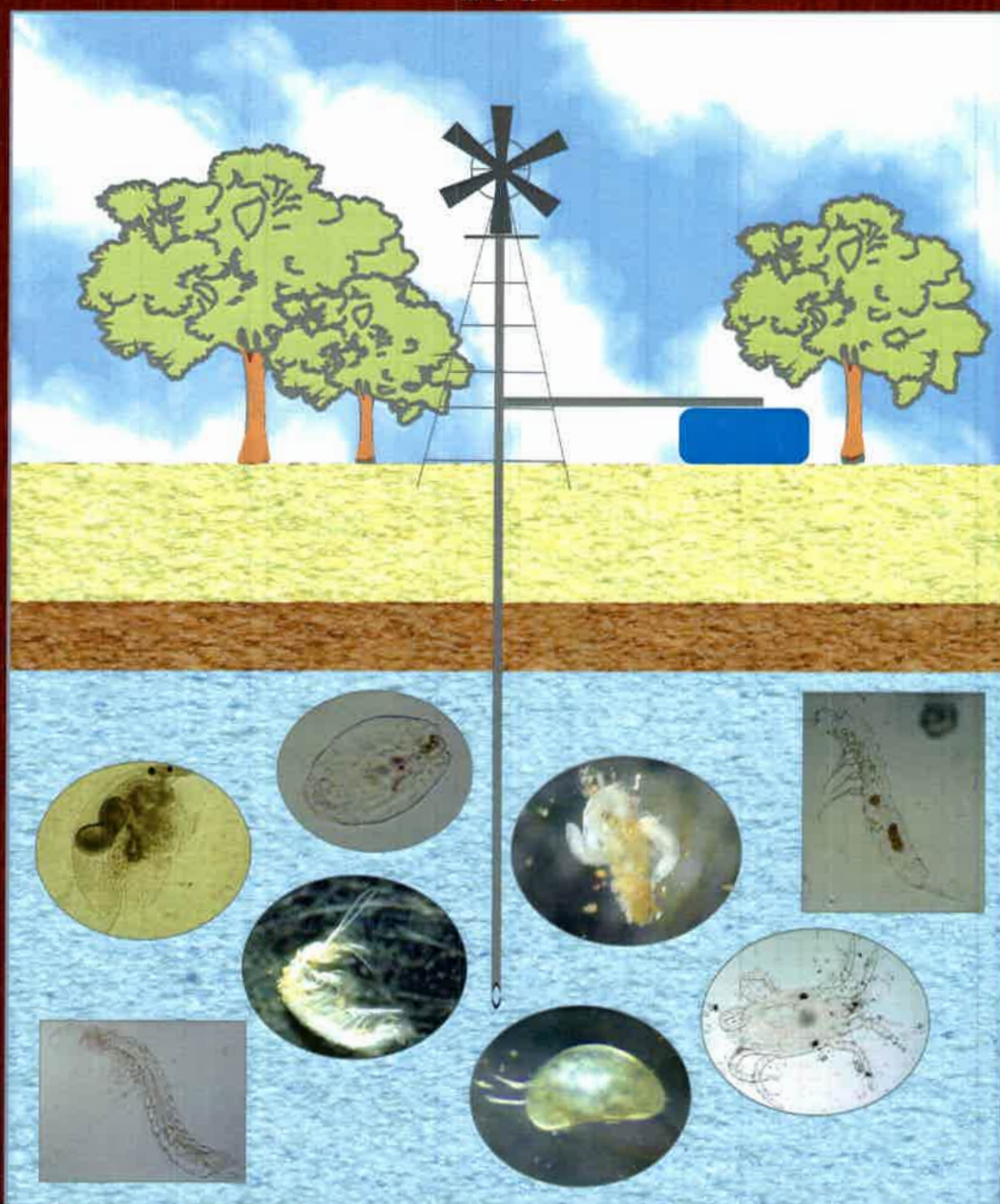


Tesis Doctoral

Evaluación de comunidades de invertebrados en el
acuífero freático fluvio-eólico de Río Cuarto y su
relación con variables ambientales

Lic. María Laura Tione

-2014-



Director: Dr. José Camilo Bedano
Co-Directora: Dra. Mónica Blarasin

TIONE, MARIA LAURA
Evaluación de comuni

73181



2014

73181



**UNIVERSIDAD NACIONAL DE RÍO CUARTO
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS FÍSICO-QUÍMICAS Y NATURALES**

Tesis Doctoral

**Evaluación de comunidades de invertebrados en el acuífero freático
fluvio-eólico de Río Cuarto y su relación con variables ambientales**

Doctorado en Ciencias Biológicas

Lic. María Laura Tione

Director: Dr. José C. Bedano

Codirectora: Dra. Mónica Blarasin

A los 30 días del mes de Abril del año 2014

Dr. Hugo Fernández


Dra. C. Mabel Gaudoni

Dr. Héctor Massone

18187

73181

MFN:
Clasf:
T.843



Vive la vida como si subieras una montaña. De vez en cuando mira la cumbre, pero más importante es admirar las cosas bellas del camino. Sube despacio, firme y disfruta cada momento. Las vistas desde la cima serán el regalo perfecto tras el viaje (Harold V. Melchert)

AGRADECIMIENTOS

Llegó el momento del cierre de una etapa, la cual fue de sumo crecimiento académico y personal. Este trabajo ha sido el resultado del esfuerzo de varias personas, a ellas mi agradecimiento y dedicación.

A mis directores, José Camilo Bedano y Mónica Blarasin, los guías de este trabajo, por haber confiado en mí y acompañarme en todo el desarrollo de esta tesis. Por sus valiosos aportes y conocimientos que estructuraron esta investigación y por los consejos no sólo referentes a la tesis sino más de una vez personales.

A Mabel Gualdoni, Hugo Fernández y Héctor Massone por el continuo seguimiento de la presente tesis y por sus valiosas sugerencias, las cuales enriquecieron y mejoraron el presente trabajo.

A Edel, Fátima, Luci, Jesi, Adriana, Mariana, Gabi, Jime, Kari y Gringa por su ayuda y compañerismo durante estos cinco años y al resto de mis compañeras/os de trabajo del departamento de Geología.

A Gabriela Cabral por la realización de los análisis físico-químicos del agua y a Laura Gambero por los análisis bacteriológicos.

A Laura Gambero, Fátima Bécher, Luciana Maldonado, Ignacio Baliani, Laura Sacchi y Romina Aroffo por su ayuda en los muestreos de campo.

A la Universidad Nacional de Río Cuarto por permitir mi formación de posgrado.

A mis padres por confiar siempre en mí, enseñarme los valores de la vida y darme alas para volar.

A mis hermanas por su compañerismo y sus palabras de aliento.

A mis amigas que me regaló la vida por sus interminables consejos y apoyo.

A mi compañero por su enorme comprensión y confianza.

... Muchas gracias a todos los que hicieron posible este trabajo!

RESUMEN

El objetivo general de esta tesis fue caracterizar las comunidades de invertebrados en el agua subterránea del acuífero libre de origen fluvio-eólico de la ciudad de Río Cuarto y su entorno rural, estableciendo vinculaciones con características hidrodinámicas, hidroquímicas y microbiológicas del acuífero, atmosféricas, de aguas superficiales y actividades humanas. El área de estudio fue la ciudad de Río Cuarto y alrededores (400 km²), donde existe un ambiente fluvial, uno eólico y uno de transición (eólico con paleorasgos fluviales). En el área se seleccionaron 25 perforaciones, muestreadas en la estación húmeda y seca de 2010. Se midieron variables físico-químicas *in situ* y se recolectaron muestras para análisis físico-químicos y bacteriológicos. Para el muestreo de invertebrados de cada perforación se extrajeron tres muestras de 50 L, filtradas con un tamiz de 63 µm. Además, se muestrearon dos ecosistemas de agua superficial. Se determinó el tamaño corporal, la clasificación ecológica y trófica de los invertebrados del agua subterránea y se calcularon índices de la comunidad. El agua subterránea fue dulce en 98% de las muestras (<2140 µS/cm de conductividad eléctrica CE) y el rango de oxígeno disuelto 2-8 mg/L, las concentraciones más bajas de éste último se caracterizaron por entorno con fuente de contaminación puntual. El ambiente eólico se diferenció por valores superiores de CE, iones mayoritarios, NO₃⁻, carbono orgánico disuelto (COD) y demanda química de oxígeno y mayor número de perforaciones con desarrollo bacteriano. Los taxones más abundantes fueron Acari, Crustacea, Oligochaeta y Rotifera. La riqueza fue de 110 morfoespecies, la mayoría pertenecientes a Acari. La riqueza y diversidad fueron superiores en el ambiente fluvial y con desarrollo bacteriano. La equitatividad fue menor en el eólico y en presencia de bacterias, mientras que la abundancia fue mayor en este ambiente. En cuanto a la composición de las comunidades, el ambiente eólico se diferenció de los dos restantes, los cuales fueron similares entre sí. Se observó un amplio rango de tamaños corporales, siendo mayores en el ambiente fluvial, donde los poros son mayores. La mayoría de las morfoespecies fueron no estigobiontes, nueve fueron estigobiontes y 35 comunes entre el agua subterránea y superficial. Tanto los niveles tróficos basales como superiores estuvieron representados en el agua subterránea. La variación estacional en la abundancia y los parámetros de la comunidad fue poco evidente. Fuentes de contaminación puntual en el entorno de las perforaciones, desarrollo bacteriano y los diferentes usos de la tierra en relación a la entrada de contaminantes al agua, fundamentalmente materia orgánica, favorecieron la presencia de ciertos taxones. No se observó correlación entre el espesor de la zona no saturada y la abundancia de invertebrados; en concentraciones de COD superior a 1mg/L, la abundancia fue mayor en presencia de bacterias. Existió una importante influencia del ambiente hidrogeológico sobre la distribución, tamaño corporal, abundancia y características de las comunidades de invertebrados. El ambiente fluvial, con mejor calidad físico-química y bacteriológica, presentó menor abundancia de invertebrados que el eólico, que exhibió mayor degradación físico-química y bacteriológica. Los diferentes usos del territorio influyeron sobre las características del agua subterránea, presencia y abundancia de ciertos taxones y estructura de la comunidad. Estos aspectos y la rica fauna que alberga el acuífero, dominada por taxones no estigobiontes, evidencian impacto ambiental. Se observaron interacciones complejas entre los factores analizados, que condicionaron la distribución heterogénea de las comunidades, lo que sugiere que estudios de este tipo deben ser abordados desde una visión sistémica, la cual incluye las comunidades de invertebrados, propiedades bacteriológicas y físico-químicas del agua, características hidrogeológicas y uso del territorio.

ABSTRACT

The aim of this thesis was to characterize the groundwater invertebrate communities in the unconfined fluvio-eolian aquifer of Río Cuarto city and surrounding rural environment, establishing linkages with hydrodynamic, hydrochemical and microbiological aspects of the aquifer, with atmospheric characteristics, surface waters and human activities. The study area belongs to Río Cuarto city and surroundings (400 km²), where two different environments are distinguished, the alluvial, the eolian, and a transitional environment (the eolian whit alluvial paleochannels environment). Twenty-five wells were sampled in the wet and dry season of 2010. Physicochemical variables were measured *in situ* and water samples for physicochemical and bacteriological analysis were collected. Three samples of 50 L of each well were collected to evaluate invertebrate communities and they were filtered through a 63 µm sieve. In addition, two surface freshwater ecosystems were sampled. Body size, ecological and trophic classifications and community indices of groundwater invertebrates were determined. Groundwater in 98% of samples was fresh (< 2140 µS/cm of electric conductivity EC) and the dissolved oxygen ranged from 2.20 to 8.00 mg/L, lower concentrations of the latter are characterized by having a pollution point source in surround. The eolian environment was different by higher values of EC, major ions, NO₃⁻, dissolved organic carbon (DOC) and chemical oxygen demand, and more wells showing bacterial growth. The more abundant taxa were Acari, Crustacea, Oligochaeta and Rotifera. The richness was 110 morphospecies, most of them belonging to Acari. The highest abundances and diversity were observed in the alluvial environment and with bacterial growth. The evenness was lower and the abundance was higher in the eolian environment and in presence of bacteria. Regarding the composition of communities, the eolian environment differed from the others, which were similar. There was a wide range of body sizes, being higher in the alluvial environment where the pores are larger. Most morphospecies were not stygobitic, nine stygobitic and 35 morphospecies were common between groundwater and surface water. The basal and higher trophic levels were represented in the groundwater. The seasonal variation in abundance and community parameters was not evident. Point source pollution in surrounding of the wells, bacterial growth and the different land uses in relation to the entry of pollutants into groundwater, mainly organic matter, favored the presence of different taxa. No correlation between the unsaturated zone thickness and invertebrate abundance was observed. At DOC concentrations greater than 1 mg/L, the abundance of invertebrates was higher in presence of bacteria. There was a great influence of the hydrogeological environment on the distribution, body size, abundance and characteristic of invertebrate communities. The alluvial environment, with better physicochemical and bacteriological quality, showed lower invertebrate abundance than the eolical environment, with higher physicochemical and bacteriological degradation. Different land uses influenced the groundwater characteristics, presence and abundance of certain taxa and community structure. These and the rich fauna that inhabit the aquifer, dominated by non stigobitic taxa, demonstrate environmental impact. Complex interactions were observed between the analyzed factors, which conditioned the heterogeneous distribution of the communities. This suggests that this kind of studies should be approached from a systemic view, which includes the communities of invertebrates, bacteriological and physicochemical properties of water, hydrogeological characteristics and land use.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN GENERAL	1
1.1. Antecedentes.....	2
1.2. Hipótesis.....	5
1.3. Objetivo general.....	6
1.4. Objetivos específicos.....	6
CAPÍTULO 2: CARACTERIZACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO	8
2.1. Marco Regional del Área de Estudio.....	9
2.1.1. Clima Regional.....	9
2.1.2. Geología Regional.....	10
2.1.3. Hidrología regional.....	11
2.2. Área de Estudio.....	13
2.2.1. Marco socioeconómico.....	15
2.2.2. Problemas ambientales más importantes.....	16
2.2.3. Estratigrafía.....	16
2.2.4. Geomorfología.....	19
2.2.5. Hidrología superficial.....	26
CAPÍTULO 3: METODOLOGÍA GENERAL	27
3.1. Tareas de Gabinete.....	28
3.2. Tareas de Campo y Laboratorio.....	28
CAPÍTULO 4: CARACTERIZACIÓN HIDROMETEOROLÓGICA	32
4.1. Metodología.....	33
4.2. Resultados.....	34
CAPÍTULO 5: CARACTERIZACIÓN DEL USO DEL TERRITORIO Y SITIOS DE MUESTREO	38
5.1. Uso del territorio en la zona de estudio.....	39
5.2. Caracterización de las perforaciones muestreadas.....	46
CAPÍTULO 6: CARACTERIZACIÓN HIDROGEOQUÍMICA	54

6.1. Caracterización hidrogeológica.....	55
6.1.1. Metodología.....	55
6.1.2. Aspectos generales de la caracterización hidrogeológica.....	55
6.1.2.1. Hidrodinámica del agua subterránea.....	59
6.2. Hidrogeoquímica del agua.....	66
6.2.1. Introducción.....	66
6.2.2. Metodología.....	69
6.2.2.1. Técnicas para evaluar la información hidrogeoquímica.....	70
6.2.3. Resultados.....	73
6.2.4. Discusión.....	100
CAPÍTULO 7: CARACTERIZACIÓN MICROBIOLÓGICA DEL AGUA.....	109
7.1. Introducción.....	110
7.2. Metodología.....	114
7.3. Resultados.....	117
7.4. Discusión.....	129
CAPÍTULO 8: COMUNIDADES DE INVERTEBRADOS.....	135
8.1. Introducción.....	136
8.2. Metodología.....	139
8.2.1. Análisis de los datos.....	143
8.3. Resultados.....	147
8.3.1. Estructura de la comunidad.....	165
8.3.2. Estadística multivariada.....	186
8.3.3. Tamaño corporal de los invertebrados.....	199
8.3.4. Comunidades en antepozos.....	204
8.3.5. Comunidades de invertebrados en ambientes superficiales.....	207
8.3.6. Clasificación ecológica de los invertebrados de agua subterránea.....	211
8.3.7. Relación agua subterránea y superficial.....	217
8.3.8. Clasificación de niveles tróficos.....	222
8.4. Discusión.....	225
CAPÍTULO 9: INFLUENCIA DE LAS CARACTERÍSTICAS HIDROGEOLÓGICAS Y MICROBIOLÓGICAS DEL ACUÍFERO Y DEL USO DEL TERRITORIO EN LA	

COMPOSICIÓN, ABUNDANCIA Y ESTRUCTURA DE LAS COMUNIDADES DE INVERTEBRADOS	232
9.1 Introducción.....	233
9.2. Metodología.....	237
9.3. Resultados.....	238
9.4. Discusión.....	262
CAPÍTULO 10: CONCLUSIONES FINALES	276
CAPÍTULO 11: BIBLIOGRAFÍA	283
ANEXOS	306
Anexo 1. Código taxones de alto rango.....	307
Anexo 2. Código de morfoespecies.....	308

Capítulo 1

Introducción General

1.1. Antecedentes

El agua alojada en los acuíferos constituye más del 97% del agua dulce líquida del planeta (Penk & Knight, 2008). Por este motivo, constituye grandes volúmenes de almacenamiento y conservación de agua que luego pueden ser de utilidad, para uso doméstico, industrial y agrícola. Por su modo de yacencia y por las reservas que representa es de inusual utilidad en las contingencias (sequías, erupciones, etc.). Dado su enorme valor como recurso y su relativa sensibilidad a la contaminación es necesario conocer más acerca de estos sistemas (Scarsbrook *et al.*, 2000). A su vez, las aguas subterráneas son un componente importante del ciclo natural del agua; su hidrogeoquímica depende en gran medida y está directamente influenciada por la calidad y recarga de las aguas atmosféricas y superficiales que se infiltran (Brad, 2007). El agua subterránea es uno de los espacios de vida más antiguos de la tierra con condiciones ambientales relativamente estables a lo largo de millones de años (Thulin & Hahn, 2008). En los últimos años, estos sistemas son vistos como verdaderos ecosistemas (Blarasin *et al.*, 1999; Hancock *et al.*, 2005). Desde una perspectiva biológica, los acuíferos representan una serie de hábitats subsuperficiales (hipogeos) interconectados entre sí y con aguas superficiales (epigeos) (Fenwick *et al.*, 2004).

Debido a que el agua y los solutos pueden tener tiempos de residencia en el agua subterránea en el orden de siglos a milenios (Fetter, 1988), una clásica visión del agua subterránea es la de un ecosistema cerrado, aislado de la interacción con los ambientes superficiales (Camacho & Puch, 2006). Históricamente, toda el agua del subsuelo era considerada por los biólogos como un biotopo, simple, aislado, estable, previsible y pobre en recursos alimenticios (Motas, 1962; Camacho *et al.*, 1992). Se los consideraba prácticamente semi-desiertos sin vida (Boulton *et al.*, 2008) y se admitía que debían estar poblados por comunidades poco diversificadas, relictuales (supervivientes de un tiempo remoto), muy especializadas, uniformes, con muchos caracteres similares (convergentes), entre las cuales existía poca competencia (Camacho & Puch, 2006). Sin embargo, los ecosistemas de agua subterránea son ahora reconocidos por soportar a menudo diversos ensambles de microorganismos (Chapelle, 1993; Claret & Boulton, 2003), de protozoos (Strauss & Dodds, 1997; Datry *et al.*, 2006) y de invertebrados (Culver, 1982; Danielopol *et al.*, 1989; Camacho, 1992; Marmonier *et al.*, 1993; Gibert *et al.*, 1994; Gibert *et al.*, 1997; Malard & Hervant, 1999; Danielopol *et al.*, 2003; Datry, 2003; Datry *et al.*, 2006). Así, el medio subterráneo no es más simple que cualquier otro medio exterior, pues está formado por un mosaico de

microhábitats, cada uno con sus peculiaridades, y su aislamiento es relativo (Camacho & Puch, 2006). Los sistemas subterráneos son complejos, variando en su grado (Gibert, 2001), y su funcionamiento depende de interacciones complejas entre factores físico-químicos y biológicos (Griebler & Lueders, 2009).

La ecología de los ecosistemas de aguas subterráneas aún es poco conocida y los principios ecológicos han sido sólo recientemente aplicados a estudios desarrollados en ambientes acuáticos subterráneos (Baker *et al.*, 2000). La ecología del agua subterránea es un campo de estudio que se ha desarrollado lentamente en el pasado, debido principalmente a las dificultades metodológicas relacionadas con el muestreo y observación del ambiente subsuperficial (Bruno *et al.*, 2001). Esta disciplina comprende el estudio de las relaciones estructurales y funcionales entre los componentes abióticos y bióticos del sistema acuático subsuperficial (Gibert *et al.*, 1994), enfatizando estudios multidisciplinarios que integran la hidrogeología y la ecología (Gibert & Deharveng, 2002). Este enfoque, denominado "ecohidrología" (Humphreys, 2008), busca clarificar la función de los ecosistemas de agua subterránea y sus roles en el mantenimiento de la calidad de agua superficial y subterránea (Hancock *et al.*, 2005).

En contraste con las aguas superficiales, las aguas subterráneas no han obtenido un buen status ecológico, sino sólo químico. Por lo tanto, los elementos biológicos y ecológicos dentro de los sistemas de agua subterránea no son considerados. Sin embargo, los sistemas de agua subterránea, tal y como los sistemas de aguas superficiales, están sujetos a procesos hidrológicos, físico-químicos y biológicos que definen en forma conjunta un status ecológico (Gibert *et al.*, 1994; Griebler *et al.*, 2001).

Un aspecto que ha tomado auge en los últimos años es el estudio de la biodiversidad de las aguas subterráneas poniendo énfasis en los invertebrados (Gibert, 2004). La fauna subterránea puede ocurrir en todos los tipos de acuíferos con poros de tamaño adecuado y suministro de energía importado o *in situ* (Arnscheidt *et al.*, 2012), estando presente en gran variedad de tipos de rocas incluyendo cársticas, fisuradas y porosas (Armstrong *et al.*, 2003). Los ecosistemas de aguas subterráneas difieren marcadamente de los superficiales, ya que poseen menor cantidad de hábitats, escaso aporte de nutrientes, y redes tróficas cortas y simples (Claret *et al.*, 1999). En contraste con el conocimiento relativamente detallado de la distribución de taxa en aguas superficiales, aún se conoce poco acerca de la extensión de la

distribución biológica en agua subterránea y los factores específicos que la controlan (Boulton *et al.*, 2008).

Varios autores han demostrado que la fauna superficial y subterránea coloniza los diferentes hábitats subterráneos de acuerdo a su tolerancia y preferencias ecológicas. Asimismo, los ensambles faunísticos reflejan ciertos procesos hidrológicos, geomorfológicos, físicos y químicos (Bruno *et al.*, 2001). Griebler *et al.* (2010) hipotetizaron que debido a las condiciones físico-químicas invariantes y previsibles en los ecosistemas de agua subterránea, las comunidades u organismos individuales deben ser muy sensibles a los cambios ambientales. De este modo, se ha señalado el potencial valor de los invertebrados de aguas subterráneas como indicadores de calidad del agua (Scarsbrook & Fenwick, 2003; Danielopol & Pospisil, 2004; Steube *et al.*, 2009). Modificaciones ecológicamente significativas en la entrada de energía, nutrientes, agua o contaminantes pueden cambiar la composición de la comunidad faunística (Malard *et al.*, 1996). Sin embargo, a nivel de comunidad, son pocos los estudios que tratan la relación entre los ensambles de agua subterránea y los atributos ambientales (Dole-Olivier *et al.*, 2009). Si bien es probable que el suministro de carbono orgánico disuelto sea el parámetro más importante del modelado de la biodiversidad en acuíferos, pocos estudios se han focalizado en este aspecto (Datry *et al.*, 2004). Otras variables que determinan la composición de la comunidad son las concentraciones de oxígeno disuelto, salinidad, temperatura, conductividad hidráulica, porosidad del acuífero y profundidad del nivel freático (Datry, 2003; Hancock *et al.*, 2005). De esta manera, el monitoreo de los cambios que pueden ocurrir en la composición de las comunidades de aguas subterráneas puede ser una herramienta útil en la evaluación de los cambios en la hidrología y calidad del agua (Bruno *et al.*, 2001), que se suman a datos hidrodinámicos, físico-químicos y bacteriológicos de utilidad en el monitoreo, gestión y programas de protección del agua subterránea (Humphreys, 2008).

En Argentina, el conocimiento de la fauna del agua subterránea es escaso, los antecedentes se refieren a datos de especies de ácaros y crustáceos colectados en muestras de arroyos de Tucumán, los que fueron asignados al aporte subterráneo (Grosso & Fernández, 1985; Fernández, 2004). Posteriormente, Peralta (2006) redescubrió la especie *Hexabathynella szidati* (Crustacea; Bathynellacea) en ambientes hiporreicos en San Luis. Más recientemente, se han descrito comunidades de invertebrados en un acuífero loésico en el sur de Córdoba en relación con variables

ambientales (Tione, 2009; Tione *et al.*, 2011). Además, se están efectuando estudios ecotoxicológicos con invertebrados de agua subterránea (Di Marzio *et al.*, 2009) y estudios exploratorios en Santa Fe no publicados.

En el Sur de Córdoba, los acuíferos más extendidos son los sedimentarios, que en ámbitos rurales y urbanos son explotados para todo tipo de actividades. De lo anteriormente expuesto y dada la importancia que los invertebrados pueden tener en una descripción integral del ecosistema subterráneo, es que se decidió abordar el presente estudio, cuyas hipótesis y objetivos son los siguientes:

1.2. Hipótesis

1- Las características hidrodinámicas propias del acuífero fluvial y eólico condicionan el desarrollo de las comunidades de invertebrados.

Predicción: Disminuciones de conductividad hidráulica y velocidad de agua subterránea favorecen la abundancia y condicionan la presencia de ciertos taxones de invertebrados.

2- Las características hidroquímicas propias del acuífero condicionan el desarrollo de las comunidades de invertebrados.

Predicción: Las variables hidroquímicas, especialmente mayores contenidos de carbono orgánico y oxígeno disuelto, favorecen la abundancia, cambian la estructura de la comunidad y condicionan la presencia de ciertos taxones de invertebrados.

3- Las características de uso del territorio en el área urbanizada y rural, inciden en el patrón de distribución espacial de las comunidades de invertebrados.

Predicción: El ingreso de materia orgánica vinculado al uso del territorio aumenta la abundancia, afecta la estructura de la comunidad y condiciona la presencia de ciertos taxones de invertebrados.

4- El espesor de la zona no saturada, en vinculación con la llegada de materia orgánica, incide en el patrón de distribución espacial de los invertebrados en el acuífero.

Predicción: Un mayor espesor de la zona no saturada reduce la llegada de materia orgánica al agua subterránea y por ende disminuye la abundancia,

afecta la estructura de la comunidad y condiciona la presencia de ciertos taxones de invertebrados.

5- Las características microbiológicas del agua del acuífero, en relación a los vínculos tróficos con la fauna, condicionan la distribución de las comunidades de invertebrados.

Predicción: Mayores abundancias de microorganismos en el agua subterránea, aumentan la abundancia, afectan la estructura de la comunidad y condicionan la presencia de ciertos taxones de invertebrados.

1.3. Objetivo general

Caracterizar las comunidades de invertebrados en el agua subterránea del acuífero freático de origen fluvio-eólico de la ciudad de Río Cuarto y entorno rural, estableciendo vinculaciones con características hidrodinámicas, hidroquímicas y microbiológicas del acuífero, atmosféricas, de aguas superficiales y actividades humanas.

1.4. Objetivos específicos

- Interpretar la información disponible sobre características hidrológicas del acuífero y el comportamiento hidrodinámico e hidrogeoquímico del agua subterránea y sus condicionantes (incluyendo los climáticos) en el área seleccionada.

- Identificar, interpretar y caracterizar el uso del territorio, en especial las modalidades de extracción y uso del recurso hídrico y las actividades y fuentes contaminantes del área.

- Caracterizar las comunidades de invertebrados en el acuífero freático y aguas superficiales relacionadas, en relación a la abundancia y riqueza específica de organismos y la estructura comunitaria.

- Evaluar la relación entre las comunidades de invertebrados del agua subterránea y las características hidrodinámicas e hidroquímicas del acuífero.

- Establecer la influencia del uso de la tierra en las comunidades de invertebrados del agua subterránea.

- Evaluar la relación entre el espesor de la zona no saturada, la llegada de materia orgánica al agua subterránea y las comunidades de invertebrados del agua subterránea.

- Establecer la relación entre las variables microbiológicas y las comunidades de invertebrados del agua subterránea.

Capítulo 2

Caracterización del Área de Estudio

2.1. Marco Regional del Área de Estudio

La región Sur de la provincia de Córdoba posee una superficie de casi 4.000.000 de hectáreas y presenta una alta diversidad de ambientes transicionales entre la pampa húmeda y las regiones semiáridas del centro-Oeste del país (Blarasin, 2003). La vegetación natural prácticamente ha desaparecido por el laboreo de los campos, siendo posible encontrar remanentes bordeando los cursos de agua, caminos, vías férreas, cerros y zonas de cárcavas profundas (Blarasin, 2003).

En esta región, tanto en el ámbito urbano como rural, la economía se basa fundamentalmente en la agricultura y ganadería, donde uno de los insumos principales es el agua subterránea y subordinadamente el agua superficial (Blarasin, 2003).

Entre las actividades y fuentes contaminantes se destacan en áreas urbanizadas los lixiviados procedentes de depósitos de basura, efluentes de sistemas de saneamiento *in situ* y/o cloacales, efluentes industriales y pérdidas de hidrocarburos en estaciones de servicio o transportes. En las áreas rurales, el uso de fertilizantes y plaguicidas y concentración de compuestos biogénicos procedentes de actividad ganadera son las actividades de mayor incidencia (Blarasin, 2003).

2.1.1. Clima Regional

La provincia de Córdoba, en función de la latitud que ocupa se encuentra situada íntegramente dentro de la zona de climas templados de Argentina, con caracteres específicos de una provincia mediterránea.

En la región Sur de la provincia de Córdoba el clima es de tipo subhúmedo y varía en sentido Noreste-Sudoeste en respuesta a las masas de aire cálido y húmedo y vientos alisios procedentes del Atlántico. En general, la región se caracteriza por un régimen térmico uniforme definido por un invierno riguroso y un verano medianamente cálido. Las excepciones corresponden a las mayores altitudes, sectores de sierra y altiplanicie. Las temperaturas medias en la región son del orden de 16,5°C (Capitanelli, 1979).

En cuanto al régimen de precipitaciones, del total de lluvia anual, el 82 % se concentra en primavera-verano mientras que el 18 % restante en otoño-invierno (Capitanelli, 1979). Las precipitaciones medias anuales varían desde 857 mm al NE hasta 598 mm al SO (Blarasin, 2003). Por otro lado, la evapotranspiración potencial

media anual para toda la llanura y piedemonte es del orden de 820 mm (Capitanelli, 1979).

2.1.2. Geología Regional

La geomorfología del Sur de la provincia de Córdoba está estrechamente vinculada a la estructura de bloques que caracterizan a las Sierras Pampeanas y la Llanura Chaco-Pampeana, a las variaciones climáticas del Cuaternario y a eventos neotectónicos (Degiovanni, 2005) (Figura 2.1).

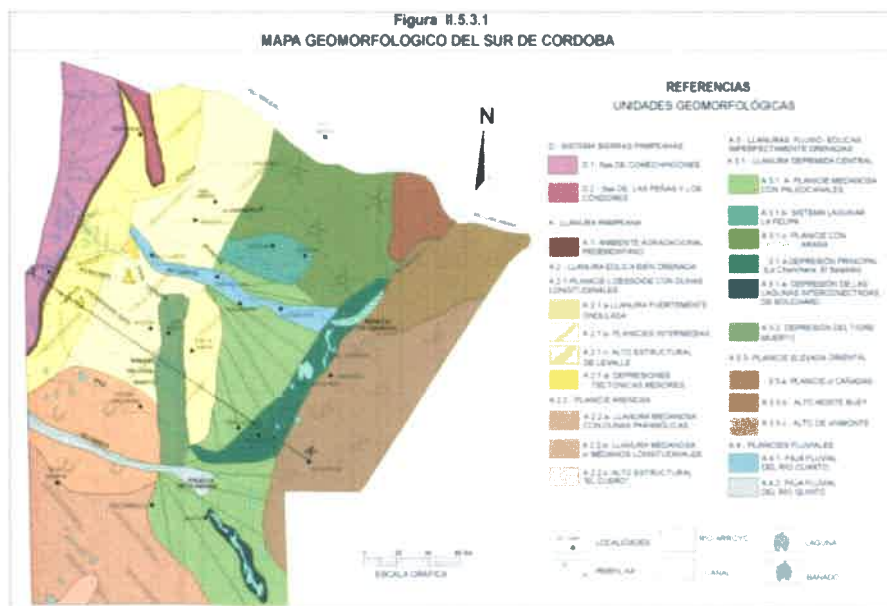


Figura 2.1. Mapa geomorfológico del sur de Córdoba (Degiovanni, 2005).

Las Sierras Pampeanas en el Sur provincial están representadas por la Sierra de Comechingones, Los Cóndores y Las Peñas, que constituyen las estribaciones más australes de dichas sierras (Degiovanni, 2005). La Sierra de Comechingones es un cordón montañoso de rumbo meridiano a submeridiano, conformado por rocas ígneas y metamórficas, con una gran escarpa al Oeste y un flanco oriental más largo y tendido (Degiovanni & Blarasin, 2005a). Dicha vertiente es drenada por el sistema de los ríos Tercero, Cuarto y numerosos arroyos menores, que, en general, desarrollan una red de drenaje de alta densidad, asimétrica y muy controlada por la estructura (Degiovanni, 2005).

La llanura chaco-Pampeana, constituye una extensa llanura de agradación dominada principalmente por geoformas de origen eólico y en segundo término,

fluviales y palustres, vinculadas a cambios climáticos del Pleistoceno superior-Holoceno y muy influenciadas por el estilo estructural presente y los eventos neotectónicos acaecidos (Blarasin, 2003). Presenta un relieve fuertemente ondulado al pie de las Sierras, que se hace más suave hacia el Este. Se halla surcada por numerosos cursos de agua que, en su mayoría, son alóctonos de nacientes serranas. Si bien en general presentan régimen permanente y aguas dulces aptas para el consumo humano, tienen un elevado caudal sólido y muy variable caudal líquido, por lo que no son aprovechados, resaltando esto la importancia del uso de los recursos hídricos subterráneos (Blarasin, 2003; Degiovanni & Blarasin, 2005a).

2.1.3. Hidrología regional

En el sur de la provincia de Córdoba se pueden definir dos grandes ambientes hidrológicos interconectados: I) el correspondiente a la región serrana, planicies onduladas e intermedias caracterizado por la presencia de redes de drenaje organizadas, en general de carácter permanente y nivel freático medianamente profundo y II) el asociado a las áreas planas o deprimidas donde el drenaje es anárquico, el nivel freático se encuentra a poca profundidad o aflorando y proliferan los cuerpos lagunares o de bañados (Degiovanni & Blarasin, 2005b).

Las principales cuencas del Sur de Córdoba tienen sus nacientes en la Sierras de Comechingones. Las cuencas medias de estos cursos se desarrollan sobre sedimentos limo-arenosos finos, en relieves ondulados periserranos. Las áreas más deprimidas, que también coinciden con áreas de descarga del flujo subterráneo, son depresiones tectónicas naturalmente cerradas lo que otorga a las cuencas un carácter endorreico, aunque la mayoría de ellas son artificialmente exorreicas debido a la canalización para el drenaje de excesos (Blarasin, 2003).

En términos generales, los ríos y arroyos tienen régimen permanente debido al aporte freático, sin embargo presentan caudales muy variables (entre 0,1 m³/seg y valores superiores a 700 m³/seg en crecientes). El curso más importante en esta zona es el río Cuarto, cuya cuenca drena una superficie aproximada de 220 km², desde sus nacientes en las sierras de Comechingones hasta los bajos del Saladillo (Blarasin, 2003).

La mayoría de los ríos y arroyos contienen agua que presenta evolución geoquímica normal en función del sentido de circulación Noroeste-Sureste. Son aguas del tipo bicarbonatadas, aunque en cuencas medias y bajas aumenta el contenido de

sulfatos y cloruros, debido también a su interacción con el agua subterránea. En el área serrana y pedemontana, son del tipo cálcicas haciéndose sódicas hacia los sectores más bajos de la llanura (Blarasin, 2003).

En relación a las características hidrológicas subterráneas, el acuífero freático se aloja en materiales Cuaternarios de origen continental, eólicos y fluviales. Por debajo, en algunos sectores, existen acuíferos semiconfinados y confinados. Los materiales de mejor aptitud acuífera (*Formación Chocancharava* y *Formación Las Lajas* y equivalentes), están vinculados a las fajas fluviales de los principales ríos y arroyos. El espesor medio de estas formaciones se encuentra entre 20-40 m, la conductividad hidráulica entre 5 y 50 m/día y la transmisividad alcanza órdenes de 100 a 4.000 m²/día (Blarasin, 2003). El resto de los materiales, eólicos y aluviales finos, aloja un acuífero freático de características pobres (*Formación La Invernada*, *Formación Laguna Oscura*, *Formación Reducción* y *Formación Río Cuarto* y equivalentes); el acuífero es bastante homogéneo, compuesto predominantemente por materiales arenosos finos y limosos, con abundantes niveles de cementaciones con carbonatos (calcretos) de espesores variables y ubicados a distintas profundidades. Este ambiente aloja un acuífero freático que se considera de relevancia económica social muy destacada ya que casi todas las localidades y fundamentalmente las zonas rurales se abastecen de él. Las conductividades hidráulicas se encuentran comprendidas en valores de 10⁻³ hasta 1 m/día (localmente hasta 5 m/día), los valores más bajos suelen compensarse con potencias muy importantes (a veces de varias decenas de metros), lo que genera importantes transmisividades (Blarasin, 2003).

La base del acuífero libre no es homogénea, puede ser una formación acuícluda de materiales arcillosos yacente a profundidad muy variable, en el orden de 80-100 m como en la zona de Río Cuarto, mientras que en otros lugares son materiales areno-limosos muy cementados con carbonato. La base del acuífero puede ser también el basamento, particularmente en áreas pedemontanas. En estos casos la profundidad de la roca es variable entre 2 y 80 m aproximadamente y se debe al control estructural que la afecta (Blarasin, 2003).

Por último, a mayor profundidad pueden distinguirse dos ambientes diferentes de sedimentación, de origen continental y marino, para el sector occidental y oriental de la provincia respectivamente, en donde se ubican los principales acuíferos confinados de la región (*Formación Tigre Muerto* y *Formación Paraná*) (Blarasin, 2003).

En el sur de Córdoba, la configuración geológica-geomorfológica en bloques que basculan al Este-Sudeste es el mayor condicionante de los flujos intermedios y

regionales del agua subterránea, definiendo las principales áreas de recarga y descarga y procesos hidroquímicos (Blarasin, 2003; Blarasin & Cabrera, 2005). El agua del acuífero freático circula con una dirección general Noroeste-Sureste. Los gradientes hídricos del agua subterránea son más altos (7×10^{-3}) en el ámbito occidental y más bajos (1×10^{-3}) en el área deprimida ubicada al Este. La velocidad efectiva adopta valores estimados en 1,5 m/día para los materiales muy gruesos de las fajas fluviales, hasta $2,5 \times 10^{-3}$ m/día para los sedimentos eólicos. Las profundidades a las que se puede encontrar el nivel freático están condicionadas por el relieve y fluctúan en respuesta a las lluvias de las estaciones y/o años más húmedos (Blarasin, 2003). Las mayores profundidades se registran en algunos sectores cercanos a la Sierra (entre 30 y 80 m), mientras que en las áreas deprimidas las profundidades son muy someras o bien existe afloramiento del agua subterránea (Blarasin & Cabrera, 2005).

En relación a aspectos geoquímicos, el acuífero freático exhibe una evolución natural del agua desde aquellas zonas más altas, ubicadas en la Sierra de Comechingones hasta las más deprimidas situadas al Este. Esta evolución hidrogeoquímica produce un aumento progresivo en el contenido salino (desde 0,2 g/L hasta 15 g/L o más en algunos casos) y el cambio gradual del tipo geoquímico desde aguas bicarbonatadas cálcicas y/o sódicas hasta cloruradas sódicas (Blarasin, 2003); aumentos de pH y transición desde condiciones predominantemente oxidantes a reductoras (Blarasin, 2003, Blarasin & Cabrera, 2005).

Se destaca además, en aquellas áreas alejadas de los cursos fluviales (fundamentalmente el río Cuarto), donde dominan en el acuífero freático materiales más finos (sedimentos loésicos), altos tenores de As y F⁻ (Blarasin & Cabrera, 2005).

