., 1998). Las variaciones de las propiedades de la zona no saturada con la profundidad influyen en la adsorción, degradación y movimiento de los agroquímicos (Jenks et al., 1998). La comprensión de cómo las propiedades del suelo dentro de un perfil afectan la retención y degradación de los plaguicidas resultará en una mejor predicción de su comportamiento (Sarandón, 2003).

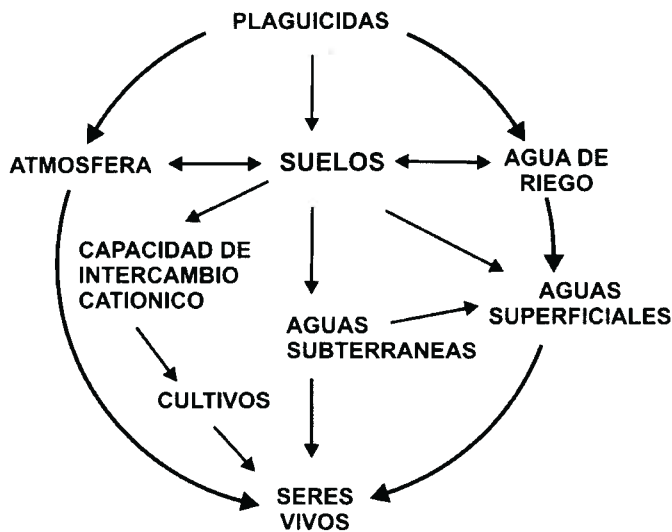


Figura 1.1. Ciclo de los plaguicidas en el medio ambiente (García y Dorransoro, 2002).

En el ciclo hidrológico, la principal diferencia que existe entre el agua superficial y la subterránea, es la capacidad de respuesta frente a la contaminación, por lo que la prevención de la contaminación es la clave para un manejo ambientalmente eficiente y efectivo. En el agua superficial la remediación es relativamente sencilla, mientras que en caso de los acuíferos, si bien se encuentran más protegidos, una vez contaminados es mucho más complejo conseguir que vuelvan a tener su calidad natural. Cuando el agua infiltrada contaminada desciende por la zona no saturada, se originan procesos que retienen en el terreno los elementos contaminantes infiltrados (procesos o factores de retardo, Martínez Vidal et al., 1994). Como este proceso no es ilimitado en el tiempo, de persistir la fuente contaminante terminará por alcanzar el acuífero. Estudios previos en la Cuenca del río Quequén Grande (CRQG) alertan sobre la presencia de COPs en agua superficial y subterránea (González et al., 2007, 2009, 2012). Además, el suelo es parte de varias etapas del ciclo hidrológico por lo que es fundamental estudiar y comprender el comportamiento de estos compuestos químicos en dicha matriz.

Se entiende por riesgo asociado a la contaminación de acuíferos a la probabilidad/posibilidad de que las aguas subterráneas se contaminen a concentraciones por encima de los valores recomendados para la calidad del consumo humano (Foster et al., 1988) y existan impactos negativos en la población que se

abastece de este recurso. Este concepto resulta de la interacción de dos conceptos: la Peligrosidad de Contaminación y la Vulnerabilidad Social (o Vulnerabilidad de la Población Expuesta, Massone y Martínez, 2008). El Peligro de contaminación del agua subterránea considera la Vulnerabilidad del acuífero a la contaminación (Foster, 1987) y la Carga Contaminante que pueden ocasionar diversas actividades humanas desarrolladas en la superficie (Foster et al., 2003). Ese peligro es aún mayor debido a que muchas veces la percepción acerca de la vulnerabilidad de los acuíferos se ve disminuida como consecuencia de la “no tangibilidad” del recurso, además de la poca conciencia que se tiene del alto valor que supone el acceso a aguas subterráneas limpias y sanas. Según la CEPAL (2003) se entiende la Vulnerabilidad Social como “la exposición a riesgos que involucran una incapacidad para enfrentarlos y una inhabilidad para adaptarse activamente a dicha situación”. Este concepto no solo se limita a considerar el efecto que ejercen fuerzas externas (ambiental, económica, política); sino que además incluye situaciones internas (vulnerabilidad física) que pueden generar desventajas para la integración social (Burgos y Barriga, 2009).

La preocupación por la creciente contaminación de los recursos hídricos, relacionada especialmente al incremento en el uso de agroquímicos, ha estimulado un debate internacional sobre cómo mejorar las estrategias de gestión del riesgo basadas en la prevención. Por esto el control de las fuentes terrestres (planificación de uso del suelo) es difícil pero vital para un desarrollo sustentable y protección de recursos subterráneos. Ninguna estrategia de gestión podrá aplicarse exitosamente si no se construye con el respaldo de un conocimiento acabado de los procesos que intentan gestionarse y con la comprensión de los factores que controlan la percepción y acción de los actores sociales involucrados en esos procesos.

El agua subterránea es la única fuente de abastecimiento de agua disponible en el sudeste de la provincia de Buenos Aires, donde la CRQG es la más importante. Esta tiene sus nacientes en las Sierras Septentrionales de la provincia y se ubica desde el punto de vista hidrogeológico en la región Interserrana-Periserrana (González, 2005). Al igual que en el resto del país y a partir de la última década, esta cuenca ha sufrido un proceso de simplificación de la agricultura, pasando de un sistema de cultivos mixtos (girasol, trigo, maíz) a la implementación de monocultivos (soja). Este cambio

trajo además de modificaciones en el manejo del suelo, un aumento en la cantidad de agroquímicos utilizados, entre ellos, glifosato, endosulfán y piretroides, lo cual está directamente relacionado con el escurrimiento superficial, disponibilidad y calidad del agua subterránea (FAO, 1994, Ongley, 1996). Sin embargo, en la CRQG son inexistentes al momento estudios que vinculen el conocimiento del comportamiento del sistema hidrológico (sistema agua-suelo) frente a los COPs con las estrategias de gestión del recurso hídrico subterráneo. Este trabajo de Tesis intenta conjugar, entonces, un trabajo analítico, a escala de laboratorio, con un trabajo a escala territorial, con la finalidad de constituir una herramienta de ayuda a la toma de decisiones y un avance en el proceso local de Gestión Integrada de Recursos Hídricos.

1.2 HIPÓTESIS DE LA TESIS

La conformación y dinámica del sistema hidrogeológico en la cuenca baja del Río Quequén Grande, las características estructurales y texturales de los suelos y el uso del suelo favorecen la existencia de COPs en el agua subterránea.

1.2.1 Objetivo general

Identificar y evaluar los factores que inciden en la contaminación del agua subterránea por Compuestos Orgánicos Persistentes (COPs) en áreas de llanura y diseñar una estrategia de gestión del recurso hídrico subterráneo que los contemple.

1.2.2 Objetivos específicos

OE1. Establecer el modelo conceptual de funcionamiento hidrogeológico en el área de estudio.

OE2. Identificar los principales factores que gobiernan el proceso de adsorción-desorción y disponibilidad de COPs en suelos.

OE3. Determinar la influencia de las prácticas agrícolas y características fisicoquímicas del suelo y de los COPs sobre el potencial de contaminación del agua subterránea,

OE4. Adaptar y aplicar las metodologías de evaluación del riesgo de contaminación de acuíferos desarrolladas desde la perspectiva de la gestión ambiental del territorio.

OE5. Diseñar y proponer una estrategia de gestión de la peligrosidad de contaminación, con énfasis en las etapas de predicción, prevención y mitigación del impacto.

CAPÍTULO 2. SÍNTESIS METODOLÓGICA

La presente Tesis se puede dividir, a fines prácticos y referidos a la metodología, en dos partes. La primera parte se refiere a los ensayos realizados en laboratorio utilizando columnas de suelo sin disturbar, mediante los cuales se buscó comprender la interacción entre los plaguicidas organoclorados y el suelo y cuáles son los factores que condicionan la lixiviación de estos compuestos hacia el agua subterránea. En la segunda parte y utilizando herramientas propias del ordenamiento territorial se establecieron áreas con mayor o menor riesgo de sufrir contaminación por los compuestos estudiados. En esta evaluación no se utilizaron sólo variables intrínsecas al acuífero o a las actividades que se desarrollan en la cuenca, sino que también se consideró la vulnerabilidad de la población expuesta en lo que respecta al consumo de agua subterránea con presencia de agroquímicos. Finalmente y utilizando como base la información obtenida anteriormente se realizaron una serie de aportes para la gestión del recurso hídrico subterráneo en la cuenca.

2.1 Metodología vinculada a la recopilación bibliográfica y antecedentes

Se recopiló información previa de trabajos en la CRQG, con el fin de conocer la información ya disponible para la elaboración del trabajo de Tesis. En base a esta lectura se realizó la descripción geológica, geomorfológica y edafológica de la cuenca, apoyada por una salida de campo en el mes de Febrero de 2010. Basándose en el censo Nacional de Población y Viviendas del año 2001 se realizó la caracterización socio-económica del área de estudio, utilizada posteriormente en la construcción de un Índice de Calidad de Vida, que fue empleado en la evaluación de la vulnerabilidad.

Se realizó además, la confección de una base de datos de suelos presentes en la cuenca mediante el sistema de información geográfica ArcGis 9.3 (ESRI, 1997), que posteriormente fue utilizado para la planificación del muestreo. La fuente de datos la constituyó las cartas de suelos generadas por el INTA a distintas escalas, tanto en formato analógico como digital.

2.2 Metodología utilizada en el desarrollo del modelo hidrogeológico de la CRQG

Con el fin de realizar la actualización del modelo hidrogeológico de la CRQG se efectuó un censo de perforaciones, mediante técnicas hidrogeológicas clásicas, definiendo el mismo en función de los pozos muestreados previamente por el Grupo de Hidrogeología y adquiriendo nueva información de áreas con escaso relevamiento previo. Se obtuvieron un total de 58 muestras, concentradas en la parte baja y media de la cuenca. En el momento de muestreo se midieron los parámetros de conductividad, pH y temperatura mediante sonda multiparamétrica Hanna y en cada punto se midió la profundidad de agua bajo boca de pozo con sonda eléctrica bipolar. Se recolectaron muestras para la determinación de la concentración de cationes mayoritarios según la metodología establecida por APHA (1992). Estos datos fueron organizados, analizados y graficados mediante el software específico AQUACHEM (Calmbach y Waterloo Hydrogeologic Inc., 2003), que permitió establecer la caracterización del agua subterránea en la cuenca y compararla con la establecida previamente.

Para la obtención del modelo hidrogeológico de la CRQG se definió el modelo conceptual de funcionamiento partiendo del definido por Bocanegra et al. (2005), agregando condiciones que en dicho trabajo no fueron modeladas y que permitirían un mejor ajuste con los datos reales. Se obtuvo el modelo hidrogeológico preliminar del acuífero libre Pampeano mediante modelación numérica en régimen permanente con el código Visual MODFLOW (McDonald y Harbaugh, 1988).

2.3 Metodología de los ensayos realizados en laboratorio

2.3.1 Muestreo de suelos para ensayos de determinación de parámetros hidráulicos y movilidad de plaguicidas

Con el fin de realizar los ensayos en laboratorio se realizó un muestreo de columnas con suelos intactos en el mes de Octubre de 2009. Los tres sitios de muestreo se obtuvieron del análisis de cartas de suelos y considerando los suelos más representativos espacialmente en la cuenca. Con el objetivo de conocer el efecto de las prácticas agrícolas en el perfil de suelo, se obtuvieron en cada sitio muestras de

suelo con y sin uso agrícola. Para el muestreo se utilizaron tubos de aluminio que permitieron la obtención de perfiles con un mínimo de alteración. Antes de comenzar los ensayos las muestras fueron montadas en una estructura construida especialmente y saturadas completamente con agua destilada.

2.3.2 Metodología para la determinación de parámetros hidráulicos de suelo

Con el fin de determinar las propiedades de porosidad y dispersividad de los distintos suelos se utilizó un trazador conservativo, siguiendo la metodología establecida por Robbins (1989). Se trabajó con muestras de dos sitios, ya que el suelo natural del tercer sitio posee en su perfil un alto porcentaje de arcillas que impidió la normal circulación de la solución a través del mismo.

El ensayo comenzó mediante el riego constante de las columnas con una solución de agua a la que se le agregó un ion no conservativo hasta alcanzar una determinada conductividad. El incremento progresivo de este parámetro en la elución se midió al final de la columna. Cuando la conductividad en la elución coincidió con el de agua de riego se dio por finalizado el ensayo. La cantidad de solución utilizada fue variable según el suelo. Finalizado los ensayos, las columnas fueron abiertas y submuestreadas para determinación de granulometría, materia orgánica y capacidad de intercambio catiónico.

Se recolectaron además muestras de agua de elución para la posterior determinación de la concentración del ion utilizado en laboratorio, que permitió ajustar los valores de conductividad medidos. A partir de los datos de conductividad y los tiempos de elución y mediante un programa elaborado en entorno Matlab se obtuvieron los valores de los parámetros analizados.

2.3.3 Metodología de ensayos de movilidad de plaguicidas en columnas de suelo

Estos ensayos, al igual que los anteriores, fueron realizados en condiciones saturadas pero cambiando el trazador conservativo por una solución fortificada con los

plaguicidas endosulfán y cipermetrina, que se aplicó en un único pulso en la parte superior de la columna. Posteriormente las columnas se regaron con agua destilada, dejando circular a través de las columnas un volumen de agua que representó la lluvia local, la transpiración y evaporación desde el suelo en el período considerado para el ensayo. Durante el mismo se recolectó el agua de elución en la parte inferior de las columnas para la posterior cuantificación de plaguicidas.

El ensayo finalizó cuando se recolectó el volumen total de agua ingresado en la parte superior de las columnas. Después del drenaje del agua contenida por gravedad, las columnas se abrieron longitudinalmente y submuestraron para realizar la cuantificación de plaguicidas retenidos en el perfil. La extracción de los plaguicidas de los suelos se realizó utilizando un equipo Twissellman siguiendo la metodología de Metcalfe y Metcalfe (1997) con modificaciones de Miglioranza et al. (2003), basado en la capacidad de los compuestos organoclorados de ser extraídos junto con el material lipídico del suelo. La extracción de plaguicidas de las muestras de agua se realizó según González et al. (2012), a través de una extracción líquido-líquido, con modificaciones según el volumen de la muestra.

La presencia y cuantificación del plaguicida organoclorado endosulfán y el piretroide cipermetrina, se realizó por medio de cromatografía gas-líquido con detector de captura electrónica (GC-ECD), siguiendo la metodología establecida por Miglioranza et al. (2003), utilizando un cromatógrafo Shimadzu 17A.

Submuestras de suelos obtenidas a partir de los ensayos, fueron utilizadas para análisis complementarios que permitieron comprender otros mecanismos que gobiernan la adsorción de los compuestos estudiados a la matriz del suelo y la capacidad metabólica de los microorganismos del suelo. Se realizaron ensayos de desorción, en base a los cuales se determinó la disponibilidad acuosa de los compuestos estudiados en caso de lluvias intensas, inundación o riego intenso. La metodología usada fue la de agitación y posterior determinación por GC-ECD. Se determinó además, la actividad de la enzima deshidrogenasa (DHA) ya que en general las enzimas del suelo muestran una rápida respuesta a cambios naturales o antrópicos y poseen una alta correlación con otros

parámetros involucrados con la actividad biológica del suelo. Se siguió la metodología de Trevors et al., 1982 modificado por García et al., 1997).

2.4 Metodología utilizada en la evaluación del riesgo asociado a la contaminación de acuíferos

La evaluación del riesgo se realizó tomando como unidad territorial de análisis a toda la CRQG, debido a la importancia que tiene desarrollar el análisis a una escala regional. Se siguió la metodología propuesta por Massone et al. (2005, 2013), que definen el riesgo de contaminación como interacción entre vulnerabilidad del acuífero y la carga contaminante, y el riesgo asociado a la contaminación como la combinación de la peligrosidad con la vulnerabilidad de la población expuesta. Las metodologías utilizadas en las distintas etapas de la evaluación del riesgo asociado a la contaminación son:

a) Evaluación de la Vulnerabilidad del Acuífero: se trabajó a partir de las metodologías clásicas DRASTIC (Aller et al., 1997) y DRASTIC P, en entorno ArcGis 9.3 (ESRI, 1997).

b) Identificación y evaluación de carga contaminante potencial, siguiendo dos líneas:

1) En base al análisis de imágenes satelitales LANDSAT correspondientes a distintas fechas, que permitieron construir un mapa de usos del suelo de la CRQG, trabajando en entorno ArcGis 9.3. La metodología es la definida por Chuvieco (2002), que se basa en la comparación de la reflectividad de las distintas coberturas del terreno para cada fecha y la aplicación de algoritmos de clasificación para la obtención del mapa utilizado en la evaluación.

2) A partir de los resultados de los ensayos de movilidad de plaguicidas en columnas y mediante análisis estadístico, se determinó el contenido potencial de endosulfán de cada uno de los horizontes superficiales de los suelos presentes en la cuenca de estudio, según los datos contenidos en las cartas de suelo escala 1:50.000.

c) Combinación de la matriz de vulnerabilidad del acuífero con la de Carga Contaminante Potencial, pixel a pixel en un entorno SIG para obtener una

caracterización de **Peligrosidad de Contaminación del Acuífero Pampeano**. De esta forma se obtuvieron dos mapas, uno por cada mapa de carga contaminante potencial.

d) Evaluación de la Vulnerabilidad Social: Se generó un Índice de Calidad de Vida (ICV) mediante la metodología establecida por García de León (1989, 1997), a partir de datos provistos por el Censo Nacional de Población y Vivienda (INDEC, 2001) y utilizando el software REDATAM (CEPAL, 2004);

e) Se obtuvieron dos mapas de **Riesgo Asociado a la Contaminación del Acuífero Pampeano**, uno por cada mapa de Peligrosidad, esta matriz y la de Vulnerabilidad Social pixel a pixel en entorno ArcGis 9.3, obteniendo mapas con distintas categorías, donde el valor más alto indica la peor situación.

2.5 Metodología para la propuesta de Gestión del Recurso Hídrico Subterráneo

Se realizó una matriz FODA (fortalezas, oportunidades, debilidades y amenazas, IPN, 2002) centrándose en la figura del Comité de la CRQG. El análisis FODA es una herramienta esencial que provee de los insumos necesarios al proceso de planeación estratégica. En base a este análisis se definieron una serie de estrategias para la gestión del agua subterránea en la CRQG.

Con respecto a la Gestión Integrada de Recursos Hídricos, considerando la temática que aborda este trabajo de tesis, se puso énfasis en el proceso de gestión del riesgo asociado a la contaminación del acuífero. En el proceso de gestión de riesgos geológicos, se pueden diferenciar tres grupos de acciones (Smith, 2001): antes, durante y después del evento, que en este caso sería la contaminación del acuífero Pampeano. Para el caso de esta tesis se analizaron las acciones previas: **evaluación y predicción**.

CAPÍTULO 3. CARACTERÍSTICAS DEL AREA DE ESTUDIO

3.1 GENERALIDADES DE LA CUENCA DEL RIO QUEQUÉN GRANDE

La CRQG se ubica en el sudeste de la provincia de Buenos Aires (Figura 3.1) y ocupa una superficie del orden de los 10.000 km² en la región geográfica denominada Llanura Interserrana, cuyo rasgo distintivo es la escasa pendiente. El río Quequén Grande es el principal curso de agua dentro de la cuenca y nace en el sistema serrano de Tandilia, tiene 173 km de longitud y la organización de su red es de tipo dendrítica formada por un importante número de afluentes (Figura 3.2). La cuenca presenta varios cursos intermitentes y permanentes con dirección general Norte-Sur y desemboca en el Mar Argentino (Campo de Ferreras y Piccolo, 1999). La zona reviste una gran importancia económica como consecuencia de la producción agrícola y ganadera, a la vez que en la desembocadura del río Quequén Grande se encuentra el puerto Quequén, uno de los principales puertos exportadores del país.

A partir de estudios realizados por Quiroz Londoño et al. (2008) se comprobó mediante técnicas isotópicas e hidrogeoquímicas el aporte de agua subterránea desde la cuenca del río Quequén Grande hacia la del arroyo El Moro (Figura 3.3), con la cual limita hacia el este, por lo que en la presente Tesis se decidió considerar que esta unidad forma parte de la CRQG.

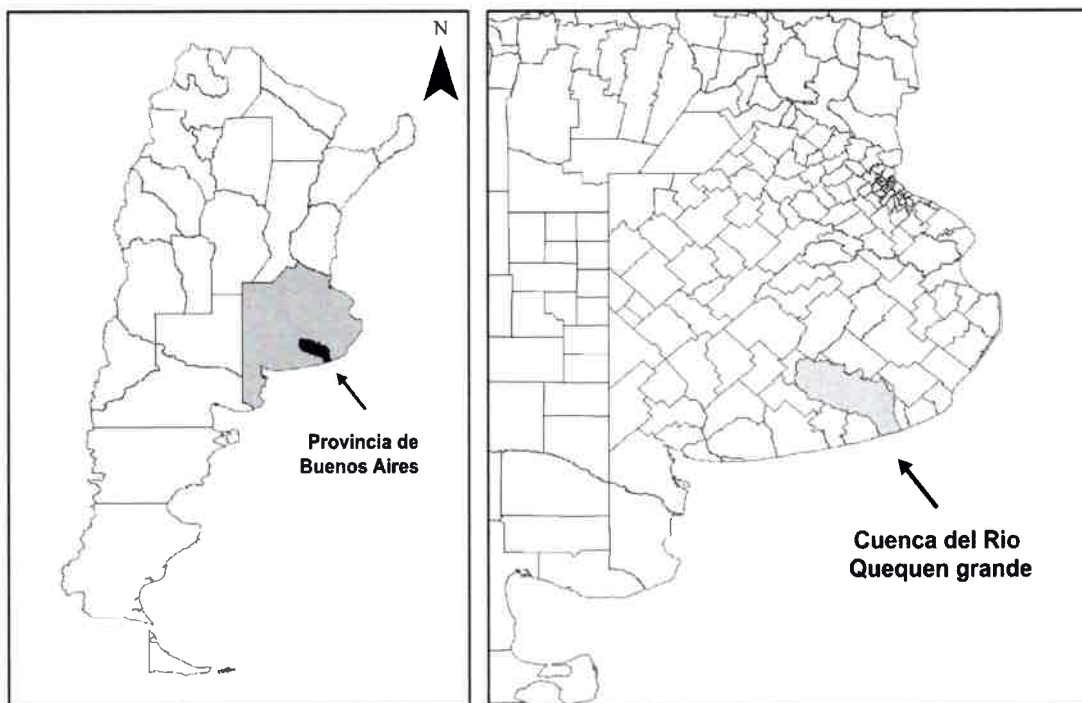
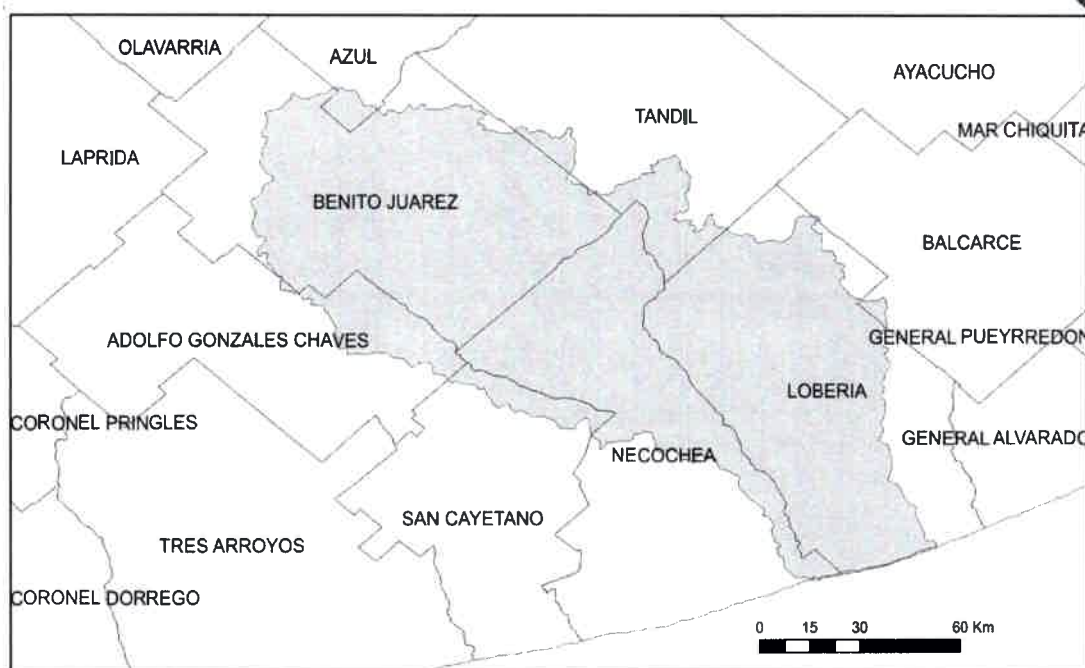


Figura 3.1. Ubicación de la CRQG.

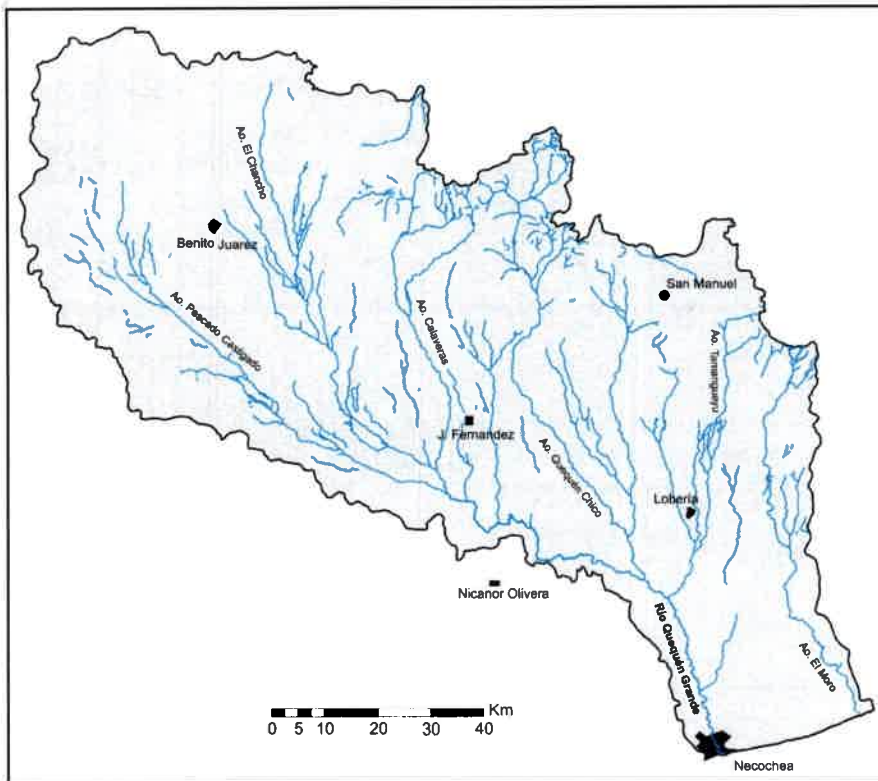


Figura 3.2. Red de drenaje en la CRQG.

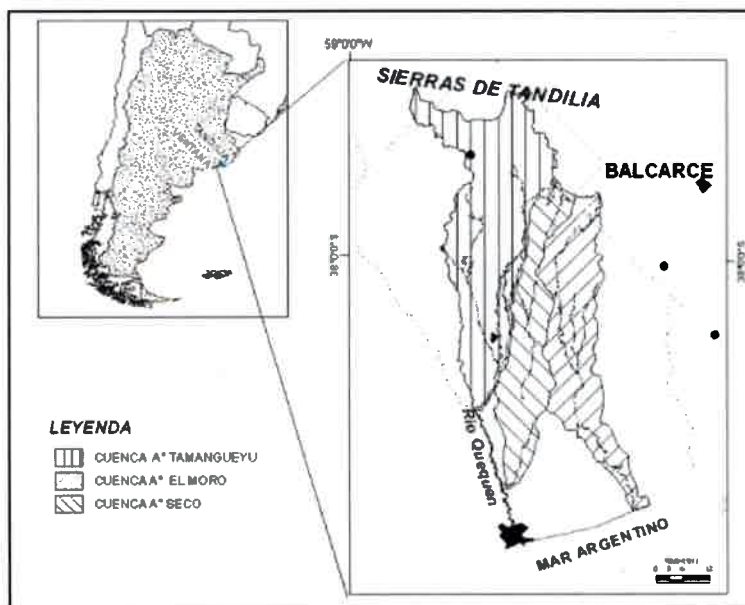


Figura 3.3. Ubicación de la cuenca del Arroyo El Moro y su relación con la CRQG (Quiroz Londoño et al, 2008).

3.2. CARACTERIZACIÓN GEOLÓGICA Y GEOMORFOLÓGICA

Como se mencionó previamente, el área de estudio se ubica en la llamada Llanura Interserrana bonaerense (Frenguelli, 1950), en la provincia geológica Tandilia (Nágera, 1940). Es una amplia planicie comprendida entre los dos elementos morfoestructurales más destacados de la provincia de Buenos Aires, los sistemas de Tandilia y Ventania (Figura 3.4). Ambos sistemas conforman la unidad morfoestructural conocida como Positivo Bonaerense (Yrigoyen, 1975).

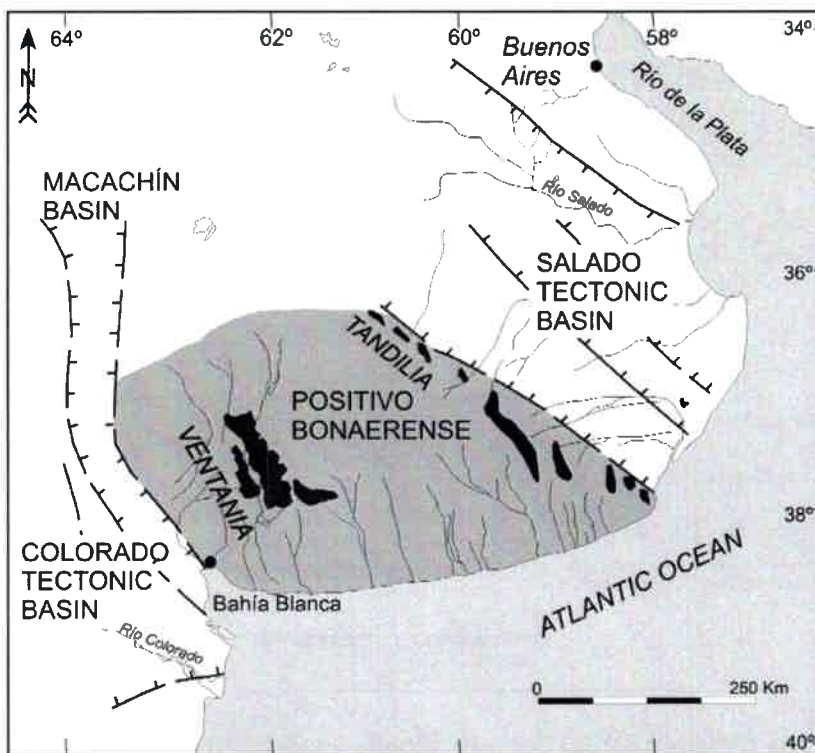


Figura 3.4. Unidades morfoestructurales de la provincia de Buenos Aires (tomado de Zarate y Folguera, 2009)

3.2.2 Estratigrafía

La geología del área de estudio (Figura 3.5) comprende tres unidades estratigráficas: un basamento cristalino de edad precámbrica, una cobertura sedimentaria precámbrica-paleozoica y finalmente una secuencia sedimentaria de edad cenozoica (Pleistoceno-Holoceno) que en gran parte del área cubre a las dos anteriores. Los afloramientos rocosos se ubican casi exclusivamente en la parte alta-oriental de la cuenca del río Quequén Grande, lo que permite separar dos grandes cuencas

sedimentarias: la de Claromecó hacia el suroeste y la del Salado hacia el noreste (Cingolani, 2005).

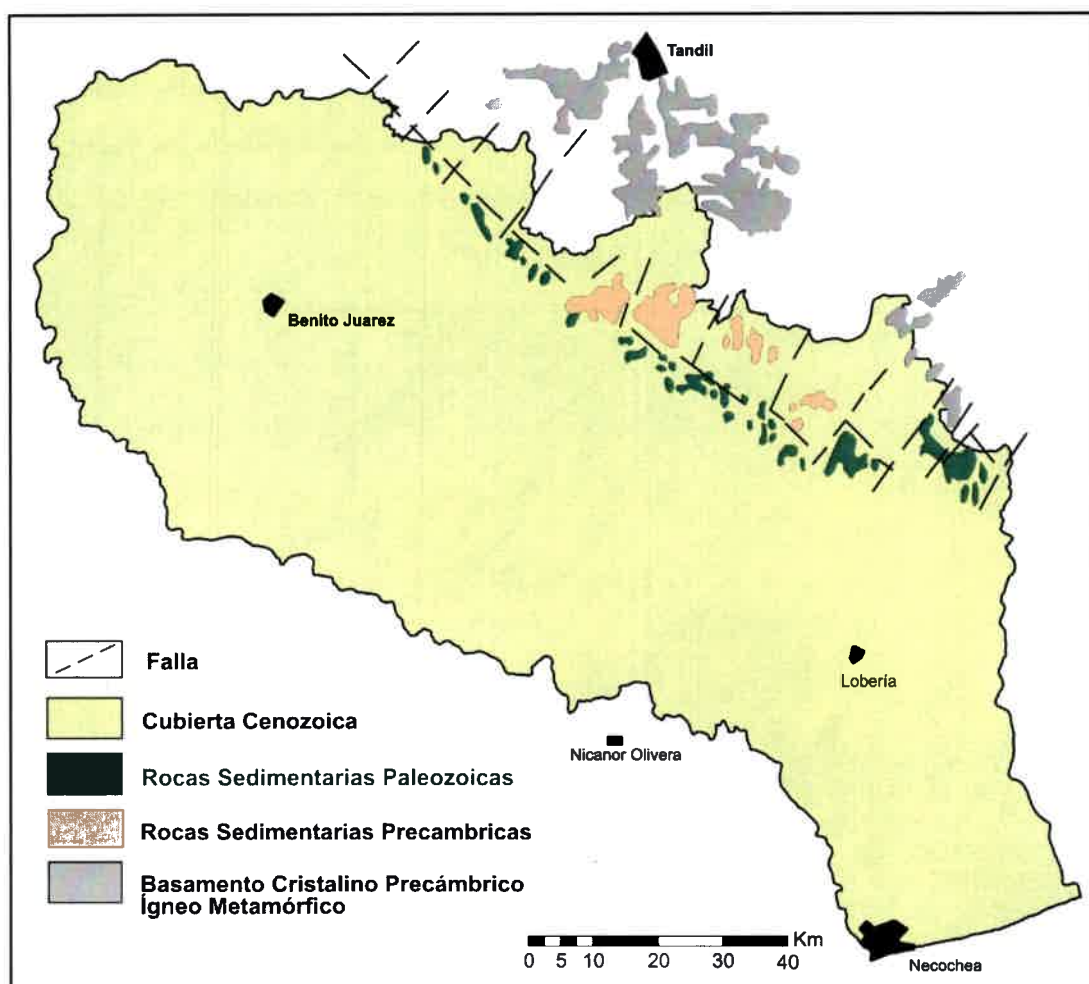


Figura 3.5. Estratigrafía de la Cuenca del Río Quequén Grande (modificado de Poire et al., 2003).

3.2.1 Basamento cristalino precámbrico ígneo metamórfico

Según las primeras descripciones litológicas (Heusser y Claraz, 1863) el basamento está compuesto por tres distintos tipos de rocas: gneis, granito y una variedad intermedia denominada gneis-granito. Estudios posteriores (González Bonorino, 1954, González Bonorino et al., 1956, Villar Fabre, 1955, 1956, Teruggi et al., 1958, 1962, y Quartino y Villar Fabre, 1967) permitieron clasificar a esta roca como migmatitas y establecieron una división para los tipos litológicos reconocidos hasta el momento:

1. Rocas granudas de aspecto ígneo, macizas en apariencia y sin esquistosidad o bien poco reconocible.
2. Rocas granudas con esquistosidad poco reconocible y distribución irregular de componentes máficos y félsicos.
3. Rocas granudas con esquistosidad y foliación evidente.
4. Rocas granoblásticas sin foliación.

Teruggi et al. (1975) establecieron que los dos primeros grupos se corresponden con los que ellos denominaron granitoides, el grupo tres con migmatitas y el último a metamorfitas. Además identifican dos tipos de rocas de filón, uno ácido, más común, constituido por granitos, aplitas y pegmatitas, generalmente leucocráticas y otro básico conformado por lamprofidos y diabasas, con frecuencia metamorfizadas.

Marchese y Di Paola (1975) denominan al conjunto total de rocas como Complejo Buenos Aires y lo relacionan con típica asociación de rocas ígneo-metamórficas de gneises graníticos a tonalíticos, migmatitas, anfibolitas, esquistos, mármoles y plutones de granitoides. También describen escasas rocas metavolcánicas (ácidas y básicas) y diques básicos tardíos y discordantes. En su trabajo compilatorio, Dalla Salda et al. (2005) describen con detalle cada una de estas litologías.

Las metamorfitas

Las rocas del basamento cristalino de Tandilia (Figura 3.4), denominadas Complejo Buenos Aires (Marchese y Di Paola, 1975), son una típica asociación de rocas ígneo-metamórficas de gneises (Figura 3.6a) graníticos a tonalíticos, migmatitas, anfibolitas, esquistos, mármoles y plutones de granitoides, con escasas rocas metavolcánicas (ácidas y básicas) y diques básicos tardíos y discordantes. Anchos cinturones miloníticos llamaron la atención por su desarrollo.

Las rocas metamórficas son conspicuas en el tercio sur-sureste de las sierras. Los gneises son comunes en el área de Balcarce en los Cerros El Cristo, Cinco Cerros, El Morro, Bachicha, La Virgen, Punta Tota y El Triunfo. Los gneises granatíferos de Punta Tota (2176 Ma, U-Pb, Cingolani et al., 2002; Hartmann et al., 2002) son rocas bien

foliadas con almandino, plagioclasa, biotita, anfíbol, epidoto y, eventualmente, piroxeno.

Los gneises son las rocas representativas de este grupo, con variedades granatíferas datadas en 2176 Ma (U-Pb, Cingolani et al., 2002; Hartmann et al., 2002), por lo general bien foliadas, con almandino, plagioclasa, biotita, anfíbol, epidoto y piroxeno. Otras variedades de gneises descritas en Tandilia, también tonalíticas a granodioríticas, portan biotita y epidoto, a los que puede acompañar escasa muscovita y sillimanita. En general los gneises se encuentran parcialmente granitizados, mostrando diferenciados cuarzofeldespáticos (en general de grano más grueso), venas concordantes con la foliación o discordantes, y/o áreas difusas enriquecidas en mafitos, granate o epidoto. Otras dataciones U-Pb arrojan edades de 2176, 2073 y 2163 Ma (U-Pb, Cingolani et al., 2002).

Teruggi y Kilmurray (1980) identificaron algunas rocas metavolcánicas ácidas, a veces porfiroblásticas y las describen como un conjunto de fajas alternantes de rocas de grano fino con textura relíctica y filiación riolítica, grises, con fenocristales y portando oligoclasa, ortosa y cuarzo en una base de feldespato potásico, plagioclasa, epidoto y stilpnomelano.

Las anfibolitas son comunes y abundantes en las regiones central y sur de las sierras de Tandilia, presentándose en intercalaciones delgadas o en cuerpos nodulares aislados, en general de dimensiones reducidas. En algunos casos son bandeadas con afinidades paraanfibolíticas y en otros, más macizas, semejando ortoanfibolitas. En general se trata de rocas cuarzo-plagioclásicas con hornblenda, epidoto y micas (biotita y/o clorita). Las evidencias de campo parecen sostener que existen dos ciclos de distinta edad, uno pre-gnéisico y otro posterior previo a los granitos más tardíos (Quartino y Villar Fabre, 1967).

Las migmatitas

Las migmatitas heterogéneas son frecuentes en Tandilia. La variedad más común es la epibolita de leucosoma cuarzo-feldespático con granates neoformados, que aparece en afloramientos menores en toda la sierra, especialmente en la Punta Tota (Balcarce)

y en el Cerro La Crespa (Azul), en ambos casos fuera de la CRQG. Están deformadas y a menudo pasando transicionalmente a gneises u otras variedades de migmatitas como las embrechíticas. Estas últimas, foliadas y porfiroblásticas, son comunes en varias localidades de Azul, Tandil y Balcarce. Acompañan migmatitas anfibólicas de leucosoma granítico, con hornblenda, biotita, cuarzo y plagioclasa, presentando una recristalización de microclino; los accesorios son apatita, zircón y opacos. Otra variedad menos común es la piroxénica con material granítico invasivo.

Los mármoles de Punta Tota cercanos a Balcarce, son oficalcíticos y serpentínicos con relictos olivínicos. En el área de San Miguel (entre Azucena y Barker), se describieron un skarn calcosilicático wollastonítico y calizas cristalinas aflorando a lo largo de unas pocas decenas de metros (Quartino y Villar Fabre, 1967). Los escasos esquistos son micáceos y algo bandeados como los del Cerro El Quebracho, al norte de la ciudad de Balcarce y los del área sur de Azul (Cerro La Plata). Poco frecuente, pero significativa, resulta la presencia de delgados lentes concordantes básicos-ultrabásicos metamorfizados, en Cinco Cerros y Punta Tota en el área de Balcarce.

En las cercanías de la ciudad de Tandil, Teruggi et al. (1988) describieron a la Formación El Cortijo como una unidad de metamorfitas de bajo grado compuesta por metacherts, metagrauvas y metabasitas, interpretándola como una escama de corteza oceánica proterozoica.

Los granitoides

Los granitoides son de edad dominante paleoproterozoica transamazónica (Varela et al., 1989, Linares y González, 1990, Cingolani et al., 2002, Hartmann et al., 2002 y Pankhurst et al., 2003). Se encuentran emplazados en metamorfitas, usualmente parcial a casi totalmente migmatizadas, por lo que presentan relaciones de campo frecuentemente difíciles de establecer; los granitoides poseen, en general, una filiación cuarzo-feldespática aplo-pegmatítica. Los granitos (sentido estricto) predominan en la porción noroccidental y a lo largo del borde austral de las Sierras de Tandil, mientras que las rocas de composición mayormente tonalítica y granodiorítica afloran en el sector central y hacia el borde septentrional.

Los granitos presentan gran variedad en sus texturas, con un predominio de la granuda gruesa y porfiroide, compuestos mayoritariamente por cuarzo, feldespato potásico y plagioclasa en menor cantidad; la biotita es el máfico dominante y los minerales accesorios más comunes son apatita, circón, moscovita, titanita y fluorita (Pankhurst et al., 2003, Ronconi et al., 1994). A partir de dataciones U-Pb SHRIMP se determinaron edades de 2.065 Ma (Cingolani et al., 2002, Hartmann et al., 2002).

Las rocas granodioríticas, localizadas en el frente oeste de la cantera Tandilia, próxima a la ciudad de Tandil, poseen textura granuda con cataclasis intergranular, abundante plagioclasa ácida (más de 50 %), microclino y cuarzo policristalino intersticial. Los máficos más frecuentes son biotita, muscovita y clorita secundaria. Otra textura común es la porfiroide con fenocristales de feldespato de hasta 5 cm y diferenciados de grano fino más biotíticos en cuerpos tabulares menores.

Pankhurst et al. (2003) describen tonalitas con cristales de plagioclasa, feldespato y cuarzo, con anfíbol verde, biotita y piroxeno como mafitos relícticos, asociados a opacos, apatita y zircón. Estas rocas muestran edades de 2.234, 2.166, 2.183 y 2.228 Ma, U-Pb, SHRIMP (Cingolani et al., 2002).

En la zona de San Manuel se ha reconocido Complejo Buenos Aires a partir de la apertura de varias canteras destinadas a la explotación de arcillas. Una contribución fundamental sobre la geología del área y las características de estos materiales fue aportada por Regalía (1987). Sobre el Complejo Buenos Aires se dispone una sucesión de rocas sedimentarias de hasta 40 m de espesor de edad Cambro-Ordovícico (Iñiguez et al., 1989). La porción destapada del basamento por debajo de las sedimentitas (Figura 3.6b), presenta una intensa alteración que ha transformado totalmente la mineralogía y fábrica de las rocas originales. Los minerales neoformados son principalmente pirofilita, sericita, illita y caolinita (Dristas y Frisicale 1984 y Zalba y Andreis 1998). Para Zalba y Andreis (1998) estas arcillas proceden de la alteración de migmatitas del basamento conservando la foliación original, la cual se va perdiendo hacia arriba debido a procesos de meteorización, llegando a desaparecer por completo. Se ha observado además, a aproximadamente a unos 10 m por debajo del contacto con las sedimentitas, una roca de color verde a castaño claro con fábrica homogénea que posee elevados contenidos de Cr (2.590 ppm) y Ni (140 ppm) que

podría indicar la presencia de un "enclave" o un tipo litológico más básico dentro del basamento (Fernández et al., 2010).

3.2.2.2 La cubierta sedimentaria precámbrica-paleozoica

Sobre el Complejo Buenos Aires se asienta discordantemente una secuencia sedimentaria poco afectada por tectonismo, formada en un ambiente de depositación de trasgresión marino sobre una plataforma estable, (Teruggi y Kilmurray, 1980). Esta cubierta sedimentaria está conformada por una serie de unidades litoestratigráficas compuestas esencialmente de una amplia gama de rocas sedimentarias silicoclásticas y carbonáticas: conglomerados, brechas, arenitas y vaques cuarzosas, areniscas glauconíticas, fangolitas, limolitas, arcilitas, lutitas, ferrilitas, mudstones, grainstones, boundstones dolomíticos - estromatolíticos y ftanitas. La complejidad litológica y la gran multiplicidad de estructuras sedimentarias que presentan estas rocas, dan una idea primaria de la diversidad de procesos sedimentarios que tuvieron lugar durante su formación, como así también de la variedad de ambientes de depositación intervinientes (Dalla Salda et al., 2007).

El nivel terminal del basamento tiene unos 3 m de espesor y está conformado por una arcosa residual o saprolito («gruss»), muy friable. Este nivel evidencia que previamente a la depositación de los primeros sedimentos marinos, existió un período de exposición subaérea del basamento que fue afectado por procesos de meteorización (Poiré, 1987a, b, Zalba et al., 1993).

Uno de los primeros trabajos realizados sobre esta serie sedimentaria fue el llevado a cabo por Nágera (1932), quien describe por primera vez una secuencia conformada por horizontes de cuarcitas inferiores, dolomítico, cuarcitas superiores (agrupándolos hasta aquí en una denominada serie cuarcítica), arcilloso y calcáreo, a la que asigna el nombre de Formación La Tinta.

Borrello (1966), propone una variación al esquema estratigráfico que se tenía hasta la fecha definiendo el Grupo Tandil, compuesto de base a techo por Formación Punta Mogotes, Formación La Tinta y Caliza de Loma Negra.

Estudios realizados por Antonioli (1969), hacen referencia a una secuencia conformada por la Formación la Tinta y las Calizas de Loma Negra; según su descripción, la primera está constituida de base a techo por: Cuarcitas, Dolomias, Cuarcitas y Arcillas.

Más tarde, Holmberg (1972) simplifica poco las descripciones hechas hasta la fecha y realiza la caracterización de tres formaciones que se encuentran sobre el basamento, en orden ascendente estas formaciones son: Formación la Tinta, Formación Sierras Bayas y Formación Calizas de Loma Negra.

El esquema estratigráfico de Marchese y Di Paola (1975 a,b), se inicia con el complejo Buenos Aires, integrado por las rocas del basamento cristalino y las metapelitas de Punta Mogotes. Suprayaciendo este complejo se encuentra la Formación La Tinta, con los miembros cuarcíticos, dolomítico, pelítico y calcáreo.

Dalla Salda e Iñiguez (1979), subdividen la secuencia sedimentaria en tres formaciones que de base a techo son: Formación Sierras Bayas, constituida a su vez por cuarcitas inferiores, dolomitas, cuarcitas superiores, arcillitas y calizas; Formación Cerro Negro y la Formación Balcarce.

Poire e Iñiguez (1984), mencionan dos formaciones sobre las rocas precámbricas del basamento, la Formación Sierras Bayas y la Formación Cerro Negro.

Zalba et al. (1987), identifican tres formaciones para esta secuencia sedimentaria, la más antigua, denominada Formación Sierras Bayas; suprayaciendo esta secuencia se encuentran las Formaciones Las Águilas y Balcarce.

La secuencia estratigráfica aceptada actualmente fue establecida por Dalla Salda e Iñiguez (1979) y modificada por Poiré (1987, 1993, 2003 y 2006). Estos autores definieron la estratigrafía en función de la región considerada (Tabla 3.1), ya que la sedimentación no fue homogénea, por lo que a continuación se describen las unidades correspondientes a la Región Central, que son las presentes en la CRQG.

Eras- Periodos	Unidades Estratigráficas				Secuencias Depositionales
	Region NO	Region Central	Region SE		
EOPALEZOICO	Fm. Balcarce	Fm. Balcarce	Fm. Balcarce		secuencia Batan
	Fm. Cerro Negro	Fm. Cerro Negro	Diamictitas Sierra del Volcan	Fm. Punta Mogotes	Secuencia La Providencia
(580-590 Ma)	Grupo Sierras Bayas	Fm. Loma Negra	Grupo Sierras Bayas	Fm. Loma Negra	Secuencia Villa Fortabat Secuencia Secuencia Diamante
NEOPROTEROZOICO		Fm. Otavarría		Fm. Las Aguilas	
		Fm. Cerro Largo		Fm. Cerro Largo	Secuencia Malegni
		Fm. Villa Monica		Fm. Villa Monica	Secuencia Tofoletti
(800-900 Ma)					
PROTEROZOICO	Complejo Buenos Aires				

Tabla 3.1 Secuencia estratigráfica establecida por Poire (2006) para el sistema serrano de Tandilia.

Grupo Sierras Bayas

La cubierta sedimentaria del Grupo Sierras Bayas, sobre la base de los perfiles relevados en distintas áreas de las sierras de Tandil, alcanza un espesor máximo de 185 m y está conformada por las Formaciones Villa Mónica (Poiré, 1993), Cerro Largo (Poiré, 1993) y Loma Negra (Borrello, 1966), con sus respectivas variaciones laterales

La **Formación Villa Mónica** (equivalente a la Formación La Juanita; Zalba et al., 1988) constituye la primera secuencia sedimentaria (neoproterozoica), tiene 52 a 70 m de espesor y está limitada por discordancias erosivas en la base y en el techo. Incluye facies de areniscas cuarzo-arcósicas y dolomíticas con estromatolitos, que lateralmente pasan a lentejones lutíticos. Según Zimmermann et al. (2005) la sedimentitas clásticas derivan de las rocas del basamento de Tandilia. En base a estromatolitos, Iñiguez et al. (1989) determinaron que la edad de esta unidad es ripheana (800 - 900 Ma).

La **Formación Cerro Largo** posee un espesor de 40 m y está delimitada en su base por una discordancia muy marcada que sugiere la eliminación de un importante registro sedimentario correspondiente al techo de la Formación Villa Mónica (Poiré, 2004;

Zimmermann et al., 2005). Está integrada por facies pelítico-arenosas, que pasan lateralmente a arenosas y pelíticas. Se reconocen además en los términos más bajos de la unidad un nivel diamictítico con facies de fangolitas. Dataciones en arcillas realizadas por Bonhomme y Cingolani (1980) por el método Rb-Sr permitieron establecer una antigüedad de 769 Ma, que coincide con la edad propuesta por Pothe de Baldis et al. (1983), que determinaron por el estudio de trazas fósiles una edad de entre 700 y 800 Ma (Ripheano - Vendiano).

La **Formación Las Águilas** (Zalba, 1978) posee un espesor de 25-30 m y está conformada por tres niveles litológicos. Hacia la base se reconoce una brecha de ftanita varicolor, con clastos de calcáreos oolíticos fuertemente silicificados. El nivel medio está conformado por un conjunto de pelitas ferríferas constituidas esencialmente de cuarzo, calcedonia, goethita, hematita, caolinita, pirofilita e illita, de gran importancia económica para la región, ya que porta óxidos de hierro con tenores promedio del orden de 30%, con algunos sectores de hierro masivo (hasta 70% en Fe_2O_3) que alcanza 7 m de potencia. Sobre este hierro bandeado se apoya una sucesión de facies pelíticas y heterolíticas y bancos de areniscas cuarcíticas muy gruesos, de geometría lentiforme, que cortan a las sucesiones heterolíticas más finas.

La última unidad del Precámbrico es la **Formación Loma Negra** (Figura 3.6d), constituida por una asociación de facies carbonáticas de 40 m de espesor, con base discordante de bajo ángulo y techo erosivo. Presenta un nivel inferior de calizas rojizas (8 m) y uno superior de calizas negras (32 m). Es probable la presencia de fósiles tubulares calcáreos, que sería el primer hallazgo de invertebrados del tipo "shelly fauna" de la cubierta sedimentaria del Precámbrico/Paleozoico inferior de Tandilia (Zimmermann et al., 2005). Cloudina es un fósil guía del Ediacareano superior. Esto es consistente a la edad isotópica de 550-580 Ma sugerida por Gómez Peral et al. (2005) para las calizas de esta unidad.

En el Paleozoico inferior se deposita en discordancia sobre las unidades anteriores la **Formación Cerro Negro** (Iñiguez y Zalba, 1974). Presenta un nivel inferior formado por rocas pelíticas y escasas brechas hacia la base. El tramo medio y superior está conformado por areniscas finas y muy finas, limolitas y arcilitas. La unidad aflora escasamente, pero se supone que en subsuelo posee un espesor superior a los 100 m.

Su edad probable es el Ediacareano-Cámbrico (Gómez Peral et al., 2005), pero aún no ha sido estudiada en su totalidad como para poder corroborar dicha asignación.

La **Formación Balcarce** (Dalla Salda e Iñiguez, 1979) es la última unidad correspondiente al Paleozoico, aflora fundamentalmente en el sector oriental de Tandilia. Está constituida por secciones de hasta 90 m de espesor, en las que predominan las areniscas y sabulitas cuarzosas. En menor cantidad aparecen intercalaciones pelíticas (ricas en caolinita) de menos de 1 m y delgados niveles de conglomerados cuarzosos finos a mediano

El límite superior de la edad de esta formación se estableció en base a una datación radimétrica de 450 Ma a 498 Ma (Rapela et al., 1974) de una diabasa que se supone intruida en ella. Otra aproximación ha sido provista mediante trazas fósiles por Poiré et al. (2003) que ubica esta unidad tentativamente en el lapso Cámbrico-Ordovícico. No obstante, Rapela et al. (2005) han reportado determinaciones SHRIMP U-Pb con picos de edades ca. 475-675, 975-1.170 y 1.685-2.060 Ma, de modo que los primeros de estos valores proveen una edad máxima para la Formación Balcarce correspondiente al Ordovícico Inferior.

3.2.2.3 Cubierta de Sedimentos cenozoicos

El registro del Cenozoico tardío continental en el área de estudio está representado por una sucesión sedimentaria relativamente homogénea y comprende depósitos volcanoclásticos limo-arenosos y limo-arcillosos de colores castaños que fueron interpretados como loess, retrabajados en parte por acción fluvial (Teruggi, 1957).

La nomenclatura es uno de los principales problemas que existen en el estudio de los depósitos del Cuaternario ya que hay un gran número de esquemas estratigráficos, variables según la zona estudiada por distintos investigadores, en lo que también influye el tipo saltuario de los afloramientos y su variabilidad, que ha llevado a que se denominen formaciones a distintas facies. Frecuentemente, un mismo término tiene distinto significado para diversos autores, e incluso un mismo autor varía su interpretación de acuerdo a la experiencia adquirida, tal el caso de Frenguelli (Zárate, 2005)

La cubierta sedimentaria cenozoica en el área Interserrana y Pedemontana está compuesta esencialmente por los denominados genéricamente “sedimentos pampeanos” (Figura 3.6c), que también ocupan la mayor parte de la superficie del resto de la provincia. El término “sedimentos pampeanos” comprende un conjunto de sedimentos cuaternarios, que abarcan desde el Plioceno inferior hasta el Pleistoceno superior, formados por partículas mayoritariamente limosas, de apariencia uniforme, de color pardo, depositados en gran parte de las pampas argentinas e incluidos dentro del concepto global de Formación Pampeana propuesto por Ameghino (1885). Estos sedimentos mayormente limosos del plio-pleistoceno se caracterizan, en las vecindades del frente montañoso, por estar constituidos casi sin excepción por un conglomerado integrado por litoclastos de 3 o 4 cm hasta bloques de 30 a 50 cm de diámetro en la parte proximal de las sierras, disminuyendo el tamaño hacia la zona distal. En estas zonas distales los sedimentos predominantes son loess, limos loessoides y loess limosos, en general de aspecto masivo aunque pueden presentar estratificación “grosera”. Su compactación es frecuentemente pronunciada y puede tener carbonato de calcio estratificado con diferentes espesores (Fidalgo et al., 1975).

Para la cubierta de Sedimentos cenozoicos, Frenguelli (1950) diferencia dos unidades principales:

Sedimentos Pampeanos: De edad Plioceno Inferior – Pleistoceno, con mayor extensión areal que los Postpampeanos, están conformados principalmente por limos y en menor proporción por arenas y arcillas con cantidades variables de carbonato de calcio (Tosca). Estos sedimentos se presentan en forma masiva aumentando su compactación con el contenido de tosca. Sobre estos sedimentos se desarrollan procesos fluviales, eólicos y marinos que predominan en el Pleistoceno Superior – Holoceno, y que dan como resultado la morfología actual.

Sedimentos Postpampeanos: Depositados durante el Pleistoceno Superior – Holoceno, suprayacen a los sedimentos Pampeanos o en algunos casos a las rocas del basamento; están constituidos por sedimentos arenosos, limosos, arcillosos y calcáreos de origen fluviolacustre, eólicos y marinos. En forma general aquellos con origen eólico se ubican en las zonas con mayor elevación topográfica, mientras que los que fueron generados

por otros agentes de transporte están restringidos a los valles de los actuales arroyos (Kruse et al., 1998).

Los depósitos cuaternarios correlacionables a los Sedimentos Pampeanos y Postpampeanos han sido clasificados especialmente en la región de Tandil por Rabassa (1973), que establece los lineamientos generales de la estratigrafía de los depósitos del área pedemontana de las sierras de Tandil. El esquema estratigráfico realizado por el autor muestra cinco unidades litoestratigráficas. Las formaciones Barker, Vela y Las Animas ocupan las áreas interfluviales. En cambio, las áreas fluviales están representadas por un aluvio que se apoya en discordancia de erosión sobre la Formación Tandileufú, y ésta se apoya a su vez en discordancia sobre la Formación Vela.

En el trabajo antes citado se describe a la Formación Barker como una limolita castaño rojiza, arcillosa, de génesis probablemente eólica. A la Formación Vela como limos areno-arcillosos castaño claros, que culminan con un manto de tosca regional (Paleosuperficie Tandil), originados por la sedimentación eólica, pero con indicios importantes de acción hídrica. Ambas formaciones presentan desarrollo local de niveles psefíticos, propios de zonas pedemontanas. En discordancia erosiva sobre el manto de tosca regional, tiene lugar la depositación de limos arenosos, de color castaño amarillento, sin estructura ni estratificación, con escaso carbonato de calcio, de aspecto loessoide muy marcado, correspondiente a la Formación Las Animas. Según el mismo autor, en áreas fluviales, se depositan, en forma coetánea a los depósitos basales de la Fm. Las Ánimas, los sedimentos de la Fm. Tandileufú y posteriormente un aluvio reciente.

3.2.1 Geología estructural

La llanura interserrana constituye el área pedemontana de Ventania y el piedemonte suroccidental de Tandilia, con cotas máximas algo superiores a los 200 m en la parte central entre ambos cordones y que desciende en forma gradual hacia el sur hasta el Océano Atlántico. Se conocen algunos afloramientos de rocas del Paleozoico superior

en la región interserrana como los que se encuentran en Gonzáles Chávez, Lumb, De La Garma y otros (Cingolani, 2005, Zárate y Rabassa, 2005).

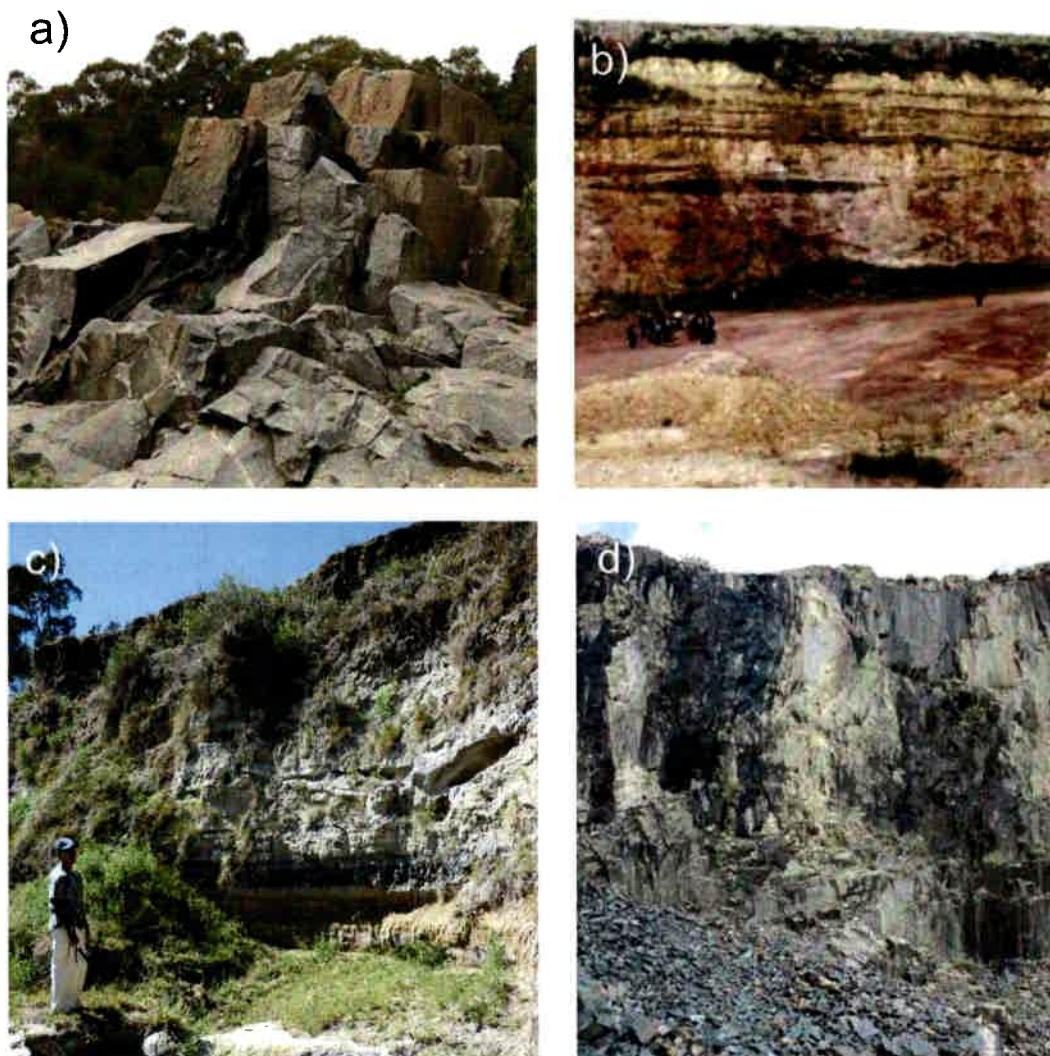


Figura 3.6. Geología de la CRQG. a) Gneis aflorante en cerro El Triunfo, Balcarce, b) cantera en la localidad de San Manuel, en la que se observa el basamento alterado a arcillas, c) sedimentos cenozoicos en acantilado en el margen del RQG, en las cercanías de La Dulce, d) cantera de caliza (Formación Loma Negra) en la localidad de Tandil.