2.2. Área de estudio

El área seleccionada pertenece a la ciudad de Río Cuarto y alrededores y abarca la Hoja Topográfica 3363-19-1-Río Cuarto del Instituto Geográfico Nacional (IGN) a escala 1:50.000, comprendida entre los 33° 00' y 33° 10' de latitud Sur y los 64° 15' y 64° 30' de longitud Oeste (Figura 2.2).

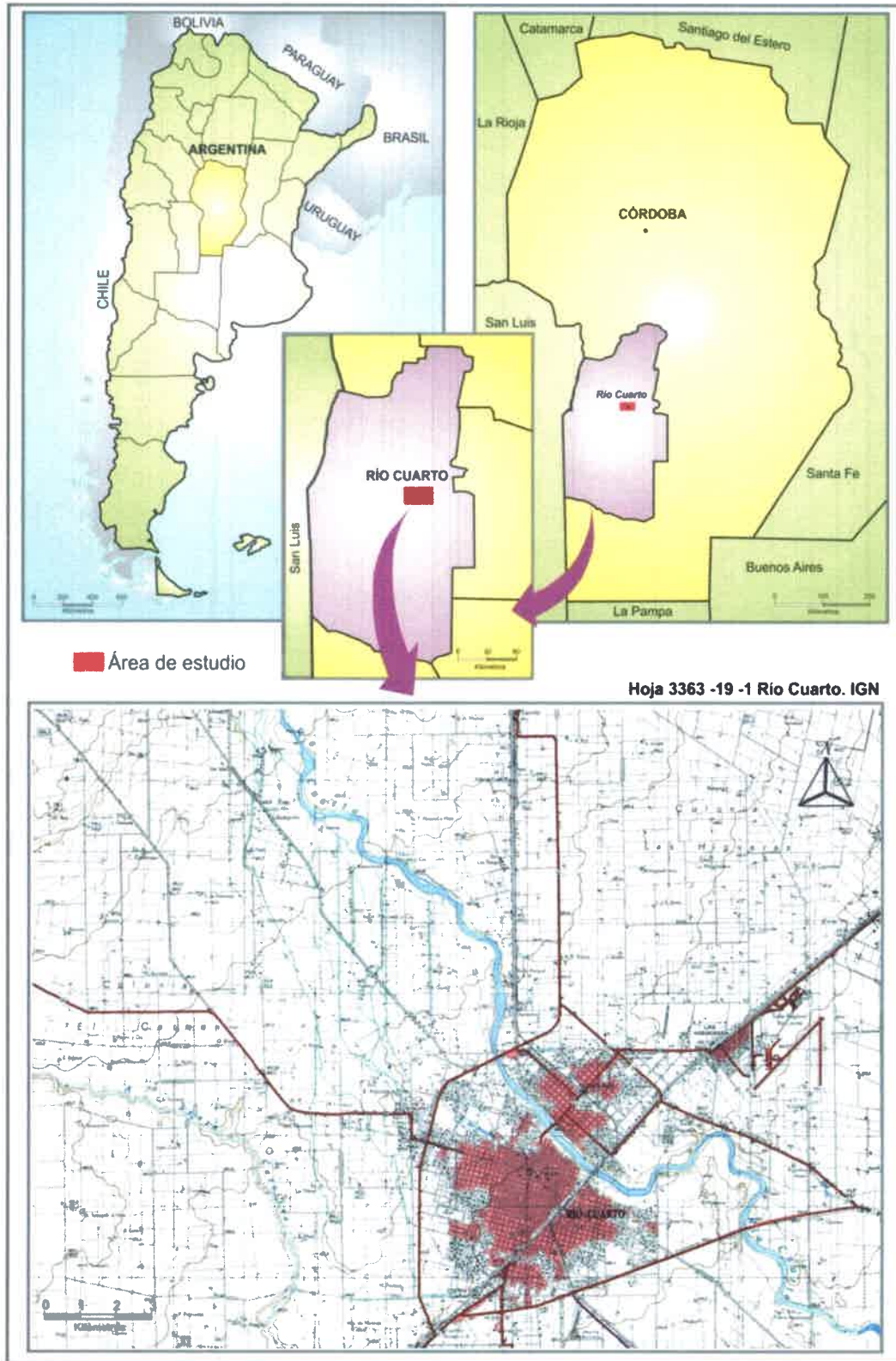


Figura 2.2. Ubicación área de estudio.



El ámbito de la Hoja IGN 3363-19-1-Río Cuarto abarca la ciudad homónima y la localidad de Las Higueras, el ecotono de transición urbano-rural de ambas y el espacio rural circundante propiamente dicho (donde se ubican además los parajes Tres Acequias y Espinillo) que en conjunto suman 400 km².

El área pertenece a la región fitogeográfica Neotropical, dominio Chaqueño, provincia del Espinal (Cabrera, 1976). La vegetación nativa se encuentra en forma de relictos de bosque autóctono, debido a que gran parte del Espinal se localiza en tierras de alto desarrollo agrícola y urbano, motivo por el cual su superficie se ha visto fuertemente reducida desde hace décadas (Arturi, 2005).

2.2.1. Marco socioeconómico

La economía regional se sustenta de actividades agrícolas-ganaderas y en la actualidad se practica un uso conjunto de agua superficial y subterránea, pero esta última es la utilizada casi exclusivamente en las actividades de riego, ganadería, consumo humano e industria, en particular la procedente del acuífero libre. El agua superficial se usa sólo para riego en quintas de las inmediaciones de la ciudad de Río Cuarto (a través de sistemas de acequias derivadas del río homónimo) y para actividades recreativas en lagunas y arroyos (turismo, pesca, etc.) en el resto de la región (Blarasin, 2003).

Río Cuarto es el centro urbano más grande del área de estudio, es una típica ciudad mediana de la Llanura Chacopampeana, con 157.010 habitantes (INDEC, 2010). Existe un 25 % de la población desprovisto de sistema de evacuación cloacal y un 5 % sin agua potable en domicilio, mientras que algunos sectores poseen canillas públicas.

La primera referencia bibliográfica relacionada a obras de perforaciones que implicaran el uso de agua subterránea se vincula al año 1908, mediante la utilización de seis pozos semisurgentes (acuífero confinado). En 1931 se inaugura una obra básica de provisión de agua, la cual consistió de una galería filtrante (aún en funcionamiento) que capta agua del acuífero libre. En la década del '60 se empieza a producir un crecimiento acelerado de la población, vinculado al desplazamiento desde espacios rurales hacia urbanos. De este modo, aumenta la demanda de agua en los centros urbanos y la generación de efluentes y residuos en general. Como consecuencia de dicho crecimiento poblacional, se ampliaron las instalaciones y suministro de agua, junto con la creación de EMOS (Ente Municipal de Obras

Sanitarias) que ha realizado hasta la actualidad numerosas perforaciones para abastecer a la población (Blarasin, 2003).

Dentro de la zona de estudio, y en cercanías de la ciudad de Río Cuarto, se ubica la localidad de Las Higueras y el paraje Tres Acequias. Ambas se abastecen de agua de perforaciones que captan del acuífero libre. En el ámbito de la segunda se destacan tres viejas acequias derivadas del río Cuarto, con las que se riega parte de la producción frutihortícola local (Blarasin, 2003).

2.2.2. Problemas ambientales más importantes

En el medio rural se destacan los siguientes problemas ambientales: erosión hídrica, anegamiento en sectores deprimidos, llegada de contaminantes al agua superficial y subterránea a partir del uso de agroquímicos, de la actividad ganadera y del viejo sitio de enterramiento de residuos sólidos urbanos, impacto paisajístico por extracción de áridos a orillas del río Cuarto y en el propio cauce, degradación física de suelos en zona de quintas por extracción de los horizontes superficiales para fabricación de ladrillos, calidad del agua subterránea naturalmente degradada por la presencia de elementos tóxicos como As y F⁻ que limita algunos usos, importante pérdida de biodiversidad por el avance del agroecosistema, entre otros. En el medio urbano se resalta la probabilidad de contaminación de aguas superficiales y subterráneas a partir de la presencia de micro y macrobasurales, volcado de efluentes cloacales de la ciudad al río Cuarto sin tratamiento durante decenas de años, probabilidad de contaminación del acuífero libre debido a la presencia de sistemas de saneamiento *in situ* en barrios carentes de red cloacal, impactos por extracción de áridos del río en pleno tramo urbano, entre otros (Blarasin, 2003).

2.2.3. Estratigrafía

La litología aflorante está compuesta por sedimentos de origen eólico y fluvial pertenecientes al Cuaternario (Figura 2.3).



Figura 2.3. Depósitos cuaternarios en la zona de estudio. a) Depósitos eólicos (arenas muy finas-limos), base: Fm La Invernada, techo: Fm Laguna Oscura. b) Depósitos fluvio-lacustres (arenas, limos, arcillas) aflorantes en el arroyo Santa Catalina. c) Depósitos fluviales históricos (gravas y arenas) en la faja del río Cuarto.

La secuencia se inicia con sedimentos cementados de la *Formación Pampiano* (Pleistoceno medio a superior; Cantú, 1992) (Figura 2.4), incluyen sedimentos eólicos y fluviales y constituyen la base de distintos tramos del lecho del río Cuarto y arroyo Santa Catalina. Por encima se disponen sedimentos pertenecientes al período húmedo de la *Formación Chocancharava* (Pleistoceno Superior). En los interfluvios este ciclo húmedo queda manifiesto por paleosuelos desarrollados sobre la *Formación Pampiano* (Cantú, 1992).

En el Pleistoceno superior-Holoceno se produce la aridización del clima y la disposición de sedimentos loésicos, masivos limo arenosos muy finos de la *Formación La Invernada* (Cantú, 1992), cuyo espesor es variable desde centímetros hasta varios metros. Asociados al río Cuarto, aparecen sedimentos fluviales pertenecientes a la *Formación Río Cuarto* (Blarasin *et al.*, 2000). En el arroyo Santa Catalina la *Formación La Invernada* puede presentarse interestratificada hacia el techo con depósitos limosos y limo-arcillosos correspondientes a canales efímeros (Blarasin, 2003). Luego, sobrevino un período húmedo representado en algunos perfiles por un

importante nivel de paleosuelos y en los valles se depositaron sedimentos fluviales de moderada energía (*Formación Las Lajas*) (Cantú, 1992). En el arroyo Santa Catalina esta última formación exhibe sedimentos fluvio-lagunares finamente estratificados, con niveles de diatomeas, ostrácodos y gastrópodos (*Formación La Alegría*) (Prámparo, 1982).

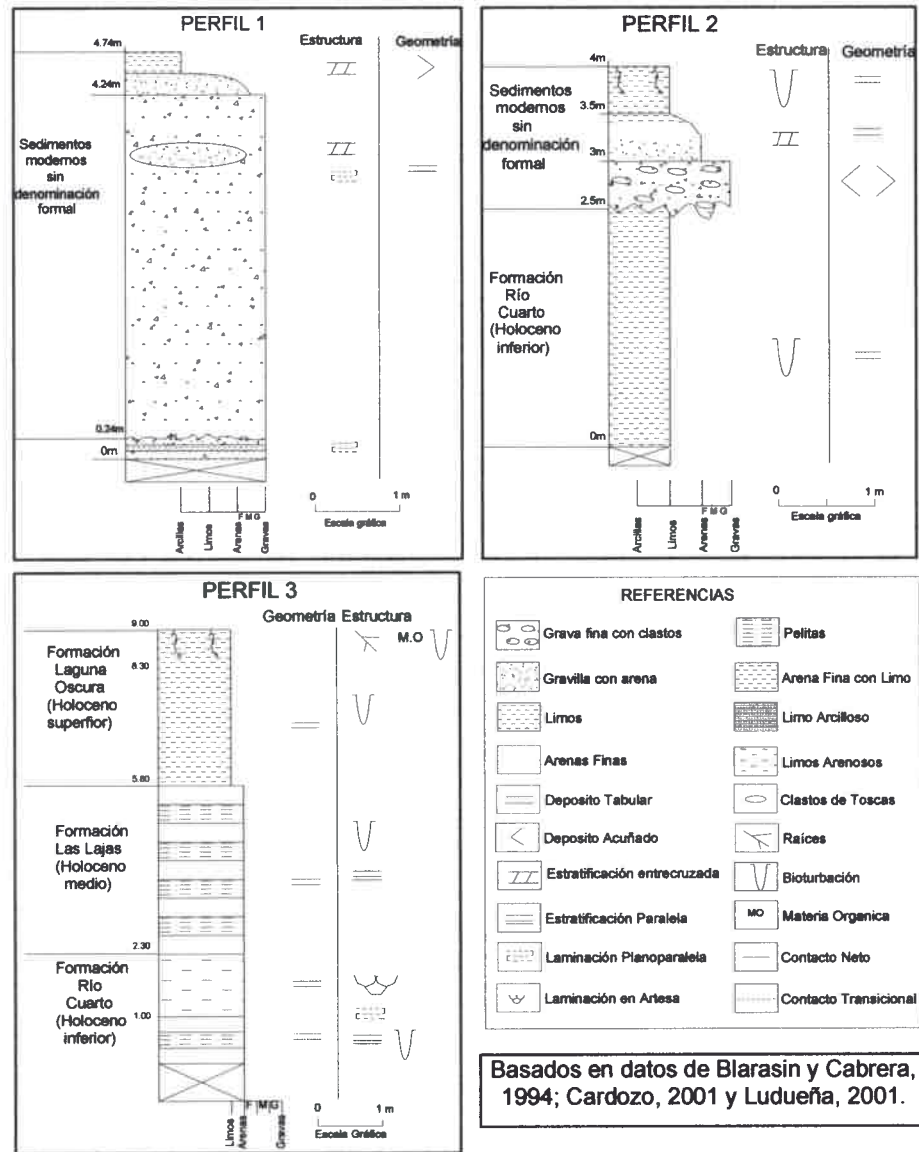


Figura 2.4. Perfiles litológicos aflorantes en el río Cuarto, en el ámbito de la ciudad y alrededores (Blarasin, 2003).

La secuencia culmina con una importante acumulación de sedimentos loésicos arenosos muy finos correspondiente a la *Formación Laguna Oscura* (Holoceno Superior) (Cantú, 1992). En este período, dado que el río Cuarto no se desactivó, se

produjo la depositación de materiales fluviales muy finos correspondientes a una etapa de muy baja energía (*Formación Reducción*) (Blarasin *et al.*, 2000). En correspondencia con la instauración del clima húmedo reinante se produce la edafización de los depósitos anteriores, generando el suelo actual. Coetáneamente se desarrolla la actual faja fluvial del río Cuarto y del arroyo Santa Catalina (Blarasin, 2003).

2.2.4. Geomorfología

El patrón estructural del área de estudio está definido por un conjunto de bloques diferencialmente ascendidos y basculados, determinados por estructuras de carácter regional de rumbo variable (Figura 2.5). Se destacan la estructura submeridiana que controla la traza N-S del arroyo Santa Catalina y el borde occidental de la faja fluvial del río Cuarto, definiendo por el Oeste el bloque levantado del denominado Alto del Golf, el lineamiento O-E al que se ajusta un tramo del arroyo Santa Catalina y la falla de rumbo NO-SE que controla casi todo el recorrido del río Cuarto en la zona estudiada. A estas estructuras se asocian otras de menor magnitud como la de rumbo NE-SO que define el borde oriental del Alto de La Morocha y la de igual rumbo que controla la traza del río Cuarto al Sudeste de la ciudad (Figura 2.5) (Blarasin, 2003). Este control estructural ha resultado de gran importancia en la dinámica y calidad del agua subterránea (Blarasin, 2003).

Las características generales del relieve permiten definir dos grandes ambientes según su génesis: eólico y fluvial (Doffo & Degiovanni, 1993).

El *ambiente eólico* ocupa gran parte del área de estudio y se caracteriza por ser una planicie suave a moderadamente ondulada, con depositación de sedimentos loésicos arenosos muy finos con potencias variables que cubren gran parte de la zona de estudio. La pendiente regional es del orden del 1 al 2 % aunque localmente se observan sectores de relieve pronunciado y otras áreas presentan relieve plano-cóncavo sujeto a anegamientos periódicos. Esta planicie eólica se halla interrumpida por la faja fluvial del río Cuarto y la del arroyo Santa Catalina. Las unidades más importantes son:

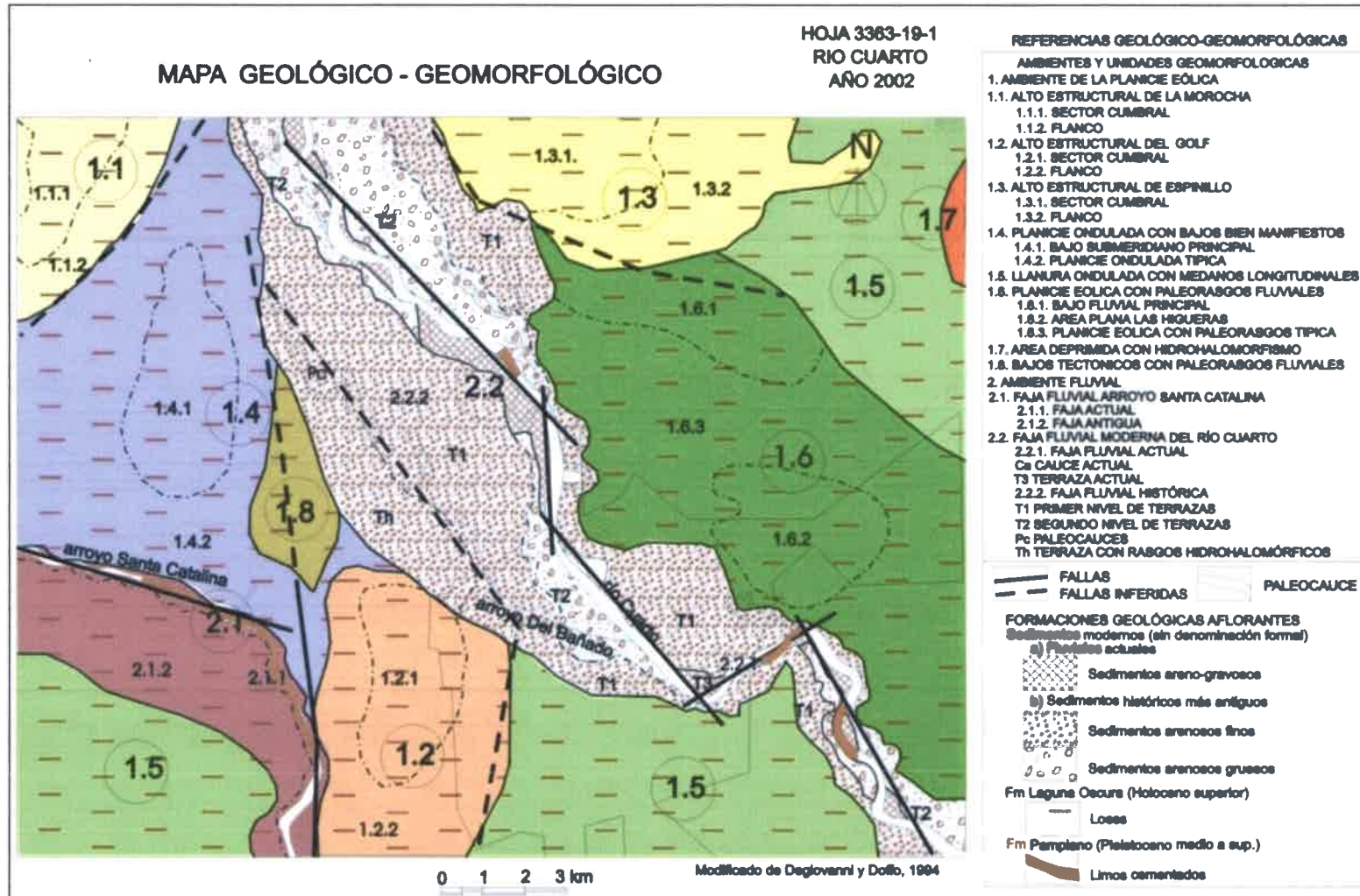


Figura 2.5. Mapa geomorfológico zona de estudio (Blarasin, 2003).

• Unidad Alto Estructural de La Morocha (1.1): es un bloque de grandes dimensiones, definido por estructuras de carácter regional, aunque en el ámbito del área de estudio aflora sólo una parte. Es una zona de divisorias de agua superficial y subterránea con la cuenca del arroyo Santa Catalina. Los materiales aflorantes son depósitos eólicos correspondientes al último período seco (*Formación Laguna Oscura*), con bajo grado de edafización. Este sector exhibe un alto grado de deterioro por procesos de erosión hídrica (Figuras 2.5 y 2.6a) (Blarasin, 2003).

• Unidad Alto Estructural del Golf (1.2): bloque elevado, bien definido por estructuras (particularmente la que controla el curso del arroyo Santa Catalina). Se interrumpe hacia el Norte condicionado por la falla E-O del arroyo, mientras que hacia el Sur pierde paulatinamente altura. Sobreimpuesto a esta morfología mayor se reconoce el patrón de médanos longitudinales de orientación NNE-SSO. Los materiales tienen desarrollo edáfico moderado. La unidad actúa como divisoria de aguas superficiales entre las cuencas de los dos cursos que atraviesan el área y también condiciona la divisoria subterránea (Figuras 2.5 y 2.6b) (Blarasin, 2003).

• Unidad Alto Estructural de Espinillo (1.3): es el menos evidente de los tres positivos estructurales de la hoja Río Cuarto, ya que la mejor expresión de su parte cumbral se encuentra fuera del área de estudio. Los materiales aflorantes son eólicos arenosos muy finos limosos (*Formación Laguna Oscura*). Si bien condiciona los escurrimientos superficiales y subterráneos, lo hace de un modo menos manifiesto que los dos bloques anteriormente descritos (Figuras 2.5 y 2.6c) (Blarasin, 2003).

• Unidad Planicie ondulada con bajos bien manifiestos (1.4): entre la estructura meridiana que controla la traza N-S del arroyo Santa Catalina y el Alto de La Morocha se extiende una planicie ondulada típica caracterizada por la presencia de médanos longitudinales, separados por bajos intermedanos bien manifiestos. Suelen permanecer temporariamente anegados por afloramiento freático y por acceso de escurrimiento superficial desde áreas vecinas. Los suelos asociados poseen evolución alcalina. En la unidad se reconoce un bajo submeridional principal, donde los procesos descritos tienen mayor expresión (Figuras 2.5 y 2.6d) (Blarasin, 2003).

• Unidad Llanura ondulada con médanos longitudinales (1.5): es la unidad más representativa del ambiente eólico por ocupar una extensión importante. Se

caracteriza por un relieve ondulado generado por la sucesión de médanos longitudinales y bajos intermédanos. El grado de evolución de los perfiles edáficos en los materiales aflorantes (*Formación Laguna Oscura*) está directamente controlado por su posición en el relieve. Los procesos activos más importantes son los hídricos y su distribución espacial está más controlada por causas antrópicas que naturales (Figuras 2.5 y 2.6e) (Blarasin, 2003).

- Unidad Planicie eólica con paleorasgos fluviales (1.6): unidad de gran extensión ubicada en la margen Norte del río Cuarto, al pie del Alto de Espinillo. Se exhibe como un área suavemente ondulada y se observan algunos paleorasgos fluviales poco manifiestos y discontinuos. En esta unidad se aprecian dos sectores: bajo fluvial principal, un viejo valle de 1,5 km de ancho, localizado perpendicularmente a la dirección de las dunas, en el que suele acumularse agua temporariamente durante las tormentas principales y un área plana en la localidad de Las Higueras (Figuras 2.5 y 2.6f) (Blarasin, 2003).

- Unidad Área deprimida con hidrohalomorfismo (1.7): se trata de un pequeño sector ubicado en el ángulo Noreste de la hoja Río Cuarto. Exhibe un relieve suavemente cóncavo y los materiales aflorantes son los mismos que para la planicie eólica, pero sometidos a la fluctuación del nivel freático y a la acumulación temporaria de escurrimientos superficiales (Figuras 2.5) (Blarasin, 2003).

- Unidad Bajos tectónicos con paleorasgos fluviales (1.8): comprende un sector al Norte del arroyo Santa Catalina y constituye una zona de rumbo submeridional asociada a la estructura meridiana que controla el curso. El sector Norte posee un relieve plano, con playas salinas vinculadas a la alternancia anegamiento-desección provocada por la fluctuación freática. Se reconocen paleocanales de diferente magnitud, que desaparecen paulatinamente hacia el Sur. En este sector, el relieve está dominado por la presencia de médanos longitudinales y con bajos intermédanos (Figuras 2.5 y 2.6g-h) (Blarasin, 2003).



Figura 2.6. Unidades geomorfológicas, ambiente eólico. a) Unidad 1.1. b) Unidad 1.2. c) Unidad 1.3. d) Unidad 1.4. e) Unidad 1.5. f) Unidad 1.6. g) Unidad 1.8. en ciclos húmedos (h) Unidad 1.8. en ciclos secos.

El ambiente fluvial está ligado a la actividad cuaternaria del arroyo Santa Catalina y del río Cuarto que determina, particularmente para el segundo, una importante faja fluvial con morfologías asociadas a distintos estadios hidrodinámicos. Las formas y sedimentos fluviales, fundamentalmente los asociados a la faja del río Cuarto, tienen una gran influencia en la dinámica, disponibilidad y calidad del agua subterránea. Los suelos desarrollados son complejos, condicionados particularmente por la variedad granulométrica de los sedimentos parentales. En el arroyo Santa Catalina los materiales de origen fluvial sólo afloran en inmediaciones y en el propio cauce. En la faja fluvial del río Cuarto los materiales actuales se encuentran aflorando en un amplio sector. Los más antiguos (Holoceno medio e inferior y Pleistoceno superior) afloran sólo en las barrancas del cauce, mientras que en el resto de la faja fluvial, e incluso en el ambiente eólico, se encuentran sepultados a distintas profundidades. Se distinguen en este ambiente las siguientes unidades:

- Unidad faja fluvial del arroyo Santa Catalina (2.1): (Figuras 2.5 y 2.7a) la faja fluvial antigua tiene una extensión de aproximadamente 3 km de ancho y está controlada estructuralmente con desarrollo paralelo al tramo ONO-ESE del arroyo Santa Catalina. Se reconocen escasos paleocanales. Toda la unidad está cubierta por depósitos eólicos del Holoceno Superior. La faja fluvial actual del arroyo Santa Catalina (Figura 2.5) posee un neto control estructural. El cauce es de baja sinuosidad y la incisión ha sido el proceso dominante. Las facies fluviales dominantes son siempre de sedimentos finos, correspondientes a llanuras de inundación con escasos canales asociados, la red de drenaje fue desactivada durante los dos períodos secos del Cuaternario (Blarasin, 2003).

- Unidad faja fluvial moderna del río Cuarto (2.2): la faja fluvial es de ancho variable (entre 800 y 7.000 m), con evidente control estructural (Figuras 2.5 y 2.7b). Se distinguen la faja fluvial actual y la histórica (Figura 2.5). La primera está morfológicamente caracterizada por un curso de diseño principalmente meandriforme, mientras que en los tramos más rectilíneos son frecuentes las formas de diseño entrelazado. Dicha faja está formada por el cauce actual y la terraza actual. El cauce actual del río Cuarto en la zona de estudio varía desde meandriforme de media a baja sinuosidad a entrelazado (Degiovanni & Doffo, 1994). La terraza actual tiene una morfología asociada a la dinámica actual del cauce e inundable en crecidas extraordinarias. La granulometría de los materiales dominantes es arena media y

grava (Blarasin, 2003). La faja fluvial histórica (Figura 2.5) es el sector más extenso del ambiente fluvial, y su desarrollo areal exhibe dos sectores contrastantes separados por la fractura que controla el tramo NE-SO del río Cuarto. Al Norte de este lineamiento, el ancho de la faja oscila entre los 3.000 y 7.000 m, mientras que hacia el Sur es notoriamente inferior (800 m). Está caracterizada por un conjunto de formas generadas por procesos fluviales de distinta dinámica (paleocanales, áreas de llanura de inundación y zonas de intensa divagación de meandros), con litologías muy variables (Figura 2.5). En general el relieve es muy plano y muestra un predominio de sedimentos finos correspondientes a facies de llanura de inundación. Asociados a éstos se observan algunos paleocanales de poca envergadura, con sedimentos arenosos gruesos y gravas. El segundo nivel de terrazas se evidencia en forma discontinua en toda el área de estudio, con máximo desarrollo al Norte de Tres Acequias y ancho aproximado de 2 km (Figura 2.5). Morfológicamente constituye un nivel de intensa divagación de canales meándricos y los depósitos más frecuentes corresponden a facies de barra y canal, con granulometría media a gruesa. Los paleocauces (Figura 2.5) son de gran envergadura y diferentes edades; el más extenso se identifica desde la zona de Tres Acequias hasta la ciudad de Río Cuarto, con una longitud de 12 km. En un tramo del mismo, aflora el nivel freático dando origen a las nacientes del arroyo El Bañado, el cual es entubado en su paso por la ciudad. La Terraza con rasgos hidrohalomórficos se ubica en el borde SO de la faja fluvial y posee características similares a la unidad bajos tectónicos con paleorasgos (Figura 2.5) (Blarasin, 2003).

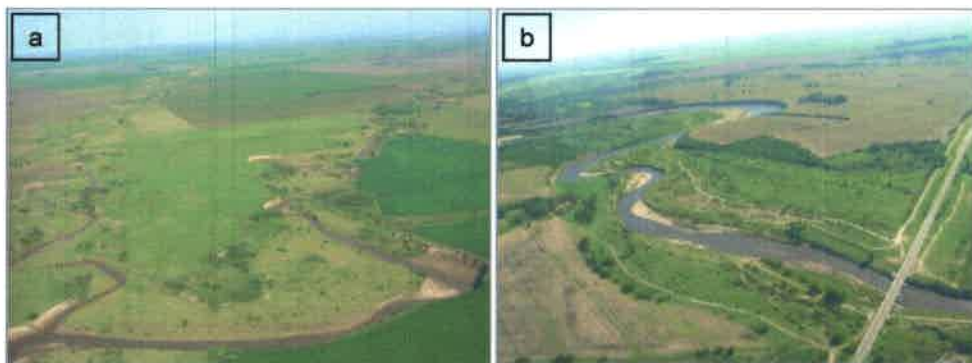


Figura 2.7. Unidades geomorfológicas, ambiente fluvial. a) Unidad 2.1. b) Unidad 2.2.

2.2.5. Hidrología superficial

Los cursos de agua más importantes del área de estudio, el arroyo Santa Catalina y el río Cuarto, tienen nacientes en las sierras de Comechingones. Esto provoca un típico funcionamiento torrencial, ligado a intensas precipitaciones en primavera y fundamentalmente en verano. Los caudales y crecientes más importantes, dada la envergadura de la cuenca, están ligados al río Cuarto cuyo caudal varía desde 1,7 m³/seg, en estiaje, hasta 60, 250, 700 y 2.000 m³/seg, en crecidas anuales, decenales y centenarias. En la zona estudiada se han registrado crecientes que afectaron notoriamente la infraestructura urbana aledaña al río. En la Figura 2.8 se muestran caudales correspondientes al sitio en que el arroyo Santa Catalina corta la Ruta 8 inmediatamente aguas abajo del área estudiada. Los valores corresponden a caudales instantáneos de frecuencia de medición aproximada bimensual, con un caudal promedio para la sección de aforo de 2,62 m³/seg.

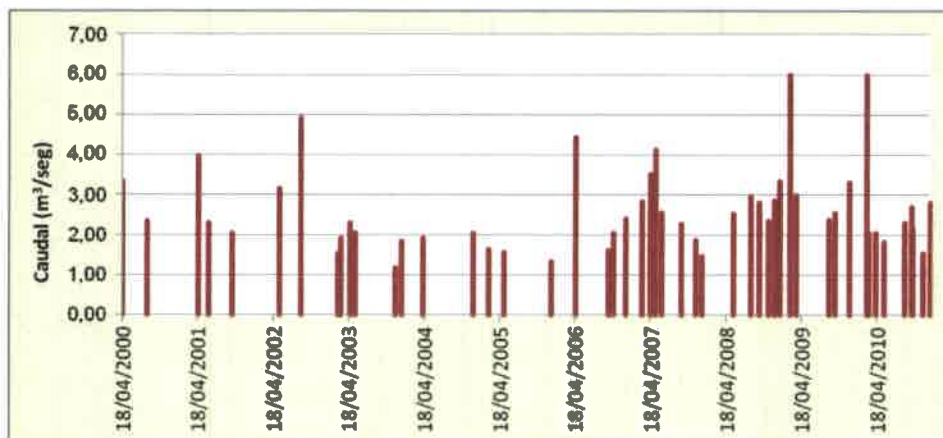


Figura 2.8. Caudales del arroyo Santa Catalina. Período 2000-2010. Fuente: relevamiento del Grupo de Geología ambiental del Dpto. de Geología. UNRC.

Capítulo 3

Metodología General

3.1. Tareas de Gabinete

Se realizó la búsqueda, recopilación y análisis de antecedentes de la temática y área de estudio. Se analizó la información cartográfica geológica-geomorfológica y topográfica disponible, contándose con la base topográfica del IGN (Instituto Geográfico Nacional) a escala 1:50.000 (Hoja topográfica 3363-19-1-Río Cuarto). Se utilizaron imágenes satelitales (Google Earth) que permitieron actualizar información geológica-geomorfológica y de uso del territorio. Para el área seleccionada se cuenta como antecedentes de estudios hidrogeológicos los realizados por Blarasin (2003), cuyos mapas específicos del acuífero libre o freático constituyeron la base de gabinete para estructurar el muestreo de campo, estableciendo una red de inventarios de pozos de acuerdo a las características hidrogeológicas y a los objetivos propuestos para la presente tesis.

Se relevó la información meteorológica perteneciente a la serie Río Cuarto, período 1975-2011, generada por la Estación Agrometeorológica de la UNRC, dependiente de la Cátedra de Climatología y Fenología Agrícolas (Facultad de Agronomía y Veterinaria).

Además, en base a la información relevada en campo y a la analizada mediante imágenes satelitales, se realizó un mapa de uso del territorio del área de estudio y se actualizó la información cartográfica referente a la profundidad del nivel freático.

3.2. Tareas de Campo y Laboratorio

Se llevó a cabo el control y evaluación a campo de las principales características geológicas, geomorfológicas e hidrológicas de la zona de trabajo. También se relevaron actividades de uso del territorio, evaluándose las prácticas agrícolas, utilización de agroquímicos, actividad ganadera, ubicación de feed-lots, distribución de urbanizaciones, prácticas de riego, entre otras.

Sobre la base de los resultados hidrogeológicos se seleccionaron sitios de interés para el muestreo de aguas subterráneas y posterior caracterización de las comunidades de invertebrados. La selección de las perforaciones se basó principalmente en características hidrogeológicas, espesor de la zona no saturada (ZNS) atravesada y profundidad total de la captación, aspectos geológicos del área, características físico-químicas del acuífero y uso del territorio, teniendo en cuenta también la accesibilidad a la misma.

Se seleccionaron 25 perforaciones (identificadas con la letra M) (Figura 3.1), de las que se relevaron las principales características constructivas e hidráulicas. En aquellas cuyo diseño lo permitió, se midió la profundidad del nivel freático con sonda piezométrica (Solinst) (Figura 3.2), mientras que en el resto dicho nivel fue informado o inferido mediante la información hidrogeológica disponible. Para cada una de las perforaciones, se relevó el uso del territorio en el entorno próximo con el objeto de disponer de información de interés en relación a posibles fuentes contaminantes y/o cambios de niveles piezométricos.

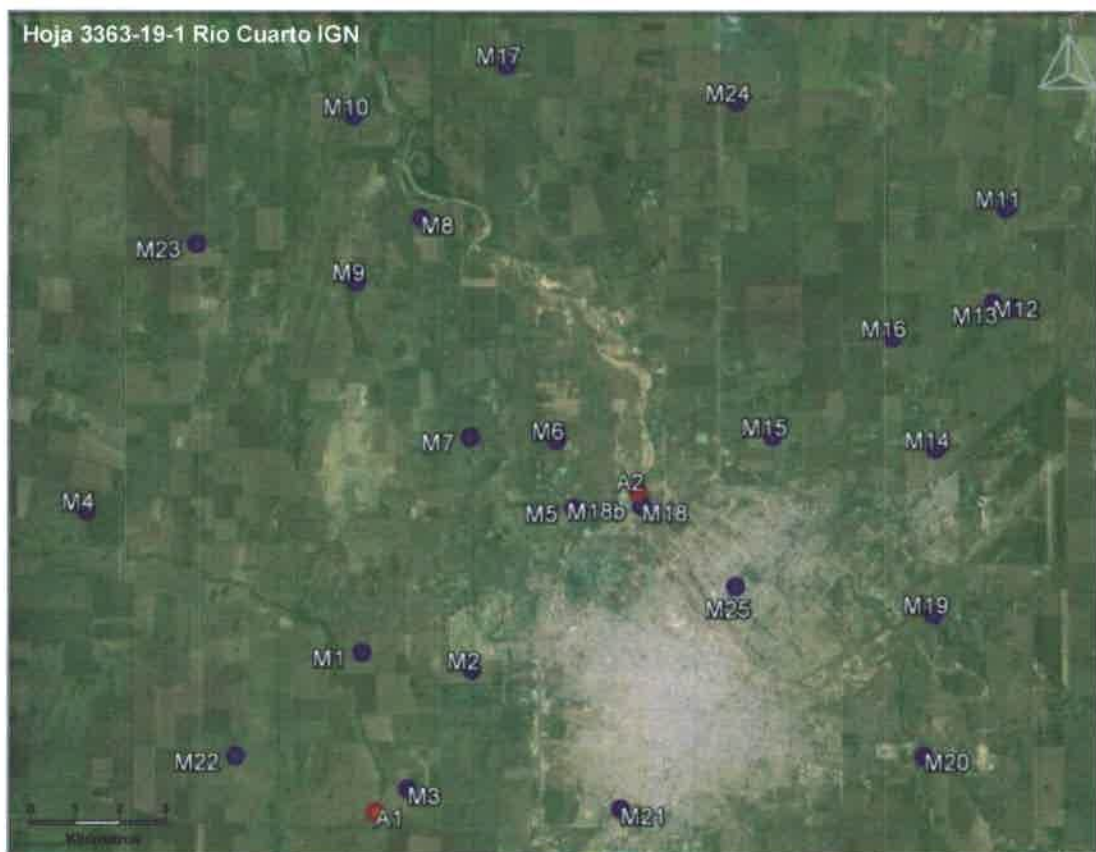


Figura 3.1. Ubicación de los sitios de muestreo de agua subterránea: M y de agua superficial: A.



Figura 3.2. Medición del nivel freático con sonda piezométrica.

Se efectuaron dos muestreos temporales, con el objeto de evaluar el efecto estacional sobre las variables analizadas. El primero se realizó entre febrero y abril de 2010 (estación húmeda), mientras que el segundo entre agosto y octubre de 2010 (estación seca). Debido a inconvenientes de accesibilidad a la perforación M18, en la estación seca se optó por muestrear una colindante a la misma (M18b) (Figura 3.1). En dicha estación, se muestreó una perforación cercana a M9, denominada M9b (Figura 3.3), con el objetivo de comparar la variación en las comunidades de invertebrados a una escala menor. Además, se recolectaron muestras para la observación de invertebrados en dos antepozos: de M22 en ambas estaciones de muestreo y de M9b en la estación seca.



Figura 3.3. Ubicación de las perforaciones M9 y M9b.

Adicional al muestreo de invertebrados, en cada sitio de muestreo se midieron variables físico-químicas *in situ* y se recolectaron muestras para su posterior análisis en laboratorio de características físico-químicas y bacteriológicas del agua, cuya metodología específica será expuesta en el capítulo correspondiente.

Por otro lado se efectuó el muestreo de ecosistemas superficiales, para analizar la relación entre las comunidades de agua subterránea y superficial. Dichos sistemas son el arroyo Santa Catalina y el río Cuarto (identificados como A1 y A2 respectivamente) (Figuras 3.1 y 3.4). En dichos sistemas lóticos se relevaron las mismas variables que en el ambiente subterráneo.



Figura 3.4. Sitios de muestreo de agua superficial. a) arroyo Santa Catalina. b) río Cuarto.

Capítulo 4

Caracterización Hidrometeorológica

4.1. Metodología

Los datos meteorológicos pertenecientes a la serie Río Cuarto (1974-2011) fueron tratados mediante técnicas estadísticas para la obtención de medias y su distribución temporal (mensual y anual). Se calculó el índice de distribución temporal de las precipitaciones, como el porcentaje para cada estación del año respecto al total de milímetros precipitados anuales. Se realizaron balances hídricos a nivel de suelo para el cálculo de la Evapotranspiración Real (ETR). Por medio de dicho balance, considerando la precipitación y la ETR, se calculó la magnitud de déficit y excesos hídricos. Estos últimos son de importancia, ya que parte de los mismos constituyen la infiltración eficaz, la cual recargará luego el acuífero. El cálculo de la ETR se efectuó mediante el cómputo de la Evapotranspiración Potencial (ETP), cuyos datos fueron los calculados por Blarasin (2003). Luego, se calculó la ETR mediante un balance hídrico seriado utilizándose el software PDIMES (Ravelo, 1990) cuyas variables de ingreso son precipitación y ETP mensuales para cada año de la serie. De este modo, se obtuvieron los valores de ETR y excesos hídricos. En este balance de tipo seriado, que enlaza los meses de cada año, se tiene en cuenta la humedad antecedente del suelo, lo cual permite hacer un seguimiento más real de lo que ocurre con el agua en el sistema. Dado que se trata de un balance hídrico a nivel del suelo se utilizó para los cálculos un valor de almacenamiento o capacidad aproximada de contenido de agua útil de 150 mm, correspondiente a suelos franco-arenosos finos y cultivos en pleno desarrollo, con profundidad de enraizamiento de 1 m (moderada profundidad -maíz, cereales-), datos procedentes de las cátedras de Suelo y Climatología y Fenología Agrícola de la UNRC.

4.2. Resultados

Los datos de temperatura pertenecientes a la serie Río Cuarto (1974-2011), permitieron calcular un valor medio de 16,4 °C. El mes caracterizado por las menores temperaturas es julio, con 9,2 °C, y el más caluroso enero, con una temperatura media de 22,9 °C.

En cuanto a la precipitación, según el índice de distribución estacional, la misma no es uniforme a lo largo del año concentrándose más del 80 % en primavera-verano. En la Figura 4.1 se representa la distribución de las precipitaciones medias mensuales para la serie Río Cuarto (1974-2011). Se observa que los valores de la variable ascienden a partir del mes de septiembre. Las máximas precipitaciones ocurren en enero con alrededor 130 mm. A partir del mes de abril descienden, siendo junio, julio y agosto los meses con los registros más bajos, con alrededor 10 mm.



Figura 4.1. Curva de distribución de precipitaciones medias mensuales. Serie Río Cuarto. Período 1974-2011.

En la Figura 4.2 se expone la curva cronológica anual perteneciente a la serie de precipitaciones analizada. La precipitación media anual es de 785 mm. El análisis de promedios móviles (considerados cada 5 años) permite observar alternancias de períodos húmedos y secos alrededor del valor medio. El año caracterizado como el más seco fue 1989 con aproximadamente 450 mm, mientras que el más húmedo aconteció en 1984 con casi 1.200 mm. A pesar de la alternancia de períodos secos y húmedos, se observa una tendencia levemente decreciente en los registros de las precipitaciones (Figura 4.2).

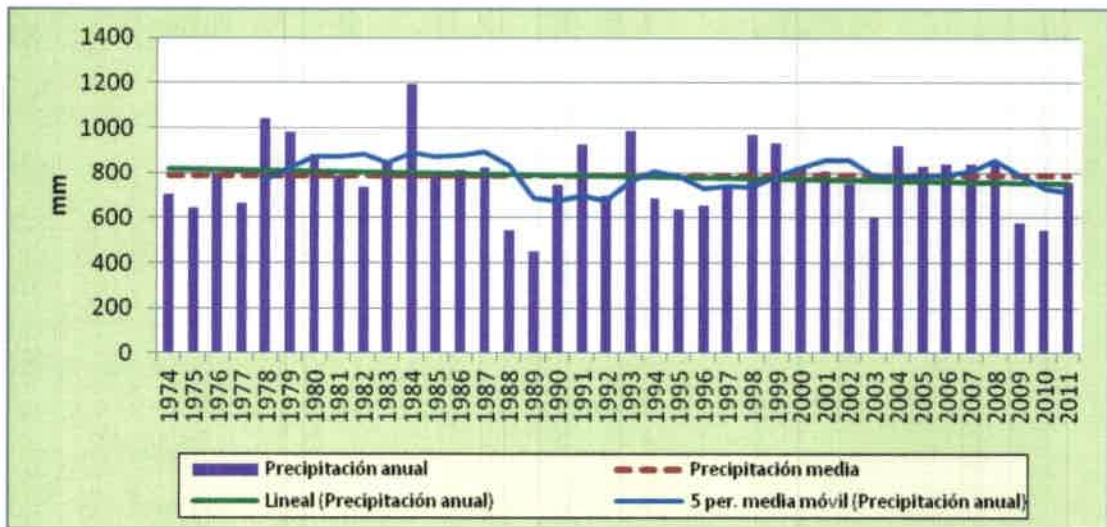


Figura 4.2. Curva cronológica anual de precipitaciones. Serie Río Cuarto. Período 1974-2011.

Según el balance hídrico seriado, hay varios años con ETR menor a ETP, es decir, son deficitarios. Sin embargo, también hay una cantidad importante de años con excesos hídricos (escurrimiento superficial+infiltración efectiva), que pueden observarse en la Fig. 4.3. En la misma no se observa una tendencia decreciente marcada de los excesos hídricos a través de los años. El año distinguido por los valores más altos fue 1984 (318 mm) coincidiendo con el de mayor precipitación. En la serie analizada se pueden resaltar diferentes períodos caracterizados por la ocurrencia de excesos hídricos: entre 1976 y 1981 se produjeron más de 600 mm, luego 1983-1988 con alrededor 642 mm. Después de dicho período sobrevino un ciclo deficitario hasta 1991. Los años 1993 y 1994 conformaron otro ciclo de excedentes hídricos, continuando luego 1998-2002, caracterizado por ser el de mayores excesos, con casi 800 mm. Luego sobrevino una alternancia de años deficitarios y de excesos hídricos (2004-2005 y 2007-2008). Desde el año 2009 hasta finales del 2011 no se registraron excesos, al menos para el balance realizado con este paso de tiempo.

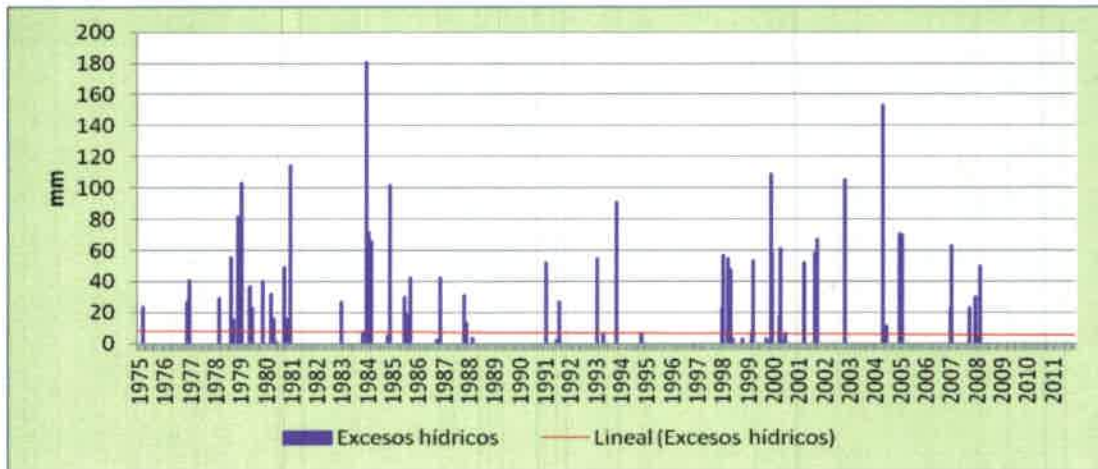


Figura 4.3. Excesos hídricos. Serie Río Cuarto. Período 1975-2011.

En la Figura 4.4 se representan los datos de precipitación, evapotranspiración potencial (ETP) y real (ETR) correspondiente al año 2010, año en el cual se efectuaron los muestreos de agua subterránea y superficial de la presente tesis.

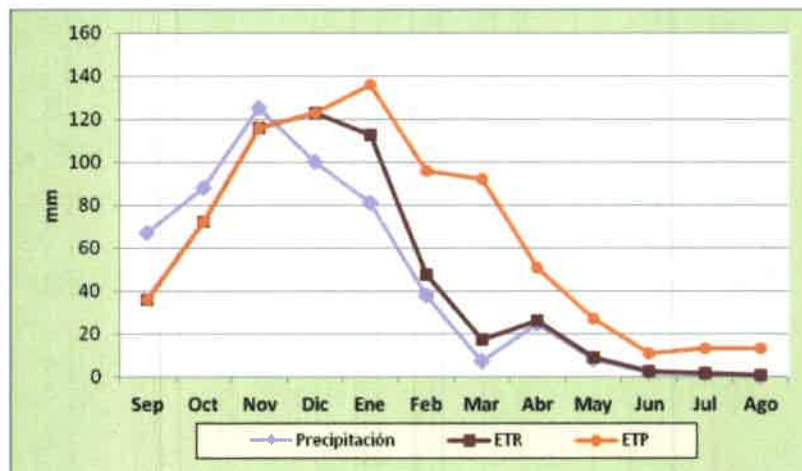


Figura 4.4. Precipitación, ETR (evapotranspiración real), ETP (evapotranspiración potencial) y excesos hídricos. Serie Río Cuarto.

Se observa que las mayores precipitaciones acontecieron en los meses de noviembre y diciembre, con más de 100 mm. Sin embargo, los muestreos fueron realizados con anterioridad a estos meses, por lo que considerando el período de muestreo la mayor cantidad de milímetros precipitados fueron registrados en enero (80 mm), un mes antes de efectuarse el comienzo del primer muestreo (estación húmeda). Por otro lado, la menor precipitación aconteció en agosto, siendo ésta nula (estación

seca). La ETR se ubicó desde enero hasta abril por encima de las precipitaciones, a partir del cual la ETR se mantuvo junto a los valores de las mismas. A partir de agosto, la precipitación fue mayor que la ETR hasta el mes de noviembre, mes en cual fue menor. Por otro lado, todo el año 2010 se caracterizó por falta de excesos hídricos. De esta manera, se observa que el período en el cual se efectuó el primer muestreo (febrero-abril) se caracterizó por un alto grado de déficit hídrico, mientras que para el segundo muestreo (agosto-octubre) lo fue por ganancia de agua en el suelo, lo cual no se tradujo en excesos hídricos debido al período deficitario por el cual fue precedido.

Las relaciones entre los aspectos hidrometeorológicos y el balance edáfico de agua con el comportamiento del acuífero libre se detallan en el Capítulo 6.

Capítulo 5

Caracterización del Uso del Territorio y Sitios de Muestreo

5.1. Uso del territorio en la zona de estudio

En la Figura 5.1 se presenta el mapa de uso del territorio para la zona de estudio. En base a información relevada a campo para esta tesis, imágenes satelitales y trabajos previos realizados en el área, se distinguen diferentes unidades de uso que se describen a continuación.



Figura 5.1. Mapa uso del territorio. Año 2010.

Uso Predominantemente agrícola

Ocupa la mayor superficie del área del estudio, los cultivos dominantes son soja y maíz (Figura 5.2). En general comprende los sectores con suelos mejor desarrollados y bien drenados (Degiovanni & Blarasin, 2005a). Esta unidad se caracteriza por una elevada aplicación de plaguicidas y fertilizantes (Figura 5.3). Los primeros incluyen herbicidas selectivos y no selectivos de pre y post emergencia, de tipo organoclorados, organofluorados y organofosforados (Acetoclor, 2-4-D, Glifosato) (Blarasin, 2003). Entre los fertilizantes, los más utilizados son urea, sales y guano de gallina, pavo y pollo. Algunos agroquímicos, como herbicidas, se aplican sobre las plantas, mientras que otros, como los fertilizantes, se incorporan al suelo.



Figura 5.2. Uso de la tierra predominantemente agrícola. a) Soja. b) Maíz.



Figura 5.3. Envases de agroquímicos identificados en el área de estudio.

Uso Agrícola con ganadería subordinada

Este área se caracteriza por una dominancia de la actividad agrícola por sobre la ganadera (Figura 5.4). Esta última se basa fundamentalmente en la cría de bovinos, en segundo lugar de porcinos y en menor medida producción ovina, avícola y caprina. Esta unidad coincide con las unidades geomorfológicas bajos tectónicos con

paleorasgos fluviales y planicie ondulada con bajos bien manifiestos, distinguidas por anegamiento temporal del terreno y suelos alcalinos, características intrínsecas que evitan un desarrollo total de la agricultura. Entre la producción ganadera se encuentran algunos establecimientos con producción intensiva (Figura 5.5) (feed-lot de ganado porcino y vacuno), si bien es más común encontrar corrales con poco ganado.



Figura 5.4. Uso de la tierra agricultura con ganadería subordinada.



Figura 5.5. Ganadería intensiva.

Uso Minero

Esta unidad se ubica en la unidad geomorfológica de la faja fluvial moderna del río Cuarto. Comprende la extracción de áridos (Figura 5.6) y la producción ladrillera (Figura 5.7). La primera se desarrolla en la zona desde hace 60 años y se extraen áridos del cauce y terrazas del río Cuarto en su tramo medio (Degiovanni & Blarasin, 2005b). Por otro lado, la producción ladrillera se establece en el primer nivel de

terrazas de la faja fluvial histórica del río Cuarto y se concentra en zonas antes utilizadas para horticultura (Blarasin, 2003).



Figura 5.6. Extracción de áridos.



Figura 5.7. Producción ladrillera.

Uso Hortícola

Esta unidad se ubica principalmente en sectores aledaños a la ciudad de Río Cuarto, ocupando el primer nivel de terrazas de la faja fluvial histórica del río Cuarto (Blarasin, 2003). La práctica hortícola generalmente se caracteriza por aplicación de fertilizantes en la producción, la cual consta de zapallos, acelga, achicoria, rúcula, lechuga, entre otros (Figura 5.8).



Figura 5.8. Horticultura.

Uso Agrícola sometido a riego artificial

Se trata de pequeñas superficies que se han incorporado en los últimos 7 años, en las que se usa agua subterránea para riego de soja, con sistema de aspersion (Figura 5.9). En la zona hortícola ubicada al frente del campus de la UNRC, se utiliza agua de un acuífero confinado para riego de huertas mediante sistema de goteo.



Figura 5.9. Riego artificial.

Uso Bosque autóctono

Es la unidad con menor superficie en el área de estudio, representada por pequeños parches (Figura 5.10). El de mayor extensión se ubica en el predio de la Universidad Nacional de Río Cuarto, abarcando un total de 7 hectáreas. La escasa representatividad de esta unidad refleja la dominancia de la actividad agrícola-ganadera en la zona de estudio.



Figura 5.10. Bosque autóctono.

Uso Urbano

Es la segunda unidad arealmente más importante e incluye las localidades de Río Cuarto (Figura 5.11) y Las Higueras. Se caracteriza por tener problemas de contaminación vinculados con el agua superficial y subterránea a partir de efluentes domésticos no tratados (Blarasin, 2003). En esta unidad se encuentra una zona de actividad industrial (Parque Industrial), que cubre un área de 24 hectáreas, ubicada en la zona periurbana al Sureste de la ciudad de Río Cuarto. Las principales ramas industriales son las relacionadas con el agro; principalmente referidas a la molienda de cereales y elaboración de alimentos derivados. Le sigue en importancia la industria frigorífica, con plantas para faena de bovinos, de equinos y de pequeños animales. Además se destaca la industria metalmecánica y otras industrias como la fabricación de plásticos, productos químicos, indumentaria y materiales de construcción (Atlas Urbano Regional, 2007).



Figura 5.11. Uso del territorio urbano. Ciudad de Río Cuarto.

5.2. Caracterización de las perforaciones muestreadas

En la Tabla 5.1 se resumen las principales características y uso del territorio vinculado a las perforaciones muestreadas, las cuales son representadas en la Figura 5.12.

Tabla 5.1. Perforaciones muestreadas: características principales y uso del territorio vinculado (continúa).

Punto de muestreo	Características	Prof. total de la perforación (metros)	Prof. nivel freático (metros)	Uso territorio entorno perforación	Uso territorio apartado de la perforación	Otras características
M1	Perforación con caño de 2", con molino instalado, con antepozo (4,70 m), calzado con cemento.	10,70	7,70	Parque Corrales de ovejas	Agrícola-ganadero (domina soja-maíz)	Sistema de saneamiento <i>in situ</i> cercano a la perforación (10 m). Antepozo seco. Aplicación de herbicidas.
M2	Perforación con caño de 2", con molino instalado, con antepozo (11,50 m), calzado con ladrillos.	17,50	11,70	Corrales de vacas	Agrícola-ganadero (domina soja).	Antepozo seco. Aplicación de plaguicidas.
M3	Perforación con caño de 2", con molino instalado, con antepozo (9,60 m).	15,60	12,60	Corrales de vacas	Agrícola-ganadero (domina maíz)	Corrales con aproximadamente 80 vacas. Aplicación de urea y plaguicidas.
M4	Perforación con caño de 2", con molino instalado, con antepozo (9,00 m).	15,00	12,00	Parque	Agrícola (domina soja-maíz)	Dos sistemas de saneamiento <i>in situ</i> cercanos a la perforación. Aplicación de fertilizantes.
M5	Perforación con caño de 2", con bomba centrífuga, con antepozo (4,52 m), calzado con cemento.	16,52	7,52	Huerta	Periurbano	Sistema de saneamiento <i>in situ</i> cercano a la perforación. Antepozo seco. Aplicación de fertilizantes.
M6	Perforación con caño de 2", con molino instalado, con antepozo (1,50 m), sin calzar.	7,50 m	4,50	Parque	Ladrillera	Antepozo seco.
M7	Perforación con caño de 6", con bomba centrífuga.	8,20	2,50	Agrícola	Huerta Agrícola (domina soja-maíz)	Aplicación de fertilizantes y plaguicidas.
M8	Perforación con caño de 2", con bomba centrífuga.	6,00	3,00	Huerta	Agrícola (domina soja-maíz)	Sistema de saneamiento <i>in situ</i> cercano a la perforación. Aplicación de plaguicidas.
M9	Perforación con caño de 2", con bomba centrífuga.	12,00	4,00	Corrales de vacas	Agrícola-ganadero (domina soja-maíz)	
M10	Perforación con caño de 2", con bomba sapo.	6,00	3,00	Corrales de cabras, gallinero (15 m de la perforación).	Agrícola-ganadero (domina maíz)	Aplicación de fertilizantes y plaguicidas.
M11	Perforación con caño de 2", con bomba centrífuga, con antepozo (5,90 m), calzado con cemento.	12,0	7,50	Huerta	Agrícola (domina soja-maíz) Algunos chivos y vacas. Ocho cerdos	Antepozo seco. Hasta el año 2008 había tambo. Aplicación de plaguicidas.
M12	Perforación con caño de 4", bomba electrosumergible.	50,00	9,00	Feed lot (aprox 1000 vacas)	Agrícola (domina soja)	Suministro de alimento balanceado al ganado (nutrientes, fibras, antibióticos).

Tabla 5.1. Perforaciones muestreadas: características principales y uso del territorio vinculado (continúa).

Punto de muestreo	Características	Prof. total de la perforación (metros)	Prof. nivel freático (metros)	Uso territorio entorno perforación	Uso territorio apartado de la perforación	Otras características
M13	Perforación con caño de 2", con molino instalado, con antepozo (6,85 m).	12,00	9,00	Huerta Parque Gallinero	Agrícola (domina soja-maíz)	Fondo del antepozo con basura y poca agua. Aplicación de fertilizantes (urea). Sistema de saneamiento <i>in situ</i> cercano a la perforación. Antepozo seco. 30 cerdos.
M14	Perforación con caño de 2", con molino instalado, con antepozo (8,20 m), sin calzar los primeros 4 m.	14,00	11,00	Corrales de cerdos	Agrícola	Antepozo seco. 30 cerdos.
M15	Perforación con caño de 2", con bomba centrífuga, con antepozo (5,40 m).	11,40	8,00	Gallinero	Agrícola-ganadero	Antepozo seco.
M16	Perforación con caño de 2", con bomba centrífuga, con antepozo (8,54 m).	14,54	11,0	Huerta Corrales	Horticultura	Antepozo seco. Aplicación de fertilizantes. Riego por goteo.
M17	Perforación con caño de 2", con bomba centrífuga, con antepozo (3,00 m).	15,00	3,50	Corrales de cerdos.	Agrícola-ganadero y feed-lot porcino	Antepozo seco. Cerdos aproximadamente 50, años anteriores hubo más de 1000. Aplicación de fertilizantes.
M18	Perforación con caño de 2", con bomba sapo.	6,00	2,00	Patio de una casa	Urbano	Patio de la casa limpio. Agua de la perforación turbia. Sistema de saneamiento <i>in situ</i> cercano a la perforación.
M18b	Perforación con caño de 2", con bomba sapo.	6,00	2,00	Patio de una casa	Urbano	Sistema de saneamiento <i>in situ</i> cercano a la perforación.
M19	Perforación con caño de 2", con bomba centrífuga, con antepozo (11,50 m).	20,00	14,00	Parque con árboles Corrales	Periurbano	
M20	Perforación con caño de 2", con bomba centrífuga, con antepozo (15,45 m).	25,00	18,00	Corrales de vacas	Agrícola-ganadero	
M21	Perforación con caño de 2", con bomba centrífuga, con antepozo (5,30 m).	13,00	8,00	Viejo gallinero Corrales de vacas y cerdos	Periurbano	Fábrica de lavandina.
M22	Perforación con caño de 2", con molino instalado, con antepozo (10,50 m), calzado con ladrillos. Antepozo con agua (0,60 m).	17,00	10,00	Gallinero	Agrícola-ganadero (con dominio de soja-maíz)	Sistema de saneamiento <i>in situ</i> cercano (14 m) a la perforación. Salida de efluentes de lavadero cercano a la perforación.
M23	Perforación con caño de 2", con molino instalado, con antepozo (4,20 m).		7,20		Agrícola (domina soja, maíz, trigo)	Aplicación de fertilizantes y plaguicidas.
M24	Perforación con caño de 2", con molino instalado, con antepozo (25,40 m).	32,00	28,00	Parque. Corrales de cerdos.	Agrícola-ganadero (domina soja y maíz)	Sistema de saneamiento <i>in situ</i> cercano a la perforación. Antepozo seco. Aplicación de fertilizantes.

Tabla 5.1. Perforaciones muestreadas: características principales y uso del territorio vinculado.

	Características	Prof. total de la perforación (metros)	Prof. nivel freático (metros)	Uso territorio entorno perforación	Uso territorio apartado de la perforación	Otras características
M25	Perforación con caño de 4", con bomba electro sumergible.	20,00	10,00	Parque	Urbano	Uso para riego y llenado de pileta.

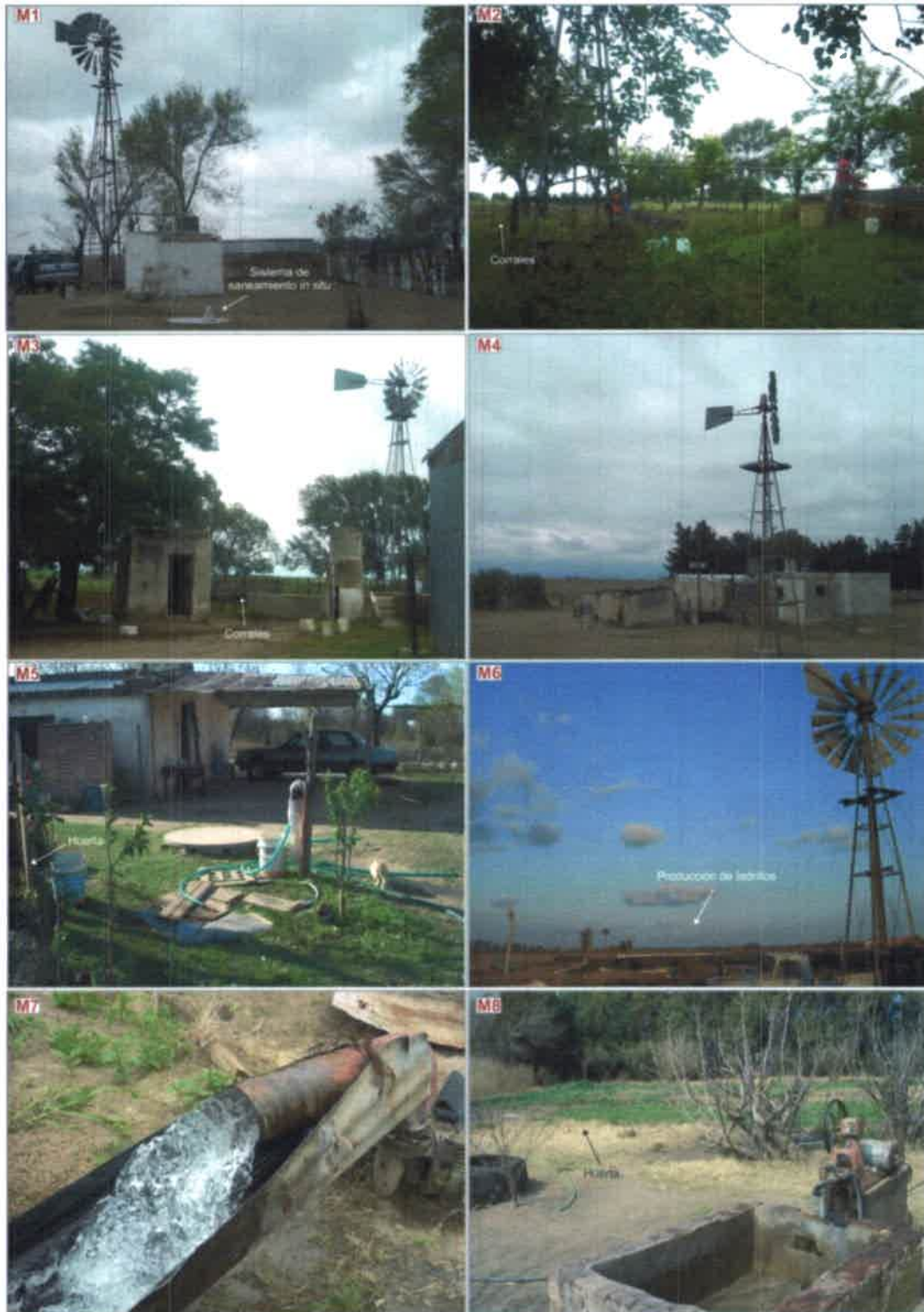


Figura 5.12. Perforaciones muestreadas (continúa).



Figura 5.12. Perforaciones muestreadas (continúa).



Figura 5.12. Perforaciones muestreadas (continúa).



Figura 5.12. Perforaciones muestreadas.

Capítulo 6

Caracterización Hidrogeológica e Hidrogeoquímica

6.1. Caracterización hidrogeológica

6.1.1. Metodología

La caracterización hidrogeológica del área de estudio se basa en los antecedentes tomados de Blarasin (2003). Para la presente tesis, se confeccionó un mapa de equipotenciales del acuífero y de isoprofundidad del nivel freático. La configuración general de ambos mapas fue similar para las dos épocas de muestreo, dados los pocos meses de diferencia entre ellos.

Se cuenta además, con registros del nivel freático proveniente del freatígrafo Río Cuarto, instalado por el Grupo de Hidrogeología UNRC, situado en el flanco Este del Bloque del Golf (Figura 6.1). Debido a inconvenientes con la entrada de energía al equipo, los datos comprendidos entre el 15 de febrero y el 1 de julio de 2010 no han podido ser computados. A partir de los datos de los niveles freáticos se evaluaron las variaciones temporales del mismo y de cada día respecto al nivel precedente, utilizando las salidas gráficas del programa Liqko (Alincastro & Algozino, 2010).



Figura 6.1. Ubicación del freatígrafo Río Cuarto.

6.1.2. Aspectos generales de la caracterización hidrogeológica

En la zona de estudio se pueden distinguir las siguientes unidades hidrogeológicas (Figura 6.2).

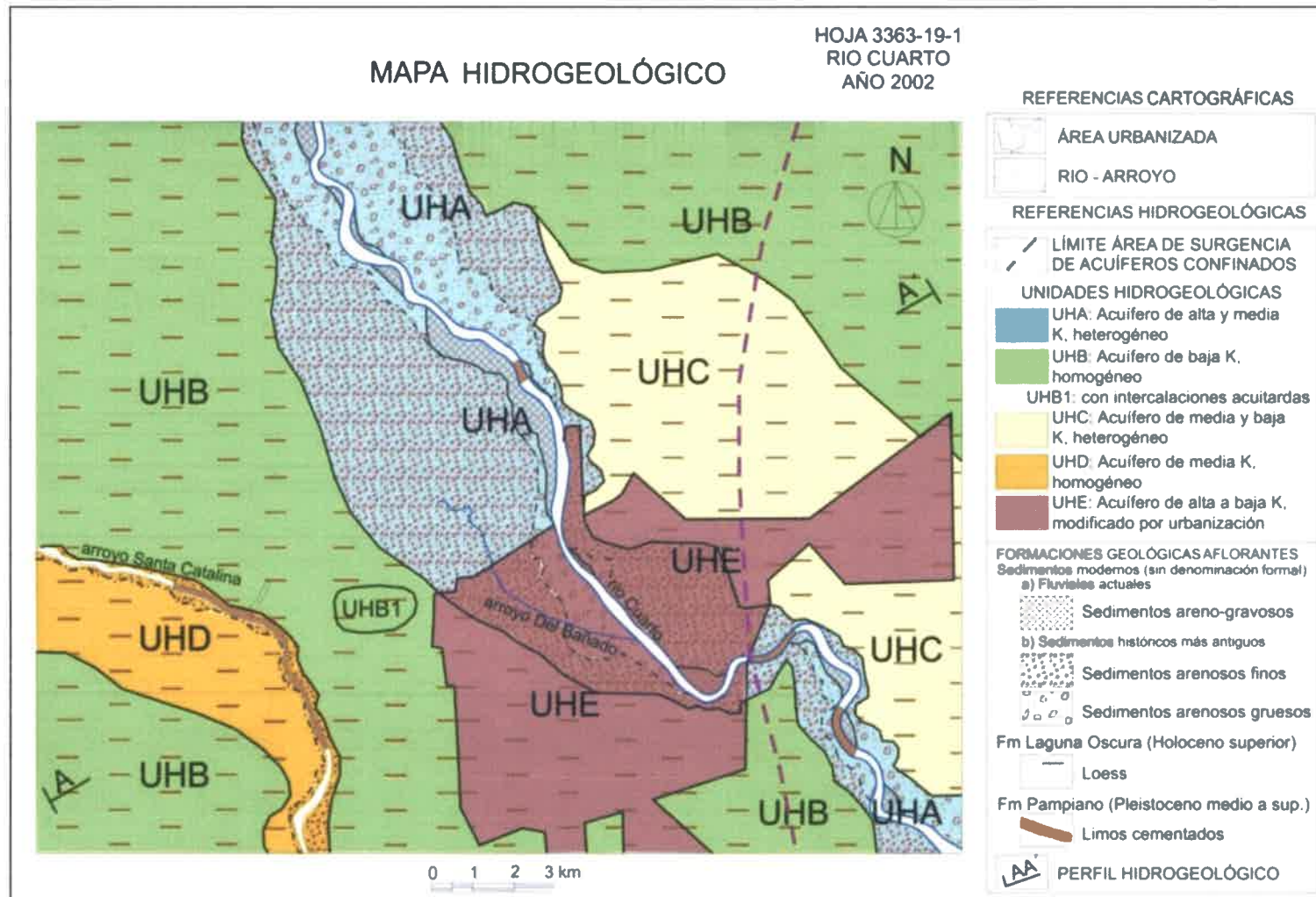


Figura 6.2. Mapa hidrogeológico de la zona de estudio (Blarasin, 2003).

- Acuífero de alta y media permeabilidad, heterogéneo (UHA): representado por los depósitos que conforman la Faja Fluvial moderna del río Cuarto (Figura 6.2). Se trata de materiales con una permeabilidad alta y ofrecen una gran oportunidad para la infiltración de agua de lluvia y posible reposición de agua al acuífero. Presenta grandes heterogeneidades en la conductividad hidráulica media (de 5 a 50 m/día, localmente pueden ser más altos). A cierta profundidad se encuentran intercalados depósitos eólicos. El sector de la faja aluvial ubicado en la margen derecha del río (entre la localidad de Tres Acequias y el tramo donde el río ostenta un brusco cambio de dirección de 90°) puede calificarse como el ámbito con las permeabilidades más altas del área de estudio y con mejores posibilidades hidrogeológicas de acuerdo a los materiales aflorantes (arenas y gravas que se mantienen hasta los 40-50 m). Además, el sector ofrece las mejores posibilidades de recarga, no sólo por el tipo de sedimentos sino también por las bajas pendientes. En la margen izquierda y en el tramo más angosto de la faja aluvial ubicado al SE de la falla de dirección NE-SO, aparecen intercalaciones de materiales limosos, incluso con cierto grado de cementación (Blarasin, 2003).

- Acuífero de baja permeabilidad, homogéneo (UHB): está representado en todo el ámbito de la planicie eólica, fundamentalmente en sectores de los altos estructurales y planicies onduladas con bajos manifiestos o áreas más deprimidas con problemas de hidromorfismo (Figura 6.2). Se caracteriza por una gran homogeneidad litológica, manteniéndose hasta importantes profundidades. Dominan sedimentos arenosos muy finos-limosos, con sectores que poseen cementación carbonática variable ("toscas"). Esta unidad ofrece mucho menos posibilidades de infiltración que los materiales gruesos del ambiente fluvial. Según sus posiciones en el espacio pueden distinguirse sectores altos (Unidades Altos Estructurales) que actúan fundamentalmente como áreas de recarga y los más bajos, que se comportan como áreas de conducción o directamente de descarga. Los valores de conductividad medios son del orden de 1 m/día. Dentro de esta unidad se distingue la subunidad Acuífero de baja permeabilidad, con intercalaciones fuertemente acuitardas (UHB1, Figura 6.2): se ubica al Norte del Bloque Altos del Golf y cubre un sector de 3 km². Si bien los materiales aflorantes son sedimentos eólicos, aproximadamente entre los 17 m y 30 m de profundidad, se encuentra un horizonte muy cementado de escasa permeabilidad (Blarasin, 2003).

- Acuífero de alta, media y baja permeabilidad, heterogéneo (UHC): incluye la unidad planicie eólica con paleorasgos fluviales, ubicada al Norte del río Cuarto (Figura 6.2). Actúa como zona de conducción del agua subterránea y, si bien se halla dominada por sedimentos eólicos arenosos muy finos-limosos, se reconocen paleocauces de distinta envergadura y profundidad. De este modo, presenta un rango de permeabilidad predominantemente bajo pero con sectores localizados de valores medios a altos (Blarasin, 2003), alumbrados en diversas perforaciones.
- Acuífero de media permeabilidad homogéneo (UHD): yace en el ámbito ocupado por la unidad geomorfológica Faja Fluvial del arroyo Santa Catalina y presenta una homogeneidad bastante marcada (Figura 6.2), constituido por depósitos eólicos y fluvio-lacustres (Blarasin, 2003).
- Acuífero de alta a baja permeabilidad, modificado por urbanización (UHE): se corresponde con todo el ámbito de las áreas urbanizadas de Río Cuarto y Las Higueras (Figura 6.2). Si bien los materiales aflorantes y los del subsuelo son aquellos del ambiente fluvial y eólico, en términos de recarga y circulación de agua este sector se ve muy modificado por la presencia de una alta densidad de diversas actividades antropógenas como las construcciones urbanas en subsuelo, baterías de pozos de drenaje, de explotación, la presencia de efluentes, entre otras (Blarasin, 2003).

En síntesis, y teniendo en cuenta los dos ambientes geomorfológicos mayores, planicie eólica y fluvial, puede establecerse que estas litologías condicionan los parámetros hidráulicos del acuífero. En el ámbito de la planicie eólica el acuífero libre se caracteriza por una Transmisividad promedio de 50 m²/día, Conductividad Hidráulica media de 0,5-1 m/día y un Coeficiente de almacenamiento del orden de 0,05-0,10. Puede calificarse a los materiales de este ámbito como acuíferos pobres (Blarasin, 2003). Mientras que en el ámbito de la faja fluvial la Transmisividad toma valores entre 150 y 3.000 m²/día, la Conductividad Hidráulica de 5 a 50 m/día y el Coeficiente de almacenamiento promedio se encuentra en el orden de 0,20. Puede calificarse a los materiales de este ámbito como acuíferos buenos a muy buenos (Blarasin, 2003). Estas características, además del propio diseño de las obras, condiciona el caudal de las perforaciones (Figura 6.3) (Blarasin, 2003).

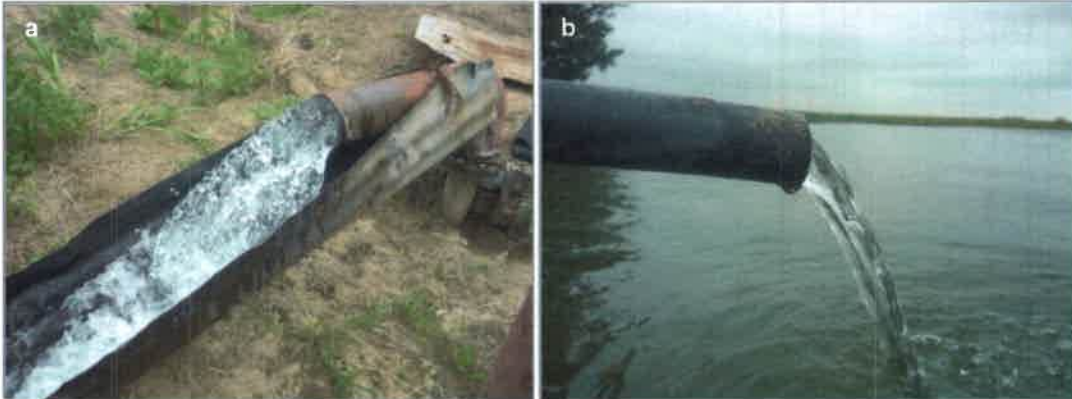


Figura 6.3. Caudales de perforaciones captando agua del: a) Acuífero fluvial: 30 m³/h. b) Acuífero eólico: 0,8 m³/h.

6.1.2.1. Hidrodinámica del agua subterránea

En la Figura 6.4 se presenta el mapa de equipotenciales del acuífero libre correspondiente al año 2010.

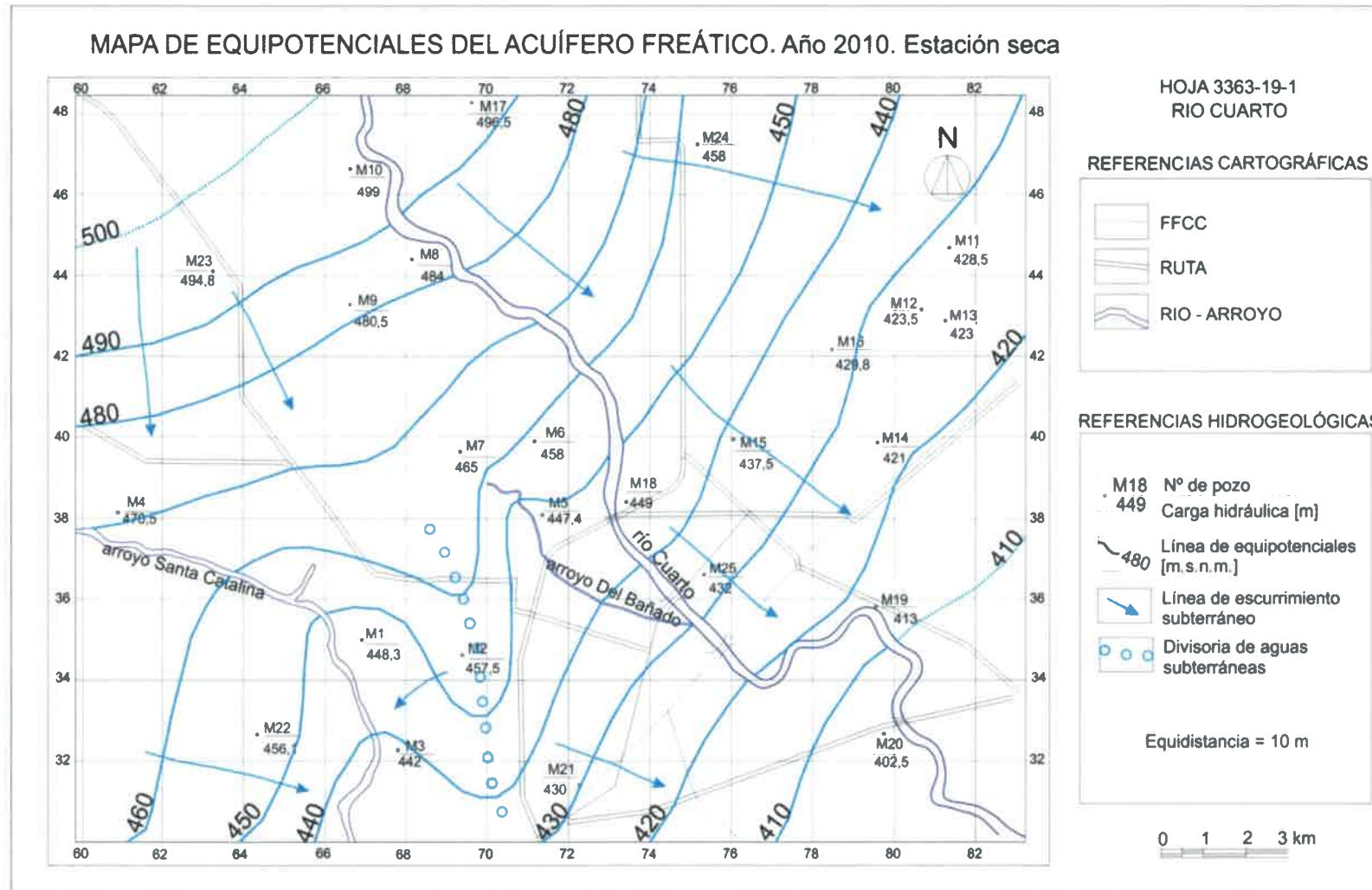


Figura 6.4. Mapa de equipotenciales del acuífero freático del área de estudio. Año 2010.