El sistema serrano de Tandilia emerge en forma de arco en la Pampa Húmeda a manera de columna vertebral en sentido NO-SE. Se extiende desde las inmediaciones de Olavarría hasta Mar del Plata, posee una longitud superior a 300 km y un ancho máximo de 60 km, que corresponde a la parte central donde se ubican las Sierras de Tandil. El sistema serrano está constituido en términos generales por sierras, cerros,

cerrilladas y lomas de bajas alturas, en general inferiores a los 500 m, que sobresalen entre 50 y 250 m de la llanura pampeana (Ruiz de Galarreta et al., 2011).

El Sistema de Tandilia corresponde a una estructura muy antigua que responde a una serie de fallas de alto ángulo que presentan direcciones NO-SE, NE-SO y E-O. Esta serie de fallas originó bloques elevados que fueron sometidos a intenso desgaste y entre los cuales se extienden amplios valles transversales y longitudinales, con importante cobertura de sedimentos pampeanos. Debido a esto, se ha dividido al cordón serrano en grupos designados con el nombre de la ciudad o partido más próximo: Sierras de Olavarría, Sierras del Azul, Sierras de Tandil, Sierras de Balcarce, Sierras de Mar del Plata y Sierras de Necochea y Lobería (Borrello, 1962). En la totalidad del cordón serrano, las formas de relieve están controladas por la composición litológica (Cingolani y Bonhomme, 1982). Las sierras presentan formas redondeadas y suaves (cúpulas, domos y conos) como resultado de la erosión de rocas ígneo-metamórficas del basamento granítico (Figura 3.7a). En cambio, si el relieve ha sido elaborado en cuarcitas, se hallan formas de tipo tabular (Figura 3.7b, Fernández et al., 2008). En el caso de las Sierras de Tandil, una buena parte de su relieve presenta formas redondeadas (especialmente en el área Tandil-Olavarría) y la restante tiene forma tabular (especialmente en el área Tandil- Balcarce-Mar del Plata).

El perfil de las sierras es ligeramente asimétrico y fue reconocido por Nágera (1940). El borde norte constituye una escarpa que, aunque muy rebajada y destruída por la erosión se eleva en la llanura y se la conoce con el nombre de Costa de Heusser (Nágera, 1932). El margen sur de las sierras, en cambio, se hunde suavemente debajo de sedimentos cenozoicos y se denomina Costa de Claraz (Nágera, 1932). De este modo la silueta transversal de Tandilia corresponde a un escalón o peldaño cuya superficie esta inclinada ligeramente (3 a 5°) hacia el SO o SSO (Fernández et al, 2008).

Las dos pendientes regionales de Tandilia, hacia el NE y SO respectivamente, han dado lugar a la implantación de un drenaje consecuente hacia ambas vertientes, cuya erosión ha modificado la forma de las sierras y elaborado valles que las cortan y cuencas pequeñas en cabeceras (Fernández et al, 2008).

En Tandilia se pueden reconocer dos zonas principales de cizalla que afectan al basamento cristalino, ubicadas al noroeste y al sudeste de las sierras. La primera posee

una longitud de aproximadamente 40 km y un ancho de 3 km (González Bonorino et al., 1956), mientras que la segunda se puede seguir por unos 25 km (Dalla Salda, 1981). Estas fajas de cizalla están compuestas por milonitas, protomilonitas y cataclásitas. En base a dataciones y relaciones de intrusividad, Teixeira et al. (2002) determinaron que los esfuerzos de cizalla que produjeron estas rocas miloníticas deben haber sido procesos relacionados con la orogenia Transamazónica.

3.2.3 Geomorfología

Los rasgos geomorfológicos de Tandilia se han originado como consecuencia de la acción erosiva sobre los bloques ligeramente inclinados de las sierras, que (como se mencionó anteriormente) presentan dos pendientes de distinta inclinación, y dos tipos de rocas (de basamento y de cubierta) de diferente comportamiento frente a la denudación. Los bloques más altos de la porción central sufrieron la eliminación completa de la cubierta ortocuarcítica, por lo que las rocas granitoides quedaron directamente libradas a la acción meteorizante.

En consecuencia, el tramo central de afloramientos granitoides, de Olavarría hasta Balcarce, está caracterizado por cerros y sierras cuyas formas redondeadas están controladas por las estructuras del basamento. El relieve de los extremos serranos y del borde austral de las sierras ha sido controlado por la cubierta cuarcítica subhorizontal, de gran resistencia a la erosión y a la meteorización. El relieve tabular resultante, muy característico, es el de mesas y buttes, con cimas ligeramente inclinadas hacia el sur y limitados por escarpas empinadas con uno o dos escalones superpuestos. El ascenso de los bloques fue acompañado de la implantación de redes de drenaje de tipo consecuente sobre las dos pendientes regionales que ofrecían las sierras en ascenso (Fernández et al., 2008).

Una de las principales características tanto de la zona serrana como de la llanura es la presencia de una costra formada por limos cementados por carbonato de calcio que se denomina «tosca» (Siragusa, 1964). En general, la tosca se halla limitando la mayor parte de los perfiles de suelo (Figura 3.7c y 3.7d) y en los sectores altos o en las pendientes suele encontrarse aflorando o bien a profundidades que no alcanzan el

metro, desde el punto de vista estratigráfico, suele presentarse como techo de la antes mencionada Formación Vela (Rabassa, 1973). Debido a que es sumamente consolidada puede considerarse como roca e influye directamente en el escurrimiento ya que impide la normal percolación del agua (Campo de Ferreras y Piccolo, 1996).

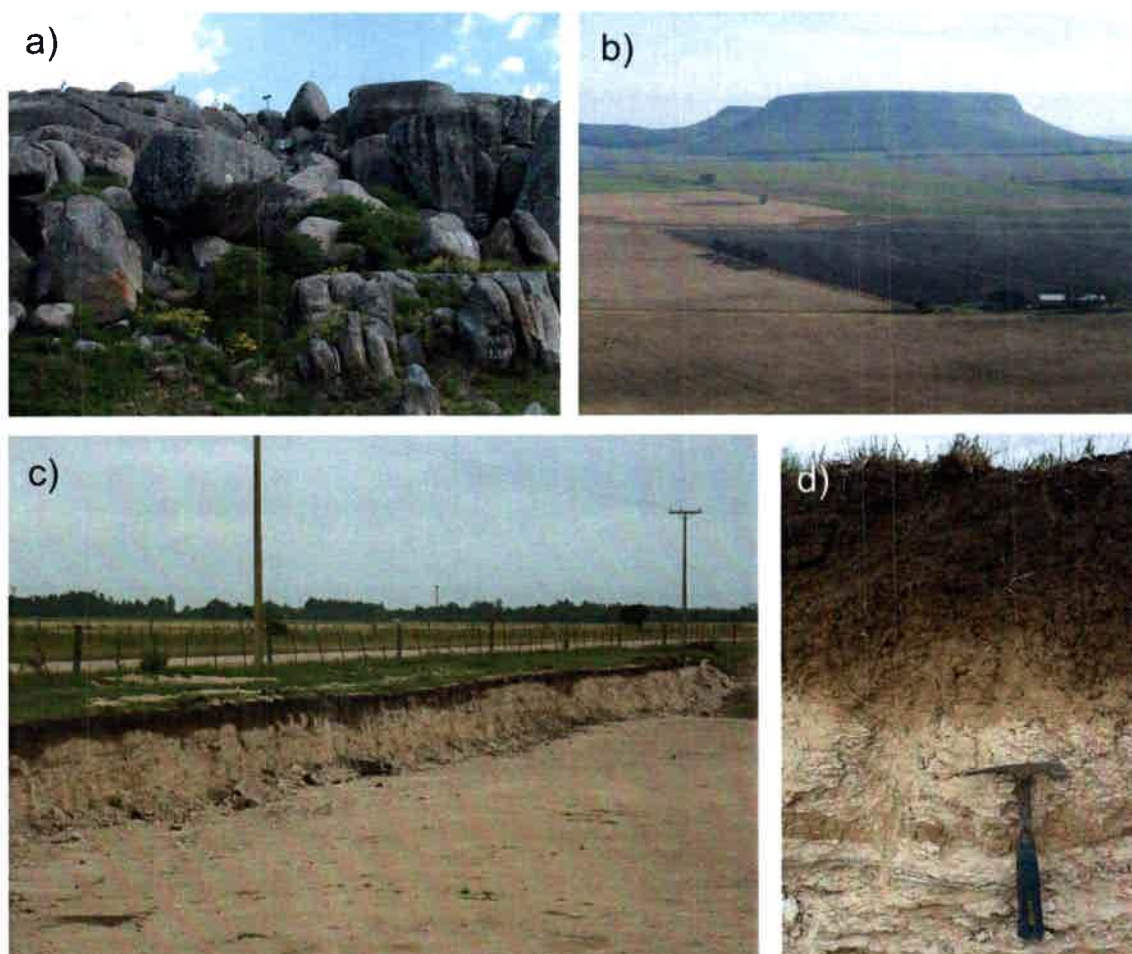


Figura 3.7. Geomorfología de la CRQG. a) Sierras redondeadas como resultado de la erosión sobre rocas graníticas, b) sierras tabulares, originadas a partir de la erosión de ortocuarcitas, c y d) niveles de tosca.

Teruggi et al. (2004) y Martínez (2007) identifican y describen las unidades geomorfológicas de la CRQG (Figura 3.8), que se describen a continuación:

Sierras y serranías: constituidas por elevaciones del sistema de Tandilia, tal como se mencionó, su morfología se encuentra condicionada por el tipo de roca aflorante. Litológicamente pueden estar formadas tanto por estratos subhorizontales de ortocuarcita de la Formación Balcarce, como por afloramientos del Basamento

Cristalino igneometamórfico dando morfologías de colinas o serranías de morfología variada.

La característica común de los afloramientos es que no forman cordones continuos sino que constituyen sierras y serranías aisladas o separadas por amplios valles entre sí. Las sierras más importantes conforman la divisoria principal de aguas entre las vertientes sur (CRQG) y norte (Cuenca del Colorado).

Lomas periserranas: Constituyen un paisaje ondulado conformado por lomas de morfología compleja que bordea los cuerpos de las sierras y serranías. En algunos sectores los bloques serranos han actuado como una barrera orográfica aumentando localmente la sedimentación eólica e influyendo directamente en la conformación de las lomas.

En algunas lomas el basamento rocoso no aflora pero controla subsuperficialmente la morfología de los relieves positivos. En otros casos su morfología está controlada por un manto de tosca ("Paleosuperficie Tandil") que corona el techo de los sedimentos loésicos infrayacentes de edad Pleistoceno superior. Este manto de tosca ha sido cubierto nuevamente por loess que generalmente no sobrepasa el metro de espesor. En este sentido, el control paleotopográfico puede también estar determinado por la morfología de un relieve preexistente, sepultado por un manto de loess.

Otro tipo de lomadas es de tipo construccional y han sido generadas por el último ciclo de depositación eólica (Holoceno tardío). El drenaje es poco denso debido a la pendiente y a la mayor infiltración que en los depósitos loésicos no consolidados. Estas características de buen drenaje han dado lugar a suelos de alto potencial agrícola.

Lomas de divisoria de aguas: Esta unidad está constituida esencialmente por tres relieves positivos elongados con una dirección O-E que son perpendiculares a la pendiente regional y conforman la mayor parte de las divisorias de los afluentes del río Quequén del sector oeste. Estos altos topográficos son perpendiculares a la pendiente regional lo que obliga a las cuencas superiores del arroyo Pecado Castigado y el Quequén a desviarse hacia el este. Ello ha determinado en gran parte el sobredimensionamiento de la CRQG. Estas cubetas de deflación (actuales lagunas)

presentan dunas de limo (lunettes) inmediatamente al este, indicando paleovientos del oeste en su construcción. En las divisorias del sector sur de esta unidad, existen procesos de capturas con valles con profunda incisión y alturas relativas de hasta 25 m y pendientes de hasta el 5%.

Lomas relictuales sin lagunas: Esta unidad puede considerarse como una continuidad de la unidad Lomas periserranas; no obstante, se la ha diferenciado por presentar características particulares. Conforman un paisaje antiguo que ha sido preservado por un encostramiento calcáreo. Esta unidad es atravesada por el cauce principal del río Quequén en sus tramos medio e inferior.

En distintos sectores de las divisorias, pero principalmente en las proximidades del cauce principal, se identifican restos de un antiguo nivel de planización, disectado por procesos de incisión bastante profundos que indican un cambio de nivel de base importante.

Planicie baja mal drenada: Es un área caracterizada topográficamente por la escasa pendiente (0,2%). El paisaje es plano a suavemente ondulado. El drenaje corresponde a una serie de múltiples pequeños cursos temporarios subparalelos y lagunas subcirculares de escasas dimensiones. Los cauces principales han generado valles de relativa importancia, en cuyas divisorias aflora subsuperficialmente un manto de tosca espesa. Ocasionalmente se presentan lomadas subcirculares de loess de 2-2,5 m de altura relativa que apoyan sobre el manto calcáreo.

Llanuras aluviales: Unidad conformada por las planicies aluviales de las cuencas media y superior del río Quequén Grande y el arroyo Pecado Castigado. Estas áreas bajas están drenadas por el cauce principal de dichos cursos y sus tributarios, en gran parte de régimen temporario. La acción eólica ha dejado una morfología de dunas longitudinales de dirección oeste-este, que se reconocen principalmente en las nacientes del arroyo Pecado Castigado. En ocasiones pueden formarse pequeñas lagunas con pequeñas lunettes al este de las mismas.

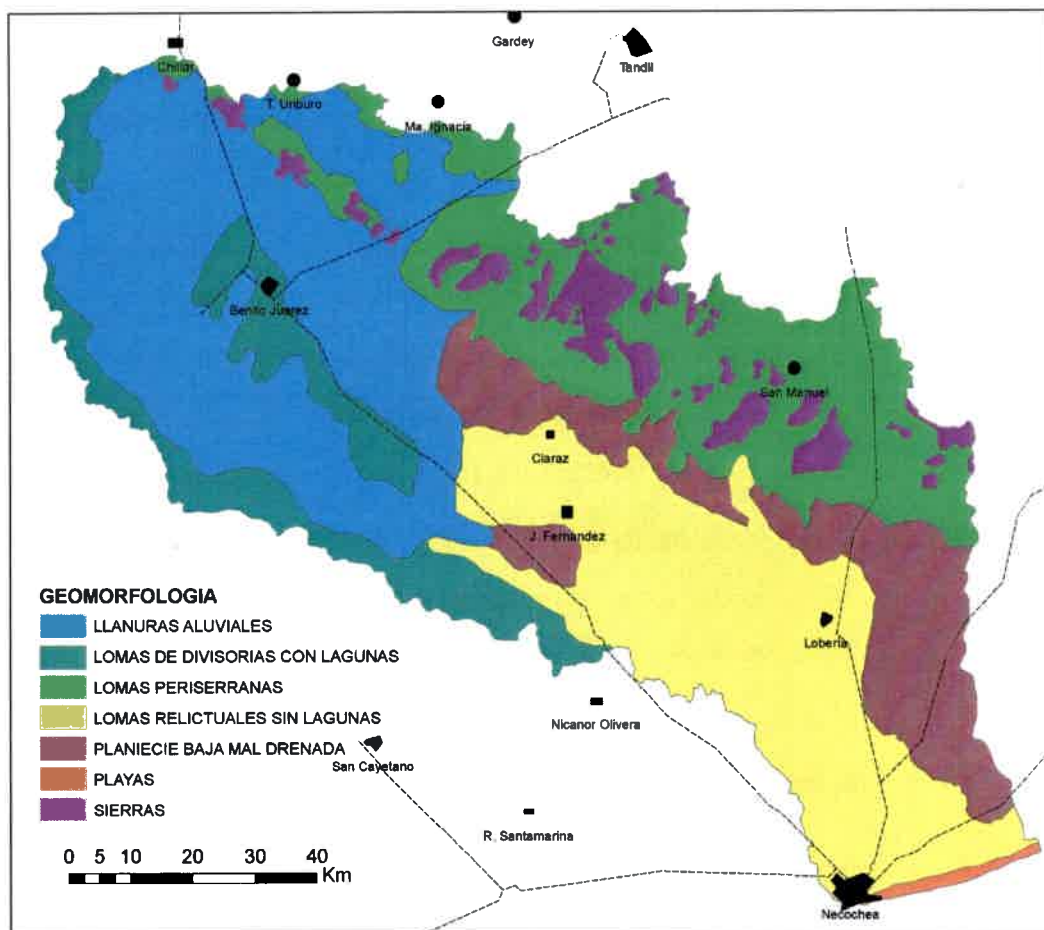


Figura 3.8. Unidades geomorfológicas de la CRQG (Martínez, 2007).

3.2.4 Características de los suelos de la CRQG

Los suelos predominantes en la cuenca inferior del Río Quequén Grande se ubican dentro del Dominio Edáfico 13, donde el mayor porcentaje de superficie está ocupado por Argiudoles Típicos y Argiudoles Típicos Someros (Figura 3.9). Estos suelos son el resultado de la acción de un clima subhúmedo sobre materiales loésicos, en posiciones bien drenadas. Poseen un importante enriquecimiento de materia orgánica en el horizonte A y de arcillas en el B (INTA, 1989). Son suelos bien desarrollados y con buena distribución areal, presentan colores oscuros y elevados contenidos de materia orgánica y de nutrientes. Esta particularidad los define como los suelos más fértiles del país, por lo que son utilizados casi exclusivamente para la producción hortícola y agrícola tradicional (Álvarez et al., 2008).

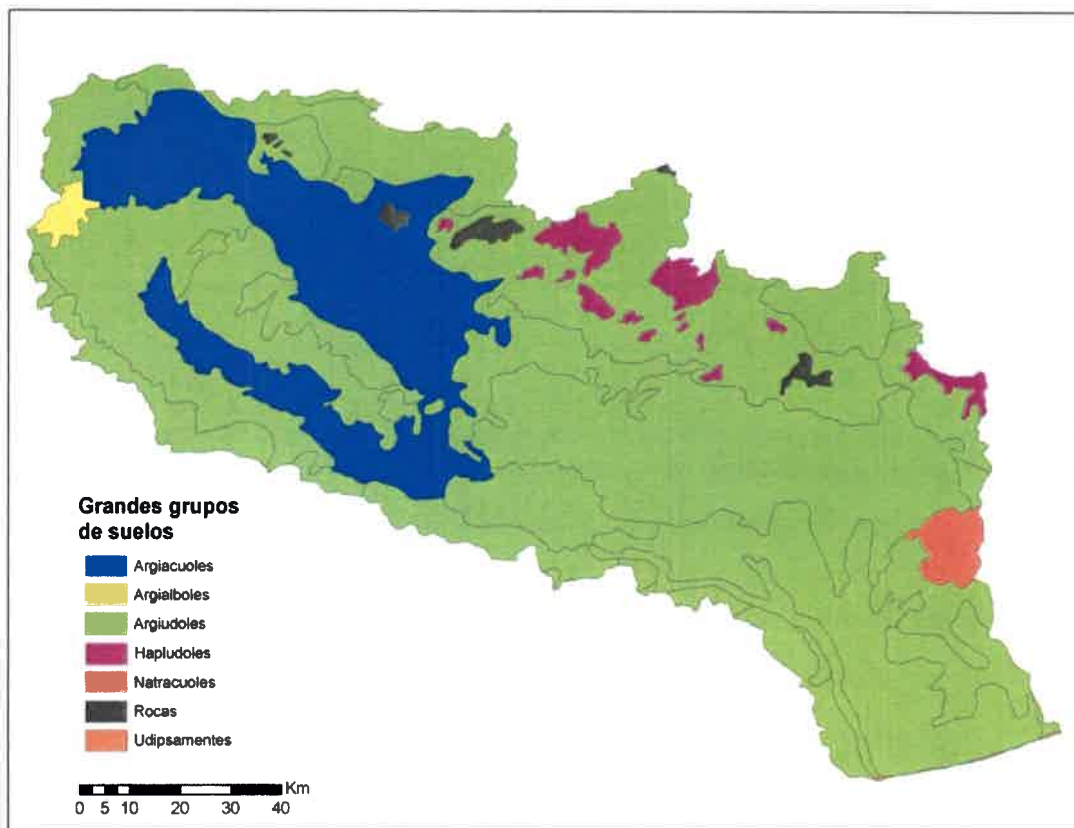


Figura 3.9. Distribución de suelos en la CRQG (tomado de la carta de suelos escala 1:500.000 elaborada por el INTA para la provincia de Buenos Aires).

3.3. CARACTERIZACIÓN SOCIO-ECONÓMICA

3.3.1 Características demográficas de la CRQG

La CRQG cuenta con una población de 134.134 (INDEC 2001) personas en los años 2001, distribuidos en los distintos partidos que se ubican dentro de la cuenca (Tabla 3.2, Figura 3.10). Se obtuvieron del censo 2001 los indicadores demográficos y socioeconómicos de la cuenca en estudio (Tabla 3.3). De análisis de los datos de edad del censo se desprende que la población de la CRQG es muy envejecida con una relación de femeneidad de 105 (Figura 3.11, Sagua, 2004).

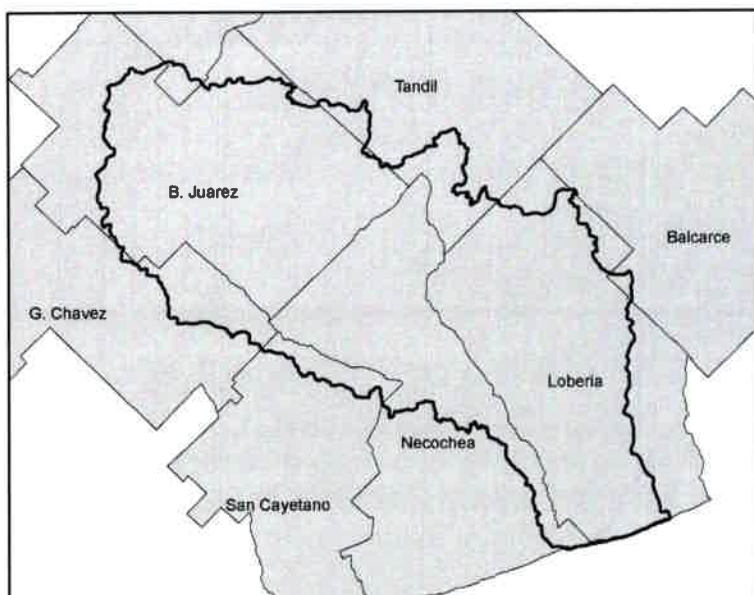


Figura 3.10. Partidos en la CRQG.

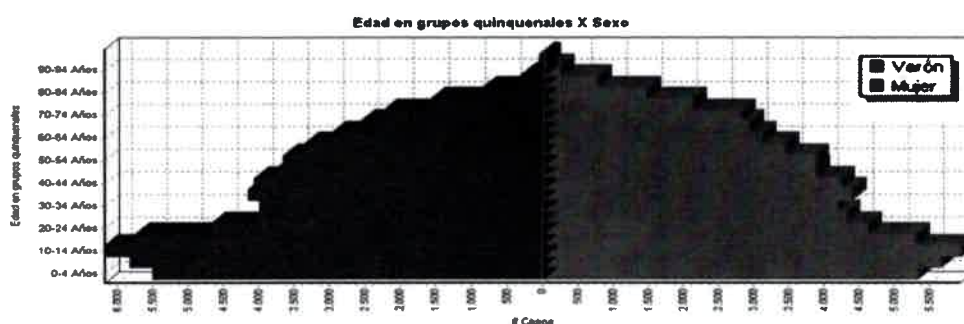


Figura 3.11. Pirámide población por edad para la CRQG (INDEC 2001).

Partido	% Superficie	Población dentro de la CRQG
Lobería	26.57	291
Necochea	20.13	3712
San Cayetano	4.46	786
González Chávez	6.01	19443
Benito Juárez	30.09	17008
Tandil	8.30	89096
Balcarce	1.57	267
Azul	2.86	3531

Tabla 3.2. Partidos dentro de la CRQG y población presente dentro de la cuenca.

Con el fin de que las estadísticas sean comparables, la mayoría de los países considera como población rural a la que habita en municipios que no suman más de 2.000 habitantes, sin tener en cuenta si reside o no en el campo mismo (Carlevari, 1993). Por lo tanto hay que considerar que no toda la población que es calificada como rural, según las definiciones, vive en el campo, sino en pequeños poblados, caso frecuente en la CRQG.

		TOTAL CRQG (%)	(%) POBLACIÓN CONCENTRADA	(%) RURAL AGRUPADA	(%) RURAL DISPERSA
	Total: 134134				
Población	Distribución de la población		85.2	7.01	7.79
	> de 64 años	13.49	13.72	13.75	0
Salud	Tiene Obra social	55.32	54.79	10.74	64.17
	Nunca asistió	2.98	2.72	4.61	4.33
Educación (jefe hogar)	Asistió 1río completo	5360.65	0	0	0
	Asistió 2río completo	0	0	0	0
	Asistió Univ. completo	0	0	0	0
Rama de actividad económica	Rama de Actividades primarias	16.59	17.16	28.52	76.2
	Actividades secundaria	14.6	7.57	12.36	1.59
	Actividades terciarias	68.81	75.27	59.12	23.8
Índice Privación Material (IPMH)	Sin privación	70.62	70.62	61.19	72.54
	Sólo recursos. corrientes	22.68	22.68	23	14.68
	Sólo recursos patrimoniales	2.64	2.64	8.14	8.8
	Convergente	4.06	4.06	7.67	3.98
Vivienda	Red pública (agua corriente)	86.22	95.37	72.71	3.71
	Perforación con bomba a motor	7.8	2.88	14.25	52.83
	De pozo sin bomba	0.64	0.09	0.41	6.49

Tabla 3.3. Indicadores demográficos y socioeconómicos de la CRQG (INDEC, 2001).

3.3.2 La agricultura en la CRQG

Dada la capacidad productiva de los suelos de la región, los pastizales pampeanos han sido fuertemente sustituidos en las últimas décadas por agroecosistemas y por esto evidencian, además de un importante nivel de degradación, un escaso grado de conservación. Un claro ejemplo lo constituye la CRQG, donde este proceso se vio favorecido en la década del 1980 y 1990 con la aparición de la técnica de siembra directa en reemplazo de la labranza convencional. La producción agrícola se intensificó aun mas mediante un uso mayor de agroquímicos, fundamentalmente plaguicidas y el uso de riego intensivo utilizando agua subterránea. Más tarde se incorporaron cultivos

transgénicos y comenzó a difundirse el manejo diferencial por ambientes, también llamado "agricultura de precisión" (Oesterheld, 2008).

El crecimiento tecnológico fue acompañado por una expansión notable de la frontera agrícola hacia diversas zonas extra-pampeanas y por una pérdida del sistema de rotación agrícola-ganadera clásico de la región pampeana. Este proceso de expansión agrícola, denominado "agriculturización", se define como el uso creciente y continuo de las tierras para cultivos agrícolas en lugar de usos ganaderos o mixtos (Manuel-Navarrete et al., 2005). Se asocia con cambios tecnológicos y de mercado internacional, desarrollando esquemas productivos orientados al monocultivo, principalmente soja, o la combinación trigo-soja. Este proceso tiene su origen a principios de la década del setenta pero se profundiza a mediados de los noventa con la difusión de variedades transgénicas de soja y su expansión en regiones extrapampeanas. El análisis comparativo de los dos últimos Censos Agropecuarios (INDEC, 1988, 2002) realizado por Lazzarini (2004) confirma, respecto de los usos del suelo del país, esta tendencia a la agriculturización del sector agropecuario; la superficie dedicada a cereales y oleaginosas se incrementó en dos millones de hectáreas en el primer caso y en casi 3,5 millones en el segundo. Siguiendo con su análisis, destaca que en la provincia de Buenos Aires prácticamente se mantuvo la superficie dedicada a cereales mientras que creció significativamente la de oleaginosas.

Enfatizando en este proceso de "sojización", Paruelo et al. (2005) señalan que la superficie cultivada con soja en Argentina aumentó un 190% entre 1990 y 2005 (Tabla 3.4), pasando a constituir más de la mitad de la superficie cultivada en el país (Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación). En 2003 la soja originó el 45% de las exportaciones agrícolas del país, siendo entonces el primer producto agrícola de la Argentina, generando además una larga cadena agroindustrial, al conectar la producción con la industrialización y su transformación en aceite y harina, dirigidos fundamentalmente a la exportación (Pengue et al., 2004).

Ciclo	Área Sembrada (ha)	Área Cosechada (ha)	Producción (t)	Rendimiento (kg/ha)	Cantidad total de plaguicidas utilizados en la producción agropecuaria - millones de kg/L-
92/93	5.319.660	5.116.235	11.045.400	2.158,00	
93/94	5.817.490	5.748.910	11.719.900	2.038,63	
94/95	6.011.240	5.934.160	12.133.000	2.044,60	
95/96	6.002.155	5.913.415	12.448.200	2.105,08	
96/97	6.669.500	6.393.780	11.004.890	1.721,19	
97/98	7.176.250	6.954.120	18.732.172	2.693,68	
98/99	8.400.000	8.180.000	20.000.000	2.444,99	130
99/00	8.790.500	8.637.503	20.206.600	2.339,40	125
00/01	10.665.160	10.400.778	26.882.912	2.584,70	145
01/02	11.639.240	11.405.247	30.000.000	2.630,37	142,3
02/03	12.606.845	12.419.995	34.818.552	2.803,43	151,3
03/04	14.509.306	14.287.239	31.554.251	2.209,00	199,6
04/05	14.400.000	14.037.246	38.300.000	2.730,00	229,83
05/06	15.329.000	-	41.200.000	2.700,00	235,99
06/07	16.100.000	-	47.500.000	2.950,00	252,43

Tabla 3.4. Aumento en el área cultivada de soja (SENASA).

De acuerdo a lo planteado, la región pampeana de la Argentina, una de las praderas naturales más fértiles del mundo, ha sido y es la base esencial de la riqueza del país. La actividad agropecuaria pampeana juega un rol central tanto en la provisión de alimentos a nivel local como exportaciones, favoreciendo el desarrollo del país. La riqueza y potencialidad productiva de la pampa húmeda, gran llanura de más de 50 millones de hectáreas, hacen que la región presente fuertes ventajas comparativas para la producción agropecuaria (Morello et al., 2000).

Al analizar la CRQG en los últimos 20 años se puede apreciar que la agricultura aumenta un 37,7%, en función del reemplazo de la ganadería. Se observa comparativamente, que en el período de 10 años (1988-1998), los usos agrícolas se ven favorecidos, aumentando un 26,1%, en detrimento de los usos ganaderos, que disminuyen en proporción equivalente. Mientras, que en el segundo período consecutivo, también de 10 años (1998-2008), si bien las tendencias continúan afianzándose, los usos agrícolas solo aumentaron un 10,7% (siendo este valor, menor a la mitad del incremento del primer período). Ese acrecentamiento se produce a expensas de las áreas ganaderas, las cuales disminuyeron un 13,7% (Vazques et al., 2012).

CAPÍTULO 4. APORTES AL MODELO HIDROGEOLÓGICO DE LA CRQG

4.1 INTRODUCCIÓN

La clave para la gestión sostenible de los recursos hídricos consiste en poseer los conocimientos necesarios para tomar las decisiones apropiadas, lo que hace fundamental contar con un modelo conceptual de funcionamiento hidrogeológico para lograr este objetivo. Así, según IDEAM (2011) se caracteriza por:

- Proporcionar la información hidrológica para orientar la toma de decisiones en materia de políticas, regulación, gestión, planificación e investigación.
- Permite definir y consolidar un inventario de pozos de monitoreo que permita la caracterización y comportamiento del recurso hídrico en términos de calidad y cantidad.
- Constituye la base de seguimiento de los resultados de las acciones de control de la contaminación, con base en reportes de las autoridades ambientales.
- Aporta información que permite el análisis y la gestión de los riesgos asociados al recurso hídrico.
- Facilita los procesos de planificación y ordenación del recurso hídrico.

Como se verá en el capítulo 8, la mayoría de estos atributos están contemplados en la propuesta de gestión para la CRQG.

4.2 ANTECEDENTES

4.2.1 Hidrogeología de la CRQG

El ciclo hidrológico en el área de estudio está condicionado, en primer término, por las características climáticas de la zona; la CRQG comprende un área de clima subhúmedo seco, con nulo o pequeño exceso de agua a los efectos agronómicos y conforme a su eficiencia térmica, de tipo mesotermal "B2" (Thorntwaite, 1948) observando ciclos con escasas precipitaciones (periodo 1941-1960) con alternancia de periodos de alta precipitación (a partir de 1970). La temperatura media anual es de 14°C. La distribución areal de las precipitaciones presenta en general un incremento progresivo

hacia el noreste de la cuenca, alcanzando valores variables entre 700 y 900 mm/año (Kruse et al., 1997). La precipitación promedio para la zona fue calculada en 800 mm/año por Varela y Teruggi (2001). Los valores de evapotranspiración real calculados para el período comprendido entre los años 1961 y 1990, aplicando el método de Thornthwaite se estiman en 740 mm/año (Kruse et al., 1997). Quiroz Londoño et al. (2008) analizan los valores promedios de precipitación y evaporación para el periodo 1995-2005 (Figura 4.1) y determinan una recarga promedio de 18,4%.

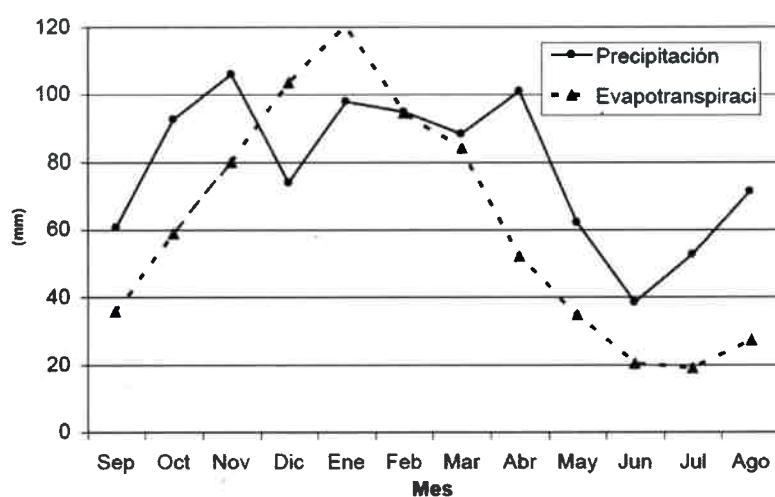


Figura 4.1. Precipitación y evapotranspiración media mensual (1995 -2005, Quiroz Londoño et al., 2008).

La hidrogeología del subsuelo del sudeste de la Provincia de Buenos Aires fue estudiada por Sala (1975) quien identificó tres secciones sobre el basamento impermeable: “hipoparaniana”, “paraniana” y “epiparaniana”. La sección hipoparaniana está compuesta por una sucesión sedimentaria de origen continental formada por areniscas y arcillas rojizas con yeso y anhidrita, la porción superior es llamada comúnmente “Rojo” y se le asigna edad miocena inferior.

La sección paraniana corresponde al paquete sedimentario resultante de la ingresión marina homónima. Está constituida por importantes espesores de arcillas de colores azulados y verdosos, con abundante yeso y anhidrita, con intercalaciones de arenas acuíferas.

La sección epiparaniana tiene gran importancia hidrogeológica para la zona de estudio. Está formada por un paquete sedimentario que abarca desde principio del Plioceno al presente; es bastante homogéneo en cuanto a su comportamiento hidrogeológico, por la presencia casi permanente de sedimentos más o menos permeables, que se corresponden con sedimentos loessoides que pueden llegar a más de 100 m de espesor (Massone et al., 2005); la granulometría es variable, entre arenas y limos y con intercalaciones arcillosas. Ocasionalmente aparecen niveles de tosca o bien CaCO_3 pulverulento y de ceniza volcánica (Teruggi, 1957).

El basamento hidrogeológico de la cuenca incluye rocas del Basamento Precámbrico y ortocuarcitas eopaleozoicas de la Formación Balcarce (Dalla Salda e Iñiguez, 1979), ya descriptas en el Capítulo 3. Si bien estas rocas son acuífugas, la presencia de sistemas de diaclasas posibilita la circulación de agua otorgándoles una permeabilidad secundaria. Afloran en el sector oeste y centro-oeste de la cuenca y se hundean abruptamente hacia el este y noreste (Figura .5, Capítulo 3).

En los sedimentos de edad Pampeana y Post-Pampeana de la sección Epiparaniana se desarrolla un acuífero libre y multicapa conocido como Pampeano. Este es el más importante y el más explotado en el sudeste de la provincia de Buenos Aires, con un espesor que puede llegar a 290 m, determinado a partir de perforaciones en los alrededores de la ciudad de Necochea, donde se detectó a esa profundidad la existencia de arenas paleozoicas impermeables que conforman el basamento hidrogeológico de la zona (Llambias y Prozzi, 1975).

La composición mineralógica del acuífero es mayoritariamente cuarzo, plagioclasas, feldespato potásico y cantidades variables de sílice amorfa en la forma de vidrio volcánico y en menor proporción micas, minerales opacos y carbonato de calcio (Teruggi, 1957). La recarga proviene de los excesos de precipitación por infiltración, del orden de los 150 mm año (Quiroz Londoño 2008) y la descarga es principalmente hacia cursos de agua superficiales. Alrededor de un 80 a 90% del caudal total del río Quequén Grande corresponde al caudal base (Martínez et al., 2007), siendo este una de las principales descargas de agua subterránea al Océano Atlántico.

El acuífero Pampeano presenta propiedades hidrogeológicas homogéneas, con pocas variaciones a lo largo de su perfil, con valores de conductividad hidráulica que oscilan

entre 1 y 10 m/día y valores de porosidad efectiva de entre 5 y 10%. (Auge et al., 2004). Bocanegra (1979) establece en este acuífero en la localidad de Azul una transmisividad promedio de 700-800 m² /día.

Martínez et al. (2004) describen el flujo subterráneo y la hidroquímica de la CRQG. A partir del mapa de isopiezas se determina un sentido de flujo regional que sigue aproximadamente el sentido del escurrimiento superficial, pero con un área de flujo subterráneo "relictual" en sentido N-S en el sector N y NE (Figura 4.2). Según este trabajo, los datos hidroquímicos muestran tendencias evolutivas de las aguas subterráneas que no coinciden exactamente con el sentido del flujo subterráneo regional; por ejemplo, los cloruros muestran una tendencia a aumentar sus valores desde el borde NE hacia el borde SW, lo cual podría indicar un flujo subterráneo en ese sentido. Se determinaron dos facies hidroquímicas dominantes: bicarbonatada cálcica y bicarbonatada sódica, y casos aislados de facies clorurada cálcica y sulfatada sódica o cálcica.

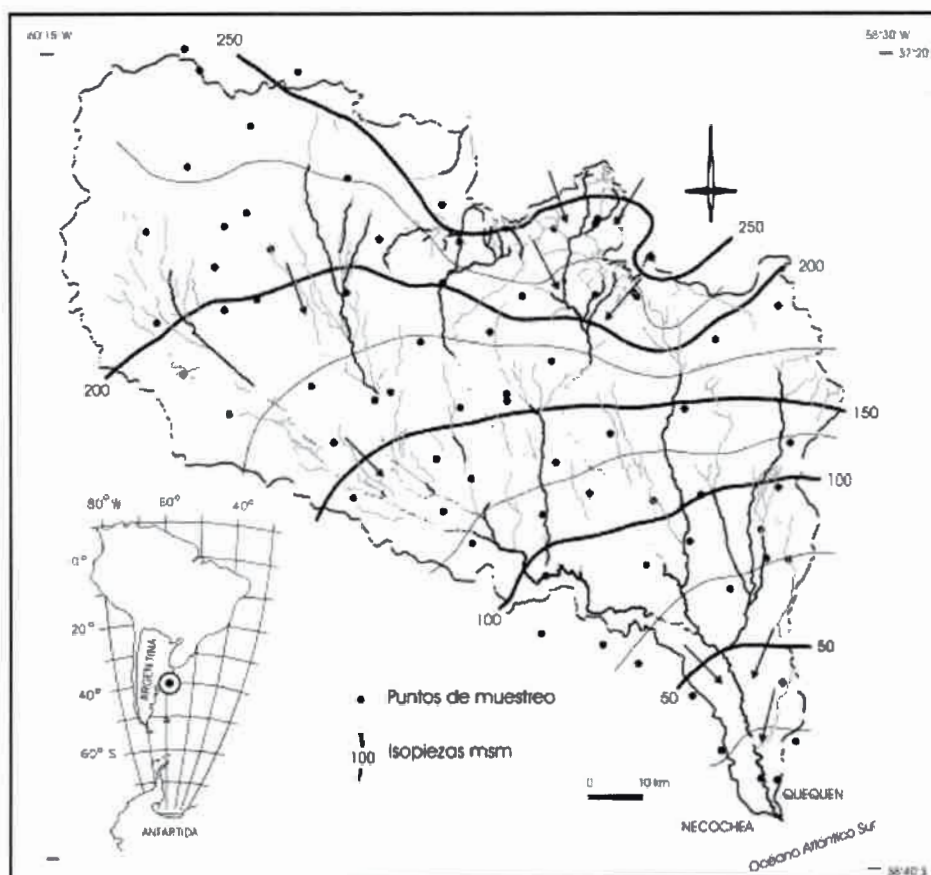


Figura 4.2. Mapa de la CRQG con isopiezas (Martínez et al., 2004).

4.3 METODOLOGÍA

Con el objetivo de verificar el modelo conceptual hidrogeológico de la CRQG establecido previamente (Martínez et al., 2004) se realizó un censo de perforaciones y muestreo de agua subterránea focalizándose en el sector medio-distal de la cuenca. Por otro lado se está trabajando en la actualización del modelo matemático de funcionamiento de la cuenca construido previamente (Bocanegra et al., 2005).

4.3.1 Muestreo de agua subterránea

Los puntos de muestreo de agua subterránea se seleccionaron sobre la base de información antecedente, de manera de abarcar sectores de escaso o nulo muestreo. Se realizaron tres campañas en los meses de octubre de 2009, febrero de 2010 y noviembre de 2011 donde se obtuvieron un total de 58 muestras de agua subterránea a partir de pozos de molinos, de riego o domésticos preexistentes (Figura 4.3). Las muestras fueron colectadas en botellas de plástico (1 litro) y trasladadas al laboratorio para las determinaciones de cationes mayoritarios y composición isotópica (^{18}O y Deuterio). En el momento de toma de muestra, se determinaron además los parámetros: pH, conductividad eléctrica y temperatura.

La profundidad del agua bajo boca de pozo fue medida, en aquellos lugares donde la estructura de la bomba o el molino lo permitieron, con sonda eléctrica bipolar graduada al centímetro.

La determinación de cationes mayoritarios en agua subterránea fue realizada en el Laboratorio de Hidrogeoquímica del Instituto de Geología de Costas y del Cuaternario de la Universidad Nacional de Mar del Plata. Los métodos utilizados fueron los estándar para elementos mayoritarios definidos en APHA (1992): cloruros por método de Mhor, sulfato por turbidimetría, calcio y magnesio por titulación complejométrica por EDTA, sodio y potasio por fotometría de llama, sílice por el método de silicomolibdato, flúor mediante el método de circonil cloruro y nitrato por método de la brucina.

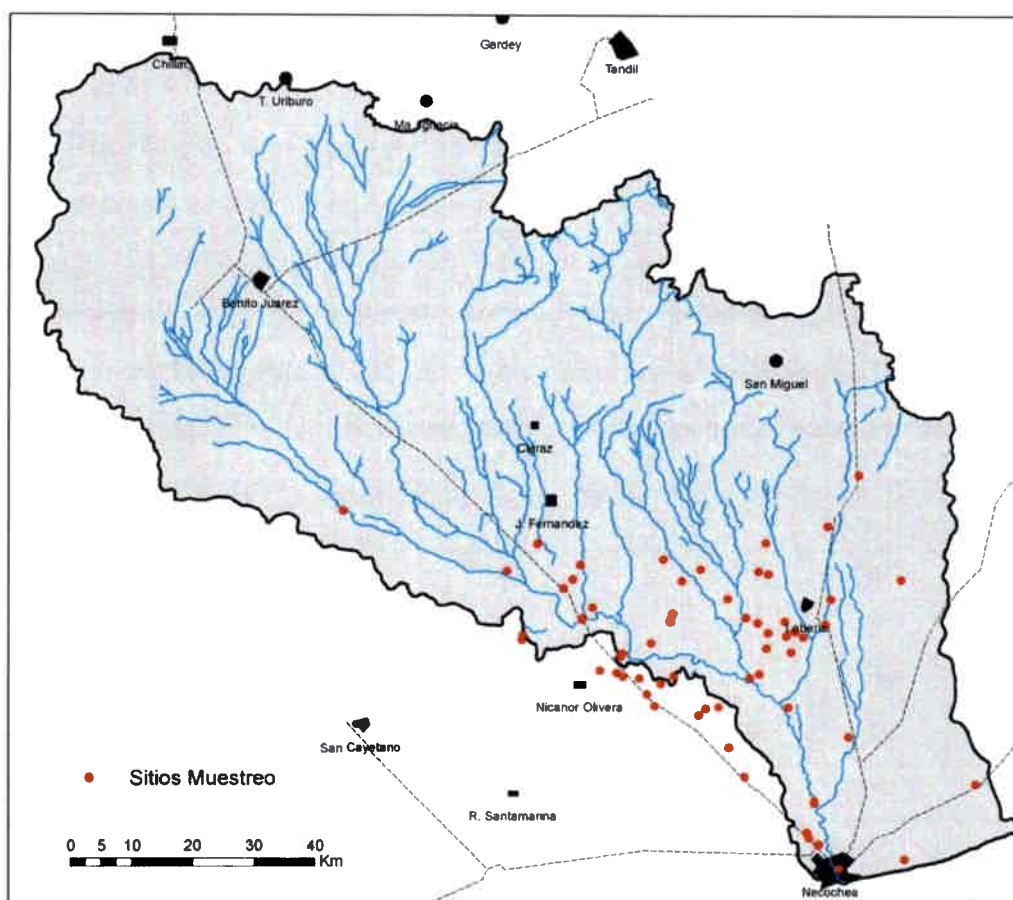


Figura 4.3. Sitios de recolección de muestras de agua subterránea.

Se utilizó el software AQUACHEM (Calmbach y Waterloo Hydrogeologic Inc., 2003) para organizar los resultados a través de estadísticas de los distintos parámetros y de diagramas de Piper (Piper, 1944). La representación de las muestras de agua subterránea se realizó en uno de estos diagramas y las características de las mismas se presentan en la Tabla 4.1. Esto permitió de manera general observar una caracterización semejante a la planteada previamente en el acuífero Pampeano por diversos autores (Bonorino et al., 2001, Martínez et al., 2004). La composición general de las muestras fue bicarbonatada-sódica, aunque se observó un grupo de composición levemente más cálcica, que se acerca a una composición bicarbonatada mixta. Según Martínez et al. (2004) estas composiciones se corresponden con aguas más evolucionadas, de mayor recorrido siguiendo las líneas de flujo subterráneo, asociados a zonas de descargas de la CRQG. Esto es una tendencia evolutiva común en aguas subterráneas según lo planteado por Chevotarev (1955). Según este autor el

agua subterránea evoluciona desde tipo Mg-Ca-HCO₃ (en la zona de recarga) hasta Na-HCO₃ (en la zona de descarga).

La representación de la totalidad de muestras de agua subterránea analizadas en un diagrama de Piper (Figura 4.4), muestra que la tipificación general es equivalente a la obtenida para toda la CRQG por Martínez et al. (2007), que analizaron 203 muestras, correspondientes a los años 2003 y 2007. En este trabajo se describe un comportamiento similar en la evolución de aguas desde bicarbonatadas cálcicas o cálcico-magnesianas a bicarbonatadas sódicas (Figura 4.5).

Parámetro	Unidad	Min	Max	Promedio	Q25	Q50	Q75	Numero de muestras
Ca	mg/l	10.9	568.7	54.7	23.1	29.8	65.5	57
Mg	mg/l	0.0	232.0	19.3	0.0	0.0	14.0	57
Na	mg/l	50.0	1025.5	260.0	185.6	245.7	318.0	57
Cl	mg/l	38.2	2026.0	128.7	70.5	85.5	110.4	57
HCO ₃	mg/l	444.9	1129.0	703.6	592.0	664.7	784.5	57
SO ₄	mg/l	6.0	680.0	50.9	24.0	38.0	50.0	56
TEMP	°C	15.1	22.1	16.4	15.6	16.2	16.8	54
pH		6.9	8.4	7.4	0.0	0.0	0.0	54

Tabla 4.1. Estadística de los parámetros analizados en las muestras de agua subterránea.

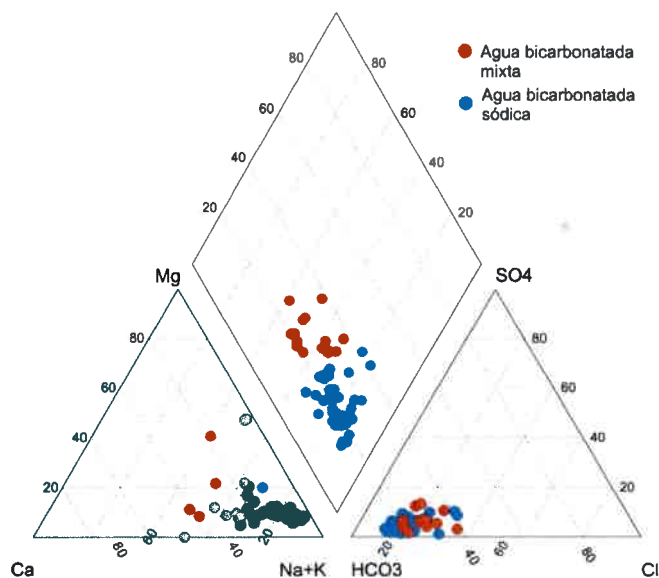


Figura 4.4. Contenido iónico de las aguas subterráneas muestreadas en la CRQG.

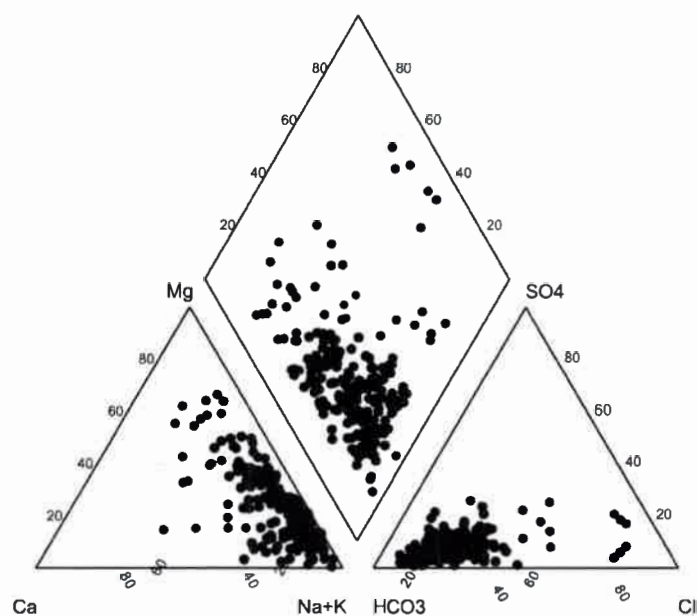


Figura 4.5. Diagrama de Piper representativo de la composición de las aguas subterráneas en la CRQG (Martínez et al., 2007).

4.3.2 Actualización del modelo matemático

La predicción del comportamiento del agua subterránea permite resolver importantes problemas referentes a la calidad de las aguas procedentes de diferentes escenarios como son cuencas mineras, zonas agrícolas, vertederos, zonas de almacenamiento de residuos, etc (Ward y Robinson, 2000). En general se denomina modelo al conjunto de hipótesis, principios, teoremas, etc. utilizados en la descripción simplificada de un fenómeno físico. Mientras que el programa o código es el conjunto de sentencias, en un determinado lenguaje de programación, que permite la implementación de las ideas anteriores para el cálculo numérico de la solución del problema, incluyendo las hipótesis simplificativas necesarias para la traducción de la realidad a datos directamente utilizables por el ordenador (Cruces de Abia, 2003).

Un modelo matemático de aguas subterráneas utiliza las ecuaciones de flujo y conservación de la masa para simular flujo de agua subterránea y transporte de solutos donde se incorporan los rasgos físicos del sistema natural como expresiones matemáticas:

Geología: Propiedades hidráulicas

Fuentes: Condiciones de frontera

Observaciones: Parámetros de calibración

} Todos ellos basados en las observaciones reales del sitio.

4.3.2.1 Características del modelo matemático

El modelo en el que se está trabajando toma en cuenta condiciones que en el modelo previo (Bocanegra et al., 2005) no fueron considerados:

- La presencia de un elemento positivo no aflorante en el sector SW de la cuenca, resultado de un ascenso tectónico del basamento impermeable (Martínez et al., 2007). Este movimiento sería el responsable del fenómeno de captura mencionado por Cortizo e Isla (2000), en el cual el Río Quequén Grande captura una serie de cursos de dirección N-S que originalmente desembocaban en el Océano Atlántico. Este elemento positivo no impediría la circulación del agua subterránea hacia el SW, pero sí obligaría a ascender líneas de flujo profundas con la consiguiente mezcla de agua de distinta edad.
- Mediante técnicas isotópicas e hidrogeoquímicas se comprobó el aporte de agua subterránea desde la CRQG hacia la del arroyo El Moro (Quiroz Londoño et al., 2008), con la cual limita hacia el este (Figura 4.6).
- El basamento hidrogeológico no posee un espesor constante de aproximadamente 100 m, sino que este es menor en los bordes E y N de la cuenca y los sectores de rodean los afloramientos del sistema serrano de Tandilia.

Con el fin de modelar el flujo de agua subterránea en la CRQG se utilizó el código Visual MODFLOW (Modular three-dimensional finite-difference groundwater model), software de uso comercial desarrollado por McDonald y Harbaugh, pertenecientes al U.S. Geological Survey (1988). Es capaz de simular el flujo de estado estacionario o transitorio en una, dos y tres dimensiones.

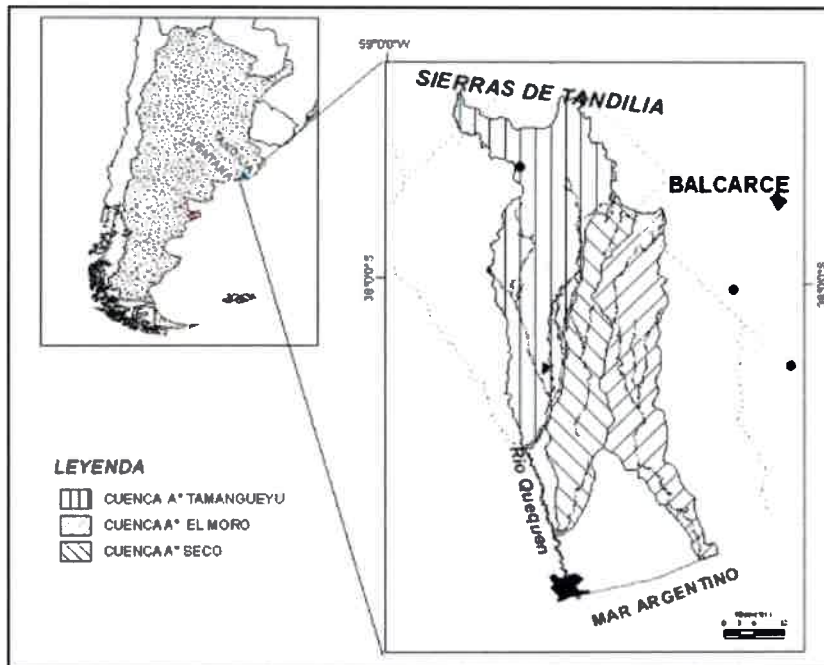


Figura 4.5. Ubicación de la Cuenca del Arroyo El Moro (Quiroz Londoño et al, 2008)

Este software tiene una estructura modular que consiste en un programa principal y una serie de subrutinas independientes denominadas módulos que permiten el armado de modelos con funciones que responden estrictamente a algunas acciones específicas. Por ejemplo, módulo de recarga distribuida en superficie, de bombeo de pozos, de evapotranspiración, de flujo hacia drenes, de bordes de cota o potencial constante, de flujo a través del lecho de los ríos, etc. Entre los resultados que entrega en sus salidas se encuentra un balance hídrico, cotas, velocidades y direcciones de flujo.

ModFlow resuelve las ecuaciones diferenciales parciales usando el método de diferencias finitas, donde cada celda de ModFlow es un volumen unitario. En general la ecuación de flujo de aguas subterráneas que emplea este software es la siguiente:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial h}{\partial z} \right) + W(x, y, z) = S_s \frac{\partial h}{\partial t}$$

Donde:

K = conductividad hidráulica en las direcciones horizontal (x,y) y vertical (z).

H = carga hidráulica.

W = flujo volumétrico por unidad de volumen, que representa fuentes o sumideros de agua.

S_s = coeficiente de almacenamiento específico del medio.

t = tiempo.

$\partial x, \partial y, \partial z$ = Discretización en tres dimensiones

En la ecuación de flujo se hacen las siguientes consideraciones:

- El medio poroso está completamente saturado
- El flujo del agua se describe por la ley de Darcy
- La porosidad y la permeabilidad son funciones espaciales

El proceso de modelación se basa en varias etapas como lo muestra la Figura 4.7, donde la etapa clave es la obtención de datos (Carrera y Sánchez, 1994).

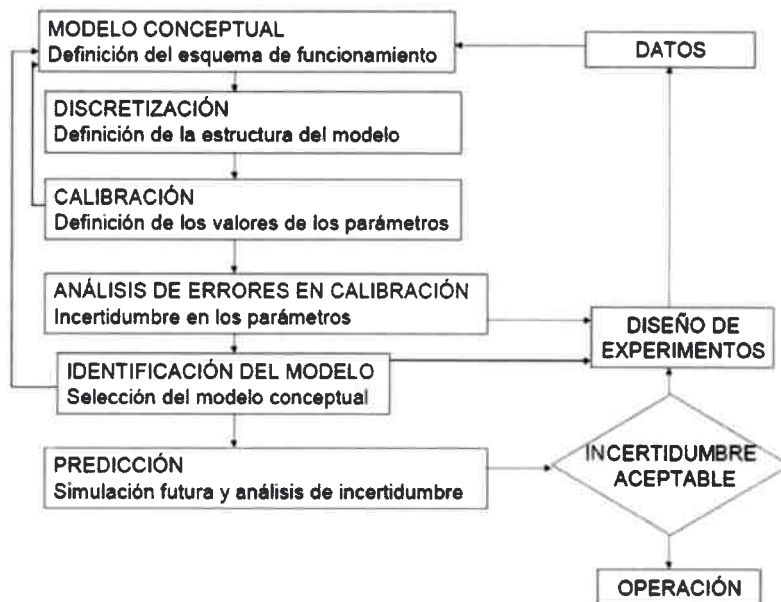


Figura 4.7. Esquema de las distintas etapas del proceso de modelación (Carrera y Sánchez, 1994).

4.3.2.2 Ingreso de información al software

La modelación matemática del flujo subterráneo se realizó mediante el programa MODFLOW, considerando un régimen temporal estacionario y un dominio de modelo bidimensional. La discretización espacial consistió en una grilla de 500 x 500 columnas,

con celdas de 90 m x 90 m. El acuífero se consideró como libre, poroso, heterogéneo, isótropo y monocapa, obteniendo el techo de este a partir del mapa de isopiezas de Martínez et al. (2004). El basamento se calculó asumiendo una profundidad de 100 m en la zona central que disminuye hacia los bordes de la cuenca o al sistema de sierras y restando estas medidas al Modelo de Elevación Digital (Figuras 4.8).

Las condiciones de borde se establecieron como de flujo nulo al Norte y al Este coincidiendo con la divisoria de aguas descrita por Martínez et al. (2004). Los afloramientos del sistema de Tandilia se consideraron también como de flujo nulo. El oeste de la cuenca, debido a la presencia de un positivo no aflorante aproximadamente a 50m de profundidad, se modeló como de nivel constante y el Sur de la cuenca, coincidente con la costa, se modeló como de nivel constante con cota cero (Figura 4.8). Además, se importaron al modelo los pozos utilizados para la calibración piezométrica, en formato XYZ, provenientes de la base de datos del Grupo de Hidrogeología (Figura 4.9).

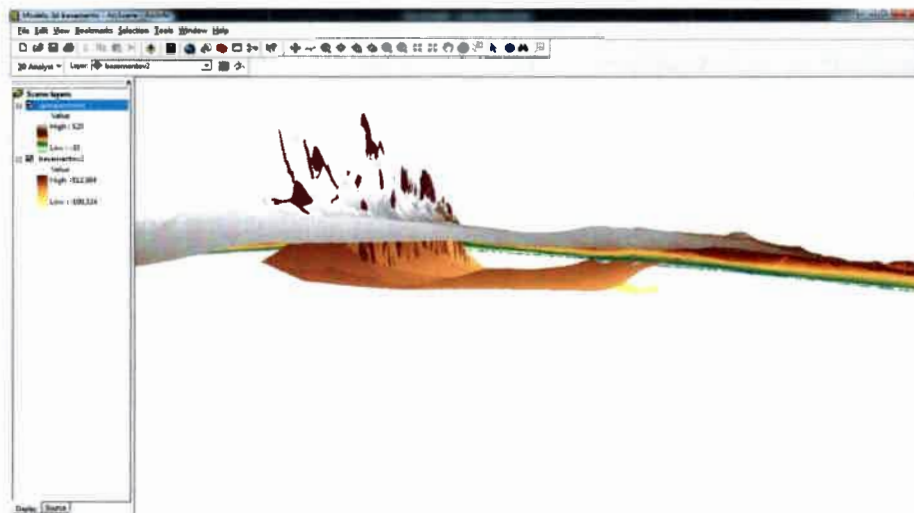


Figura 4.8. Vistas tridimensional de la geometría de la CRQG

Los cursos de agua superficial se ingresaron a partir de la importación de datos XYZ correspondientes al comienzo y final de cada curso, definiendo posteriormente los cursos con herramientas del software, considerando para la modelación una condición de contorno mixta. Para cada celda asociada a un curso se ingresaron datos de altura de agua, profundidad del lecho y su conductancia. Este último parámetro se calculó en

función del ancho del curso, su profundidad, longitud de recorrido de cada celda y permeabilidad del lecho, que se considero constante, con un valor de 0.02 m/día).

Las distintas conductividades se establecieron en base al mapa geomorfológico de Martínez (2007), siguiendo lo definido por Bocanegra et al (2005). Según diversos trabajos (Blarasin et al., 1999, Auge, 2005) la conductividad de los sedimentos que constituyen el acuífero Pampeano oscila entre 1 y 5 m/día, por lo que los utilizados en la actual modelación serian de al menos un orden de magnitud mayor. Sin embargo, trabajos realizados en áreas cercanas a la CRQG definen la existencia de niveles que permitirían el aumento de esta conductividad. Así, Cazenave y Vives (2004) describen que en profundidad el medio poroso presenta gran heterogeneidad de capas alternadas de sedimentos areno-arcillosos con presencia de gravas y gravas finas, por lo que en el modelado utilizan conductividades que varían entre 5 y 30 m/día. En la misma zona, Varni (2005) define en un perfil de 120 m en la localidad de Azul una conductividad media de 30 m/día. Por lo tanto, los valores que se utilizaron para el actual modelado (de entre 20 y 40 m/día) y que permitieron el mejor ajuste, serian cercanos a las condiciones hidrogeológicas planteadas para la zona.

La recarga se consideró según lo establecido en Quiroz Londoño et al. (2012). Para calibración del modelo matemático se utilizó el parámetro de profundidad observada de nivel de agua subterránea.