En general, la morfología freática es de tipo radial, con una divisoria de aguas bien marcada en el Alto del Golf que se destaca como una zona neta de recarga local. Este límite actúa como divisoria subterránea entre la cuenca del río Cuarto y la del arroyo Santa Catalina. En el ámbito occidental y al noroeste de la divisoria, el flujo procede desde el Alto de la Morocha y con dirección casi meridiana se dirige al arroyo Santa Catalina. El control estructural genera al Sur de este arroyo una dirección de flujo perpendicular a la anterior que, procedente del Oeste, también aporta al mismo. Desde la divisoria de aguas subterráneas del Alto del Golf el flujo se divide circulando hacia el arroyo y hacia el río Cuarto, a los que aporta su caudal de base. La relación de influencia más marcada con el río Cuarto ocurre en el tramo urbano, mientras que a la altura de Tres Acequias existe una relación de indiferencia. En la margen Norte y en ámbito de la planicie eólica, se observa una dirección de flujo que desde el alto de Espinillo se dirige hacia el Este.

La descarga principal del acuífero ocurre en 3 ámbitos: dos cursos de agua (río Cuarto y arroyo Santa Catalina), que poseen régimen permanente debido al caudal de base que aporta el acuífero, y las nacientes del arroyo del Bañado (el que alimenta el lago artificial Villa Dáscar) (Blarasin, 2003).

Los gradientes hidráulicos medios se ubican entre 0,003 (sector de planicie eólica en el área deprimida de Colonia El Carmen) y 0,01 (sector Alto de Espinillo). Por otro lado, la velocidad efectiva media toma valores entre 0,03 m/día (sector de planicie eólica en el área deprimida Colonia El Carmen) y 0,50 m/día (sector de la faja fluvial en el área de quintas al Noroeste de la ciudad de Río Cuarto) (Blarasin, 2003).

En la Figura 6.5 se presenta el mapa de profundidad del nivel freático. Se observa un amplio rango de profundidades que adopta dicho nivel (entre 2 y 28 m). Los mayores espesores de zona no saturada se ubican en los altos estructurales, con valores cercanos a 30 m. Contrariamente, las menores profundidades se localizan en zonas cercanas al río Cuarto, con registros menores a 5 m.

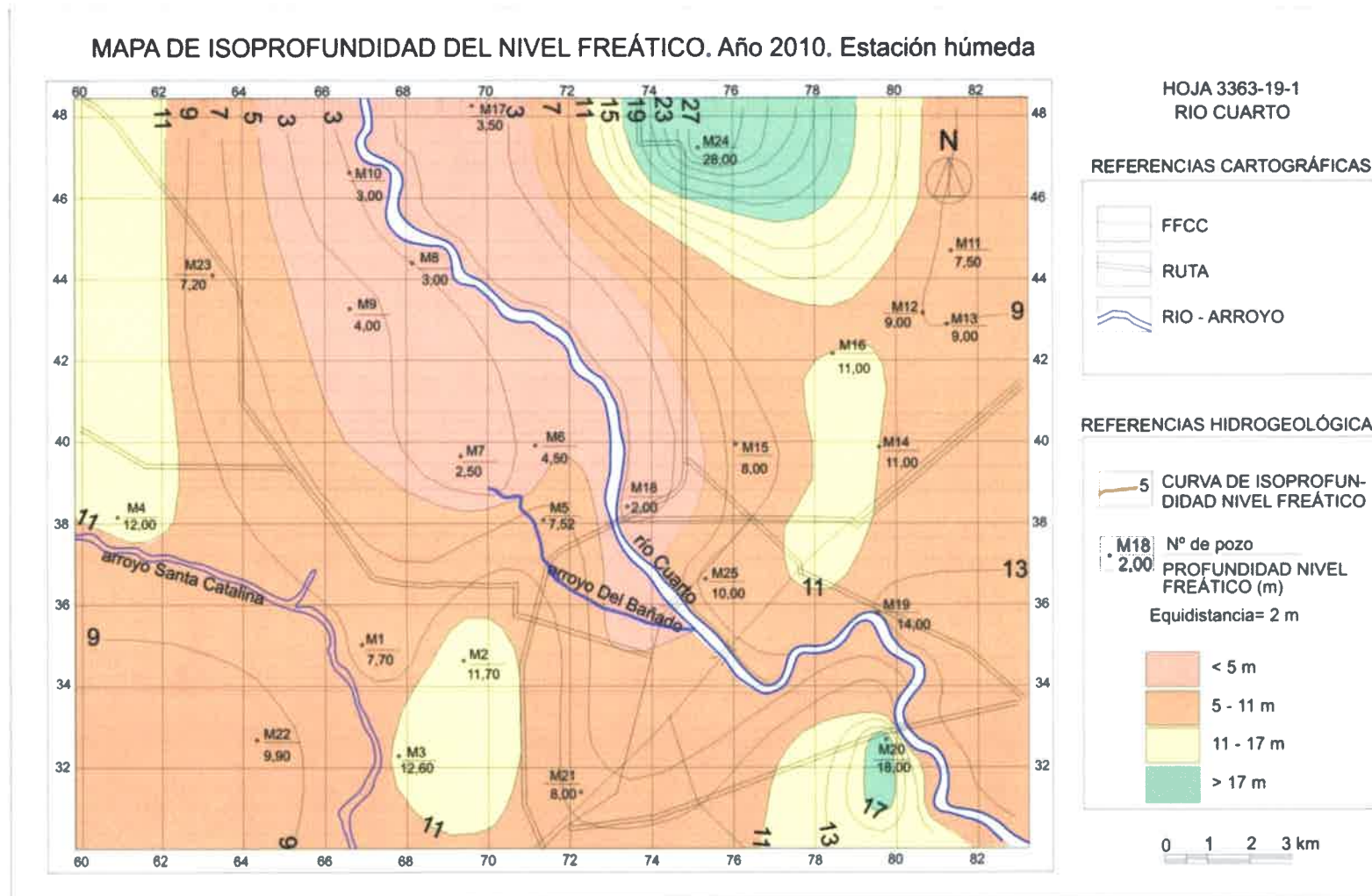


Figura 6.5. Mapa de profundidad del nivel freático del área de estudio. Año 2010.

En la Figura 6.6 se muestran las variaciones del nivel freático en el período de estudio registradas en el freatógrafo ubicado en el ambiente eólico. Se observa una tendencia a una disminución del nivel freático en el año 2010. Si bien no se cuenta con los registros acontecidos entre el 15 de febrero y 1 de julio, el nulo registro de precipitaciones permite suponer escasez de excesos que alimenten el sistema acuífero y además, que en ese período también disminuyó el nivel freático. Esto se vincula a resultados similares en cuanto a precipitación y excesos hídricos expuestos en el Capítulo 4.

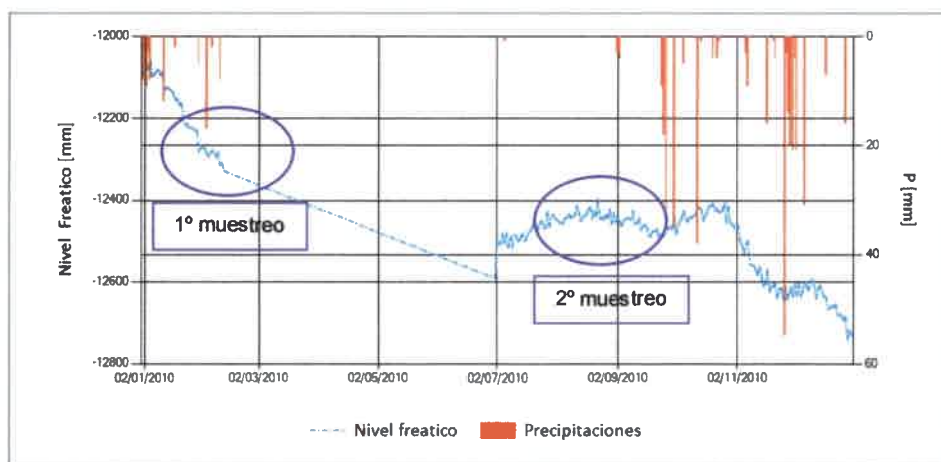


Figura 6.6. Variación del nivel freático y precipitaciones. Freatógrafo Río Cuarto. Período 01/01/10-02/12/10.

En la Figura 6.7 se muestran las variaciones del nivel freático comprendidas entre enero y febrero del 2010 (estación húmeda), siendo un período de pocos milímetros precipitados, con una tendencia general a la disminución del nivel freático.

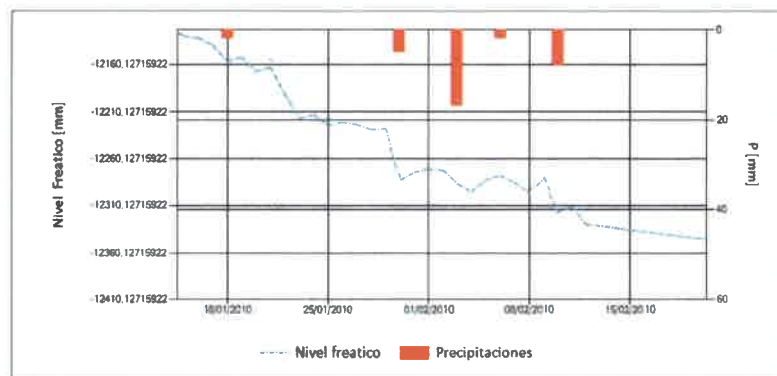


Figura 6.7. Variación del nivel freático y precipitaciones. Freatógrafo Río Cuarto. Período 15/01/10-15/02/10. Estación húmeda.

Por otro lado, en la Figura 6.8 se muestran las variaciones para la estación seca; se observan las fluctuaciones del nivel freático, pero con una tendencia a disminuir hasta fines del mes de septiembre. Luego, junto con el aumento en las precipitaciones, existió una tendencia ascendente en el nivel freático.

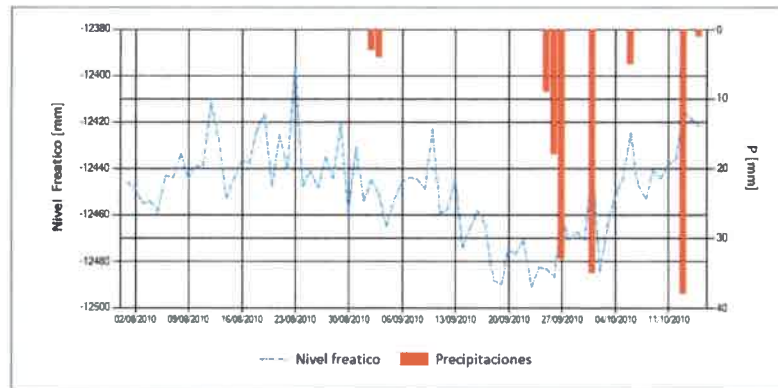


Figura 6.8. Variación del nivel freático y precipitaciones. Freatígrafo Río Cuarto. Período 01/08/10-15/10/10. Estación seca.

En las Figuras 6.9 y 6.10 se muestran las variaciones de los niveles freáticos respecto de los niveles precedentes para ambas épocas de muestreo. En la estación húmeda (Figura 6.9) se observa que en el período comprendido entre el 01/01/10 y 15/02/10, los descensos del nivel freático fueron más pronunciados que los ascensos del mismo. Contrariamente, en la estación seca (Figura 6.10) dichas variaciones fueron más equitativas. En general, para el período involucrado en el año 2010, el balance entre recarga y descarga del acuífero fue negativo. Es decir, y como se observa en la Figura 6.11, el nivel freático al comienzo del muestreo era más alto (12,10 m) que al final del mismo (12,55 m), consecuencia de la descarga gradual del acuífero sin suficiente reposición de agua.

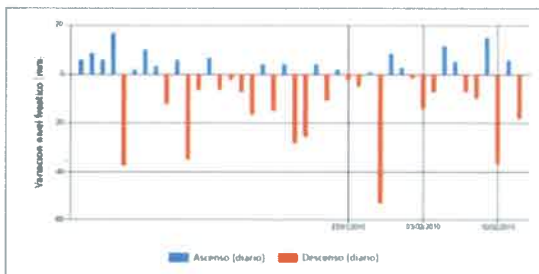


Figura 6.9. Variación del nivel freático respecto del nivel precedente. Freatígrafo Río Cuarto. Período 01/01/10-15/02/10. Estación húmeda.

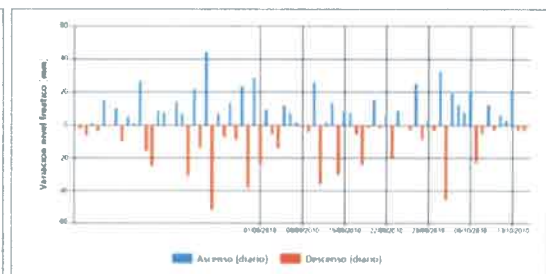


Figura 6.10. Variación del nivel freático respecto del nivel precedente. Freatígrafo Río Cuarto. Período 01/08/10-13/11/10. Estación seca.

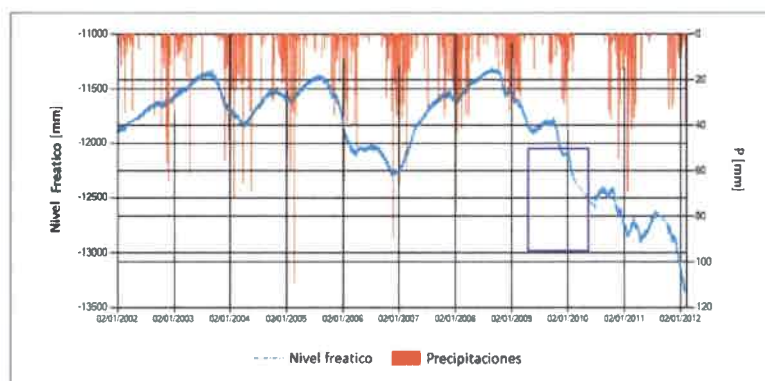


Figura 6.11. Variación del nivel freático y precipitaciones. Freatigrafo Río Cuarto. Período 01/01/02-15/02/12.

Si bien el descenso en el nivel freático no es notorio y depende de diversos factores, el mismo fue corroborado por ejemplo mediante su medición en la estación seca en la perforación M22, ubicada en el ambiente eólico. El nivel freático varió de 9,90 a 10,10 m en dicha estación. Desde un punto de vista más general, como puede observarse en la Figura 6.11, de los últimos 10 años de variación del nivel freático, los últimos son especialmente de descenso, aspecto vinculado a la disminución de lluvias en la región (Blarasin *et al.*, 2011).

6.2. Hidrogeoquímica del agua

6.2.1. Introducción

Las aguas subterráneas son un elemento importante del ciclo natural del agua, su hidrogeoquímica depende en gran medida, y está directamente influenciada por el tipo de rocas y minerales por los que discurre, el relieve (Drever, 1997), la calidad y recarga de la infiltración de agua de precipitación y superficial (Brad, 2007) y, en diferente medida, por las afectaciones antrópicas. De esta manera, la geoquímica del agua subterránea es un componente necesario en la evaluación de los acuíferos, ya que considera la interacción que ocurre entre el agua y los sólidos y gases del subsuelo, permitiendo comprender más cabalmente no sólo los aspectos hidrodinámicos, sino aquellos vinculados a las propias reacciones químicas y los cambios que éstas producen en los compuestos naturales y antropogénicos (Blarasin, 2003). El ambiente químico es determinado y/o reflejado por parámetros físico-químicos, como la temperatura, el pH, la conductividad eléctrica y otras propiedades físicas (Younger, 2007). En general, los acuíferos se caracterizan por tener una composición química en un determinado punto que no varía o que varía muy poco en función del tiempo (Custodio & Llamas, 1983).

Los cationes que están presentes en mayores concentraciones (aproximadamente un 99 %) en las aguas subterráneas son el calcio, magnesio, sodio y potasio. Por otro lado, los aniones mayoritarios son bicarbonatos, sulfatos y cloruros (Younger, 2007). Concentraciones muy pequeñas de cationes y aniones son introducidas a los acuíferos mediante el agua de lluvia. La disolución, precipitación, óxido-reducción, hidrólisis, entre otros procesos, aportan iones al acuífero en su trayectoria de flujo (Younger, 2007). Entre esos iones se encuentran, además de los mayoritarios, otros como los denominados minoritarios (F, NO_3^- , NO_2^- , entre otros) y los traza (As, Cd, Pb; Zn, etc.)

En las aguas subterráneas, además, pueden encontrarse compuestos orgánicos disueltos (Goody & Hinsby, 2008). El tiempo de residencia del agua en la zona no saturada es a veces insuficiente para permitir la degradación microbiana del carbono orgánico lábil generado en el suelo durante el transporte hacia el acuífero (Malard & Hervant, 1999). Los flujos de materia orgánica en los ecosistemas de aguas subterráneas están regulados en parte por el sistema suelo/zona no saturada y en parte por los procesos geoquímicos que ocurren en la parte superior del acuífero (Malard & Hervant, 1999; Pabich *et al.*, 2001). Al llegar al nivel freático, la materia

orgánica es consumida a lo largo de una secuencia predecible de reacciones de óxido-reducción (Malard & Hervant, 1999). Las concentraciones de carbono orgánico pueden variar considerablemente tanto espacial como temporalmente. El carbono orgánico natural en las aguas subterráneas poco profundas es derivado principalmente de los suelos suprayacentes y consiste de una mezcla de macromoléculas normalmente clasificadas como sustancias húmicas y fúlvicas (Gooddy & Hinsby, 2008).

La cantidad de carbono orgánico que está disponible biológicamente en los ecosistemas es particularmente importante en hábitats dominados por organismos heterotróficos, como es el caso del agua subterránea (Dodds, 2002). Si bien el carbono orgánico es la base de la mayoría de la vida en la tierra, ocurre en muy bajas concentraciones en el agua subterránea (<1 mg/L en acuíferos prístinos) (Hancock *et al.*, 2005) y puede ser derivado desde fuentes antropogénicas (Gooddy & Hinsby, 2008). Entre las principales fuentes de contaminación orgánica se encuentran las aguas residuales y domésticas, agricultura, varias formas de procesamiento y producción de alimentos y numerosas industrias (Abel, 1996).

Es usual cuantificar la concentración total de compuestos orgánicos en un agua por medición de carbono orgánico total (COT) y carbono orgánico disuelto (COD) (Gooddy & Hinsby, 2008). El COD es generado en los horizontes orgánicos del suelo por el metabolismo microbiano, exudados de las raíces y lixiviación de la materia orgánica (Schiff *et al.*, 1997) y transportado por el agua de recarga a la zona saturada o por escorrentía superficial a los cuerpos de agua superficial (Pabich *et al.*, 2001). En las aguas subterráneas naturales, el COD a menudo representa más del 90 % del COT (Batiot *et al.*, 2003). En el interior del acuífero, las concentraciones de COD disminuyen con el incremento de la profundidad y tiempo de flujo, mientras que la proporción de COD recalcitrante aumenta (Godscheider *et al.*, 2006). Además, varios estudios han demostrado una relación inversa entre la concentración de COD en el agua subterránea y el espesor de la zona no saturada, indicando que los flujos en dicha zona con tiempo más largo de residencia mostraron mayor retención de COD (Foulquier *et al.*, 2010a).

Por otro lado, desde el punto de vista ambiental, una medida aproximada del contenido total de materia orgánica presente en una muestra de agua es la demanda química de oxígeno (DQO) (Gooddy & Hinsby, 2008). La DQO es la capacidad del agua para consumir oxidantes químicos en procesos abióticos (Escuder *et al.*, 2009).

Adicionalmente, cambios en las concentraciones del fondo natural de nitratos pueden proveer un útil indicador de cambios ambientales, debido a que tiene una

movilidad similar a la del agua si el ambiente es oxidante (Edmunds, 1996). El nitrato frecuentemente ocurre por encima de las concentraciones de fondo natural como resultado del uso de la tierra y otros impactos humanos (Shand & Edmunds, 2008). Algunas fuentes principales de nitratos son las excretas de animales o aguas residuales y varias prácticas agrícolas (Hill, 1996). La fertilización de cultivos es la práctica agrícola más importante que contribuye nitrato al ambiente. El nitrato es considerado por muchos como el contaminante del agua subterránea más extendido (Kresic, 2009) y el riesgo de contaminación de acuíferos por lixiviación de los mismos es una compleja combinación de uso del suelo, tipo de suelo, geoquímica, tipo de acuífero y cantidad e intensidad de lluvias y su distribución espacio-temporal (Brad, 2007; Giuliano Albo, 2013).

Otra de las variables importantes en el ambiente subterráneo es el oxígeno disuelto (OD). El mismo abunda en acuíferos freáticos, especialmente en zonas de recarga y de tránsito, en un orden de 4-8 mg/L, mientras que en sectores de descarga de flujo lento puede disminuir a valores de 1 a 4 mg/L. En profundidad, los acuíferos confinados tienen también valores más bajos. En ocasiones, ambientes acuíferos oxidantes pueden sufrir pérdidas de OD ya que este se consume en degradar materia orgánica que llega desde la superficie, por lo que su monitoreo puede ser buen indicador de estado ambiental del acuífero (Giuliano Albo, 2013).

6.2.2. Metodología

En cada punto de muestreo se midieron *in situ* las siguientes características del agua: pH, temperatura (T°), conductividad eléctrica (CE) y oxígeno disuelto (OD) (Figura 6.12). Para ello se utilizó un peachímetro digital, un termómetro digital Orion, un conductímetro Hanna-escala hasta 200 mS/cm, con compensación automática de temperatura y un oxímetro Orion. Además se recolectaron muestras de agua según Standard Methods para su posterior análisis físico-químico en laboratorio (Dpto. Geología, UNRC) de iones mayoritarios (HCO_3^- , $\text{CO}_3^{=}$, $\text{SO}_4^{=}$, Cl^- , Na^+ , K^+ , Ca^{+2} , Mg^{+2}) y algunos minoritarios (NO_3^- , NO_2^- , F^-) y trazas de interés (As) (Figura 6.13). Mediante titulación potenciométrica con electrodo selectivo Orion-Thermo se midieron HCO_3^- y $\text{CO}_3^{=}$; por turbidimetría (con centrífuga Macrotronic) $\text{SO}_4^{=}$; Cl^- mediante titulación colorimétrica con nitrato de plata; Na^+ y K^+ por fotometría de llama (fotómetro digital Metrolab 315); Ca^{+2} y Mg^{+2} por titulación colorimétrica con EDTA; electrodo de ion selectivo para NO_3^- y NO_2^- ; F^- con electrodos de ion selectivo (Orion – Thermo) y As por espectrofotometría de absorción atómica y test semicuantitativo Merck.



Figura 6.12. Medición *in situ* de propiedades físico-químicas del agua.



Figura 6.13. Laboratorio de hidrogeología. UNRC.

A su vez, se recolectaron muestras para la determinación de la demanda química de oxígeno (DQO) y carbono orgánico disuelto (COD) (Figura 6.14). El análisis de la DQO fue realizado mediante la utilización de un fotómetro multiparamétrico Hanna, con termorreactor para obtener reacciones oxidativas rápidas, mientras que el COD fue determinado en un laboratorio externo a la unidad académica.



Figura 6.14. Recolección de muestra de agua para COD y DQO.

6.2.2.1. Técnicas para evaluar la información hidrogeoquímica

A partir de los datos de CE se confeccionó un mapa de isolíneas de conductividad eléctrica del acuífero de la zona de estudio. Además, de los datos obtenidos en el laboratorio referente a los iones mayoritarios, se realizó un mapa con la distribución espacial del tipo geoquímico de las muestras recolectadas. Dicha representación se efectuó mediante diagramas de Stiff, que consisten en tomar sobre semirrectas paralelas que atraviesan un eje vertical, un segmento proporcional a los meq/L del ion correspondiente, uniéndose los extremos para generar un polígono. Éste adopta una forma que es dependiente de la composición del agua. Asimismo, se confeccionaron mapas con la distribución espacial de las concentraciones de NO_3^- , COD y DQO, representadas en círculos, cuyo diámetro es proporcional al valor hallado. Dichos gráficos fueron realizados uno para cada estación de muestreo (estación húmeda y seca).

Se destaca que tanto los mapas como análisis estadísticos fueron efectuados en base a tres ambientes hidrogeológicos más importantes del acuífero: *fluvial*, *eólico con paleorasgos fluviales (eólico con PF)* y *eólico*, debido a su representatividad en el área de estudio. Es de aclarar que el fluvial se refiere al ambiente vinculado a la historia geológica del río Cuarto, que tiene una importante y sobresaliente entidad, no sólo por las granulometrías gruesas dominantes sino por su gran extensión areal. En cambio la

faja del arroyo Santa Catalina no es considerada como un ambiente litológico independiente, sino que se incluye dentro del eólico debido a su escasa representatividad y características litológicas similares al ambiente eólico, dado que abundan sedimentos finos, la mayoría eólicos retransportados.

De esta manera, las perforaciones muestreadas perteneciente al ambiente eólico fueron M1, M2, M3, M4, M11, M20, M21, M22, M23 y M24; al ambiente eólico con paleorasgos fluviales: M12, M1, M14, M15, M16; y al fluvial M5, M6, M7, M8, M9, M10, M17, M18, M19 y M25.

Análisis estadístico

Para la evaluación de las diferencias en las propiedades físico-químicas del agua entre los tres ambientes hidrogeológicos principales (Fluvial, Eólico con paleorasgos fluviales y Eólico) y estación de muestreo (húmeda y seca), se realizó un Análisis de la Varianza (ANOVA), considerando a los mismos como factores de clasificación, determinándose la existencia o no de interacción entre ellos. Se aplicó la prueba a posteriori LSD de Fisher (Sokal & Rohlf, 1995). Previo al análisis se comprobaron los supuestos de normalidad, a través de la prueba de Shapiro-Wilks modificada (Mahibbur & Govindarajulu, 1997) y homogeneidad de varianza, por medio del test de Levene (Di Rienzo *et al.*, 2012). En el caso de las variables que no cumplieron con dichos supuestos se procedió a la transformación de los datos. Las variables transformadas a través de logaritmo en base 10 fueron DQO, K^+ y NO_3^- , y Ca^{+2} por medio de raíz cuadrada. Cabe aclarar que las variables HCO_3^- , raíz cuadrada de Ca^{+2} y Mg^{+2} cumplieron con los supuestos con un nivel de significancia del 10 % a diferencia del resto que lo fue con 5 %. Debido a que las variables CE, COD, SO_4^- y Na^+ no cumplieron con los supuestos aplicándose diversas transformaciones, se optó por realizar la prueba no paramétrica de Kruskal Wallis, con comparaciones a posteriori (Di Rienzo *et al.*, 2012).

Se aplicó el índice de correlación de Pearson para analizar las relaciones entre las variables ambientales, considerándose un nivel de significancia de 0,05. Además se realizó un análisis de conglomerados considerando las variables CE, iones mayoritarios, As, F⁻ y pH y luego todas las variables físico-químicas en cada una de las estaciones de muestreo. Para el primer análisis se aplicó el método jerárquico, de promedio (average linkage) y distancia Euclidea², mientras que para los dos análisis restantes el método jerárquico, de encadenamiento simple (simple linkage) y distancia Bray-Curtis.

Por último, se realizó un análisis de componentes principales (ACP) entre las perforaciones muestreadas en base a las características físico-químicas del agua.

Todos los análisis estadísticos fueron efectuados con el programa InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2012).

6.2.3. Resultados

En la Tabla 6.1 se presentan los datos correspondientes a CE, pH, T° y OD registrados en cada punto de muestreo para ambas estaciones de muestreo. En la Figura 6.15 se representan los valores obtenidos para CE, pH, T°, OD, NO₃⁻ y DQO con el fin de analizar las variaciones estacionales en los mismos. En la Tabla 6.2 se presentan los resultados de los test estadísticos, considerando los tres ambientes hidrogeológicos y las dos estaciones de muestreo.

Tabla 6.1. Conductividad eléctrica (CE), pH, temperatura (T°) y oxígeno disuelto (OD) medidos *in situ* en el agua subterránea (M) y superficial (A). Estación húmeda y seca 2010.

Pto. de Muestreo	CE (μS/cm)		pH		T° (°C)		OD (mg/L)	
	Estación húmeda	Estación seca	Estación húmeda	Estación seca	Estación húmeda	Estación seca	Estación húmeda	Estación seca
M1	1036	970	7,9	7,6	19,2	18,5	5,97	7,50
M2	1832	1927	7,9	7,7	20,9	19,7	3,90	7,20
M3	1145	1070	7,8	8,0	21,5	19,7	3,90	7,20
M4	2000	2030	7,8	7,5	21,8	19,3	4,02	4,52
M5	472	508	7,8	7,2	17,5	17,9	5,71	6,45
M6	400	428	7,2	6,7	18,4	17,5	6,30	7,30
M7	813	775	7,3	7,0	18,0	18,3	7,90	7,10
M8	320	280	7,1	7,0	16,9	17,3	7,00	6,50
M9	918	832	7,5	7,2	18,8	17,0	3,85	4,95
M10	466	461	7,3	7,3	17,8	18,3	6,30	6,50
M11	1470	1426	7,7	7,4	19,7	19,2	5,60	5,50
M12	421	376	7,6	7,1	19,3	18,3	6,50	6,50
M13	616	579	7,4	7,2	18,7	19,0	6,20	6,40
M14	402	462	7,6	7,4	18,4	17,4	5,00	4,00
M15	830	790	7,4	7,2	18,4	18,5	5,50	5,40
M16	420	421	7,6	7,5	18,6	18,1	7,80	6,90
M17	390	394	7,6	7,2	18,6	18,9	8,00	7,60
M18a	460	-	7,1	-	18,2	-	4,50	-
M18b	-	450	-	7,3	-	18,0	-	5,70
M19	400	448	8,0	7,3	18,1	18,3	2,20	4,44
M20	1248	1230	7,4	6,9	19,5	18,3	3,46	4,10
M21	4100	4200	8,3	8,2	19,5	17,8	3,80	6,57
M22	2140	2130	8,0	7,6	19,9	19,2	4,20	6,90
M23	1430	1380	7,9	7,5	19,8	18,3	6,60	6,57
M24	1165	1110	8,8	8,1	19,5	17,8	5,58	6,35
M25	375	369	7,0	6,6	16,7	16,4	6,50	6,50
A1	1204	1291	8,4	8,4	17,4	23,8	7,13	7,35
A2	221	342	8,0	8,1	20,7	25,4	7,01	7,17

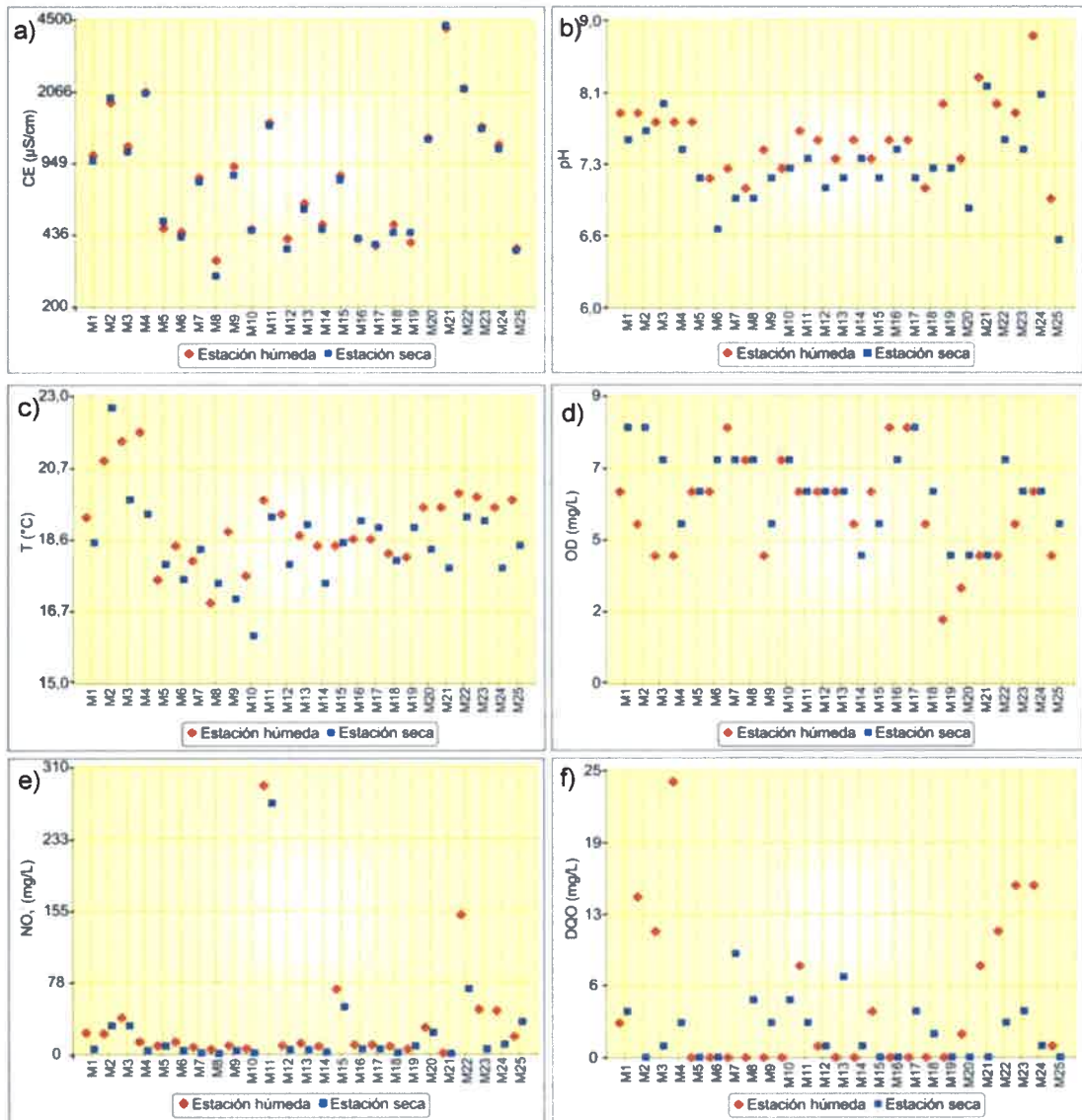


Figura 6.15. Parámetros físico-químicos del agua subterránea. Estación húmeda y seca. a) Conductividad eléctrica (CE). b) pH. c) Temperatura (T°). d) Oxígeno disuelto (OD). e) Nitrato (NO_3). f) Demanda química de oxígeno (DQO).

Tabla 6.2. Test de ANOVA y Kruskal Wallis para las variables físico-químicas en los tres ambientes estudiados (F. fluvial; EF: eólico con paleorasgos fluviales; E: eólico) y en las dos estaciones de muestreo (Húmeda y Seca) (continúa).

Variable	N	Valor p Est.*Amb.	Est.*Amb.	N	Media	EE	Test a posteriori	Valor p Estación	Estación	N	Media	EE	Test a posteriori	Valor p Ambiente	Ambiente	N	Media	EE	Test a posteriori													
CE (µS/cm)		(a)						0,771	Húmeda	25	1019,92	842,56		<0,0001	F	20	502,90	451,00	B													
									Seca	25	988,64		EF		10	540,70	477,00	B														
															20	1737,45	1423,00	A														
pH	50	0,9565						0,004	Húmeda	25	7,62	0,07	A	<0,0001	F	20	7,24	0,07	B													
									Seca	25	7,34	0,07	B		EF	10	7,40	0,1	B													
															20	7,80	0,07	A														
OD (mg/L)	50	0,2363						0,207	Húmeda	25	5,47	0,28		0,2785	F	20	5,93	0,30														
									Seca	25	5,99	0,28			EF	10	5,95	0,43														
															20	5,31	0,30															
T° (°C)	50	0,4956						0,063(b)	Húmeda	25	19,00	0,20	A	<0,0001	F	20	18,01	0,21	B													
									Seca	25	18,46	0,20	B		EF	10	18,53	0,30	B													
															20	19,64	0,21	A														
COD (mg/L)		(a)						0,595	Húmeda	25	0,66	0,76		<0,0001	F	20	0,50	0,17	B													
									Seca	25	0,92	0,84			EF	10	0,56	0,09	B													
															20	1,45	0,83	A														
DQO (mg/L)	50	0,010	Húm-F	10	0,10	0,10	B	0,959	Húmeda	25	4,68	1,34		0,0417	F	20	1,45	0,56														
																				Sec-EF	5	1,80	1,32	B	Seca	25	2,24	0,49	EF	10	1,40	0,73
																				Húm-EF	5	1,00	0,77	B					E	20	6,50	1,47
																				Sec-E	10	1,90	0,53	B								
																				Sec-F	10	2,80	0,95	AB								
																				Húm-E	10	11,10	2,04	A								
DQO (mg/L)	50	0,0001						0,676	Húmeda	25	374,30	35,83		<0,0001	F	20	245,75	16,30	B													
									Seca	25	388,80	39,12			EF	10	305,00	26,92	B													
															20	555,63	35,98	A														

Letras distintas indican diferencias significativas entre ambientes (p<0,05). EE: Error estándar.

(a) No se calcula debido a que se aplicó un análisis no paramétrico.

(b) p<0,10

Tabla 6.2. Test de ANOVA y Kruskal Wallis para las variables físico-químicas en los tres ambientes estudiados (F. fluvial; EF: eólico con paleorasgos fluviales; E: eólico) y en las dos estaciones de muestreo (Húmeda y Seca).

Variable	Valor p	Est.*Amb.	Est.*Amb.	N	Media	EE	Test a posteriori	Valor p	Estación	Estación	N	Media	EE	Test a posteriori	Valor p	Ambiente	Ambiente	N	Media	EE	Test a posteriori
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	(a)							0,214	Húmeda	Seca	25	202,40	364,96		<0,0001	F	EF	20	37,46	20,27	B
											25	192,51	364,21					10	30,47	9,03	B
																	E	20	440,95	481,03	A
Cl ⁻ (mg/L)	(a)							0,171	Húmeda	Seca	25	37,49	54,47		0,0001	F	EF	20	15,00	7,75	B
											25	34,51	53,88					10	14,29	5,55	B
																	E	20	67,86	74,42	A
Na ⁺ (mg/L)	(a)							0,727	Húmeda	Seca	25	176,46	218,79		<0,0001	F	EF	20	48,74	39,61	B
											25	186,53	219,76					10	63,40	30,42	B
																	E	20	373,31	243,33	A
K ⁺ (mg/L)	50	0,0017						0,038	Húmeda	Seca	25	0,54	0,95		<0,0001	F	EF	20	0,40	0,41	B
											25	0,47	0,97					10	0,40	0,30	B
																	E	20	14,45	0,75	A
Ca ⁺⁺ (mg/L)	50	0,9777						0,713	Húmeda	Seca	25	42,59	3,76		0,0076	F	EF	20	48,36	2,79	A
											25	40,80	3,68					10	44,88	2,69	A
																	E	20	33,44	5,30	B
Mg ⁺⁺ (mg/L)	50	0,0309						0,616	Húmeda	Seca	25	12,92	1,70		<0,0001	F	EF	20	8,63	0,74	B
											25	13,60	1,47					10	10,44	1,69	B
																	E	20	19,29	1,88	A
NO ₃ ⁻ (mg/L)	50	0,8777						0,052(b)	Húmeda	Seca	25	34,34	12,33	A	0,0018	F	EF	20	7,75	1,72	B
											25	23,00	10,87	B				10	17,25	7,34	B
																	E	20	55,30	18,75	A

Letras distintas indican diferencias significativas entre ambientes (p<0,05). EE: Error estándar.

(a) No se calcula debido a que se aplicó un análisis no paramétrico.