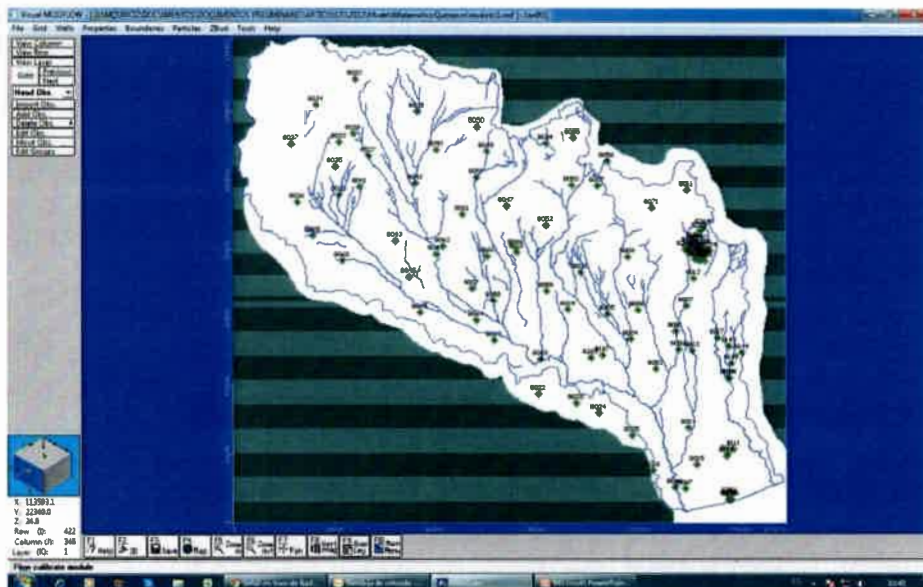


Figura 4.9. Límites de la CRQG y puntos con datos de nivel piezométrico

4.3.2.3 Resultados y discusión

A partir de la modelación se obtuvo un mapa de niveles piezométricos preliminar (Figura 4.10). Este mapa muestra un flujo regional desde el NW hacia el SE, lo que coincide con lo establecido por el modelo conceptual y lo modelado en Bocanegra et al. (2005). En general, los principales cauces modelados poseen un carácter efluente, aunque en sectores de los arroyos Dulce, Tamangueyú y Quequén Chico éste carácter pasa a ser influente, lo que se observa en el balance de masas (Figura 4.11).

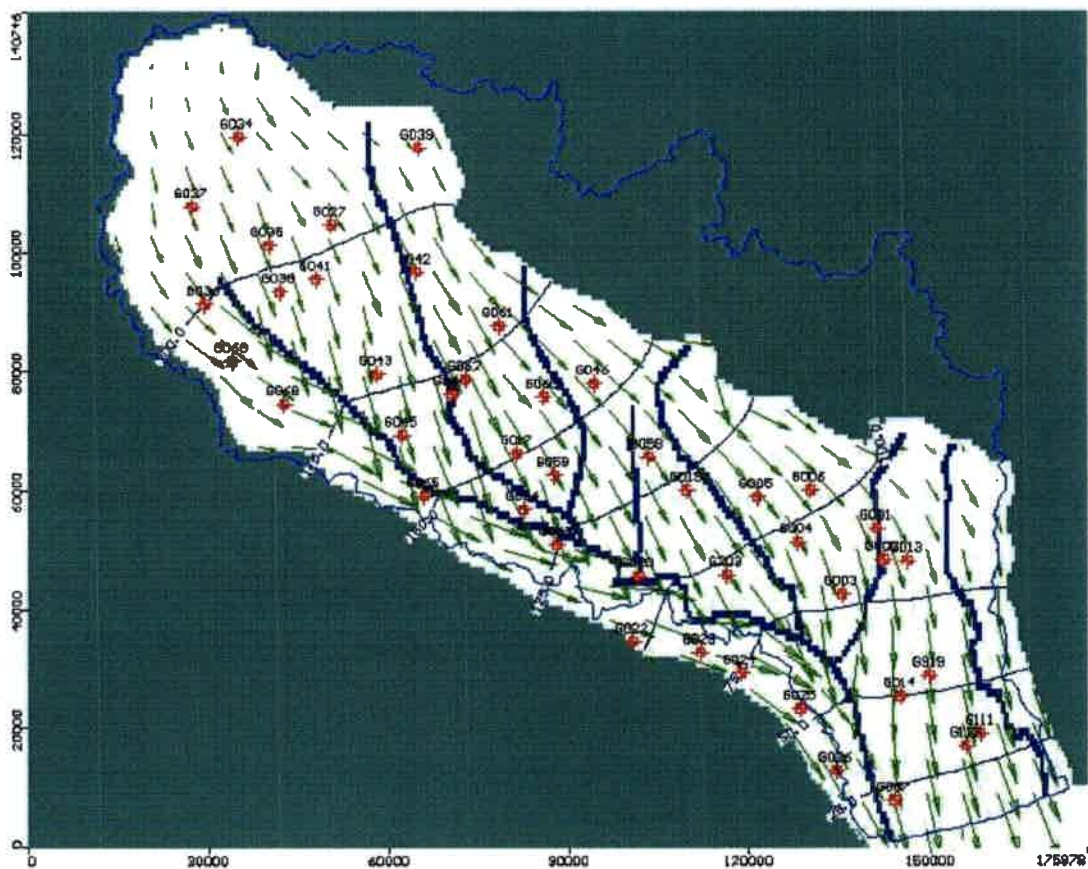


Figura 4.90. Mapa de niveles piezométricos modelados.

El modelado presentó un coeficiente de correlación entre los niveles medidos y los calculados de 99.8 %, con un error medio de 2,37 m y un error absoluto de 4,8 m (Figura 4.11), con los mayores errores en los puntos ubicados en los bordes de la cuenca, especialmente en la zona alta. Estos resultados demuestran la necesidad de continuar trabajando en el ajuste del modelo.

Del balance de masas (Figura 4.12) se desprende que la entrada de agua al acuífero un 95,75 % corresponde a la recarga y un 4,25 % corresponde a infiltración desde distintos cauces de carácter influente. Las salidas del acuífero se dan un 73,8 % como flujo base a distintos cauces y un 26,2 % se vierte en forma subterránea al océano.

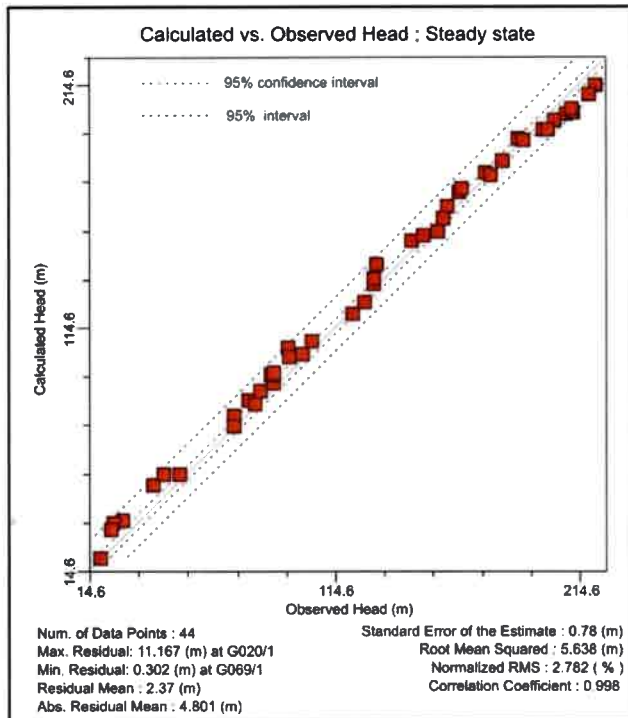


Figura 4.11. Niveles piezométricos calculados versus observados

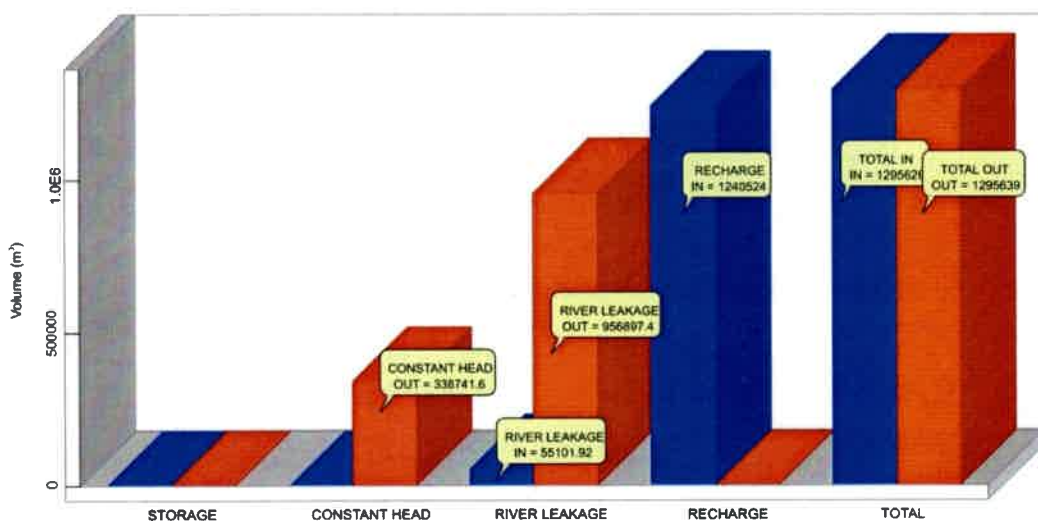


Figura 4.12. Balance de masa (m³/día)

Con respecto al modelo obtenido previamente (Bocanegra et al., 2005), el presente modelo presenta, en principio, un mejor ajuste en dos aspectos. Primero, se observó un claro aporte de agua subterránea desde la CRQG hacia la cuenca del arroyo El Moro, lo que confirma la relación entre ambas cuencas y que está en concordancia con información previa (datos isotópicos e hidrogeoquímicos). Por otro lado, se logró un mejor ajuste en relación al balance de masas: el volumen total de agua subterránea que llega como flujo base hacia los cursos es de $11 \text{ m}^3/\text{seg}$, de los cuales $0.6 \text{ m}^3/\text{seg}$ se corresponden con aportes a la cuenca del arroyo El Moro (Quiroz Londoño, 2008), por lo que el aporte como flujo base hacia el río Quequén Grande es de $10,4 \text{ m}^3/\text{seg}$. Considerando que el caudal promedio de este río es $22,3 \text{ m}^3/\text{seg}$ (Quiroz Londoño et al., 2013) y el flujo base del mismo es de entre 60 y 90 % del caudal total (Martínez et al., 2007), entonces el caudal base promedio del río Quequén Grande oscila entre 13 y $20 \text{ m}^3/\text{seg}$, lo que demuestra que, si bien el ajuste del modelo matemático aun no es definitivo, el balance masas es cercano a la realidad.

CAPÍTULO 5. DETERMINACIÓN DE PARÁMETROS HIDRÁULICOS DE SUELO EN COLUMNAS SIN DISTURBAR

5.1 INTRODUCCIÓN

La zona no saturada (ZNS) es la porción de acuífero comprendida entre la superficie del terreno y el nivel freático o la zona saturada (Hernández, 2001). En esta zona el contenido de agua es menor que la porosidad, es decir que el agua no ocupa todos los poros. Por lo tanto, las características de esta zona van a condicionar la atenuación de los contaminantes en el espacio comprendido entre el suelo y el nivel freático, lo que se considera de gran importancia al momento de evaluar la vulnerabilidad de un acuífero porque es la primera defensa natural contra los contaminantes (Vrba y Zaporozec, 1994). Los plaguicidas en su circulación a través de esta zona pueden sufrir transformaciones físicas, químicas y biológicas. Debido a estos procesos, el movimiento de estos compuestos es significativamente más lento que la percolación del agua, por lo que el tiempo de permanencia en el suelo es generalmente mayor. Este fenómeno asegura la disponibilidad del plaguicida para ejercer su efecto, pero también aumenta el tiempo de contacto con componentes de la zona no saturada favoreciendo su degradación y retardando su movilidad. Así, finalmente se minimiza el riesgo de contaminación del acuífero (Ghodrati y Jury, 1992).

Sin embargo, los suelos pueden estar ocasionalmente sujetos a condiciones de saturación, ya sea en condiciones de lluvias excesivas o áreas bajo riego. En estas condiciones muchos de los procesos de atenuación se reducen y la percolación vertical aumenta, siendo mayor la probabilidad de contaminación de los acuíferos. Estudios realizados en la cuenca del arroyo Pantanoso, en las cercanías de la localidad de Balcarce, demostraron que la movilidad de los nitratos hacia la zona saturada se produce casi exclusivamente en parcelas irrigadas (Costa et al., 2002).

El transporte de solutos en un medio saturado depende fundamentalmente de los fenómenos de advección y dispersión. El primer fenómeno describe el proceso por el cual los solutos son transportados por el movimiento de la masa de agua, mientras que la dispersión es un proceso que distribuye a los contaminantes más allá del área que

abarcarían sólo por cuenta de la advección El fenómeno dispersivo es producido principalmente por la tortuosidad del medio, que provoca mezcla y transporte del químico desde zonas de alta concentración a zonas de menor concentración (Oyarzum, 2007).

En una dimensión, el coeficiente de dispersión D puede ser determinado como

$$D = \alpha * v \quad [1]$$

donde α dispersividad del medio y v velocidad del flujo.

El agua puede moverse libremente alrededor de los granos o partículas del suelo, por lo que pueden definirse dos tipos de dispersión: longitudinal (Dl), que se produce a lo largo de las líneas de flujo (Figura 5.1a), y transversal (Dt), que es debida a la constante bifurcación de los caminos que encuentra el fluido (Figura 5.1b). La dispersión longitudinal siempre es mayor que la transversal, por lo que la mancha del contaminante adquirirá una forma alargada en el sentido del flujo (Sánchez San Román, 2012).

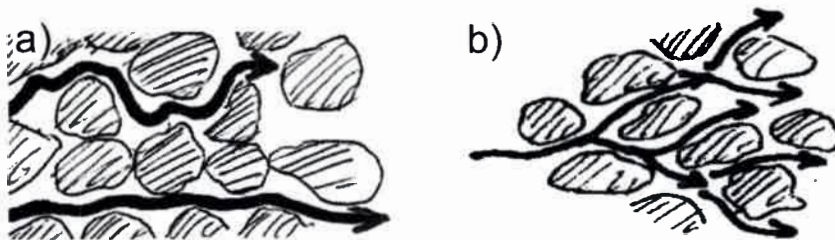


Figura 5.1 a) Dispersión longitudinal por la tortuosidad. b) dispersión transversal (tomado de Sánchez San Román, 2012).

El modelo más común para describir estos fenómenos es la ecuación de advección-dispersión (Freeze y Cherry, 1971):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -v \left(\frac{\partial C}{\partial X} \right)_t + Dl \left(\frac{\partial^2 C}{\partial X^2} \right)_t \quad [2]$$

donde C es concentración, t es tiempo, x es distancia en la dirección de flujo, v es la velocidad de flujo en los poros y Dl es el coeficiente de dispersión longitudinal. De la ecuación [2] se desprende la importancia de conocer la dispersividad (α) para la modelación del transporte de solutos en condiciones saturadas.

Los métodos empleados para la determinación de la dispersividad varían desde modelos matemáticos hasta métodos experimentales, a nivel de campo y de laboratorio. La determinación experimental ha sido estudiada por Batta y Murty (1982), Robbins (1989) y Pisani y Tosi (1994) entre otros.

Como se explicó anteriormente, la CRCG es una de las más extensas de la provincia de Buenos Aires, ubicándose dentro de la llanura pampeana, en la que la agricultura extensiva es la actividad predominante. En las últimas décadas, favorecido por condiciones económico-políticas, se ha producido un importante aumento del área cultivada, especialmente la dedicada a la soja, y con ello se incrementó también el uso del plaguicida endosulfán y de los piretroides (IPEN-RAP-AL, 2008). Por sus características físico-químicas, especialmente baja solubilidad en agua y alta tasa de adsorción en suelos, es esperable que estos compuestos no afecten la calidad del agua subterránea y superficial, sin embargo estudios realizados en la zona de estudio han detectado la presencia de los mismos en esta matriz (Massone et al., 1998, González et al., 2012).

El principal acuífero en esta región está compuesto por sedimentos limo-arcillosos y limo-arenosos y constituye la única fuente de abastecimiento para todos los usos (Bocanegra et al., 2005), lo que pone de manifiesto la necesidad de preservar la calidad del agua subterránea y con ello desarrollar los elementos necesarios para el estudio de la movilidad de los contaminantes a través de los suelos hacia la zona saturada. Considerando los riesgos asociados al incremento de las zonas agrícolas y al uso intensivo de agroquímicos, caracterizar las propiedades de los suelos, los mecanismos de transporte y las vías de exposición, constituye una buena herramienta para la adecuada gestión del uso del suelo y del agua (INTA, 1989).

5. 2 MATERIALES Y MÉTODOS

Con el fin de obtener parámetros hidráulicos de distintos tipos de suelos presentes en la cuenca inferior del Río Quequén Grande y determinar el efecto de la labranza sobre los mismos, se realizaron ensayos en columnas de suelo sin disturbar. Los parámetros que se obtuvieron fueron: dispersividad, porosidad y velocidad de flujo.

5.2.2 Muestreo de suelos

Con el fin de realizar los ensayos planteados en esta Tesis se realizó un muestreo de suelos en octubre de 2009, en el cual se obtuvieron columnas sin disturbar en tres sectores de la cuenca inferior, diferenciándose suelos bajo uso agrícola extensivo (cultivos soja-trigo-girasol) y suelos con vegetación natural. En la figura 5.2 se detallan los sitios de extracción de las muestras de suelos, definidos en función de la carta de suelos escala 1:500.000 generado por el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) obtenido desde la página oficial de la institución (Cruzate et al., 2012). Los suelos muestreados se designaron originalmente con el nombre del sitio de extracción y según lo establecido en la carta de suelos utilizados, se lo consideraron representativos de la unidad edáfica que constituye cada muestra. Posteriormente, en base a las cartas de suelos escala 1:50.000 elaborados por INTA, se asignaron las series de suelos a la que corresponde cada uno. De esta forma, el suelo La Dulce se correspondió con la serie Azul y el suelo Lobería con la serie Semillero Buck. Sin embargo y a partir de los análisis granulométricos, se determinó que el suelo La Dulce no se correspondía exactamente a la descripción textural de la serie Azul, por lo que se decidió otorgarle como nombre a los suelos el del sitio correspondiente de extracción, con el fin de evitar confusiones.

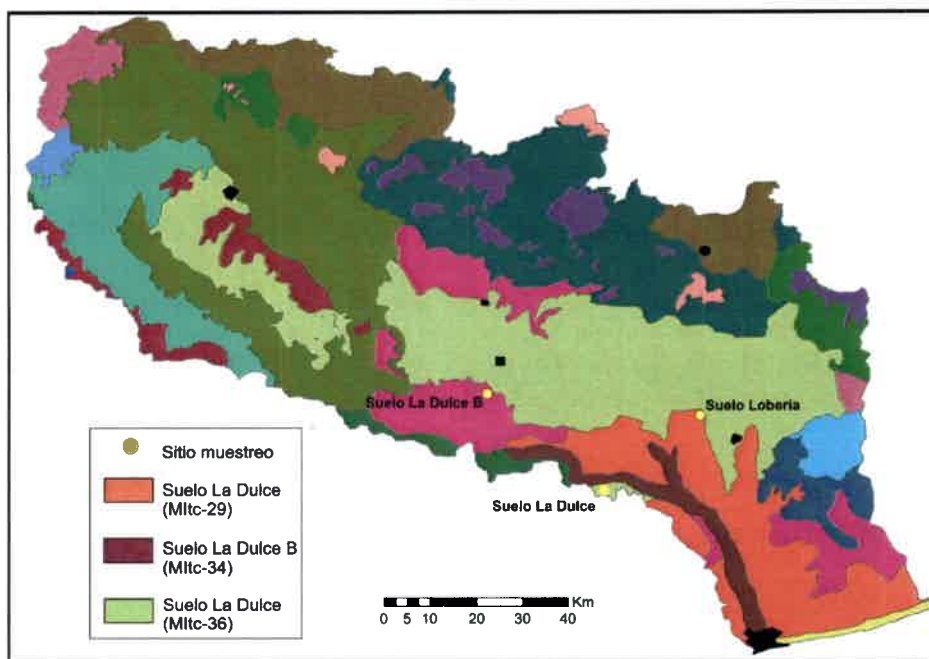


Figura 5.2. Ubicación de los sitios de extracción de muestras en la CRQG.

En cada sector se extrajeron columnas (Figura 5.3a) de áreas bajo uso agrícola (cultivos soja-trigo-girasol: 5 columnas, Figura 5.3d) y de áreas con vegetación natural, sin historial de cultivo (5 columnas, Figura 5.3b). De cada sitio se recolectaron en total 10 columnas. Para su extracción se introdujeron tubos de aluminio con un diámetro de 13 cm y una longitud de 60 cm (Figura 5.3a), mediante golpes de martillo. (Figura 5.3c). La longitud de la muestra de suelo extraída en el interior de la columna osciló entre los 35 y 50 cm.

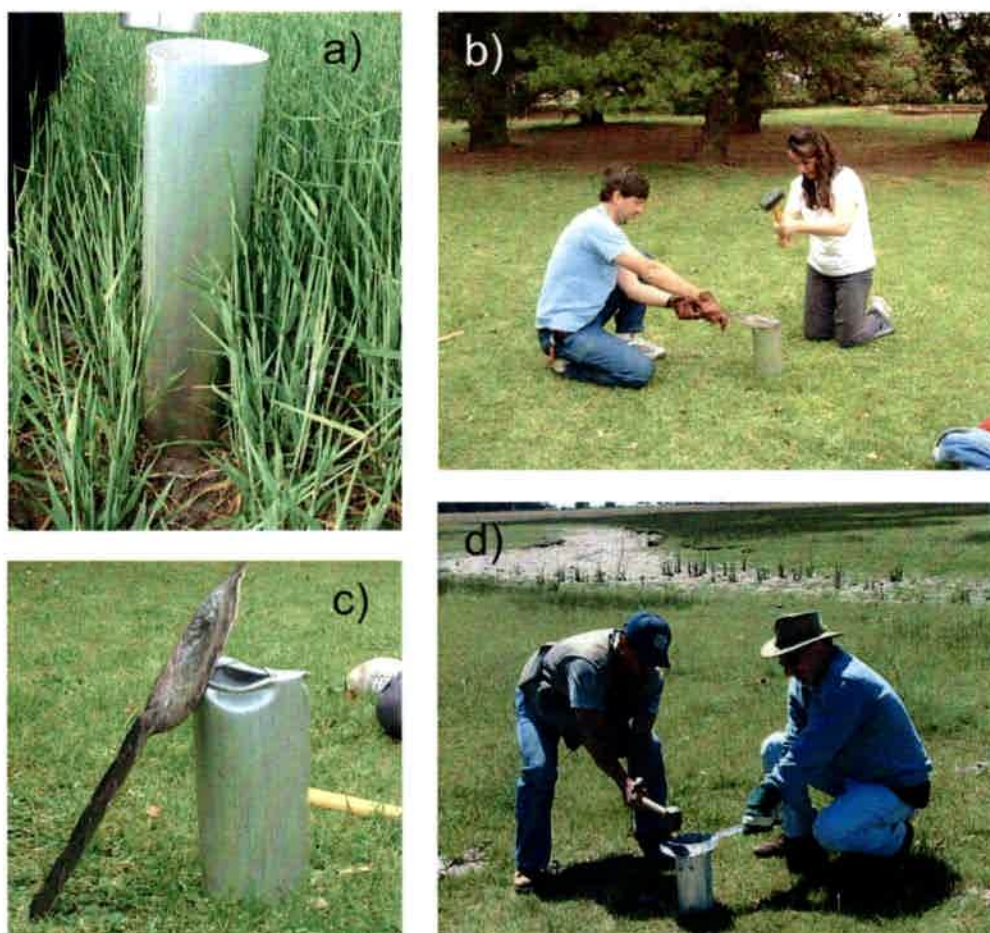


Figura 5.3. Extracción de muestras de suelo. a) Tubo de aluminio utilizado para la extracción de las columnas de suelo, b) sitio de extracción de columna con suelo natural, c) extracción de la columna mediante golpes de martillo, d) sitio de extracción de columna con suelo cultivado.

5.2.3 Metodología del ensayo

La metodología seleccionada fue la de trabajo en columnas de suelo sin disturbar en condiciones saturadas, utilizando un trazador conservativo (Cl⁻), método simplificado del diseñado por Robbins (1989) para establecer coeficientes de dispersión, con el cual

es posible determinar los parámetros porosidad y dispersividad, a partir de la derivación de la ecuación [2]. La elección de este tipo de ensayo se debe a que la información que provee el uso de columnas intactas es más detallada y cercana a las condiciones de campo, asemejando mejor las condiciones reales del suelo (Beltran et al., 1995). Sin embargo, dada la reducción de escala que se produce con el uso de columnas en laboratorio, los coeficientes de dispersión que se obtienen son inferiores en al menos un orden de magnitud respecto a los reales (Taylor et al., 1987). No se conocen antecedentes de determinación de dispersividad en suelos de la región, si bien se han realizado ensayos sobre el material parental del suelo, el loess pampeano, en la zona de Mar del Pata (Mascioli et al., 2005).

Para el ensayo de determinación de parámetros hidráulicos de suelos se utilizaron 4 columnas (Tabla 5.1), correspondientes a los suelos con y sin laboreo agrícola de dos de los tres sitios. Los suelos del restante sitio no pudieron ser ensayados, como consecuencia de la presencia del alto contenido de arcillas en el perfil del suelo que impidieron la normal circulación del agua a través del mismo.

Suelo	
La Dulce Cultivado	LDC
La Dulce Natural	LDN
Lobería Cultivado	LoC
Lobería Natural	LoN

Tabla 5.1. Suelos utilizados para el ensayo

Para realizar los distintos ensayos basados en columnas intactas de suelo, se sumergieron las columnas en agua destilada, aproximadamente a 1/3 de su longitud total, con el fin de llegar a la saturación por capilaridad. El tiempo que se las mantuvo en estas condiciones fue variable, pero en ningún caso superó los 4 días. Posteriormente, la columna se montó en una mesa construida para tal efecto (Figura 5.5 a) y se procedió a la saturación total mediante riego (Figura 5.5 b) en forma muy lenta con agua destilada, con el objeto de eliminar el aire que pudiera estar presente en la columna. El riego se realizó por goteo constante y regular sobre la superficie de la columna. La saturación de la columna fue total cuando comenzó a eluir agua por la

parte inferior de la misma. El volumen de poros fue estimado por el volumen total de agua que absorbió la columna durante el riego inicial para lograr la saturación.

El ensayo consistió en el riego constante en la parte superior de la columna con agua destilada a la que se le agregó cloruro de sodio (trazador) para alcanzar la conductividad utilizada como inicial en el experimento (Figura 5.4). Al final de la columna se recolectó el agua de elución (Figura 5.5c), estableciendo el intervalo de muestreo en función del volumen de poros del suelo de cada columna, recolectándose seis muestras por cada volumen de poro. El incremento progresivo de la conductividad de la elución se midió al final de la columna mediante conductímetro. Además se almacenaron muestras en botellas para la determinación del ión cloruro (Cl^-) en laboratorio por el método de Mhor. La elección del Cl^- como trazador se debe a sus características conservativas.

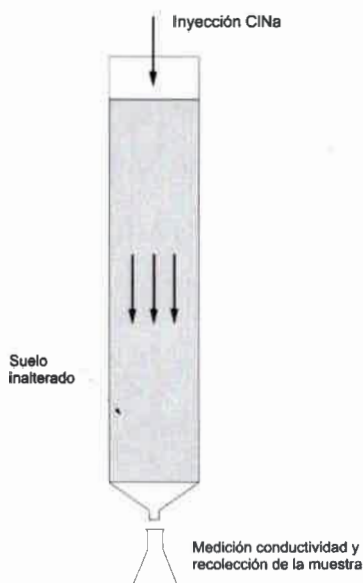


Figura 5.4. Diseño del ensayo de elución en columnas de suelo.

El ensayo finalizó cuando la conductividad medida en la elución se asemejó a la conductividad de la solución de cloruro de sodio inicial. Los valores de concentraciones de Cl^- en el agua de elución fueron corregidos posteriormente por el valor correspondiente de conductividad, cuyas mediciones ofrecen valores más continuos, ya que el método de Mhor posee errores analíticos variables al aumentar las concentraciones. Dado que existe una relación lineal entre ambas variables, se

hallaron los coeficientes de regresión a partir de las parejas de valores más representativos (Tabla 5.2). Luego todos los valores de concentraciones de Cl⁻ fueron determinados por intermedio de las conductividades y la ecuación de regresión correspondiente.

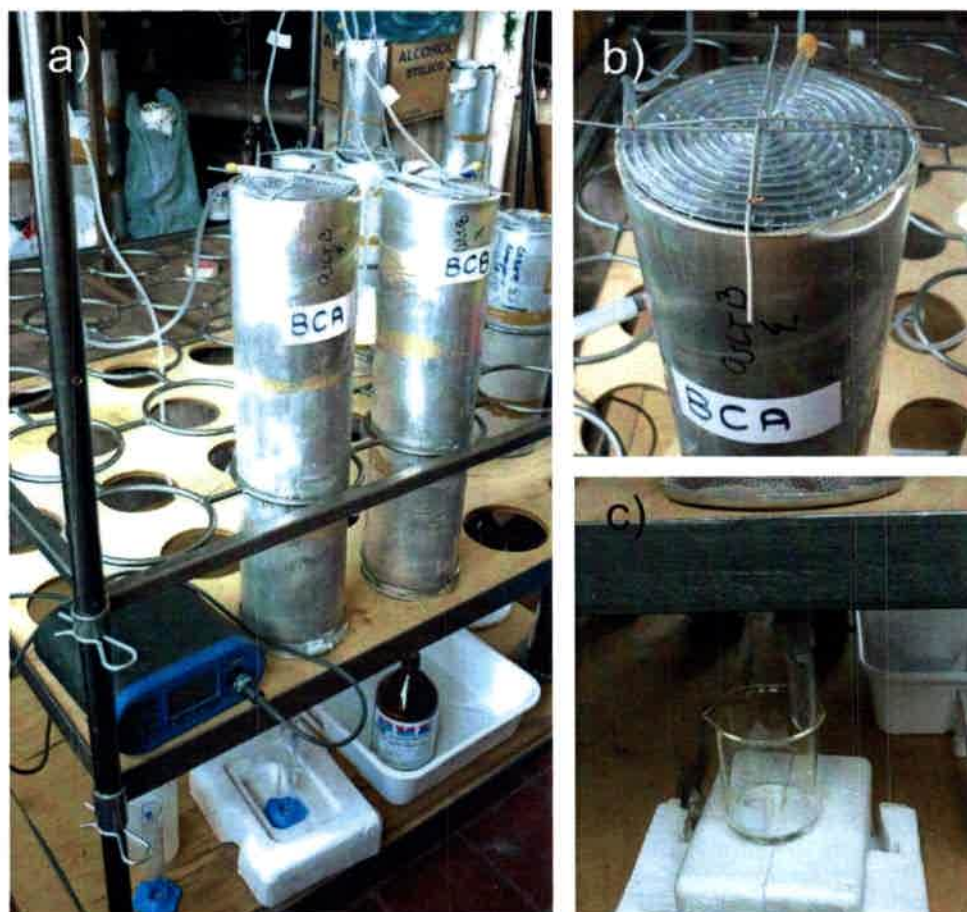


Figura 5.5. Ensayos en columnas de suelos. a) Disposición de las columnas en el soporte, b) sistema de riego por goteo, c) recolección de la muestra de elución al final de la columna.

Columna	Puntos usados/Total	Correlación
LDC	9/20	0.990
LDN	11/20	0.995
LoC	9/20	0.999
LoN	13/25	0.990

Tabla 5.2. Correlación entre datos de cloruros y conductividad.

La solución analítica de la ecuación [1] que describe las curvas de corte a la salida de una columna de laboratorio, teniendo la solución una concentración constante en la entrada de la columna $C(0,t) = C_0$ (condición de contorno), viene dada por la expresión (Van Genuchten, 1981):

$$C(L,t) = C_i + \frac{C_0 - C_i}{2} \left(\operatorname{erfc} \left[\frac{L - vt}{\sqrt{4D_l t}} \right] + \exp \left[\frac{Lv}{D_l} \right] \operatorname{erfc} \left[\frac{L + vt}{\sqrt{4D_l t}} \right] \right) \quad [3]$$

Donde *erfc* es la función error complementario, *v* es la velocidad de flujo en los poros, *D_l* es el coeficiente de dispersión longitudinal, *L* es la longitud de la columna y $C_i = C(x,0)$ es la concentración inicial en el interior de la columna, que en el experimento desarrollado representa la concentración residual luego del lavado de las columnas y fue considerada constante. Esta última afirmación es compatible con la lectura de los datos registrados y no tiene un efecto significativo sobre los valores obtenidos de los parámetros.

Los valores óptimos de porosidad y dispersividad que mejor ajustaron la ecuación [3] a los datos experimentales se determinaron mediante el método de mínimos cuadrados, donde C_i también fue introducida como parámetro, tomando como función objetivo la distancia euclídea entre la ecuación [3] y los datos experimentales. Esto se llevó a cabo mediante un programa confeccionado con el software MATLAB.

En algunos casos resulta más adecuado modelar el transporte de solutos en suelos con la Ecuación de Advección-Dispersión Fraccional. De esta forma, los efectos de escala son absorbidos por el orden de la derivada fraccional, y los parámetros que se obtienen como resultado de ensayos en columnas de laboratorio son independientes de la escala. Sin embargo las ventajas de esta última ecuación con respecto a la ecuación clásica no son evidentes en sustratos arenosos saturados, como es el caso de los suelos de La Dulce (Perfect et al., 2002).

5.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.3.1 Propiedades físico-químicas de los suelos

Las características físico-químicas de cada suelo estudiado se presentan en la Tabla 5.3. Los suelos Lobería presentaron una textura fina, siendo clasificados como franco

arcilloarenosos. Los suelos La Dulce presentaron una textura más gruesa (franco a franco arenosos), lo que estaría en estrecha relación con los valores modelados para dispersividad y porosidad y los determinados para materia orgánica y capacidad de intercambio catiónico (CIC). Se observó la presencia de un horizonte B1 rico en arcilla hacia el final del perfil muestreado, con presencia en rasgos pedogenéticos tales como barnices.

Para ambos suelos el contenido de materia orgánica fue superior en los suelos naturales. Los menores valores en los suelos agrícolas son atribuibles a la pérdida por labranza a lo largo de un período considerablemente largo (Urricariet y Lavado, 1999).

	Uso	Prof. (cm)	MO (%)	CIC (meq 100 g ⁻¹)	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	Humedad (%)
Lobería	Natural	0 - 5	5,6	17,7	66,5	17,9	15,6	8,2
		5 - 15	6,0	25,0	51,5	25,0	23,6	11,2
		15 - 30	5,5	29,0	36,6	32,0	31,4	10,7
	Cultivado	0 - 5	3,6	20,4	53,4	20,1	26,4	7,6
		5 - 25	3,6	19,7	51,1	24,5	24,4	11,2
		25 - 30	2,1	22,3	45,1	23,5	31,4	9,5
La Dulce	Natural	0 - 5	6,8	16,2	74,3	13,0	12,8	8,1
		5 - 25	1,6	10,8	78,1	8,6	13,4	6,7
		25 - 30	1,3	11,3	79,7	8,5	11,9	8,5
		30 - 35	1,9	11,3	75,3	11,7	13,0	10,1
	Cultivado	0 - 5	2,7	12,5	78,6	9,9	11,4	5,6
		5 - 20	2,1	12,0	79,7	9,3	11,0	5,4
		20 - 25	2,2	16,9	47,4	40,7	11,9	5,6
		25 - 40	2,7	19,2	59,6	21,5	18,9	7,0

Tabla 5.3. Variables físico-químicos de los suelos estudiados.

5.3.2 Curvas de elución

Las curvas de elución obtenidas del experimento en las que se representa la concentración relativa del soluto respecto al volumen de poros (parámetro adimensional) se muestran en la Figura 5.6. De la forma de éstas y su pendiente se puede determinar el tiempo tomado por el soluto para avanzar a través del medio, cómo se difunde, dispersa y entra en equilibrio con el medio sólido (Di Pietro et al., 1988).

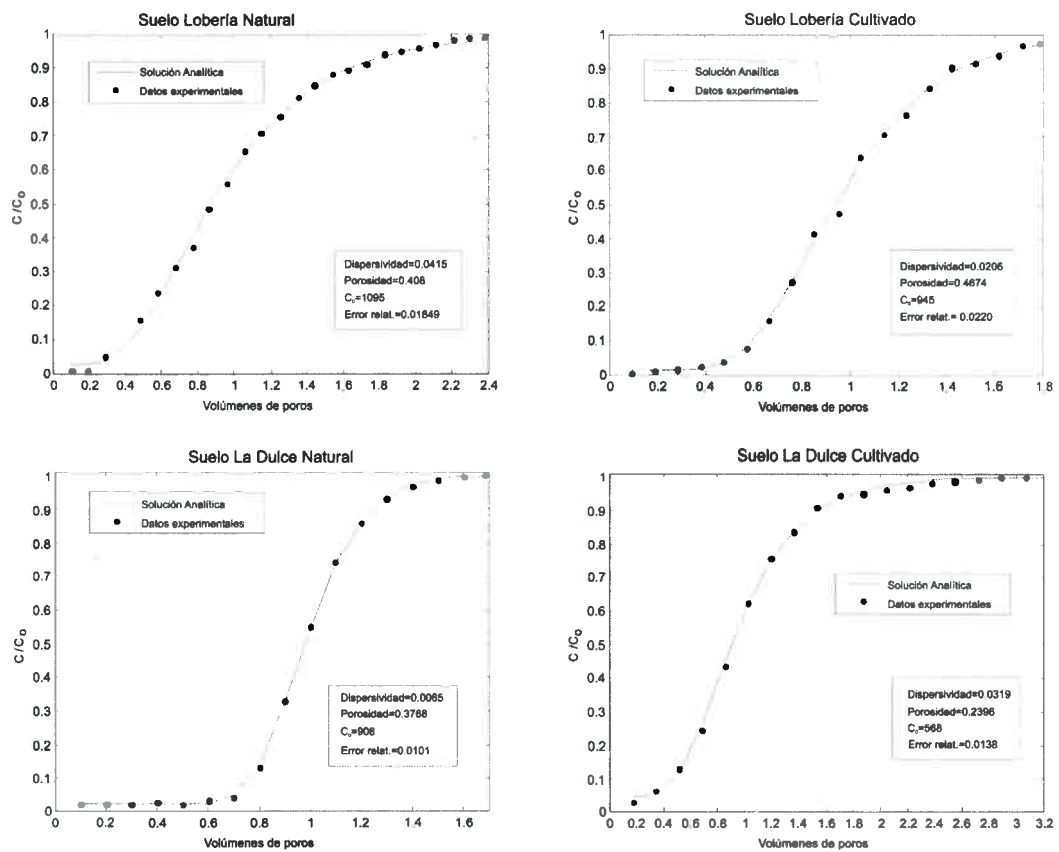


Figura 5.6. Curvas de elución para las distintas columnas (volumen de poros estimados por el modelo matemático).

5.3.3 Porosidad y dispersividad

A partir del ajuste entre las curvas generadas con valores experimentales y calculados mediante MATLAB, se obtuvieron los parámetros porosidad y dispersividad (Tabla 5.4). Los valores de porosidad total oscilaron entre 23 % y 47 %, siendo mayor en aquellos suelos con mayor contenido de arcillas (suelo Lobería). Estos datos son semejantes a

los del material parental de este tipo de suelo (loess) que puede llegar a poseer hasta un 30 % de porosidad total (Mascioli et al., 2005, Rocca et al., 2006).

Suelo	Uso	Porosidad	Velocidad de flujo(m/día)	Dispersividad α (m)	Coefficiente de dispersión D (m ² /día)
Lobería	Natural	0,415	0,138	0,0415	0,0066810
	Cultivado	0,47	0,152	0,0206	0,0034092
La Dulce	Natural	0,377	0,944	0,0065	0,0060132
	Cultivado	0,234	1,349	0,0319	0,043168

Tabla 5.4 Parámetros hidráulicos determinados por modelación

En todas las curvas el aumento de la conductividad fue progresivo y antes que circulara un volumen completo de soluto a través de la columna, lo que evidencia una mezcla entre el soluto y el agua destilada que contenía originalmente la columna. Esto se traduce en la inexistencia del efecto pistón, en el cual la dispersividad del medio es igual a cero y el arribo del soluto se da en un único instante y sin mezcla con el fluido que contiene previamente la columna (Giácoman et al., 2003).

Los valores de dispersividad obtenidos variaron entre 0,048 m y 0,006 m. Estos datos son, en magnitud, similares a los obtenidos por Perfect et al. (2002), quienes determinaron en experimentos de columnas de suelos no disturbados, valores de entre 0,001 m y 0,192 m. Valores comparables fueron obtenidos trabajando con columnas rellenas con loess (Mascioli et al., 2005), con rangos de dispersividad entre 0,001 m y 0,05 m.

En ambos suelos naturales el valor del Coeficiente de Dispersión (D) fue similar, a pesar que la dispersividad y la velocidad de flujo fue distinta para ambos sitios, esto se debe a la relación que guardan estos parámetros (ecuación [1]).

Los valores de dispersividad y porosidad obtenidos para los suelos Lobería no presentaron diferencias notorias en relación con el uso del suelo. El valor de dispersividad fue levemente mayor en el suelo natural, mientras que el menor valor en el suelo cultivado puede ser causado por la presencia de macroporos, observados

durante la apertura de la columna. Además, el cambio de labranza tradicional al modelo de labranza actual (siembra directa), favorece que este tipo de suelo posea mayor compactación, lo que dificultaría la migración vertical de la solución.

En el suelo La Dulce el comportamiento es distinto, ambos parámetros fueron diferentes de acuerdo al uso del suelo, siendo la dispersividad un orden de magnitud mayor en el suelo cultivado que en el natural, como consecuencia de un menor contenido de arena a lo largo del perfil. La mayor porosidad en el suelo natural podría explicarse por el mayor porcentaje de arcillas en los niveles superiores. En el suelo cultivado se debe destacar la presencia de un nivel rico en arcillas en la base del perfil, que posiblemente se corresponda con el comienzo de un horizonte B1.

Este tipo de ensayo, en el cual el suelo utilizado no sufre ningún tipo de tratamiento previo, es recomendado para la determinación de parámetros hidráulicos de dicha matriz, los cuales son de gran importancia para predecir el movimiento de contaminantes a través de la zona no saturada y el posible impacto de éstos en el agua subterránea.

CAPÍTULO 6. ENSAYOS DE MOVILIDAD DE PLAGUICIDAS EN COLUMNAS SIN DISTURBAR.

6.1 INTRODUCCIÓN

El incremento en el uso de plaguicidas en la agricultura se ha vuelto en los últimos años uno de los mayores peligros para los recursos hídricos, tanto superficiales como subterráneos. El transporte de estos compuestos es influenciado por una gran variedad de procesos, incluidos volatilización, lixiviación, adsorción y descomposición bioquímica (Jarvis et al., 1991). La lixiviación en particular recibe atención debido a su impacto potencial sobre el agua subterránea. Hay varios factores que influyen en este proceso, tales como características fisicoquímicas de los suelos y de la zona no saturada, riego, lluvias y temperatura. Por su parte, altos porcentajes de arcilla o materia orgánica (MO) disminuyen la movilidad de los plaguicidas (Martínez Vidal et al., 1994). La estructura de los suelos, como por ejemplo los macroporos o los agregados de MO, dependen del uso del suelo y determinan la infiltración del agua y los mecanismos de adsorción (Lipiec y Stêpniewski, 1995, Malone et al., 2003). La recarga por lluvias o riego intenso y las interacciones de adsorción-desorción de plaguicidas con las partículas del suelo determinan la migración de estos compuestos en el perfil de la zona no saturada. Una de las propiedades de mayor importancia ambiental de los plaguicidas es su persistencia, así aquellos compuestos más persistentes se mantendrán más tiempo en la columna de suelo, pudiendo estar disponibles por un periodo más prolongado de tiempo para lixiviar.

Como ya se mencionó en el Capítulo 3, en los últimos 30 años la superficie cultivada en el país con soja creció exponencialmente, beneficiada con la adopción del sistema de cultivo conocido como siembra directa y el uso masivo e intensivo de agroquímicos. La evaluación del impacto de la actividad agrícola en el medio circundante en relación a la contaminación por plaguicidas exige considerar tanto aquellos de uso actual como los utilizados en un pasado reciente. Así, se puede mencionar al insecticida endosulfán (organoclorado) cuyo uso en la Argentina ha sido recientemente prohibido (Julio de 2013) y a la cipermetrina (piretroide), de amplio uso en el sistema soja-trigo. Respecto a los plaguicidas de uso pasado, tiene relevancia ambiental el estudio de compuestos

organoclorados (COCs) como DDTs, HCHs Heptacloros y Clordanos, que debido a su alta persistencia ambiental, ubicuidad y efectos deletéreos sobre la biota y la salud humana han sido prohibidos. Asimismo son volátiles y solubles en grasa, acumulándose en tejidos de la biota (bioacumulación).

6.1.1 Antecedentes de estudios de plaguicidas en el área.

Estudios realizados en el sudeste de la Provincia de Buenos Aires, abarcando las cuencas de la Laguna de los Padres, Laguna La Brava y el Río Quequén Grande demuestran el impacto de las fuentes terrestres de contaminación sobre la biota acuática, el agua subterránea y superficial (Miglioranza, 2003, Miglioranza et al., 2004a, Grondona et al., 2010, González et al., 2009). Los resultados destacaron la importancia de los procesos de volatilización, dispersión por el viento y deposición atmosférica, así como el escurrimiento superficial y transporte desde sus fuentes de emisión (González et al., 2005, 2006), resaltando el papel que cumplen los suelos y sedimentos en la dinámica de estos contaminantes (Miglioranza et al., 1999, 2002, 2003, 2004b).

La CRQG es la mayor en el sudeste de la provincia de Buenos Aires constituye un área típica de cultivo de soja en la Región Pampeana, donde el agua subterránea supe todos los usos. El plaguicida endosulfán ha sido uno de los más utilizados en los últimos 15 años, con un evidente impacto ambiental (González et al., 2012, 2013). Estudios destacan los niveles de endosulfán en agua superficial del Río Quequén Grande a concentraciones que en algunos casos superan los límites para la protección de la biota acuática establecidos por el Instituto Nacional del Agua de Argentina (7 ng L^{-1} , INA, González et al., 2009). Por lo tanto, la información que se puede obtener a partir de ensayos es importante y necesaria para evaluar la peligrosidad de contaminación del agua subterránea.

La evaluación de la distribución de plaguicidas en sedimentos de cursos de agua superficiales en la cuenca mostró valores que oscilaron entre 1 y 6 ng g^{-1} , con un predominio de endosulfanes seguido por HCHs y DDTs. Los porcentajes relativos de endosulfanes al total de contaminantes organoclorados variaron entre 30 y 70 %, con

los mayores valores en las zonas inferiores de la cuenca. Los isómeros α - y β -Endosulfán predominaron sobre el metabolito sulfato en todos los casos, mostrando un uso reciente de la mezcla técnica de Endosulfán (α -/ β - 70:30) (Grondona et al., 2010). La distribución de grupos en sedimentos superficiales, agua superficial y subterránea fue similar y responden al uso masivo de endosulfán en la zona y la baja retención de los suelos.

6.1.2 Características de los plaguicidas usados en el área

6.1.2.1 Endosulfán

El endosulfán se utiliza en la agricultura desde los comienzos de los años 50. Actúa como insecticida y acaricida selectivo en muchos cultivos agrícolas, en ingeniería forestal y en plantas decorativas. Muchos agricultores lo consideran una excelente herramienta de costo accesible para controlar una amplia variedad de insectos sin dañar los cultivos. Las principales plagas sobre las que se aplica incluyen gusanos, escarabajos, moscas blancas, chinches, gorgojos, pulgones, minadores de hoja y ácaros.

Por la estructura química general del endosulfán se lo clasifica como compuesto organoclorado (Tabla 6.1). La presencia del grupo sulfito cíclico lo hace susceptible a degradaciones químicas y bioquímicas en el medio ambiente. El endosulfán está compuesto por una mezcla técnica que contiene un 95 % de dos isómeros, conocidos como α -endosulfán y β -endosulfán en relaciones que varían entre 2:1 a 7:3 (Kennedy et al., 2001, Hermann, 2002). Estos isómeros pueden transformarse en otros metabolitos como el endosulfán diol, lactona, éter o hidróxido éter y endosulfán sulfato siendo el principal metabolito, formado por transformación biológica (Ntown, 2007, Goswami y Singh, 2009).

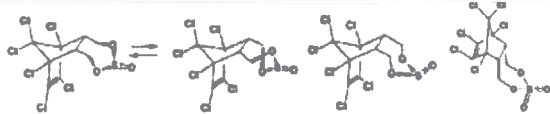
Los residuos del endosulfán, tanto de isómeros como de metabolitos, han sido detectados en suelos, agua, aire y productos alimenticios, lo que demuestra su persistencia y alto potencial de transporte hacia el ambiente (Weber et al., 2012). Los datos experimentales han confirmado el potencial de bioconcentración del endosulfán en organismos acuáticos. Los valores del factor de bioconcentración (BCF) varían entre

1.000 y 3.000 para peces, 12 y 600 para invertebrados acuáticos y más de 3.278 en algas. (Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes, 2009).

La persistencia del endosulfán es menor que la de otros plaguicidas organoclorados, siendo entre 3 a 8 meses para el endosulfán técnico y sulfato según estudios a campo (Pesticide Manual, 2003) y más de 30 meses para el β -endosulfán (European Commission, 2005). Sin embargo, basándose en el concepto de “unión de persistencia” (Fenner, 2003) las vidas medias para la suma de los isómeros y el metabolito varía entre 9 meses y 6 años (EPA, 2002). Cuando el endosulfán o sus residuos migran a través del perfil del suelo y los factores de degradación no son tan importantes, estos compuestos pueden constituir un riesgo para el agua subterránea.

El endosulfán cumplió los criterios para ser clasificado como un Compuesto Orgánico Persistente (COP) en el marco de la Convención de Estocolmo, con excepciones específicas, en Abril de 2011 (UNEP/AMAP 2011). Este tratado requiere a los países firmantes prohibir el uso del endosulfán en un periodo máximo de 10 años. Así, en Argentina se prohibió a partir de Julio de 2013.

Estructuras

Fórmula molecular	$C_9H_6Cl_6O_3S$ $C_9H_6Cl_6O_4S$
Masa molecular	406,96 g·mol ⁻¹ 422,96 g·mol ⁻¹
Formulas estructurales de los isómeros y del principal producto de transformación	 <p style="text-align: center;">Endosulfán-alfa Endosulfán-beta Sulfato de endosulfán</p>

Propiedades físicas y químicas de los isómeros de endosulfán y de sulfato de endosulfán

	Isómero-alfa	Isómero-beta	Isómeros técnicos mezclados	Sulfato
Punto de fusión, °C	109,2	213,3	70-124	181 - 201
Solubilidad en el agua pH 5, a 25°C, mg/L	0,33	0,32	0,05-0,99 Valor recomendado: 0,5	0,22
Presión de vapor, Pa, a 25°C	1,05 E-03	1,38 E-03	2,27E-5 – 1,3E-3 Valor recomendado: 1,3E-3	2,3 E-05
Constante de Ley de Henry Pa m ³ /mol, a 20°C	1,1	0,2	1,09- 13,2. Valor recomendado: 1,06	
Logaritmo del coeficiente de partición octanol-agua (Log Kow) a pH 5,1	4,7	4,7	3,6	3,77
Constante de disociación	N.D. (sin protones ácidos)	N.D. (sin protones ácidos)	N.D. (sin protones ácidos)	N.D. (sin protones ácidos)

Tabla 6.1. Características y propiedades de los isómeros del endosulfán y su principal metabolito, el endosulfán sulfato (UNEP, 2009).

En la Tabla 6.2 se muestra la tendencia creciente en cuanto a la venta y utilización del endosulfán en la Argentina, siendo el principal insecticida comercializado, habiendo sido superado en los años 2002 y 2003 por la cipermetrina.

Año	Cantidad de endosulfán
1999	1.939.498
2000	1.948.400
2001	2.929.400
2002	3.539.612
2003	3.428.686
2004	4.039.710
2005	4.730.227
2006	4.241.141

Tabla 6.2. Incremento en el uso del Endosulfán como plaguicida (en litros, SENASA, 2007)

Las importaciones de endosulfán por parte de Argentina durante el año 2006 ascendieron a 1.846.780 L de producto, provenientes de empresas con sede en la India, Israel, Alemania y Corea. Por su parte durante el primer semestre del año 2007 se importaron 618.600 L, manteniéndose los países proveedores. (Cámara de Agroquímicos productos farmacológicos y veterinarios, SENASA 2007). Las dosis recomendadas de aplicación por hectárea dependen del tipo de cultivo y plaga considerada, pero para el caso de la soja y la Llanura Pampeana Bonaerense, la dosis recomendada es de 2 litros por hectárea de cultivo.

6.1.2.2 Cipermetrina

La Cipermetrina es un insecticida, no sistémico, no volátil que actúa por contacto e ingestión. Consiste en una mezcla de los esteroisómeros (*S*)- α -ciano-3-fenoxibencil (1*RS*,3*RS*,1*RS*,3*SR*)-3-(2,2-diclorovinil)-2,2-dimetilciclopropanecarboxilato. Los principales productos de la fotólisis son el ácido 2,2-dimetil-3-(2,2-diclorovinil) ciclopropanecarboxílico, el ácido 3-fenoxibenzóico y en menor proporción la amida de éster intacto. Estos compuestos no difieren mucho de los productos de la biodegradación y ambos ácidos son transformados posteriormente en reacciones oxidativas de ruptura de los anillos fenílico y ciclopropílico (WHO, 1992).

La cipermetrina es eliminada relativamente rápido del ambiente y sus residuos no se acumulan en forma significativa. En el aire se encuentra asociado a las partículas, las cuales se depositan con el polvo y la lluvia. En el suelo es moderadamente persistente, lo cual depende de la textura y el contenido de materia orgánica, ya que muestra una fuerte tendencia a adsorberse a las arcillas y materia orgánica del suelo. En los cuerpos de agua, bajo condiciones ambientales normales de pH y temperatura, es estable a la hidrólisis, pero no a la biodegradación ni a las reacciones fotoquímicas. Su vida media en esta matriz es de aproximadamente 2 semanas y sus concentraciones disminuyen rápidamente debido a la adsorción a sedimentos, sólidos suspendidos y plantas. Presenta un potencial moderado a alto de bioacumulación (Narváz Valderrama, 2012). Las plantas pueden absorberlo y metabolizarlo, generando productos intermediarios que se unen a glucósidos. De manera general, a pesar de la influencia de diversos factores, se considera que la vida media en suelos en condiciones aeróbicas es de 4 días a 8 semanas y en aguas mayor a 50 días (EXTOXNET, 1996, Maund et al., 2002).

Este plaguicida posee una baja toxicidad para mamíferos y aves pero es extremadamente tóxico para peces e invertebrados acuáticos (Bradbury y Coats, 1989, Haya, 1989). Estudios en laboratorio muestran que afecta severamente a las abejas (Rennela y Quirós, 2000), sin embargo en el campo los daños sobre estos insectos benéficos se reducen significativamente por la acción repelente de este plaguicida. En condiciones de uso recomendado, no representa un peligro para el ambiente debido a su degradación acelerada, a la baja toxicidad de sus metabolitos y a sus reducidos volúmenes de aplicación. No obstante, a concentraciones elevadas puede alterar transitoriamente la actividad de la microflora del suelo y reducir severamente las poblaciones de crustáceos, ácaros e insectos acuáticos. Las lombrices y otros organismos del suelo son generalmente resistentes a este compuesto (WHO, 1992).

6.2 Metodología

Se realizó un ensayo con columnas sin disturbar en condiciones saturadas con el objetivo de evaluar el potencial de lixiviación de la mezcla técnica de endosulfán y cipermetrina en suelos Argiudoles con distintos usos. La adsorción y movilidad de los

plaguicidas en el suelo puede ser estudiada por varias aproximaciones, pero la información provista por los ensayos con columnas intactas se ajusta a las condiciones de campo simulando las condiciones de la zona no saturada (Beltran et al., 1994).

A igual que en el ensayo de determinación de parámetros hidráulicos de suelos, se utilizaron suelos de dos áreas distintas y en cada uno se extrajeron suelos con uso agrícola y suelo con vegetación natural. Se definieron entonces cuatro tipos de suelo: La Dulce Natural, La Dulce Cultivado, Lobería Natural y Lobería Cultivado. Se trabajó además con la columna de suelo con uso agrícola del sitio La Dulce B, pero estos resultados no fueron incluidos en el presente análisis, pero si utilizado en el capítulo 7 para la determinación de carga contaminante potencial del suelo. El suelo natural de este sitio no pudo ser ensayado debido a que el perfil posee un alto contenido de arcillas expansivas que impidió la circulación de agua durante los ensayos de lixiviación.

Para este ensayo las columnas fueron completamente saturadas por inmersión en agua destilada y posterior riego en la superficie (Figura 6.1). El volumen de poros se estimó por la suma del agua total absorbida. Las columnas fueron dispuestas en un soporte construido para ello (Figura 6.2c) y equipado con un sistema de riego y colectores de aluminio con el fin de recolectar los lixiviados (Figura 6.2a, 6.2b). El ensayo fue realizado en condiciones de invernadero (14 °C min., 20 °C máx.).

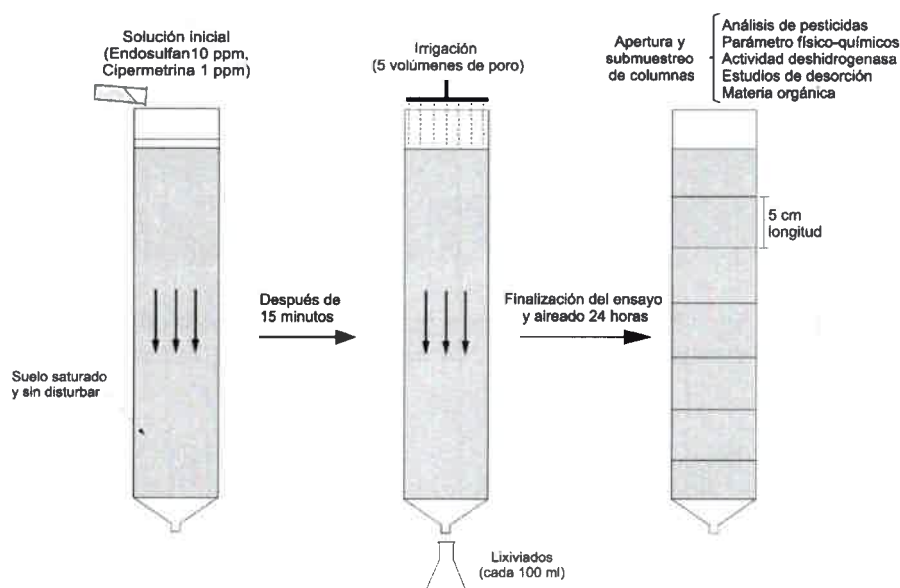


Figura 6.1. Metodología del ensayo de movilidad de plaguicidas

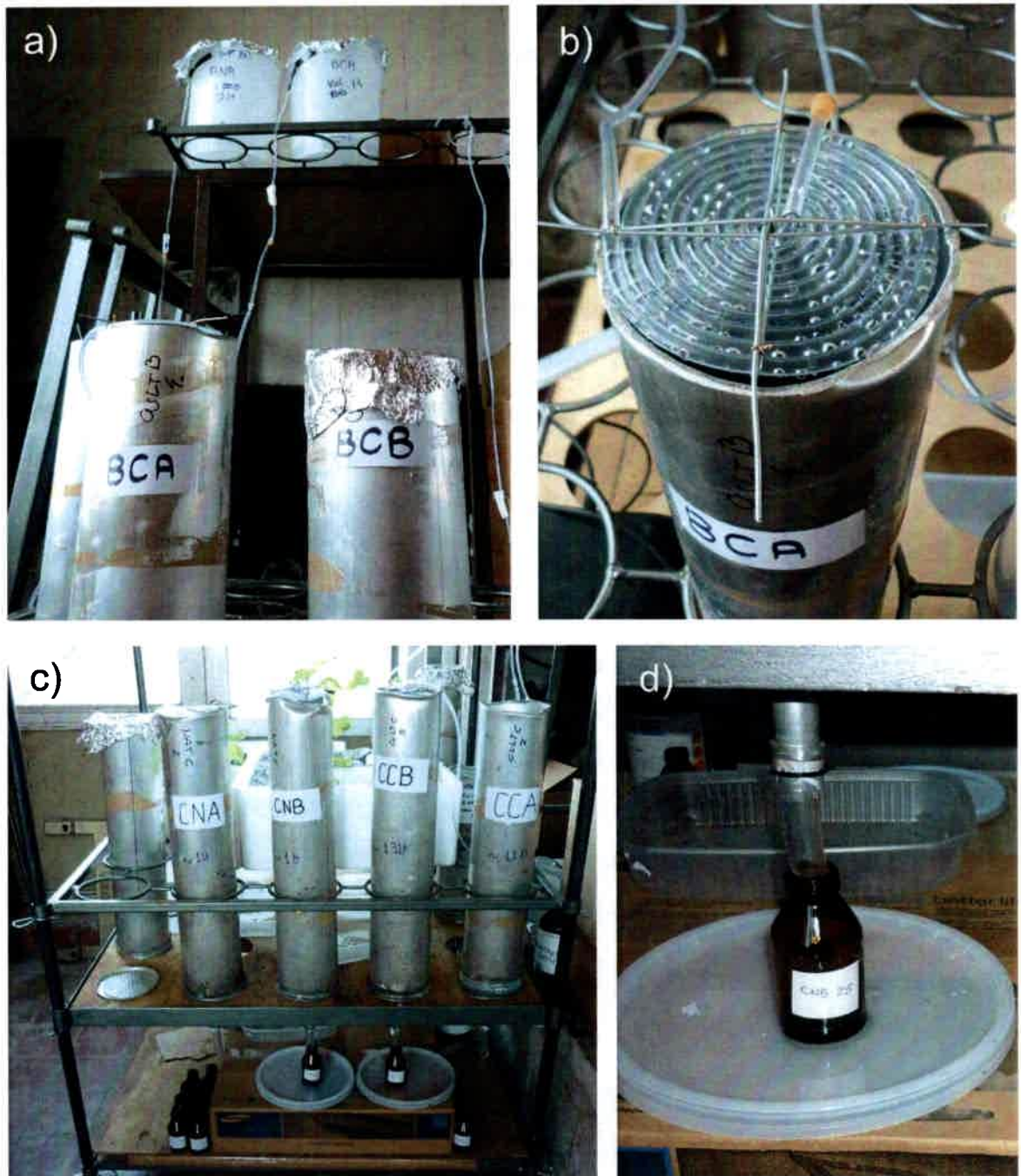


Figura 6.2. Montado de las columnas para los ensayos. a, b) Sistema de riego utilizado durante el ensayo, c) estructura de soporte de las columnas de suelo, d) Recolección de la muestras de lixiviado.

Quando la columna estuvo completamente saturada se le agregó en la parte superior 50 mL de una solución de agua destilada fortificada con endosulfán (10 ppm marca Master con 35% de ingrediente activo) y cipermetrina (1 ppm). Esta dosis fue calculada

considerando la dosis recomendada por hectárea de terreno en función de la superficie de la columna, teniendo en cuenta además un uso de 10 años del terreno para labores agrícolas. Cuando la solución fue absorbida en su totalidad por el suelo se procedió al riego por goteo con agua destilada en la parte superior de la columna, en total se dejó circular a través de ésta un total de 5 volúmenes de poros, que representa la lluvia local, la transpiración y evaporación desde el suelo en el período considerado para el ensayo (3-5 días, según la columna de suelo utilizada). El lixiviado se recolectó al final del embudo de aluminio dispuesto para tal fin (Figura 6.2d). El muestreo se realizó cada 100 mL en botellas de color ámbar (Figura 6.2d) y guardadas en heladera a 4 °C hasta su análisis dentro de los dos días posteriores a muestreo, con el fin de evitar la degradación de los plaguicidas.

El ensayo finalizó cuando el total de agua circuló a través de las columnas, entonces se dejó drenar el agua completamente durante 24 horas, dejando las columnas en posición vertical. Posteriormente las columnas fueron abiertas longitudinalmente mediante amoladora angular y disco de acero (Figura 6.3b) y se dejaron airear por otras 24 horas. Los perfiles de suelo (Figura 6.3a) fueron subdivididos en diferentes niveles según los cambios en textura y color observados (Figura 6.3c). Se recolectó una muestra de 50 g de cada nivel para la determinación de granulometría según el método del pipeteo (Galehouse, 1971). Independientemente del perfil del suelo, las columnas fueron divididas en capas de 5 cm de espesor, obteniendo de esta forma un total de entre 7 y 9 submuestras, dependiendo de la longitud de la columna. Estas muestras se mantuvieron a temperatura ambiente o en freezer (-20°C) dependiendo de los análisis posteriores:

- Cuantificación de plaguicidas (contenido de endosulfán y cipermetrina).
- Contenido de materia orgánica (MO): por el método Walkley-Black (1965).
- pH, conductividad: se midieron en una suspensión suelo seco/agua destilada (1/2,5) mediante pHímetro y conductivímetro.
- Humedad: se determinó por diferencia de peso a partir de una muestra húmeda de suelo hasta alcanzar un peso constante en horno a 110°C.

- Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC): se determinó por el método de Acetato de Amonio (Summer et al., 1996).
- Actividad deshidrogenasa (DHA).
- Ensayos de desorción.



Figura 6.3. Submuestreo de columnas de suelo. a) Perfil de la columna de suelo, b) apertura de la columna, c) detalle de los cambios de color, textura y estructura del suelo.

6.2.2. Determinación cuali-cuantitativas de plaguicidas

Las determinaciones cuali-cuantitativas de plaguicidas, tanto en suelos como en agua, fueron realizadas en el laboratorio de Ecotoxicología y Contaminación Ambiental (ECoA) de la Universidad Nacional de Mar del Plata. Todo el material utilizado para los análisis fue previamente enjuagado con una mezcla de hexano:diclorometano con el fin de evitar una posible contaminación.

6.2.2.1 Extracción de plaguicidas de suelos

Los plaguicidas organoclorados, debido a su carácter lipofílico, son extraídos de las muestras de suelo junto al material lipídico. La extracción de lípidos totales se realizó utilizando un equipo Twissellman (Figura 6.4a) siguiendo la metodología de Metcalfe y Metcalfe (1997) con modificaciones de Miglioranza et al. (2003). Para ello se utilizó una submuestra de los homogenatos de 5 g (peso seco) de suelo. La humedad se eliminó mediante el agregado de sulfato de sodio anhidro (SO_4Na_2) y molido en mortero de porcelana hasta formar un polvo homogéneo fino. Se utilizó como solvente de extracción 110 mL de mezcla hexano:diclorometano de calidad "para análisis de plaguicidas" en una relación 50:50. Se agregó en esta etapa un estándar interno (PCB #103) para realizar la identificación y cuantificación a través del método de estándar interno de los compuestos presentes en la muestra.

Cada ciclo de extracción en columna Twissellman tuvo una duración de 8 hs. El extracto obtenido fue evaporado a 40°C con bomba de vacío y corriente de Nitrógeno AP (alta pureza), hasta un volumen final de 2 mL. La purificación del extracto obtenido se realizó por cromatografía de adsorción con sílica gel activada a 200 °C durante 24 hs. Se utilizaron microcolumnas de extracción en fase sólida (6 cm x 1 cm) rellenas con 1,5 g de sílica gel y 3 mm de sulfato de sodio anhidro (muflado a 400° C). Las columnas se acondicionaron con 5 mL de hexano, se sembró la muestra, se permitió que la misma penetrara en la sílica y se eluyó primero con 15 mL de hexano y posteriormente con 30 mL de mezcla de hexano:diclorometano (en relación 1:1) La fracción obtenida se colectó en probeta y se trasvasó a balón de vidrio, donde se evaporó a 40 °C con bomba de vacío y corriente de Nitrógeno AP, hasta un volumen final de 1 mL y trasvasadas a viales para el análisis cuali-cuantitativo.

Se analizaron un total de 99 muestras de suelo, según lo especificado en la Tabla 6.3.

Sitio	Cantidad de muestras analizadas
La Dulce Cultivado	18
La Dulce Natural	18
Lobería Cultivado	24
Lobería Natural	21
La Dulce B Cultivado	18

Tabla 6.3. Muestras de suelos analizadas.

6.2.2.2 Extracción de plaguicidas de aguas

Cada muestra de agua de elución obtenida al final de la columna fue de 100 mL, de los cuales se utilizaron 50 mL para realizar la extracción de compuestos organoclorados. Esta muestra fue colocada en botella de 100 mL de color caramelo y se le agregó el estándar interno (PCB #103) usando acetona como medio para facilitar la disolución y se agitó durante 15 minutos con agitador magnético. Una vez mezclado el estándar, se le agregó a la botella la mezcla de solventes utilizada para este método (hexano:diclorometano en proporciones 10 mL:20 mL). La extracción se realizó en un agitador (Figura 6.4b) con movimiento uniforme durante dos horas. Luego de este período las botellas se dejaron en heladera al menos 12 horas para facilitar la separación de las fases acuosas y orgánicas. Por densidad, la fase acuosa se mantiene en la parte superior de la botella y se extrae por succión con bomba de vacío. Posteriormente las botellas se llevaron a freezer para que el agua remanente se congele y adhiera a las paredes, lo que permitió el posterior traspaso de la fase orgánica a balones para su evaporación con bomba de vacío y corriente de nitrógeno hasta un volumen final de 1 mL. Posteriormente se realizó el análisis cuali-cuantitativo. Se analizaron un total de 142 muestras de agua durante el ensayo de elución, según lo especificado en la Tabla 6.4.

Sitio	Cantidad de muestras analizadas
La Dulce Cultivado	33
La Dulce Natural	17
Lobería Cultivado	27
Lobería Natural	25
La Dulce B Cultivado	15

Tabla 6.4. Total de muestras de agua analizadas durante el ensayo.

6.2.2.3 Análisis cuali-cuantitativo de plaguicidas

La presencia, tanto en agua de lixiviado y suelos, de los dos componentes de la mezcla técnica de endosulfán (α , β isómeros) y su principal metabolito, el endosulfán sulfato y el piretroide cipermetrina, se testeó por medio de cromatografía gas-líquido con detector de captura electrónica (GC-ECD), siguiendo la metodología establecida por Miglioranza et al. (2003). Se utilizó un cromatógrafo Shimadzu 17A (Figura 6.4c) equipado con una columna capilar DB-5 de Supelco, de 0,25 mm de diámetro interno, 0,25 μ m de espesor de fase, 30 m de longitud y operada en modo "splitless". Las condiciones operativas y el programa de calentamiento de columna fueron los siguientes: temperatura del inyector: 275°C; temperatura del detector: 300°C; temperatura inicial de columna: 100°C, 1 min, gradiente de 5°C/min hasta 150°C, 1 min, luego gradiente de 1,5 °C/min hasta 240°C, 0 min. Luego a 10°C/min hasta 300°C, 3 min. Velocidad del flujo de Helio: 3,7 cm/seg. Los diferentes plaguicidas fueron identificados a través de sus tiempos de retención relativa al PCB #103 y cuantificados utilizando a este PCB como estándar interno (Figura 6.5).

Se realizaron blancos del material utilizado, no determinándose la presencia de contaminación durante el trabajo en laboratorio, por lo que no fue necesaria la realización de correcciones. La recuperación fue superior al 90 %. El límite de detección para el endosulfán, se calculó de acuerdo a Keith et al. (1983) y varió entre 0,008 y 0,033 ng g⁻¹ para suelos y entre 0,015 y 0,165 ng L⁻¹ para muestras de agua.

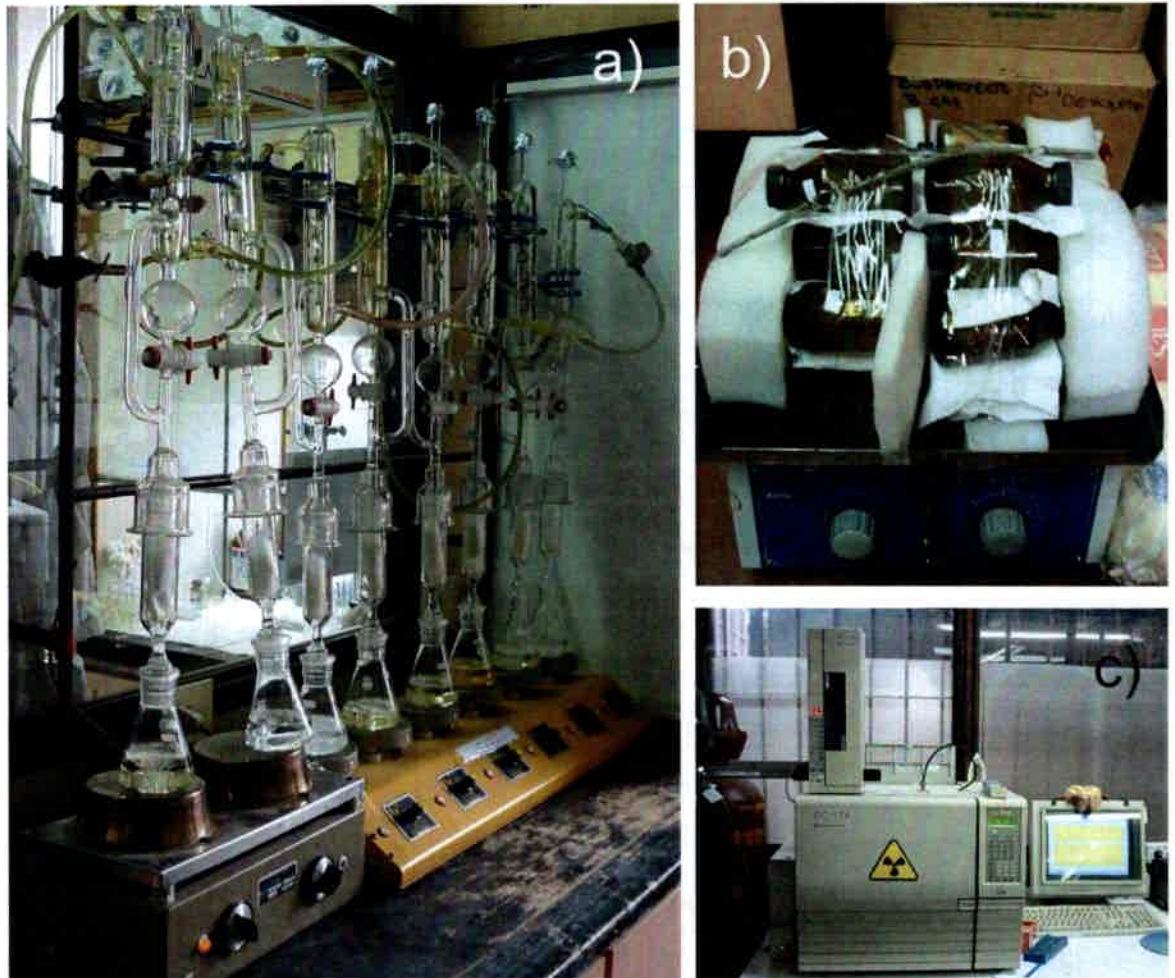


Figura 6.4. Extracción y cuantificación de plaguicidas. a) Equipo Twissellman utilizado para la extracción de lípidos de suelo, b) agitador para la extracción de plaguicidas de agua, c) cromatógrafo Shimadzu 17A utilizado para la cuantificación cuali-cuantitativa.

6.2.2 Estudios de desorción

A partir de estos ensayos se determinó la disponibilidad acuosa de los compuestos estudiados en caso de lluvias intensas, inundación o riego intenso y se evaluó la posibilidad de que lleguen al acuífero. Las muestras de suelo correspondientes a los niveles 0-5 cm y 5-10 cm fueron los utilizados para realizar los ensayos de desorción.

Muestras de 1 g de suelo, previamente secadas y pasadas por tamiz de 2mm de apertura, fueron colocadas en tubos con 20 mL de agua MilliQ y agitadas durante 24 hs a 20 °C en agitador de volteo. Luego se centrifugaron a 1.720 g por 15 min. El agua sobrenadante fue separada y se realizó la extracción de plaguicidas por el método líquido-líquido. Posteriormente se realizó la cuantificación por GC-ECD.

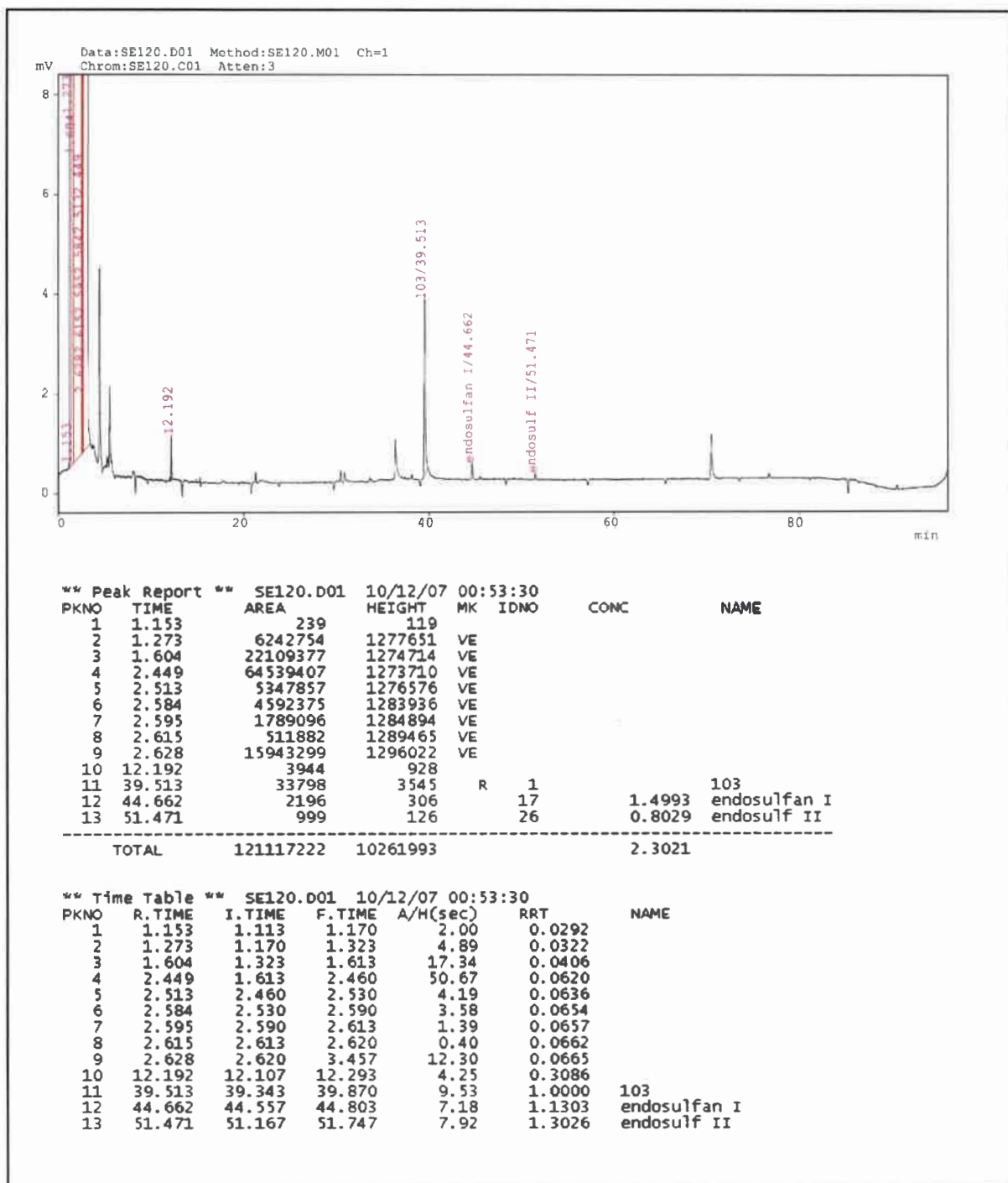
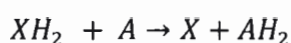


Figura 6.5. Salida gráfica y numérica del cromatógrafo, se observa la cuantificación de los isómeros del endosulfán respecto al PCB #103.

6.2.4. Determinación de Actividad Deshidrogenasa (DHA)

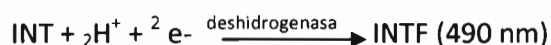
Las enzimas del suelo muestran una rápida respuesta a cambios naturales o antrópicos, por lo que son una efectiva forma de detectar cambios en la calidad del suelo. La determinación de la actividad deshidrogenasa (DHA), que no se acumula en forma extracelular en el suelo (Quilchano y Maraño, 2002), es un reflejo de las actividades oxidativas de la microflora del suelo. Esta enzima intracelular está asociada a los microorganismos proliferantes, y no es estabilizada por los coloides inorgánicos (arcillas) y orgánicos (sustancias húmicas) del suelo (Rossel et al., 1997). Esta enzima es la encargada de la oxidación biológica de los compuestos orgánicos mediante el proceso de deshidrogenación; el cual procede según la siguiente reacción general:



donde XH_2 es un compuesto orgánico dador de hidrógenos y A es el correspondiente aceptor de los mismos (Trevors, 1984).

La alta correlación encontrada entre la ADH con otros parámetros involucrados con la actividad biológica del suelo tales como: el C de la biomasa, la relación C-biomasa/COT y la respiración basal (Reddy y Faza, 1989) hacen aún confiable su determinación como índice de actividad microbiana.

La determinación de la actividad deshidrogenasa se realizó según el método de Trevors et al. (1982) modificado por García et al. (1997). El método se basa en la estimación del iodonitrotetrazolio formazán (INTF) formado cuando el suelo es incubado con 2-p-iodofenil-3-p-nitrofenil-5-feniltetrazolio (INT).



El procedimiento consistió en pesar 1 g de suelo húmedo y se lo llevo al 60 % de capacidad de campo mediante el agregado de agua de destilada en tubo plástico y se añadió 0,2 mL de INT al 0.4 %. Como control se utilizó suelo sin INT, con 0.2 mL de

agua en remplazo a 0.2 mL de INT. La muestra se conservó durante 20 h a 20°C en completa oscuridad (la luz reduce el INT) y se agitó en agitador horizontal. Posteriormente se añadió la cantidad de metanol necesaria para llegar a 10 mL, se agitó en vórtex durante 2 minutos y se centrifugó a 1720 g por 10 minutos. Finalmente se pipetearon 2 mL de la mezcla y se midió en espectrofotómetro a 490 nm, frente a un blanco de calibración de metanol.

6.2.5 Tratamiento estadístico

Se realizó una prueba no paramétrica ANOVA Friedman seguida de una prueba T apareada para muestras dependientes, con el fin de evaluar diferencias entre secciones dentro del perfil del suelo. Las diferencias entre el suelo y el uso del mismo se analizaron mediante una prueba ANOVA seguido de la prueba de Tukey y se utilizó un test no paramétrico de Kruskal Wallis cuando no se cumplieron los supuestos paramétricos. La prueba de Spearman se utilizó para determinar la correlación con la materia orgánica del suelo. El nivel de significación se fijó en $\leq 0,05$ usando el programa Infostat (Di Renzo et al., 2010).

6.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6.3.1 Características fisicoquímicas

Los suelos Lobería presentan una textura fina que fue clasificada como arcillo-arenosa, mientras que los suelos La Dulce poseen una textura franco arenosa (Tabla 6.5). Los contenidos de arcillas disminuyen con la profundidad del perfil en ambos suelos de Lobería, manteniéndose constante en el suelo La Dulce. La capacidad de intercambio catiónico (CIC) varió de acuerdo al contenido de arcilla. Con respecto a la MO, los suelos cultivados presentaron menores valores en el horizonte superficial (0-5 cm) que los suelos naturales, lo que se puede atribuir a pérdidas por prácticas agrícolas a lo largo de un período de tiempo considerable (Urricariet y Lavado, 1999). En el suelo Lobería se determinó un pH ligeramente ácido a neutral (6,3-7,3) y en el suelo La Dulce este parámetro fue ligera a moderadamente básico (7,67-8,22), estimando que en ambos casos se produjo una acidificación del suelo por labranza.

El tiempo de elución (ET) se define como el tiempo (minutos) necesarios para obtener 100 mL de lixiviado, lo cual depende de las características del suelo. El suelo La Dulce mostró un menor ET (30-45 min) de acuerdo a su mayor porcentaje de arena. En el suelo Lobería el mayor contenido de arcillas, especialmente en los horizontes superficiales, produjo una menor velocidad de flujo y por lo tanto un mayor ET (90 min).

Suelo	Uso del suelo	Tiempo de elución (min 100 mL ⁻¹)	Prof. (cm)	MO (%)	CIC (meq 100 g ⁻¹)	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	pH
Lobería	Natural	50	0-5	5,6	17,7	66,5	17,9	15,6	7,29
			5-15	6	25	51,5	25	23,6	7,25
			15-30	5,5	29	36,6	32	31,4	7,27
	Cultivado	90	0-5	3,6	20,4	53,4	20,1	26,4	6,32
			5-25	3,6	19,7	51,1	24,5	24,4	6,94
			25-30	2,1	22,3	45,1	23,5	31,4	6,63
La Dulce	Natural	45	0-5	6,8	16,2	74,3	13	12,8	7,67
			5-20	1,6	10,8	78,1	8,6	13,4	8
			25-30	1,3	11,3	79,7	8,5	11,9	8,22
			30-35	1,9	11,3	75,3	11,7	13	7,95
	Cultivado	30	0-5	2,7	12,5	78,6	9,9	11,4	7,92
			5-20	2,1	12	79,7	9,3	11	7,93
			20-25	2,2	16,9	47,4	40,7	11,9	7,97
			25-40	2,7	19,2	59,6	21,5	18,9	7,94

Tabla 6.5. Parámetros físico-químicos de los suelos utilizados.

6.3.2 Distribución de los residuos de plaguicidas en el perfil del suelo

Independientemente del uso del suelo y el suelo considerado, las mayores concentraciones de endosulfán se encontraron en el horizonte superficial (0-5 cm, Figura 6.6), lo que demuestra una baja migración de los compuestos. Un comportamiento similar fue observado por Fenoll et al. (2011) para suelos franco arcillosos. La concentración total de endosulfán en el nivel superior varió entre 120 y 140 ng g⁻¹ de suelo seco en suelos cultivados y entre 30 y 60 ng g⁻¹ de suelo seco en suelos naturales. El patrón de distribución de los compuestos fue: E. sulfato > β- > α-. El predominio del metabolito, que representa más del 40% de la masa total de endosulfán, muestra el alto metabolismo microbiano en el nivel superior, asociado con el mayor contenido de MO y la mayor aireación. Por otra parte, la relación (α+ E. sulfato) / β-isómero es similar a la mezcla técnica aplicada. Este resultado sugiere el metabolismo del α-isómero al E. sulfato, que es el principal metabolito formado en suelos (Ismail et al., 2005 Goswami et al., 2009).

Considerando la capa superior de los suelos naturales de ambos suelos, la diferencia de concentración de plaguicidas no pudo ser explicada por el contenido de MO o arcillas, ya que el suelo Lobería, con menor contenido de MO y mayor porcentaje de arcillas mostro una concentración de plaguicidas dos veces superior que el suelo La Dulce (Tabla 6.5, Figuras 6.6a, 6.6c). El metabolismo del endosulfán se puede ver afectado por otras propiedades o procesos, como por ejemplo, la presencia de condiciones alcalinas (Awasthi et al., 2000). De esta forma, los valores de pH del suelo natural de La Dulce (Tabla 6.5) pueden explicar las bajas concentraciones de los plaguicidas en estos suelos, debido al metabolismo del endosulfán a compuestos no determinados, como por ejemplo endosulfán diol (Awasthi et al., 2000). En forma inversa, para los suelos cultivados (Figuras 6.6b, 6.6d), la mayor retención de los isómeros del endosulfán en el suelo Lobería pudo estar relacionada con el mayor contenido de MO y arcillas y los menores valores de pH (Tabla 6.5).

Por debajo de la primer capa (0-5 cm) las concentraciones de ambos isómeros (α- y β-) variaron entre 4 y 5 ng g⁻¹ de peso seco en todos los suelos, que son mayores a los valores para estos suelos sin tratamiento reportados por González et al. (2013), por lo que se asume que ocurrió una migración vertical de los compuestos. Con la excepción

de los suelos naturales de Lobería (Figura 6.6a) y cultivado de La Dulce (Figura 6.6d), el E. sulfato se encontró hasta los 10 cm de profundidad, manteniéndose por debajo de los límites de detecciones en los demás niveles.

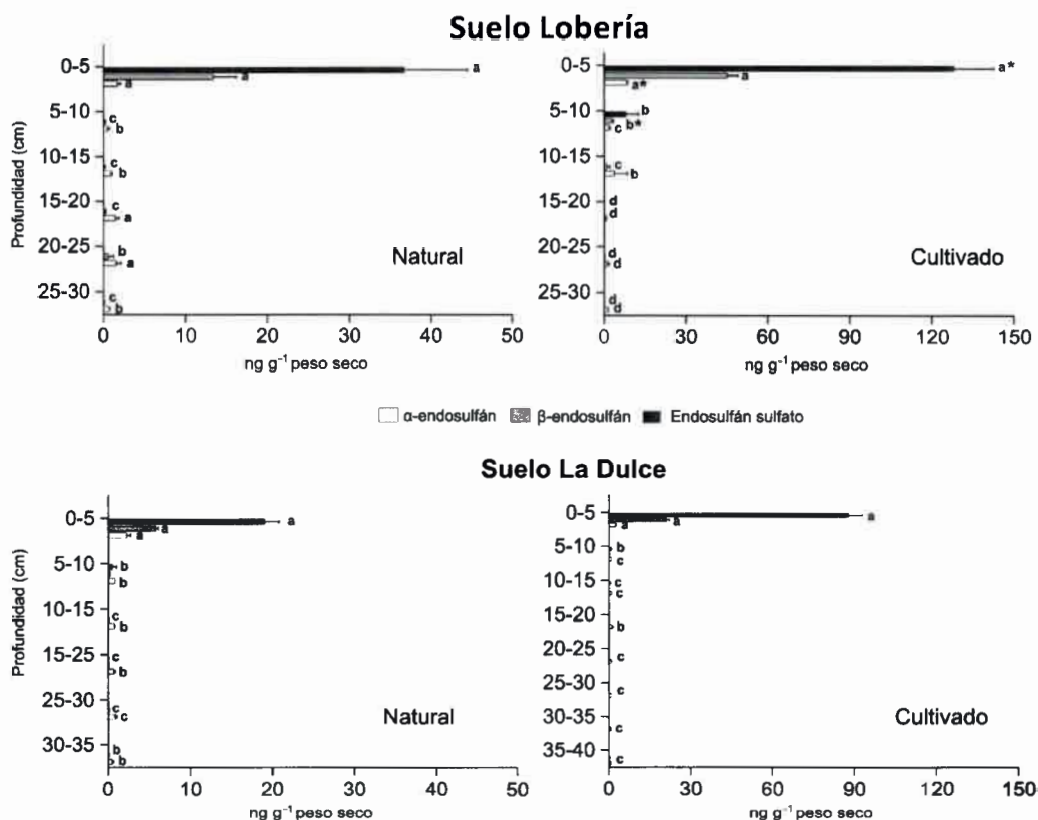


Figura. 6.6. Niveles de los isómeros del endosulfán (α - y β -) y del E. sulfato en perfiles de suelos de las columnas del suelo Lobería (a, b) y La Dulce (c, d). Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas a través del perfil del suelo dentro de cada columna para cada compuesto ($p < 0.05$), * Diferencias significativas (p menor 0,05) entre suelos y usos de suelo para un mismo compuesto y nivel de perfil de suelo.

Respecto a la cuantificación de cipermetrina, debido a un inconveniente metodológico en la purificación (silica-gel), esta no pudo ser analizada y determinada cuantitativamente.

6 3.3. Concentración de residuos de plaguicidas en lixiviados

Los resultados del ensayo muestran que ambos isómeros del endosulfán pudieron moverse a través de las columnas de suelo y eluir al final de éstas, mientras que el E. sulfato se mantuvo por debajo de los límites de detección (Figura 6.7). En forma contraria a lo esperado, debido a la alta adsorción de los plaguicidas en el suelo Lobería, la lixiviación de ambos isómeros fue mayor que en los suelos La Dulce. La causa de este fenómeno puede deberse al mayor contenido de arena que favorece la hidrólisis alcalina de los compuestos al ser mayor el contenido de agua en la columna. Esta transformación de endosulfán a E. Diol (como ya se discutió) hace que el contenido de endosulfán (isómeros y metabolito) en el lixiviado sea menor.

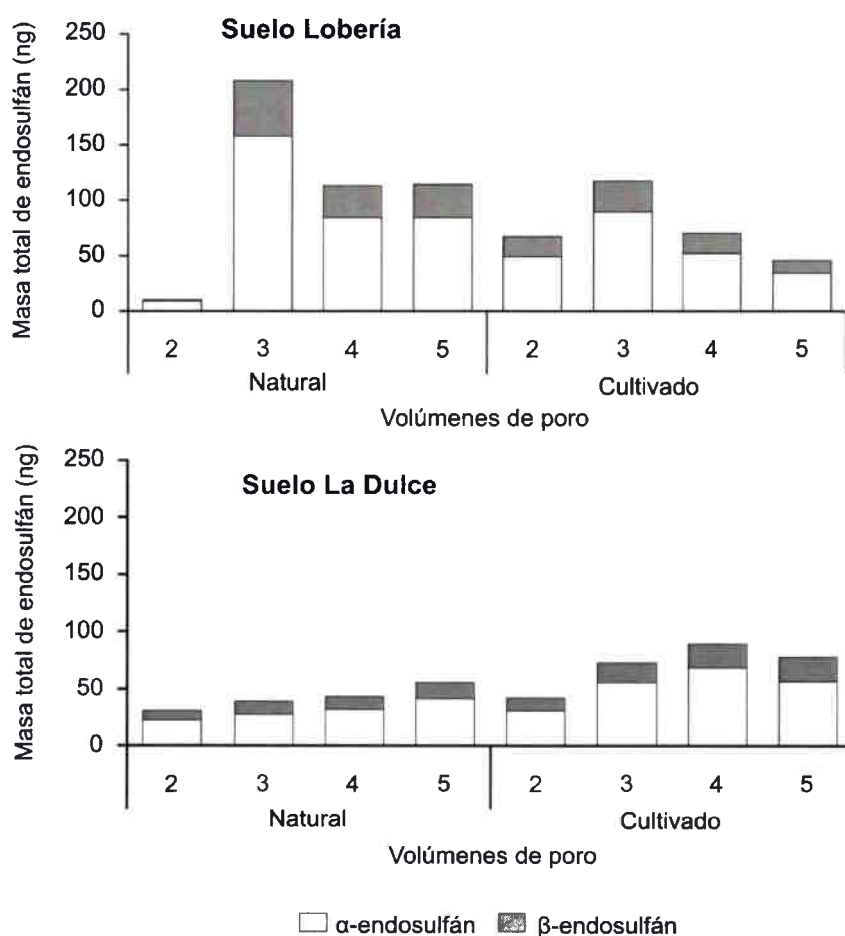


Figura 6.7. Masa total de los isómeros α - y β - endosulfán en lixiviados de las columnas.

A pesar del mayor contenido de MO, los suelos naturales de Lobería mostraron mayor cantidades de isómeros del endosulfán que los suelos cultivados (Figura 6.7a). Con respecto a los suelos La Dulce, la mayor cantidad del plaguicida se halló en el suelo cultivado, respecto a los naturales (Figura 6.7b). Esta diferencia se puede explicar basándose en las propiedades físico-químicas de este suelo, ya que el menor contenido de MO y la pérdida de estructura del suelo originan una menor superficie de interacción suelo-soluto y por lo tanto mayor lixiviación.

El uso de ensayos de lixiviación es útil para evaluar el potencial de adsorción de un suelo para un compuesto en particular, asumiendo la premisa de que mientras mayor sea la retención en el suelo menor será la concentración de los compuestos en el lixiviado. Esto fue lo que ocurrió en el caso del suelo Lobería, pero en el caso del suelo La Dulce, ocurrió lo contrario (Figuras 6.6 y 6.7). Por lo tanto, además de la transformación del endosulfán a compuestos no cuantificados (endosulfán diol, lactona, éter) relacionados con las características fisicoquímicas específicas de este suelo, otro factor podría estar involucrado. Por ejemplo, es posible la volatilización del compuesto desde la capa superficial del suelo durante el experimento, debido a su alto contenido de arena. Además, se observa que la relación de los isómeros α -: β - en los lixiviados (Figura 6.7) fue mayor que el de la mezcla técnica comercial, indicando una menor movilidad del isómero β -, de acuerdo con su mayor K_{oc} (Tabla 6.6).

	α -	β -	endosulfán sulfato
S_L (mol/m ³)	0.0063 ¹	0.089 ¹	≈0.089 (as β -)
Log K_{ow}	3.8 ¹	3.6 ¹	3.7 ³
Log K_{oc}	3.6 ²	4.3 ²	3.2 ²

¹ Shen and Wania (2005), ² Weber et al. (2010), ³ ATSDR (1989)

Tabla 6.6. Propiedades físico-químicas de los isómeros y el metabolito del endosulfán. S_L : solubilidad en agua; Log K_{ow} : logaritmo del coeficiente de partición Octano-Agua.; Log K_{oc} : logaritmo del coeficiente de partición de carbón orgánico.

Los parámetros de dispersividad y porosidad son necesarios para describir la lixiviación de contaminantes a través de la zona no saturada (Ghodрати y Jury, 2001). Los suelos Lobería poseen valores similares para ambos parámetros, mientras que el suelo cultivado de La Dulce posee menor dispersividad que los naturales debido a su mayor contenido de arena (Tabla 6.7). Si la dispersividad de un suelo es mayor, entonces la concentración máxima de un compuesto en el lixiviado se logrará en un tiempo mayor que un suelo que posee una menor dispersividad, debido a un efecto de tortuosidad del medio. Se observó que teniendo en cuenta el uso del suelo, el cultivado de La Dulce, con menor dispersividad, presentó mayor masa endosulfán que los naturales con el mismo volumen de elución, mientras que en Lobería no se encontró ninguna relación entre la cantidad de plaguicida en el lixiviado y este parámetro. Tampoco se determinó una relación entre la concentración del plaguicida en los lixiviados y la velocidad de elución, considerando que mientras mayor es la velocidad menor es la interacción entre la matriz del suelo y el soluto y por lo tanto una menor adsorción y una mayor concentración del endosulfán en el lixiviado.

Suelo	Uso	Porosidad	Dispersividad (m)
Lobería	Natural	0.415	0.0415
	Cultivado	0.47	0.0206
La Dulce	Natural	0.377	0.0065
	Cultivado	0.234	0.0319

Tabla 6.7. Dispersividad y porosidad de los suelos estudiados (Grondona et al., 2013)

6.3.4 Estudios de desorción

Los ensayos de desorción realizados en condiciones controladas mostraron que la disponibilidad acuosa de los isómeros del endosulfán y el E. sulfato es mayor cuando mayor es la concentración de estos en el suelo (Figura 6.8a). Cuando se considera el porcentaje de plaguicida desorbido con respecto a la cantidad inicial, el isómero β - fue mas desorbido que el α -, al ser mas soluble (Figura 6.8 b, Tabla 6.6).

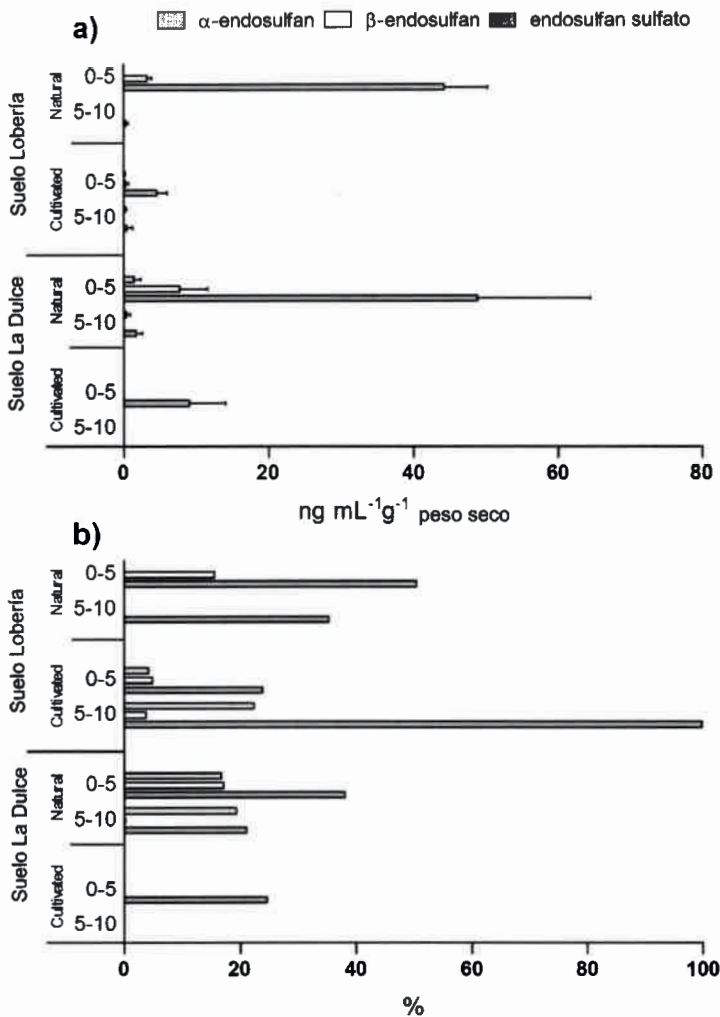


Figura 6.8. Desorción de los isómeros (α -y β -) y del metabolito del endosulfán de los suelos niveles superiores de los suelos. a) niveles de plaguicidas desorbidos por gramo de suelo, b) porcentaje de plaguicida desorbido en relación con la cantidad inicial en el suelo.

Un resultado que se debe destacar es que el E. sulfato mostró los mayores valores de desorción, pero no fue detectado en el lixiviado (Figura 6.7b). Se desprende de la metodología del ensayo y las propiedades físico-químicas de este compuesto (Tabla 6.6) que su potencial de lixiviación es el mismo que el de los isómeros del endosulfán, por lo que su ausencia en el lixiviado puede estar relacionada a su formación durante el drenaje de las columnas al final de ensayo y la posterior apertura y muestreo de las mismas. Sin embargo, Fenoll et al. (2006) encontraron lixiviación de E. de sulfato después de seis volúmenes de poros, por lo que la cantidad de agua utilizada en el experimento podría no haber sido suficiente para permitir la lixiviación del E. sulfato.

6.3.5 Actividad DHA

La actividad DHA es un buen indicador de la calidad del suelo mostrando que la actividad metabólica del suelo es proporcional a la biomasa de microorganismos. Este parámetro puede ser afectado por varios factores ambientales, tales como el oxígeno disponible, textura del suelo, pH y contenido de MO (Wolińska y Stepniewska, 2012). En línea con este concepto, la mayor actividad DHA se detectó en la capa superficial (0-5 cm), decayendo a medida que aumentaba la profundidad en todos los perfiles de suelo (Figura 6.9).

En el suelo Lobería la actividad DHA fue mayor en los suelos naturales, con una buena correlación con el contenido de MO ($r=0.9$, $p=4 \times 10^{-7}$). La actividad enzimática de los suelos está fuertemente conectada con el contenido de MO, que actúa como un sustrato para el desarrollo microbiano. Esta correlación positiva fue reportada previamente para otros suelos (Koper et al., 2008, Wolińska y Stepniewska, 2011). Los valores de DHA están en relación también con el bajo pH de estos suelos, debido a su efecto inhibitorio en la actividad enzimática (Fernandez-Calviño et al., 2010). Entonces, estos resultados mostrarían el efecto de la labranza junto con el uso de los plaguicidas en la calidad del suelo.

En estos suelos la actividad DHA estuvo relacionada con la presencia de E. sulfato hasta los 10 cm en los suelos cultivados. Sin embargo, no es posible discriminar si la actividad en 5-10 cm se debe a características intrínsecas del suelo o bien está relacionada con la migración del plaguicida a través del perfil.

En los suelos La Dulce (6.9a), la diferencia de actividad según el uso del suelo fue baja, con valores ligeramente mayores en el suelo cultivado. Contrariamente a los suelos Lobería, no hubo relación con el contenido de MO (Figura 6.9b). El pH óptimo para la actividad DHA fue reportado entre 7,1 y 7,8 (Brzezińska et al., 2001, Ros et al., 2003), el cual fue observado en los suelos cultivados. Entonces, el impacto asociado a la labranza del suelo con la disminución del pH favorece la actividad microbiana.

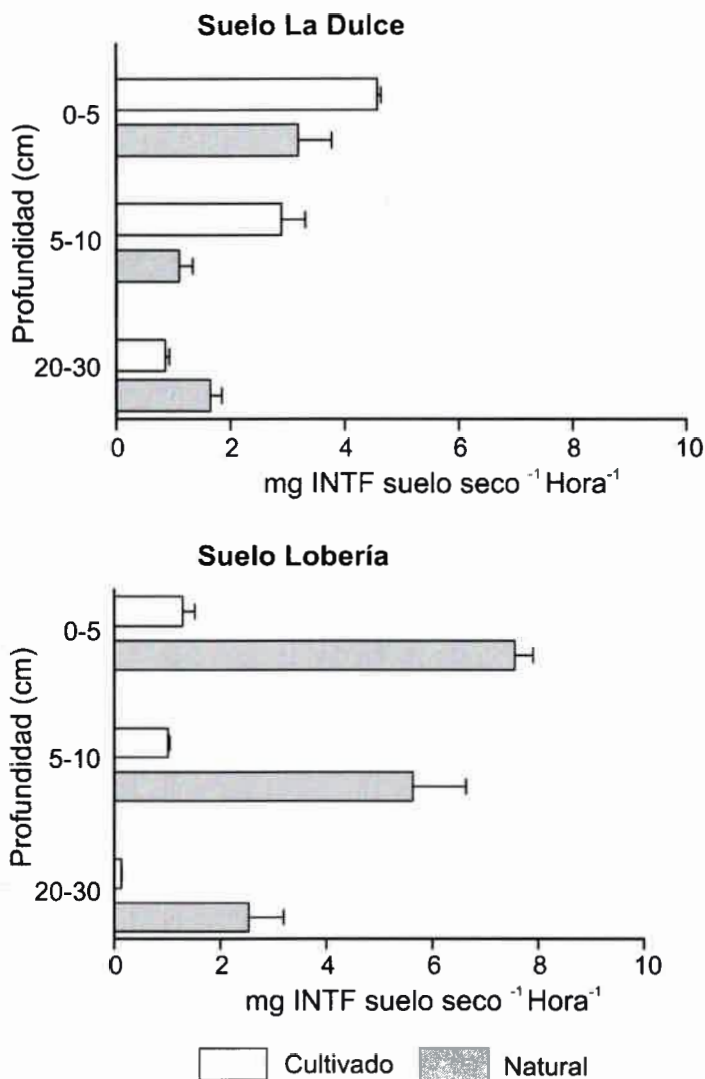


Figura 6.9. Distribución de la actividad deshidrogenasa en perfiles de suelo de los suelos La Dulce(a) y Lobería (b). Letras minúsculas diferentes indican diferencias significativas a través del perfil del suelo dentro de cada columna ($p < 0,05$); Diferentes letras mayúsculas indican diferencias significativas en el uso del suelo para el mismo tipo y nivel del suelo ($p < 0,05$).

6.3.6 Interacción suelo-endosulfán e implicancias en la contaminación del agua subterránea.

El uso del suelo para agricultura puede tomar años o décadas en producir impactos en el agua subterránea, considerando la relación de velocidades de lixiviación y degradación de pesticidas. La conjunción de la baja velocidad de movimiento del agua subterránea (McDowell-Boyer et al., 1986), sus bajas temperaturas y por ello menor actividad microbiana, causan que la degradación de los plaguicidas en este medio

ocurra mucho más lentamente que en la superficie del suelo. Considerando los resultados de los ensayos de adsorción (suelos y lixiviados), ensayos de desorción y actividad microbiana (DHA), se puede observar que tanto los isómeros como el E. sulfato pueden ser lixiviados cuando el suelo sufre el efecto de lluvias intensas o eventos de inundación como también riego intenso, especialmente si esto ocurre inmediatamente luego de la aplicación de los pesticidas.

Cuando se evalúan alternativas de gestión de la calidad del agua subterránea, es importante considerar el tiempo que existe entre la aplicación de los pesticidas y la llegada de estos al acuífero. Según los ensayos, la concentración de endosulfán en los lixiviados varió entre 27 y 87 ng L⁻¹. Si se considera que la dosis utilizada para el ensayo es de 10 veces la utilizada en condiciones de labranza, entonces se puede estimar que estos valores pueden ser diluidos según el mismo factor, obteniendo concentraciones de entre 2-8 ng L⁻¹. Estos valores se ajustan bien con los encontrados en muestras de agua subterránea en la CRQG (0,1-1 ng L⁻¹) (González et al., 2012).

El espesor de la zona no saturada constituye un parámetro fundamental para predecir el efecto buffer del suelo debido a procesos de degradación o adsorción (Grondona et al., 2012). Este espesor varía de acuerdo con la cantidad de precipitación, evaporación y riego artificial, y mientras menor sea este parámetro las oportunidades de que los pesticidas sean degradados o absorbidos serán menores, y por lo tanto, mayor es la posibilidad de que lleguen al agua subterránea. En el área de estudio el espesor de la zona es muy variable (2-14 m) y hay una respuesta rápida de los niveles de agua subterránea en el caso de precipitaciones intensas (González et al., 2012). Entonces, la lixiviación de endosulfán hacia el agua subterránea es posible, basándose en los ensayos realizados y mediciones puntuales en esta matriz.

CAPÍTULO 7. EVALUACIÓN DEL RIESGO ASOCIADO A LA CONTAMINACIÓN POR PLAGUICIDAS DEL ACUÍFERO PAMPEANO

7.1 INTRODUCCIÓN

7.1.1 Conceptos Generales

Los aumentos de producción agrícola en la pradera pampeana estuvieron marcados por una expansión sobre nuevas tierras hasta los años '70 y '80 (Viglizzo et al., 2002), y a partir de entonces, el salto productivo se puede explicar por un uso más intensivo de los insumos (agroquímicos especialmente), además del pasaje de un sistema de cultivos mixtos (girasol, trigo, maíz) a la implementación de monocultivos (soja).

Es difícil cuantificar y evaluar los efectos de la exposición a plaguicidas, debido fundamentalmente a la utilización de gran cantidad de productos en función de la plaga, la distancia de aplicación y el período estacional (Parrón, 1994). Los efectos tóxicos de los plaguicidas sobre la población humana son motivo de preocupación desde hace muchos años, ya que la exposición a estos compuestos está asociada a un creciente número de efectos en la salud (Plenge y Vargas, 2003, Dalvie et al., 2003). Exposiciones masivas y en cortos períodos de tiempo pueden ocasionar intoxicaciones agudas graves (IAP), que requieren de atención inmediata y que pueden promover letalidad (Faria et al., 2004; Litchfield, 2005). En cambio, exposiciones de menor intensidad, pero prolongadas en el tiempo, promueven mayores dosis acumulativas asociadas a una cantidad de afecciones subletales, con largos períodos de latencia. Existen publicaciones que dan cuenta de una asociación entre patologías -como cáncer, malformaciones congénitas, trastornos inmunes, afecciones neurotóxicas, disrupción endócrina- y exposición a plaguicidas (Eddleston et al., 2002, Alavanja et al., 2004).

El concepto de riesgo en forma amplia y general alude a la probabilidad de exceder un valor específico de consecuencias (económicas, sociales o ambientales) en un sitio particular y durante un tiempo de exposición determinado (Buekers et al., 1993). Un concepto más específico es el Cardona et al. (1993) que lo define como los daños y las pérdidas potenciales relacionados con el acontecimiento de fenómenos físicos de

diversos tipos, intensidades y magnitudes, que afectan a las poblaciones humanas expuestas y vulnerables, sus medios de subsistencia y sus mecanismos e infraestructuras de apoyo.

En las últimas décadas la definición de riesgo ha tomado dos rumbos: en el primer grupo están las definiciones que se derivan de las Ciencias de la Tierra y que tienden a definir el riesgo como “la probabilidad de ocurrencia de un evento físico dañino”, haciéndolo equivalente al concepto de “peligrosidad”. Esta definición considera únicamente la naturaleza física del evento. Existe un segundo grupo, más relacionado con las ciencias sociales, en el que se encuentran las definiciones de riesgo que involucran lo social y lo económico y tienden a plasmarse en definiciones del tipo: “el riesgo de desastre comprende la probabilidad de daños y pérdidas futuras asociadas con la ocurrencia de un evento físico dañino”. Por lo tanto, el énfasis se pone en los impactos probables (es decir, el daño) y no únicamente en la probabilidad de ocurrencia del evento físico como tal (Narvaes et al., 2009). Desde la perspectiva hidrogeológica bajo la que se inscribe esta Tesis, el concepto de riesgo involucra la interacción entre “proceso físico” (peligrosidad) y la afectación o daño que este proceso genera.

Independientemente de las diferentes visiones del riesgo, lo que sí incluyen todas ellas es:

- una distinción entre lo real y lo potencial (si el futuro pudiera ser predeterminado no tendría sentido hablar de riesgo)
- una tendencia a que el riesgo sea "un efecto adverso".

En la presente tesis se utilizará, como ya se mencionó, la visión dada en segundo término, es decir, contemplando no sólo el “peligro” sino también el daño potencial, que se considera más adecuado dentro del campo de la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (GIRH, ver Capítulo 8). Por lo tanto, la definición de riesgo utilizada será (Cardona, 2005):

$$R_{ie} \Big|_t = f(A_i, V_e) \Big|_t$$

Donde:

A_i : es la amenaza o peligro: probabilidad de que se presente un suceso con una intensidad mayor o igual a i durante un período de exposición t .

V_e : es la vulnerabilidad de un elemento expuesto e

R_{ie} : es el riesgo: probabilidad de que se presente una pérdida sobre el elemento e , como resultado de la ocurrencia de un suceso con una intensidad mayor o igual a i , durante un período de tiempo t dado.

Es importante considerar las definiciones de **Peligro** y **Vulnerabilidad** para la evaluación del riesgo. El primero es la posibilidad o probabilidad que exista un evento dentro de un período de tiempo y espacio potencialmente peligroso y es **un factor externo al sujeto expuesto**. Mientras que la **Vulnerabilidad** se refiere a la predisposición o susceptibilidad (física, económica, política, social, cultural) de un individuo, un grupo o bienes ante la ocurrencia de un proceso natural potencialmente peligroso. **Es un factor interno del sujeto expuesto**.

Todas las sociedades han tenido que hacer frente a los riesgos y han intervenido sobre ellos de diversas maneras (Ayala-Garcedo y Olcina Cantos, 2002), en función de cubrir dos objetivos básicos de gestión del riesgo:

a) Intentar reducir los riesgos, ya sea a través de la reducción de su probabilidad de ocurrencia o bien a través de la minimización de las pérdidas/daños que generan. En este objetivo la tecnología juega un papel clave junto con la gestión eficaz de los procesos del medio natural y la ordenación del territorio (aproximación técnica).

b) Intentar reducir/distribuir de la mejor manera posible los costos económicos a través de compensaciones, redistribución de pérdidas, asignación de responsabilidades y, en suma, regulaciones a través de las cuales el desastre potencial se minimice. El derecho y la economía constituyen aquí los instrumentos clave, aliándose ambos de manera especialmente neta en el caso de las compañías aseguradoras (aproximación socio-educacional).

A través de estas intervenciones cada sociedad intenta reducir el riesgo hasta lo que considera su nivel de aceptabilidad (ALARA, As Low As Reasonably Achievable o "tan bajo como sea razonablemente aceptable"). Siempre existe un determinado nivel de

riesgo a pesar de las medidas emprendidas para reducirlo, por lo que la eliminación total de los riesgos es en la mayoría de los casos técnicamente imposible. Por ello, la evaluación y gestión del riesgo constituye hoy en día uno de los pilares del proceso de Planificación Territorial o Planificación de Usos del Territorio (Massone, 2003). En algunos casos en los que los riesgos vienen asociados a grandes beneficios y oportunidades determinar qué nivel de riesgo es aceptable es especialmente difícil y en ella se ponen de manifiesto algunas características del conjunto social (Calvo García Tornell, 1984).

Un ejemplo de esta situación, en la que un recurso puede cambiar su condición y transformarse en una amenaza, de acuerdo a como varíen las condiciones naturales o bien las normas establecidas por la sociedad, lo constituye el agua subterránea. En la Figura 7.1 pueden observarse distintas situaciones, en la que se presenta la doble percepción que se puede tener acerca del agua subterránea: recurso estratégico/peligro para la población. Mientras que sus atributos se mantengan dentro de determinados límites (definidos como bandas de tolerancia) será definida claramente como recurso, caso contrario, pasará a transformarse en un peligro en forma lenta (considerando los tiempo de respuesta del agua subterránea) o bien en forma rápida (en el caso de una reducción en la banda de tolerancia, por ejemplo un cambio normativo).

Considerando que el eje X representa "calidad", podríamos identificar que en B) se observa una degradación progresiva de la calidad del recurso y una paulatina conversión en peligro, debido, por ejemplo, al aumento en el tiempo de la aplicación de plaguicidas. En C) se produce un incremento de la peligrosidad debido a cambios en las normativas a lo largo del tiempo, con el establecimiento de distintos estándares de calidad en agua subterránea, que hacen reducir la faja de tolerancia.

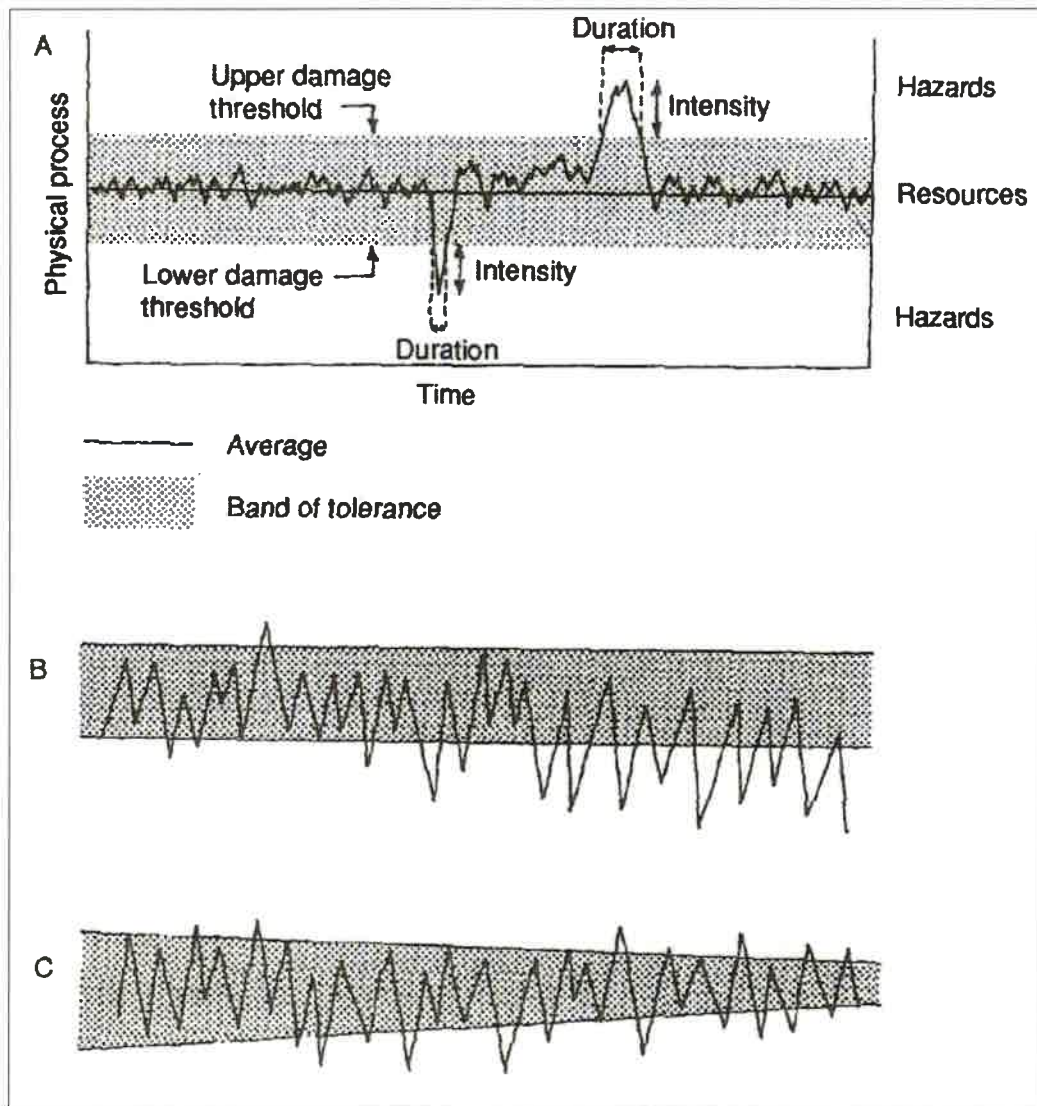


Figura 7.1. Percepción acerca del recurso agua subterránea y su calidad (Modificado de Van Molle, 1993)

7.1.2 Clasificación de los riesgos

El concepto de riesgo es utilizado por un gran número de disciplinas, que le otorgan a este concepto gran variedad de matices. Por ejemplo:

- Financiero: situaciones que involucran incertidumbre, en el sentido de que el rango de posibles resultados para una determinada acción es en cierta medida significativo.
- Toxicológico: describe la probabilidad de que, en una situación dada, una sustancia peligrosa produzca un daño.

•Riesgos naturales: grado de pérdidas esperadas por la ocurrencia de un evento particular en un área determinada. Probabilidad que se presente un nivel de consecuencias económicas, sociales o ambientales en un sitio particular y durante un período de tiempo definido.

Al considerar el riesgo de contaminación de acuíferos, éste se clasifica como un riesgo natural y para el mismo existen diferentes enfoques, según se otorgue prioridad al componente natural, social o territorial que forman parte de él (Tabla 7.1). Este tipo de riesgo ha ido verificando, desde la segunda mitad del siglo XX, una mayor concientización en lo que hace a la participación de la acción el hombre y por esto se ha producido un cambio en la percepción social de los riesgos naturales, pasando de la mera adaptación al medio de las poblaciones (característico de las sociedades primitivas) al intento de reducción del mismo (Ayala-Garcedo y Olcina Cantos, 2002). Por lo tanto, sucede que frecuentemente se habla de “catástrofes o desastres naturales”, cuando en realidad son eventos que ocurren naturalmente, es decir, es el hombre el encargado de darle la connotación negativa.

	Enfoque natural	Enfoque social	Enfoque territorial
Riesgo	Umbral de la dinámica natural de carácter extraordinario rebasado por el hombre en el desarrollo de sus actividades	Grado de aceptación de la peligrosidad natural por un grupo humano	Plasmación territorial de una actuación humana poco acorde con los rasgos extremos del medio donde tiene lugar

Tabla 7.1. Diferentes enfoques para la definición del riesgo natural (tomado de Ayala Carcedo y Olcina Cantos, 2002).

Los riesgos naturales se clasifican de acuerdo con su origen, en tecnológicos, biológicos y físicos, destacándose dentro de estos últimos los riesgos geológicos. En el caso de la contaminación de acuíferos y según la clasificación de Ayala (1988), este sería un riesgo geológico inducido (Figura 7.2). Blarasin (2003) define los componentes de los conceptos de riesgos naturales e inducidos (Figura 7.3).

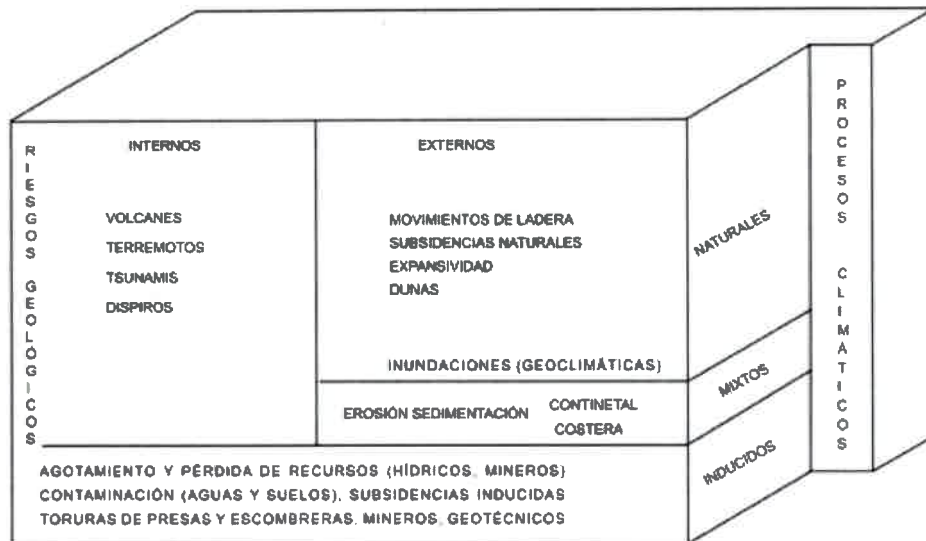


Figura 7.2. Clasificación de riesgos geológicos (tomado de Ayala, 1988).



Figura 7.3: Componentes que intervienen en la definición de Riesgos Naturales e Inducidos (Tomado de Blarasin, 2003).

Tal como se mencionó anteriormente, en los campos de la hidrología y la geología, el riesgo es función de la peligrosidad y el daño (Civita y De Maio, 1999), existiendo una relación de proporcionalidad directa entre los 3, es decir:

$$R=P \cdot D$$

Relación que tiene importancia no como ecuación de resolución del riesgo sino como instrumento de gestión del mismo (ver Capítulo 8).

Por lo tanto, **el riesgo asociado a la contaminación de acuíferos se obtiene de relacionar la peligrosidad de un evento contaminante, con el daño que dicho evento puede ocasionar.** La idea de riesgo está fuertemente asociada a la vida humana, por lo tanto no hay riesgos sin seres humanos (Blarasin et al., 2005).

La peligrosidad incluye la Susceptibilidad o fragilidad natural de una región ante una Amenaza. La susceptibilidad involucra a los aspectos geológicos, geomorfológicos, vulnerabilidad del acuífero, etc., que en conjunto definen el comportamiento de un área frente a un determinado proceso natural (Panizza, 1993), mientras que la amenaza se define como la probabilidad de ocurrencia dentro de un período de tiempo específico y para un área determinada de un fenómeno potencialmente destructor (Hermelin, 1991).

El daño, por su parte puede cuantificarse en términos de enfermedades vinculadas al agua y en vidas humanas y sus consecuentes pérdidas económicas. Una aproximación indirecta pero eficaz de aproximarse al daño es evaluar cuán susceptible resulta la población expuesta (Massone et al., 2013), es decir, evaluar su vulnerabilidad. Los procesos que hacen a la población más o menos vulnerable son en gran medida iguales a aquellos que generan diferencias en riqueza, control sobre los recursos y poder, tanto nacional como internacionalmente. La vulnerabilidad social puede entenderse como la susceptibilidad física, económica, política o social que tiene una comunidad de ser afectada o de sufrir daños en caso que un fenómeno desestabilizador de origen natural o antrópico se manifieste (Cardona, 2001).

Por lo tanto, el riesgo asociado a la contaminación de acuíferos es una temática que debe ser abordada bajo una perspectiva integradora del problema. No considerando solo factores basados en criterios tradicionales que involucran solo la naturaleza física del riesgo, sino también en el contexto social en el que este se produce. La cantidad de elementos expuestos (personas, hectáreas de cultivos, unidades ganaderas, negocios turísticos), la repercusión socioeconómica (impacto económico y pérdida de puestos de trabajo), las condiciones de utilización del recurso por parte de la población, la capacidad de respuesta, etc. son aspectos que indican el contexto social en el que se enmarca el riesgo.

7.1.3 La interdisciplinariedad en los estudios del riesgo

El riesgo resulta de la interacción entre la sociedad y el medio que la rodea, por lo que la única forma de comprenderlo es mediante el conocimiento de los factores que determinan y condicionan dicha interacción. Recién cuando se logre este entendimiento será posible la intervención y el control social del riesgo (es decir, su gestión). Sin embargo la complejidad en las relaciones sociedad/medio requiere la presencia y la aplicación integral de los conocimientos y métodos de las ciencias sociales, naturales, básicas y aplicadas, relevantes para entender el riesgo y lograr una intervención eficaz.

El conocimiento de cada uno de los factores que construyen el riesgo (eventos físicos que se transforman en amenazas, vulnerabilidad y exposición) puede ser abordado de forma independiente por las ciencias físicas y sociales (mediante protocolos multidisciplinarios). Sin embargo, entender tales interacciones dialécticas y el producto final ante el cual responde o no la sociedad, así como describir las intervenciones relevantes y factibles, también requiere modelos inter o transdisciplinarios más integradores (Cardona et al., 2010).