(b) p<0,10

La CE adoptó un amplio rango de valores (Tabla 6.1) similares en ambas estaciones de muestreo ($p>0,05$) (Figura 6.15a y Tabla 6.2). En la estación húmeda se observaron conductividades entre 332 a 4.100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, mientras que en la seca entre 280 y 4.200 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Se caracterizan por ser aguas dulces, a excepción de M21, con los valores más altos de CE, 4.100 y 4.200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en la estación húmeda y seca respectivamente, tratándose de aguas salobres.

Según el mapa de isoconductividad eléctrica para ambas estaciones de muestreo (Figuras 6.16 y 6.17), las menores conductividades se ubican en cercanías del río Cuarto y rodeando la faja fluvial del mismo, con valores más altos en el ámbito de la planicie eólica y altos estructurales. El ambiente eólico se diferenció del fluvial y del eólico con PF por conductividades significativamente mayores en dicho ambiente ($p<0,05$) (Tabla 6.2).

En relación a los dos ambientes de agua superficial (Tabla 6.1), se observó una amplia diferencia en cuanto a la CE, y si bien fue mayor en el arroyo Santa Catalina, ambos sitios fueron caracterizados por aguas dulces. Es de destacar que la CE fue mayor en la estación seca para dichos ambientes superficiales (Tabla 6.1).

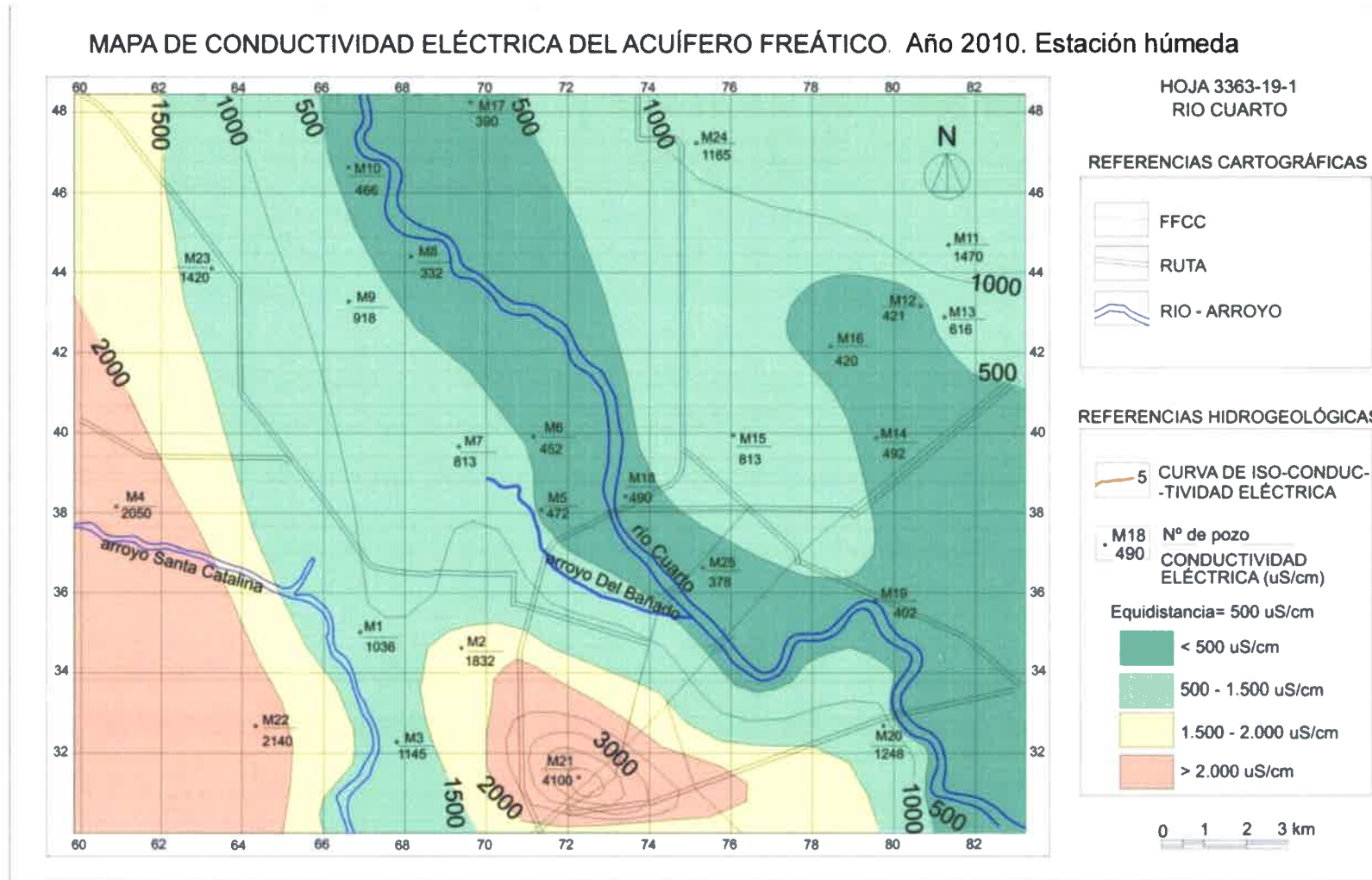


Figura 6.16. Mapa de conductividad eléctrica del acuífero freático del área de estudio. Año 2010. Estación húmeda.

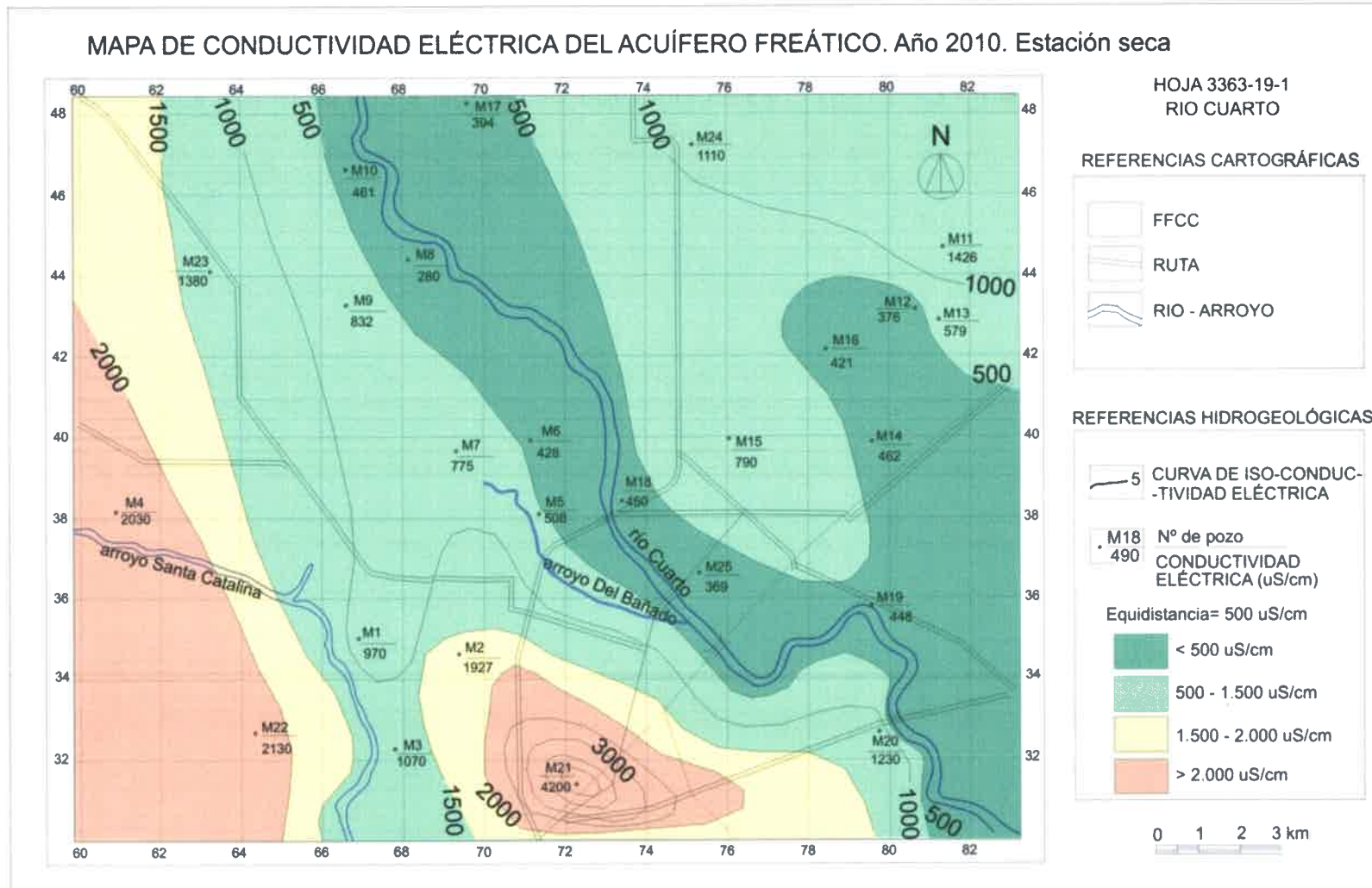


Figura 6.17. Mapa de conductividad eléctrica del acuífero freático del área de estudio. Año 2010. Estación seca.

La composición iónica de las muestras es representada en las Figuras 6.18 y 6.19 para la estación húmeda y seca respectivamente. Para ambos períodos, las aguas bicarbonatadas cálcicas y bicarbonatadas cálcico-sódicas se hallaron circunscriptas a ambientes del acuífero caracterizados por la presencia de materiales más gruesos, representados por los depósitos que conforman la Faja Fluvial moderna del río Cuarto (unidad hidrogeológica UHA) y la planicie eólica con PF, ubicada al Norte del río Cuarto (unidad hidrogeológica UHC). Las aguas bicarbonatadas sódicas y sulfatadas sódicas dominaron en ámbitos con predominio de sedimentos finos, representados por la planicie eólica y faja fluvial antigua del arroyo Santa Catalina (unidad hidrogeológica UHB y UHD respectivamente), coincidiendo con los sectores de tenores salinos más altos. Si bien en general entre las dos estaciones de muestreo el carácter geoquímico del agua se mantuvo constante, las perforaciones M10, M12, M13, M16 y M19 se caracterizaron por mayor contenido salino en la estación seca respecto a la húmeda, con mayor contenido en la concentración de Na^+ en relación a la de Ca^{+2} ; mientras que en M17 la relación fue inversa a lo observado en las perforaciones antes citadas. En cuanto al agua superficial, A1 se caracterizó por aguas de tipo bicarbonatada sódica, mientras que A2 bicarbonatada sódica-cálcica y bicarbonatada cálcica-sódica en la estación húmeda y seca respectivamente.

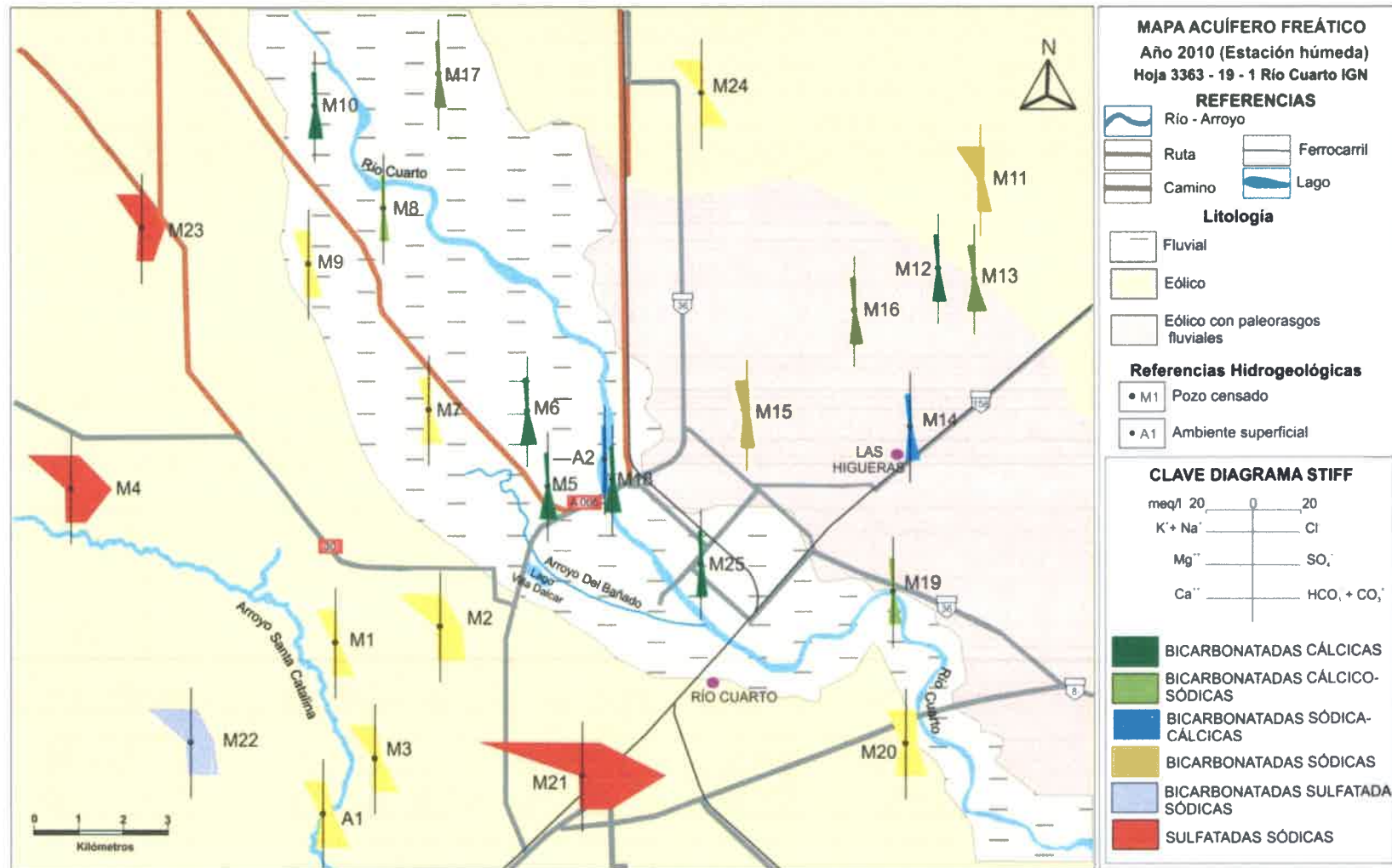


Figura 6.18. Mapa de composición geoquímica del agua del área de estudio, mediante diagramas de Stiff. Año 2010. Estación húmeda.

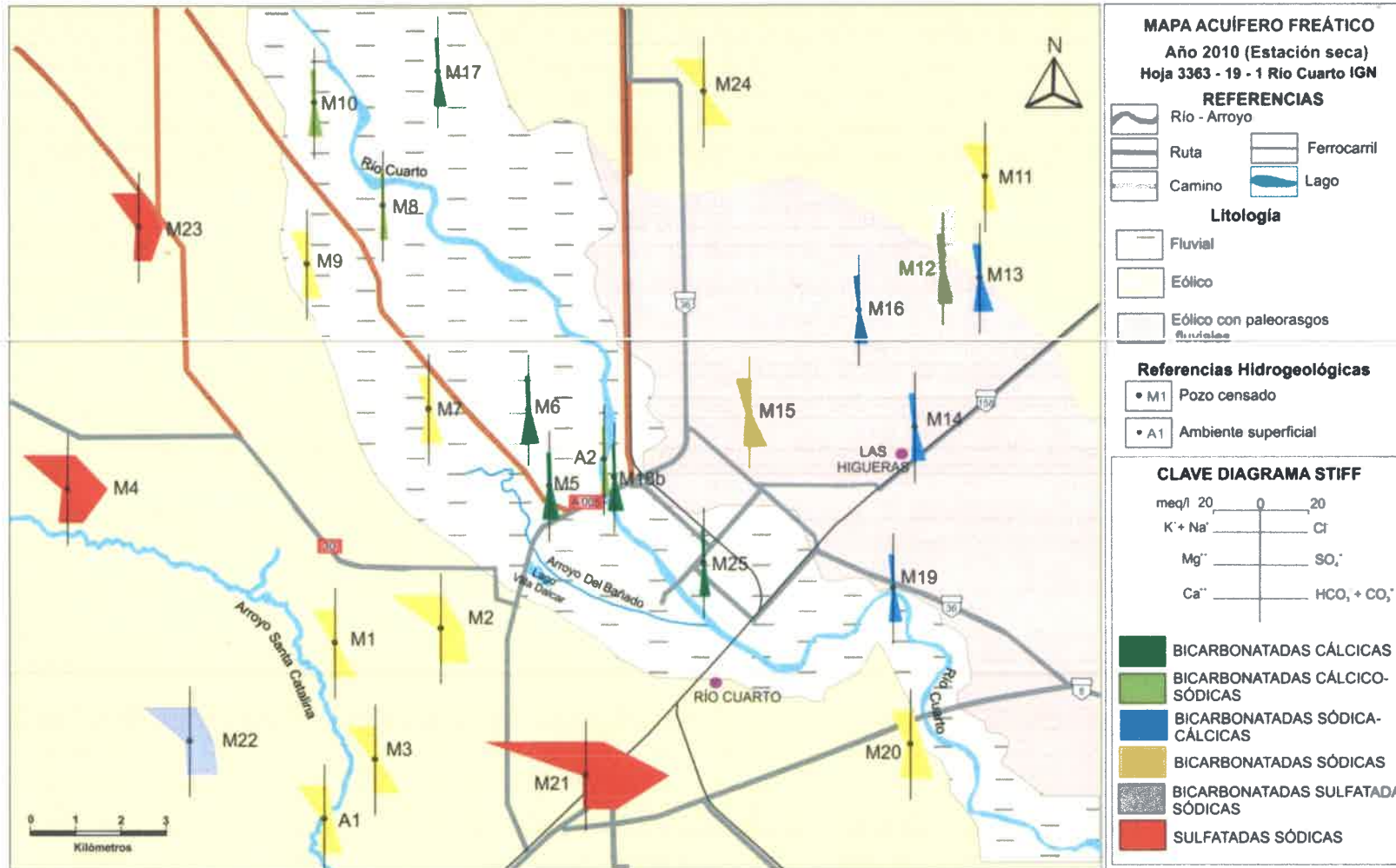


Figura 6.19. Mapa de composición geoquímica del agua del área de estudio, mediante diagramas de Stiff. Año 2010. Estación seca.

El ambiente eólico se diferenció del fluvial y del eólico con PF en las concentraciones de los iones HCO_3^- , $\text{SO}_4^{=}$, Cl^- , Na^+ , K^+ y Mg^{+2} , siendo sus valores significativamente mayores en dicho ambiente ($p < 0,05$) (Tabla 6.2). Contrariamente, el ambiente fluvial y eólico con PF se diferenciaron del eólico en cuanto a mayores concentraciones de Ca^{+2} ($p < 0,05$) (Tabla 6.2). No se observaron variaciones estacionales en las concentraciones de los iones analizados ($p > 0,05$).

Los valores de pH (Tabla 6.1), tanto para el agua subterránea como superficial, en ambas estaciones de muestreo, se ubicaron por encima de 7 (excepto en M6, M20 y M25 en la estación seca con valores menores a 7). El valor máximo de pH en el agua subterránea aconteció en M24 (pH=8,8) y en M21 (pH=8,2) en la estación húmeda y seca, respectivamente. Se observa que los registros de pH fueron significativamente menores en la estación seca en relación a los obtenidos en la estación húmeda (Figura 6.15b y Tabla 6.2) ($p < 0,05$). En consideración de los ambientes hidrogeológicos del acuífero, los registros de pH fueron significativamente mayores ($p < 0,05$) en el ambiente eólico que en el fluvial y eólico con PF (Tablas 6.2). En términos generales, el pH fue mayor en las muestras de aguas superficiales que en las subterráneas (Tabla 6.1).

La temperatura registrada en el agua subterránea presentó diferencias estadísticas marginalmente significativas, siendo mayor en la estación húmeda que en la seca ($p < 0,10$) (Tabla 6.2), aunque en general mostró un patrón similar en las dos estaciones de muestreo (Figura 6.15c). En la estación húmeda tuvo un rango entre 16,9°C y 21,8°C, la mínima aconteció en M8, mientras que la máxima en M4 (Tabla 6.1). En la estación seca, el rango de temperaturas medidas fue entre 16,1°C y 22,6°C, aconteciendo la mínima en M10 y la máxima en M2 (Tabla 6.1). En cuanto a los ambientes hidrogeológicos del acuífero, el eólico se diferenció estadísticamente ($p < 0,05$) del fluvial y del eólico con PF en cuanto a mayores valores de temperatura (Tabla 6.2). La temperatura en los ecosistemas superficiales, en términos generales, fue mayor que en el subterráneo (Tabla 6.1).

En relación al rango de concentraciones de OD, en el agua subterránea fue menor en la estación seca (entre 3,87 y 7,89 mg/L) que en la húmeda (entre 2,20 y 8,00 mg/L) (Figura 6.15d), si bien no hubo diferencias estadísticamente significativas entre ambas estaciones ($p > 0,05$) (Tabla 6.2). En la estación húmeda, las concentraciones

más altas fueron registradas en M7, M8, M16, M17 ($OD > 7$ mg/L), mientras que las más bajas se observaron en M3, M9, M19, M20 y M21 ($OD < 4$ mg/L). De modo similar, las mayores concentraciones en la estación seca se registraron en M1, M2, M3, M6, M7 y M17 ($OD > 7$ mg/L) y las menores en M14 y M21 ($OD < 4$ mg/L) (Tabla 6.1 y Figura 6.15d). Se destaca en la estación seca el marcado ascenso de la concentración de OD respecto de la húmeda en M3 de 3,90 mg/L a 7,20 mg/L. Las concentraciones de OD no fueron estadísticamente diferentes entre los ambientes hidrogeológicos ($p > 0,05$) (Tablas 6.2). En las aguas superficiales, las concentraciones de OD fueron en términos generales superiores a las del agua subterránea (Tabla 6.1).

En las Figuras 6.20 y 6.21 se muestran las concentraciones de NO_3^- registradas en cada punto de muestreo para cada estación. Temporalmente, la estación húmeda se caracterizó por concentraciones significativamente mayores a las de la estación seca (Tabla 6.2). Asimismo, se observa una distribución espacial heterogénea de las concentraciones de NO_3^- . El ambiente eólico se diferenció del fluvial y del eólico con PF por mayores concentraciones de NO_3^- ($p < 0,05$) (Tabla 6.2). En particular, las perforaciones M1, M15, M22, M23 y M24 se caracterizaron por un marcado descenso en las concentraciones de NO_3^- en la estación seca respecto de la húmeda. Contrariamente, en M25 se detectó un aumento en dicha concentración (Figura 6.15e). El sitio con mayor concentración de NO_3^- fue M11, en ambas estaciones de muestreo, siendo ampliamente superior a la del resto de las perforaciones (290 y 270 mg/L en la estación húmeda y seca respectivamente). En los ambientes superficiales las concentraciones de NO_3^- fueron menores en la estación húmeda (7,5 mg/L y 6 mg/L en A1 y A2 respectivamente) que en la seca (11 mg/L y 8 mg/L en A1 y A2 respectivamente), y, en términos generales, menores que en el agua subterránea.

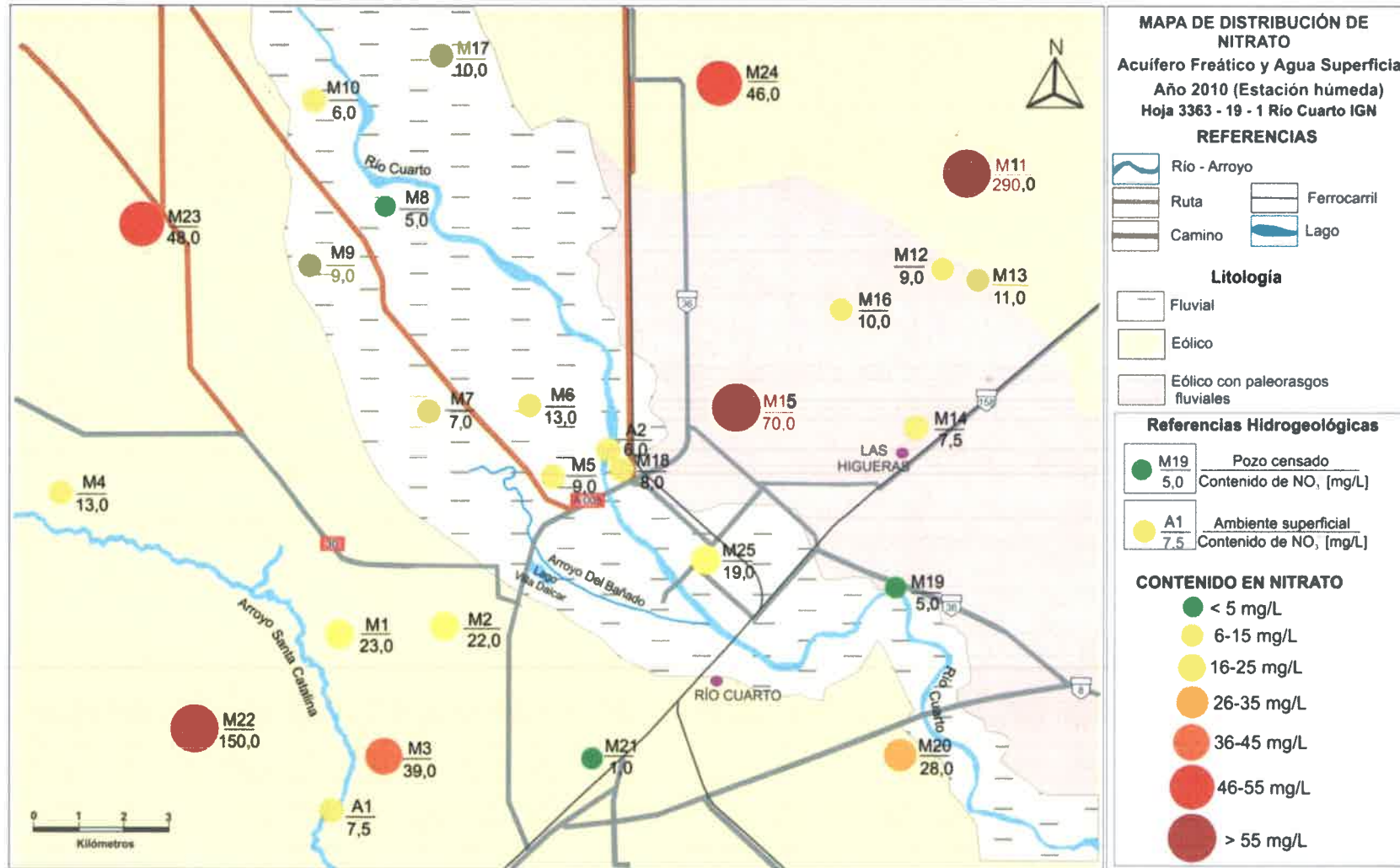


Figura 6.20. Mapa de contenido de nitrato del acuífero freático y agua superficial del área de estudio. Año 2010. Estación húmeda.

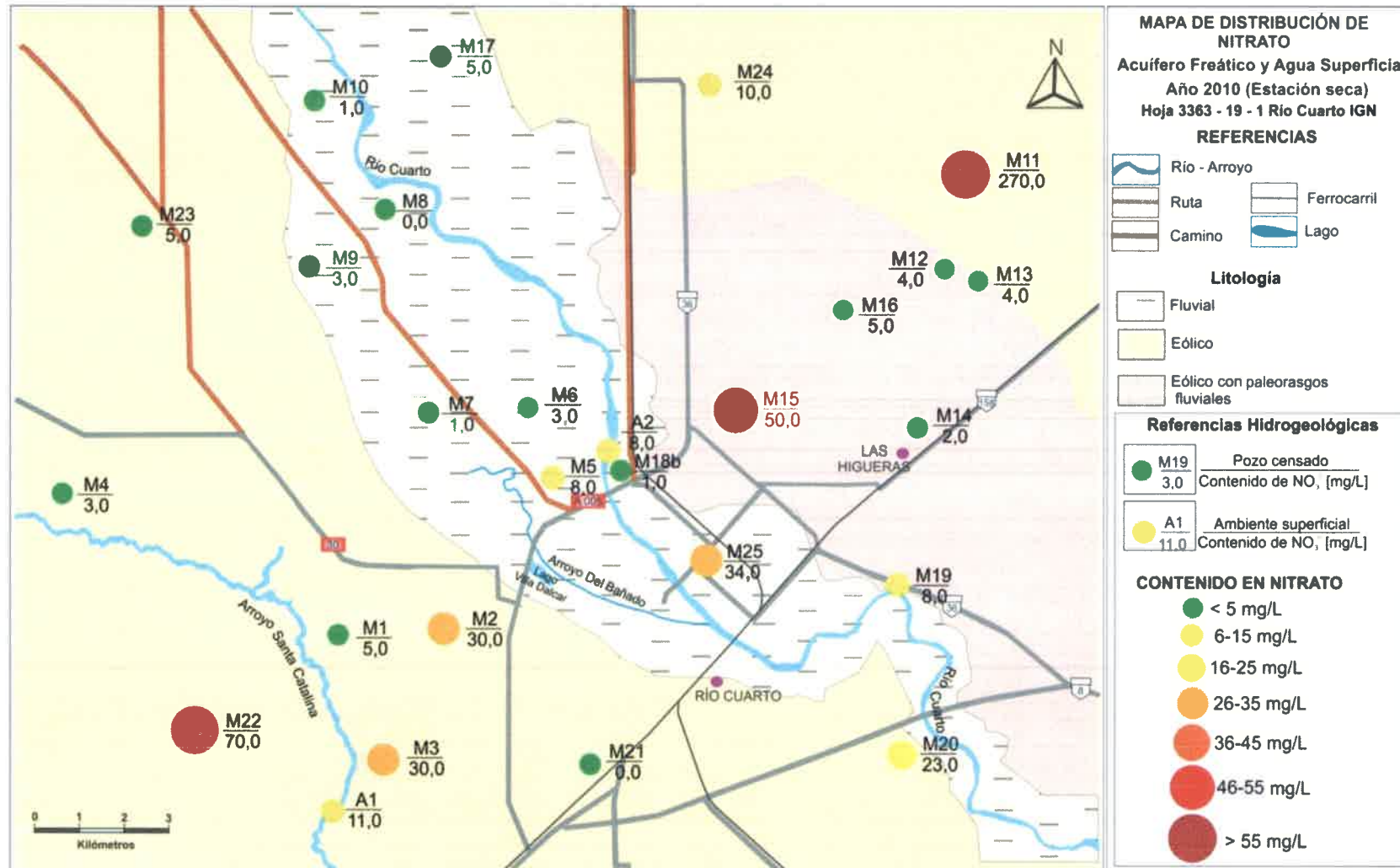


Figura 6.21. Mapa de contenido de nitrato del acuífero freático y agua superficial del área de estudio. Año 2010. Estación seca.

Las concentraciones de COD de cada punto de muestreo para la estación húmeda y seca son representadas en las Figuras 6.22 y 6.23 respectivamente. Estacionalmente, no se observaron diferencias estadísticas en cuanto a dichas concentraciones ($p > 0,05$) (Tabla 6.2). Las perforaciones cuyas concentraciones de COD fueron superiores a 1mg/L en ambas estaciones de muestreo fueron M1, M2, M11, M20, M21, M22 y M24, mientras que en M7, M18b y M23 lo fueron en la estación seca. Las mayores concentraciones fueron registradas en M22 y M21 en ambas estaciones, con valores de 2,9 y 2,7 mg/L en M22 para la estación húmeda y seca respectivamente, mientras que en M21 las concentraciones fueron de 3,2 y 2,5 mg/L en la estación húmeda y seca respectivamente. En relación a la distribución espacial, el ambiente eólico se diferenció del fluvial y del eólico con PF ($p < 0,05$) con mayores registros de COD (Tabla 6.2).

En las Figuras 6.24 y 6.25 se representan las concentraciones de DQO para la estación húmeda y seca respectivamente para cada punto de muestreo. Se observó una interacción estadísticamente significativa entre la estación de muestreo y el ambiente hidrogeológico ($p < 0,05$) (Tabla 6.2). De esta manera, en la estación húmeda el ambiente eólico se caracterizó por mayores concentraciones de DQO ($p < 0,05$) que el fluvial y que el eólico con PF. Contrariamente, en la estación seca, no se observaron diferencias estadísticamente significativas ($p > 0,05$) (Tabla 6.2).

En los ambientes superficiales la DQO fue nula en las dos estaciones de muestreo, excepto en A1 en la estación húmeda con un valor de 2 mg/L.

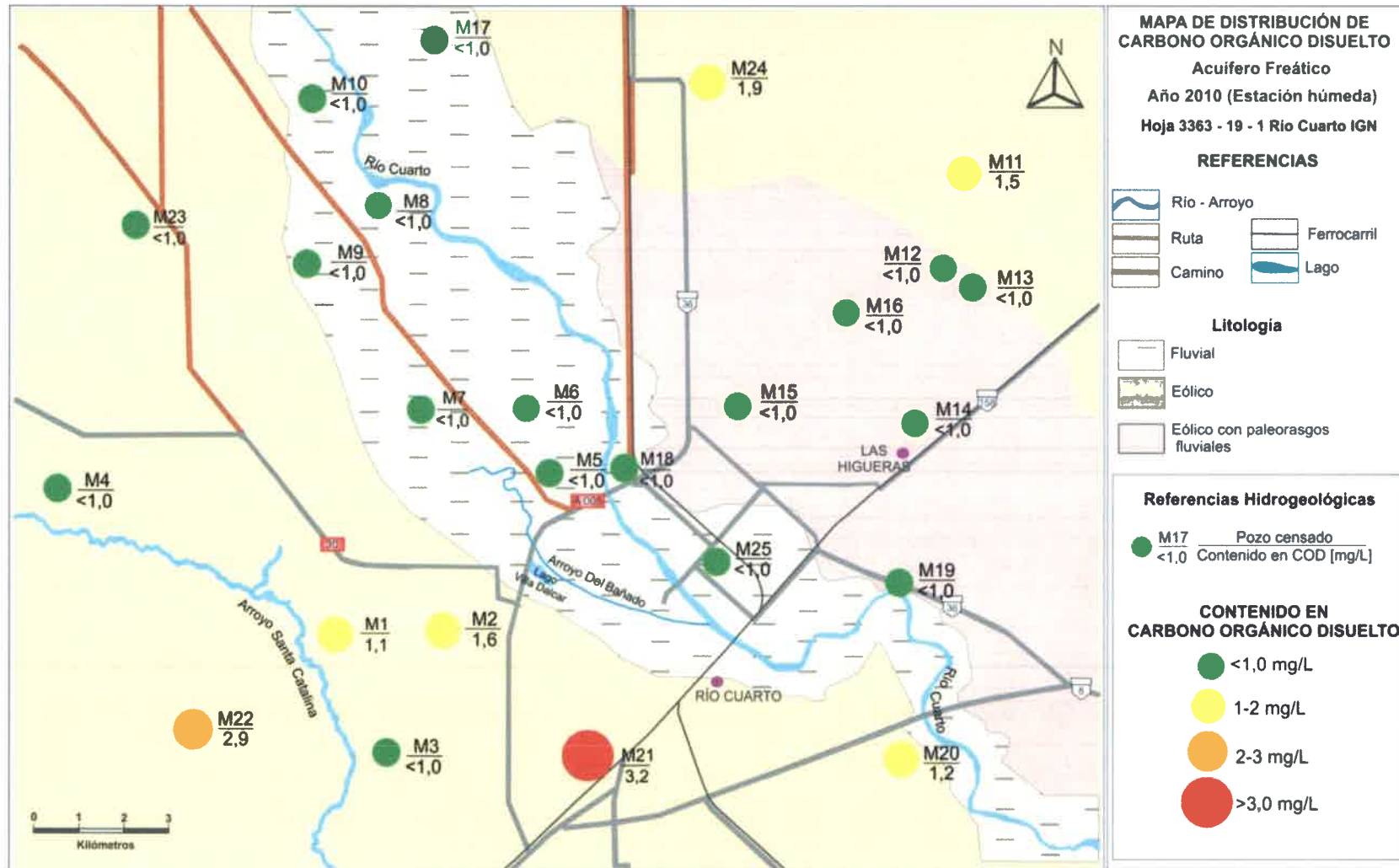


Figura 6.22. Mapa de contenido de carbono orgánico disuelto del acuífero freático del área de estudio. Año 2010. Estación húmeda.

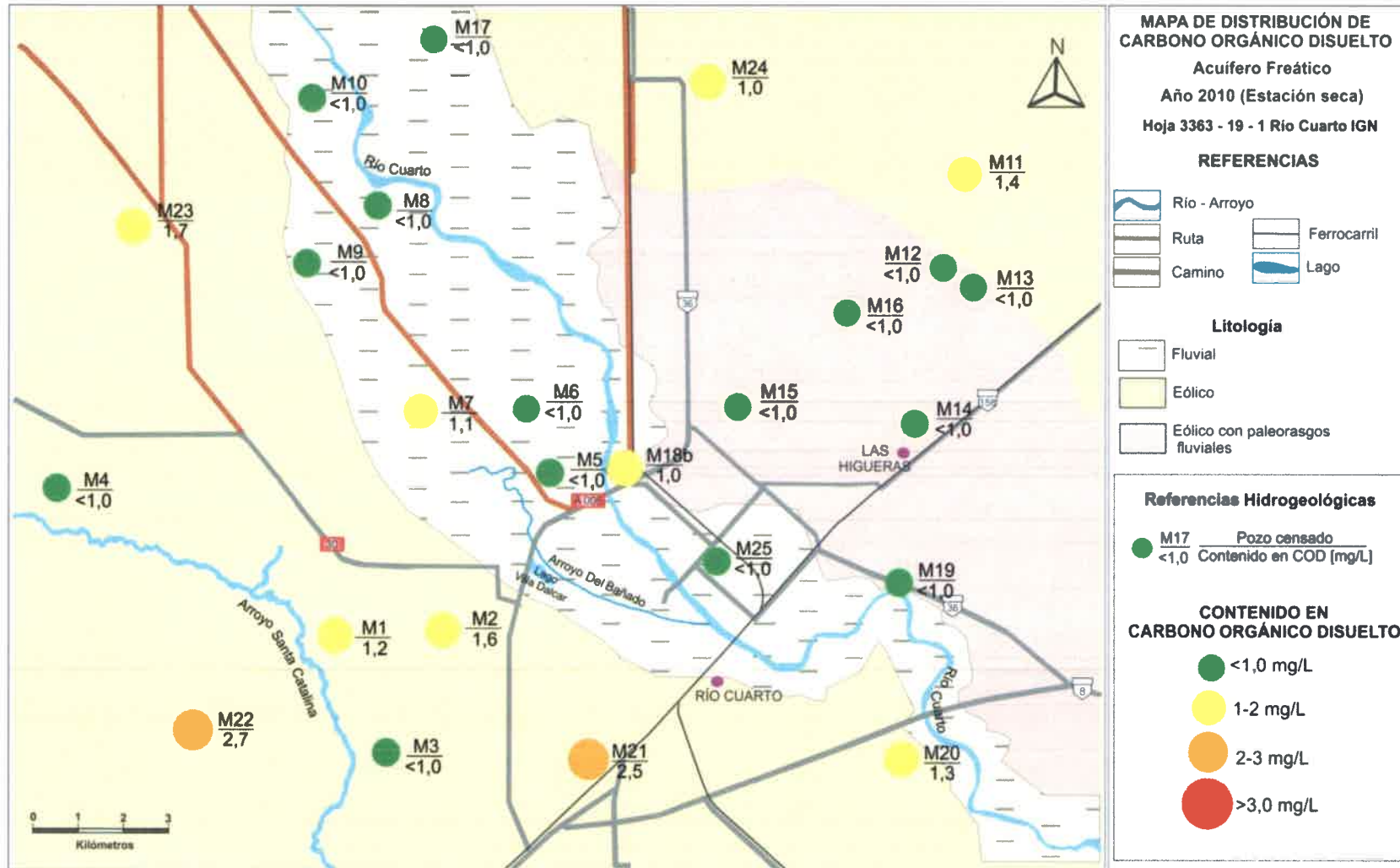


Figura 6.23. Mapa de contenido de carbono orgánico disuelto del acuífero freático del área de estudio. Año 2010. Estación seca.

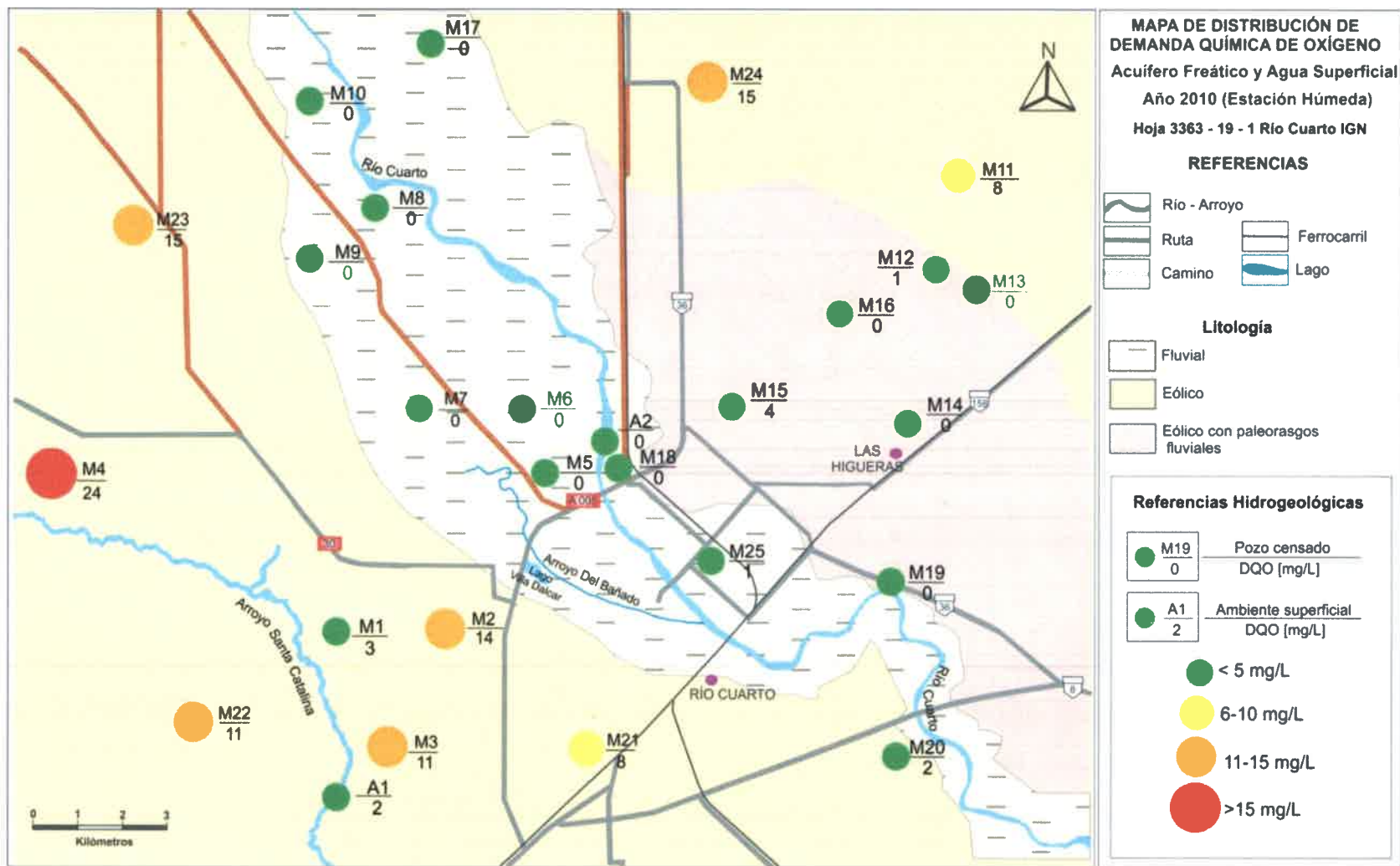


Figura 6.24. Mapa de demanda química de oxígeno del acuífero freático y agua superficial del área de estudio. Año 2010. Estación húmeda.

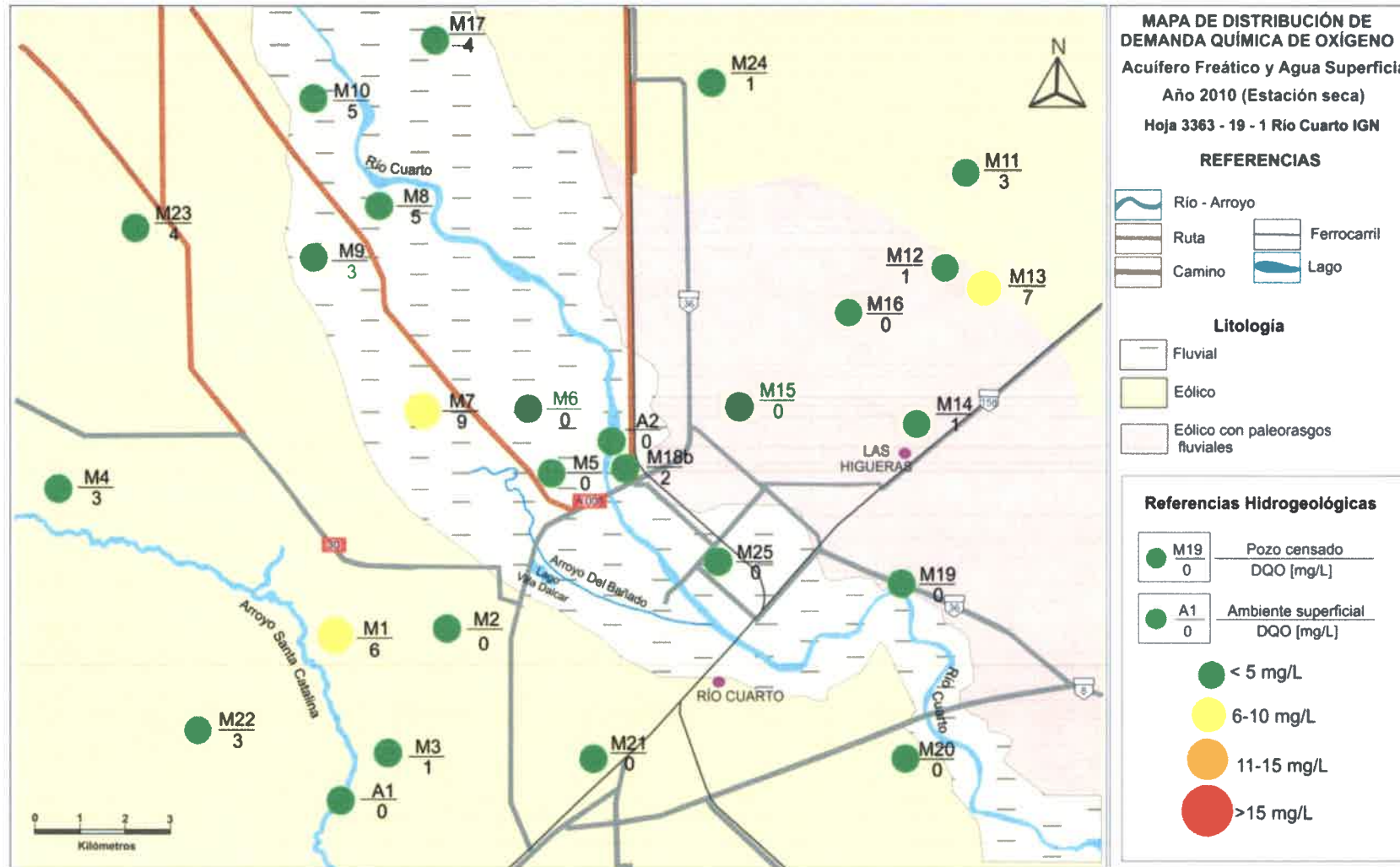


Figura 6.25. Mapa de demanda química de oxígeno del acuífero freático y agua superficial del área de estudio. Año 2010. Estación seca.

En la Figura 6.26 se representan las correlaciones lineales de interés que involucren As o F⁻, dado su importancia desde el punto de vista hidrogeológico en la región. Debido a que dichos análisis arrojaron similares resultados para ambas estaciones de muestreo, se presentan los correspondientes a la estación húmeda. De esta manera, se observa una alta correlación lineal positiva y significativa entre el As y F⁻, este último con HCO₃⁻ y Na⁺ y de modo negativo con Ca⁺². Asimismo, existió una alta correlación lineal positiva entre los valores de pH y As y F⁻.

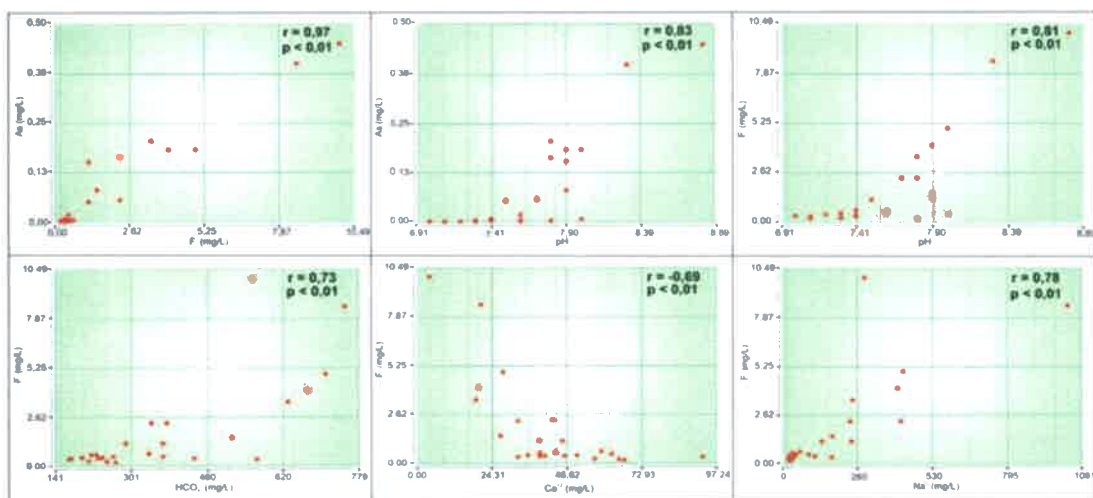


Figura 6.26. Correlaciones lineales entre As y F⁻ con otras variables físico-químicas.

En las Figuras 6.27 y 6.28 se presentan los resultados de las correlaciones lineales significativas de interés para la presente tesis entre las variables físico-químicas para la estación húmeda y seca, respectivamente. Si bien no se registró una correlación lineal entre las concentraciones de COD y DQO, ambas variables se correlacionaron de modo positivo y significativamente con la CE en ambas estaciones de muestreo en el caso de COD y en la estación húmeda para la DQO. De modo similar, se observó una correlación entre las concentraciones de COD y DQO con algunos iones. De este modo, tanto para la estación húmeda como seca, el COD se correlacionó de modo positivo y significativamente con las concentraciones de HCO₃⁻, SO₄⁼, Cl⁻, Na⁺ y K⁺. Además, se correlacionó de modo similar con el pH. En la estación seca, también se observó una correlación positiva entre el COD y Mg⁺². Adicionalmente, en la estación húmeda se registró una correlación lineal entre la DQO y los iones HCO₃⁻, SO₄⁼, Cl⁻, Na⁺ K⁺ y Mg⁺². De la misma manera lo hizo con el pH, mientras que de forma negativa con el espesor de la ZNS. Esta última variable se correlacionó positivamente con la concentración de HCO₃⁻ en ambas estaciones de muestreo.

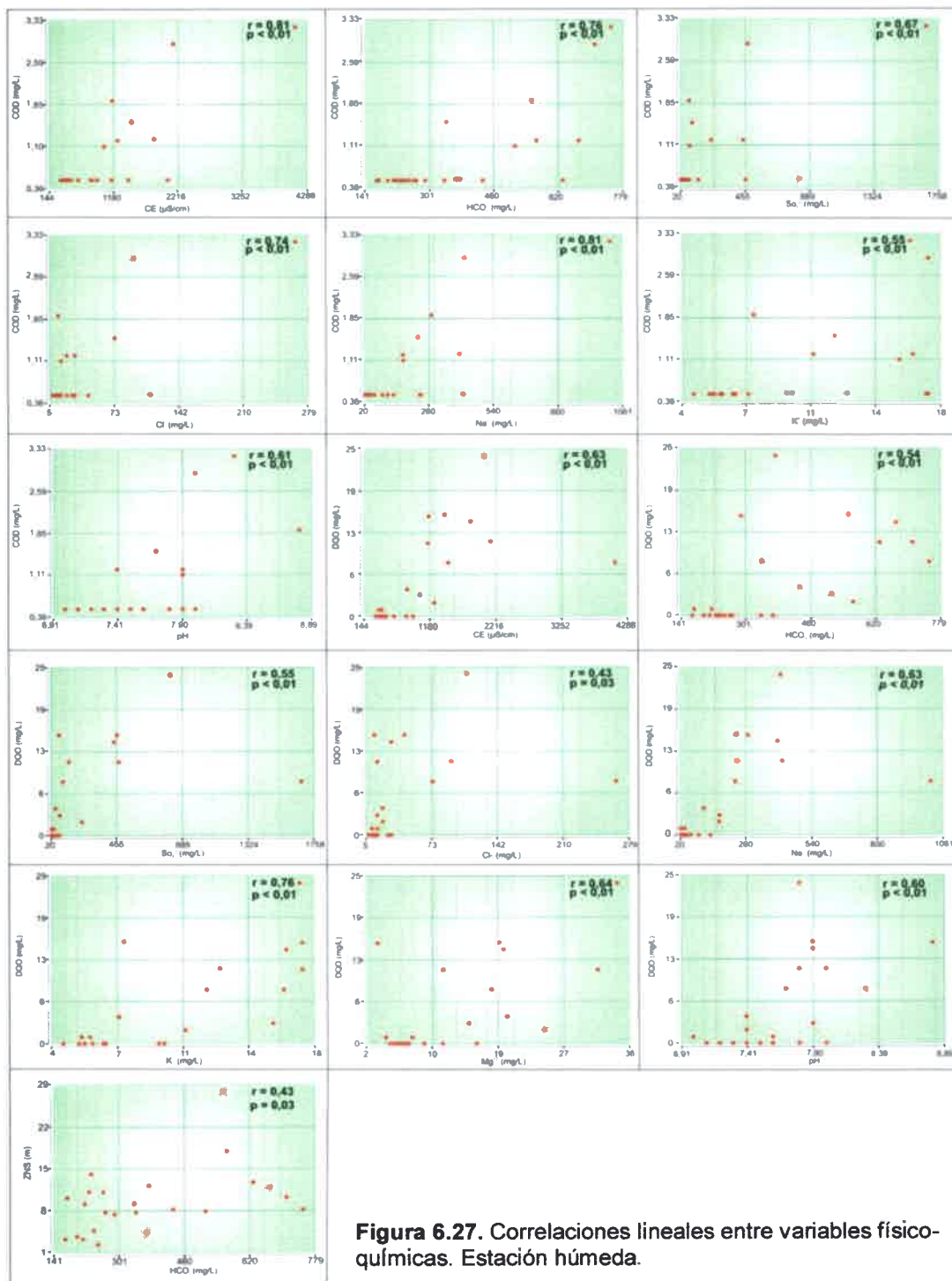


Figura 6.27. Correlaciones lineales entre variables físico-químicas. Estación húmeda.

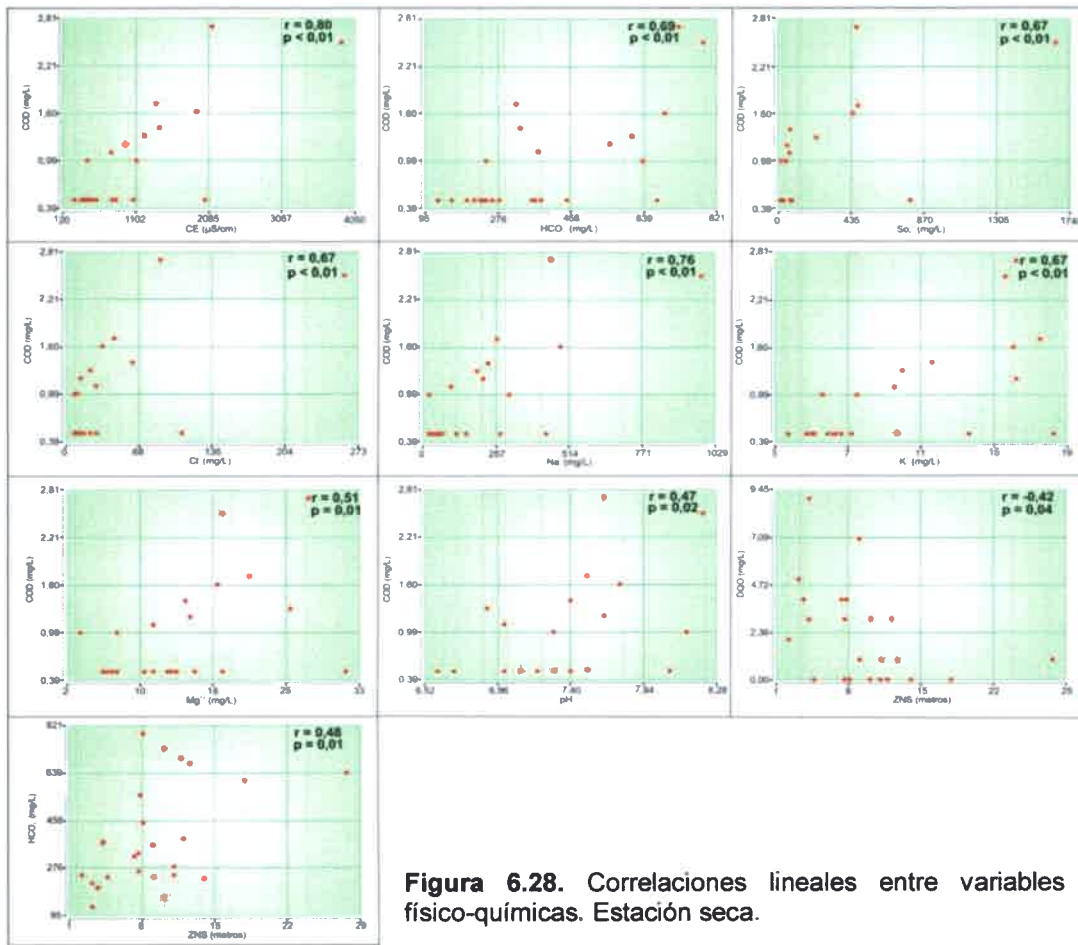


Figura 6.28. Correlaciones lineales entre variables físico-químicas. Estación seca.

En la Figura 6.29 se muestra el resultado del análisis de conglomerados en el cual se consideran las variables CE, iones mayoritarios, F^- , As y pH. Debido a que para las dos estaciones de muestreo el resultado fue muy similar, se presenta la salida gráfica perteneciente a la estación húmeda. Se pueden distinguir tres grandes grupos con alta similitud. Uno formado por CE, Na^+ , SO_4^- y Cl^- ; un segundo grupo formado por K^+ y Mg^{+2} y el tercero por As, F^- y pH, al que se le une a menor similitud HCO_3^- . Por último a estos tres grupos, con un alto grado de disimilitud, se une Ca^{+2} .

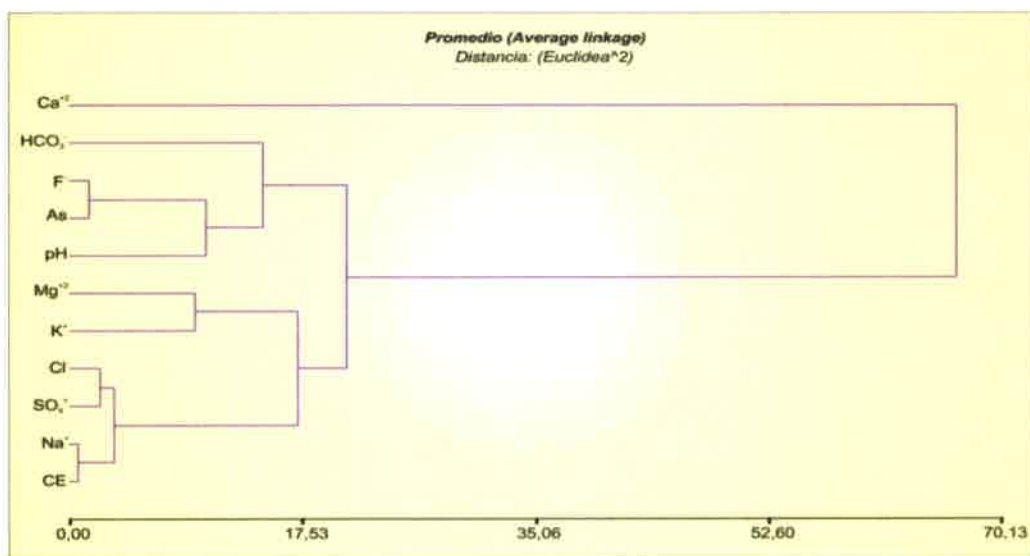


Figura 6.29. Análisis de conglomerados de CE, iones mayoritarios, F⁻, As y pH. Estación húmeda.

En la Figura 6.30 se muestran los resultados del análisis de conglomerados incorporando las variables OD, T^o, NO₃⁻, COD y DQO. En ambos muestreos, se pueden distinguir asociaciones similares en cuanto a las variables analizadas. Tanto el COD como NO₃⁻ se asocian a tres grandes grupos a bajos nivel de similitud. Estos grupos están representados en la estación húmeda por Cl⁻, DQO, Ca⁺², T^o, Mg⁺², K⁺, OD y pH; Na⁺, SO₄⁼ y HCO₃⁻, al que se une con menor similitud la CE. En la estación seca se distinguen como nodos la DQO que se une a menor similitud al grupo conformado por Cl⁻, Ca⁺², T^o, Mg⁺², K⁺, OD y pH; y un tercer grupo compuesto por Na⁺, SO₄⁼ y HCO₃⁻ y CE.

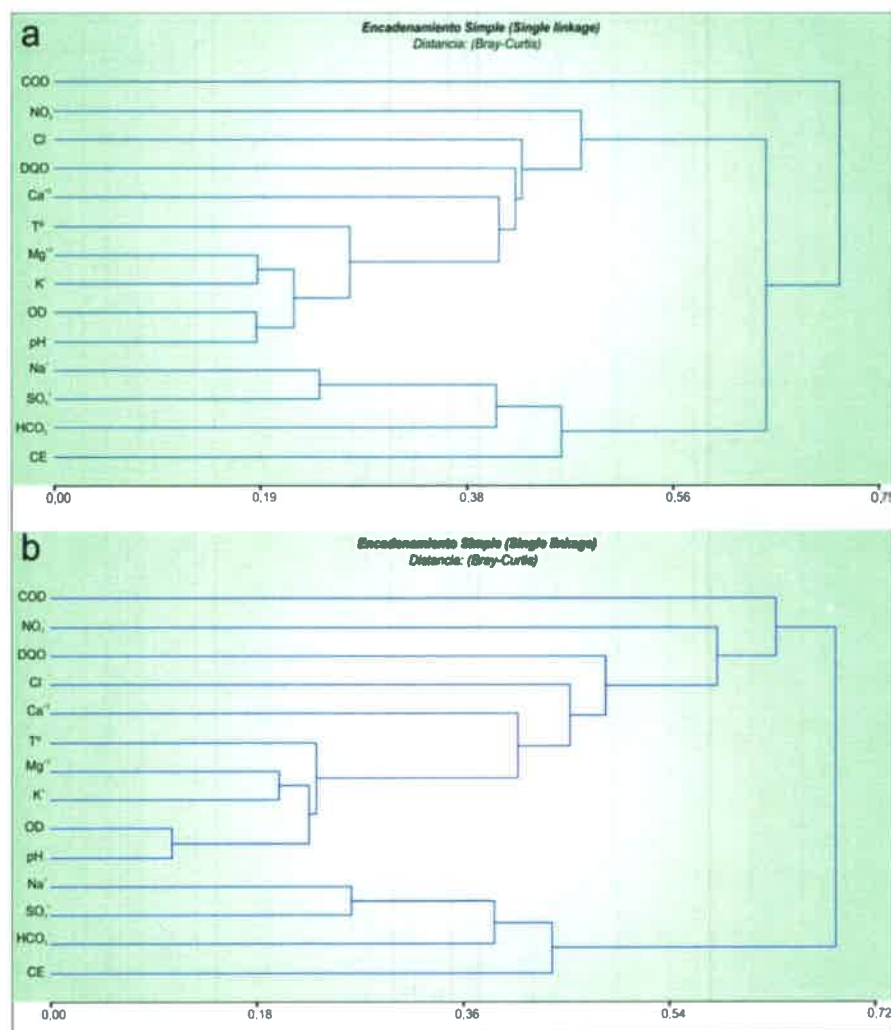


Figura 6.30. Análisis de conglomerados de variables físico-químicas. a) Estación húmeda. b) Estación seca.

En la Figura 6.31 se presenta el resultado del ACP de las perforaciones muestreadas en base a las características físico-químicas del agua. Los dos primeros componentes explican el 67 % de la variación total. Se observa un claro agrupamiento de las perforaciones emplazadas en el ambiente eólico. Éstas se separan de las pertenecientes a los ambientes fluvial y eólico con PF, las cuales conforman un grupo con características físico-químicas similares. El CP1 es explicado mayormente por valores más altos de CE, COD, HCO₃⁻, SO₄²⁻, Na⁺ y K⁺, mientras que el CP2 por mayores valores de Ca⁺² y menores de pH, OD y T[°] (Tabla 6.3).

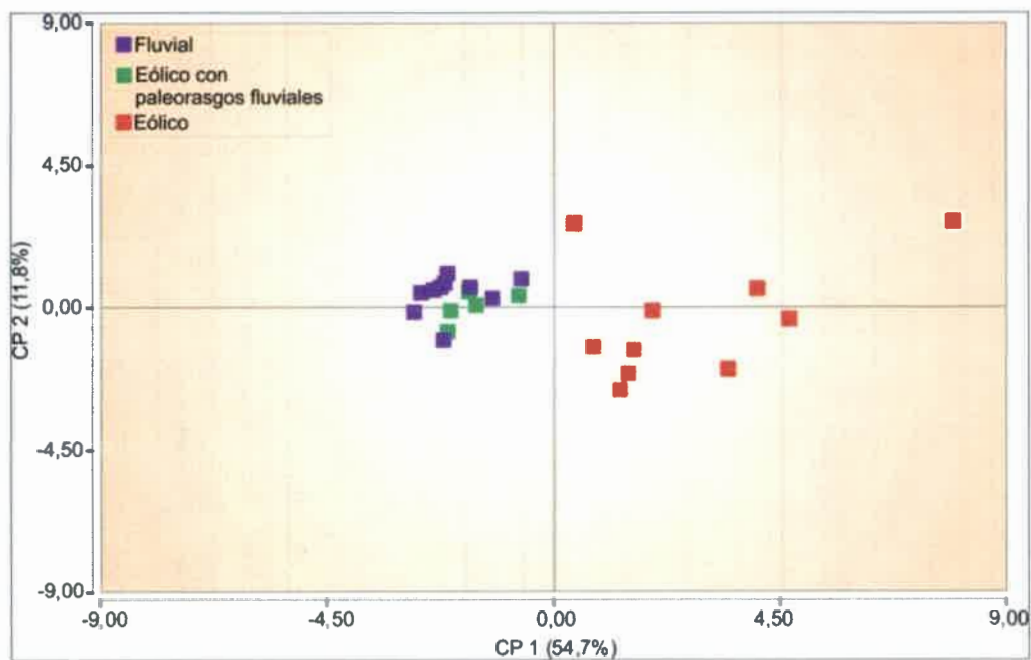


Figura 6.31. ACP de las perforaciones muestreadas en base a las características físico-químicas del agua.

Tabla 6.3. Autovectores del ACP.

Variables	e1	e2
CE	0,35	0,14
pH	0,26	-0,30
OD	-0,13	-0,42
T°	0,22	-0,32
COD	0,30	0,05
DQO	0,25	-0,28
HCO ₃ ⁻	0,30	-0,09
SO ₄ ^m	0,31	0,28
Cl ⁻	0,30	0,29
Na ⁺	0,35	0,08
K ⁺	0,32	-0,08
Ca ⁺²	-0,15	0,52
Mg ⁺²	0,26	0,18
NO ₃ ⁻	0,10	-0,23

A continuación se presentan las características físico-químicas del agua proveniente de la perforación M9b (Tabla 6.4). Dicha perforación (Figura 6.32), ubicada a aproximadamente 100 m de M9, fue solo muestreada en la estación seca. Tanto M9 como M9b presentan similares características físico-químicas. La diferencia más notoria es en la concentración de OD, siendo menor en M9b (4,95 mg/L) que en M9 (6,14 mg/L).

Tabla 6.4. Características de la perforación y físico-química del agua de M9b.

Características	Perforación con caño de 6", con bomba centrífuga
Prof. total de la perforación (m)	23
Prof. nivel freático (m)	3,40
Uso territorio entorno perforación	Corral con ovejas
Uso territorio apartado de la perforación	Agrícola-ganadero. Domina maíz
Otras características	Antepozo con agua (16,57 m)
CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	668
pH	7,2
T° ($^{\circ}\text{C}$)	17,8
OD (mg/l)	6,14
NO ₃ ⁻ (mg/l)	5,00
Composición geoquímica	Bicarbonatada sódica



Figura 6.32. Perforación M9b.

6.2.4. Discusión

La relativa estabilidad temporal de las aguas subterráneas (Custodio & Llamas, 1983) se vio reflejada en los registros de las variables físico-químicas analizadas, las cuales no presentaron variaciones importantes entre las dos estaciones de muestreo y, más aún, muestran composición coincidente con lo ya establecido por Blarasin (2003). Este comportamiento en las variables físico-químicas coincide con lo observado en otros acuíferos, por ejemplo en el acuífero loésico de la cuenca del arroyo La Colacha (Córdoba) (Tione, 2009) y en el acuífero aluvial de Tafna (Argelia) (Belaidi *et al.*, 2011).

En la zona de estudio se observa un amplio rango de concentraciones de CE, coincidiendo con lo establecido por Younger (2007) para el agua subterránea. Si bien las mediciones de CE se corresponden con los obtenidos previamente por Blarasin (2003), a diferencia de los resultados de esta autora, en los cuales todas las muestras se hallaron comprendidas en el rango de las aguas dulces (salinidad menor a 2.000 mg/L), en el presente trabajo una de las muestras (M21) fue clasificada como agua salobre en ambas estaciones de muestreo. Los principales condicionantes de la variación en las conductividades en el área de estudio se vinculan al tipo de sedimento por los que el agua fluye y a los espesores de zona no saturada que atraviesa (Custodio & Llamas, 1983; Blarasin, 2003). En este trabajo, los menores valores de CE fueron registrados en la zona de la faja fluvial del río Cuarto y en la planicie eólica con PF, vinculados a granulometrías gruesas, en donde se dan las mejores posibilidades de recarga y mayores velocidades del flujo (Blarasin, 2003). La posibilidad de disolución de sales por parte del agua subterránea se encuentra disminuida, consecuencia del menor tiempo de contacto con los clastos que conforman el sedimento, lo que impide o disminuye aquellos procesos hidrogeoquímicos de aporte de solutos a la solución (Blarasin, 2003). Contrariamente, los valores superiores de CE acontecieron en el ámbito de la planicie eólica, lo cual se relaciona a una baja velocidad de circulación del agua en materiales arenosos muy finos-limosos y a veces cementados con carbonatos, lo que favorece los procesos de interacción sólido-agua y aportes de iones al agua (Blarasin, 2003). Así, debido a dichas velocidades, existe tiempo normalmente suficiente para que las reacciones geoquímicas, aun relativamente lentas, puedan alterar sustancialmente la química de las aguas subterráneas (Younger, 2007). La CE por definición representa las cantidades de iones disueltos en el agua. De este modo, las mayores concentraciones de la mayoría

de los iones mayoritarios acontecieron en el ambiente eólico como consecuencia de los materiales por los que discurre el agua, como fue discutido anteriormente para la CE.

Por otro lado, la ocurrencia en el área de estudio de muestras con heterogéneos tipos geoquímicos se debe a la presencia de los diferentes tipos de materiales por los cuales circula el agua subterránea (Blarasin, 2003). La dominancia de aguas bicarbonatadas cálcicas se corresponde con la presencia de materiales gruesos susceptibles de importante recarga y con mayores velocidades de circulación, es decir con aquellos del ambiente típicamente fluvial. De este modo, cuando el agua infiltrada tiene oportunidad de alcanzar el nivel freático más fácilmente (profundidad somera del nivel freático, materiales muy permeables) y existe menor contacto con los materiales del terreno no saturado, éste aporta menos sales (Blarasin, 2003). El dominio del ion bicarbonato es típico de aguas recién infiltradas. La escasa superficie específica de los materiales inhibe además los procesos de intercambio catiónico que podrían liberar Na^+ , por lo que mantienen el carácter cálcico del agua infiltrada (Blarasin, 2003). El dominio de aguas bicarbonatadas sódicas en ambientes con predominio de sedimentos finos se corresponde a una velocidad más lenta de circulación y alta superficie específica de los sólidos. Así, se ve favorecido no sólo el enriquecimiento en sales sino también los procesos de intercambio catiónico y liberación de Na^+ al agua (Blarasin, 2003). Las aguas sulfatadas sódicas coincidieron con altos tenores salinos y esto se debe a que al ir aumentando la mineralización del agua, se va saturando en los diferentes iones: primero satura el HCO_3^- , comenzando luego a dominar el SO_4^- . Aguas clasificadas como bicarbonatadas cálcico-sódicas, bicarbonatadas sódico-cálcicas y bicarbonatadas-sulfatadas sódicas denotan un tipo geoquímico característico de sectores de transición entre los ambientes evaluados en esta zona (Blarasin, 2003). Las muestras presentaron el mismo carácter geoquímico en ambas estaciones de muestreo. Sin embargo, se observa que cinco perforaciones (M10, M12, M13, M16, M19), que mantienen el carácter bicarbonatado, han aumentado levemente las concentraciones de Na^+ , lo que las lleva a un tipo catiónico mixto. Esto podría deberse a llegada de solutos por contaminación. Estas perforaciones se caracterizan por fuentes de contaminación puntual de materia orgánica, la cuales aportan iones de Na^+ al agua subterránea (corrales con ganado en M10, M16, M19; feed-lot en M12; actividad avícola en M10 y M13).

En cuanto al agua superficial, la composición es similar a la del agua subterránea circundante que sostiene el caudal de base o ligeramente más dulce, por los aportes

de lluvias y aguas superficiales procedente de cuenca serrana, especialmente en épocas de crecidas (Blarasin, 2003).

Los registros de pH indican que son aguas ligeramente básicas, coincidiendo con resultados previos para esta región (Blarasin, 2003). Los registros de pH más altos de la estación húmeda pueden vincularse a mayor infiltración de agua y disolución de carbonatos (dispersos, como concreciones, como capas, etc.) siempre presentes en estos sedimentos, reacción que aporta oxhidrilos a la solución (Blarasin, 2003). Asimismo, los mayores registros de pH en el ambiente eólico se vinculan a la presencia de materiales finos con carbonatos dispersos o en capas, típico del ambiente loésico. Por otra parte, las disminuciones notables del pH en M5, M6, M19 y M24 pueden deberse a que en medio aeróbico la degradación de la materia orgánica produce iones NO_3^- y SO_4^{2-} , así como CO_2 y N_2 gas. El aumento de CO_2 incrementa la agresividad y dureza del agua y disminuye su pH (Escuder *et al.*, 2009). Estas perforaciones presentan en sus inmediaciones alguna fuente de ingreso de materia orgánica al agua subterránea (corrales, sistema de saneamiento *in situ*, animales sueltos). En ambas estaciones de muestreo, en la única perforación en la que se observó disolución de CO_3^{2-} y pH mayor a 8,3 fue en M24 (Escuder *et al.*, 2009). Los valores más bajos de pH en el agua subterránea que en la superficial se deben a que la presión parcial del CO_2 en el suelo es mucho mayor que en la atmósfera debido a la descomposición de la materia orgánica. El agua, al infiltrarse incorpora CO_2 del suelo y se acidifica (Escuder *et al.*, 2009).

A diferencia de la temperatura de las aguas superficiales, en las aguas subterráneas la misma se corresponde a la temperatura media anual (Dreher *et al.*, 1997), mientras que la de las aguas corrientes usualmente varía en escalas temporal y estacional y entre localidades debido al clima, extensión de la vegetación ribereña y la importancia relativa de las aportaciones de aguas subterráneas (Allan & Castillo, 2007). Al igual que la amplitud de la variación del resto de los parámetros ambientales, la variación de la temperatura es mucho menor que la de los hábitats superficiales (Culver & Pipan, 2009), si bien fue levemente mayor en la estación húmeda. Esta escasa variación estacional en los registros térmicos en las muestras de agua subterránea se debe al efecto moderador del acuífero (Appelo & Postma, 1996; Escuder *et al.*, 2009). Cuando la circulación del agua es lenta y la infiltración se produce en una gran extensión del terreno, se alcanza rápidamente el estado de equilibrio térmico y no es posible apreciar dichos cambios de temperatura (Escuder *et al.*, 2009).

El OD, uno de los principales factores ecológicos que rigen la ocurrencia y distribución espacio-temporal de la fauna hipogea (Humphreys, 2008), mostró un amplio rango de concentraciones en ambas estaciones de muestreo. Las más altas concentraciones son típicas de acuíferos libres (Appelo & Postma, 1996) mientras que las más bajas pueden vincularse a contaminación (Deutsch, 1997). En ambas estaciones, las perforaciones en las que se registraron las concentraciones más bajas de OD se caracterizan por tener en su entorno alguna fuente de contaminación puntual (Canter, 1997), ya sea corrales con animales o animales sueltos, las que generan entrada de materia orgánica y disminución de OD en el procesos de oxidación de la misma (Sracek & Zeman, 2004). Así, el agua subterránea es frecuentemente muy baja en OD y enriquecida en CO₂ debido al procesamiento microbiano de materia orgánica cuando el agua pasa a través del suelo (Allan & Castillo, 2007). La falta de diferencias estadísticas en las concentraciones de OD entre ambientes hidrogeológicos, demuestra la respuesta de esta variable a la influencia de factores ambientales más que a características propias del acuífero. Por otro lado, las concentraciones superiores de OD en los sistemas superficiales, en relación a los subterráneos, se deben al contacto inmediato con el aire (Allan & Castillo, 2007), mientras que la velocidad del agua en los sedimentos es usualmente baja, el flujo disponible de OD en el agua subterránea es mucho más bajo que en las aguas superficiales (Freeze & Cherry, 1979).

En cuanto al NO₃⁻, las mayores concentraciones en la estación húmeda pueden deberse a que el maíz, cultivo donde más fertilizantes se usan, en general es sembrado y fertilizado en noviembre-diciembre, por lo que el muestreo en febrero-marzo podría denotar el lixiviado de iones disueltos vinculados a ese momento de fertilización. Este resultado coincide con lo planteado por otros autores, en donde las concentraciones de NO₃⁻ pueden demostrar incrementos estacionales, por ejemplo, en respuesta a prácticas agrícolas (Close *et al.*, 2001; Rosen, 2001). Además, en un periodo de alta precipitación, como fue la estación húmeda en comparación con la seca en el presente estudio, hay un movimiento general descendente de NO₃⁻ hacia los acuíferos (Hill, 1996). Asimismo, si la cantidad de nitratos supera la necesidad del cultivo o la nitrificación tiene lugar fuera del alcance de las raíces, los nitratos se lixivian en profundidad, arrastrados por el agua de lluvia o de riego, contaminando el agua subterránea (Giuliano Albo, 2013). El nitrato derivado de los fertilizantes es generalmente soluble y puede ser fácilmente lixiviado desde el suelo (Dissanayake, 1996); dicha contaminación es uno de los ejemplos más usuales de contaminación

difusa, ligado a la actual tendencia de incremento de la producción agrícola debido a la introducción de grandes cantidades de fertilizantes y al aumento de las zonas de regadío (Escuder *et al.*, 2009), escenario observado en la presente tesis.

Según algunos autores, las concentraciones de NO_3^- superiores a 5 mg/L en casi todas las muestras, son atribuidas a contaminación antropogénica (Canter, 1997), aunque en la región puede considerarse que valores superiores a 10 mg/L se encuentran por encima del fondo natural y resultan de contaminación (Blarasin *et al.*, 2008). Estos resultados coinciden con Di Lorenzo *et al.* (2012) en que, si bien la composición química de los suelos y la característica geológica de los acuíferos pueden determinar el contenido de nitratos en el agua subterránea incluso en entornos naturales prístinos, la sobrecarga de nitrógeno es predominantemente inducida por actividades humanas. Estos resultados fueron observados en el análisis de conglomerados en los cuales el NO_3^- , junto con el COD y la DQO, presentaron baja similitud en relación al resto de las variables físico-químicas analizadas, demostrando que no tienen relación genética con las otras variables si se considera que su presencia se debe a contaminación (Blarasin, 2003). Las mayores concentraciones de NO_3^- , en ambas estaciones de muestreo acontecieron en sitios caracterizados por entornos con fuentes contaminantes puntuales: corrales con ganado, actividad avícola, sistema de saneamiento *in situ* (Figura 6.33). Estas fuentes generan recarga de materia orgánica nitrogenada hacia el acuífero (Appelo & Postma, 1996).