El proceso de evaluación y gestión del riesgo involucra a profesionales de las diversas ramas del conocimiento que no siempre “hablan el mismo idioma” que las personas encargadas de tomar las decisiones, debido a que generalmente no comparten la formación académica. Por este motivo muchos intentos de evaluación y gestión han fracasado. Entonces, debe establecerse un canal de comunicación eficaz y efectivo entre técnico y decisor (Massone, 2003). Uno de estos canales de comunicación, quizás el más habitual es el mapa.

Los mapas poseen un rol fundamental en un proceso de planificación territorial que contempla el riesgo (lo que conduce a una mejor organización del espacio geográfico), ya que son la mejor manera de almacenar y presentar información. La cartografía temática ambiental o geoambiental juega un papel esencial, transfiriendo la información obtenida e interpretada por el técnico a un “mapa temático” que es la unidad de trabajo básica (Massone, 1997). La cartografía es una herramienta que las Ciencias Geológicas han empleado desde sus orígenes, y dado que una buena gestión ambiental sólo es posible luego de una correcta interpretación de la información

geocientífica, es imperioso adaptar los tradicionales mapas geológicos a las nuevas necesidades, surgiendo de esta forma la denominada cartografía geoambiental o mapas geoambientales, o como precisan Monro y Hull (1987) "Mapeo geológico ambiental" al que definen como la representación en forma de mapa de factores geológicos relevantes para las actividades humanas, salud y seguridad.

7.1.4 Metodología para la evaluación del riesgo asociado a la contaminación de acuíferos

Para el desarrollo de este capítulo se seguirá la línea metodológica propuesta por Massone et al. (2005, 2013), que definen el peligro de contaminación como interacción entre vulnerabilidad del acuífero y la carga contaminante y el riesgo asociado a la contaminación como la combinación de la peligrosidad con la vulnerabilidad de la población expuesta (Figura 7.4).



Figura 7.4. Metodología para evaluar el riesgo asociado a la contaminación de acuíferos.

En base a esta línea de trabajo, se han seguido las siguientes etapas para la evaluación del riesgo asociado a la contaminación:

- a) Evaluación de la Vulnerabilidad del Acuífero: se trabajó a partir de las metodologías clásicas DRASTIC y DRASTIC P, en entorno ArcGis 9.3 (ESRI, 1997).
- b) Identificación y evaluación de carga contaminante potencial, siguiendo dos líneas:

b1) En base al análisis de imágenes satelitales LANDSAT correspondientes a distintas fechas, determinando a partir de las variación temporal de la cobertura del suelo el uso del mismo, y en función de este la carga contaminante potencial derivado de ese uso.

b2) A partir de los resultados de los ensayos de movilidad de plaguicidas en columnas, determinando el contenido potencial de endosulfán de cada uno de los horizontes superficiales de los suelos presentes en la cuenca de estudio.

c) Combinación de la matriz de Vulnerabilidad del acuífero con la de Carga Contaminante Potencial, pixel a pixel en un entorno SIG para obtener una caracterización de Peligrosidad de Contaminación del Acuífero Pampeano.

d) Evaluación de la Vulnerabilidad Social: se seleccionaron las variables que se consideraron más representativas de la problemática en términos: socioeconómicos, de salud y de capacidad de respuesta, a partir de datos provistos por el Censo Nacional de Población y Vivienda (INDEC, 2001), mediante el uso del software REDATAM (software para procesar y mapear datos de censos y encuestas para análisis local y regional; CEPAL, 2004); estos datos fueron procesados siguiendo la metodología del Valor de Índice Medio (IVM).

e) Combinación de las matrices de Peligrosidad y de Vulnerabilidad Social a fin de obtener la evaluación del Riesgo Asociado a la Contaminación del Acuífero Pampeano, pixel a pixel en un entorno SIG.

Es importante destacar que la evaluación del riesgo se ha realizado tomando como unidad territorial de análisis a toda la CRQG, y no solo el sector inferior de la misma, tal como se planteó inicialmente. Esto se debe a la importancia que tiene (desde la perspectiva de la gestión integrada del recurso hídrico) desarrollar el análisis a una escala regional.

7.2. EVALUACIÓN DE LA PELIGROSIDAD DE CONTAMINACIÓN DEL ACUÍFERO PAMPEANO

7.2.1 Introducción

El peligro de contaminación del agua subterránea puede definirse como la posibilidad que un acuífero experimente impactos negativos, a partir de una actividad antrópica dada, hasta un nivel tal que su agua subterránea se torne inaceptable para el consumo humano, de acuerdo con los valores guía de la OMS para calidad de agua potable (Foster et al., 2002).

Tal como se mencionó en el apartado anterior, el peligro de contaminación de acuíferos puede ser determinado a partir de la interacción entre dos variables independientes (Figura 7.5):

- **Vulnerabilidad del acuífero a la contaminación**, que es una propiedad intrínseca del acuífero y depende de las características naturales de los estratos que lo separan de la superficie del terreno.
- **Carga contaminante** que podría llegar al acuífero como resultado de las actividades humanas en la superficie.



Figura 7.5 Esquema conceptual para la evaluación del peligro de contaminación de los recursos hídricos subterráneos (Foster e Hirata, 1991).

A partir de la evaluación de la peligrosidad de contaminación del acuífero se obtiene una primera herramienta de ayuda a la toma de decisiones para la protección y gestión de los recursos hídricos subterráneos, ya que identifica aquellas actividades humanas que tienen la mayor probabilidad de tener impactos negativos sobre el acuífero y las contrasta con la vulnerabilidad del acuífero, indicando la priorización espacial de las medidas de control y mitigación necesarias.

7.2.2 Metodología para la evaluación de la peligrosidad de contaminación

Se siguió la línea metodológica propuesta por Massone y Martínez (2008), definiendo la peligrosidad de contaminación como interacción entre vulnerabilidad del acuífero y la carga contaminante.

En un entorno SIG se construyeron los mapas de Vulnerabilidad, tanto Intrínseca como Específica, y de Carga Contaminante Potencial en formato raster. Los mapas resultados fueron combinados por multiplicación pixel a pixel, obteniendo el mapa final de Peligrosidad de Contaminación del Acuífero Pampeano.

7.2.3 Evaluación de la Vulnerabilidad del Acuífero Pampeano

La vulnerabilidad de un acuífero a la contaminación es una propiedad intrínseca que establece su susceptibilidad a ser afectado en forma negativa por una carga contaminante, independientemente de la presencia de contaminantes (Foster et al., 2002). Este concepto hace referencia a la **vulnerabilidad intrínseca**; cuando se pretende considerar el impacto de algún contaminante en particular (nutriente, patógeno, pesticida, etc.) o en el marco de alguna actividad determinada (industrial, agrícola-ganadera, etc.) se suele determinar la **vulnerabilidad específica** (Auge, 2003).

7.2.3.1 Vulnerabilidad Intrínseca

Uno de los métodos más empleados en la actualidad para estimar la vulnerabilidad de un acuífero a la contaminación, es el de índice DRASTIC, desarrollado por la Agencia de protección ambiental de EE.UU. (Aller et al., 1987). En nuestro país se cuenta con

numerosas referencias acerca del uso de esta metodología (Massone et al., 2007, Lima et al., 2011) que requiere de siete parámetros para su determinación, por lo que es más difícil de desarrollar que otras metodologías, pero el resultado obtenido es más cercano a la realidad.

La evaluación de la vulnerabilidad del acuífero se realizó en entorno ArcGis y consistió en tres etapas: primero se construyeron los mapas temáticos de base para cada variable a considerar y su posterior transformación a formato raster (resolución espacial de 90 x 90 metros). Posteriormente se le asignaron los pesos y/o valores a cada capa de información según lo establecido por la metodología y finalmente se aplicó álgebra de mapas para obtener un mapa de vulnerabilidad final.

La construcción del índice DRASTIC (ID) se basa en la determinación de siete variables hidrogeológicas (Tabla 7.2) a las que se les da dos valoraciones: un peso relativo (5 a 1, Tabla 7.3) según sea más o menos importante en su contribución a la contaminación y una escala (1 a 10, Tabla 7.5) según el menor o mayor impacto sobre la vulnerabilidad. Las variables son:

D	Profundidad del nivel freático (D)
R	Recarga neta (R)
A	Litología y estructura del acuífero (A)
S	Tipo de suelo (S)
T	Topografía del terreno(T)
I	Impacto de la zona no saturada (I)
C	Conductividad hidráulica (C)

Tabla 7.2. Variables utilizadas en la determinación del índice DRASTIC

El índice de vulnerabilidad (ID) es igual a la sumatoria de los productos del peso (p) por el impacto (i) de cada variable:

$$ID = DpDi + RpRi + ApAi + SpSi + TpTi + Ipli + CpCi$$

Posteriormente los valores de los índices obtenidos se agrupan para obtener zonas de diferentes grados de vulnerabilidad, considerando que a mayor valor de ID mayor vulnerabilidad a la contaminación del acuífero.

DRASTIC	Pesos
Profundidad del nivel freático (D)	5
Recarga neta (R)	4
Litología y estructura del acuífero (A)	3
Tipo de suelo (S)	2
Topografía del terreno(T)	1
Impacto de la zona no saturada (I)	5
Conductividad hidráulica (C)	3

Tabla 7.3. Peso relativo de cada uno de los parámetros

Información utilizada para la valoración:

(D) Profundidad de la capa freática: con técnicas hidrogeológicas clásicas; se utilizaron tanto datos preexistentes (Quiroz Londoño 2006) como datos obtenidos a partir del censo hidrogeológico realizado para esta tesis.

(R) Recarga Neta: se calculó en base a la construcción de polígonos de Thiessen a partir de datos provenientes de 4 estaciones de medición de precipitaciones.

(A) Características litológicas de los acuíferos: a partir de información antecedente (Llambias y Prozzi, 1975, Quiroz Londoño et al., 2006).

(I) Impacto de la zona no saturada o vadosa: se diferenciaron 7 zonas de diferente litología a partir de su asociación con las características geomorfológicas de cada una. Estas surgen del análisis efectuado por Martínez (2007).

(S) Suelo: las características de las distintas series de suelo, se obtuvieron a partir de la Carta de Suelos de la República Argentina escala 1:50.000 (INTA, 1989).

(T) Pendiente: a partir del Modelo Digital de Elevación, utilizando la función de ARCGIS Spatial Analysis.

(C) Conductividad hidráulica: a partir de antecedentes (Auge, 2004; Ruiz de la Garreta et al., 2007) se tomó el valor de 2 a 4 m/día.

Posteriormente los valores de los índices obtenidos se agruparon para obtener zonas de diferentes grados de vulnerabilidad, considerando que a mayor valor de ID, mayor vulnerabilidad a la contaminación. El rango de valores obtenidos en esta metodología

varía entre 0 y 255, siguiéndose lo establecido por Flórez (2009, Tabla 7.5) para definir las clases de vulnerabilidad del acuífero.

Puntaje	Grado de Vulnerabilidad
<120	Vulnerabilidad Muy baja
120-140	Vulnerabilidad Baja
140-160	Vulnerabilidad Moderada
160-180	Vulnerabilidad Alta
>180	Vulnerabilidad Muy Alta

Tabla 7.4. Rangos de clasificación de vulnerabilidad (Flórez, 2009)

Profundidad del nivel freático (D)		Recarga neta (R)	
Rango (m)	Valor Dr	Rango (mm)	Valor Rr
0-1.5	10	0-50	1
1.5-5	9	50-100	3
5-10	7	100-180	6
10-20	5	180-255	8
20-30	2	> 255	9
> 30	1		
Litología y estructura del acuífero (A)			
Descripción	Rango(m)	Valor Ar	
Arcillas, limos, margas	1-3	2	
Rocas ígneas, metamórficas	2-5	3	
Rocas ígneas, metamórficas alteradas	3-5	4	
Alternancia de areniscas, arcillas y calizas	5-9	6	
Areniscas masivas	4-9	6	
Calizas masivas	4-9	6	
Arenas, gravas y conglomerados	4-9	8	
Volcánico	2-10	9	
Calizas Karstificadas	9-10	10	
Tipo de suelo		Topografía	
Descripción	Valor Sr	Rango (%)	Valor Tr
Arcilla no expansiva y agregada	1	0-2	10
Suelo orgánico	2	2-6	9
Marga arcillosa	3	6-12	5
Marga limosa	4	12-18	3
Marga	5	> 18	1
Marga arenosa	6	Conductividad Hidráulica	
Arcilla expansiva y/o agregada	7	Rango (m)	Valor Cr
Turba	8	< 4	1
Arena	9	4-12	2
Grava	10	12-28	4
Delgada o ausente	10	28-40	6
		40-80	8
		> 80	10
Impacto de la zona no saturada			
Descripción	Rango(m)	Valor Ir	
Arcilla, limo, marga	1-2	1	
Esquistos, pizarras	2-5	3	
Calizas	2-7	6	
Areniscos	4-8	6	
Alternancia: calizas, areniscos y arcillas	4-8	6	
Arenas y gravas arcillosas	4-8	6	
Rocas ígneas metamórficas	2-8	4	
Arenas, gravas	8-9	8	
Volcánica	2-10	9	
Calizas Karstificadas	8-10	10	

Tabla 7.4. Impacto de de cada uno de las variables

7.2.3.2 Vulnerabilidad Específica

Cuando se pretende considerar el impacto de algún contaminante en particular (nutriente, patógeno, pesticida, etc.) o en el marco de alguna actividad determinada (industrial, agrícola-ganadera, etc.) es recomendable determinar la vulnerabilidad específica (Auge, 2003). Así sucede con el método utilizado en este trabajo, DRASTIC-P, que considera la incidencia de las actividades agrícolas, en particular de los plaguicidas. Es en realidad una modificación de los pesos del método original DRASTIC (Aller et al. 1987). Los factores a los cuales se les modifica el peso son: profundidad del nivel freático, tipo de suelo e impacto de la zona no saturada (Tabla 7.6). Una vez obtenidos los mapas temáticos correspondientes y el índice DRASTIC, se reasignarán en el SIG los pesos para obtener el índice DRASTIC-P.

DRASTIC-P	Pesos
Profundidad del nivel freático (D)	5
Recarga neta (R)	4
Litología y estructura del acuífero (A)	3
Tipo de suelo (S)	5
Topografía del terreno(T)	3
Impacto de la zona no saturada (I)	4
Conductividad hidráulica (C)	2

Tabla 7.6. Pesos de los parámetros según el método DRASTIC-P.

7.2.4 Mapas de Vulnerabilidad del Acuífero Pampeano

Los mapas fuentes utilizados para la construcción del Índice DRASTIC se presentan en la Figura 7.6. El mapa de vulnerabilidad del acuífero se construyó originalmente mediante el método DRASTIC (Figura 7.7); pero considerando que el uso del suelo predominante en el área de estudio es agrícola, se consideró útil trabajar con la metodología DRASTIC-P y comparar los resultados. El resultado de la aplicación de la metodología DRASTIC-P se observa en la Figura 7.8.

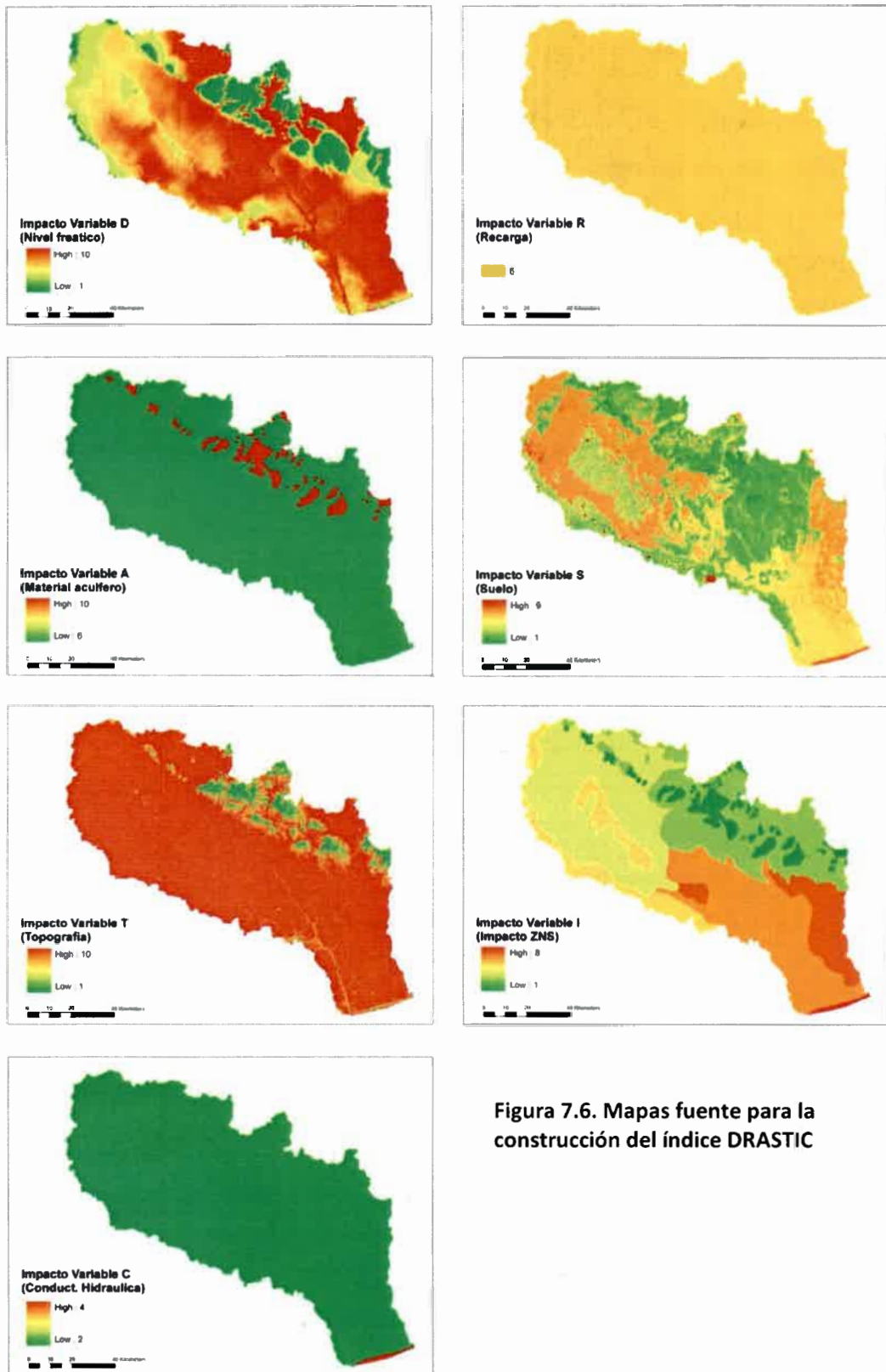


Figura 7.6. Mapas fuente para la construcción del índice DRASTIC

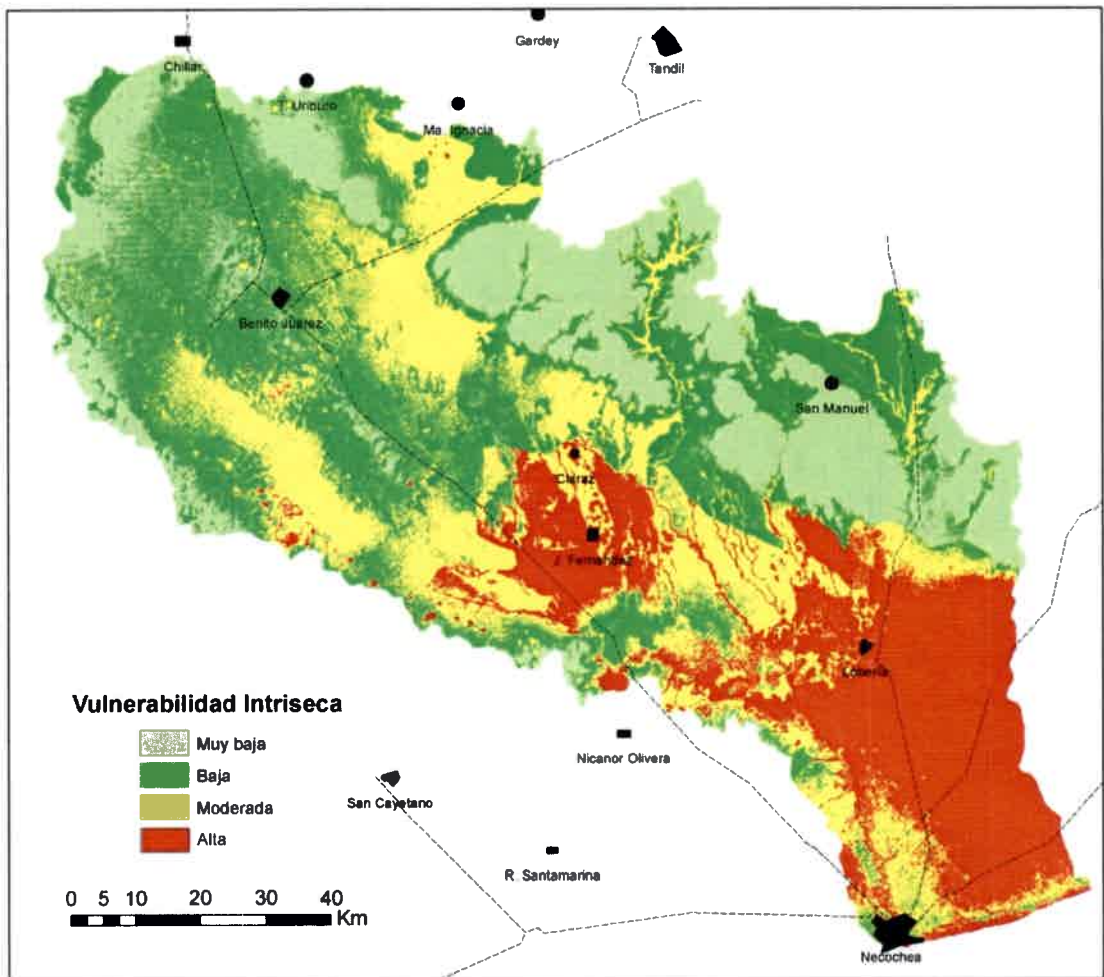


Figura 7.7. Mapa de Vulnerabilidad Intrínseca del acuífero Pampeano.

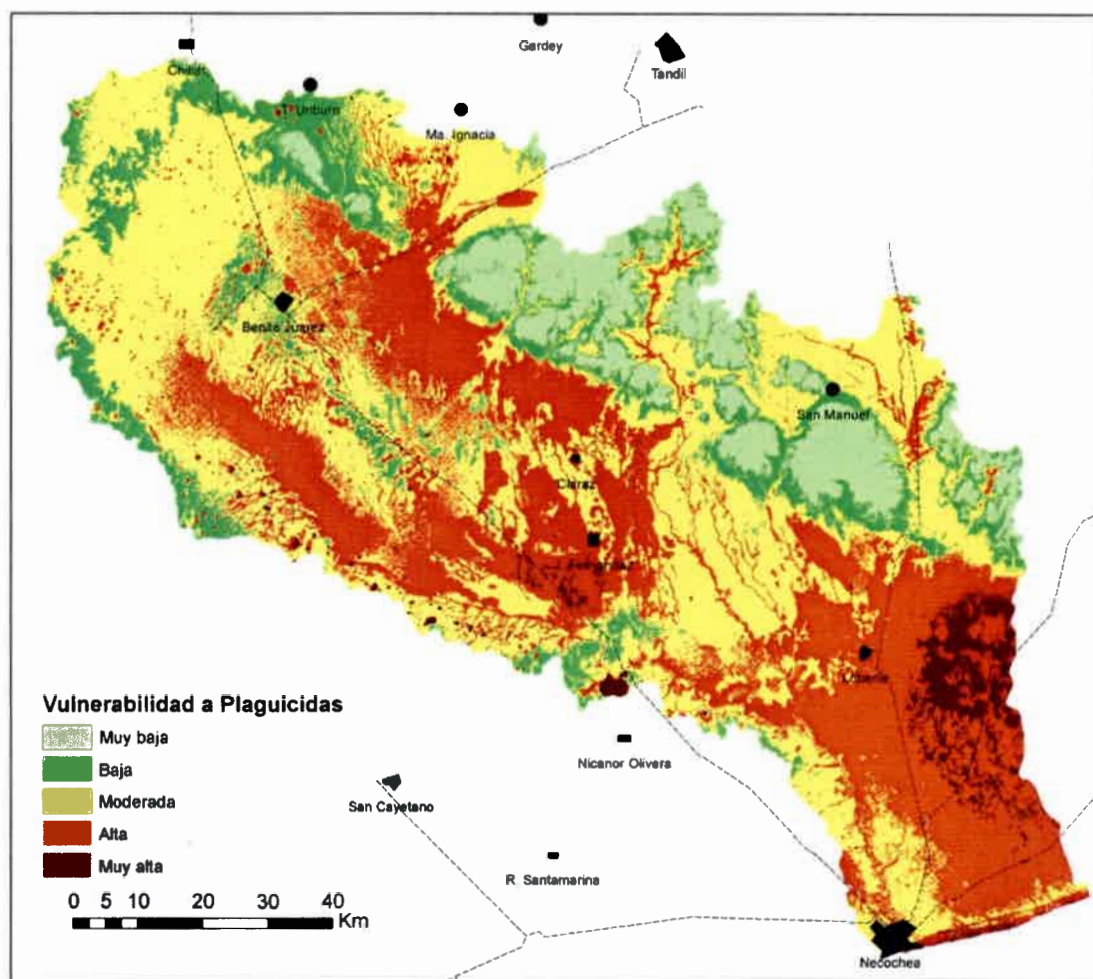


Figura 7.8. Mapa de Vulnerabilidad Específica a la contaminación por plaguicidas.

Tal como se desprende la Tabla 7.7, el mapa obtenido por la metodología DRASTIC-P resulta más restrictivo, debido a que el área con vulnerabilidad muy baja y baja es menor y la categoría alta es claramente mayor, además de que se observa la presencia de un área con clase muy alta, inexistente en el modelo obtenido con DRASTIC. Utilizar un mapa más restrictivo contribuirá con un mayor margen de seguridad a la hora de tomar decisiones sobre este mismo mapa o bien en el momento de combinarlo, con el de Carga Contaminante potencial para obtener la peligrosidad.

Clase de Vulnerabilidad	Porcentaje del terreno (%) DRASTIC	Porcentaje del terreno (%) DRASTIC-P
Muy baja	24.10	9.68
Baja	30.55	11.87
Moderada	26.12	43.46
Alta	19.23	31.84
Muy Alta		3.16

Tabla 7.7. Distribución de la vulnerabilidad en la CRQG

El índice DRASTIC-P resultante varió entre 97 y 197, con un promedio de 135. Más del 40 % de la cuenca cae bajo la categoría de vulnerabilidad media (Tabla 7.7). Los sectores de menor vulnerabilidad se corresponden con la zona alta de la cuenca y las sierras de Tandilia donde, entre otras variables, el nivel freático es más profundo. En cambio, las áreas más vulnerables se observan en la zona baja, especialmente donde los suelos tienen una textura más gruesa y el agua subterránea se encuentra a menor profundidad.

En el mapa final DRASTIC-P, se calcularon los valores promedio de cada una de las variables y el porcentaje que cada una de ellas representa con respecto al valor del índice promedio para el área considerada (Tabla 7.8). Puede observarse que el mayor aporte en el cálculo del índice esta dado por las variables D, R, A y S, pero como R prácticamente no varía en la cuenca y A es constante en toda ella, se puede asumir que las variables que más influyen en la vulnerabilidad del acuífero son D y S.

	Promedio	%
D	27	19.6
R	24	17.5
A	24	17.5
S	25	18.2
T	15	10.9
I	16	11.6
C	6	4.4

Tabla 7.8. ID promedio de cada variable y porcentaje que representan del total.

7.2.5 EVALUACIÓN DE CARGA CONTAMINANTE POTENCIAL

El conocimiento de las fuentes potenciales de contaminación es crítico para cualquier programa de protección de la calidad del agua subterránea, ya que ellas son las que generan las emisiones de contaminantes (Foster et al., 2002). Definir cuáles son las fuentes potenciales de contaminación comprende la identificación, localización espacial y la caracterización sistemática de cada una de ellas. Esta información servirá de base para la evaluación de cuáles actividades tienen el mayor potencial de generación de cargas contaminantes peligrosas para el subsuelo (Foster et al., 2002).

7.2.5.1 Metodología para la evaluación de la carga contaminante potencial

La carga contaminante potencial se determinó a partir de dos alternativas:

- a)** A partir de la construcción de un mapa de usos del suelo y la relación de estos con la contaminación potencial asociada a cada uno.
- b)** A partir de los resultados de los ensayos de movilidad de plaguicidas en columnas realizados previamente (Capítulo 6).

a) Construcción del mapa de usos del suelo

El mapa de usos del suelo de la CRQG (Grondona et al., 2013), se confeccionó a partir de tres escenas Landsat-TM (órbita/fila: 224/86, 224/87 y 225/86) de tres fechas distintas en entorno ArcGis 9.3. Las fechas corresponden a períodos estacionales consecutivos (otoño/invierno-primavera/verano-otoño/invierno) ocurridos entre los años 2006 y 2007. Se aplicaron algoritmos de clasificación supervisada sobre las imágenes ya georreferenciadas que generaron mapas temáticos donde cada nivel digital (ND) corresponde a una clase espectral distinta. El proceso comenzó con la selección de píxeles (áreas de entrenamiento) representativos de las clases de interés. Para eso, es necesario hacer una interpretación visual de la imagen teniendo un conocimiento previo del área de estudio. En la siguiente etapa (fase de asignación) los píxeles que están fuera de las áreas de entrenamiento se asignan a cada clase por la similitud estadística de sus ND. En esta etapa, las clases resultantes de la clasificación

son de tipo espectral. Esto se debe a que corresponden a grupos de valores espectrales homogéneos, teniendo una reflectividad similar en las bandas consideradas y en la fecha de adquisición de la imagen (Chuvieco, 2002). El mapa obtenido luego de esta fase no fue el mapa final de uso del suelo, sino que es un mapa temático con categorías preliminares. Estas categorías son: "agua", "vegetación", "suelo descubierto" y "forestal". Las clases "arena" y "urbano" se determinaron con polígonos digitalizados manualmente ya que varían escasamente en el tiempo y, por su similitud espectral con otras clases, pueden confundir la asignación.

Para confeccionar el mapa final, se agregó la dimensión temporal desde un análisis multiestacional usando clasificadores en árbol (decision tree classifier, Chuvieco, 2002). Este análisis afecta principalmente a las cubiertas más dinámicas: los tipos de vegetación, teniendo en cuenta su variación fenológica anual (Tabla 7.9). Esta técnica consiste en discriminar secuencialmente cada categoría usando operadores lógicos condicionales (IF...THEN...) y operaciones matemáticas entre las clasificaciones de cada fecha que simulan la toma de decisiones que realizaría un intérprete (Richards, 1993). Para utilizar estos operadores es necesario confeccionar mapas booleanos que nos permitan interpretar fácilmente el resultado de la operación (ej. vegetación=1, no vegetación=0). En las áreas donde se encuentra pastizal natural y pasturas (áreas de uso ganadero) se espera encontrar una cobertura similar en todas las estaciones quedando el operador de la siguiente manera.

IF (veg-fecha1*veg-fecha2*veg-fecha3=1) THEN uso ganadero

Por lo tanto, si la multiplicación del ND de cada píxel de la categoría "vegetación" para las tres fechas analizadas da como resultado el valor 1, entonces ese píxel ingresará en la clase "uso ganadero". Para el caso de la clase "uso agrícola" la regla de decisión será la siguiente:

IF (veg-fecha1*veg-fecha2*veg-fecha3=0) THEN uso agrícola

Si un píxel de cualquiera de las imágenes de las diferentes fechas tiene un valor de 0 (no vegetación) la multiplicación dará como resultado 0 y este píxel será asignado a la clase "uso agrícola". De esta manera se confeccionan las clases finales cuyas categorías

son “agua”, “uso ganadero”, “uso agrícola”, “arena (dunas costeras en el área de Necochea)”, “forestal” y “urbano”.

	Trigo	Soja 1°	Soja 2°	Girasol	Maiz	Pastizal natural	Pasturas
Ene	ya cosechado	veg / floración	vegetativo	veg / floración	vegetativo	veg.seca	veg. seca
Feb	suelo descubierto	llenado de granos	veg / floración	llenado de granos	veg / floración		
Mar		madurez cosecha	llenado de granos	madurez cosecha	llenado de granos		
Abr		ya cosechado	madurez cosecha	ya cosechado	madurez cosecha	rebrote especies de invierno (veg. verde)	vegetativo
May			ya cosechado		ya cosechado		
Jun		germ/emerg	suelo descubierto	suelo descubierto	suelo descubierto		
Jul	vegetativo						
Ago						veg.seca	veg. seca
Sep							
Oct	inicio florac.	germ/emerg		germ/emerg		rebrote especies de verano (veg. Verde)	veg. muy vigorosa
Nov	llenado de granos	vegetativo	germ/emerg	vegetativo	germ/emerg		
Dic	madurez		vegetativo		vegetativo		

Tabla 7.9. Estado fenológico de la vegetación en cada mes del año para la CRQG

En base a esta información se construyó el mapa de usos del suelo de la CRQG (Figura 7.9). Posteriormente fue validado en campo, mediante la entrevista a informantes calificados, que confirmaron que los usos del suelo y su distribución espacial identificados mediante el análisis de imágenes satelitales se aproxima satisfactoriamente a los presentes en la cuenca de estudio. Los informantes calificados consultados fueron:

- Beatriz Pascal, delegada de INTA en Lobería.
- Marcelo Thomas, docente en la Escuela Agropecuaria de Lobería.
- Sra. Joanie López Pueyrredon, propietaria de del establecimiento Malal Tuel Chico.

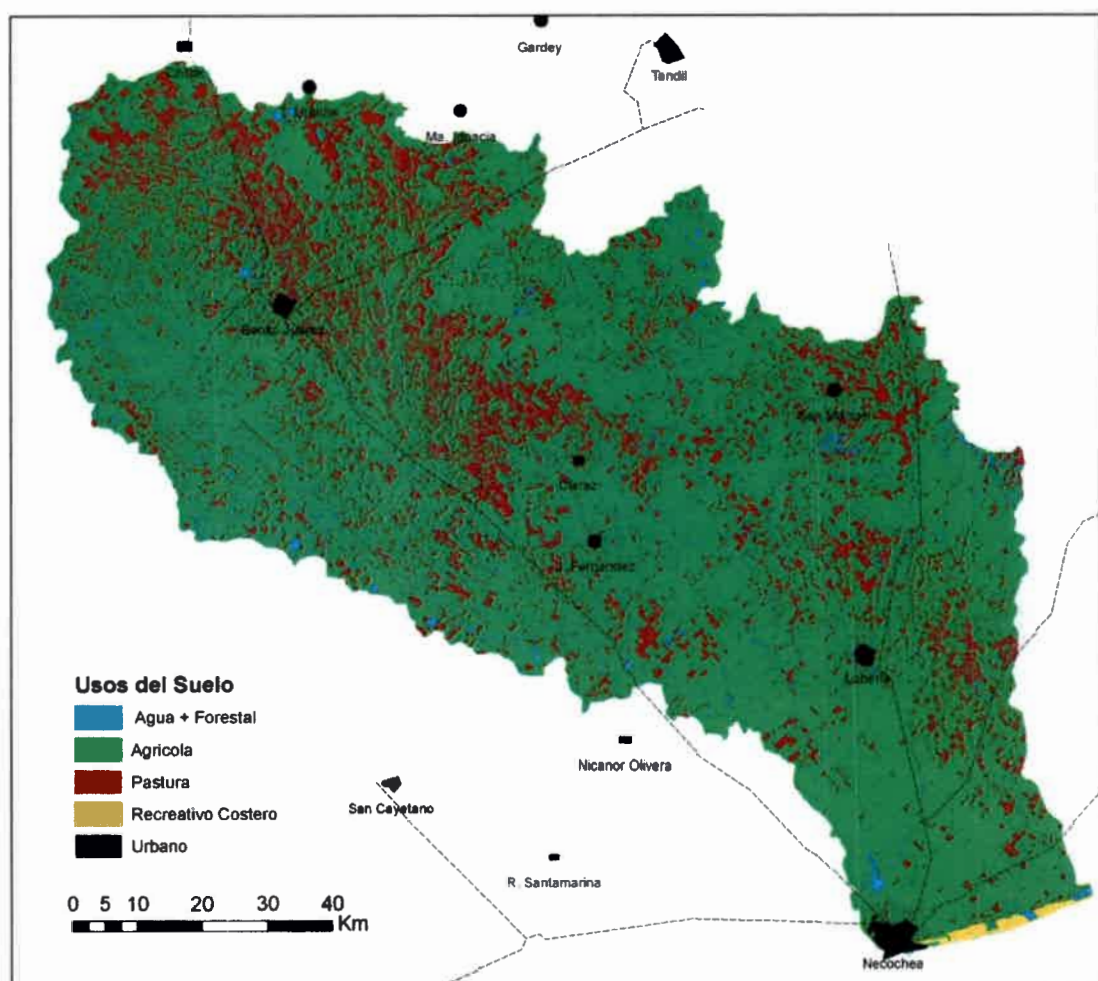


Figura 7.9. Mapa de usos del suelo de la CRQG

Para construir el mapa de Carga Contaminante potencial (Figura 7.10), se establecieron las siguientes reglas: aquellas zonas en las cuales la actividad agrícola es predominante, la posible carga contaminante al acuífero es la máxima. Para las zonas urbanizadas el potencial de contaminación es alto, relacionadas principalmente con fuentes de contaminación del tipo puntual (Blanchoud et al., 2004, Blanchoud et al., 2007). Otra importante fuente de carga contaminante está dada por las áreas de pasturas para uso ganadero, donde los plaguicidas no son aplicados directamente, pero sí son potreros próximos a aquellos lugares donde la aplicación es constante; dado que los plaguicidas pueden sufrir hasta un 90% de volatilización (Pimentel y Levitan, 1986), es relevante la deriva por acción de los vientos (Tabla 7.10).

Uso del suelo	Peso	Carga Contaminante Potencial
Agrícola	5	Muy alta carga contaminante
Ganadero	4	Alta carga contaminante
Urbano	3	Moderada carga contaminante
Recreativo	2	Baja carga contaminante
Agua + Forestal	1	Muy baja carga contaminante

Tabla 7.10. Pesos y carga contaminante potencial representada por los distintos usos del suelo.

b) A partir de los resultados de los ensayos de movilidad de plaguicidas en columnas.

Con el fin de aplicar a nivel de cuenca los resultados de los análisis de movilidad de plaguicidas en columnas realizados previamente (Capítulo 6), se evaluaron los contenidos de endosulfán total en el horizonte superficial de las columnas con respecto a los parámetros físico-químicos del mismo nivel (Tabla 7.11). Por medio de análisis estadísticos se obtuvo una ecuación que permitió aplicar los resultados de los ensayos en la cuenca utilizando los datos de la carta de suelos 1:50.000 elaborados por INTA.

Suelo		pH	MO (%)	CIC	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	Endosulfán total suelo (ng/gr de peso seco)
Suelo Lobería	Cultivado	6.32	3.58	20.40	53.44	20.15	8.27	120.98
	Natural	7.29	5.64	17.74	66.49	17.94	15.56	51.75
Suelo La Dulce	Cultivado	7.67	2.72	12.46	78.65	9.92	11.43	111.43
	Natural	7.92	6.85	16.18	74.26	12.98	12.76	26.94
La Dulce B	Cultivado	7.8	4.78	22.48	46.92	29.73	23.35	79.08

Tabla 7.11. Parámetros físico-químicos de los horizontes superficiales de las columnas ensayadas y contenido de endosulfán.

Se determinó que únicamente el parámetro materia orgánica presentaba una relación lineal con el contenido de endosulfán, sin embargo este resultado debe ser utilizado siempre considerando la baja cantidad de muestras (n=5) a partir de las cuales se arribó al mismo. En base a esto se ajustó un modelo de regresión lineal (RL) simple $y = \beta_0 + \beta_1 x + e$ con el contenido de endosulfán como variable dependiente y la materia orgánica como variable independiente. Se utilizó el software R versión 2.14.0 (R Development Core Team, 2009).

El resultado del modelo ajustado de la RL se muestra en la Tabla 7.12. En la primera columna se muestra el coeficiente estimado beta (β), en la segunda columna y para poder comparar la intensidad de la relación entre las variables se muestra el mismo coeficiente pero estandarizado (βStd) y, en la tercera columna se indica el nivel de confianza de las variables seleccionadas (p-valor <0,10). Se obtuvo un buen ajuste del modelo con un valor de R^2 ajustado de 0.89 (valor de $p = 0.009$). La ecuación resultante es:

$$\text{Contenido de endosulfán} = \beta_0 + \beta_1 \text{ Materia Orgánica}$$

Coeficientes	Valor Estimado	Error estándar	Valor de $p (> t)$
β_0	187.743	18.984	0.002*
β_1 – Materia Orgánica	-23.273	3.846	0.009*

Tabla 7.12. Resultados de la regresión lineal.

Por lo tanto, la ecuación queda:

$$\text{Contenido de endosulfán} = 187.743 + (-23.27)* \text{ Materia Orgánica}$$

Esta ecuación fue ingresada en el SIG y mediante el uso de la herramienta *Field Calculator* se determinó el contenido potencial de endosulfán de cada uno de los horizontes superficiales de las series que conforman la CRQG. Posteriormente, este contenido fue clasificado con la herramienta *Natural Breaks* en las 5 categorías clásicas de clasificación de peligrosidad, obteniendo el mapa de carga contaminante potencial (Figura 7.11). Se utilizó este método de clasificación ya que permite identificar los

saltos significativos entre los valores consecutivos usando una fórmula estadística llamada optimización Jenks (Jenks y Caspall, 1971, Jenks, 1977).

7.2.5.2 Mapas de Carga Contaminante

Se obtuvieron entonces dos mapas de carga contaminante potencial al Acuífero Pampeano, uno por medio de análisis de imágenes satelitales-uso del suelo (Figura 7.10) y otro a partir del análisis de resultados de ensayos previos en laboratorio (Figura 7.11). En la Tabla 7.13 se observan las diferencias entre ambos mapas, según la superficie ocupada por las distintas categorías.

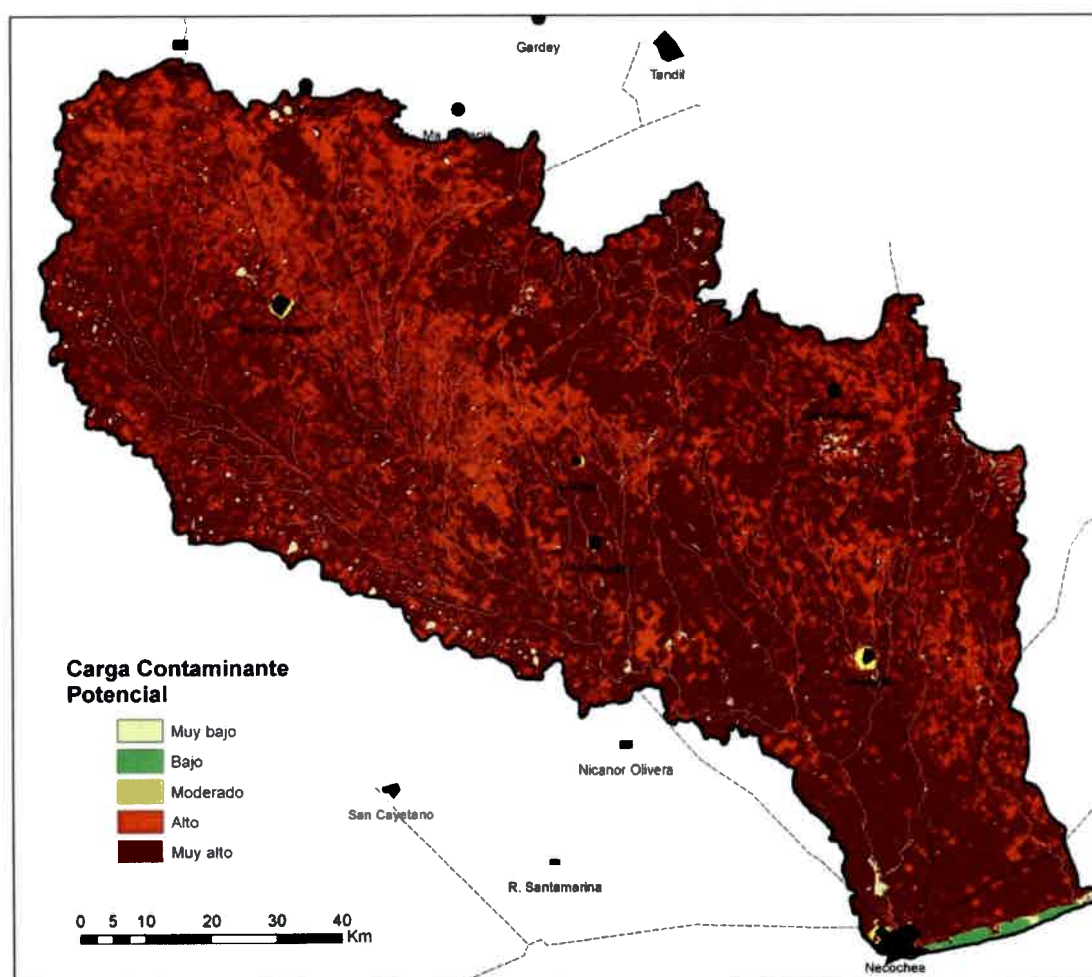


Figura 7.10. Mapa de carga contaminante potencial a partir del mapa de usos del suelo en la CRQG.

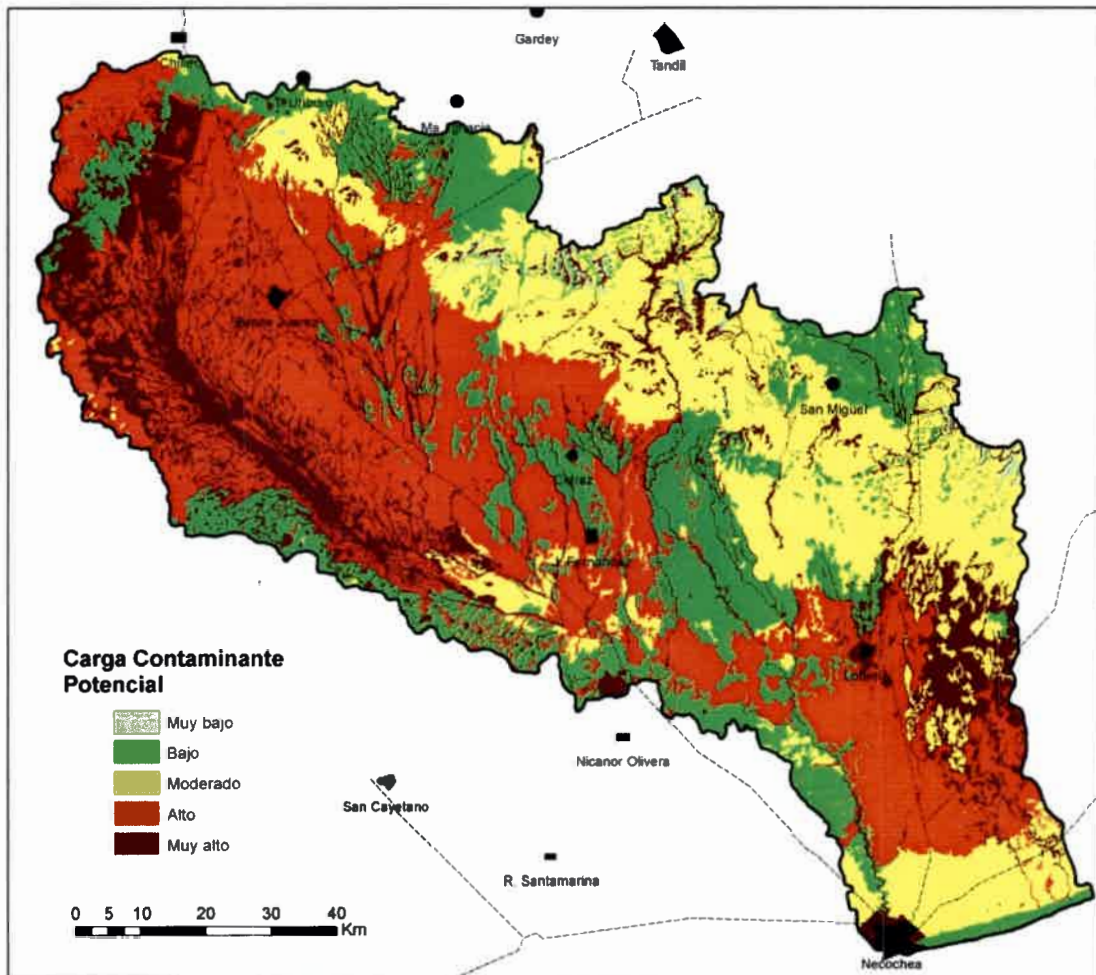


Figura 7.11. Mapa de Carga Contaminante potencial a partir de los resultados de los ensayos de movilidad de plaguicidas en columnas.

Carga Contaminante Potencial	% del terreno según mapa usos del suelo	% del terreno según ensayos en laboratorio
Muy baja carga contaminante	3.50	1.67
Baja carga contaminante	0.30	20.57
Moderada carga contaminante	0.39	24.75
Alta carga contaminante	21.74	33.30
Muy alta carga contaminante	74.08	19.71

Tabla 7.13. Comparación entre ambas metodologías para determinar la carga contaminante potencial al Acuífero Pampeano.

7.2.6 MAPAS DE PELIGROSIDAD DE CONTAMINACIÓN DEL ACUÍFERO PAMPENO

Los mapas de peligrosidad de contaminación se realizaron asignándole un peso a cada categoría de los mapas de vulnerabilidad y carga contaminante potencial según lo establecido en la Tabla 6.14 y posteriormente multiplicando estos pesos pixel a pixel, obteniéndose una nueva valoración para cada pixel, que serán nuevamente clasificados en distintas categorías. Los mapas obtenidos (Figuras 7.12 y 7.13) indican cuáles zonas podrían ser afectadas en mayor medida y de manera más rápida por cargas contaminantes generadas en la superficie del terreno, en función de las características intrínsecas del acuífero en ese punto. En la Tabla 7.15 se presentan la superficie ocupada por cada categoría de peligrosidad según la metodología utilizada.

Peligrosidad de contaminación			Carga Contaminante Potencial				
			Muy alta	Alta	Moderada	Alta carga	Muy alta
			1	2	3	4	5
Vulnerabilidad	Muy baja	1	1	2	3	4	5
	Baja	2	2	4	6	8	10
	Moderada	3	3	6	9	12	15
	Alta	4	4	8	12	16	20
	Muy Alta	5	5	10	15	20	25

Tabla 7.14. Matriz para evaluar el peligro de contaminación del acuífero Pampeano.

Grado de Peligrosidad	Rango	Porcentaje del terreno (%) Usos del Suelo	Porcentaje del terreno (%) Ensayos Laboratorio
Peligrosidad Muy baja	1-5	12,34	21,51
Peligrosidad Baja	6-12	22,05	49,21
Peligrosidad Moderada	13-18	39,28	17,80
Peligrosidad Alta	19-22	24,34	8,51
Peligrosidad Muy Alta	23-25	1,99	2,97

Tabla 7.15. Clasificación de peligrosidad de contaminación y su representación areal.

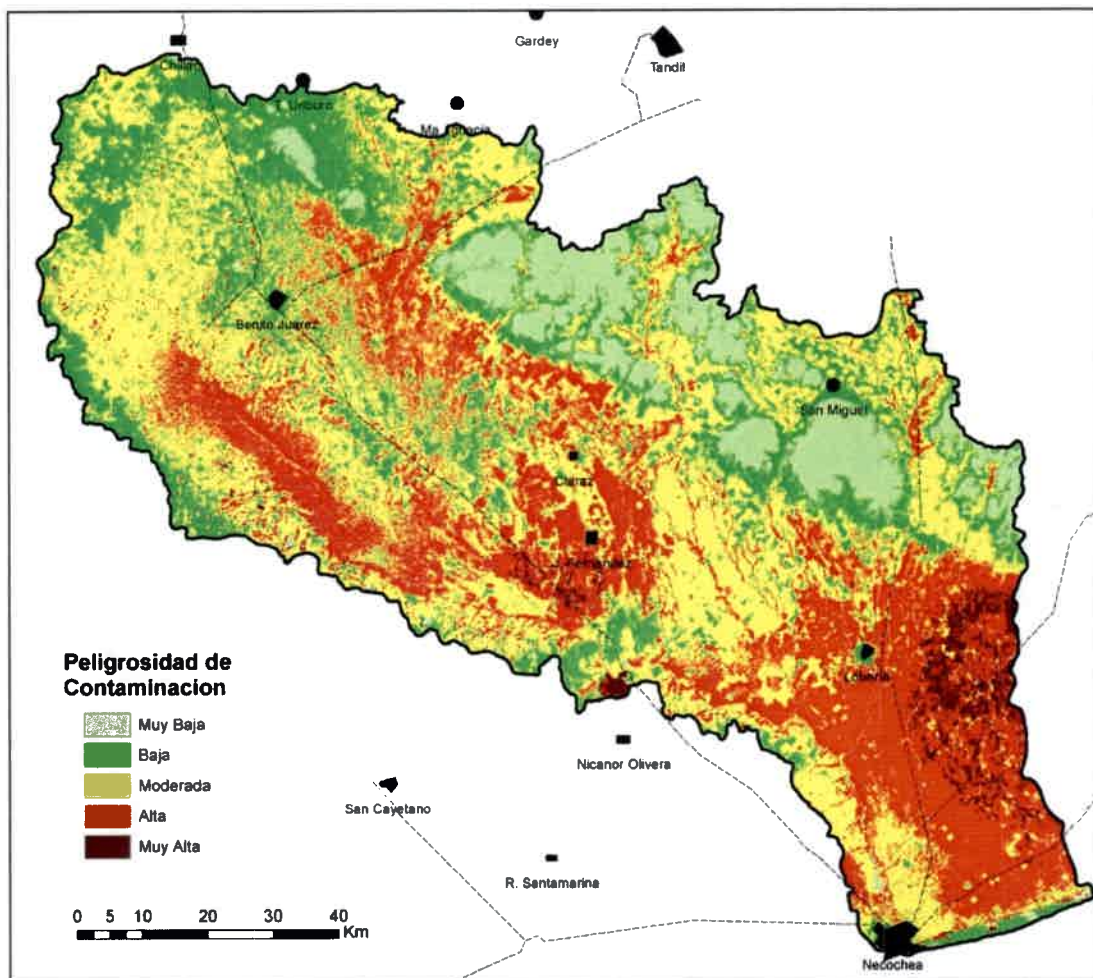


Figura 7.12 Peligrosidad de contaminación del Acuífero Pampeano a partir del mapa de usos del suelo.

Según el mapa de usos del suelo en la CRQG predomina la actividad agrícola y en menor medida la ganadera, por lo que la carga contaminante potencial es muy alta para casi la totalidad de la cuenca. Por lo tanto, se estima que la peligrosidad estimada a partir de este mapa (Figura 7.12) prácticamente estará en función de la vulnerabilidad, al presentar la carga contaminante muy poca variación espacial.

En este mapa el área de menor peligrosidad se asocia con la presencia del sistema serrano de Tandilia, donde las actividades agrícolas-ganaderas están restringidas y el acuífero a una profundidad mayor. La zona con mayor peligrosidad coincide aproximadamente con la parte baja de la cuenca, donde interaccionan menores niveles freáticos y una intensa actividad agrícola y con los cauces de los principales cursos de agua.

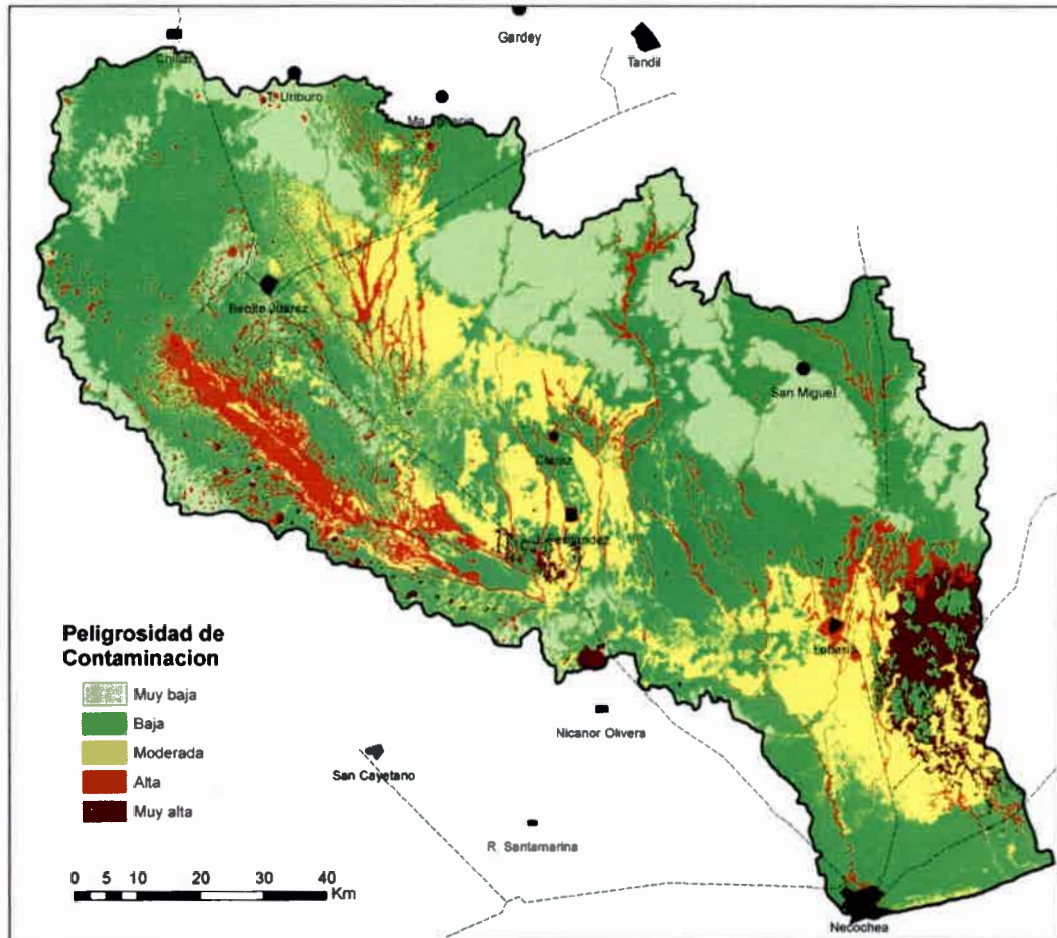


Figura 7.13. Mapa de Peligrosidad de Contaminación del Acuífero Pampeano a partir de los ensayos en columnas.

En el mapa de peligrosidad obtenido a partir de los ensayos en columnas (Figura 6.13), la carga contaminante presenta una importante variación regional, además, se observa mayor representatividad de las categorías baja y muy baja, por lo que se considera que es menos restrictivo que el obtenido por la metodología anterior. Juntamente, otra característica resaltable en este segundo mapa es la reducción de cobertura espacial de la categoría moderada, que obviamente es la más imprecisa de todas.

Con respecto a la Gestión del Riesgo de la Contaminación (Capítulo 8), en base al mapa de peligrosidad se pueden realizar los primeros pasos, definiendo áreas en las cuales deben restringirse o prohibirse ciertas actividades e implementar acciones de seguimiento y de prevención de la contaminación.

7.2.7 DETERMINACIÓN DE LA CARGA CONTAMINANTE REAL. PRESENCIA DE PLAGUICIDAS EN AGUA SUBTERRÁNEA

En el mes de diciembre de 2011 se realizó una campaña de muestreo en las porciones media e inferior de la CRQG con el fin de recolectar muestras de agua subterránea y conocer el estado del acuífero Pampeano respecto al contenido de plaguicidas, particularmente, endosulfán. Los puntos se seleccionaron considerando, en primera instancia, los tres tipos de suelos predominantes en la cuenca (Figura 7.14) y según el uso que se le da a la perforación, ya sea para uso agrícola (molino) o bien para consumo humano (domiciliario). Esta discriminación se realizó debido a que se observó en varios casos (como es frecuente) la presencia de envases de agroquímicos en las cercanías de molinos, por lo que se asume que podría existir una contaminación de tipo puntual (Figuras 7.15a y 7.15 b). En total se seleccionaron 18 puntos, donde además de muestras para analizar contenido de plaguicidas, se tomaron muestras de agua para determinación de cationes mayoritarios (Capítulo 4).

El método de extracción de plaguicidas fue similar al utilizado para la extracción de plaguicidas de agua de elución, utilizado en el Capítulo 6 y siguiendo lo establecido por González et al. (2012), variando únicamente las concentraciones de solventes ya que se realizó la extracción de 0,5 litro de agua subterránea.

Los mapas de peligrosidad de contaminación fueron cotejados con estas determinaciones puntuales de concentraciones del insecticida endosulfán. Las concentraciones de este insecticida medida en agua subterránea y su relación con los mapas de peligrosidad se pueden observar en las Tablas 7.16 y 7.17.

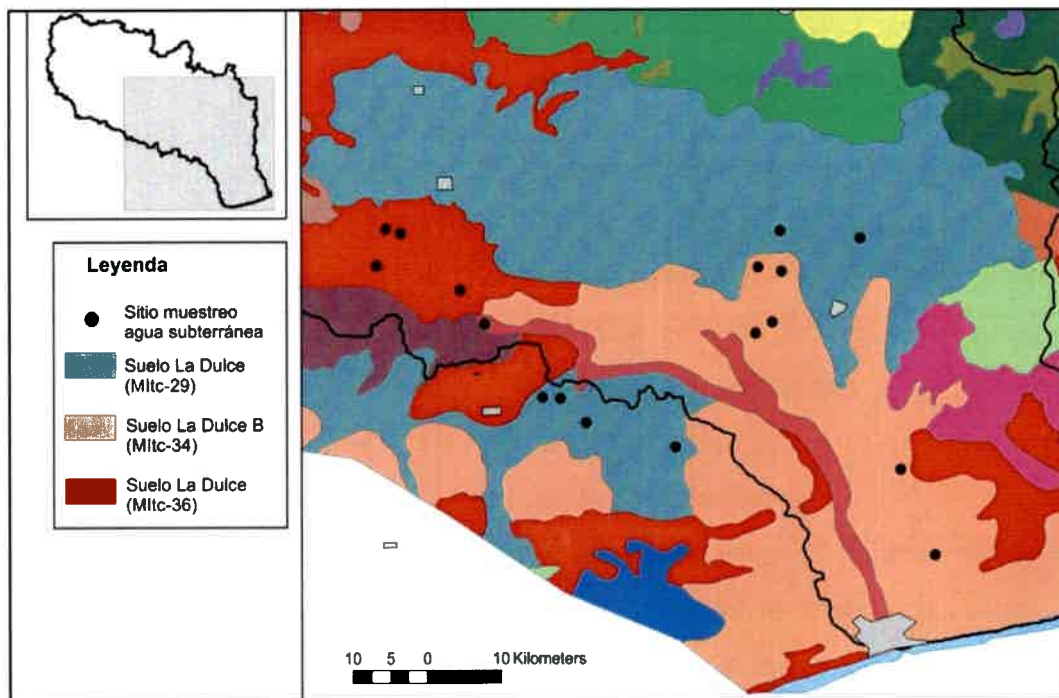


Figura 7.14. Ubicación de los sitios de recolección de muestras de agua subterránea con respecto a los suelos seleccionados para el muestreo de columnas de suelos.

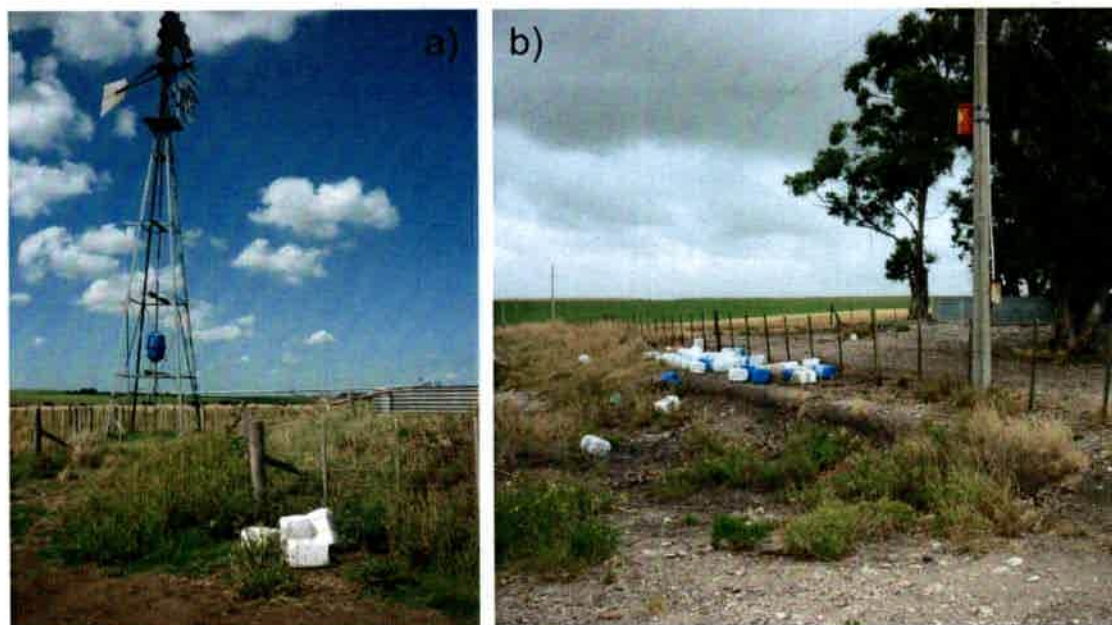


Figura 7.15. Muestreo de agua subterránea. a, b) Disposición final de envases de distintos tipos de agroquímicos en las cercanías de molinos. La foto b) corresponde a la muestra G307

En la primera comparación (Tabla 7.16) se observa que las muestras de agua subterránea relacionadas con áreas de muy baja peligrosidad poseen un contenido de endosulfán mayor que las aguas asociadas a zonas de alta y muy alta peligrosidad. Sucede algo muy parecido en el segundo caso (Tabla 7.17), en el que las aguas muestreadas en áreas de peligrosidad moderada poseen mayor contenido de endosulfán que las muestras pertenecientes a áreas de alta y muy alta peligrosidad. Es decir, no se observó una relación directa entre las mayores concentraciones del insecticida y las zonas de mayor peligrosidad en ninguno de los mapas.

La diferencia entre peligrosidad estimada y la presencia de endosulfán en el agua subterránea puede estar condicionada por los siguientes factores:

1. la dinámica en el uso de la tierra donde áreas identificadas como agrícolas pueden en el momento de muestreo tener otro uso y viceversa.
2. tipo, cantidad y momento de aplicación del plaguicida
3. utilización de otros plaguicidas que no sean endosulfán

Esta aparente no concordancia se da también en el caso de la muestra del molino G307, donde se encontraron gran cantidad de envases usados, abiertos y dispuestos de manera caótica en sus proximidades. Sin embargo, el análisis de endosulfán arrojó el resultado más bajo de todos los análisis.

Desde la perspectiva de la gestión del recurso hídrico, es necesario indicar lo siguiente: de la misma manera que este resultado en el caso G307 no implicaría concluir que no es necesario ejercer el control sobre el cómo y el dónde se efectúa la disposición final de envases, el resultado de los análisis en agua no implicaría descartar la utilidad de los mapas de peligrosidad como herramienta de ayuda a la prevención de la contaminación.

Peligrosidad	Muy Baja	Baja	Moderada	Alta	Muy Alta	FC
G303 (M)				0.93		
G084 (M)						17.06
G310 (D)						3.23
G311 (D)						0.32
G211 (M)						1.91
G157 (D)		0.51				
G014 (D)			1.77			
G305 (D)		0.93				
G304 (D)			10.69			
G093 (M)			0.69			
G076 (M)			19.80			
G306 (M)		0.78				
G219 (D)		2.40				
G308 (D)				1.30		
G020 (D)			0.97			
G300 (M)			17.86			
G309 (M)			2.86			
G307 (M)						0.11
Promedio		1.16	7.80	1.11		4.53

Tabla 7.16. Relación entre el contenido de endosulfán total (en ng/L) en los distintos sitios muestreados y la peligrosidad determinada en función del mapa de usos del suelo (FC: fuera de la CRQG, D: domiciliario, M: molino).

Peligrosidad	Muy Baja	Baja	Moderada	Alta	Muy Alta	FC
G303 (M)				0.93		
G084 (M)						17.06
G310 (D)						3.23
G311 (D)						0.32
G211 (M)						1.91
G157 (D)			0.51			
G014 (D)				1.77		
G305 (D)		0.93				
G304 (D)	10.69					
G093 (M)			0.69			
G076 (M)				19.80		
G306 (M)				0.78		
G219 (D)				2.40		
G308 (D)				1.30		
G020 (D)	0.97					
G300 (M)	17.86					
G309 (M)				2.86		
G307 (M)						0.11
Promedio	9.84	0.93	0.60	4.26		4.53

Tabla 7.17. Relación entre el contenido de endosulfán total (en ng/L) en los distintos sitios muestreados y la peligrosidad determinada en del contenido de plaguicidas en los suelos de los ensayos de lixiviación (FC: fuera de la CRQG, D: domiciliario, M: molino).

7.3 VULNERABILIDAD DE LA POBLACIÓN EXPUESTA A LA CONTAMINACIÓN POR PLAGUICIDAS EN EL ACUÍFERO PAMPEANO

7.3.1 Introducción

Según la CEPAL (2003) se entiende la vulnerabilidad social como “la exposición a riesgos que involucran una incapacidad para enfrentarlos y una inhabilidad para adaptarse activamente a dicha situación”, es decir:

$$\begin{array}{c} \text{Vulnerabilidad Social (VS) =} \\ \text{Exposición a riesgos + Incapacidad para enfrentarlos +} \\ \text{Inhabilidad para adaptarse activamente} \end{array}$$

Una definición más acotada es la de Perona y Rocchi (2001) que definen la vulnerabilidad social como “una condición social de riesgo, de dificultad que inhabilita e invalida de manera inmediata o en el futuro a los grupos afectados, en la satisfacción de su bienestar (en tanto subsistencia y calidad de vida) en contextos socio-históricos y culturalmente determinados”.

El concepto de vulnerabilidad social tiene dos componentes explicativos. Por una parte, la inseguridad e indefensión que experimentan las comunidades, familias e individuos en sus condiciones de vida a consecuencia del impacto provocado por algún tipo de evento económico-social de carácter traumático. Por otra parte, el manejo de recursos y las estrategias que utilizan las comunidades, familias y personas para enfrentar los efectos de ese evento (Pizarro, 2001).

El proceso metodológico de evaluación de vulnerabilidad de la población expuesta constó de tres etapas:

- a) **Etapa 1:** identificación y caracterización preliminar de actores sociales.
- b) **Etapa 2:** evaluación de la percepción que los actores identificados tienen de la problemática en estudio.
- c) **Etapa 3:** Selección de indicadores para la construcción de un índice de vulnerabilidad de la población expuesta.

7.3.2 Etapas 1 y 2

Desde el inicio de este trabajo en la CRQG se asistió a las reuniones del Comité de Cuenca y se realizaron campañas de muestreo que permitieron identificar en primera instancia los principales actores sociales. Como es habitual en estudios de este tipo, ellos fueron clasificados en actores (o informantes) clave y actores (o informantes) en general.

Los actores clave son aquellas personas que por sus vivencias, capacidad de empatizar y relaciones que tienen en el campo pueden apadrinar al investigador convirtiéndose en una fuente importante de información a la vez que le va abriendo el acceso a otras personas y a nuevos escenarios (Robledo Martín, 2009). Dentro de este grupo se encuentran:

a) Integrantes del Comité de Cuenca

- a.1) Intendentes de los 6 partidos que conforman la cuenca.
- a.2) Secretarios de Obras Públicas o bien de Medio Ambiente de cada uno de estos Municipios.
- a.3) representante de los productores agrícolas.
- a.4) representante de Prefectura Naval Argentina-Puerto de Quequén.
- a.5) representante del Consorcio Puerto de Quequén.
- a.6) representante de Vialidad provincial- caminos rurales.
- a.7) representante del Ministerio de Obras Públicas de la Provincia, con sede en Necochea.
- a.8) Secretaría Permanente del Comité, a cargo de un integrante del Municipio de Benito Juárez.

b) No integrantes del Comité de Cuenca

- b.1) Director de la escuela Agropecuaria de Lobería.
- b.2) Delegado de INTA- Lobería.
- b.3) Propietario de la Empresa Irrisur, en la cual se comercializan equipos de bombeo y riego, para la zona de Lobería.

b.4) Director de Obras Sanitarias Necochea.

Dentro del segundo grupo (informantes en general) se incluyen todos los encargados o propietarios de establecimientos agrícolas en los cuales se hizo toma de muestras.

Tanto para la caracterización completa de ambos grupos de actores como para indagar en su percepción del problema en estudio se propuso seguir la metodología de Grimble y Wellard (1997) y Reed et al. (2009). Estas metodologías son del tipo cualitativo dado que las mismas permiten analizar las experiencias particulares de los distintos actores, haciendo posible el acceso al significado histórico y cultural, generando nuevas ideas y nuevas hipótesis (Ragin, 1994). No se parte de una teoría, pero si se puede y se debe iniciar con pistas y claves de interpretación que guiarán los primeros pasos de la recogida de datos (Ruiz Olabuenaga, 1996).

Según García Ferrando et al. (2005), una encuesta es una investigación realizada sobre una muestra de sujetos representativa de un colectivo más amplio, que se lleva a cabo en el contexto de la vida cotidiana, utilizando procedimientos estandarizados de interrogación, con el fin de obtener mediciones cuantitativas de una gran variedad de características objetivas y subjetivas de la población. Por lo tanto, la encuesta es una estrategia técnica que consiste en recoger la misma información de todos los casos.

La herramienta de investigación que se empleó fue el cuestionario, que es el instrumento más utilizado para obtener datos en un estudio de sociología empírica. Si bien es una herramienta rígida, ya que está constituida por preguntas que se han de realizar de idéntica forma a todos los entrevistados, presenta ventajas que superan claramente a sus desventajas, ya que permite colocarlos a todos en una misma situación psicológica y facilita el examen y asegura la compatibilidad de las respuestas en base a un sistema de notaciones simples (Stoetzel y Girard, 1973). Esta herramienta permite analizar el nivel de conocimiento y el grado de percepción del riesgo referido al uso de agroquímicos, las técnicas de aplicación, la gestión de los residuos y los métodos de protección, entre otros.

El método de muestreo seleccionado fue el muestreo por juicio en el cual las variables que delimitan la composición estructural de la muestra son definidas de manera teórica. Este procedimiento consiste en una aproximación conceptual al universo de

estudio, mediante una definición clara de las características más importantes que delimitan sus niveles estructurales (Scribano, 2008).

Para el trabajo propuesto se optó por el contacto con los actores vía correo electrónico. A continuación se presentan los formularios utilizados.

7.3.2.1 Encuesta realizada a Informantes clave

1. DATOS GENERALES

- a) Nombre y Apellido (si lo desea):
- b) Lugar de residencia:
- c) Edad:
- d) Cuál es el principal problema ambiental que usted observa en su lugar de residencia?
.....

2. PERCEPCIÓN DE USO DE AGROQUÍMICOS EN LA AGRICULTURA

- f) En el transcurso de los últimos 10 años, cuál le parece a usted que es la situación del uso de agroquímicos y de riego en la zona? (coloque una x donde corresponda)

	Agroquímicos (cantidad que se aplica)	Variedad de agroquímicos	Zonas bajo riego
Aumento			
Condición Estable			
Reducción			

- g) Considera que el uso de agroquímicos es esencial para lograr mejor producción? (tache lo que no corresponda) SI/NO

Porque?.....

- h) Conoce usted alguna alternativa al uso de agroquímicos que produzca mejores resultados? (coloque una x donde corresponda)

SI	
NO	

En el caso de responder afirmativamente, podría indicar cuál?

.....

3. GESTION DEL RECURSO SUBTERRANEO

i) Usted sabe si la aplicación de agroquímicos es controlada por las autoridades? (tache lo que no corresponda) SI/NO

En el caso de responder afirmativamente, podría indicar como se controla?

.....

j)Cuál es la medida más urgente que usted tomaría referida al uso de agroquímicos?

k) Que actores (personas, instituciones, etc) deberían ser convocados a una reunión de trabajo sobre el uso de agroquímicos?

l) Considera usted que el monitoreo de calidad de agua subterránea es importante para su zona?

m) En el caso de implementarse una red de monitoreo de calidad del agua subterránea, cuál cree usted que debería ser la fuente de financiamiento? (coloque una x donde corresponda)

Impuestos municipales	<input type="checkbox"/>
Aportes de productores rurales	<input type="checkbox"/>
Otras (especifique)	<input type="checkbox"/>
	<input type="checkbox"/>

7.3.2.2 Encuesta realizada a informantes en general

1. DATOS GENERALES

- a) Nombre y Apellido (si lo desea):
 - b) Residencia:
 - c) Edad:
 - d) Estudios cursados
 - e)Cuál es el principal problema ambiental que usted observa en su lugar de residencia?
-

2. AGRICULTURA Y MEDIO AMBIENTE

- f) De acuerdo a su opinión, usted cree que el uso actual de la agricultura genera problemas en (coloque una x donde corresponda):

Agua Superficial	SI	<input type="checkbox"/>
	NO	<input type="checkbox"/>

Agua Subterránea	SI	<input type="checkbox"/>
	NO	<input type="checkbox"/>

Suelo	SI	<input type="checkbox"/>
	NO	<input type="checkbox"/>

3. USO DE LA TIERRA

- f) Qué tipo de manejo realiza en su campo? (coloque una x donde corresponda)

Agrícola	<input type="checkbox"/>
Ganadero	<input type="checkbox"/>
Mixto	<input type="checkbox"/>

Si es agrícola, que cultiva?

3. PERCEPCIÓN DE USO DE AGROQUÍMICOS EN LA AGRICULTURA

g) En el transcurso de los últimos años, cuál es la situación del uso de agroquímicos y de riego en la zona?
(coloque una x donde corresponda)

	Uso de agroquímicos	Variedad de agroquímicos	Riego
Aumento			
Condición Estable			
Reducción			

h) Para que son empleados los agroquímicos según su conocimiento? (coloque una x donde corresponda)

Eliminar plagas (malezas, insectos, etc)	
Aumentar la producción	
Mejorar el aprovechamiento de la tierra	
Aumentar la calidad de los productos	

i) Considera que el uso de agroquímicos es esencial para lograr calidad y cantidad de producción agrícola? (tache lo que no corresponda) SI/NO

Porque?.....

j) Qué se debe hacer con los envases vacíos de agroquímicos? (coloque una x donde corresponda)

Devolver al comerciante	
Amontonarse en algún lugar de la propiedad	
Enterrarse	

Lavarse y utilizarlos con otro fin	
Quemarse	

- k) Qué tipo de comentarios ha escuchado referidos al uso de agroquímicos? (coloque una x donde corresponda)

Positivo	
Negativo	

Cuales.....

4. GESTION DEL RECURSO SUBTERRANEO

- l) Usted sabe si la aplicación de agroquímicos es controlada por las autoridades? (tache lo que no corresponda) SI/NO
- m) Usted cree que los agroquímicos pueden alterar la salud? (tache lo que no corresponda) SI/NO
Por qué?.....
- n)Cuál es la medida más urgente que usted tomaría referida al uso de agroquímicos?
- o) Que actores deberían ser convocados a una reunión de trabajo sobre el uso de agroquímicos?
- p) Considera usted que el monitoreo de calidad de agua subterránea es importante para su zona?
- q) En el caso de implementarse una red de monitoreo de calidad del agua subterránea, cuál cree usted que debería ser la fuente de financiamiento? (coloque una x donde corresponda)

Impuestos municipales	
Aportes de productores rurales	

- r) Conoce la existencia del Comité de la Cuenca del Río Quequén Grande? Sabe cual su principal función?

7.3.2.3. Resultados de las encuestas

Las encuestas confeccionadas con el fin de caracterizar y conocer la percepción acerca de la contaminación que poseen los habitantes de la CRQG, fueron enviadas vía correo electrónico a aproximadamente 40 de los informantes identificados

La respuesta a esta convocatoria obtuvo un saldo negativo, ya que del total de encuestas enviadas, únicamente se recibieron dos respuestas. Por lo tanto, para la presente tesis no se cuenta con datos con respecto a la caracterización de actores sociales, pero no se descarta la realización de la misma en un futuro.

7.3.3 Etapa 3

A partir del procesamiento de datos del Censo Nacional de Población y Vivienda (INDEC 2001) se generó un Índice de Calidad de Vida (ICV) para cada fracción censal involucrada en el área de estudio, siguiendo las metodologías propuestas por Massone y Sagua (2005) y Lucero et al. (2009) que básicamente consideran educación, salud y vivienda. Los resultados del procesamiento de los datos censales fueron utilizados para construir un índice de vulnerabilidad de la población expuesta y un mapa ad-hoc.

De acuerdo a la definición de la Organización Mundial de la Salud (OMS, 1994), la calidad de vida es la percepción del individuo sobre su posición en la vida dentro del contexto cultural y el sistema de valores en el que vive y con respecto a sus metas, expectativas, normas y preocupaciones. Es un concepto extenso y complejo que engloba la salud física, el proceso psicológico, el nivel de independencia, las relaciones sociales, las creencias personales y la relación con las características sobresalientes del entorno.

Es un concepto subjetivo, propio de cada individuo, que está muy influido por el entorno en el que vive como la sociedad, la cultura, las escalas de valores, etc. El término se utiliza en una generalidad de contextos, tales como sociología, ciencias políticas, medicina, etc. No debe ser confundido con el concepto de estándar o nivel de vida, que se basa principalmente en el nivel de ingresos. Los indicadores de calidad de vida incluyen no sólo elementos de riqueza y empleo sino también de ambiente físico y

arquitectural, salud física y mental, educación, recreación y pertenencia o cohesión social.

7.3.3.1 Metodología

Para la construcción del ICV se siguió la metodología establecida por García de León (1989, 1997) mediante el método conocido como “Valor del Índice Medio (IVM)”, ampliamente utilizado con el fin de clasificar unidades espaciales a escala regional. Este método se basa en la obtención de un valor para a cada unidad espacial que se presenta como una síntesis del comportamiento conjunto de las m variables medidas en ella, para luego ser utilizados en la clasificación (Buzai, 2003).

Los datos poblacionales utilizados provienen del Censo Nacional de Población, Hogares y Vivienda del año 2001 y para el procesamiento de los mismo se utilizó el programa REDATAM (Recuperación de Datos para Áreas pequeñas por Microcomputador, INDEC, 2001) que permite procesar de manera fácil y rápida grandes bases de datos de censos, estadísticas vitales, encuestas y otras fuentes, particularmente para áreas geográficas definidas por el usuario. Dentro de la cuenca se trabajó con un total de 45 fracciones censales (Figura 7.16), considerando en el análisis todas aquellas que están comprendidas dentro de la cuenca, aunque sea en una mínima porción.

La primera fase para la construcción del ICV de las poblaciones vulnerables es establecer y justificar las variables que se van a estudiar y analizar. En este caso, como se está evaluando el riesgo asociado a la contaminación del agua subterránea por plaguicidas, las variables seleccionadas estarán en relación con este fenómeno. Por lo tanto, la carencia o escasez de al menos una de estas, permitirá un mayor impacto en el caso que el acuífero resulte afectado negativamente. Dichas variables se definen en tres dimensiones: salud, educación y medios de sustento (acceso a empleo u oportunidades productivas). Para este trabajo, las variables consideradas fueron:

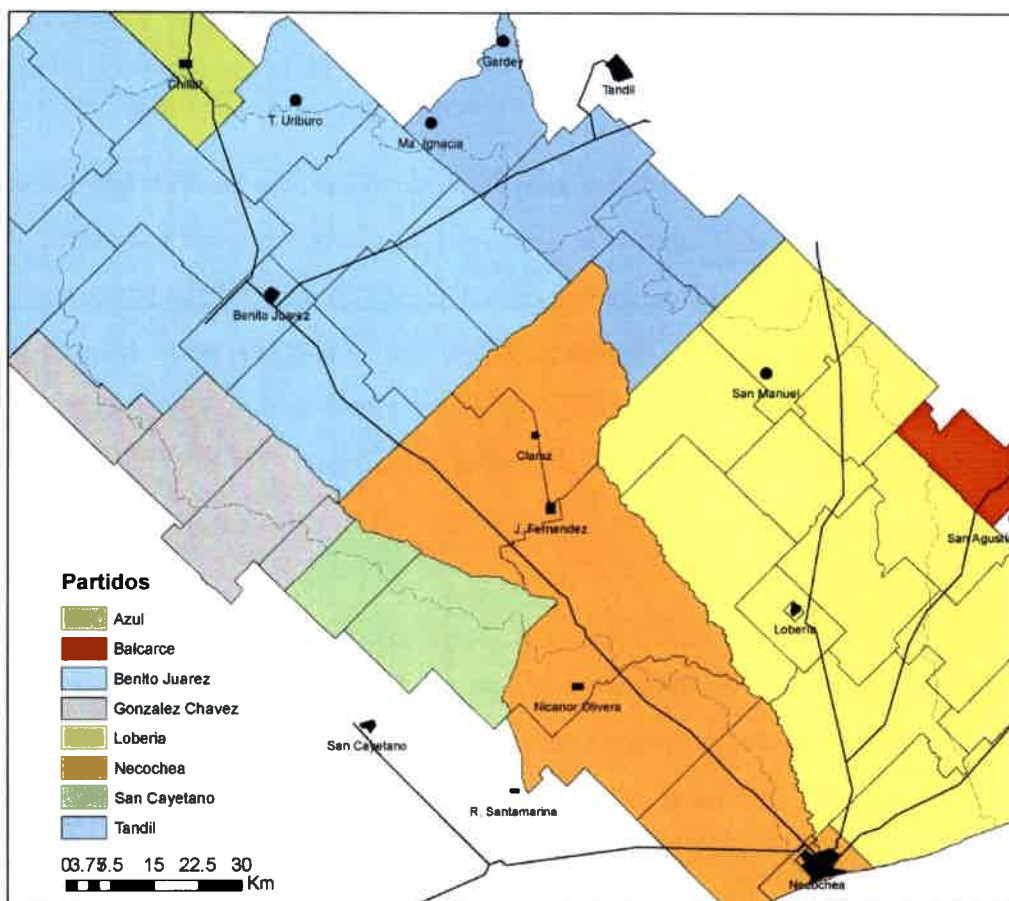


Figura 7.16. Subdivisión de los partidos en las distintas fracciones censales.

- a) **Población sin obra social:** se considera a la población sin cobertura de obra social (asociada a la afiliación obligatoria de los trabajadores con relación de dependencia) y/o de un plan de salud privado o mutual (adhesión voluntaria y pago del servicio por parte del beneficiario en su totalidad). Excluye los servicios de emergencias médicas. Suponemos que estas personas son más vulnerables debido a que en general, no tener obra social implica retrasos en los tiempos de atención, o bien ausencia de consultas, por lo que los efectos de la exposición a plaguicidas pueden ser aumentados.
- b) **Porcentaje de población en actividades primarias:** se basa en que aquellas personas que se desempeñen en actividades primarias, tienen una mayor vulnerabilidad por dos motivos:
- Trabajan en lugares donde se aplican plaguicidas o bien pueden manipularlos ellos directamente

- Viven en lugares donde se aplican plaguicidas con determinada frecuencia
- c) **Población total de la fracción respecto al partido:** se pretende evaluar la vulnerabilidad de la población expuesta, por lo que es más representativo considerar la cantidad total de personas que habitan una fracción (y que son las que realmente van a ser afectadas en el caso de la contaminación del acuífero) y no la densidad de habitantes, ya que esta puede enmascarar la dimensión real de la variable. Esta variable se vincula con la aparición de conflictos tanto en el uso de los recursos como en las relaciones urbanas y en la prestación de servicios (Minaya, 1998)
- d) **Índice de Privación Material de los Hogares:** incluye los hogares en situación de privación material en cuanto a dos dimensiones: patrimonial y recursos corrientes. La primera se mide a través de condiciones habitacionales y considera los hogares que habitan en una vivienda con pisos o techos de materiales insuficientes o que carecen de inodoro con descarga de agua. La dimensión de recursos corrientes se mide a través del indicador de capacidad económica, mediante el cual se determina si los hogares pueden adquirir los bienes y servicios básicos para la subsistencia (INDEC, 2005). Se asume que a mayor índice menor es la capacidad de respuesta.
- e) **Hogares sin agua corriente:** se asume que aquellos hogares sin agua corriente obtienen el agua para consumo del recurso subterráneo, pudiendo ser con bombas manuales o eléctricas o bien desde pozos excavados artesanalmente de menos profundidad (aljibes). Estas fuentes, aunque cuenten con todas las medidas de seguridad establecidas (profundidad de perforación especialmente) se considera que no tienen la misma calidad que el agua corriente, que debe cumplir con una serie de análisis previos al consumo.

f) **Población menor a 5 años:** los menores son los más susceptibles a las enfermedades por consumo de agua no apta, como ejemplo muy conocido puede mencionarse el caso de la ingesta de nitratos.

g) **Educación hasta primaria completa:** esta variable se consideró debido a que en diversos estudios se señalan las implicancias sociales de la escolaridad, como lo señala Muñoz (1998) donde indica que “entre los papeles que se le han asignado a la educación ocupa un lugar importante la expectativa de que mediante la instrumentación de políticas encaminadas a distribuir equitativamente las oportunidades de recibir escolaridad de calidad satisfactoria, ella no sólo contribuirá a disminuir las desigualdades sociales (por medio de una distribución más equitativa del ingreso), sino también a evitar que ellas se reproduzcan intergeneracionalmente y a lograr que los descendientes de las generaciones que actualmente disfrutan de niveles adecuados de vida tengan acceso, por lo menos a niveles semejantes”. Un mayor promedio de nivel de escolaridad debiera traducirse en mejores empleos y oportunidades, a la inversa, un menor nivel significa mayor vulnerabilidad y fragilidad.

Estos datos fueron ordenados respecto a las distintas fracciones, obteniendo la Matriz de Datos Originales (MDO, Tabla 7.18). Posteriormente, esta se transformó a una matriz de datos estandarizados (MDZ, Tabla 7.19) obteniendo para cada valor un puntaje Z. Este procedimiento permite hacer comparable la totalidad de los datos.

$$\text{Puntaje } Z = \frac{Vi - X}{SD}$$

Donde: Vi: valor observado; X: media aritmética de la población de referencia; SD: desvío standard.

Identificación de los factores y procesos que inciden en la presencia de Compuestos Orgánicos Persistentes (COPs) en el agua subterránea en la Cuenca del Río Quequén Grande. Aplicación en la gestión del recurso hídrico subterráneo.

Fracción	% Población	% Población menor a 5 años	% Población sin obra social	Educación hasta primaria completa	% Hogares con agua de red	IPMH (% hogares con privación)	% Población en actividad primaria
476-1	65,07	9,74	45,79	50,43	1,1	28,53	4,08
476-2	11,04	9,32	36,26	53,03	26,86	23,01	17,15
476-3	1,12	7,37	25,79	44,93	48,44	21,22	38,42
476-4	0,66	3,57	42,86	59,18	54,76	22,91	39,29
476-5	1,49	13,04	12,65	47,67	84,93	29,76	29,64
476-6	1,58	8,96	28,73	57,14	95,77	14,74	37,69
476-7	11,82	12,14	64,53	52,53	45,06	49,75	8,66
476-8	1	12,94	20,59	57,35	100	29,42	42,35
476-9	1,15	7,69	19,49	49,28	100	26,86	42,56
476-10	0,74	12,7	15,87	62,79	100	23,8	37,3
476-11	1,42	11,2	26,14	48,1	100	27,85	30,29
476-12	2,18	8,65	27,03	58,46	100	21,6	36,49
476-13	0,75	7,03	21,88	63,83	100	23,91	36,72
581-1	64,8	8,56	41,34	55,71	0,35	21,92	1,36
581-6	0,26	9,17	19,21	51,22	100	14,1	40,17
581-7	4,42	10,68	51,9	49,72	18,31	41,91	8,42
581-8	2,84	8,45	39,93	52,04	16,37	31,02	12,24
581-9	0,22	9,23	22,56	37,68	87,69	41,71	36,41
581-12	0,49	12,39	37,39	44,22	46,72	25,88	29,59
581-13	8,84	12,1	46,02	42,45	15,83	32,09	1,88
581-14	17,09	11,84	60,12	51,47	7,1	45,52	2,36
742-1	0,81	10,61	37,88	66,67	100	30	33,33
742-2	2,48	11,44	30,85	70,42	100	24,79	36,82
014-7	0,3	11,11	55,56	25	41,67	16,67	33,33
014-8	0,65	3,85	15,38	48,48	100	18,18	38,46
014-13	1,11	11,94	14,93	62,22	100	12,5	37,31
014-14	0,36	9,3	53,49	33,33	100	31,17	41,86
084-1	0,91	14,2	40,34	81,36	82,14	22,41	33,52
084-2	0,41	10	25	96,43	100	19,23	32,5
084-3	1,82	9,07	34,28	57,78	89,55	28,14	24,65
084-4	0,74	13,99	11,89	56,25	100	14,9	32,87
084-5	0,84	12,88	19,63	50	62,5	24,14	36,2
084-6	0,88	9,94	22,22	53,73	100	30,39	49,12
084-7	74,01	10,21	43,2	49,96	2	25,77	4,36
084-8	1,96	10,99	43,98	63,78	50,83	34,13	29,06
084-9	17,46	8,51	41,53	48,59	4,18	28,12	5,54
084-10	0,42	11,11	6,17	56,52	100	30,43	34,57
084-11	0,57	5,45	22,73	52,08	100	16,67	41,82
791-10	2,46	9,91	44,87	48,19	25,4	36,17	12,2
791-11	0,53	12,13	41,12	51,72	70	29,7	28,65
791-16	0,09	12,5	18,75	58,06	54,84	29,3	33,33
791-17	0,19	11,33	21,67	45,95	100	29,16	47,29
063-8	1,87	10,81	54,71	45,25	100	50,21	20,99
049-20	5,89	10,48	46,12	47,69	10,74	31,17	9,56
Suma	315,7	448,54	1452,39	2358,69	2943,14	1210,86	1230,41
Promedio	7,17	10,19	33,01	53,61	66,89	27,52	27,96
Desvío	17,18	2,37	14,5	11,55	37,38	8,77	13,99

Tabla 7.18. Matriz de datos originales.

Identificación de los factores y procesos que inciden en la presencia de Compuestos Orgánicos Persistentes (COPs) en el agua subterránea en la Cuenca del Río Quequén Grande. Aplicación en la gestión del recurso hídrico subterráneo.

Fracción	% Población	% Población menor a 5 años	% Población sin obra social	Educación hasta primaria completa	% Hogares con agua de red	IPMH (% hogares con privación)	% Población en actividad primaria
476-1	3,37	-0,19	0,88	-0,28	-1,76	0,12	-1,71
476-2	0,23	-0,37	0,22	-0,05	-1,07	-0,51	-0,77
476-3	-0,35	-1,19	-0,5	-0,75	-0,49	-0,72	0,75
476-4	-0,38	-2,79	0,68	0,48	-0,32	-0,53	0,81
476-5	-0,33	1,2	-1,4	-0,51	0,48	0,26	0,12
476-6	-0,33	-0,52	-0,3	0,31	0,77	-1,46	0,7
476-7	0,27	0,82	2,17	-0,09	-0,58	2,53	-1,38
476-8	-0,36	1,16	-0,86	0,32	0,89	0,22	1,03
476-9	-0,35	-1,05	-0,93	-0,37	0,89	-0,08	1,04
476-10	-0,37	1,06	-1,18	0,79	0,89	-0,42	0,67
476-11	-0,33	0,43	-0,47	-0,48	0,89	0,04	0,17
476-12	-0,29	-0,65	-0,41	0,42	0,89	-0,68	0,61
476-13	-0,37	-1,33	-0,77	0,88	0,89	-0,41	0,63
581-1	3,35	-0,69	0,57	0,18	-1,78	-0,64	-1,9
581-6	-0,4	-0,43	-0,95	-0,21	0,89	-1,53	0,87
581-7	-0,16	0,21	1,3	-0,34	1,3	1,64	-1,4
581-8	-0,25	-0,73	0,48	-0,14	-1,35	0,4	-1,12
581-9	-0,4	-0,4	-0,72	-1,38	0,56	1,62	0,6
581-12	-0,39	0,93	0,3	-0,81	-0,54	-0,19	0,12
581-13	0,1	0,81	0,9	-0,97	-1,37	0,52	-1,86
581-14	0,58	0,7	1,87	-0,19	-1,6	2,05	-1,83
742-1	-0,37	0,18	0,34	1,13	0,89	0,28	0,38
742-2	-0,27	0,53	-0,15	1,46	0,89	-0,31	0,63
014-7	-0,4	0,39	1,55	-2,48	-0,67	-1,24	0,38
014-8	-0,38	-2,68	-1,22	-0,44	0,89	-1,06	0,75
014-13	-0,35	0,74	-1,25	0,75	0,89	-1,71	0,67
014-14	-0,4	-0,37	1,41	-1,76	0,89	0,42	0,99
084-1	-0,36	1,69	0,51	2,4	0,41	-0,58	0,4
084-2	-0,39	-0,08	-0,55	3,71	0,89	-0,95	0,32
084-3	-0,31	-0,47	0,09	0,36	0,61	0,07	-0,24
084-4	-0,37	1,6	-1,46	0,23	0,89	-1,44	0,35
084-5	-0,37	1,14	-0,92	-0,31	-0,12	-0,39	0,59
084-6	-0,37	-0,1	-0,74	0,01	0,89	0,33	1,51
084-7	3,89	0,01	0,7	-0,32	-1,74	-0,2	-1,69
084-8	-0,3	0,34	0,76	0,88	-0,43	0,75	0,08
084-9	0,6	-0,71	0,59	-0,43	-1,68	0,07	-1,6
084-10	-0,39	0,39	-1,85	0,25	0,89	0,33	0,47
084-11	-0,38	-2	-0,71	-0,13	0,89	-1,24	0,99
791-10	-0,27	-0,12	0,82	-0,47	-1,11	0,99	-1,13
791-11	-0,39	0,82	0,56	-0,16	0,08	0,25	0,05
791-16	-0,41	0,97	-0,98	0,39	-0,32	0,2	0,38
791-17	-0,41	0,48	-0,78	-0,66	0,89	0,19	1,38
063-8	-0,31	0,26	1,5	-0,72	0,89	2,59	-0,5
049-20	-0,07	0,12	0,9	-0,51	-1,5	0,42	-1,32
Suma	0	0	0	0	0	0	0
Promedio	0	0	0	0	0	0	0
Desvio	1	1	1	1	1	1	1

Tabla 7.19. Matriz de datos originales en matriz de datos estandarizados.

El tercer paso consiste en clasificar el puntaje Z en una matriz de calificación, de acuerdo a la dispersión de cada valor respecto a la media y generando una matriz de clasificación (MC, Tabla 7.20). En base a estos datos se realizan los mapas Z (Figuras 7.17, 7.18, 7.19, 7.20, 7.21, 7.22 y 7.23) para cada una de las variables.

Valor estandarizado	Indicador	Condición
<-1	1	Muy por debajo de la media
Entre -1 y -0,5	2	Bajo la media
Entre -0,5 y 0	3	Bajo cercano a la media
Entre 0 y 0,5	4	Alto cercano a la media
Entre 0,5 y 1	5	Por encima de la media
>1	6	Muy por encima de la media

Tabla 7.20. Clasificación de los puntajes Z.

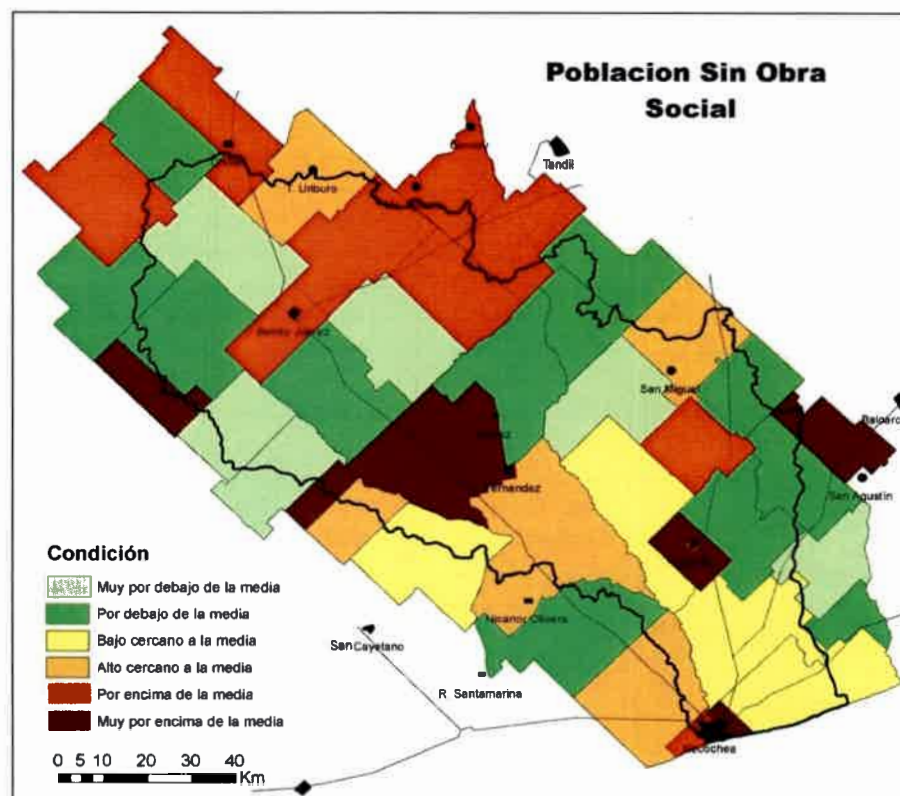


Figura 7.17. Mapa Z para la variable "población sin obra social".

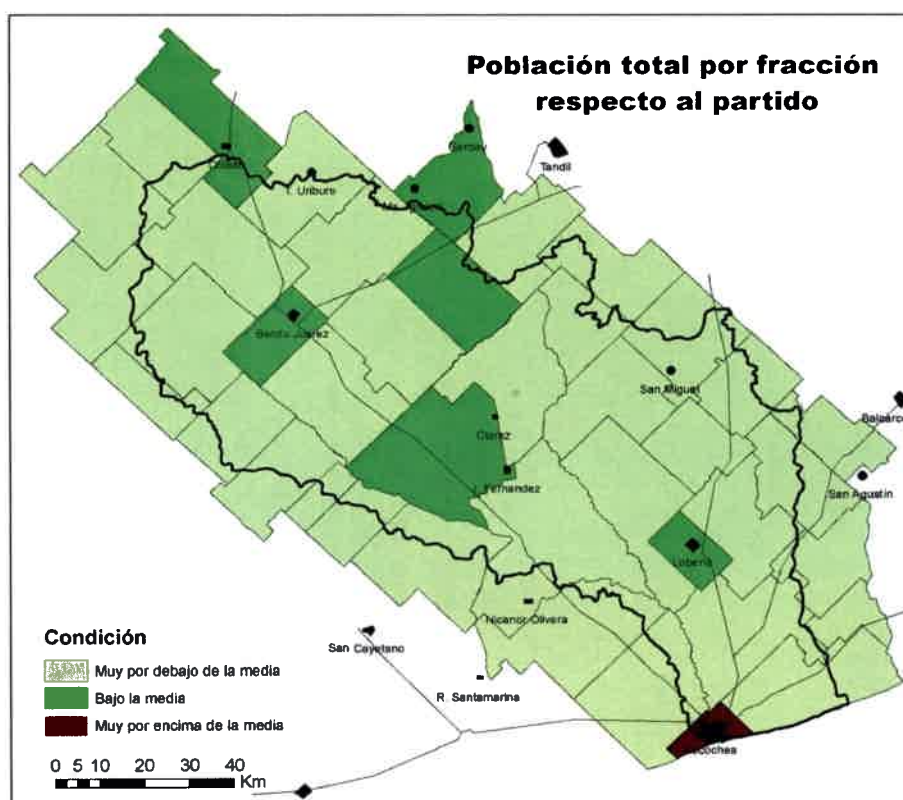


Figura 7.18. Mapa Z para la variable "total de la fracción respecto al partido".

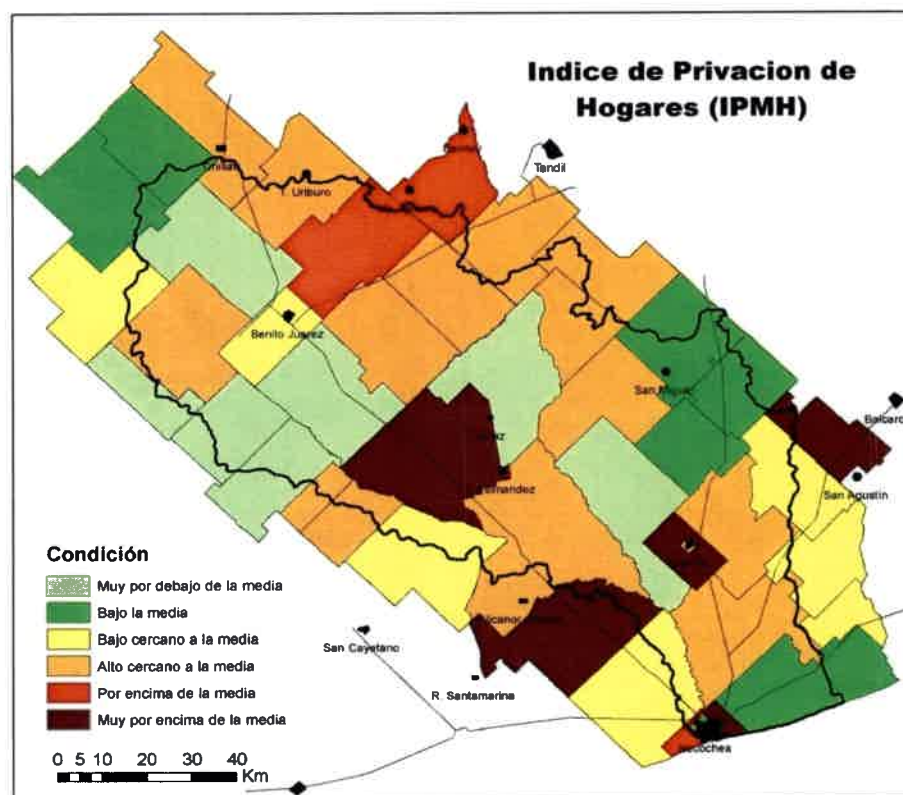


Figura 7.19. Mapa Z para la variable "Índice de Privación Material de los Hogares".

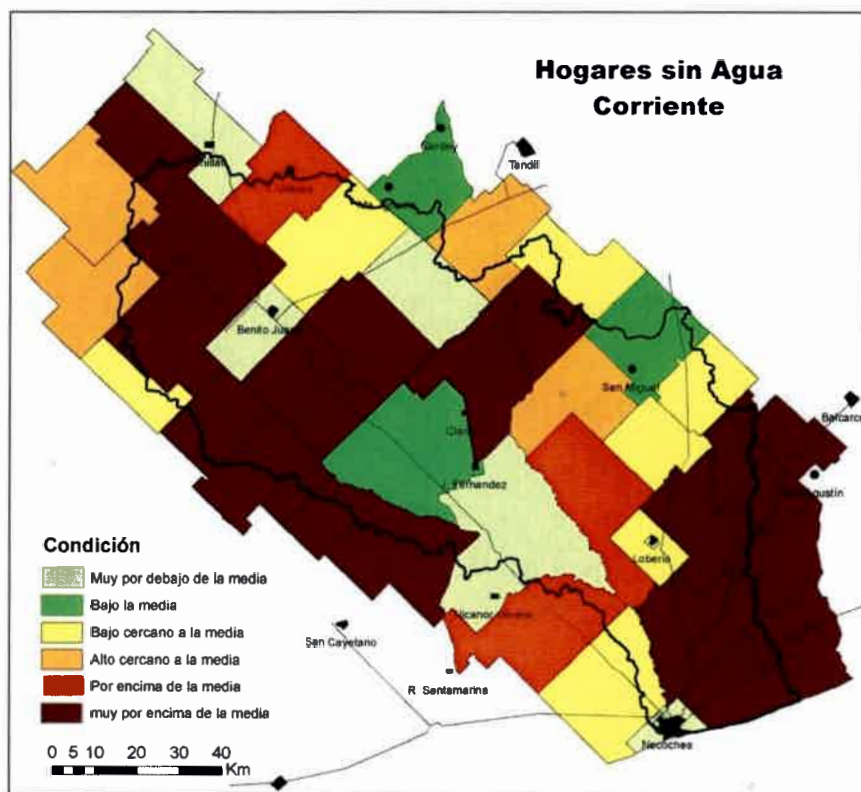


Figura 7.20. Mapa Z para la variable “hogares sin agua corriente”.

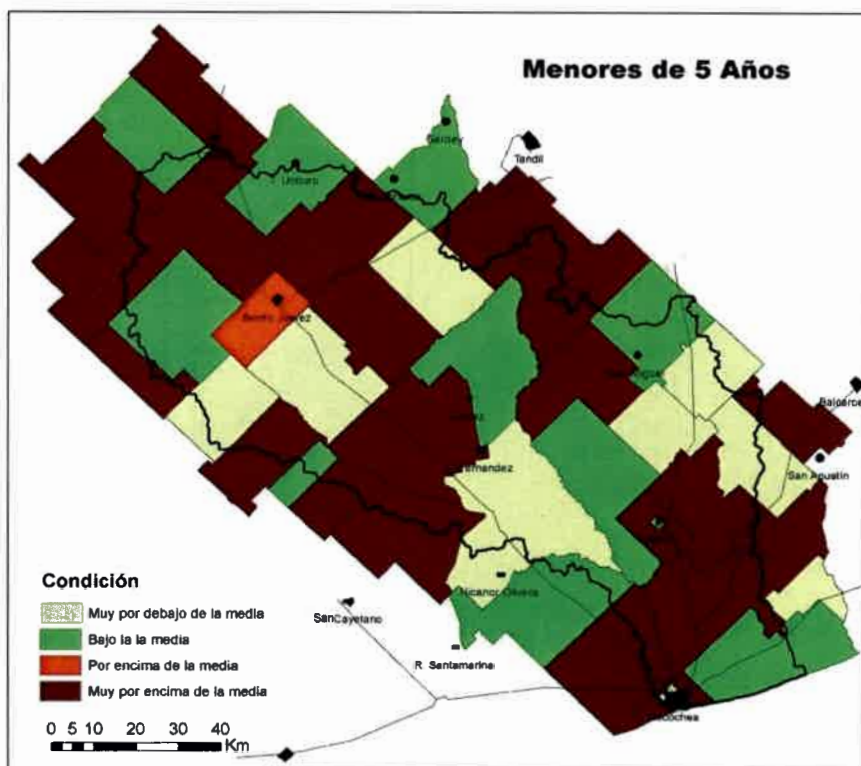


Figura 7.21. Mapa Z para la variable “población menor a 5 años”.

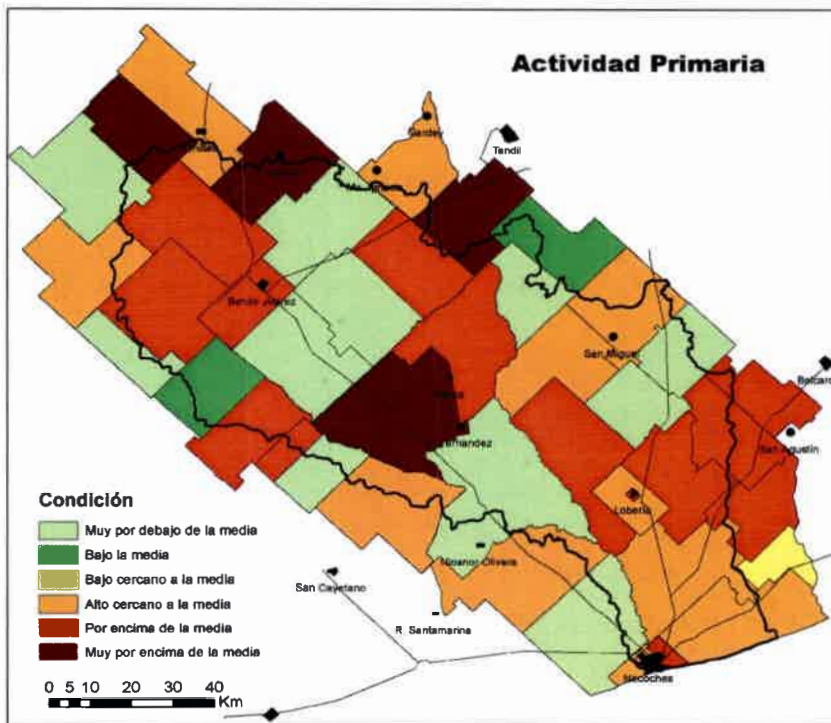


Figura 7.22. Mapa Z para la variable "actividad primaria".

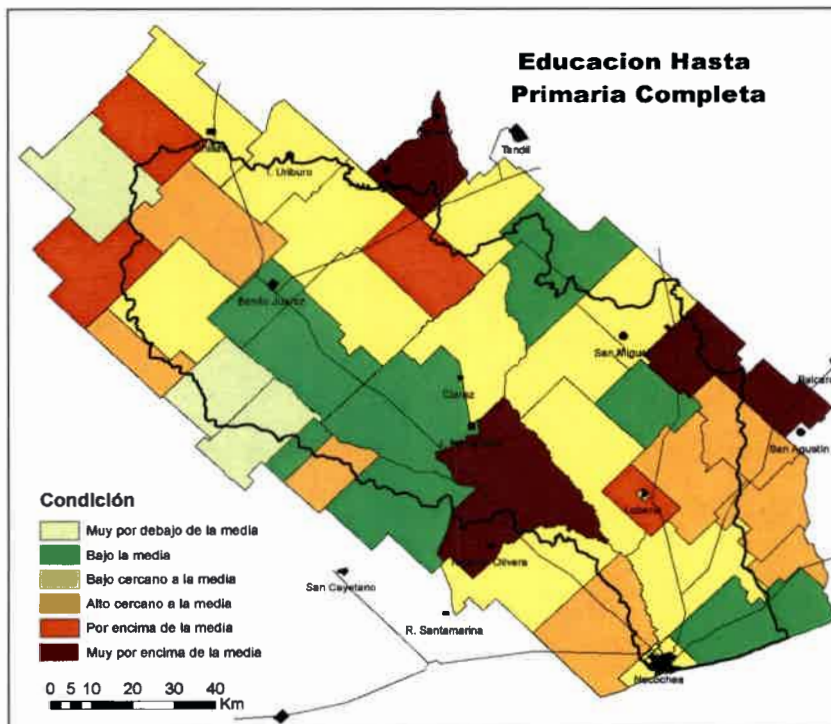


Figura 7.23. Mapa Z para la variable "educación hasta primaria completa".

Posteriormente, se obtuvo el **VIM** para cada unidad espacial y se ordenan de forma descendente según los resultados del VIM (Tabla 7.21).

$$VIM = \frac{\text{Suma de clasificaciones}}{\text{Numero de variables}}$$

Rango	VIM	Condición	Significado
1	1 a 1,99	Muy por debajo de la media	Muy baja Vulnerabilidad Social
2	2 a 2,99	Bajo la media	Baja
3	3 a 3,99	Bajo cercano a la media	Moderada
4	4 a 4,99	Por encima de la media	Alta
5	5 a 6	Muy por encima de la media	Muy alta Vulnerabilidad Social

Tabla 7.21. Cálculo y clasificación del VIM.

7.3.3.2 Resultados

Estas unidades espaciales se clasificaron en intervalos (según la tabla 7.21) y por último se realiza la cartografía temática de los resultados (Figura 7.22), con una graduación de color que indique los diferentes rangos del VIM (Tabla 7.22).

Del análisis del total de 44 fracciones censales, se desprende que 13 poseen una baja vulnerabilidad social, 25 moderada y 6 alta vulnerabilidad (Figura 7.24). Las fracciones con baja vulnerabilidad se caracterizan por la ausencia de centros urbanos importantes, debido a esto la cantidad de población es inferior a la de otras fracciones, lo que disminuye considerablemente la cantidad de personas expuestas y en definitiva, que es susceptible por el consumo de agua contaminada.

Identificación de los factores y procesos que inciden en la presencia de Compuestos Orgánicos Persistentes (COPs) en el agua subterránea en la Cuenca del Río Quequén Grande. Aplicación en la gestión del recurso hídrico subterráneo.

Fracción	% Población	% Población en actividad primaria	% Población menor a 5 años	% Población sin obra social	Educación hasta primaria completa	% Hogares sin agua de red	IPMH (% hogares con privación)	VIM	Orden VIM
014-7	6	1	4	6	3	2	1	3,18	4
014-8	4	2	1	1	3	5	1	2,20	3
014-13	3	5	5	1	2	5	1	2,88	4
014-14	3	5	3	6	4	5	4	4,33	5
049-20	3	4	4	5	2	1	4	3,18	4
063-8	3	5	4	6	4	5	6	4,82	5
084-1	4	1	6	5	3	4	2	3,80	4
084-2	3	6	3	2	4	5	2	3,22	4
084-3	3	6	3	4	3	5	4	3,86	4
084-4	3	5	6	1	5	5	1	3,53	4
084-5	3	4	6	2	3	3	3	3,35	4
084-6	3	5	3	2	4	5	4	3,53	4
084-7	3	5	4	5	5	1	3	3,53	4
084-8	6	1	4	5	4	3	5	4,14	4
084-9	3	5	2	5	3	1	4	3,04	4
084-10	3	1	4	1	3	5	4	3,29	3
084-11	3	1	1	2	3	5	1	2,33	3
476-1	3	5	3	5	1	1	4	2,88	4
476-2	3	4	3	4	2	1	2	2,39	3
476-3	4	1	1	3	2	3	2	2,18	3
476-4	5	1	1	5	3	3	2	2,69	3
476-5	3	4	6	1	6	4	4	4,14	4
476-6	3	5	2	3	6	5	1	3,37	4
476-7	3	4	5	6	1	2	6	3,84	4
476-8	3	5	6	2	3	5	4	4,00	4
476-9	3	5	1	2	5	5	3	3,20	4
476-10	3	5	6	1	1	5	3	3,20	4
476-11	3	4	4	3	6	5	4	4,31	5
476-12	3	4	2	3	6	5	2	3,51	4
476-13	3	3	1	2	4	5	3	3,00	3
581-1	3	4	2	5	4	1	2	2,86	4
581-6	3	5	3	2	3	5	1	2,88	3
581-7	3	6	4	6	4	1	6	4,18	5
581-8	6	1	2	4	3	1	4	2,86	3
581-9	3	4	3	2	5	5	6	4,14	4
581-12	5	1	5	4	3	2	3	3,33	3
581-13	3	4	5	5	4	1	5	3,84	4
581-14	3	5	5	6	3	1	6	4,16	5
742-1	3	1	4	4	3	5	4	3,78	4
742-2	3	4	5	3	3	5	3	3,67	4
791-10	3	4	3	5	4	1	5	3,51	4
791-11	3	6	5	5	2	4	4	4,02	5
791-16	3	3	5	2	2	3	4	3,16	4
791-17	3	1	4	2	2	5	4	3,29	3

Tabla 7.22. Valor del VIM para las distintas variables según las fracciones censales.

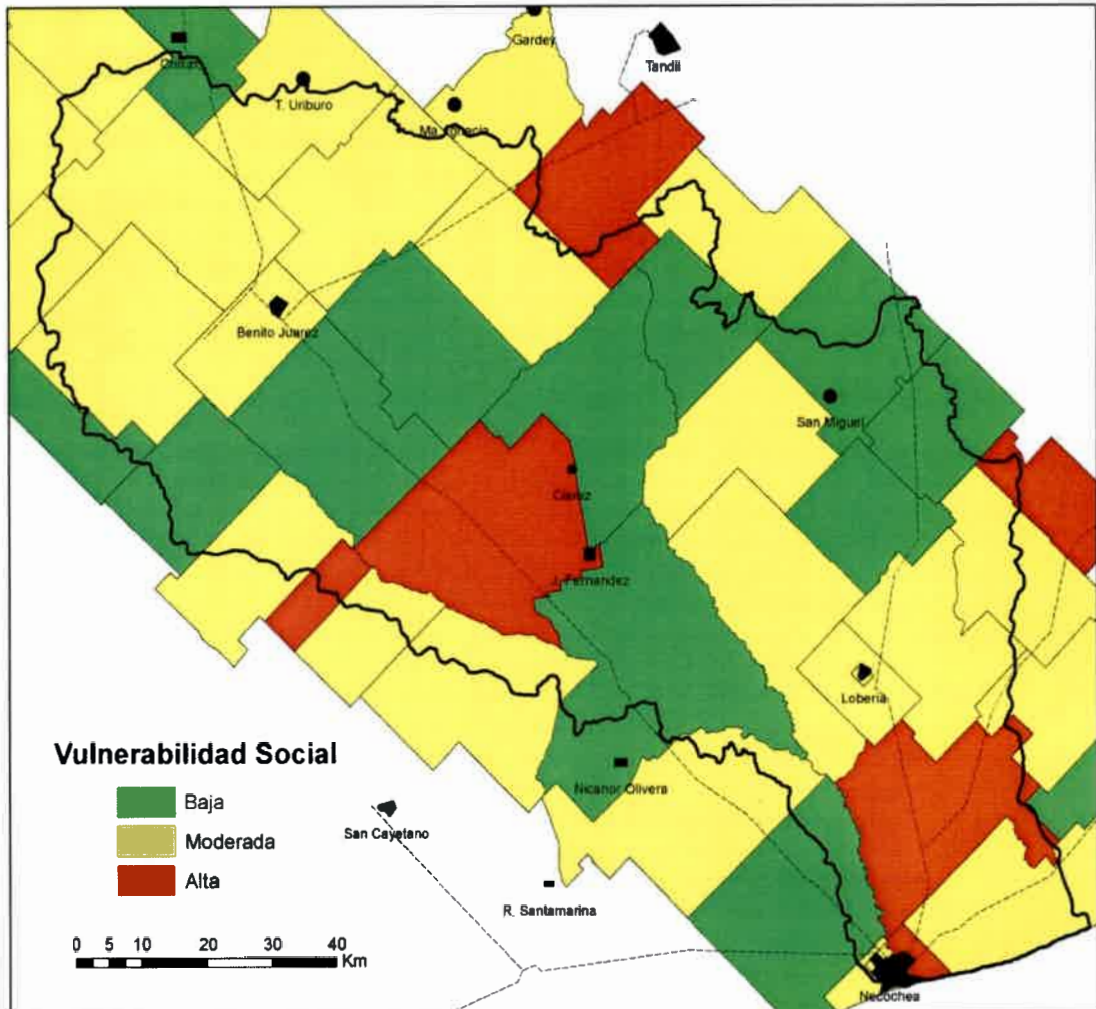


Figura 7.24 Mapa de vulnerabilidad social para la CRQG.

El mapa de vulnerabilidad social obtenido puede utilizarse entonces para la Gestión del Riesgo del Acuífero Pampeano, mediante la consideración de zonas donde la población es más susceptible de sufrir impactos negativos en el caso de contaminación del acuífero por plaguicidas. De esta forma, se debe promover la implementación de medidas no estructurales que actúan sobre la planificación física, económica, administrativa e institucional y social. Por ejemplo, se pueden promover las buenas prácticas agrícolas, ya sea respecto al uso del riego o plaguicidas y la concientización acerca de cuidados a la hora de consumir agua que no sea de red.

7.4 RIESGO ASOCIADO A LA CONTAMINACIÓN DEL ACUÍFERO PAMPEANO

Con el objetivo de obtener el **Riesgo Asociado a la Contaminación del Acuífero Pampeano** se combinaron los mapas de Peligrosidad de Contaminación y de Vulnerabilidad Social, asignándole un valor numérico a cada categoría y realizando el producto pixel a pixel. El resultado de este cálculo se puede observar en la tabla 7.23, posteriormente el rango de datos obtenido se discretizó en forma cualitativa, obteniendo un total de 3 categorías, donde el valor más alto indica la peor situación. Finalmente y en el entorno del software ArcGis 9.3, se realizaron los mapas de riesgo de contaminación (Figuras 7.25 y 7.26) asignándole a cada unidad espacial de análisis el valor obtenido. En la Tabla 7.24 se observa la comparación entre los mapas obtenidos para la evaluar el Riesgo Asociado a la Contaminación del Acuífero Pampeano

Riesgo de contaminación			Peligrosidad de contaminación				
			Muy alta	Alta	Moderada	Alta	Muy alta
			1	2	3	4	5
Vulnerabilidad Social	Baja	1	1	2	3	4	5
	Moderada	2	2	4	6	8	10
	Alta	3	3	6	9	12	15

Tabla 7.23. Matriz para evaluar el riesgo de contaminación del acuífero Pampeano

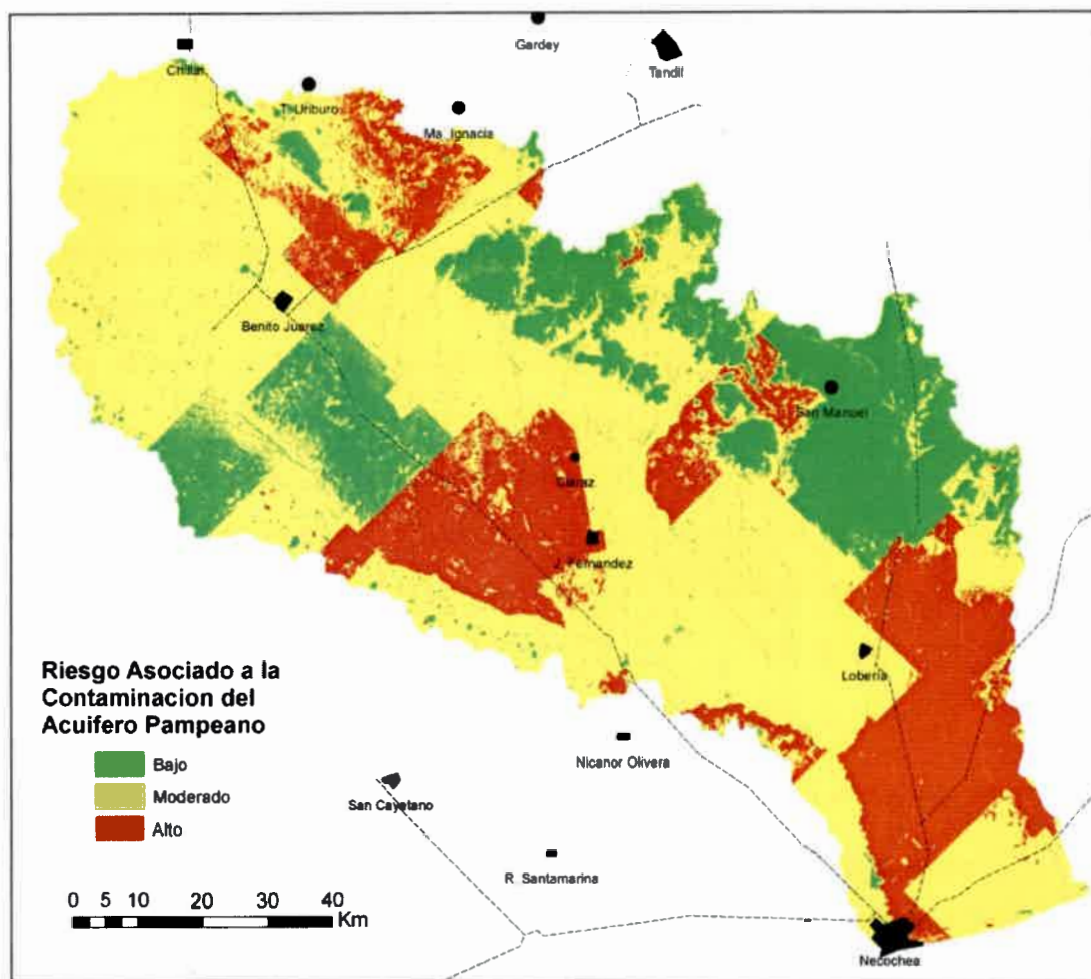


Figura 7.25. Riesgo asociado a la contaminación del Acuífero Pampeano a partir del mapa de usos del suelo. Resultado "A".