Las menores concentraciones de NO_3^- en el ambiente fluvial se vinculan a la alta capacidad de dilución por dispersión hidrodinámica en los sedimentos de granulometrías gruesas presentes en este ambiente (Blarasin & Cabrera, 2005). Así mismo, las menores concentraciones de NO_3^- en el agua superficial, en comparación con la subterránea, se debe a los procesos de dilución en la masa de agua, remoción por parte de las plantas macrófitas y por algas e incluso por procesos de desnitrificación (reducción desasimilatoria) por acción bacteriana (Birgand *et al.*, 2007; Giuliano Albo, 2013).



Figura 6.33. Fuentes puntuales de contaminación de NO_3^- al agua subterránea.

Los valores de COD registrados en ambas estaciones de muestreo coinciden con lo establecido por otros autores en relación a que esta variable se encuentra en bajas concentraciones en el agua subterránea (Pabich *et al.*, 2001; Hancock *et al.*, 2005). Los registros obtenidos concuerdan con los hallados en un acuífero sedimentario glaciofluvial en Francia, donde las concentraciones variaron entre 0,1 y 3,1 mg/L (ZNS entre 1,7 y 28,2 m) (Foulquier *et al.*, 2010a); con lo observado en Gallina Creek (Nueva México) donde las concentraciones de COD fueron de 2 mg/L a 4,5 mg/L en las zonas parafluviales (Crenshaw *et al.*, 2002), mientras que en el acuífero en la planicie aluvial de Forez (Francia), la concentración de COD en el agua subterránea promedió $3,8 \pm 3,5$ mg/L y tendió a incrementarse con el aumento de la distancia al río Loire (Paran *et al.*, 2004). Este último resultado coincide con lo acontecido en la presente área de estudio, donde los sitios con concentraciones mayores a 1 mg/L en general se ubicaron a mayores distancias del curso del río Cuarto. El suministro de COD al agua subterránea es usualmente bajo porque los horizontes del suelo y la zona no saturada interceptan la mayor parte del COD solubilizado a partir del humus del suelo (Foulquier *et al.*, 2010a). Las concentraciones de carbono orgánico pueden variar considerablemente tanto espacial como temporalmente (Goody & Hinsby, 2008).

Diferentes autores han encontrado que las concentraciones de COD fueron espacialmente bastante variables (Pabich *et al.*, 2001), en concordancia con lo obtenido en la presente tesis. Las perforaciones en las que se detectaron concentraciones de COD superiores a 1 mg/L en ambas estaciones de muestreo se ubican en el ambiente eólico, a excepción de dos perforaciones (M7 y M18b) en la estación seca en que se emplazan en el ambiente fluvial. Este ambiente junto con el eólico con PF se diferenciaron estadísticamente del eólico por las menores concentraciones de COD, vinculado a la dilución que puede sufrir el carbono disuelto en los materiales de granulometrías más gruesas. El ingreso de COD al agua subterránea se relaciona directamente con fuentes puntuales de contaminación orgánica que recargan el acuífero (Goody & Hinsby, 2008). Todos los sitios en los cuales se detectó COD poseen en su entorno alguna fuente de contaminación de materia orgánica (corrales, animales sueltos, sistema de saneamiento *in situ*), a excepción de M7 y M23. Además, en ambas estaciones de muestreo, la perforación M22 poseía agua en el antepozo (aproximadamente 0,60 m y 2,50 m en la estación húmeda y seca respectivamente), lo cual podría estar influenciando el contenido de COD del agua al ponerse en marcha la perforación. El mayor número de perforaciones en la estación seca con valores de COD mayores a 1 mg/L podría deberse, dados los registros freáticos, a un menor ingreso de agua de infiltración por lo que los procesos de dilución se ven disminuidos.

El tiempo de permanencia del agua, las condiciones ambientales y la fuerza de los procesos de atenuación en el suelo y zona no saturada interactúan de manera compleja para controlar la cantidad de COD que llega al acuífero libre (Kalbitz *et al.*, 2000). Varios estudios han encontrado una relación inversa entre la concentración de COD en las aguas subterráneas y el espesor de la ZNS (Pabich *et al.*, 2001; Jardine *et al.*, 2006). Se espera que las concentraciones de COD en el agua subterránea sean mayores en aguas poco profundas debido a que el tiempo de permanencia del agua en la ZNS es insuficiente para permitir la degradación microbiana del COD (Pabich *et al.*, 2001; Hancock & Boulton, 2008). Sin embargo, en discordancia con esos resultados, no se ha encontrado una relación lineal entre las concentraciones de COD y el espesor de la ZNS en la presente tesis. De esta forma, se observa que la variabilidad espacial en la constitución de los materiales del acuífero influye sobre la mineralización de la materia orgánica más que el espesor de la ZNS en sí mismo. A su vez, en esta relación lineal debería ser constante la distribución espacial de materia orgánica disponible, sin embargo es claro que en este caso se superpone la influencia

de un uso del territorio variado, donde la cantidad de materia orgánica que llega al agua subterránea depende de la producción de COD en el ambiente superficial, tasa de infiltración del agua y de la importancia de adsorción y biodegradación en la ZNS (Datry *et al.*, 2005).

En cuanto a la DQO, considerada como medida indirecta de la presencia de materia orgánica en el agua subterránea (Goody & Hinsby, 2008), todos los sitios donde su concentración fue elevada se caracterizan por entornos con alguna fuente contaminante puntual (corrales o sistema de saneamiento *in situ*), lo que generarían lixiviados orgánicos que llegarían al acuífero (Blarasin *et al.*, 2008), a excepción de M13 y M23.

En base a antecedentes se sabe que generalmente existe una correlación entre COD y DQO (Goody & Hinsby, 2008), si bien los resultados de ambos muestreos no demostraron dicha relación. Sin embargo, el COD se correlacionó de modo positivo con las concentraciones de CE y con ciertos iones en ambas estaciones de muestreo, al igual que la DQO en la estación húmeda. Las correlaciones con los iones se vinculan a que la materia orgánica contiene diversos iones que se liberan al agua cuando ésta se degrada, así en escenarios de contaminación orgánica puede ocurrir un incremento en la CE y los niveles iónicos (Särkkä *et al.*, 1998). Además, tanto la contaminación de origen urbano como agrícola puede ser reconocida por un incremento en Cl^- , HCO_3^- y COD de fermentación de la materia orgánica (Edmunds, 1996). La correlación lineal positiva del pH con el COD y la DQO responde, a que si bien es de esperar una disminución en los valores de pH consecuencia de la descomposición de la materia orgánica, los resultados de la presente tesis se corresponden con la disponibilidad de carbonatos para su disolución y aumento en el pH. La correlación negativa entre la DQO y el espesor de la ZNS acontecida en la estación seca se vincula a que en ZNS con mayores espesores el tiempo de contacto entre la matriz y el agua infiltrada es mayor (Datry, 2003); esto favorece la degradación de la materia orgánica, y por ende una menor DQO. Además, la correlación positiva entre las concentraciones de HCO_3^- y espesor de la ZNS en ambas estaciones de muestreo se relaciona a que a un mayor tiempo de contacto entre el agua y el sedimento conlleva a aumentos de este ion por disolución.

Por otro lado, la falta de correlación entre las concentraciones de NO_3^- y alguna variable físico-química en particular coincide con Stein *et al.* (2010), quienes sugirieron que la falta de correlación entre NO_3^- y CE, así como con cada uno de los iones mayoritarios, subraya que elevadas concentraciones de este ión no son un

componente natural en el sistema. Estos resultados coinciden con lo observado por Di Lorenzo *et al.* (2012), donde las concentraciones de nitrato mostraron una correlación muy pobre con Cl^- y SO_4^{2-} , lo que sugiere un origen diferente, que no puede reconducir a un proceso de lixiviación simple de los sedimentos del acuífero.

Como fue observado en el análisis de correlación lineal y de conglomerados, la relación entre As, F^- , pH y HCO_3^- , se vincula a las características de los acuíferos sedimentarios del sur de Córdoba con bajas velocidades de circulación, pH altos y aguas bicarbonatadas sódicas, y que en general presentan además, altos niveles de correlación con los tenores de F^- (Blarasin, 2003). Como fuente principal de As en la zona se distinguen los componentes de los sedimentos loésicos, tales como vidrio, minerales y fragmentos líticos volcánicos, aunque no se descarta la posible vinculación con los óxidos amorfos de Fe que citan otros autores (Blarasin, 2003). Además, la correlación lineal negativa en F^- y Ca^{+2} se debe a que el Ca^{+2} disuelto presente en el agua establece una verdadera barrera para la movilidad de F^- dada su fuerte afinidad mediante la precipitación de fluoruros de calcio en el propio acuífero (Blarasin, 2003). Sin embargo, es posible esperar en un sistema acuífero una subsaturación o una sobresaturación con respecto a estos iones debido a la existencia de numerosos factores naturales que confluyen y pueden variar el equilibrio en la solución. Por otro lado, los iones Ca^{+2} tienden a quedar retenidos en las arcillas, de esta manera los iones Na^+ entran en solución (Blarasin, 2003; Giuliano Albo, 2013). Además, al ir aumentando la salinización del agua lo hace también el contenido en Na^+ por efectos del intercambio iónico y solubilización de sales (Blarasin, 2003), observado en el análisis de conglomerados en el grupo formado por CE, Na^+ , SO_4^{2-} y Cl^- , representando un factor de mineralización del agua, de aumento en los tenores salinos (Blarasin, 2003).

Por último, las características físico-químicas del agua subterránea, como fue observado en el ACP, diferencian claramente a las perforaciones que se ubican en el ambiente eólico de las de los dos ambientes restantes, entre los cuales no hubo diferencias en cuanto a sus características físico-químicas. Estos resultados son los similares a los hallados por Blarasin (2003).

Capítulo 7

Caracterización Microbiológica del Agua

7.1. Introducción

Durante las últimas décadas, un creciente número de estudios han revelado que los acuíferos están habitados por una gran diversidad de microorganismos (Goldscheider *et al.*, 2006). Éstos constituyen el mayor grupo de organismos en los ecosistemas de las aguas subterráneas, tanto en términos de biomasa como de actividad (Danielopol & Griebler, 2008). Así mismo, en los acuíferos, los microorganismos son responsables del mayor volumen de energía y materia, y almacenan cantidades significativas de carbono, nitrógeno y fósforo en su biomasa. Además, contribuyen al desarrollo en la subsuperficie de microhábitats que son químicamente distinguidos por sus reacciones redox (Gibert *et al.*, 2008). Debido a la ausencia de luz y de plantas verdes, la base de las redes tróficas en el agua subterránea es representada por microorganismos heterotróficos (Brad, 2007), los cuales generan energía a través de reacciones redox y consumo y transformación de compuestos orgánicos (Gibert *et al.*, 1994; Korbel & Hose, 2011).

Los microorganismos están omnipresentes en el agua subterránea (Stein *et al.*, 2010). Las bacterias tienen una alta afinidad por sustratos orgánicos y son capaces de crecer incluso en concentraciones de nutrientes extremadamente bajas (Madsen & Ghiorse, 1993). De esta manera, la distribución de estos organismos parece estar controlada por la disponibilidad de materia orgánica (Goldscheider *et al.*, 2006; Griebler & Lueders, 2009).

Generalmente menos del 1 % de la superficie de los sedimentos disponibles es colonizada por bacterias en acuíferos no perturbados, los cuales tienden a tener muy baja diversidad y actividad microbiana en comparación con las aguas superficiales (Griebler *et al.*, 2002; Griebler & Lueders, 2009; Anneser *et al.*, 2010). Esto es debido principalmente a las concentraciones naturalmente bajas de nutrientes, carbono y oxígeno en el agua subterránea (Gounot, 1994). Además, se cree que la mayoría de los microorganismos que habitan en los acuíferos se adhieren en lugar de vivir de forma libre (Gounot, 1994; Griebler & Lueders, 2009; Anneser *et al.*, 2010). Así, en los ambientes oligotróficos subsuperficiales, la mayoría de las bacterias (90-99 %) se asocian con las superficies de los sedimentos, formando colonias y biofilms, mientras que sólo una pequeña fracción se encuentran en suspensión en el agua intersticial (Brad, 2007). Los biofilms, que se componen de agregados de células embebidas en una matriz de sustancias poliméricas extracelulares (Griebler *et al.*, 2002), son importantes mediadores de flujo de energía y transformación de nutrientes (Cooney &

Simon, 2009) (Figura 7.1). Otros compuestos orgánicos adicionales, incluyendo proteínas, ácidos nucleicos y compuestos húmicos también se producen en la matriz (Sinsabaugh & Foreman, 2003). El carbono orgánico disuelto (COD) es adsorbido por dicha matriz y luego se difunde en el biofilm, que puede ser utilizado por los microorganismos (Allan & Castillo, 2007). Este modo de vivir en colonia es ventajoso en entornos pobres en carbono y nutrientes, y las superficies de los sedimentos son geoquímicamente más diversas y ofrecen más nichos ecológicos que la propia agua subterránea (Bouwer & McCarty, 1984). La relación de microorganismos suspendidos y adheridos en los acuíferos depende en gran medida de la disponibilidad de COD y nutrientes, distribución de tamaño de grano y mineralogía de los sedimentos (Griebler & Lueders, 2009).

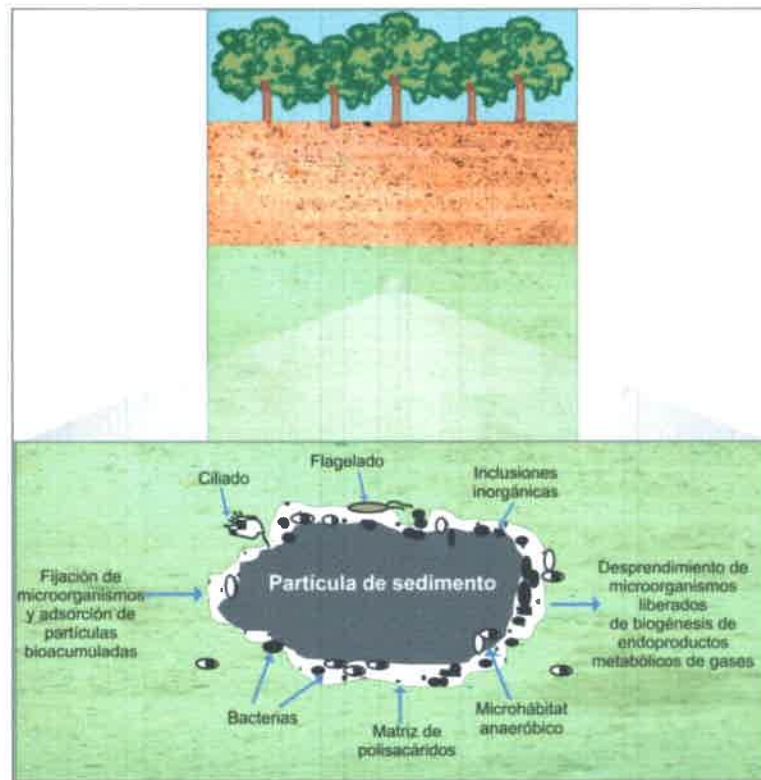


Figura 7.1. Biofilm microbiano sobre un grano de arena. Modificado de Danielopol *et al.* (2008).

Investigaciones sobre las comunidades de bacterias en sedimentos han demostrado correlaciones positivas de los números de bacterias con el contenido de materia orgánica y valores de oxígeno (Mauclaire & Gibert, 1998). Por lo tanto, la disponibilidad de carbono orgánico se asume generalmente por restringir la biomasa, actividad, estado fisiológico y composición de las comunidades microbianas del

subsuelo (Bengtsson, 1989; Kazumi & Capone, 1994). Además, como consecuencia de la heterogeneidad de los acuíferos, la distribución de las comunidades microbianas también resulta ser heterogénea (Goldscheider *et al.*, 2006).

Si bien las bacterias que habitan en la superficie son permanentemente transportadas a las aguas subterráneas, su densidad disminuye rápidamente con la distancia bajo la superficie (Holben & Ostrom, 2000). Entre los factores que influyen en la supervivencia y transporte de los microorganismos hacia y dentro del agua subterránea, se encuentran la humedad del suelo, temperatura, pH, materia orgánica del suelo y del agua subterránea, porosidad, adsorción, entre otros (Powelson *et al.*, 1990; Fenwick *et al.*, 2004). Otros factores hidrológicos también son importantes, tales como velocidad de flujo y heterogeneidad del sustrato del acuífero (Harvey, 1997). La percolación a través de la zona no saturada ha demostrado ser un factor significativo en la eliminación de posibles contaminantes antes de que el agua alcance la zona saturada (Gerba & Bitton, 1984).

Por otro lado, los microorganismos se caracterizan por tiempos de generación cortos y tasas metabólicas comparativamente elevadas, lo que proporciona una rápida reacción a cambios en las condiciones ambientales (Danielopol *et al.*, 2008). A su vez, están involucrados en la mayoría de los procesos geoquímicos que ocurren en la subsuperficie y por lo tanto están directamente relacionados a las condiciones abióticas que prevalecen (Steube *et al.*, 2009). De este modo, cambios en las condiciones abióticas son factores importantes que contribuyen a la dinámica espacio-temporal de las comunidades microbianas en el ambiente (Brad, 2007). Las fuentes más probables de contaminación bacteriana son las heces de ganado y sistemas sépticos; otras posibles fuentes incluyen los animales silvestres, material orgánico que cae en el pozo y las bacterias transmitidas por el suelo (Conboy & Goss, 2001).

Entre los indicadores de calidad de agua, las bacterias coliformes han sido utilizadas históricamente debido a su asociación con el tracto intestinal de animales de sangre caliente y a las bacterias patógenas. El grupo coliformes total pertenece a la familia Enterobacteriaceae y comprende las bacterias aeróbicas y anaeróbicas facultativas, gram-negativas, no formadoras de esporas, en forma de bastoncitos que fermentan la lactosa con producción de gas dentro de las 48 horas a 35°C (APHA, 1998). Los coliformes son descargados en grandes cantidades en las heces humanas y animales, pero no todos ellos son de origen fecal (Conboy & Goss, 2001). Los coliformes fecales son bacterias termotolerantes que incluyen todos los coliformes que pueden fermentar la lactosa a 44,5°C. Se originan en el tracto digestivo de humanos y

animales de sangre caliente y la presencia de estas bacterias en agua indica que hay una fuente de suministro de materia fecal a la misma (Conboy & Goss, 2001). Dentro del grupo de coliformes se encuentra la bacteria *Escherichia coli* (Bitton, 2005). Algunos investigadores han sugerido el uso exclusivo de *E. coli* como un indicador de contaminación fecal, ya que puede ser fácilmente distinguido de los otros miembros del grupo de coliformes fecales (Bitton, 2005). Además, *Pseudomonas aeruginosa* posee una ubicua presencia en el ambiente y es resistente a una gran variedad de agentes físicos y químicos (Moya *et al.*, 2002).

7.2. Metodología

En cada sitio de muestreo, tanto de agua subterránea como superficial, se recolectaron muestras en frascos esterilizados según Standard Methods (American Public Health Association Standard Methods, 1998) para la realización de los siguientes análisis microbiológicos: recuento de bacterias mesófilas, aerobias y anaerobias facultativas viables; bacterias coliformes totales y fecales; presencia de *E. coli* y *P. aeruginosa* (Figura 7.2). Dichos análisis fueron efectuados por personal del Departamento de Microbiología e Inmunología de la UNRC.

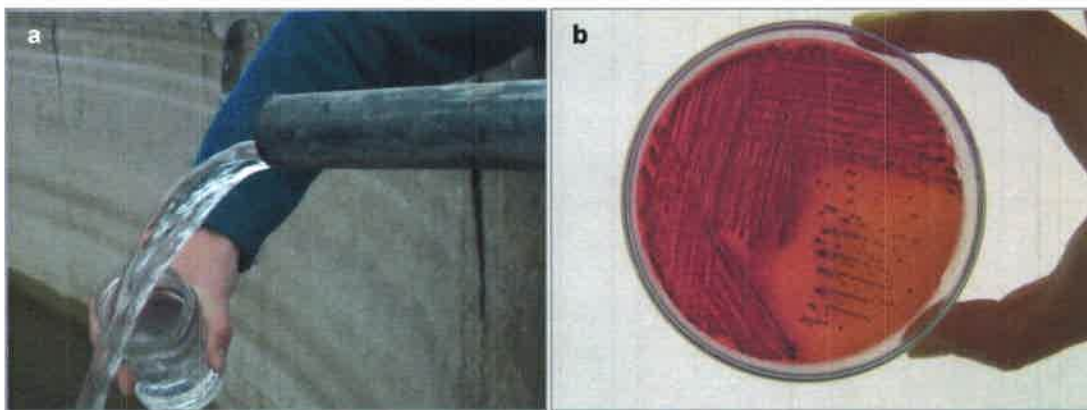


Figura 7.2. a) Recolección de muestra para análisis bacteriológico. b) Determinación en laboratorio.

La metodología llevada a cabo para la determinación de las variables bacteriológicas se expone a continuación.

- *Recuento de bacterias aerobias mesófilas viables totales (RT)*: se sembró la muestra directamente o diluida (por duplicado) 1:10; 1:100; 1:1000; etc. colocando en una caja de Petri estéril 1 ml de la muestra o de las diluciones correspondientes, previamente agitadas. Se agregó 15 ml del medio de cultivo (agar para recuento), fundido a 45°C. Una vez agregado el agar se efectuaron movimientos rotatorios y rectilíneos para lograr una distribución uniforme de la muestra y de las bacterias que pudiera contener. Se dejó solidificar el agar recuento sobre una superficie plana. Una vez sólido, se incubaron las placas en estufa a 30°C durante 24 hs. Para el recuento se seleccionaron aquellas cajas que tuvieron un número de colonias comprendido entre 30 y 300. Se informó el resultado en Unidades Formadoras de Colonias (UFC) por ml.

- *Recuento de bacterias coliformes totales (CT)*: se determinaron a través de la técnica de fermentación de tubos múltiples. Se utilizó la tabla de probabilidades para

determinar el Número Más Probable (NMP) de organismos coliformes por 100 ml de agua. Se utilizó caldo Mac Conkey (donde la fermentación de la lactosa se observa por viraje del indicador de pH púrpura de bromocresol, de violeta a amarillo) con una campana de Durham donde queda atrapado el gas. Se incubaron los tubos a 35°C durante 24-48 hs. Prueba positiva: formación de gas a las 24 hs, viraje del indicador de pH. Prueba negativa: sin formación de gas, viraje o no del indicador de pH. Prueba dudosa: formación de gas a las 48 hs.

- *Recuento de bacterias coliformes fecales (CF)*: se sembró una alícuota de cada tubo que resultó positivo para coliformes totales en un tubo conteniendo 10 ml de caldo lactosa bilis verde brillante con una campana de Durham y un tubo conteniendo caldo triptofano para la detección de Indol. Se incubaron los tubos a $44,5 \pm 0,5^{\circ}\text{C}$ durante 24 hs. Prueba positiva: desarrollo microbiano, formación de gas y producción de Indol. Prueba negativa: desarrollo o no microbiano, sin formación de gas y sin producción de Indol.

- *Determinación de la presencia de E. coli*: se efectuó utilizando 100 ml de caldo Mac Conkey doble concentración, al que se le agregó igual volumen de la muestra de agua. Se incubó a 35°C durante 24-48 hs. El desarrollo microbiano se evidenció por el viraje del indicador de pH y turbidez en el medio de cultivo. En el caso que se observó viraje del indicador de pH se procedió a efectuar el aislamiento en Agar Levine. Las colonias sospechosas de *E. coli* fueron confirmadas en primera instancia a través de las pruebas de I.M.Vi.C (producción de Indol, Rojo de Metilo, Voges Proskauer, utilización de Citrato). Posteriormente, cepas representativas se confirmaron mediante el sistema de galerías de identificación de lectura automatizada API 20 E de identificación rápida.

- *Determinación de la presencia de P. aeruginosa*: se colocaron 100 ml de muestra en caldo de enriquecimiento en doble concentración (caldo Cristal Violeta), se incubaron a 35°C durante 24-48 hs. Si hubo desarrollo, se tomó una alícuota y sembró en estrías por agotamiento en placas con Agar Cetrímide. A las colonias sospechosas de *Pseudomonas sp* se les efectuó la identificación. Tinción de Gram: confirma la presencia de bastones Gram negativos no esporulados, prueba de la Oxidasa, crecimiento a 42°C, siembra en medios de King A y King B y la extracción del pigmento por medio de cloroformo.

Los resultados microbiológicos fueron representados gráficamente mediante un mapa con la distribución espacial de las variables consideradas, para cada una de las estaciones de muestreo.

Análisis estadístico

Para la evaluación de las diferencias en las propiedades bacteriológicas del agua (RT y CT) entre los diferentes ambientes hidrogeológicos (Fluvial, Eólico con PF, Eólico) y estación de muestreo (estación húmeda y seca) se realizó un Análisis de la Varianza (ANOVA), considerando a los mismos como factores de clasificación y determinándose la interacción entre ellos. Se aplicó la prueba *a posteriori* LSD de Fisher (Sokal & Rohlf, 1995). Previo al análisis se comprobaron los supuestos de normalidad, a través de la prueba de Shapiro-Wilks modificada (Mahibbur & Govindarajulu, 1997), y homogeneidad de varianza, por medio del test de Levene (Di Rienzo *et al.*, 2012). Debido a que las dos variables analizadas no cumplieron con dichos supuestos se procedió a la transformación de los datos a través de logaritmo en base 10. Los análisis fueron efectuados mediante el programa InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2012).

Se realizó un análisis de correspondencia detendenciado (ACd) (Hill, 1979; Hill & Gauch, 1980) entre las perforaciones muestreadas en base a las variables RT, CT, CF, presencia o ausencia de *E.coli* y *P. aeuruginosa*. Estas dos últimas se las consideró variables suplementarias. El ACd maximiza la separación entre sitios a lo largo de los ejes en base a las variables bacteriológicas (Hill & Gauch, 1980). El análisis se efectuó para el ambiente eólico y para el fluvial junto con el eólico con PF (debido a sus semejanzas hidrogeológicas), y por estación de muestreo. Este análisis fue efectuado mediante el programa CANOCO (ter Braak & Smilauer, 2004).

Se aplicó el índice de correlación de Pearson para analizar las relaciones entre las variables microbiológicas e hidrogeoquímicas, considerándose un nivel de significancia de 0,05. Para ello se utilizó el programa InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2012).

7.3. Resultados

En las Figuras 7.3 y 7.4 se muestra la distribución espacial de los valores obtenidos para las variables microbiológicas: RT, CT y CF, y presencia o ausencia de *E. coli* y *P. aeruginosa*. En la Figura 7.5 se representan los valores obtenidos para las tres primeras variables en cada estación de muestreo con el fin de analizar las variaciones estacionales en las mismas y en la Tabla 7.1 se muestran los resultados del test de ANOVA para las variables RT y CT.

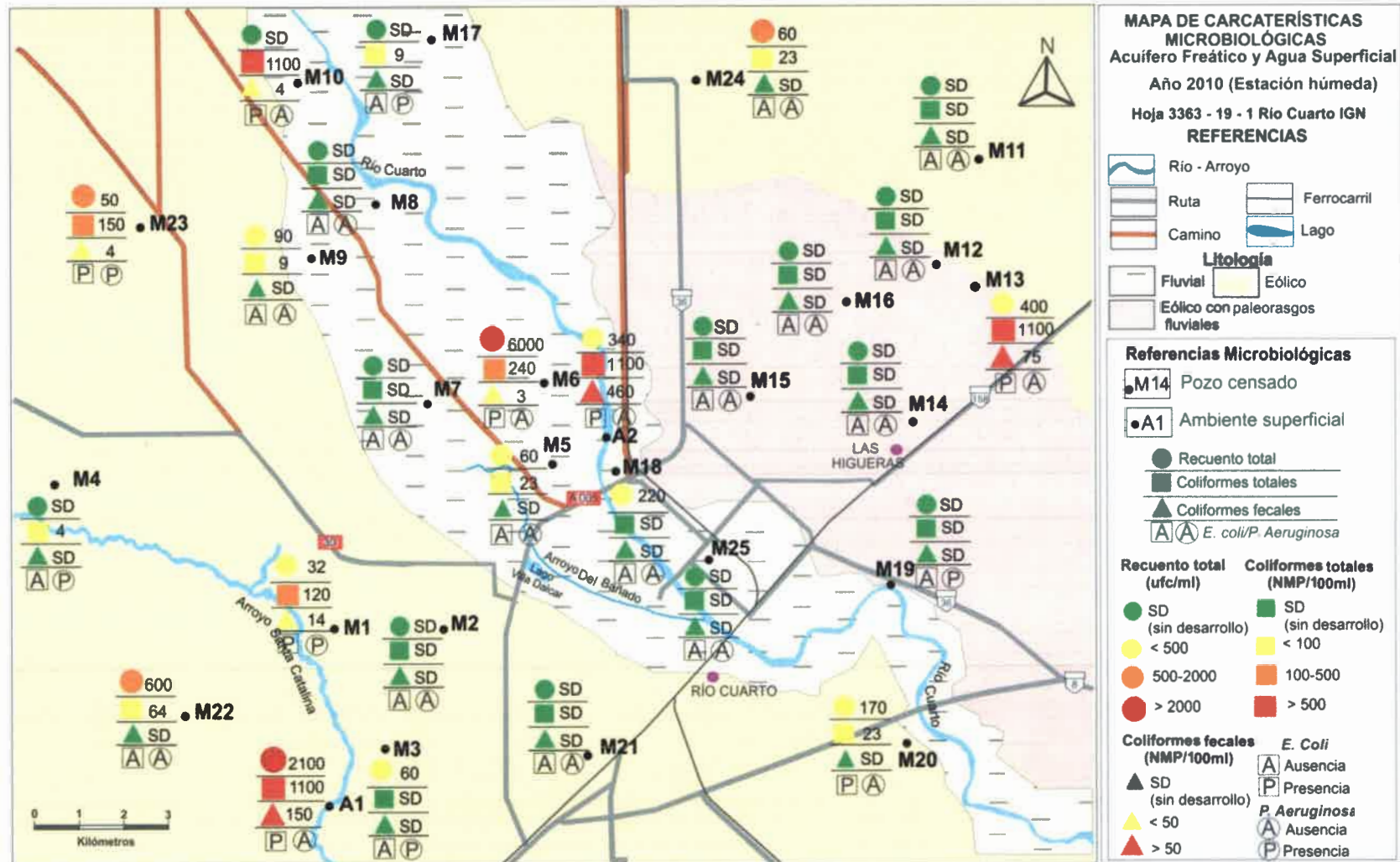


Figura 7.3. Mapa de características microbiológicas del agua en el área de estudio. Año 2010. Estación húmeda

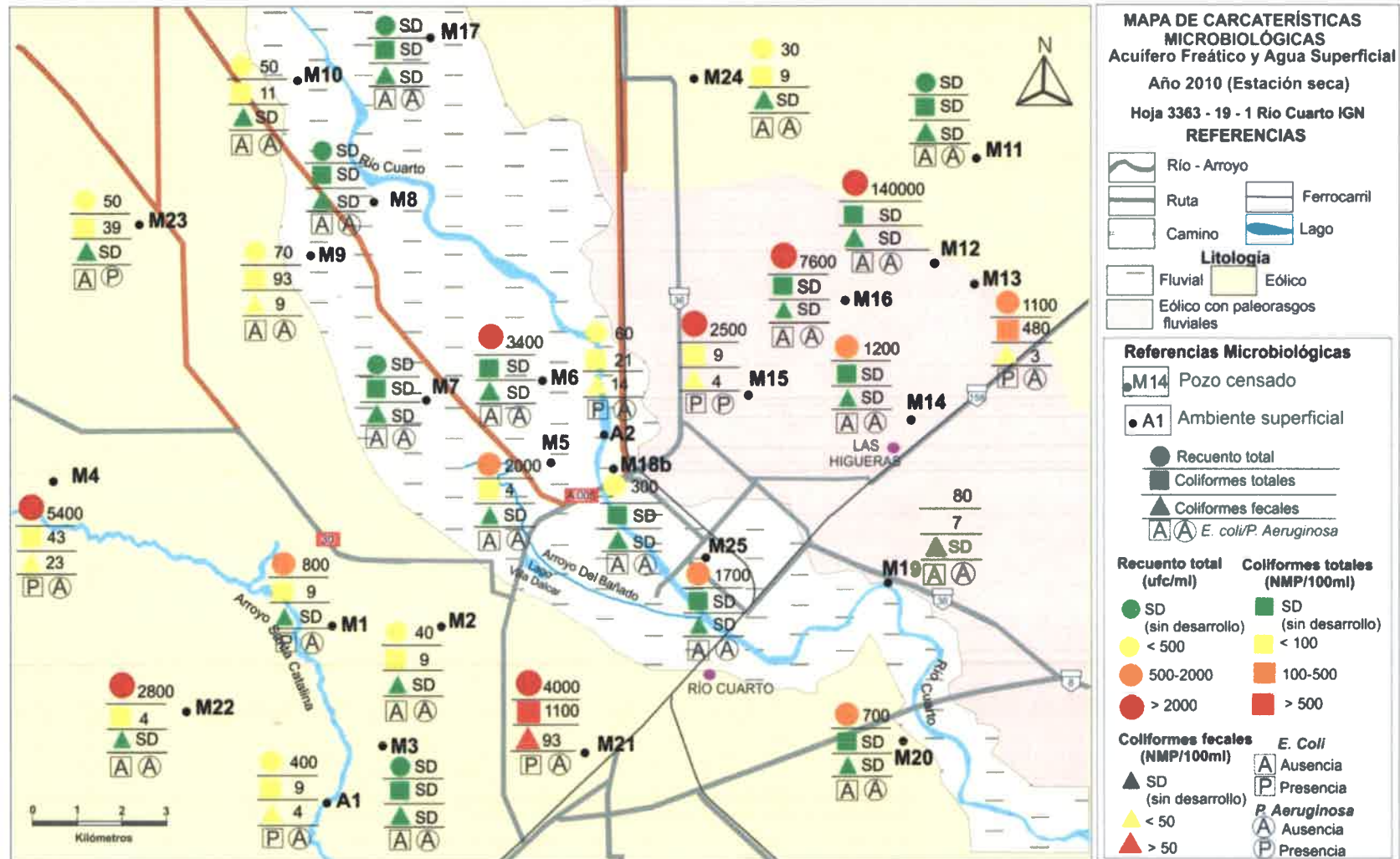


Figura 7.4. Mapa de características microbiológicas del agua en el área de estudio. Año 2010. Estación seca.

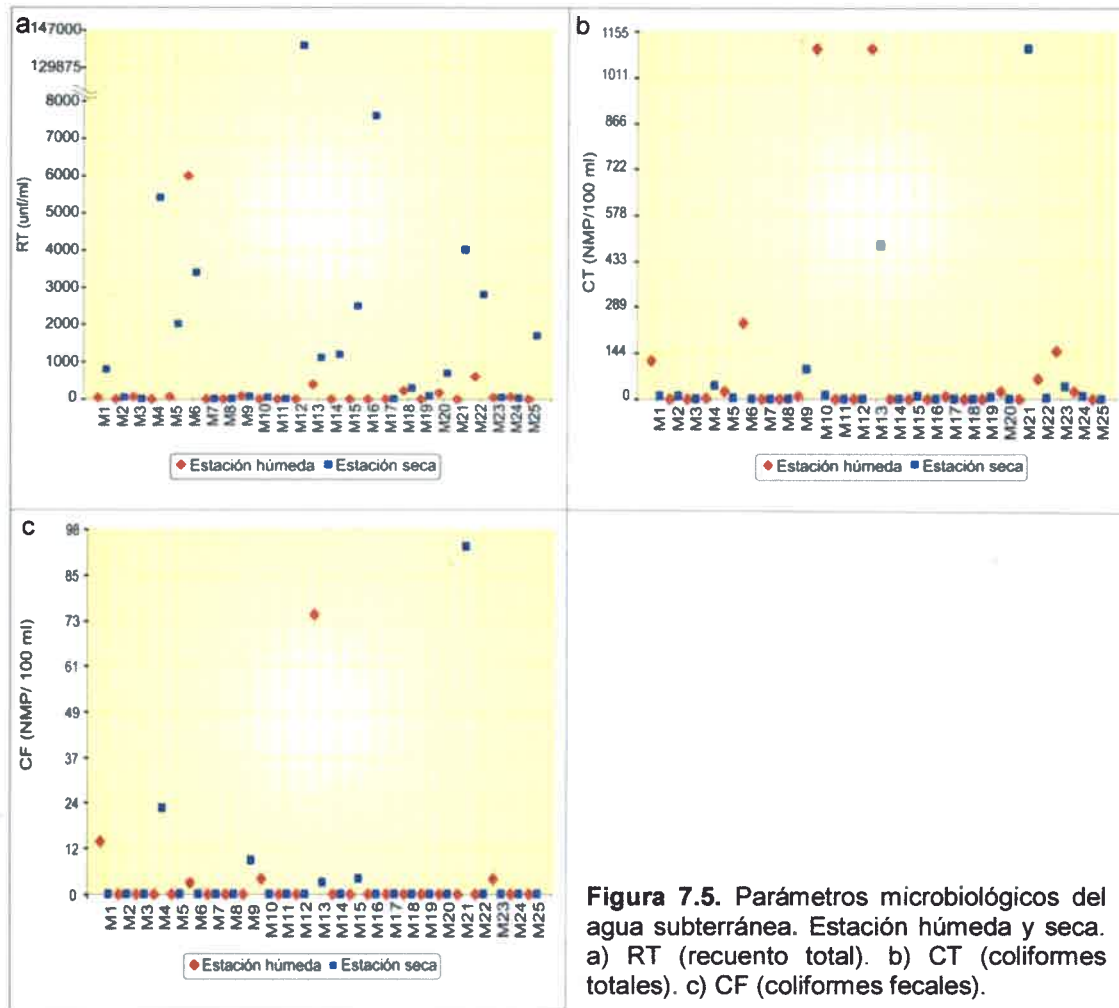


Figura 7.5. Parámetros microbiológicos del agua subterránea. Estación húmeda y seca. a) RT (recuento total). b) CT (coliformes totales). c) CF (coliformes fecales).

Tabla 7.1. Test de ANOVA para recuento total de bacterias (RT) y coliformes totales (CT) en los tres ambientes estudiados (F. fluvial; EF: eólico con paleorasgos fluviales; E: eólico) y en las dos estaciones de muestreo (Húmeda y Seca).

Variable	Valor p N	Valor p Est. Amb.	Valor p Estación	Estación	N	Media	EE	Test a posteriori	Valor p Ambiente	Ambiente	N	Media	EE
										F			
RT (UFC/ml)	50	0,5376	0,097 (a)	Húmeda	25	309,68	238,82	B	0,252	F	20	698,50	343,57
				Seca	25	6952,80	5557,40	A		EF	10	15280	13877,25
										E	20	739,60	338,71
CT (NMP /100 ml)	50	0,5724	0,188	Húmeda	25	114,60	40,44		0,188	F	20	74,80	54,49
				Seca	25	72,88	46,92			EF	10	158,90	114,89
										E	20	79,85	54,49

Letras distintas indican diferencias significativas entre ambientes ($p < 0,05$). EE: Error estándar.
(a) $p < 0,10$

Se observa que en las únicas perforaciones en las cuales no existió desarrollo bacteriano en ninguna de las dos estaciones de muestreo fueron M7, M8 y M11 (Figuras 7.3 y 7.4). En la estación húmeda (Figura 7.3), M2, M12, M14, M15, M16, M19, M21 y M25 se caracterizaron por ausencia de bacterias, mientras que en la estación seca M3 y M17 (Figura 7.4). Contrariamente, entre las perforaciones con los registros más altos de las variables analizadas se encuentran, para ambas estaciones de muestreo, M1, M6, M13, M20 y M22. Además, en la estación húmeda M10 y M23, mientras que en la estación seca M4, M5, M12, M14, M15, M16, M21 y M25. De esta manera, se observa que la estación seca se caracterizó, en términos generales, por mayores abundancias bacteriológicas (Figura 7.5). Este resultado fue corroborado con valores superiores estadísticamente significativos de RT en la estación seca respecto de la húmeda (Tabla 7.1), aunque no lo fue para los CT.

Si bien no hubo diferencias significativas ($p > 0,05$) entre los ambientes hidrogeológicos del acuífero en cuanto a RT o CT para ambas estaciones de muestreo (Tabla 7.1), un mayor número de perforaciones emplazadas en el ambiente fluvial y en el eólico con PF se caracterizaron por menores registros de las variables analizadas que aquellas del ambiente eólico (Figuras 7.3 y 7.4). Se destaca que en los primeros dos ambientes, algunas perforaciones puntuales tuvieron altos registros bacteriológicos influyendo en la falta de diferencias estadísticas entre ambientes hidrogeológicos.

A continuación se presentan las salidas gráficas de los ACd para los ambientes fluvial y eólico con PF, y para el ambiente eólico, correspondientes a cada estación de muestreo.