Riesgo Asociado	% del terreno Mapa usos del suelo	% del terreno Ensayos Laboratorio
Bajo	22.2	45.01
Moderado	57.1	45.55
Alto	20.1	9.44

Tabla 7.24. Comparación entre los mapas obtenidos para la evaluar el Riesgo Asociado a la Contaminación del Acuífero Pampeano.

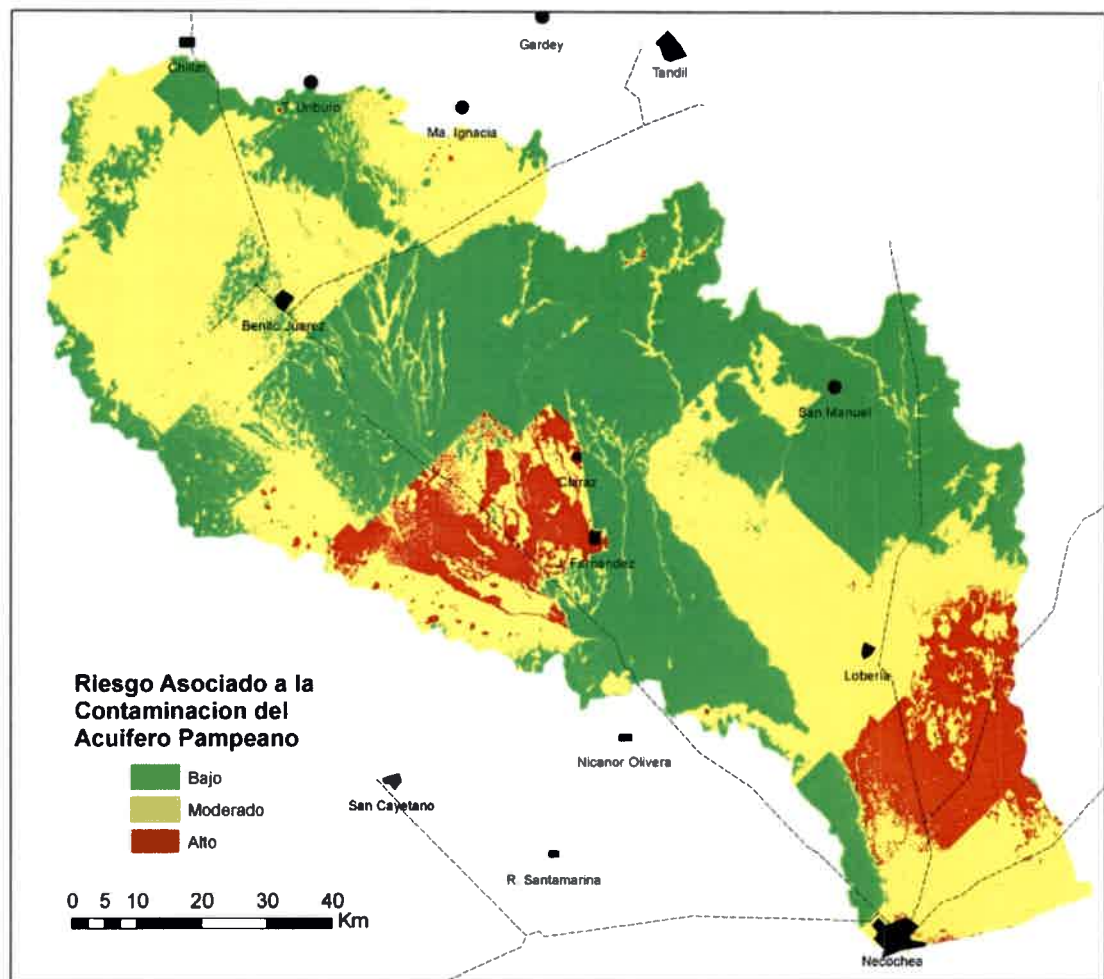


Figura 7.26. Riesgo asociado a la contaminación del Acuífero Pampeano a partir de los ensayos en columnas. Resultado "B".

7.5 DISCUSIÓN

A partir de este desarrollo se ha llegado a la obtención de dos mapas de riesgo. Surge entonces la pregunta: ¿cuál de ellos debería ser utilizado en un proceso de gestión? La respuesta nos sencilla ni unívoca, ya que si bien el basamento técnico es un insumo esencial a la hora de tomar decisiones sobre el territorio, éste debe ser complementado con numerosas variables sociales, económicas, políticas, etc., que también tendrán su influencia en la decisión final.

En principio, y desde una mirada únicamente hidrogeológica, se puede indicar que el mapa resultado A tendría como principal desventaja la importante cobertura areal que presenta la categoría "moderado", como siempre la más imprecisa de todas; la principal desventaja del mapa resultado "B" radica en que solo el 9.44 % del territorio

representa la categoría de riesgo alto, por lo que este mapa resultaría demasiado permisivo. En el campo de las ventajas, se considera que la principal del mapa resultado A es que todas las áreas urbanas de la cuenca tienen en sus proximidades área de riesgo alto, lo que podría contribuir positivamente con la salud de la población expuesta (se prestaría más atención a las medidas de prevención en las zonas donde justamente radica la mayor cantidad de población); en el caso del mapa B, se simplificaría el proceso de control y toma de decisiones por tener un bajo porcentaje del área bajo categoría alto riesgo.

Una vez aclarado este punto, se podría indicar que siempre (y aunque signifique medidas más complicadas de implementar, tanto desde lo político-social como desde lo económico) es preferible apuntar a la prevención y por lo tanto a la mayor seguridad.

CAPÍTULO 8. APORTES PARA LA GESTIÓN DEL RECURSO HÍDRICO SUBTERRÁNEO EN LA CUENCA DEL RÍO QUEQUÉN GRANDE

8.1 INTRODUCCIÓN

En los países de América Latina y el Caribe se ha intensificado el diálogo sobre la necesidad de crear instancias para la gestión del agua en el ámbito de cuencas como un medio para resolver conflictos, mejorar su administración y manejo, y considerar el impacto del uso del agua sobre el medio ambiente y la sociedad (CEPAL, 1996). En prácticamente todos los países de la región, diversas actividades relacionadas con la gestión y el aprovechamiento del agua ya se realizan a través de alguna entidad que funciona a nivel de cuencas, o existen planes en tal sentido (Jouravlev, 2001).

El principal objetivo de una estrategia de gestión y protección del agua subterránea es preservar su calidad y cantidad para el consumo humano, tanto para las generaciones presentes como para las futuras (UNESCO, 1991). Para lograr una estrategia de gestión y protección sustentable de este recurso se debe:

- Definir el valor del recurso hídrico subterráneo, considerando las necesidades y los intereses locales, regionales y nacionales.
- Definir la extensión, el grado y los criterios para la protección de las aguas subterráneas y asignar su aplicación a todos los niveles de las autoridades gubernamentales pertinentes (nacional, regional, local)
- Apoyar y coordinar los programas de investigación para el desarrollo de métodos de protección y de tecnologías para la detección y eliminación de la contaminación de las aguas subterráneas.
- Educar al público en general sobre los programas de protección de las aguas subterráneas.

8.2 EL COMITÉ DE LA CRQG

Enfatizando en la importancia de los recursos hídricos, se puede afirmar que las cuencas hidrográficas son unidades físicas que sirven como marco práctico y objetivo para la planificación y gestión del desarrollo sostenible (Gaspari, 2005). Por lo tanto, un Comité de Cuenca (o figuras equivalentes) posee una visión integradora de la cuenca que representa ya que debería exceder los límites físicos y políticos de los municipios que la constituyen, para constituir una nueva unidad territorial que se gestiona como un todo.

Este Comité fue creado en 1994, impulsado por un grupo de productores, inicialmente para intentar reducir los impactos producidos por las inundaciones. Los municipios que forman parte de la cuenca son: Necochea y Lobería (con más del 70% de la superficie total), Benito Juárez, Tandil, González Chávez y San Cayetano. Está conformado por un Comité Ejecutivo, constituido por los intendentes de los municipios pertenecientes a esta cuenca y un Comité Técnico Asesor, integrado por los Secretarios de Obras Públicas de los municipios, y representantes de la Autoridad del Agua Provincial (ADA), de la Dirección Provincial de Obras Hídricas y Saneamiento y de la Dirección Provincial de Vialidad. Aún no se ha legislado sobre el financiamiento, estando las acciones que actualmente se llevan a cabo, costeadas fundamentalmente por los municipios respectivos.

En el momento de su conformación, los productores se encontraban muy preocupados por los ciclos húmedos, de altos excedentes hídricos, y en los cuales se producían inundaciones. Este comportamiento que alterna ciclos húmedos y secos es muy característico de la llanura pampeana, pasando del período 1998 a 2001, con fuertes excesos hídricos que causaron importantes inundaciones, a años de moderados a secos, con periodos de sequía, como en 2005 (Quiroz Londoño et al., 2013). En la actualidad, y luego de participar de numerosas reuniones del Comité de Cuenca, se advierte que la preocupación por las inundaciones y las pérdidas económicas que ellas ocasionan a la agricultura/ganadería continúa estando en la cima de las prioridades de muchos de los integrantes del Comité.

8.2.1 Análisis FODA del Comité de la CRQG

Se realizó una matriz FODA (fortalezas, oportunidades, debilidades y amenazas) con la finalidad de sintetizar el análisis preliminar de la organización Comité de la CRQG. El análisis FODA (IPN, 2002) es una de las herramientas esenciales que provee de los insumos necesarios al proceso de planeación estratégica, proporcionando la información para la implantación de acciones y medidas correctivas y la generación de nuevos o mejores proyectos de perfeccionamiento.

En el proceso de análisis de las **fortalezas, oportunidades, debilidades y amenazas**, se consideran los factores económicos, políticos, sociales y culturales que representan las influencias del ámbito externo a la organización, que inciden sobre su quehacer interno, ya que potencialmente pueden favorecer o poner en riesgo el cumplimiento de la misión institucional. La previsión de esas oportunidades y amenazas posibilita la construcción de escenarios anticipados que permitan reorientar el rumbo de la organización analizada.

Las fortalezas y debilidades corresponden al ámbito interno de la institución, y dentro del proceso de planeación estratégica, se debe realizar el análisis de cuáles son esas fortalezas con las que cuenta y cuáles las debilidades que obstaculizan el cumplimiento de sus objetivos estratégicos.

Entre algunas características de este tipo de análisis se encuentra las siguientes ventajas:

- Facilitan el análisis del quehacer institucional que por atribución debe cumplir la organización en apego a su marco jurídico y a los compromisos establecidos en las políticas públicas.
- Facilitan la realización de un diagnóstico para la construcción de estrategias que permitan reorientar el rumbo institucional, al identificar la posición actual y la capacidad de respuesta.
- Permiten identificar la congruencia entre la asignación del gasto público y su quehacer institucional.

8.2.2 Matriz FODA para la CRQG

FRENTE INTERNO	FRENTE EXTERNO
Fortalezas	Amenazas
<p>Existencia de una organización conformada por políticos, personal técnico de distintos municipios y productores, funcionando desde 1994 (Comité de la CRQG).</p> <p>Reuniones periódicas, con interés en la problemática de contaminación del Acuífero Pampeano.</p> <p>Vinculación fluida con organizaciones de investigación (UNMdP, INTA, UNICEN).</p> <p>Apoyo político de los dos principales municipios incluidos en la CRQG (Necochea, Lobería)</p> <p>Repercusión favorable en los medios de comunicación locales de las reuniones y de los contenidos de las reuniones.</p>	<p>Tendencia creciente de los agricultores al uso de riego.</p> <p>Deficiencias en el control de la construcción y operación de pozos de riego.</p> <p>El acuífero Pampeano es la única fuente de recursos hídricos.</p> <p>Alternancia de períodos húmedos y secos (variabilidad climática).</p> <p>Aspectos electorales y políticos-partidarios que pueden discontinuar las acciones del Comité.</p>
Debilidades	Oportunidades
<p>La principal preocupación del Comité ha sido tradicionalmente las inundaciones, antes que las Buenas Prácticas Agrícolas.</p> <p>Algunos de los municipios de la CRQG, que tienen escasa representación areal, le dan poca importancia al Comité de Cuenca.</p> <p>Aspectos administrativos complejos que en ocasiones demoran la ejecución de acciones propuestas (dependencia de los presupuestos y de los tiempos municipales, coordinación con otras estructuras, por ejemplo la Dirección provincial de Hidráulica).</p> <p>Falta de personal técnico, que pueda dedicarse a centralizar y administrar la información necesaria (administrar la BDH y el SIG de la CRQG).</p>	<p>Creciente preocupación de la población en general por las cuestiones asociadas a la contaminación del agua, en especial por el uso de agroquímicos.</p> <p>Interés de la ADA en mejorar el funcionamiento de los Comité de Cuenca.</p> <p>Actualización normativa en relación a los usuarios de agua superficial y subterránea por parte de ADA provincial (2013).</p>

8.2.3 Estrategias de gestión asociadas a la matriz FODA

La matriz FODA, nos indica cuatro estrategias alternativas conceptualmente distintas (Tabla 8.1), siendo dos las utilizadas en el presente trabajo, tanto por su relevancia como su simplicidad para ser aplicadas (“maxi-maxi” y “mini-mini”). En la práctica, algunas de las estrategias se traslapan o pueden ser llevadas a cabo de manera concurrente y de manera concertada. Pero para propósitos de discusión, el enfoque estará sobre las interacciones de los cuatro conjuntos de variables.

FACTORES INTERNOS FACTORES EXTERNOS	Lista de Fortalezas F1. F2. ... Fn.	Lista de Debilidades D1. D2. ... Dr.
Lista de Oportunidades O1. O2. ... Op.	FO (Maxi-Maxi) <i>Estrategia para maximizar tanto las F como las O.</i> 1. XXXXXXXXXXXXXXXX (O1, O2, F1, F3 ...)	DO (Mini-Maxi) <i>Estrategia para minimizar las D y maximizar las O.</i> 1. XXXXXXXXXXXXXXXX (O1, O2, D1, D3, ...)
Lista de Amenazas A1. A2. ... Aq.	FA (Maxi-Mini) <i>Estrategia para maximizar las fortalezas y minimizar las amenazas.</i> 1. XXXXXXXXXXXXXXXX (F1, F3, A2, A3, ...)	DA (Mini-Mini) <i>Estrategia para minimizar tanto las A como las D.</i> 1. XXXXXXXXXXXXXXXX (D1, D3, A1, A2, A3, ...)

Tabla 8.1. Estrategias de acción que surgen de la aplicación de la matriz FODA (IPN, 2002).

a. La Estrategia DA (Mini-Mini, Tabla 8.2). En general, el objetivo de la estrategia DA (Debilidades vs Amenazas), es el de minimizar tanto las debilidades como las amenazas. Una institución que estuviera enfrentada sólo con amenazas externas y con debilidades internas, podría encontrarse en una situación totalmente precaria, teniendo que luchar por su supervivencia. Pero existen otras alternativas, por ejemplo esa institución podría reducir sus operaciones buscando sobreponerse a sus debilidades o para esperar tiempos mejores, cuando desaparezcan esas amenazas. Sin embargo, cualquiera que sea la estrategia seleccionada, la posición DA se deberá siempre tratar de evitar.

b. La Estrategia FO (Maxi-Maxi, Tabla 8.3). El objetivo de esta estrategia es permitir a una institución poder maximizar tanto sus fortalezas como sus oportunidades, es decir aplicar siempre la estrategia FO (Fortalezas vs Oportunidades). Tales instituciones

podrían echar mano de sus fortalezas, utilizando recursos para aprovechar la oportunidad del mercado para sus productos y servicios. Las instituciones exitosas, aún si ellas han tenido que usar de manera temporal alguna de las otras tres estrategias, siempre hará lo posible por llegar a la situación donde pueda trabajar a partir de las fortalezas para aprovechar las oportunidades. Si tienen debilidades, esas instituciones lucharán para sobreponerlas y convertirlas en fortalezas. Si encaran amenazas, ellas las coparán para poder enfocarse en las oportunidades.

Matriz Mini-Mini	
Amenazas	Estrategias adaptativas (D-A): Reducir las Debilidades y evitar las Amenazas
Tendencia creciente de los agricultores al uso de riego.	<p>Control tanto en la construcción de pozos como en la cantidad de agua utilizada por un agricultor, estableciendo tasas en función del área a regar y el volumen de agua extraído.</p> <p>Mayor control en la construcción de los pozos de riego, con la realización de un censo.</p> <p>Con el fin de evitar la depresión del acuífero, es necesario un control del volumen de agua extraído para el riego de acuerdo a la estación y el estado del mismo.</p> <p>Establecimiento de un cuerpo de trabajo fijo, que no dependa de aspectos políticos, sino que pueda trabajar en forma continua independientemente de los aspectos electorales.</p>
Deficiencias en el control de la construcción y operación de pozos de riego.	
El acuífero Pampeano es la única fuente de recursos hídricos.	
Alternancia de períodos húmedos y secos (variabilidad climática).	
Aspectos electorales y políticos-partidarios que pueden discontinuar las acciones del Comité.	
Debilidades	<p>Es fundamental remarcar la importancia de estas prácticas, ya que son las que permiten que los productos sean exportados al exterior. Si bien las inundaciones son un problema que existe, no tiene una amplia repercusión temporal, en cambio si el suelo o el agua subterránea son contaminados, la traslocación a los cultivos es probable, con la consiguiente problemática en la comercialización de los alimentos generados bajo estas condiciones. La remediación de estas matrices es muy compleja y puede llevar décadas, mientras que las problemáticas asociadas a una inundación no son mayores a un año.</p> <p>Gestionar para lograr la inclusión participativa de estos municipios, ya que independientemente de la distribución areal, estos partidos constituyen algunas de las principales áreas donde el acuífero Pampeano recibe mayor porcentaje de la recarga y que por lo tanto es más vulnerable a la contaminación por plaguicidas.</p>
La principal preocupación del Comité ha sido tradicionalmente las inundaciones, antes que las Buenas Prácticas Agrícolas.	
Algunos de los municipios de la CRQG, que tienen escasa representación areal, le dan poca importancia al Comité de Cuenca.	
Aspectos administrativos complejos que en ocasiones demoran la ejecución de acciones propuestas (dependencia de los presupuestos municipales, de los tiempos municipales, coordinación con otras estructuras, por ejemplo la Dirección provincial de Hidráulica).	
Falta de personal técnico, que pueda dedicarse a centralizar y administrar la información necesaria (administrar la BDH y el SIG de la CRQG).	

Tabla 8.2. Matriz para la estrategia DA (Mini-Mini).

Matriz Maxi-Maxi	
Fortalezas	Estrategias ofensivas (F-O): Incluyen las Fortalezas para aprovechar las Oportunidades.
Existencia de una organización conformada por políticos, personal técnico de distintos municipios y productores, funcionando desde 1994 (Comité de la CRQG)	<p>Aumento en la periodicidad de las reuniones y en un lugar físico determinado, con el objetivo de evitar dificultades o demoras en la toma de decisiones asociadas al tiempo (varios meses en algunos casos) entre reunión y reunión.</p> <p>Fomentar la participación de las organizaciones de investigación en la toma de decisiones, no solo en la generación de información.</p> <p>Realización de asambleas abiertas, con participación de la población interesada, de tal forma que todos los actores estén al tanto de las problemáticas y puedan emitir su opinión o plantear problemas.</p> <p>Mejorar y fomentar la educación ambiental y conocer la percepción de la población respecto al uso de los plaguicidas.</p> <p>Aplicación de sanciones a los infractores de normas ambientales.</p>
Reuniones periódicas, con interés en la problemática de contaminación del Acuífero Pampeano	
Vinculación fluida con organizaciones de investigación (UNMdP, INTA, UNICEN).	
Apoyo político de los dos principales municipios incluidos en la CRQG (Necochea, Lobería)	
Repercusión favorable en los medios de comunicación locales de las reuniones y de los contenidos de las reuniones.	
Oportunidades	
Creciente preocupación de la población en general por las cuestiones asociadas a la contaminación del agua, en especial por el uso de agroquímicos.	
Interés de la ADA en mejorar el funcionamiento de los Comité de Cuenca	
Actualización normativa en relación a los usuarios de agua superficial y subterránea por parte de ADA provincial (2013).	

Tabla 8.3. Matriz para la estrategia FO (Maxi-Maxi).

8.3 GESTIÓN INTEGRADA DE RECURSOS HÍDRICOS

La gestión de los acuíferos se ha transformado en un tema emergente y es fundamental su implementación, que en general resulta difícil debido a la ausencia de una cultura y prácticas para abordar la naturaleza de los problemas que atañen a esta acción. En síntesis podría decirse que **la gestión de las aguas subterráneas tiene por principal objetivo el desarrollo sostenible del recurso para diferentes usos**. Según Custodio (1993), la gestión de acuíferos es el conjunto de guías, normas, leyes, reglamentos y actuaciones dirigidas a sostener, conservar, proteger, restaurar y regenerar esos acuíferos. Un asunto clave para la sostenibilidad de las aguas subterráneas es atender a los dos grandes aspectos involucrados en el concepto de sobreexplotación de acuíferos (Custodio, 1991, 1993):

- a) el equilibrio de la recarga de aguas subterráneas con la extracción
- b) la protección las aguas subterráneas de la contaminación.

En este marco, el proceso de gestión se compone de una serie de acciones que no son estáticas, sino que por el contrario son interactuantes y dinámicas. Es decir el marco en el que se encuadren estas acciones debe ser flexible y acorde a la evolución ambiental, planteado bajo una concepción holística que comprenda aspectos técnicos, sociales, económicos, políticos, administrativos, institucionales, etc. y fundamentalmente, adaptado a cada situación particular sin dejar de tener accesibilidad real (Tujchneider et al., 2002). La Fundación Nueva Cultura del Agua (Paris et al., 2008) propone que la gestión del agua debería apoyarse en 3 pilares fundamentales: solidaridad, ahorro y subsidiariedad (Figura 8.1)



Figura 8.1. Pilares de la gestión del agua (tomado de Paris et al., 2008).

Solidaridad: el agua es un bien público y nadie tiene el derecho de tomar absoluta propiedad sobre ella. La solidaridad significa considerar al agua como una herencia común, el cual hemos recibido y debemos entregar en las mejores condiciones a las generaciones futuras.

Ahorro: en términos de uso eficiente del agua, contemplando que no haya derroche y que las demandas de todos los usuarios puedan ser equitativamente satisfechas de un modo sostenible, considerando solidariamente a las generaciones venideras.

Subsidiaridad: indica que toda planificación debe hacerse desde el “nivel más bajo posible”. Esto significa reconocer a los múltiples usuarios del agua y el valor que para cada uno de ellos tiene el agua.

En esta línea de pensamiento, vale agregar que en los últimos 10 o 12 años se ha puesto énfasis en la denominada “**Gestión Integrada de Recursos Hídricos**” (GIRH), la cual es considerada como un proceso y como tal atañe al presente con visión de futuro; gestionar es accionar, y para ello es necesario tener previamente en claro cuál es la meta, el objetivo a lograr. Por lo tanto, no puede llevar a cabo una adecuada gestión si antes no se ha planificado; esta acción se dirige al futuro, considerando el presente, es decir, considerando la situación actual y la situación a la que se pretende llegar (Massone, 2011).

Este enfoque considera a la cuenca hidrográfica como la unidad básica de manejo del agua, donde Gestión Integrada significa que todos los usos de los recursos hídricos se consideran en conjunto. Para asegurar el uso sostenible de estos recursos, pone de manifiesto la importancia de comprometer a todos los actores involucrados: autoridades, instituciones, los sectores público y privado y la sociedad (GWP, 2000). La gestión de los recursos hídricos a nivel de cuenca, concebida desde esta visión, se basa en un enfoque multidisciplinario incluyendo colaboración entre las principales partes interesadas, sobre la base de la transparencia y el acceso a la información así como a la participación local y la iniciativa pública (Nikitina et al., 2009).

Según la Asociación Mundial para el Agua (GWP, 2000) el desafío futuro de la gestión de recursos hídricos será alcanzar un equilibrio entre el uso de los recursos como base para el sustento de una población mundial creciente y la protección y la conservación

del recurso para sustentar sus funciones y características (Figura 8.2). El desafío de la GIRH es que la gestión del agua sea enfocada con 3 criterios que reflejan muy bien 3 de los 4 Principios de Dublín (GWP, 2005):

- criterio social, de modo tal que sea equitativa, solidaria, participativa.
- criterio económico, para que sea eficiente y productiva.
- criterio ambiental, para alcanzar la sustentabilidad.

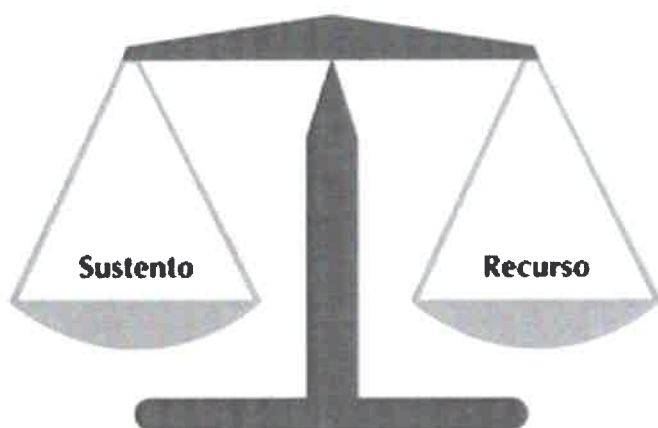


Figura 8.2. El desafío del manejo de recursos hídricos (GWP, 2000).

La GIRH se basa en que los usos del agua son interdependientes y que la solución de los problemas hídricos relacionados debe ser encarada en forma integral abarcando participativamente a cada uno de los actores vinculados al agua, reconociendo el rol que cada uno cumple en la sociedad (Paris et al., 2008). La GIRH promueve el desarrollo y la gestión coordinados, lo que comprende el desarrollo y la gestión de:

- Suelo y agua superficiales y subterráneas
- La cuenca hidrográfica y sus ambientes costero y marino
- Intereses aguas arriba y aguas abajo.

El paradigma de cambio de la GIRH trata algunos puntos clave, relacionados a la interacción agua superficial-acuífero:

- La recarga de las aguas subterráneas es afectada por el uso de las aguas superficiales.

- Los recursos superficiales aguas abajo pueden incluir un aporte significativo del flujo base de agua subterránea, especialmente durante los períodos de bajo caudal.
- Las aguas subterráneas son más confiables que las superficiales en épocas de sequía.
- La contaminación del agua subterránea puede persistir por siglos, lo cual reduciría su disponibilidad para las generaciones futuras.

8.3.1 Gestión del recurso hídrico subterráneo en la CRQG

Dada la temática que aborda este trabajo de tesis, se pondrá énfasis en el proceso de gestión del riesgo asociado a la contaminación del acuífero. En el proceso de gestión de riesgos geológicos, se pueden diferenciar tres grupos de acciones (Smith, 2001): antes, durante y después del evento, que en este caso sería la contaminación del acuífero Pampeano. Las **acciones previas** involucran evaluación del riesgo, predicción y prevención; las **acciones que se desarrollan durante**, forman el sistema de alerta donde uno de sus componentes esenciales es la alarma y aquellas **posteriores al evento**: ayuda, rehabilitación y reconstrucción o mitigación de efectos (Smith, 2001). En el caso del proceso de contaminación de acuíferos, el momento “durante” puede prolongarse en el tiempo meses o años (Massone et al., 2008).

Para el caso de esta tesis se analizarán especialmente las acciones previas: evaluación y predicción.

8.3.1.1 Evaluación

La evaluación del riesgo asociado a la contaminación del acuífero, desde la perspectiva técnica, se ha desarrollado en el Capítulo 7. En este capítulo, y utilizando información obtenida en capítulos previos, se obtuvo una serie de mapas (Figura 8.3) que pueden ser utilizados como instrumento de ayuda de toma de decisiones, en cualquiera de las etapas de la gestión del riesgo.

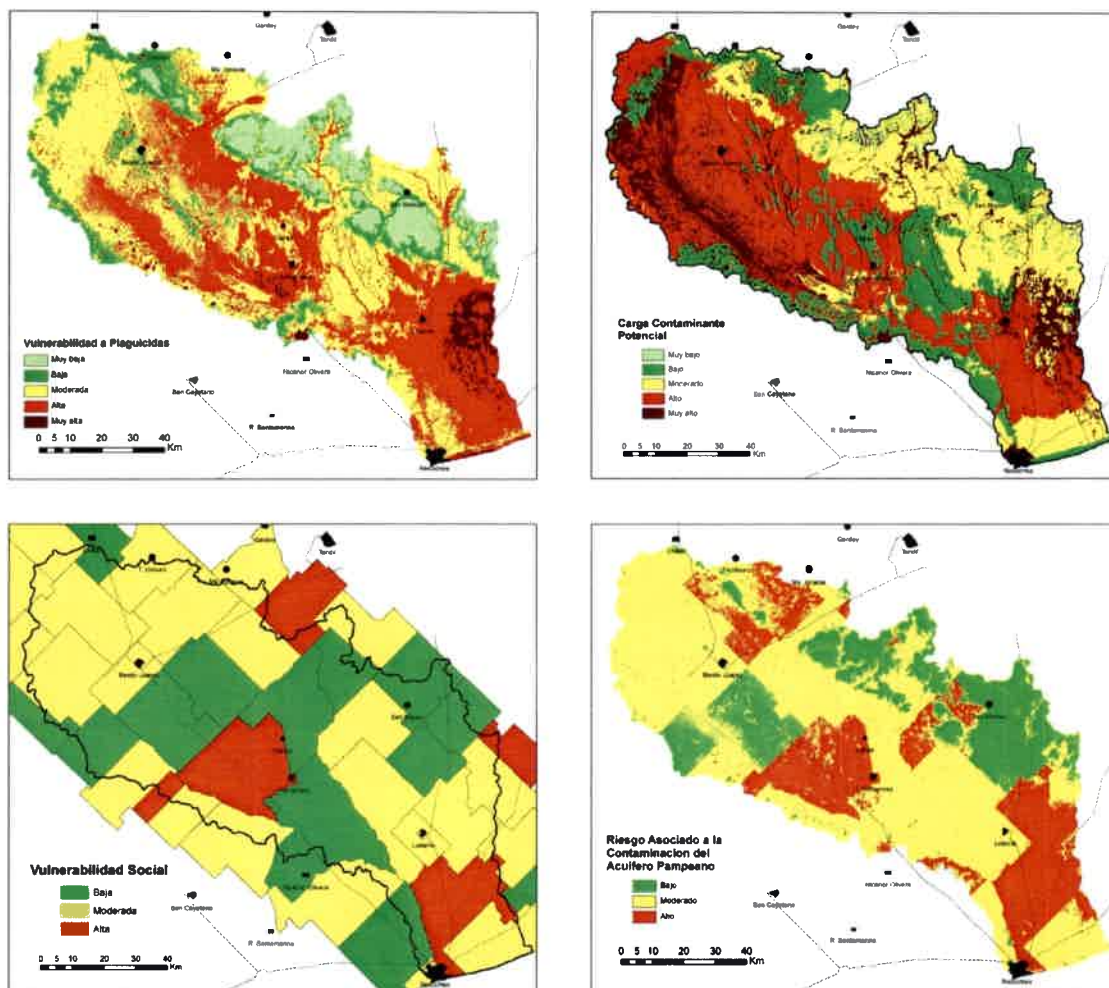


Figura 8.3. Distintos mapas que pueden ser utilizados en la etapa de evaluación del riesgo.

8.3.1.2 Predicción

La predicción implica determinar cuándo, dónde y de qué magnitud será un evento potencialmente negativo. Esta etapa está relacionada principalmente con el monitoreo de contenido de elementos mayoritarios y de plaguicidas en agua, mediante la implementación de una red de monitoreo de agua superficial y subterránea que estará en función del mapa del mapa de riesgo de contaminación del acuífero pampeano (Capítulo 7). Si bien en este sentido son casi innumerables las posibilidades en cuanto a utilización de diferentes paquetes de software que resuelven modelos matemáticos (tanto de flujo como de transporte de contaminantes), es importante que los tomadores de decisiones comprendan lo importante que resultan elementos básicos como:

a) contar con un buen modelo conceptual (no solo como instrumento de ayuda a la toma de decisiones, sino también como insumo básico de cualquier modelo que pretenda ser serio).

b) la necesidad de instrumentar estrategias de cooperación con diferentes actores (sean integrantes o no del Comité de Cuenca) dirigidas al monitoreo, con metodologías compatibles entre sí y que cuenten con un sistema centralizado de gestión de la información. En este aspecto se refuerza la idea, válida para cualquier tipo de monitoreo, siendo lo más difícil y complejo es sostener la red de monitoreo en el tiempo y la gestión de la información que genera, y no la compra de equipos y su instalación.

c) tener presente siempre el Principio de Progresividad consagrado en la Ley Nacional del Ambiente (Ley 25675, artículo 4): “Los objetivos ambientales deberán ser logrados en forma gradual, a través de metas interinas y finales, proyectadas en un cronograma temporal que facilite la adecuación correspondiente a las actividades relacionadas con esos objetivos”.

Así, en esta etapa es muy importante crear un nexo con la Asociación de Riego Pampeano (ARP), para lograr a través de ésta el trabajo conjunto en relación al inventario de pozos de riego, uso del riego, etc. También es fundamental la creación de una base de datos propia del Comité, centralizado en un entorno de Sistemas de Información Geográfica (SIG) que permita mantener los datos actualizados y fácilmente accesibles. En este sentido, se ha puesto a disposición del Comité la base de datos Hidrológica (BDH) de la cuenca, elaborada por el grupo de investigación Hidrogeología (IGCC-UNMdP), no sólo para que puedan ser utilizados sus datos, sino para que sirva como modelo; de la misma manera los mapas existentes en formato *.shp

Además, y con respecto al ítem a) es fundamental la existencia de un modelo hidrológico conceptual de funcionamiento de la cuenca para poder realizar un análisis predictivo de contaminación. Si bien se cuenta con un modelo que también se entregó al Comité de la CRQG, el mismo está siendo ajustado y perfeccionado con el objetivo de lograr mayores precisiones respecto al flujo subterráneo (Capítulo 4)

8.3.1.3 Prevención

La prevención constituye, actualmente, el pilar central de cualquier proceso de gestión del riesgo. Como “principio de prevención” se encuentra incluida en la Ley General del Ambiente (25.675). En la bibliografía sobre el tema, siempre se distinguen dos grandes grupos de medidas de prevención: de tipo estructural y de tipo no estructural (Tabla 8.4):

- **Prevención Estructural:** se basa esencialmente en controlar la correcta construcción, utilización y cegado de pozos de riego, molinos y de abastecimiento domiciliario.

En el caso de la CRQG, los pozos de abastecimiento urbano están controlados por el Servicio Provincial de Agua Potable y Saneamiento Rural (SPAR) y Obras Sanitarias (en el caso de Necochea) y los pozos de zonas rurales por Autoridad del Agua (ADA), y por convenio con ésta la Asociación de Riego Pampeano (ARP).

Si bien existe abundante información y reglamentación tanto provincial como local acerca de cómo debe construirse una perforación de abastecimiento, los pozos de particulares siempre son difíciles de controlar. Con el objetivo de contar con un instrumento que coordine acciones para un mejor control en el uso, aprovechamiento y preservación del recurso hídrico, la ADA ha creado recientemente un Registro de Empresas Perforadoras y el Registro de Profesionales Responsables de las Perforaciones (2007).

ESTRUCTURALES	NO ESTRUCTURALES
Correcta construcción de perforaciones	Ordenamiento territorial
Correcto cegado de pozos negros	Perímetros de protección
Correcto cegado de perforaciones	Educación
Protección de bombeador o bomba	Legislación y control
Aislamiento de sustrato (ej. sitios de disposición final)	Pautas generales de localización domiciliaria
MONITOREO	

Tabla 8.4. Medidas de prevención de la contaminación de acuíferos (Massone y Martínez, 2008)

- **Prevención no estructural:** las medidas no estructurales se relacionan especialmente con la planificación de usos del territorio, la educación/concientización y la legislación (Massone y Martínez, 2008), entre ellas se destacan:

a. Participación de las partes interesadas en la gestión de las aguas subterráneas

Es muy importante considerar que posiblemente la mayor contribución que puede hacer el Comité es mediante la concientización de los usuarios del recurso hídrico. Los diferentes grupos de usuarios (agricultores, comunidades, ambientalistas) pueden influir en las estrategias para el desarrollo y gestión de los recursos hídricos. La idea de que las partes interesadas deben tener voz y voto en la gestión del agua es uno de los pilares del concepto de GIRH, y está incorporado a la Ley general del Ambiente en los arts. 19, 20 y 21).

Las partes interesadas quieren participar porque tienen interés en el recurso hídrico, dado que ellos usan dicho recurso y por lo tanto quieren protegerlo o mejorarlo, o bien pueden realizar actividades que potencialmente tienen la capacidad de contaminar el agua subterránea y actuar en función de evitar dicho impacto. Algunos beneficios que surgen de la participación de las partes interesadas son (ArgCap-Net, 2010):

- Toma de decisiones más informadas porque generalmente las partes interesadas poseen un cúmulo de información que puede mejorar la gestión de las aguas subterráneas.
- Prevención de conflictos a través del consenso e intercambio de información.
- Beneficios sociales, porque tienden a promover la equidad entre los usuarios.
- Beneficios económicos, porque tienden a optimizar el bombeo y a reducir los costos de energía.
- Beneficios técnicos, porque generalmente conducen a mejores estimaciones de extracción de agua.

El liderazgo por parte de un equipo profesional interdisciplinario (hidrogeólogos, ingenieros ambientales, economistas, sociólogos, abogados, entre otros) es una condición necesaria para lograr un plan de recursos hídricos (superficiales y subterráneos) que (ArgCap-Net, 2010):

- Esté basado en sólidos principios científicos y tecnológicos;
- Recomiende opciones de gestión económicamente factibles;
- Sea sostenible desde el punto de vista ambiental, socialmente aceptable y que se pueda implementar institucionalmente.

b. Legislación y regulación del agua subterránea

Entre otros asuntos, la legislación de las aguas subterráneas es necesaria para regular su explotación, limitar las actividades que puedan comprometer su disponibilidad y calidad, y para resolver la competencia y los conflictos entre usuarios y la amenaza creciente de contaminación del agua subterránea.

La reforma constitucional de 1994, ratificó que le corresponde a las provincias el dominio originario de los recursos naturales existentes en su territorio. Ello ha traído a un primer plano la revisión y revaloración consensuada de las funciones y roles del Estado Nacional y de los Estados Provinciales. Por otra parte, consagró el derecho de todo ciudadano a gozar de un ambiente sano.

La administración de los recursos hídricos en las provincias adquiere características diversas según los principales intereses y conflictos que devienen de la oferta y demanda del agua. La gestión del riego en la región árida y de los efectos dañinos de los ciclos climáticos, particularmente las inundaciones, en la región húmeda, son ejes significativos. El abastecimiento de agua y saneamiento, necesidad común a todas las regiones, ha orientado a organizaciones diferenciadas e independientes, aspecto que se ha intensificado con la transferencia de servicios al sector privado y la creación de los Entes reguladores.

El Código de Aguas de la provincia de Buenos Aires (Ley N° 12.257 de 1999) establece el marco jurídico para la protección, manejo y conservación de los recursos hídricos provinciales. La Autoridad del Agua (ADA), como órgano de aplicación del Código de Aguas, tiene entre sus funciones, la promoción y formación de comités de cuencas hídricas, los cuales tendrán como objetivos mínimos la fijación de pautas para la preparación, ejecución y atención de la marcha de un programa de desarrollo integrado de la cuenca o región; la consideración y análisis de los programas y

proyectos a ejecutar por organismos dentro del área; la evaluación de iniciativas de estudio, preinversión, inversión y acción, orientadas al desarrollo del área, que plantee cualquier organismo municipal, provincial o nacional, de la cuenca o región; la aprobación y proposición al Poder Ejecutivo del presupuesto necesario para el cumplimiento de sus funciones; el análisis y gestión del financiamiento de las acciones mencionadas; la evaluación anual de la marcha del programa, y el cumplimiento de los objetivos de desarrollo y transformación de la región, lo cual debe someterse a los poderes provinciales para su conocimiento y consideración (Pochat, 2005).

c. Monitoreo de niveles freáticos

El monitoreo de los niveles freáticos tiene gran importancia debido a la relevancia de esta variable en el ciclo hidrológico y por su relación con las actividades del hombre. Es fundamental conocer las fluctuaciones de los niveles freáticos, su tendencia histórica y períodos de máximos y mínimos niveles para evaluar la recarga al acuífero y el almacenamiento subterráneo, y de esta manera poder planificar correctamente su explotación (Fornari, 2011). El Grupo de Hidrogeología posee desde el año 2007 en las cercanías de las localidades de Lobería y La Dulce dos equipos (Figura 8.4) que miden en forma continua la profundidad del nivel freático y lo almacenan, para posteriormente ser recolectados y agregados en la base de datos. Según Quiroz Londoño et al. (2012) se observa una importante correlación, aunque con diferentes tiempos de respuesta, entre los eventos de precipitación y los ascensos del nivel freático (Figuras 8.5a y 8.5b).

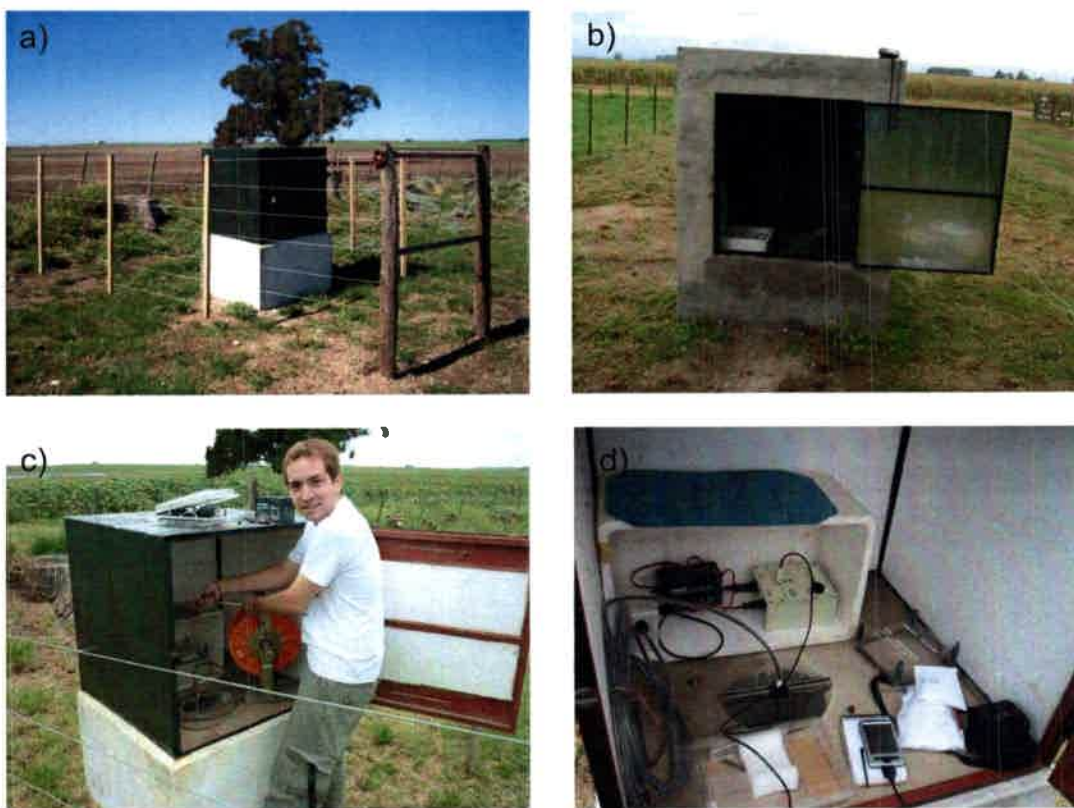


Figura 8.4. Monitoreo de niveles freáticos. a) Freatímetro dispuesto en las cercanías de La Dulce, establecimiento Malal Tuel Chico, b) freatímetro dispuesto en la Escuela Agropecuaria de Lobería, c) medición del nivel freático para comprobar datos del equipo, d) disposición del equipo marca Genica dentro de la estructura.

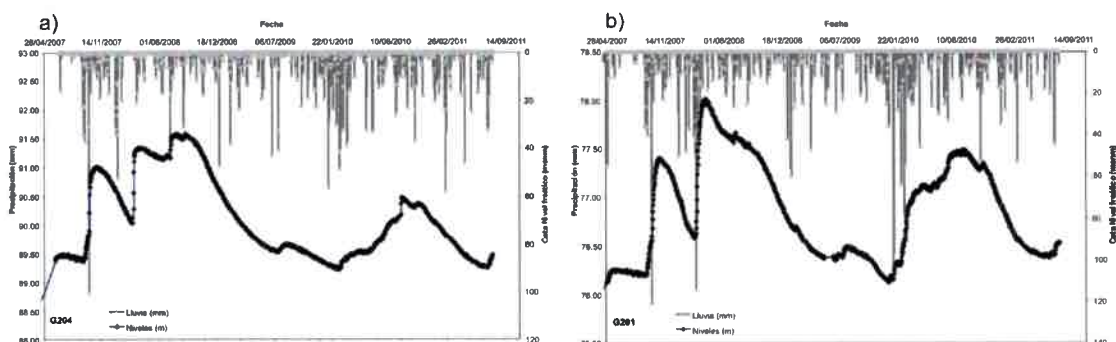


Figura 8.5. Relación entre eventos de precipitación y variaciones del nivel freático, a) Lobería, b) La Dulce (Quiroz Londoño et al., 2012).

Como ya se ha expresado, la llanura pampeana debido a su baja pendiente se caracteriza por ser afectada periódicamente por inundaciones, siendo estos fenómenos una de las principales preocupaciones que motivó la formación del Comité

de la CRQG. Un tipo de inundación común en esta área es la mantiforme, que se origina en combinación de importantes precipitaciones con la disminución en la profundidad del nivel freático, debido a los grandes volúmenes de agua recargados hacia el acuífero (Quiroz Londoño et al., 2013), de lo que se desprende otra importante ventaja de contar con una serie de datos continua y completa en el tiempo. Es decir, conociendo la tendencia, hacia el aumento o disminución de la profundidad del nivel freático y las condiciones climáticas (o predicciones) se puede estimar en qué momento se pueden producir este tipo de inundaciones y actuar en consecuencia.

d. Monitoreo de caudales

Quiroz Londoño et al. (2013) describen otro tipo de inundaciones para la zona, conocidas como de avenidas o crecidas, relacionadas con importantes precipitaciones en la zona alta de la cuenca y aumentos abruptos del caudal de los cursos presentes en una determinada área, que desbordan sus cauces y originan inundaciones en áreas aledañas. No se cuenta actualmente con datos acerca del comportamiento de los cursos de agua durante importantes eventos de precipitaciones y cuáles son los factores que determinan el desborde o no de los mismos, por lo que como parte de las etapas de prevención/predicción dentro de la GIRH, se prevé la instalación de cinco equipos (divers) que monitoreen en forma continua los caudales de determinados cursos en la CRQG (Figura 8.6). Estos equipos fueron adquiridos por el Comité de la CRQG y cedidos al Grupo de Hidrogeología para su instalación.

e Planificación y ordenamiento del uso del territorio.

Constituye una de las medidas no estructurales más relevantes. Para su implementación (mediante la reglamentación correspondiente) se considera de utilidad el set de mapas producidos en el Capítulo 7. Otras estrategias relacionadas con la regulación en el uso del suelo, como por ejemplo la delimitación de perímetros de protección, todavía no ha sido considerada por los tomadores de decisiones como factible.

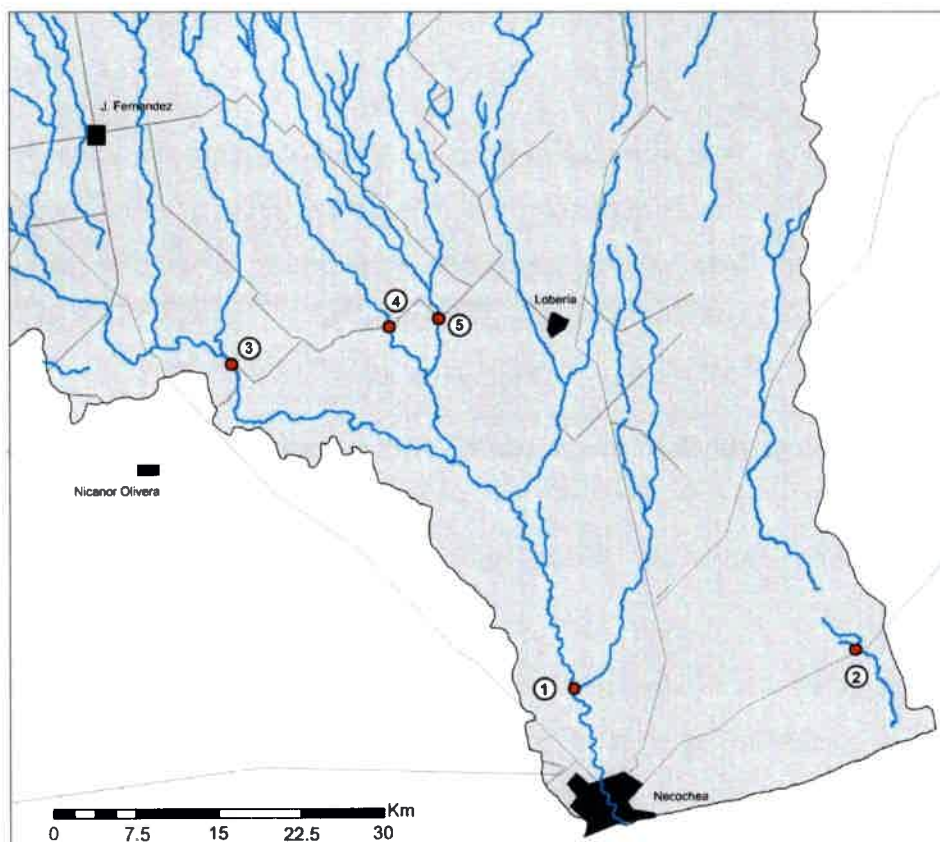


Figura 8.6. Ubicación de los divers. 1) Las Cascadas, 2) Escuela 38, El Moro, 3) Paso Otero, 4) Arroyo Quequén Chico, 5) Arroyo Quelacinta.

CAPÍTULO 9. CONCLUSIONES

El presente trabajo de Tesis permitió avanzar en el conocimiento de la dinámica hidrogeológica y su relación con la existencia de endosulfán en el acuífero Pampeano, y juntamente, aplicar este conocimiento adquirido en la generación de una herramienta de ayuda a la toma de decisiones en relación con la gestión del recurso hídrico subterráneo en la Cuenca del Río Quequén Grande.

Del presente trabajo se concluye que las características texturales de los suelos, sus propiedades hidráulicas y la profundidad a la cual se encuentra el agua subterránea son las principales variables que favorecen la existencia de COPs en el acuífero Pampeano.

Mediante la caracterización hidrodinámica e hidroquímica de la cuenca, realizada con el objetivo de actualizar el modelo conceptual hidrogeológico de la CRQG, se corroboró la caracterización hidrogeológica planteada previamente para la cuenca. La composición general de las muestras de agua subterránea obtenidas en la zona baja de la cuenca fue bicarbonatada-sódica, lo que se corresponde con aguas evolucionadas y asociadas a zonas de descarga de la CRQG. Se realizó un modelo hidrogeológico de la cuenca, mejorando el planteado previamente mediante: un mejor detalle de la geometría del acuífero y la incorporación de la cuenca del arroyo El Moro. A partir del modelado matemático preliminar se comprobó el carácter predominantemente efluente de los cursos de agua de la CRQG y el aporte de agua subterránea desde la CRQG hacia la del arroyo El Moro, lo que demuestra lo apropiado de trabajar con ambas cuencas como unidad de análisis.

Mediante ensayos en columnas de suelos sin disturbar se identificaron los principales factores que gobiernan el proceso de adsorción-desorción y disponibilidad de COPs en suelos de la cuenca. Las mayores concentraciones de endosulfán se encontraron en el horizonte superficial (0-5 cm), donde varió entre 120 y 140 ng g⁻¹ de suelo seco en suelos cultivados y entre 30 y 60 ng g⁻¹ suelo seco en suelos naturales. El metabolito E. sulfato representó más del 40% de la masa total de endosulfán en todos los casos. El pH y el contenido de arcillas fueron las características del suelo que más influyeron en

la retención del endosulfán: suelos con porcentajes de arcillas entre 20-30 % presentaron una mayor retención de los plaguicidas. Por su parte valores altos de pH (mayores a 7) favorecen la hidrólisis alcalina del endosulfán en el perfil del suelo, disminuyendo la concentración del compuesto en el lixiviado. No se observó una relación directa entre la retención del endosulfán en suelos y el contenido de materia orgánica. La presencia de E. sulfato en el suelo estuvo directamente relacionada con la actividad microbiana. En las capas inferiores de los suelos donde la actividad microbiana es más baja, los procesos de adsorción a partículas o procesos fisicoquímicos serían los dominantes en la transformación del endosulfán.

Se estableció la relación que existe entre las prácticas agrícolas y las características fisicoquímicas del suelo y el potencial de contaminación del agua subterránea. Los suelos La Dulce son de textura arenosa como consecuencia de su proximidad al Río Quequén Grande, que en ocasiones de desborde deposita arenas en sus márgenes y llanura aluvial; juntamente el laboreo agrícola en estos suelos favorece el lavado de los materiales cohesivos, lo que se observa en los menores contenidos de materia orgánica y arcillas en superficie. De esta forma, los suelos mostraron variaciones en los valores de dispersividad y de porosidad según los diferentes usos. Así, la dispersividad en el suelo cultivado fue mayor que en el natural, por lo que los contaminantes que puedan ingresar a través de la zona no saturada afectarán una mayor área, aunque la profundidad a la que pueden llegar es menor. Esta característica, junto con la presencia de un horizonte profundo rico en arcillas y con capacidad de retener contaminantes orgánicos, contribuye a disminuir la peligrosidad de contaminación del acuífero Pampeano.

Los suelos Lobería por su posición geomorfológica no están expuestos a crecidas con importante efecto erosivo por lo cual presentan una textura más fina. En los suelos de este sitio los parámetros analizados (porosidad y dispersividad) no variaron significativamente entre naturales y cultivados. Sin embargo, los suelos naturales ubicados en posiciones topográficas relativamente más bajas que los cultivados, son afectados por excesos hídricos. Por lo tanto, el laboreo en los suelos de cultivo y la posición topográfica en los naturales, afectarían de un modo similar los parámetros

hidráulicos, resultando en valores similares de dispersividad para ambos usos del suelo.

A partir de los ensayos de desorción y analizando los resultados de las muestras de elución obtenidas en los ensayos con columnas, se determinó que el endosulfán, cuando es aplicado en la superficie del suelo, tiene la capacidad de circular a través del perfil del suelo y llegar hasta el agua subterránea. Esta amenaza es mayor en aquellos casos en los que el agua subterránea se encuentra a poca profundidad (menos de 1 metro) y cercana al suelo, donde los plaguicidas se encuentran retenidos. En las eluciones no se detectó la presencia del metabolito E. sulfato, lo que demuestra su capacidad de retenerse en los niveles superiores del perfil del suelo, donde el contenido de materia orgánica y la aireación son mayores.

Con respecto a la Vulnerabilidad del acuífero, se estableció que las principales variables que la definen son el tipo de suelo y la profundidad del nivel freático, determinándose que las áreas más vulnerables se ubican en la zona baja de la cuenca, donde los suelos tienen una textura más gruesa y el agua subterránea se encuentra a menor profundidad. Considerando que la cuenca posee más del 40% del terreno bajo categoría “moderada vulnerabilidad” y casi el 35% bajo la suma de las categorías “alta” y “muy alta”, se puede establecer que el acuífero es vulnerable a la contaminación por plaguicidas, y que la intervención en el territorio deberá considerar este factor como limitante.

Se obtuvieron dos mapas de Peligrosidad de Contaminación del Acuífero Pampeano, combinando el mapa final de Vulnerabilidad con dos alternativas de evaluación de Carga Contaminante Potencial. El mapa de Peligrosidad obtenido a partir de los usos del suelo en la cuenca resultó ser el más restrictivo (mayor área de la categoría “alta”), pero presentó mayor área bajo categoría “moderada”, lo que implica mayor incertidumbre a la hora de la toma de decisiones. En cambio, el mapa obtenido a partir de resultados de los ensayos de movilidad de plaguicidas presentó una distribución de las distintas categorías de peligrosidad que podría adecuarse mejor al proceso de gestión integrada del recurso hídrico.

A partir del muestreo en perforaciones (domiciliarias o molinos) se determinó la presencia del plaguicida endosulfán en el acuífero Pampeano, con valores de hasta 20

ng/Lt, en todos los puntos muestreados en la zona baja de la cuenca. Se detectaron solo los isómeros α - y β - del endosulfán, lo que coincide con los resultados de los ensayos en columnas de suelo, mientras que el principal metabolito de este plaguicida, el E. sulfato, no fue hallado.

No se encontró una correlación entre el mapa de Peligrosidad de Contaminación del acuífero y las determinaciones de contenido del plaguicida endosulfán en el agua subterránea. Esto puede deberse a diversos factores: a la no aplicación (por no estar el punto de muestreo en un área de cultivo), a que el plaguicida utilizado en dichas áreas no sea el estudiado en esta Tesis o bien a que el modo de uso del plaguicida no favorezca su determinación (por ejemplo: cantidad o momento de aplicación).

El mapa de Vulnerabilidad Social a la contaminación se construyó en base a un índice de calidad de vida (ICV), combinando las variables: "población sin obra social", "porcentaje de población en actividades primarias", "población total de la fracción respecto al partido", "Índice de Privación Material de los Hogares", "hogares sin agua corriente", "población menor a 5 años" y "educación hasta primaria completa", determinándose que la cantidad de personas expuestas es una de las variables más importantes que la definen. Finalmente, a partir de los dos mapas de Peligrosidad y del mapa de Vulnerabilidad Social se obtuvieron dos mapas de Riesgo Asociado a la Contaminación del Acuífero Pampeano. La categoría de mayor riesgo varió entre el 10 y el 20 % de la superficie de la cuenca según el mapa considerado, siendo en estas zonas es donde se debe prestar una mayor atención y control sobre las actividades que se realizan. Con el fin de seleccionar el mapa adecuado para el proceso de Gestión y toma de decisiones, se debe pensar y apuntar a la seguridad, tanto del acuífero como de la población que depende de él, independientemente de las dificultades y los costos de las medidas a implementar.

En base a la información generada previamente se realizaron los primeros pasos en la Gestión del recurso hídrico subterráneo en la CRQG (dentro del marco Gestión Integrada de Recursos Hídricos) trabajando en las etapas de evaluación y predicción. Se definieron medidas estructurales y no estructurales, que constituyeron la base para el proceso de gestión del riesgo. Las medidas estructurales definen la importancia de controlar las condiciones en las cuales se realiza el riego y el aprovisionamiento en la

cuenca, tanto en la forma como se construyen los pozos como las condiciones bajo las cuales se realiza el riego. Las medidas del segundo grupo se relacionan con una mayor participación ciudadana, la legislación y el monitoreo del agua subterránea y fundamentalmente, la planificación y ordenamiento del uso del territorio.

Como parte final de la Tesis y con el objetivo de diseñar y proponer una estrategia de gestión del recurso hídrico subterráneo en la CRQG (basándose en el análisis de una matriz FODA del Comité de cuenca), se concluye que los principales aspectos en los que se debe gestionar para lograr un uso sustentable de este recurso son:

- Mayor control en la construcción de los pozos de riego y del volumen de agua extraído.
- Establecimiento de un cuerpo de trabajo fijo del Comité.
- Aumentar los esfuerzos para lograr un mayor interés por parte del Comité en la problemática de la contaminación por plaguicidas, tanto en agua como en suelos.
- Gestionar para lograr la inclusión participativa de municipios con escasa participación actual en el Comité.
- Mayor control acerca del tipo y cantidad de plaguicidas utilizados.
- Fomentar la participación de los centros de investigación como parte en la toma de decisiones.

Por lo tanto, la gestión del recurso hídrico subterráneo se puede realizar tomando como base toda la secuencia de mapas construidos, desde el de Vulnerabilidad del Acuífero hasta el de Riesgo Asociado a la Contaminación del Acuífero Pampeano. En aquellas áreas donde se produce la recarga preferencial del acuífero (zona alta de la cuenca) se deben gestionar aquellos aspectos relacionados con el uso de plaguicidas y de control del riego, con el fin de disminuir el riesgo potencial de contaminación del acuífero. En cambio, en la zona baja de la cuenca, donde según los mapas obtenidos el Riesgo de Contaminación es en general mayor, los aspectos fundamentales a gestionar son los relacionados con las estrategias de prevención de la contaminación. Uno de los responsables de la organización e implementación de estas estrategias es el Comité de Cuenca, cuyo funcionamiento se vería mejorado mediante ajustes en su interacción

con otras organizaciones e instituciones, ya que estas relaciones son las que permiten una visión integradora y un manejo sustentable del recurso.

CAPÍTULO 9. BIBLIOGRAFÍA

- Agency for Toxic Substances and Disease Registry
www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp41-c3.pdf
- Alavanja, M, Hoppin, JA y Kamel, F. 2004. Health Effects of Chronic Pesticide Exposure: Cancer and Neurotoxicity. *Ann Rev Public Health* 25:155-197.
- Aller, L, Bennet, T, Lher, JH y Petty, RJ. 1987. DRASTIC. A standardized system for evaluating groundwater pollution potencial using hydrogeologic setting. U.S. EPA Report 600/2-87-035 Ada, Oklahoma.
- Álvarez, MF, Osterrieth, ML, Bernava, Laborde, V y Montti, L. 2008. Estabilidad, morfología y rugosidad de agregados de Argiudoles Típicos sometidos a distintos usos: su rol como indicadores de la calidad física de suelos de la provincia de Buenos Aires, Argentina. *Ciencias del Suelo* 26 (2): 115-129.
- American Public Health Association. 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater. 18 ed. Washington D.C., APHA, AWWA, WPCF, pp 9-69, 9-73.
- Antonioli, JA. 1969. Formación La Tinta (Ordovícico- Prov. de Bs. As.). *Notas Com. Inv. Cient. Prov. Bs. Aires*, 6 (5).
- ArgCap-Net (Red Internacional de Desarrollo de Capacidades para la GIRH). 2010. Gestión de Aguas subterráneas en la GIRH Manual de capacitación. Disponible en <http://www.argcapnet.org.ar/docs/Manual%20Agua%20Subterranea%20-%202011.pdf>.
- Arias-Estévez, M, López-Periago, E, Martínez-Carballo, E, Simal-Gándara, J, Mejuto, JC y García-Río L. 2007. The mobility and degradation of pesticides in soils and the pollution of groundwater resources. *Agric. Ecosyst. Environm.* 123:247-260.
- Auge, M. 2003. Vulnerabilidad de acuíferos. Conceptos y métodos. Ebook: 1-38. RedIRIS Red Académica y Científica de España en Internet. <http://tierra.rediris.es/hidrored/ebooks/vulnerabilidad.html>.

- Auge, MP, Hirata, R y López Vera, F. 2004. Vulnerabilidad a la Contaminación por Nitratos del Acuífero Puelche en La Plata Argentina. E-book: 1-187. FCEN UBA. www.gl.fcen.uba.ar/Hidrogeología/auge/libros.htm Buenos Aires.
- Auge, MP. 2005. Hidrogeología de La Plata, Provincia de Buenos Aires. Relatorio del XVI Congreso Geológico Argentino. La Plata. Argentina: 293-312.
- Awasthi, N, Ahuja, R y Kumar, A. 2000. Factors influencing the degradation of soil applied endosulfan isomers. *Soil Biol. Biochem.* 32: 1697-1705.
- Ayala Carcedo, F y Olcina Cantos, J. 2002. Riesgos Naturales. Ariel Ciencia, 1512 pp
- Ayala Carcedo, F. 1988. Introducción a los riesgos geológicos. IGME, Madrid, 3-20
- Baker, SR, Wilkinson, CF, eds. 1988. The effects of pesticides on human health. *Adv Mod Environ Toxicol XVIII.* (Princeton, New Jersey).
- Batta, KR y Murty, NV. 1982. In situ determination of the hydrodynamic dispersión coefficient and its correlation under laboratory and field conditions. *Journal of*
- Beltrán, J, Morell, I y Hernández, F. 1995c. Estudios de adsorción de plaguicidas en suelos mediante experiencias en columnas. Avances en la investigación en Zona No Saturada. Ed Gonzalo y Antigüedad. Departamento de Industria, Agricultura y Pesca. Gobierno Vasco, 269-279.
- Blanchoud, H, Farrugia, F y Mouchel, JM. 2004. Pesticide uses and transfers in urbanised catchments, *Chemosphere*, Volume 55 (6): 905-913.
- Blanchoud, H, Moreau-Guigon, E, Farrugia, F, Chevreuil, M, Mouchel, JM. 2007. Contribution by urban and agricultural pesticide uses to water contamination at the scale of the Marne watershed, *Science of The Total Environment*, Volume 375 (1-3): 168-179.
- Blarasin, M, Cabrera, A, Villegas, M, Bettera, S, Frigerio, C y Lombardo, D. 1999. Evaluación ambiental del impacto de sistemas de saneamiento domiciliarios sobre el agua subterránea en el barrio San Martín, Río Cuarto, Cba. Serie Correlación Geológica Nº 13: 177-186. A. Tineo (Ed.) ISSN 1514- 4186.

- Blarasin, M. 2003. Geohidrología ambiental del Sur de Córdoba, con énfasis en la ciudad de Río Cuarto y su entorno rural. Tesis Doctoral. UNRC. 300 páginas.
- Blarasin, M., S. Degiovanni, A. Cabrera y M. Villegas, 2005. Aguas superficiales y subterráneas en el Sur de Córdoba: una perspectiva geambiental. 319 pag. Ed UNRC.
- Bocanegra, E. 1979. Estudio hidrogeológico del acuífero en explotación en la ciudad de Azul Informe Interno Inédito OSN. Gerencia Regional Pampeana. La Plata, Buenos Aires, Argentina, p. 253.
- Bocanegra, EM, Martínez, DE, Massone, HE y Farenga, M. 2005. Modelación numérica preliminar del flujo subterráneo de la cuenca del Río Quequén, Provincia de Buenos Aires. IV Congreso Hidrogeológico Argentino. Actas. Tomo1: 191-200. Río Cuarto. Córdoba.
- Bonhomme, MG y Cingolani, CA. 1980. Mineralogía y geocronología Rb/Sr y K/Ar de fracciones finas de la Formación la Tinta, Provincia de Buenos Aires. Asoc. Geol. Argent. Rev., 35(4):519-538
- Bonorino, AG., Albouy, R y Carrica, J. 2001. Hidroquímica de un acuífero loésico. Geoacta, 26: 33-45.
- Borrello, AV. 1962. Formación Punta Mogotes (Eopaleozoico, Provincia de Buenos Aires). Notas de la Comisión de Investigaciones Científicas, Provincia de Buenos Aires, 1(1).
- Borrello, AV. 1966. Trazas, restos tubiformes y cuerpos fósiles problemáticos de la Formación La Tinta, Sierras Septentrionales de la Provincia de Buenos Aires. Paleontografía Bonaerense, Fasc. 5, Comisión de Investigaciones Científicas, Provincia de Buenos Aires, La Plata.
- Bradbury, SP y Coats, JR. 1989. Toxicokinetics and toxicodynamics of pyrethroid insecticides in fish. Environ. Toxicol. Chem. 8: 373-380.
- Buekers, 1993. Risk Analysis, in: B. Nath (Ed.), Environmental Management, Instruments for Implementation. 59-90.
- Buzai, GD. 2003. Mapas Sociales Urbanos. Lugar Editorial. Buenos Aires

- Calmbach y Waterloo Hydrogeologic. 2003. Water Quality Data Analysis, Plotting, & Modeling; Aquachem User's Manual v.4.0., Co-Developed by Lukas Calmbach and Waterloo Hydro-geologic, Inc., United States of America, 276 pp.
- Campo de Ferreras, A y Piccolo, MC. 1999. Hidrogeomorfología de la cuenca del río Quequén Grande, Argentina. Papeles de Geografía., N° 29. Univ.de Murcia, España. 35-46
- Cardona, O. 2001. La necesidad de repensar de manera holística los conceptos de vulnerabilidad y riesgo. Una crítica y una revisión necesaria para la gestión. Centro de Estudios Sobre Desastres y Riesgos, Cederi. Universidad de los Andes, Bogotá, Colombia.
- Cardona, O. 2003. The need for rethinking the concepts of vulnerability and risk form Holistic Perspective: A necessary review and criticism for effective risk management. In: Bankoff, G. F. G. & Hilhorst, D. (eds). Mapping Vulnerability: Disasters, Development and People. London: Earthscan Publishers, p. 37-51.
- Cardona, O. 2005. Sistema de indicadores para la gestión del riesgo de desastre: Informe técnico principal. Programa BID/IDEA de Indicadores para la Gestión de Riesgos, Universidad Nacional de Colombia, Manizales. Disponible en: <http://idea.unalmzl.edu.co>
- Cardona, O. 2010. Indicadores de riesgo de desastre y gestión de riesgo: programa para America Latina y el Caribe. Informe resumido. Washington DC : BID. Banco Interamericano de Desarrollo. IDEA- Instituto de Estudios Ambientales de la Universidad Nacional de Colombia.
- Carlevari, I. 1993. La Argentina 1993. Estructura humana y económica. Ediciones Macchi. Buenos Aires.
- Carlos Muñoz, I. 1998. Efectos de la escolaridad en la fuerza de trabajo" en P. Latapí (comp.). Un siglo de la educación en México, Tomo I, FCE, México, pp. 175-199.
- Carrera, J y Sánchez, Vila, X. 1994. La influencia de la variabilidad espacial en la incertidumbre de los modelos de transporte de solutos. En: Análisis y evolución de la contaminación de las aguas subterráneas. T. 1. 169-184.

- Cazenave, G y Vives, L. 2004. Modelo de transporte de solutos en aguas subterráneas en la ciudad de Azul, provincia de Buenos Aires, Argentina. Cuadernos del CURIHAM. Vol 10, pp. 33-43.
- CEPAL (Comisión Económica para América Latina y el Caribe) 2003. Pobreza y vulnerabilidad social: mercado de trabajo e inversión social en el Istmo Centroamericano a inicios del milenio (LC/MEX/L.586), México.
- CEPAL (Comisión Económica para América Latina y el Caribe). 1996. Progresos en América Latina y el Caribe en materia de implementación de las recomendaciones contenidas en el capítulo 18 del Programa 21 sobre gestión integral de los recursos hídricos, LC/G.1917, 19 de junio de 1996, Santiago, Chile.
- Cheng, HH. 1990. Pesticides in the soil environment: processes, impacts and modeling. Soil society of America, Madison, Wisconsin. 530 pp
- Chevotarev, II. 1955. Metamorphism of natural water in the crust of weathering. Geochimica et Cosmochimica Acta, 8: 22-48 pp.
- Chuvieco, E. 2002. Teledetección ambiental, la observación de la tierra desde el espacio. 1ª edición. Barcelona. Ed. Ariel Ciencia.
- Cingolani, CA y Bonhomme, MG. 1982. Geochronology of La Tinta upper Proterozoic sedimentary rocks, Argentina. Precambrian Research, 18: 119-132.
- Cingolani, CA, Hartmann, LA, Santos, JOS y McNaughton, NJ. 2002. U-Pb SHRIMP dating of zircons from the Buenos Aires Complex of the Tandilia Belt, Río de la Plata Craton, Argentina. XV Congreso Geológico Argentino, Actas 1: 149-154.
- Cingolani, CA. 2005. Unidades morfoestructurales (y estructuras menores) de la provincia de Buenos Aires. En: De barrio, RE, Etcheverry, RO, Caballé, MF y Llabrás, E. (edit.); Geología y Recursos Minerales de la provincia de Buenos Aires. Relatorio del XVI Congreso Geológico Argentino, La Plata. Cap. II, pp. 21-30
- Civita, MV y De Maio, M. 1999. Mapping Groundwater vulnerability in areas impacted by flash flood disasters, internet site Esri.

- Cortizo, LC e Isla, FI. 2000. Land-Cover Change and cliff retreat along the coasts of Necochea and Lobería, Argentina. 9º Simposio Latinoamericano de Percepción Remota Puerto Iguazú, Formato CD 525-533 p., Misiones
- Costa, JL, Massone, HE, Martínez, DE, Suero, E y Bedmar, F. 2002. Nitrate contamination of a rural aquifer and nitrate accumulation in the no saturated zone. *Agricultural-Water Management*, Vol. 57 (1): 33-47.
- Covaci, A, Manirakiza, P y Schepens, P. 2002. Persistents organochlorine pollutants in soils from Belgium, Italy, Greece and Romania. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 68: 97-103.
- Cruces de Abia, J. 2003. Modelo MODFLOW. Conceptos básicos. E.T.S.I. de Caminos, Canales y Puertos de Santander. Santander
- Cruzate, G, Gómez, L; Pizarro, MJ; Mercuri, P y Banhero, S. (2012): Mapa de Suelos de la República Argentina - Versión Digital Corregida, Revisada y Aumentada (Versión 1.0). SAGyP – INTA. Proyecto PNUD ARG/85/019 (con la participación del Instituto de Suelos y EEAs del INTA). Disponible en: <http://geointa.inta.gov.ar/>.
- Custodio, E. 1993. Gestión y protección de acuíferos. En: Bocanegra, E. y Rapaccini, A. (Eds.) *Temas actuales de la hidrología subterránea*, UNMDP, CFI, 225-244.
- Dalla Salda, L, de Barrio, RE, Echeveste, HJ y Fernández, RR. 2005. El basamento de las Sierras de Tandilia. En: RE de Barrio, RO Etcheverry, MF Caballé y E Llambías (Editores), *Geología y Recursos Minerales de laprovincia de Buenos Aires*. Relatorio del 16 Congreso Geológico Argentino: 31-50. La Plata.
- Dalla Salda, L, Spalleti, L, Poiré, D, De Barrio, R, Echebeste, H, y Benialgo, A. 2006. Tandilia. En Aceñolaza F. (Ed) *Temas de la geología Argentina I*. Serie de Correlación geológica Nº 21: 17-46.
- Dalla Salda, LH e Iñíguez Rodríguez M. 1979. "La Tinta", Precámbrico y Paleozoico de Buenos Aires. VII Congr. Geol. Arg., 1: 539-550, Neuquén.
- Dalvie, M, Cairncross, E, Solomon, A y London, L. 2003. Contamination of rural surface and ground water by endosulfan in farming areas of the Western Cape, South Africa. *Environ. Health*. 2: 1-15.

- Di Pietro, LB, Mazzei de Planas, G y Novas, GO. 1988. Movilidad de nutrientes en suelos I. medición del coeficiente de Dispersión hidrodinámica. Revista de la Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo. Vol.6 (1): 1-7.
- Di Rienzo, JA, Casanoves, F, Balzarini, MG, González, L, Tablada, M, Robledo, CW. 2010. InfoStat. Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. Available: <http://www.infostat.com.ar>.
- Dristas, JA y Frisicale, MC. 1984. Estudio de los yacimientos de arcilla del Cerro Reconquista, San Manuel, Sierras Septentrionales de la provincia de Buenos Aires. 9º Congreso Geológico Argentino, Actas 5: 507-521, Bariloche.
- Eddleston, M, Karalliede, L, Buckley, N, Fernando, R, Hutchinson, G, Isbiter, G, Konradsen, F, Murria, D, Piola, JC, Senanayake, N, Sheriff, R, Singh, S, Siwach, SB y Smit, L. 2002. Pesticide poisoning in the developing world, a minimum pesticide list. Lancet 360: 1163 - 1167.
- EPA. 2002. Reregistration eligibility decision for endosulfan. United States Environmental Protection Agency, Washington D.C.
- ESRI. Environment System Research Institute. 2007. Disponible en internet: <http://www.esri.com>.
- European Commission. 2005. Review Report for the active substance Endosulfan SANCO/4327/2000-revision 2.
- EXTUNET, Extension Toxicology Network Pesticide Information Profiles, <http://ace.ace.orst.edu/info/extonet>.
- FAO. 1994. Las políticas de recursos hídricos y la agricultura, capítulo especial del Estado mundial de la agricultura y la alimentación 1993. FAO, Roma.
- Faria, NMX, Facchini, L.A, Fassa, AG y Tomasi, E. 2004. Trabalho rural e intoxicações por agrotóxicos. Cad. Saúde Pública 20(5):1298-1308.
- Fenner, K, Scheringer, M, Hungerbuhler, K. 2003. Joint persistence of transformation products in chemicals assessment: case studies and uncertainty analysis. Risk Anal 23: 35–53.

- Fenoll, J, Ruiz, E, Flores, P, Hellín, P, Navarro, S. 2011. Reduction of the movement and persistence of pesticides in soil through common agronomic practices. *Chemosphere* 85: 1375-1382.
- Fernández, G, Valenzuela, S, Castronovo, R, Ricci, S, Dillon, A y Ramos, AG. 2008. El patrimonio geológico-minero como recurso para crear rutas turísticas en el sistema de Tandilia, Argentina. *De Re Metallica* (10-11): 81-90.
- Fernández, RR, Tessone, M, Etcheverry, R, Echeveste, H, Coriale, N y Caballé, M. 2010. Interpretación de la distribución de elementos de las Tierras Raras en el basamento alterado de la zona de San Manuel, Provincia de Buenos Aires. *Revista de la Asociación Geológica Argentina* 64: 216-230.
- Fernandez-Calviño, D, Soler-Rovira, P, Polo, A, Diaz-Raviña, M, Arias-Estevez, M, Plaza C. 2010. Enzyme activities in vineyard soils long-term treated with copperbased fungicides. *Soil Biol Biochem* 42: 2119-2127.
- Fornari, E. 2011. Relaciones entre los niveles freáticos y variables hidrometeorológicas en un área de llanura. XIX Jornadas de Jóvenes Investigadores de la Asociación de Universidades del Grupo Montevideo (AUGM) - Comité Aguas, Paraguay.
- Foster, S e Hirata, R. 1988. Determinación del riesgo de contaminación de aguas subterráneas. Una metodología basada en datos existentes. CEPIS. Lima, Perú.
- Foster, S e Hirata, R. 1991. Determinación del riesgo de contaminación de aguas subterráneas. Una metodología basada en datos existentes, 2da edición, Lima, Perú, Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente, Organización Mundial de la Salud. Programa de Salud Ambiental.
- Foster, S, Hirata, R, Gomes, D, D'Elia, M y Paris, M. 2002. Protección de la Calidad del Agua Subterránea. GW-MATE-UNESCO-Banco Mundial. 115 pp.
- Foster, S, Hirata, R, Gomes, D, D'Elia, M y Paris, M. 2003. Protección de la Calidad del Agua Subterránea: guía para empresas de agua, autoridades municipales y agencias ambientales. Mundi-Prensa, Banco Mundial. 124 p.

- Foster, S. 1987. Fundamental concepts in aquifers vulnerability, pollution risk and protection strategy. En Vulnerability of soils to groundwater pollutants. TNO Committee on Hydrological Research, La Haya, Proceedings and information, nº 38, pp. 69- 86.
- Freeze, RA y Cherry, JA. 1979. Groundwater. Prentice-Hall, New. Jersey. 604 pp.
- Frenguelli, J. 1950. Rasgos generales de la morfología y geología de la Provincia de Buenos Aires. Prov. de Buenos Aires, M.O.P., LEMIT, Serie II, 33. La Plata
- Galehouse, J. 1971. Sedimentation analysis. In: Carver R.E. (Ed.) Procedures in sedimentary petrology, Wile 1971; 69-94.
- García de León, A. 1989. La metodología del Valor Índice Medio. Boletín del Instituto de Geografía, nº 9, UNAM, México, pp. 69-87.
- García de León, A. 1997. Empleo de una metodología multivariada para la clasificación de unidades territoriales. Revista del Colegio Mexicano de Geografía, Vol. 14, México, pp.5-20.
- García Ferrando, M, Ibañez, J y Alvira, F. 2005. El análisis de la realidad social. Métodos y técnicas de investigación (3º edición). Ciencias Sociales. Alianza Editorial.
- García, C, Hernández, T, Costa, F. 1997. Potential use of dehydrogenase activity as an index of microbial activity in degraded soils. Commun Soil Sci Plant Anal 1997; 28: 123–134.
- García, I y Dorronsoro, C. 2002. Contaminación del suelo: Contaminación por fitosanitarios: pesticidas. Tema 13. Universidad de Granada España, Edafología. Disponible en: <http://edafologia.ugr.es/conta/tema13/clasif.htm#anchor501806>.
- Gaspari, F. 2005. Ordenamiento Territorial de microcuencas en base al riesgo de erosión hídrica superficial a través de la aplicación de SIG. Revista electrónica de la Redlach 2 (1): 16-23.
- Gerstl, Z. 2000. An update on the Koc concept in regard to regional scale management. Crop Protection, 19:643-648.

- Ghodrati, M y. Jury, WA. 1992. A field study of the effects of soil structure and irrigation method on preferential flow of pesticides in unsaturated soil. *Journal of Contaminant Hydrology*. 11: 101-125.
- Ghodrati, M, Jury, W.A. 1992. A field study of the effects of soil structure and irrigation method on preferential flow of pesticides in unsaturated soil. *J. Contam Hydrol* 11: 101-125.
- Giácoman, G, Frías, J, Hurtado, A, Coronado, V y Méndez, R. 2003. Análisis de la Hidrodinámica de un reactor de flujo pistón. Universidad Autónoma de Yucatán Mérida, México. *Ingeniería Revista Académica* 7 (3): 7-19.
- Gómez Peral, LE, Poiré, DG, Zimmerman, U. y Strauss, H. 2005. C-O isotope data and diagenetic constraints of the Neoproterozoic Sierras Bayas Group, (SW Gndwana), Argentina. *Chemical Geology*
- González Bonorino, F, Zardini, R, Figueroa, M y Limousin, T. 1956. Estudio geológico de las Sierras de Olavarría y Azul (provincia de Buenos Aires) LEMIT, Serie 2 (63): 5-22.
- Gonzalez Bonorino, F. 1954. Geología de las Sierras Bayas, Partido de Olavarría, Provincia de Bs.As., MOP. LEMIT, Serie 2, 55: 5-37. La Plata
- González, M, Miglioranza, K, Quirós, M, Martinez D, Aizpún, J y Moreno, V. 2009. Dinámica de Compuestos Organoclorados en la cuenca del Río Quequen Grande, Provincia de Buenos Aires. I Reunión Argentina de Geoquímica de la superficie, Córdoba.
- Gonzalez, M, Miglioranza, K, Quirós, M, Martinez, D, Aizpún, J, y Moreno, V. 2009. Dinámica de Compuestos Organoclorados en la cuenca del Río Quequén Grande, Provincia de Buenos Aires. I Reunión Argentina de Geoquímica de la superficie, Córdoba.
- González, M, Miglioranza, KSB, Grondona SI, Silva Barni, MF, Martínez, DE, Peña, A. 2013. Organic pollutant levels in an agricultural watershed: the importance of analyzing multiple matrices for assessing streamwater pollution. *Environ Sci Processes Impacts* 15: 739-740.

- González, M, Miglioranza, KSB, Shimabukuro, V; Quiroz, M, Martínez, DE, Aizpun JE, Moreno, VJ. 2012. Surface and groundwater pollution by organochlorine compounds in a typical soybean system from the south pampa, Argentina. *Environ Earth Sci* 65: 481- 491.
- González, M, Miglioranza, KSB, Shimabukuro, VM, Quiroz Londoño, OM, Martínez DE, Aizpun, JE y Moreno, VJ. 2012. Surface and groundwater pollution by organochlorine compounds in a typical soybean system from the south Pampa, Argentina *Environmental Earth Science Special Issue* 65 (2): 481-491.
- González, M, Quiroz, M, Silva, F, Martinez, D, Miglioranza, K, Isla, F, Aizpún, J y Moreno, V. 2007. Presencia de compuestos organoclorados (COCs) en el acuífero pampeano en sectores de la cuenca del Río Quequén Grande (RQG), provincia de Buenos Aires. 6tas Jornadas Geológicas y Geofísicas Bonaerenses, Mar del Plata.
- González, N. 2005. Los Ambientes Hidrogeológicos de la Provincia de Buenos Aires, en de Barrio et al., Eds. *Relatorio del XVI Congreso Geológico Argentino*, La Plata, 2005, 359-374.
- Goswami, S, Vig K, Singh D.K. 2009. Biodegradation of α and β endosulfan by *Aspergillus sydoni*. *Chemosphere* 75: 883-888.
- Green, RE y Karickhoff, SW. 1990. Sorption estimates for modeling. Chapter 4, 79-101. In H.H.Cheng (Ed.) *Pesticides in the soil environment: Processes, impact, and modeling*. SSSA Book Ser.2.SSSA, Madison, WI.
- Grimble, R y Wellard, K. 1997. Stakeholder methodologies in natural resource management: a review of principles, contexts, experiences and opportunities. *Agric. Syst.* 55(2), 173-193.
- Grondona, S, Gonzalez, M, Massone, H, Martínez, D, Isla, F, Miglioranza K. 2010. Distribución de compuestos organoclorados (COC's) en sedimentos de la cuenca del Río Quequén grande, Provincia de Buenos Aires. III Congreso de la Sociedad de Química y Toxicología Ambiental (SETAC), Santa Fe
- Grondona, SI, Gavilán, S, Massone, HE, Quiroz Londoño, OM. 2013. Evaluación de peligrosidad de contaminación por pesticidas en la cuenca del río Quequén

Grande, provincia de Buenos Aires. VIII Congreso Argentino de Hidrogeología, La Plata.

- Grondona, SI, Martínez, DE, Benavente, M, González, M, Massone, HE, Miglioranza, KSB. 2013. Determinación de parámetros hidráulicos en columnas experimentales de suelos del sudeste de la provincia de Buenos Aires. Rev Fac Cien. Agrar Univ Nac Cuyo ; in press.
- Guevao, B, Semple, KT y Jonesm KC. 2000. Bound pesticide residues in soil: a review Environ. Poll. 108:3-14.
- Guven, H, Muhammet, F y Ata, A. 2000. Intravenous organophosphate intoxication. American Journal of Emergency Medicine, 18(5):640-641.
- GWP - Asociación Mundial del Agua. 2000. Manejo integrado de recursos hídricos. Estocolmo, Suecia. Disponible en <http://www.cepis.org.pe/bvsarg/e/fulltext/mirh4/mirh4.pdf>.
- GWP - Comité del Consejo Técnico (TEC), con la colaboración del Ministerio de Asuntos Exteriores de Noruega. 2005. Estimulando el cambio: Un manual para el desarrollo de estrategias de gestión integrada de recursos hídricos (GIRH) y de optimización del agua. 52 pp.
- Hartmann, L, Santos, J, Cingolani, C y McNaughton, N. 2002. Two Paleoproterozoic progenies in the evolution of the Tandilia Belt, as evidence by zircon U-Pb SHRIMP geochronology. International Geology Review, 4: 528-543.
- Haya, K. 1989. Toxicity of pyrethroid insecticides to fish. Environ. Toxicol. Chem. 8: 381-391.
- Hem, JD. 1992. Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Waters. U.S.G.S. Water-Supply Paper, 2254, fourth printing, 263 pp.
- Hermelin, M. 1991. Introducción a la Geología Ambiental. Geología Ambiental y Geomorfología Aplicada en Colombia. Ed. Lopez-Rendon, J.E. Report N° 16: 3-20.
- Hernández, MA. 2001. La importancia de la zona no saturada en la hidrología de llanuras. Anales Acad. Nc. De Cs. Ex., Fís. y Nat., (53):73-82.

- Herrmann, M. 2002. Preliminary risk profile of endosulfan. Berlin Germany: Umweltbundesamt
- Heusser, C y Claraz, G. 1863. Ensayos de un conocimiento geognóstico-físico de la provincia de Buenos Aires. I. La Cordillera entre el Cabo Corrientes y Tapalqué. Buenos Aires, Imprenta del Orden.
- Holmberg, E. 1972. Tandilia. Geología Regional Argentina. Academia Nacional de Ciencias, Córdoba, 365-394.
- INDEC. 1988. Censo Nacional de Agropecuario de la Provincia de Buenos Aires. Instituto Nacional de Estadísticas y Censos, Buenos Aires.
- INDEC. 1988. Censo Nacional de Agropecuario de la Provincia de Buenos Aires. Instituto
- INDEC. 2001. Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2001. Base de Datos. Definiciones de la base de datos. Buenos Aires, Ministerio de Economía.
- INDEC. 2001. Censo Nacional de Población, hogares y viviendas. Definiciones de la base de datos. http://www.indec.gov.ar/redatam/CPV2001ARG/docs/Definiciones%20CD%20Base%20CNPHV2001_d.pdf.
- INDEC. 2002. Censo Nacional de Agropecuario de la Provincia de Buenos Aires. Instituto Nacional de Estadísticas y Censos, Buenos Aires.
- INDEC. 2002. Censo Nacional de Agropecuario de la Provincia de Buenos Aires. Instituto Nacional de Estadísticas y Censos, Buenos Aires.
- INDEC. 2005. Censo Nacional de Población, hogares y viviendas. Instituto Nacional de Estadísticas y Censos, Buenos Aires.
- Iñiguez Rodríguez, AM y Zalba, PE. 1974. Nuevo nivel de arcilitas en la zona de Cerro Negro, Partido de Olavarría, Provincia de Buenos Aires. Anales del LEMIT, Serie 2, 264: 95-100.
- Iñiguez Rodríguez, AM, del Valle, A, Poiré, DG, Spalletti, LA y Zalba, PE. 1989. Cuenca precámbrica-paleozoica inferior de Tandilia, Provincia de Buenos Aires. En: Chebli, G. & Spalletti, L.A. (Eds.): Cuencas Sedimentarias Argentinas, INSUGEO, Serie Correlación Geológica, 6: 245-263

- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia (IDEAM). 2011. Sistema de información del sistema de información del recurso hídrico-SIRH. Disponible en http://www.eclac.org/deype/noticias/noticias/7/43997/IDEAM_SIDRH.pdf
- INTA-Castelar. 1989. Descripción de Cartas de Suelo Provincia Buenos Aires, Escala 1:500.000. 525 pp.
- IPEN-RAP-AL. 2008. El endosulfán y sus alternativas en América Latina. International POPs Elimination Network (IPEN), Red de Acción en Plaguicidas y sus Alternativas para América latina. Volumen I. Disponibles en http://caata.org/publicaciones_-_alternativas_a_plaguicidas.html. Consultado el 25/3/2012.
- IPN-Instituto Politécnico Nacional. 2002. Metodología para el análisis FODA. Distrito Federal, Mexico.: Dirección de Planeación y Organización.
- Ismail, BS, Enoma, AOS, Cheah, UB, Lum, KY, Zulkifli Malik. 2005. Microbial degradation of endosulfan in agricultural soils. AJSTD 22: 233-240.
- Jarvis, NJ, Jansson, PE, Dik, PE, Messing, I. 1991. Modelling water and solute transport in macroporous soils. Model description and sensitivity analysis. J Soil Sci; 42: 59-70.
- Jenks, B, Roeth, F y Martin, A. 1998. Influence of surface and subsurface soil properties on atrazine sorption and degradation. Weed Sci. 46:132-138.
- Jenks, G y Caspall, F. 1971. Error on choropleth maps: definition, measurement, and reduction. Ann. Assoc. Am. Geogr. 61 (2): 217-244.
- Jenks, G. 1977. Optimal data classification for choropleth maps. Department of Geography occasional paper no. 2, University of Kansas, Lawrence, Kansas
- Jouravlev, A. 2001. Administración del agua en América Latina y el Caribe en el umbral del siglo XXI, Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL), LC/L.1564-P Serie Recursos Naturales e Infraestructura No 27, Santiago, Chile (disponible en Internet: <http://www.eclac.cl/publicaciones/RecursosNaturales/4/LCL1564PE/Lcl1564-P->

- Keith, LH, Crumett, W, Wentler, G.1983. Principles of environmental analysis. Anal Chem 55 2210–2218.
- Kennedy, IR, Sanchez-Bayo, F, Kimber, SW, Hugo, L, Ahmad, N. 2001. Off-site movement of endosulfan from irrigated cotton in New South Wales. J Environ Qual; 30: 683-96.
- Koper, J, Piotrowska, A, Siwik-Ziomek, A. 2008. Dehydrogenase and invertase activities in a rusty soil in the neighborhood of the wrocławek nitrogen plant "Anwill". Proceedings of ECOpole, 2: 197-202.
- Kruse E, Laurencena P, Deluchi M, Varela L. 1997. Caracterización de la red de drenaje para la evaluación hidrológica en la region interserrana. I Congreso Nacional de Hidrogeología y III Seminario Hispano Argentino sobre temas actuales de hidrología subterránea. Bahía Blanca, pp 133 -145.
- Kruse, E, Laurencena, P; Deluchi, M y Varela, L. 1997. Caracterización de la Red de Drenaje para la Evacuación Hidrológica en la Región Interserrana (Provincia de Buenos Aires), en Actas del I Congreso Nacional de Hidrogeología y II Seminario Hispano-Argentino sobre Temas Actuales de Hidrología Subterránea. Bahía Blanca, pp. 133-145.
- Kumar, MS y Philip, L. 2006. Adsorption, desorption characteristics of endosulfan in various Indian soils. Chemosphere. 62, 1064–1077.
- Lazzarini, A. 2004. Avances en el análisis del CNA 2002 y su comparación con el CNA 1988. Documento de difusión inscripto en el marco del Proyecto de Beca Profesional de Iniciación: Sistematización y análisis del Censo Nacional Agropecuario 2002, Instituto de Economía y Sociología, INTA, Buenos Aires.
- Lima, ML, Zelaya, K, Massone, H. 2011. Groundwater vulnerability assessment combining the drasticand dyna-clue model in the Argentine Pampas. Environmental Management 47 (5): 828-839
- Linares, E y González, R. 1990. Catálogo de edades radimétricas de la República Argentina 1957-1987. Publicaciones especiales de la Asociación Geológica Argentina, serie B (Didáctica y complementaria) N° 19.

- Lipiec, J y Stêpniewski, W. 1995. Effects of soil compaction and tillage systems on uptake and losses of nutrients. *Soil Till Res*; 35: 37-52.
- Litchfield, MH. 2005. Estimates of acute pesticide poisoning in agricultural workers in less developed countries. *Toxicol Rev* 24 (4):271-278.
- Llambías, E y Prozzi, CR. 1975. Ventania. En *Geología de la Provincia de Buenos Aires*, 6° Congreso Geológico Argentino, Relatorio 79-101, Buenos Aires.
- Lucero, P, Riviere, I; Mikkelsen, C y Sabuda, F. 2005. Brechas socioterritoriales vinculadas con la calidad de vida de los habitantes de Mar del Plata en los inicios del siglo XXI, en: *Desigualdad y Calidad de Vida en la Argentina (1991-2001)*. Aportes empíricos y metodológicos (Velázquez, G. y S. Gómez Lende, autores y compiladores), Buenos Aires, Editorial Reun, CIG, UNCPBA, pág. 319-360.
- Macdonald, D. 2000. The status of contaminants in fish and marine mammals in the inuvialuit settlement región. *Consulting & Analysis*, May, 65pp.
- Malone, W, Logsdon, S, Shipitalo, MJ, Weatherington-Rice, J, Ahuja L, Ma L. 2003. Tillage effect on macroporosity and herbicide transport in percolate. *Geoderma*; 116: 191-215.
- Manuel-Navarrete, D, Gallopín, G, Blanco, M, Díaz-Zorita, M, Ferraro, D, Herzer, H, Laterra, P, Morello, J, Murmis, MR, Pengue, W, Piñero, M, Podestá, G, Satorre, EH, Torrent, M, Torres, F, Viglizzo, E, Caputo, MG y Celis, A. 2005. Análisis sistémico de la agriculturización en la pampa húmeda argentina y sus consecuencias en regiones extrapampeanas: sostenibilidad, brechas de conocimiento e integración de políticas. *Serie Medio Ambiente y desarrollo*, División de Desarrollo Sostenible y Asentamientos Humanos, CEPAL, Santiago de Chile, nº 118.
- Marchese, HG y Di Paola, E. 1975. Reinterpretación estratigráfica de la Perforación de Punta Mogotes I, provincia de Buenos Aires. *Asociación Geológica Argentina, Revista* 30 (1): 44-52.
- Marchesse, HG y Di Paola, E. 1975b., Miogeosinclinal Tandil. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 30 (2): 161-179.

- Martínez Vidal, JL, Cervantes Ocaña, D, Fernandez Alba, AR, Aguilera, A, Aguera, A. 1994. Determination of methan and thiram in soils and vegetables grown in reenhouses. *Int. J. Environ Anal Chem*; 56: 1-10.
- Martínez, DE, Massone, HE, Martínez, GA, Ferrante, A, Teruggi, L y Farenga, MO. 2004. Hidroquímica y flujo subterráneo en la cuenca del río Quequén, provincia de Buenos Aires, Argentina. XXXIII Congreso de la Asociación Internacional de Hidrogeólogos, Zacatecas, México.
- Martínez, DE, Quiroz Londoño, OM, Dapeña, C, Massone, HE, Ferrante, A y Bocanegra, E. 2007. Aportes al modelo hidrogeológico conceptual de la cuenca del río Quequén Grande provincia de Buenos Aires. V Congreso Argentino de Hidrogeología Actas, 262-271.
- Martínez, G. 2007 Mapeo geomorfológico con imágenes Landsat 7 y Radarsat 1 en la cuenca del río Quequén Grande, Provincia de Buenos Aires, Argentina, en XII Congreso de la Asociación Española de Teledetección. Mar del Plata
- Mascioli, S, Benavente, MA y Martínez, DE. 2005. Estimation of transport hydraulic parameters in a loessic sediment, Argentina. *Application of column tests. Hydrogeology Journal* 13: 849-857.
- Massone, H y Martinez, D. 2008. Consideraciones metodológicas acerca del proceso de gestión del impacto y riesgo de contaminación de acuíferos. *Revista Ingenierías, Universidad de Medellín* 7 (12):9-22.
- Massone, H y Sagua, M. 2005. La Integración de la Vulnerabilidad Social en La Evaluación del Riesgo de Contaminación de Acuíferos. IV Congreso Argentino de Hidrogeología y II Seminario Hispano Latinoamericano sobre Temas Actuales de Hidrología Subterránea. Actas, 201-210. Río Cuarto, Cordoba.
- Massone, H, Quiroz Londoño, M, Tomas, M y Ferrante, A. 2007. Evaluación de vulnerabilidad de acuíferos libres en cuencas de llanura Periserranas. Estudio de caso: Balcarce, provincia de Buenos Aires. V Congreso Argentino de Hidrogeología, Paraná.
- Massone, H. 2003. Geología y Planificación Territorial en la Cuenca Superior del Arroyo Grande, Partido de Balcarce. Tesis Doctoral UNLP, 218 pp

- Massone, H. 2011. Gestión Integrada de Recursos Hídricos. En. Fernandez Cirelli, A. y Volpedó, A. (Eds.): Una Visión Multidisciplinaria de la Gestión del Agua en el MERCOSUR. AUGM, Proyecto EMGIA. 177-210. Buenos Aires, Argentina
- Massone, HE, Martínez, DE, Cionchi, JL y Bocanegra, EM. 1998. Suburban Areas in Developing Countries and its Relation with Groundwater Pollution. Mar del Plata as a Study Case. Environmental Management, Springer International 22(2): 245-254.
- Massone, HE. 1997. Diseño de un Programa de Perfeccionamiento Docente en Educación Ambiental para el Partido de Balcarce, Provincia de Buenos Aires", dirigida por el Dr. José Sayago y codirigida por la Prof. Graciela Dell'Oro.(3) 235 pp.
- Massone, HE. 2013. El concepto de riesgo de contaminación de aguas subterráneas. Un análisis de sus perspectivas y alcances. Temas actuales de la hidrología subterránea. VIII Congreso Argentino de Hidrogeología, La Plata, 271-279.
- Matson, PA, Parton, WJ, Power, AG y. Swift, MJ. 1997. Agricultural intensification and ecosystem properties. Science 277: 504-509.
- Maund, S, Hamer, M, Lane, M, Farrelly, E, Rapley, J, Goggin, U, Gentle, W. 2002. Partitioning, bioavailability, and toxicity of the pyrethroid insecticide cypermethrin in sediments. Environ. Toxicol. Chem. 21, 9-15.
- McDowell-Boyer, LM, Hunt, JR, Sitar, N. 1986. Particle transport through porous media. Water Resour Res 22: 1901-1921.
- Metcalfe, TL y Metcalfe, CD. 1997. The trophodynamics of PCBs including mono and non-ortho congeners in the food web of north-central Lake Ontario. Sci Total Environ 1997; 201: 245-272.
- Miglioranza, KSB, Aizpun, J, Moreno, V. 2003. Dynamics of organochlorine pesticides in soils from a southeastern region of Argentina. Environ Toxicol Chem 22: 712-717.

- Miglioranza, KSB, Aizpún, JE, Moreno, V.J. 2004b. Land-based sources of marine pollution: organochlorine pesticides in stream systems. *Environmental science and pollution research international*; 11(4):227-32.
- Miglioranza, KSB, Aizpún, JE, Moreno, VJ. 2004a. Organochlorine pesticides sequestered in the aquatic macrophyte *Schoenoplectus californicus* (C.A. Meyer) Soják from a shallow lake in Argentina. *Water research* 38(7):1765-72.
- Miglioranza, KSB, Aizpún, JE; Moreno, VJ, Osterrieth, ML, Escalante, AH. 1999. Fate of organochlorine pesticides in soils and terrestrial biota of "Los Padres" pond watershed, Argentina. *Environmental Pollution* 105:91-99.
- Miglioranza, KSB, González Sagrario, M.; Aizpún, JE, Moreno, VJ, Escalante, AH, Osterrieth, ML. 2002. Agricultural soil as a potential source of input of organochlorine pesticides into a nearby pond. *Environmental science and pollution research international*; 9(4):250-6.
- Monro, S y Hull, j. 1987. Environmental geology in Great Britain. En Wolff, F (Ed.). *Geology for environmental planning*, 111-112.
- Morello, J, Buzai, GD, Baxendale, C, Matteucci, SD y Rodríguez, A. 2000 Urbanización y consumo de tierra fértil. *Ciencia Hoy*, 10(55): 50- 61
- Morello, J, Buzai, G, Baxendale, C, Rodríguez A, Matteucci, Godagnone, R y Casas, R. 2000. Urbanization and the consumption of fertile land and other ecological changes: the case of Buenos Aires. *Environment and Urbanization*, 12 (2): 119-131.
- Nágera, JJ. 1932. Primera carta geológica general de Tandilia, escala 1:500.000. Litografía Colombatti y Cía. Ltda., Buenos Aires.
- Nágera, JJ. 1940. Tandilia. Biblioteca Facultad Humanidades y Ciencias Educación, Universidad Nacional de La Plata 24: 1-272.
- Narváez Valderrama, JF, Palacio Baena, JA y Molina Pérez, FJ. 2012. Persistencia de plaguicidas en el ambiente y su ecotoxicidad: Una revisión de los procesos de degradación natural. *Gestión y Ambiente*. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=169424893002>.

- Narváez, J, Lavell, A y Pérez, G. 2009: La gestión del riesgo de desastres: un enfoque basado en procesos. Proyecto apoyo a la prevención de desastres en la comunidad andina – PREDECAN. Lima, Perú. 106 pp.
- Ntow, WJ, Ameyibor, J, Kelderman, P, Drechsel, P, Gijzen, H.J. 2007. Dissipation of endosulfán in field-grown tomato (*Lycopersicon esculentum*) and cropped soil at Akumadan, Ghana, *J. Agric. Food Chem.* 55: 10864-10871.
- O`Shea, TJ, Reeves, RR y Long, DAK. 1999. Marine mammals and persistent ocean contaminants. *Proceedings Mammal Commission Workshop, Keystone, Colorado, 1998*, 148 pp.
- Oesterheld, M. 2008. Impacto de la agricultura sobre los ecosistemas: Fundamentos ecológicos y problemas más relevantes. *Ecología Austral*, 18 (3): 337-346.
- Ongley, ED. 1996. Control of water pollution from agriculture. *FAO Irrigation and Drainage Paper 55*. Roma, Italia, 111 pp.
- Organización Mundial de la Salud. 1992. Consecuencias sanitarias del empleo de plaguicidas en la agricultura. Ginebra.
- Oyarzum, R. 2007. http://www.aulados.net/Temas_ambientales/Contaminantes_aguas_subterranas/Transporte_contaminantes.pdf. Consultado el 17/4/2012.
- Panizza M. 1993, Riesgo Geomorfológico y Vulnerabilidad Ambiental. *Quaderni Instituto Italo Latino Americano (IILA), Serie Scienza 6*. Mexico.
- Pankhurst, RJ, Ramos, VA y Linares, E. 2003. Antiquity of the Río de la Plata craton in Tandilia, Southern Buenos Aires Province, Argentina. *Journal of South American Earth Sciences*, 16 (1): 5-13
- Paris, M, Zucarelli, G y Pagura, F. 2008. Las miradas del agua. Manual de educación para profesores de nivel medio patrocinada por Red Latinoamericana de Desarrollo de Capacidades para la Gestión Integrada del Agua (LAWET net - Latin America Water Education and Training Network). ISBN

978-987-657-085-5. 50 pág. <http://la-wetnet.org/hora-agua-el-agua-en-la->

escuela/

- Parrón, T. 1994. Efectos nocivos de la exposición continuada a plaguicidas con especial incidencia en la depresión y el suicidio en la zona del poniente almeriense. Tesis doctoral. Universidad de Granada.
- Paruelo, JM, Guerschman, JP. y Verón, SR., 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia Hoy*, 15:14-23.
- Paruelo, JM, Guerschman, JP y Verón, SR. 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia Hoy*, 15:14-23.
- Pengue, WA. 2004. Producción agroexportadora e (in)seguridad alimentaria: El caso de la soja en Argentina. *Revista Iberoamericana de Economía Ecológica*, 1: 46-55.
- Perfect, E, Sukop, M y Haszler, G. 2002. Prediction of dispersivity for undisturbed soils from water retention parameters. *Soil Science Society American Journal* (66):696-701.
- Perona, N y Rocchi, G. 2001. Vulnerabilidad y exclusión social. Una propuesta metodológica para el estudio de las condiciones de vida de los hogares. *Kairos: Revista de Temas Sociales*, Vol. 8, Publicación de la Universidad Nacional de San Luis. Disponible en: <http://www.revistakairos.org/k08-08.htm>.
- Pesticide Manual: A World Compendium, 2003, 12th Edition, British Crop Protection Council, C.D.S., Inglaterra.
- Pimentel, D y Levitan, L. 1986. Pesticides: Amounts of applied and amounts reaching pests. *Biogeosciences*, 36: 86-91.
- Piper, AM. 1944. A graphic procedure in the geochemical interpretation of water analysis. *American Geophysical Union Transaction*. Vol 25: 914 - 923.
- Pisani, S y Tosi, N. 1994. Two methods for laboratory identification of transversal dispersivity. *Ground Water*, 32 (3): 431-438.
- Pizarro, R. 2001. **La vulnerabilidad social y sus desafíos: una mirada desde América Latina**, Series Estudios estadísticos y prospectivos Nº 6, Santiago de Chile, CEPAL-División de Estadísticas y Proyecciones Económicas.

- Plenge, L y Vargas, J. 2003. Efecto tóxico de los plaguicidas agrícolas sobre la relajación muscular. Estudio de la Ca_2^+ -ATPasa de retículo sarcoplásmico (SERCA). *Ciencia en la Frontera*. 2: 75-79.
- PNUMA (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente). 2010. *Perspectivas del Medio Ambiente: América Latina y el Caribe*. GEO ALC 3. Disponible en: <http://www.pnuma.org/geo/geoalc3>.
- Pochat, V. 2005. Entidades de gestión del agua a nivel de cuencas: experiencia de Argentina. Serie recursos naturales e infraestructura 96. CEPAL, ONU, Santiago de Chile.
- Poire, DG e Iñiguez, A. 1984. Miembro Psamopelitas de la Formación Sierras Bayas, partido de Olavarría, provincia de Buenos Aires. *Revista de la Asociación Geológica Argentina XXXIX (3-4)*: 276-283.
- Poiré, DG, Spalletti, LA y del Valle, A. 2003. The Cambrian-Ordovician siliciclastic platform of the Balcarce Formation (Tandilia System, Argentina): facies, trace fossils, palaeoenvironments and sequence stratigraphy. *Geologica Acta*, 1 (1): 41-60.
- Poiré, DG. 1987a. Mineralogía y sedimentología de la Formación Sierras Bayas en el Núcleo Septentrional de las sierras homónimas, partido de Olavarría, provincia de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata, Tesis Doctoral 494, 271 pp. (inérito).
- Poiré, DG. 1987b. Dolomitización estromatolítica / enterramiento tardío en el Precámbrico de Olavarría, provincia de Buenos Aires, Argentina. 10 Congreso Geológico Argentino, 2: 25-28.
- Poiré, DG. 1993. Estratigrafía del Precámbrico sedimentario de Olavarría, Sierras Bayas, provincia de Buenos Aires, Argentina. 13 Congreso Geológico Argentino y 3 Congreso de Exploración de Hidrocarburos, 2: 1-11.
- Poiré, DG. 2004. Sedimentary history of the Neoproterozoic of Olavarría, Tandilia System, Argentina: new evidence from their sedimentary sequences and unconformities - A "snowball Earth" or a "phantom" glacial? 1 Symposium on Neoproterozoic-Early Paleozoic Events in SW-Gondwana, Extended Abstracts 46-48

- Pothe de Baldis, ED, Baldis, B y Cuomo, J. 1983. Los fósiles precámbricos de la Formación Sierras Bayas (Olavarría) y su importancia intercontinental. *Revista de la Asociación Geológica Argentina*, 38 (1): 73-83.
- Quartino, BJ y Villar Fabre, JF. 1967. Geología y petrología del basamento de Tandil y Barker (Provincia de Buenos Aires), a la luz del estudio de localidades críticas. *Revista Asociación Geológica Argentina*, 22 (3): 223-251.
- Quilchano, C y Marañon, T. 2002. Dehydrogenase activity in mediterranean forest soils. *Biol Fertil Soils* 35:102-107.
- Quiroz Londoño, OM, Martínez, DE y Massone, H E. 2012 Estimación de Recarga de Acuíferos en Ambientes de Llanura con Base en Variaciones de Nivel Freático. Q. *Revista tecnología y ciencias del agua*. México
- Quiroz Londoño, OM, Martínez, DE y Massone, HE. 2012 Evaluación comparativa de métodos de cálculo de recarga en ambientes de llanura. La llanura interserrana bonaerense (Argentina), como caso de estudio. *Revista DYNA (Journal of th school of mine)*. Medellin - Colombia. pp 239-247.
- Quiroz Londoño, OM, Martínez, DE, Dapeña, C y Massone, HE. 2008. Hydrogeochemistry and isotopes of groundwater in low gradients catchments of the province of Buenos Aires, Argentina. *Hydrogeology Journal*. Volumen 16. Número 6: 1113-1127.
- Quiroz Londoño, OM, Martínez, DE, Massone, HE, Bocanegra, EM y Ferrante, AH. 2006. Caracterización hidroquímica e isotópica de las cuencas de los arroyos Tamangueyú, seco y el moro, provincia de buenos aires, argentina. VIII Congreso de ALHSUD, Paraguay.
- R Development Core Team. 2009. R: a language and environment for statistical computing, R Fundation for Statistical Computing, Vienna, www.R-project.org
- Rabassa, L. 1973. Geología superficial de la Hoja "Sierras de Tandil" Provincia de Buenos Aires. *LEMIT, La Plata, Serie 2: 240*, 117-160.
- Ragin, CC. 1994. *Constructing Social Research. The Unity and Diversity of Method*. Thousand Oaks, California: Pine Forge Press.

- Rapela, CW, Dalla Salda, LH y Cingolani, C. 1974. Un intrusivo básico ordovícico en la Formación La Tinta (Sierra de los Barrientos), Provincia de Buenos Aires. *Revista Asociación Geológica Argentina*, 29 (3): 319-331. Buenos Aires.
- Rapela, CW, Fanning, CM y Pankhurst, RJ. 2005. The Rio de La Plata Craton: the search for its full extent. *Academia Nacional de Ciencias, Gondwana 12 Abstracts*: 308.
- REDUAS (Red universitaria de medio ambiente y salud), 2013, El consumo de agrotóxicos en Argentina aumenta continuamente. <http://www.reduas.fcm.unc.edu.ar/el-consumo-de-agrotoxicos-en-argentina-aumenta-continuamente/#more-1193>.
- Reed, M, Graves, A, Dando, N, Posthumus, H, Hubacek, K, Morris, J, Prell, C., Quinn, C y Stringer, C. 2009. Who's in and why? A typology of stakeholder analysis methods for natural resource management. *Journal of Environmental Management* 90: 1933–1949.
- Regalía, G y Herrera, H. 1981. *Phycoides aff. pedum* (traza fósil) en estratos cuarcíticos de San Manuel, Sierras Septentrionales de la provincia de Buenos Aires. *Revista de la Asociación Geológica Argentina* 36: 257-261.
- Renella, A y Quirós, R. 2000 Relevamiento del uso de pesticidas agrícolas en la alta cuenca del Río Salado (Buenos Aires). Área de sistemas de Producción Acuática. Departamento de Producción animal, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires.
- Richards, JA. 1993. *Remote Sensing Digital Image Analysis, An Introduction*, 2^a edición, Berlín. Ed. Springer-Verlang.
- Robbins, AG. 1989. Methods for determining transverse dispersion coefficients of porous media in laboratory column experiments. *Water Resources Research*, 25 (6): 1249-1258.
- Robledo Martín, J. 2009. Observación participante: ¿Técnica o método? FUDEN. NURE Investigación, no 39. Disponible en <http://www.fuden.es/FICHEROS ADMINISTRADOR/F METODOLOGIC A/obspar1 formet 39.pdf>.

- Rocca, RJ, Redolfi, ER, Terzariol, RE. 2006. Características geotécnicas de los loess de Argentina. *Revista Internacional de Desastres Naturales, Accidentes e Infraestructura Civil*, 6 (2): 149-166.
- Ronconi, N, Marchionni, DS y Echeveste, H. 1994. Nuevas variedades de rocas ornamentales de la provincia de Buenos Aires. II parte. En *situación Ambiental de la provincia de Buenos Aires. A. Recursos y rasgos naturales en la evaluación ambiental*. Año 4: 28. Comisión de Investigaciones Científicas de la provincia de Buenos Aires.
- Ros, M, Hernandez, M, Garcia C. 2003. Soil microbial activity after restoration of a semiarid soil by organic amendments. *Soil Biol Biochem* 35: 463-469.
- Ruiz de la Garreta, A; Varni, M; Banda, NR y Barranquero, R. 2007. Caracterización Geohidrológica Preliminar en la Cuenca del Arroyo Langueyú, partido de Tandil, Buenos Aires, en V Congreso Argentino de Hidrogeología.
- Ruiz Olabuenaga, JI. 1996. Metodología de la investigación cualitativa. Serie Ciencias Sociales, Vol. 15. Universidad de Deusto. Bilbao. 333 p.
- Sagua, M. 2005. Dinámica sociodemográfica y ambiental al interior del Partido de General Pueyrredon. En: Velázquez, G; Lucero, P y Mantobani, JM (Editores) *Nuestra Geografía Local. Población, urbanización y transformaciones socio-territoriales en el Partido de General Pueyrredón, Argentina, 1975-2000*. Mar del Plata, GESPyT, Facultad de Humanidades, UNMdP
- Sala, JM. 1975. Recursos Hídricos. Relatorio VI Congreso Geológico Argentino. 169-194
- Sánchez San Román, J. 2012. Transporte de contaminantes. Apuntes editados por el Dpto, de Geología de la Universidad de Salamanca (España). http://hidrologia.usal.es/temas/Transporte_de_contaminantes.pdf
- Scribano, AO. 2008. El proceso de investigación social cualitativo. Prometeo Libros. Buenos Aires.
- Semple, K, Doick, K, Wick, L y Harms, H. 2007. Microbial interactions with organic contaminants in soil: definitions, processes and measurements. *Environ. Poll.* 150:166-176.

- Shen, L y Wania, F. 2005. Compilation, evaluation, and selection of physical-chemical property data for organochlorine pesticides. *J Chem Eng Data* 50: 742–768.
- Silva Burgos, LM y Barriga, OM. 2009. Creación de un índice de vulnerabilidad social para la Provincia de Concepción desde una perspectiva teórico empírica. *Sociedad Hoy* 16: 59-76.
- Sragusa, A. 1964. Geomorfología de la provincia de Buenos Aires. *Revista de la Sociedad de Estudios Geográficos*, 12: 93-122
- Smith, K. 2001. *Environmental hazards. Assessing risks and reducing disasters.* Routledge (Ed.), 396 pp.
- Spalletti, LA, Poiré, DG, Isla, F y Zárate, M. 1996. Litoral atlántico bonaerense y Sistema de Tandilia. 6 Reunión Argentina de Sedimentología, Guía de Excursión Geológica, 15 pp., Bahía Blanca
- Stoetzel, J y Girard, A, 1973. *Las encuestas de opinión pública*, Madrid, Instituto de la Opinión Pública.
- Sumner, ME y Miller, WP. 1996. Cation exchange capacity and exchange coefficients. In D.L. Sparks (ed.) *Methods of soil analysis, Part 3. Chemical methods.* Soil Sci Soc Am J Book series no. 5.
- Taylor, SR, Molyaner, GL, Howard, KWF y Killey, RWD. 1987. A comparison of field and laboratory methods for determining contaminant flow parameters. *Groundwater* 25 (3): 321-330.
- Teixeira, W, Pinese, J, Iacumin, M, Girardi, V, Piccirillo, E, Echeveste, H, Ribot, A, Fernández, R, Renne, P y Heaman, L. 2002. Calc alkaline and tholeitic dyke swarms of Tandilia, Rio de la Plata cratón, Argentina: U-Pb, Sm-Nd and Rb-Sr $^{40}\text{Ar}/^{39}\text{Ar}$ data provide new clues for intraplate rifting shortly after the Trans-Amazonian orogeny. *Precambrian Research*, 119: 329-353.
- Teruggi, M. 1957. The Nature and Origin of Argentine Loess. *Journal of Sedimentary Petrology*. 27 (3):322-332.
- Teruggi, ME y Kilmurray, JO. 1975. Tandilia. En *Relatorio Geología de la provincia de Buenos Aires*, 6 Congreso Geológico Argentino, 55-77.

- Teruggi, ME, Leguizamón, MA, y Ramos, VA. 1988. Metamorfitas de bajo grado con afinidades oceánicas en el basamento de Tandil: su implicancia geotectónica, Provincia de Buenos Aires. *Revista Asociación Geológica Argentina*, 43 (3): 366-374.
- Teruggi, ME, Mauriño, VE, Limousin, TA y Schauer, O. 1958. Geología de las Sierras de Tandil. *Revista Asociación Geológica Argentina*, 13 (3): 185-204.
- Teruggi, ME, Mauriño, VE, Limousin, TA y Schauer, O. 1962. Geología de la porción oriental de las Sierras de Tandil. *Primeras Jornadas Geológicas Argentinas*, 2: 359-372.
- Teruggi, ME, y Kilmurray, JO. 1980. Sierras Septentrionales de la Provincia de Buenos Aires. En: *Geología Regional Argentina*. Academia Nacional de Ciencias, Córdoba, 2: 919-956
- Teruggi, LB, Martínez GA, Billi P y Preciso E. 2004. Geomorphologic units and sediment transport in a very low relief basin: Rio Quequén Grande, Argentina, *Geomorphological Processes and Human Impacts in River Basins (Proceedings of the International Conference held at Solsona, Catalonia, Spain, May 2004)*, IAHS. 299, pp. 154-160.
- Thornthwaite, CW. 1948. An approach towards a rational classification of climate. *Geogr Rev* 38:55–94.
- Torrent, M, Torres, F, Viglizzo, E, Caputo, MG y Celis, A. 2005. Análisis sistémico de la agriculturización en la pampa húmeda argentina y sus consecuencias en regiones extrapampeanas: sostenibilidad, brechas de conocimiento e integración de políticas. *Serie Medio Ambiente y desarrollo*, División de Desarrollo Sostenible y Asentamientos Humanos, CEPAL, Santiago de Chile, nº 118.
- Tujchneider, O, Paris, M, D'Elia, M y Perez M. 2002. Modelo de Gestión de los Recursos Hídricos Subterráneos en el Centro-Oeste de la Provincia de Santa Fe (Argentina). *Revista Latino-Americana de Hidrogeología*, Editorial: Universidade Federal do Paraná, 2: 91-102.

- UNEP. 2009. Endosulfan. Supporting document for the draft risk profile on endosulfan. Draft prepared by the ad hoc working group on Endosulfan Under the POPs Review Committee of the Stockholm Convention.
- UNEP. Consideration of global measures on persistent organic pollutants (POPs). UNEP/ICL/1/INF 3. N 95-5040. Meeting of government designated experts to review and revise a global program of action to protect the marine environment from land based activities. (1995).
- UNEP/AMAP (United Nations Environmental Program/Arctic Monitoring and Assessment Program), 2011. UNEP/AMAP (United Nations Environmental Program/Arctic Monitoring and Assessment Program) Climate change and POPs: predicting the impacts. Report of the UNEP/AMAP Expert Group, Secretariat of the Stockholm Convention, Geneva, Switzerland 2011; p. 62.
- UNESCO International Hydrological Programme, UNESCO-IHP. 1991. Hahn, J, Vrba, J, Aldwell, CR, Alfoldi, L, Andersen, LJ, Kaden, S, Miller, JC y Waegeningh, HG. Integrated land-use planning and groundwater protection in rural areas: a comparative study of planning and management methodologies. (IHP technical documents in hydrology). Paris, France.
- UNESCO, El agua, una responsabilidad compartida. Segundo Informe de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos en el Mundo, marzo 2006, versión electrónica disponible en www.unesco.org/water/wwap/index_esp.shtml
- Urricariet, S y Lavado, RS. 1999. Indicadores de deterioro en suelos de la Pampa Ondulada. Ciencia del Suelo 17: 37-44.
- Van Genuchten, MT. 1981. Analytical solutions for chemical transport with simultaneous adsorption, zero-order production and first-order decay. Journal of Hydrology, 49: 213-233.
- Van Molle, M. 1993. Natural Hazards. In: Nath, B., Hens, L., Comptan, P., Devuyt, D. (eds.) Environmental management v.1: The compartmental approach. Brussels: VUB University Press. p. 305-340.

- Varela, L y Teruggi, L. 2001. Caracterización Hidrológica de la cuenca del Río Quequén Grande, provincia de Buenos Aires. En: Memorias, Manejo Integral de Cuencas Hidrográficas y Planificación Territorial. Pag. 19.
- Varela, R, Cingolani, CA y Dalla Salda, LH. 1989. Geocronología rubidio-estroncio en granitoides del basamentode Tandil, provincia de Buenos Aires, Argentina. Segundas Jornadas Geológicas Bonaerenses (Bahía Blanca). Comisión Investigaciones Científicas, provincia de Buenos Aires, La Plata, Argentina. 291–305
- Varni, M. 2005. Una aproximación a algunos aspectos de un modelo conceptual del acuífero del Azul, provincia de Buenos Aires, IV Congreso Hidrogeológico Argentino, Río Cuarto. Publicado en Hidrología Subterránea y Aspectos Ambientales, Tomo I: 109-118.
- Vazquez, P, Sacido, M y Zulaica, L. 2012. Técnicas de análisis para el ordenamiento territorial de cuencas agropecuarias: aplicaciones en la Pampa Austral, Argentina. Scripta Nova. Revista Electrónica de Geografía y Ciencias Sociales. [En línea]. Barcelona: Universidad de Barcelona, vol. XVI, nº 392. <http://www.ub.es/geocrit/sn/sn-392.htm>
- Vazquez, P, Sacido, M, Zulaica, L. 2012. Transformaciones agroproductivas e indicadores de sustentabilidad en la cuenca del río Quequén Grande (provincia de Buenos Aires, Argentina), durante los períodos 1988-1998 y 1998-2008. Cuadernos Geográficos (50): 119-146.
- Vergara Flórez, V. 2009. Evaluación de la vulnerabilidad del acuífero Morroa a contaminación por plaguicidas aplicando la metodología DRASTIC. Ingeniería & Desarrollo. Ed: Ediciones Uninortev. (11): 51 - 64.
- Viglizzo, EF, Pordomingo, AJ, Castro, MG y Lértora, FA. 2002. La sustentabilidad ambiental de la agricultura pampeana ¿oportunidad o pesadilla? Ciencia Hoy 12: 38-51.
- Villar Fabre, JF. 1955. Resumen geológico de la Hoja 32p, Sierras del Azul, Provincia de Buenos Aires. Revista Asociación Geológica Argentina, 10 (2):75-99.

- Vrba, J y Zaporozec, A. 1994. Guidebook on Mapping Groundwater Vulnerability. IAH International Contributions to Hydrogeology, 16; Heinse, Hannover, 131 pp.
- Walkley, A y Black, C. 1965. Organic carbon. Black CA (ed) Methods of soil analysis. American Society of Agronomy, Madison, 1372–1375.
- Ward, RC y Robinson, M. 2000. Principles of Hydrology, 4th edn. McGraw-Hill, New York.
- Weber, J, Halsall, CJ, Muir, D, Teixeira, C, Small J, Solomon, K, Hermanson, M, Hung H, Bidleman, T. 2010. Endosulfan, a global pesticide: a review of its fate in the environment and occurrence in the Arctic. *Sci Total Environ*, 408: 2966–2984.
- White, JC, Quiñones-Rivera, A y Alexander, M. 1998. Effect of wetting and drying on the bioavailability of organic compounds sequestered in soil. *Environmental Toxicology and Chemistry* 12, 2378-2382.
- WHO (World Health Organization). 1992. Alpha-Cypermethrin. Environmental Health Criteria no. 142. World Health Organization, Geneva.
- WHO (World Health Organization). 1994. Quality of life assessment. An annotated bibliography. Geneva: Division of Mental Health, World Health Organization.
- Wolińska, A y Stepniewska Z. 2012. Dehydrogenase Activity in the Soil Environment, *Dehydrogenases*, Prof. Rosa Angela Canuto (Ed.), InTech Available from: <http://www.intechopen.com/books/dehydrogenases/dehydrogenase-activity-in-the-soil-environment>
- Wolińska, A y Stepniewska, Z. 2011. Microorganisms abundance and dehydrogenase activity as a consequence of soil reoxidation process, *Soil Tillage & Microbial Activities*, M. Miransari, (Ed.), Research Singpost, Kerala, India, 111-143.
- Yrigoyen, MR. 1975. Geología del subsuelo y plataforma continental. Relatorio VI Congreso Geológico Argentino. Geología de la provincia de Buenos Aires, I. pp. 135-168

- Zalba, PE y Andreis, RR. 1998. Basamento saprolitizado y secuencia sedimentaria suprayacente en San Manuel, Sierras Septentrionales de Buenos Aires, Argentina. 7 Reunión Argentina de Sedimentología, Actas: 143-153
- Zalba, PE, Poiré, DG, Andreis, RR e Iñiguez, AM. 1993. Precambrian and Lower Paleozoic records and paleosurfaces of the Tandilia System, Buenos Aires Province, Argentina. En: Schmitt, J.M. y Gall, Q.(Eds.): Mineralogical and Geochemical Records of Paleoweathering. Memoire des Sciences de la Terre, 18: 93-113.
- Zalba, PE. 1978. Estudio geológico-mineralógico de los yacimientos de arcillas de la zona de Barker, partido de Juarez, provincia de Buenos Aires y su importancia económica. Facultad de Ciencias Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata, Tesis Doctoral 362, 75 pp.
- Zárate, MA y Rabassa, J. 2005. Geomorfología de la Provincia de Buenos Aires. In: Geología y Recursos Minerales de la Provincia de Buenos Aires (de Barrio, R.E.; Etcheverry, R.O.; Caballé, M.F. & Llambías, E.,eds.). Relatorio XVI Congreso Geológico Argentino, 8, 119-138.
- Zimmermann, U, Poiré, DG y Gómez Peral, L. 2005. Provenance studies on Neoproterozoic successions of the Tandilia System (Buenos Aires Province, Argentina): preliminary data. 16 Congreso Geológico Argentino.

73211

U.N.R.C.
Biblioteca Central



73211