En los ambientes fluvial y eólico con PF para la estación húmeda (Figura 7.6) se observa una clara separación entre las perforaciones caracterizadas por registros bacteriológicos, presentando diferentes usos del territorio en su entorno. Así, M5, se caracterizó por valores relativamente bajos de RT, con un uso del territorio próximo a la perforación de actividad hortícola con aplicación de abonos orgánicos y sistema de saneamiento *in situ*. M17 se asoció a la presencia de *P. aeruginosa* y se caracteriza por un uso del territorio con corrales con ganado porcino; M9, con ganado vacuno en su entorno, se asoció a valores intermedios de RT y CT, mientras que M10 con corrales con ganado caprino, se caracterizó por altos valores de CT y presencia de *E. coli*. En M6, con un uso del territorio destinado a la producción ladrillera y mayor actividad humana en el entorno, se observó una alta asociación a valores elevados de

RT, mientras que M13 a CF y presencia de *E. coli*, con actividad avícola en sus inmediaciones. Por último, M18, una perforación ubicada en un sector periurbano y con sistema de saneamiento *in situ*, presentó valores de RT moderados.

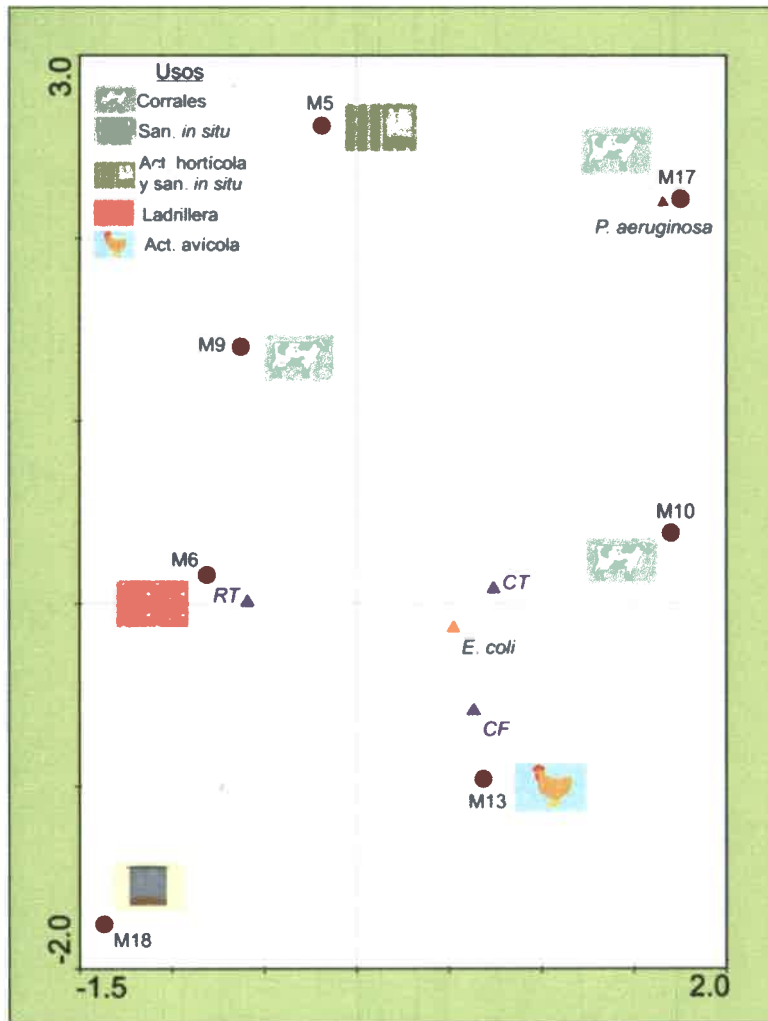


Figura 7.6. ACd. Ambiente fluvial y eólico con PF. Estación húmeda. Las variables bacteriológicas están representadas por triángulos y las perforaciones por círculos.

En el ambiente eólico en la estación húmeda (Figura 7.7), se observa que M4 se separa del resto de las perforaciones, caracterizada por la presencia de *P. aeruginosa*; en su entorno posee sistema de saneamiento *in situ*. Las perforaciones M20, M22, M24, con altos registros de RT y CT, conforman un grupo que se diferenció de M1 y M23, las cuales se encuentran mayormente vinculadas a CT, CF y presencia de *E. coli*; y de M3, con valores más bajos de RT. En cuanto a los usos del territorio, presentan en sus entornos corrales con ganado (M1, M20, M24 y M3), actividad avícola (M22), sistema de saneamiento *in situ* (M1, M22, M24) o parque (M23). Todas

estas actividades son fuentes puntuales de contaminación de materia orgánica, excepto en M23. Además, la perforación M22 presenta antepozo, fuente también de entrada de materia orgánica al agua subterránea. Las perforaciones M2, M11 y M21 no presentaron registros bacteriológicos, por lo cual no fueron incluidas en la salida gráfica.

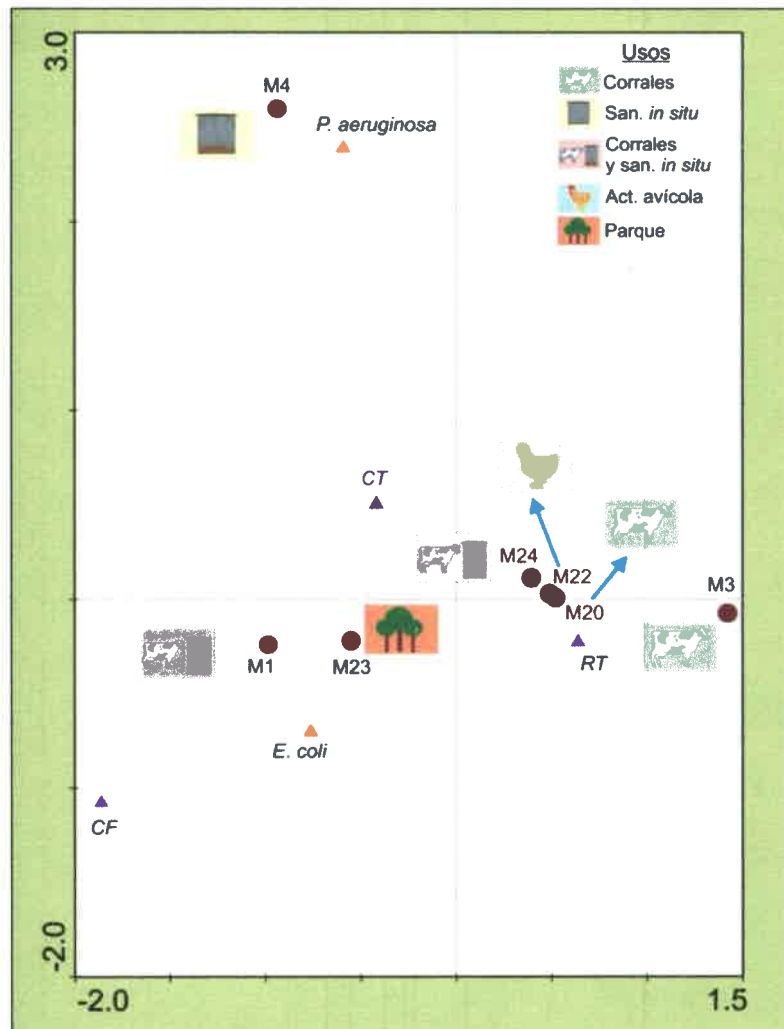


Figura 7.7. ACd. Ambiente eólico. Estación húmeda. Las variables bacteriológicas están representadas por triángulos y las perforaciones por círculos.

En los ambientes fluvial y eólico con PF en la estación seca (Figura 7.8), a diferencia de lo observado para la estación húmeda, existió una menor diferenciación entre las perforaciones con registros bacteriológicos. Así, M5, M6, M12, M14, M16, M18 y M25 se diferenciaron del resto asociadas a altos registros de RT. En cuanto al uso del territorio en las inmediaciones de las perforaciones, el mismo fue diverso: feed-

Por último, el ambiente eólico en la estación seca (Figura 7.9) se caracterizó por una mayor diferenciación entre las perforaciones con desarrollo bacteriano que en la estación húmeda, excepto M2 y M24 que conforman un grupo. Estas perforaciones presentaron valores relativamente bajos de RT y CT; en sus entornos existen corrales con ganado vacuno y porcino, respectivamente y sistema de saneamiento *in situ* en M24. La perforación M23, también con valores relativamente bajos de RT pero con intermedios de CT, se asoció fuertemente a la presencia de *P. aeruginosa*. M1 se diferenció por mayores valores de RT y CT que las perforaciones antes citadas y por la presencia de *E. coli*; en su entorno existen corrales con ganado bovino y sistema de saneamiento *in situ*. M22 se asoció con altos registros de RT, al igual que M4, pero ésta se diferenció por valores más altos de CF. En cuanto al uso del territorio, en los entornos de ambas perforaciones se encuentran sistemas de saneamiento *in situ* y actividad avícola en M22. En cuanto a M20, con corrales con ganado vacuno en su entorno, se diferenció por valores intermedios de RT. La perforación diferenciada por la mayor degradación fue M21, con altos valores de RT, CT y CF y presencia de *E.coli*; este sitio de muestreo presenta en su entorno corrales con ganado vacuno y porcino.

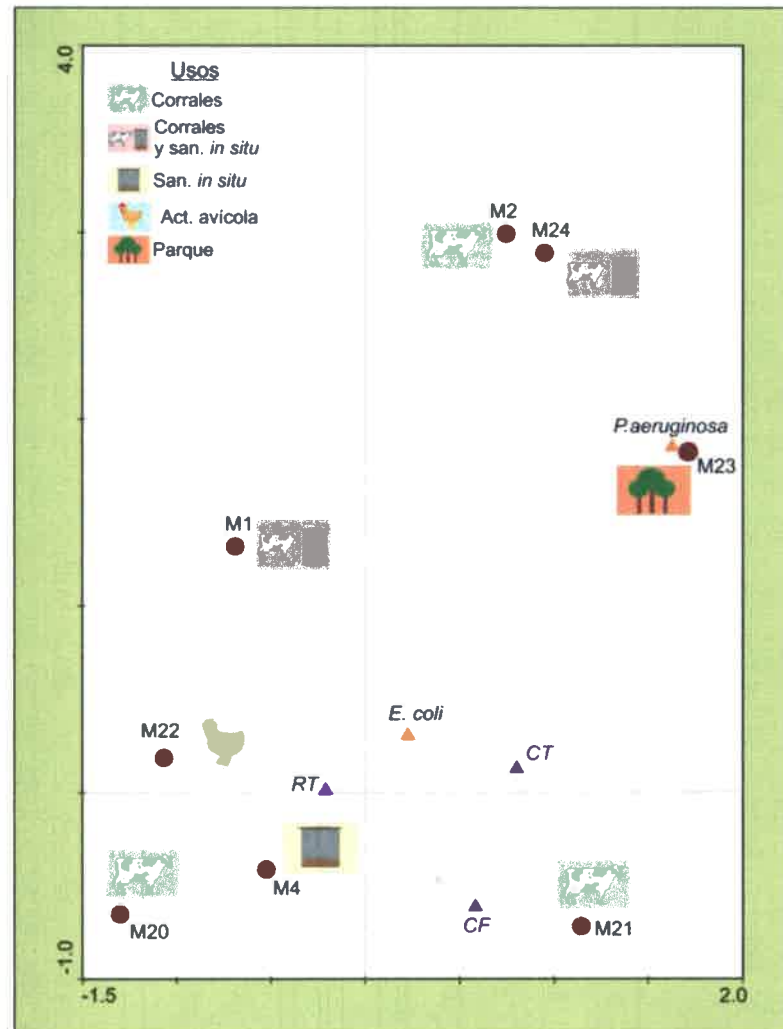


Figura 7.9. ACd. Ambiente eólico. Estación seca. Las variables bacteriológicas están representadas por triángulos y las perforaciones por círculos.

De este modo, en términos generales, se observa una clara separación de las perforaciones en cuanto a las variables bacteriológicas, las cuales estuvieron influenciadas por el uso del territorio en el entorno de las mismas. En general, dicho uso se vinculó a la presencia de fuente de contaminación puntual de materia orgánica.

A modo de resumen, los valores más altos de RT en ambas estaciones de muestreo acontecieron en M6, M13, M18, M20 y M22. Se resalta en la estación seca el aumento de esta variable en las perforaciones M1, M4, M5, M12, M14, M15, M16, M21 y M25. Los registros de CT fueron superiores en M13 que en el resto de las perforaciones en ambas estaciones de muestreo, mientras que en la estación húmeda

también fueron observados altos registros en M1, M6, M10 y M23 y en la estación seca en M9 y M21. La variable CF tuvo valores mayores a cero en M13 para ambas estaciones; en M1, M6, M10 y M23 para la estación húmeda y en M4, M9, M15 y M21 para la estación seca. Es de destacar que si bien en M10 en los RT el valor fue cero, el registro de coliformes se debe a que la técnica de detección de estos últimos es más sensible que la utilizada para RT. Además, la presencia de *E. coli* fue detectada en M1 y M13 en las dos estaciones de muestreo; en M6, M10, M20 y M23 en la estación húmeda y en M4, M15 y M21 en la estación seca. Por otro lado, *P. aeruginosa* fue observada en M3 y M23 en ambas estaciones; en M1, M4, M17 y M19 en la estación húmeda y en M15 en la estación seca.

En la Figura 7.10 se presentan los resultados de las correlaciones lineales significativas de interés para la presente tesis entre las variables microbiológicas y físico-químicas. Dichos resultados pertenecen a la estación seca, debido a que en la estación húmeda los coeficientes de correlación fueron relativamente bajos y no significativos. De esta manera, la única variable bacteriológica que se correlacionó de forma lineal y positiva con las variables físico-químicas fue CT. Esta variable se correlacionó con pH, CE, $\text{SO}_4^{=}$, Cl^- , Na^+ y COD. En relación a las concentraciones de COD, en aquellos sitios en los cuales fueron superiores a 1 mg/L, se registraron bacterias, excepto en M11 en ambas estaciones de muestreo; en M2 y M21 en la estación húmeda; y en M7 en la estación seca.

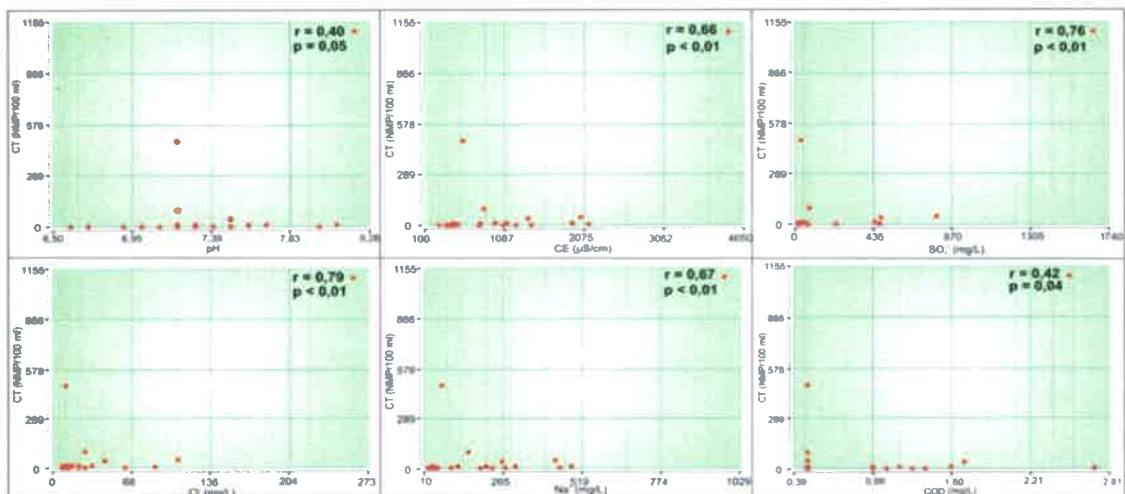


Figura 7.10. Correlaciones entre CT y variables físico-químicas. Estación seca.

Si bien no se observó una correlación lineal entre el espesor de la ZNS y las variables bacteriológicas, hubo recuento de bacterias y coliformes totales incluso en la

perforación con mayor espesor de ZNS (M24, con 28 m) en ambas estaciones de muestreo. Los coliformes fecales fueron detectados hasta espesores de ZNS de hasta 9 m (M13) y 12 m (M4) en la estación húmeda y seca respectivamente. Así mismo, *E. coli* fue observada hasta ZNS menores de 18 m (M20) en la estación húmeda y de 12 m (M4) en la estación seca. Por último, *P. aeruginosa* fue detectada hasta los 14 m de ZNS (M19) en la estación húmeda, mientras que en la estación seca hasta los 12,60 m (M3).

En cuanto a la perforación más profunda (M12, con 50 m), se observó desarrollo bacteriano sólo en la estación seca pero con registros ampliamente superiores a los del resto de las perforaciones, mientras que en ninguno de los dos muestreos se registraron coliformes totales o fecales, *E.coli* o *P. aeruginosa*.

En relación a los ambientes superficiales (Figuras 7.3 y 7.4), los valores de las variables bacteriológicas, tanto para el arroyo Santa Catalina (A1) como para el río Cuarto (A2), fueron superiores en la estación húmeda que en la seca. En la primera, fueron mayores a los obtenidos de las muestras provenientes del acuífero, mientras que en la estación seca dichos valores fueron incluso similares a los registrados en algunas perforaciones.

7.4. Discusión

Dependiendo de la influencia hidrogeológica y proximidad a una fuente de contaminación, la calidad del agua subterránea puede variar mucho entre perforaciones (Abbaszadegan & Margolin, 2007). En esta tesis, considerando los diferentes ambientes hidrogeológicos del acuífero, las perforaciones que se diferenciaron por sus características bacteriológicas se distinguen por presentar en su entorno alguna fuente puntual de contaminación bacteriológica (excepto M23). Dichas fuentes son corrales con ganado (M1, M9, M10, M20, y M21), feed-lot (M12), animales domésticos y animales para uso en la producción ladrillera o personas involucradas en la actividad (M6), actividad avícola (M13, M15 y M22), sistema de saneamiento *in situ* (M1, M4, M5, M22), actividad hortícola con aplicación de abonos orgánicos (M5 y M16) y emplazamiento en pleno ámbito urbano (M25). Estas fuentes de contaminación generan mayor carga contaminante de materia orgánica, que junto con las bacterias, recargan el agua subterránea (Figura 7.11).

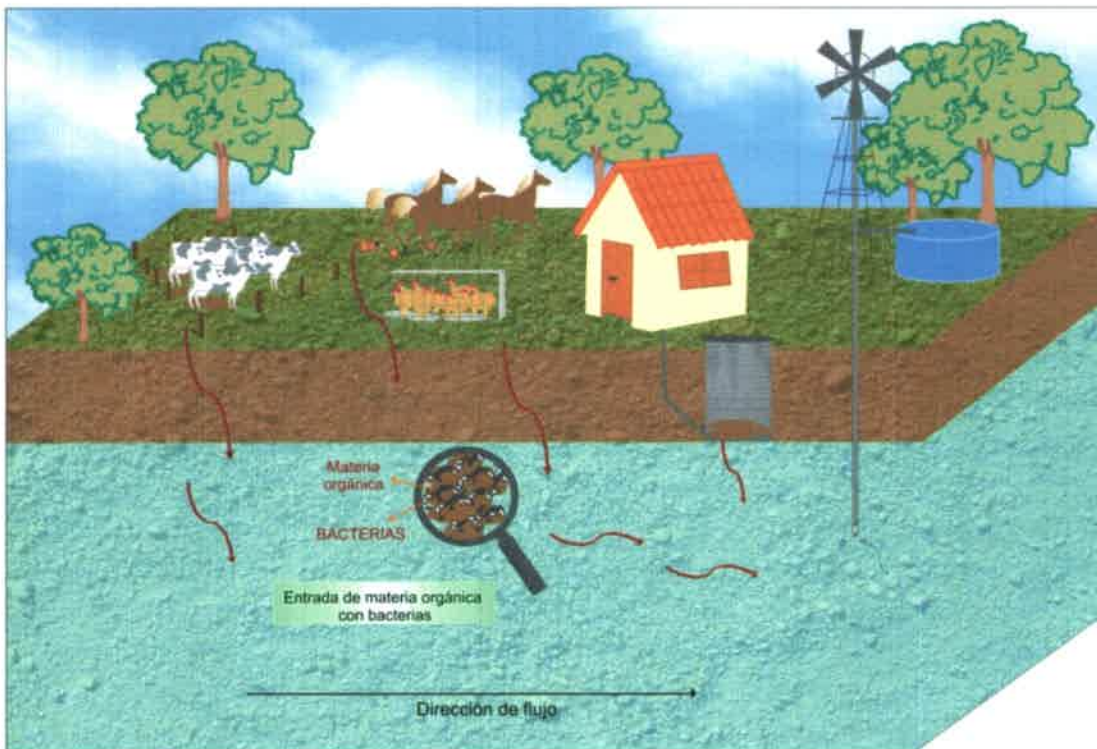


Figura 7.11. Ingreso de bacterias desde fuentes contaminantes puntuales al agua subterránea.

La materia orgánica en un ecosistema suele ser el factor limitante para el crecimiento de los microorganismos heterotróficos (Atlas & Bartha, 1998) y debido a

que las bacterias poseen un ciclo de vida muy corto, cuando se encuentran fuera de sus condiciones ambientales ideales, las tensiones son demasiado grandes para la reproducción o la supervivencia prolongada. Así, la presencia de materia orgánica proporcionada por el estiércol permite a los organismos vivir en un ambiente relativamente aislado de la superficie (Conboy & Goss, 2001).

Particularmente, en M6, con un uso del territorio distinguido por el desarrollo de producción ladrillera, se observaron altos valores de las variables bacteriológicas en ambas estaciones de muestreo. Dicha actividad podría estar reduciendo la capacidad del suelo de retención de microorganismos por decapitación de sus horizontes superficiales. A su vez, en el entorno de la perforación la presencia de animales domésticos, ganado equino utilizado en la actividad ladrillera y las propias personas que trabajan o viven en el establecimiento, constituyen las principales fuentes de aporte de microorganismos al agua subterránea. Por otro lado, en la perforación M22 la presencia de antepozo puede estar favoreciendo la entrada de bacterias al agua subterránea, consecuencia de la caída de materia orgánica en dicho pozo (Conboy & Goss, 2001).

La diferenciación de la estación seca por recuentos de bacterias superiores a los observados en la estación húmeda podría deberse a las menores precipitaciones en la estación seca. Esto conlleva a una disminución en la dispersión de las bacterias, posibilitando la formación de colonias bacteriológicas. Esta diferencia estacional no coincide con los resultados obtenidos por Mokbel & Yamakanamardi (2008) en el agua subterránea del distrito de Mysore (India), con una profundidad entre 32 m y 76 m, donde no se observaron variaciones estacionales en las unidades formadoras de colonias en el agua subterránea en todos los sitios de muestreo.

Se destaca en la estación seca el marcado ascenso en los valores de recuento total de bacterias registrados en M12, que posee la mayor longitud de perforación total (50 m), considerando todas las perforaciones muestreadas. En este sitio existe un establecimiento de feed-lot, cuyo funcionamiento es relativamente reciente, con 6 años al momento del muestreo, por lo que la degradación del agua comienza a ser evidente en la estación seca. Hermann *et al.* (2011) encontraron que las actividades antropogénicas, en particular la acumulación a largo plazo de estiércol ganadero sobre una superficie del suelo, puede tener impacto sobre la comunidad microbiológica del suelo. Estas actividades pueden ser detectadas en el agua subterránea hasta una profundidad de 50 m, como ha sido observado en la presente tesis. Asimismo, bajo condiciones propicias, los microorganismos fecales pueden sobrevivir a condiciones

ambientales por períodos extensos y han sido observadas por viajar más de 100 m a través de la subsuperficie (Keewick *et al.*, 1982).

En ambas estaciones de muestreo, no se observó una correlación lineal entre las concentraciones de COD y las variables bacteriológicas, excepto en la estación seca que se registró una correlación lineal positiva moderada entre el COD y los coliformes totales. No obstante, en concentraciones de COD superiores a 1 mg/L se registró desarrollo bacteriano (excepto mínimas excepciones). La falta de correlación lineal entre COD y la densidad bacteriana coincide con las observaciones de varios autores (Ej. Storey & Williams, 2004; Stein *et al.*, 2010). Además, un paradigma central de la ecología del agua subterránea es que el COD es el principal motor de la actividad microbiana (Mauclaire *et al.*, 2000; Griebler, 2001; Griebler & Lueders, 2009), a excepción de la respiración bacteriana y faunística que genera dióxido de carbono que puede proporcionar energía para las bacterias litotróficas, que requieren carbono inorgánico (Chapelle, 1993). Sin embargo, Korbelt & Hose (2011) no encontraron diferencias en la actividad microbiana entre los eventos de muestreo a pesar de la gran diferencia en las concentraciones de COD, lo cual puede deberse a que una fracción del COD no es fácilmente asimilable por la microbiota.

Por otro lado, diferentes trabajos demuestran una correlación entre el COD y el recuento bacteriano, ya que la distribución de los microorganismos parece estar controlada por la disponibilidad de materia orgánica (Griebler *et al.*, 2010). Bärlocher & Murdoch (1989) determinaron que la densidad bacteriana se correlacionó positivamente con el COD, mientras que Foulquier *et al.* (2010b) encontraron que el incremento en el flujo de COD tuvo un efecto positivo significativo sobre la biomasa y recuento bacteriano en un acuífero glaciofluvial del área metropolitana de Lyon (Francia). En esa misma área de estudio, Mermillod-Blondin *et al.* (2013) observaron que la concentración de COD fue el factor predominante que explicó el crecimiento microbiano en el agua subterránea. En conformidad con la hipótesis del control tipo bottom-up de las comunidades biológicas, Foulquier *et al.* (2010b) demostraron que la biomasa y actividad microbiana en columnas experimentales fueron principalmente impulsadas por los flujos de COD. De modo similar, Cho & Kim (1999) sugirieron que debido a que los acuíferos prístinos se caracterizan por escasez en carbono orgánico, cualquier entrada de compuestos orgánicos biodegradables es probable que estimule la actividad bacteriana.

De esta manera, como se observa en base a la variabilidad de los resultados de diferentes autores, la relación entre las bacterias heterotróficas y los nutrientes

orgánicos es a menudo difícil de comprender porque los nutrientes orgánicos impulsan el crecimiento de biofilms, y a su vez, éstos producen nutrientes durante la mineralización de la materia orgánica (Claret, 1998).

Además, las correlaciones obtenidas en este trabajo entre coliformes totales y CE y varios iones en la estación seca, indican que junto al enriquecimiento de iones en el agua subterránea también ocurre un enriquecimiento bacteriano. Por lo tanto, los números de colonias de bacterias son un reflejo del suministro de alimento (Hahn, 2006). Números elevados de bacterias pueden directamente originarse a partir de la infiltración del agua o son el resultado de incremento en la disponibilidad de carbono orgánico y nutrientes (Stein *et al.*, 2010).

La perforación M21 presentó altos valores de COD en ambas estaciones de muestreo (3,2 mg/L y 2,5 mg/L en la estación húmeda y seca respectivamente). Desde el punto de vista microbiológico no se observó desarrollo bacteriano en la estación húmeda, mientras que en la seca se registró uno de los valores más altos de las variables analizadas. Esto puede deberse a que la respuesta de las bacterias al COD del agua es poco probable que sea instantánea, por lo tanto estará influenciada por la cantidad de COD presente durante un período prolongado de tiempo. Además, no es sólo la cantidad absoluta que influye en el crecimiento de bacterias, sino también su composición (Bärlocher & Murdoch, 1989).

En el presente estudio existió una heterogeneidad espacial en cuanto a las características microbiológicas del agua. Se observó un mayor número de perforaciones con desarrollo bacteriano en el ambiente eólico que en los dos ambientes restantes. De este modo, los menores registros de bacterias se vinculan a materiales más gruesos (ambiente fluvial y eólico con PF), aspecto influenciado por la alta conductividad hidráulica y posibilidad de dispersión hidrodinámica en estos materiales, lo que impide la adhesión y desarrollo bacteriano (Malard & Hervant, 1999). Varios estudios han demostrado que el crecimiento microbiano se relaciona con la hidrodinámica en medios porosos (Molz *et al.*, 1986; Murphy *et al.*, 1997) y predijeron que una reducción de la conductividad hidráulica prolonga el contacto entre el agua que fluye y los biofilms, estimulando la incorporación de los nutrientes transportados por el agua (Mauclaire *et al.*, 2006). Harvey *et al.* (1984) demostraron que las abundancias de bacterias unidas a los sedimentos del acuífero fueron determinadas en gran medida por el porcentaje de partículas finas (limo y arcilla). Así, en el ambiente eólico del acuífero estudiado en la presente tesis, caracterizado por

baja velocidad del agua, puede resultar en mejores condiciones para la vida microbiana (Malard & Hervant, 1999).

El grupo de las bacterias coliformes no está asociado necesariamente con la contaminación fecal (Allen, 1996). De modo contrario, la presencia de coliformes fecales en el agua sugiere que la misma recibió contaminación directa o indirecta de origen fecal (Guinea *et al.*, 1979). Fuera del intestino animal, el ambiente ideal para las bacterias entéricas es un lugar fresco y oscuro con suficiente agua. Una vez que las bacterias lleguen a este tipo de ambiente, siempre que haya nutrientes suficientes, las poblaciones de las mismas seguirán viviendo (Conboy & Goss, 2001). En la presente tesis, las bacterias coliformes fueron registradas en M13 (ambas estaciones de muestreo), M1, M6, M10 y M23 (estación húmeda) y M4, M9, M15 y M21 (estación seca). Estas perforaciones presentan en sus entornos fuentes puntuales de contaminación que podrían estar incorporando bacterias fecales al agua subterránea: corrales, animales sueltos, actividad avícola y sistema de saneamiento *in situ*. Así, se corrobora que el estiércol animal y los sistemas de disposición de desechos humanos, como las unidades sépticas, representan las principales fuentes de contaminación del agua en zonas rurales por bacterias de origen fecal (Conboy & Goss, 2001).

Adicionalmente, la presencia de *E. coli*, integrante de la flora normal del intestino del hombre y de animales de sangre caliente (Mossel *et al.*, 1995), en las perforaciones M1 y M13 (ambas estaciones); M6, M10, M20 y M23 (estación húmeda); y en M4, M15 y M21 (estación seca) es evidencia de contaminación reciente, debido a su poca capacidad de sobrevivir en condiciones extraintestinales (Mossel *et al.*, 1995). Bitton *et al.* (1993) calculó que el T_{90} (tiempo que tarda en desaparecer el 90 % de las bacterias) para *E. coli* fue de 6,2 días. En las perforaciones M1 y M13 la presencia de *E. coli* observada en ambas estaciones de muestreo, demuestra la persistencia de la fuente contaminante.

Por otro lado, si bien diferentes trabajos sugieren que los procesos de autodepuración se producen en los primeros metros de infiltración del agua (Mauclair & Gibert, 2001), no se encontró una disminución de la densidad bacteriana con el aumento del espesor de la ZNS, para ambas estaciones de muestreo. Varios autores han encontrado que la biomasa microbiana en el suelo, zona no saturada y zona hiporreica decreció a lo largo de las trayectorias de flujo bajo la superficie a medida que el COD disminuyó (Marmonier *et al.*, 1995; Holden & Fierer 2005; Rauch-Williams & Drewes, 2006). Sin embargo, en la presente tesis no se detectó una correlación entre el COD y la ZNS (ver Capítulo 6). De este modo, se observa que junto con el

espesor de la ZNS se interponen otros factores que son importantes para la actividad microbiana, como ser el ingreso de nutrientes al agua subterránea (Goldscheider *et al.*, 2006) y las características propias del acuífero e incluso de la perforación.

Finalmente, la abundancia elevada de bacterias en los ambientes superficiales se debe a su contacto directo con fuentes contaminantes, a diferencia de los ambientes subterráneos (Gambero *et al.*, 2009). El mayor desarrollo bacteriano en la estación húmeda que en la seca en los dos ecosistemas superficiales coincide con los resultados de Emiliani *et al.* (1999), quienes indican que las precipitaciones pluviales hacen aumentar entre 6 y 10 veces el promedio geométrico del número de *E. coli*, coliformes termotolerantes y totales, con relación a lo registrado en condiciones estables de un sistema.

Capítulo 8

Comunidades de Invertebrados

8.1. Introducción

El desconocimiento de la diversidad biológica de las aguas subterráneas, en contraste con el entendimiento relativamente detallado de la distribución de taxa en aguas superficiales (Fernández, 2004), se debe a su carácter oculto y a su relativa inaccesibilidad (Castellarini *et al.*, 2007). Es probable que, a una escala global, la biota del agua subterránea sea virtualmente desconocida (Penk & Knight, 2008). Las investigaciones en las últimas décadas han demostrado que lejos de ser "desiertos" biológicos, los acuíferos son sorprendentemente ricos en diversidad, conteniendo la mayoría de los principales grupos taxonómicos encontrados en las aguas superficiales y albergan un impresionante número de animales filogenéticamente aislados. A su vez, se ha dado lugar a un cambio de paradigma en el cual los conceptos de estabilidad, sencillez y previsibilidad de las aguas subterráneas ya no son sostenidos (Galassi, 2001).

En una visión clásica, centrándose en grupos funcionales, pueden ser reconocidos cuatro niveles tróficos fundamentales en hábitats bien iluminados: productores primarios, consumidores primarios (herbívoros), descomponedores y depredadores (Mohr & Poulson, 1966). Sin embargo, la constante y completa ausencia de luz que caracteriza al ambiente subterráneo, tiene implicancias significativas, tanto ecológicas como biológicas en el ecosistema (Fenwick *et al.*, 2004). En consecuencia, el acuífero se encuentra desprovisto de productores fotosintéticos primarios y herbívoros (Humphreys, 2006), por lo cual de los niveles tróficos antes señalados, sólo dos (descomponedores y depredadores o parásitos) están significativamente representados en las cadenas tróficas subterráneas (Mohr & Poulson, 1966; Gibert & Deharveng, 2002). Los invertebrados, por lo general, representan el nivel trófico más alto dentro de los acuíferos (Korbel & Hose, 2011) y existe evidencia de que los depredadores obligados decrecen en importancia y pueden incluso no existir. Como regla general, los vínculos tróficos dentro de las redes alimentarias subterráneas indican extensa omnivoría (Gibert & Deharveng, 2002). De esta manera, la deficiencia funcional en la base de la red trófica tiene un fuerte impacto en la riqueza específica del sistema, a diferencia de la mayoría de los ecosistemas superficiales en los cuales los productores primarios y los herbívoros usualmente contribuyen con la mayoría de las especies (Gibert & Deharveng, 2002). En este sentido, la biodiversidad subterránea puede ser considerada fuertemente truncada basalmente (Gibert & Deharveng, 2002),

siendo un sistema con baja diversidad horizontal (dentro del nivel trófico) y vertical (entre niveles tróficos) (Duffy *et al.*, 2007).

Por otro lado, en contraste con las aguas superficiales, la diversidad en un pozo o sitio en particular se considera baja y muchas especies son extremadamente raras (Fuchs *et al.*, 2006). Esto es resultado de la alta fragmentación y aislamiento de los hábitats de agua subterránea y de la distribución heterogénea de su fauna (Gibert & Deharveng, 2002; Hahn & Fuchs, 2005). Dicha distribución a menudo parece ser más limitada que la de los análogos superficiales y el alto nivel de endemismo es característico de los taxa subterráneos (Armstrong *et al.*, 2003), lo cual puede deberse en parte a la escasa capacidad de dispersión. Dicha dispersión de la fauna que habita en las aguas subterráneas puede ser extremadamente lenta y estar limitada por la formación geológica en la que habitan (Armstrong *et al.*, 2003). Muchos investigadores consideran los ambientes de agua subterránea y la fauna respectiva como heterogéneos y esto conduce a una considerable variabilidad en distancias relativamente cortas y entre tiempos en el mismo sitio (Bright *et al.*, 1998).

Las comunidades de invertebrados de las aguas subterráneas están compuestas principalmente por crustáceos (Humphreys, 2006), así como también por tardígrados, oligoquetos, nemátodos y ácaros (Thulin & Hahn, 2008). Estas comunidades, a su vez, están integradas por especies con diferentes estados de adaptación a los ambientes subterráneos (Gibert & Deharveng, 2002) y varios de los grandes grupos taxonómicos comúnmente encontrados en hábitats de aguas superficiales también tienen una fuerte presencia subterránea (Ej. Marmonier *et al.*, 1993; Sket, 1999a; Arnscheidt *et al.*, 2012). Las especies encontradas en el agua subterránea se clasifican tradicionalmente como estigoxenos (ampliamente confinados a aguas superficiales), estigofilos (capaces de pasar parte de su vida en la zona hiporreica pero sin adaptaciones para la vida subterránea) y estigobiontes (obligados a completar su ciclo de vida, con algunas adaptaciones, en aguas subterráneas) (Claret *et al.*, 1999).

Debido a la falta de luz en el ambiente, los animales de las aguas subterráneas han perdido su pigmentación y la función visual, o incluso a veces el aparato visual en su conjunto. En lugar de ello han adquirido una mayor sensibilidad de los órganos sensoriales ubicados en apéndices más largos en comparación con los de sus relativos superficiales (Danielopol & Rouch, 1991). Otras adaptaciones a la vida hipogea incluye índices metabólicos más bajos y desarrollo de características comportamentales y fisiológicas específicas (Fenwick *et al.*, 2004). El desarrollo es más directo, dilatándose la fase embrionaria en detrimento de la postembrionaria.

Dentro del huevo, que es transportado en estructuras protectoras, se suceden las primeras etapas del desarrollo, teniendo lugar incluso la metamorfosis, de manera que la forma que surge del huevo es similar a un adulto en miniatura más "sencillo" (Camacho & Puch, 2006), siendo estos atributos considerados adaptaciones al ambiente de baja energía que ellos habitan (Coineau, 2000). A su vez, existe también, una clara tendencia a la supresión de fases larvarias (Camacho & Puch, 2006).

Si bien se conoce poco acerca de cómo la diversidad biológica en las aguas subterráneas afecta el funcionamiento del ecosistema (Boulton *et al.*, 2008), se sugiere que la fauna desempeña un rol importante en los acuíferos. Entre algunas de las variadas funciones, se destaca el mantenimiento de vacíos intersticiales, prevención de la obstrucción bacteriana en los poros, modificación de gradientes redox, promoción de la actividad de biofilms e intervención en los flujos de nutrientes (Gibert & Deharveng, 2002; Humphreys, 2002; Boulton *et al.*, 2008). También es de resaltar que los microorganismos potencialmente nocivos son destruidos por la alimentación y digestión animal (Fenwick *et al.*, 2004).

8.2. Metodología

El muestreo de invertebrados de agua subterránea se realizó siguiendo normas internacionales establecidas en el manual PASCALIS (Protocols for the assessment and conservation of aquatic life in the subsurface) (Malard *et al.*, 2002). De cada perforación se extrajeron, previo funcionamiento de la misma por varios minutos, tres muestras de 50 L cada una, con un período de espera de 10 minutos entre cada una de ellas. Para la contabilización de los litros extraídos se utilizaron bidones de 10 L. El agua fue filtrada a campo con un tamiz de 63 μm para retener los invertebrados presentes (Figura 8.1). Para cada punto de muestreo se utilizaron filtros distintos para evitar contaminación de organismos entre muestras de distintas perforaciones. El retenido en el tamiz fue lavado con agua destilada, retirado y recogido en frascos plásticos de 500 cm^3 , el contenido fue estabilizado luego en laboratorio con alcohol etílico 70 % (Figura 8.2). Es de aclarar que de la perforación M9b muestreada en la estación seca, se recolectó una sola muestra de 50 L debido al tiempo disponible para el muestreo establecido por el propietario.



Figura 8.1. Muestreo de invertebrados de agua subterránea.



Figura 8.2. Estabilización de las muestras en laboratorio.

Además del agua proveniente del acuífero, en los dos casos en que las perforaciones presentaron antepozo con agua, se recolectaron muestras para evaluar la composición de su comunidad en relación a la del acuífero propiamente dicho. Cabe aclarar que el agua de los antepozos es considerada agua subterránea que se encuentra aflorando en la profundidad del mismo (Figura 8.3). En la estación húmeda se recolectó una muestra cualitativa de 3 L del antepozo de la perforación M22, que poseía una capa de agua de 0,60 m de espesor. En la estación seca, del mismo antepozo, se recolectaron 50 L debido a una mayor accesibilidad para la recolección de la muestra. Dicho antepozo poseía una capa de agua de aproximadamente 2,10 m. Además, en esta última estación, se recolectó una muestra cualitativa de 3 L del antepozo de la perforación M9b.



Figura 8.3. Muestreo de invertebrados en antepozo.

El muestreo de los invertebrados de los ambientes superficiales se efectuó mediante el método "Kick Sampling" (Abel, 1989). Para ello se utilizó una red de mano con una malla de abertura de $63\ \mu\text{m}$, que fue introducida en sentido contrario a la corriente del río o arroyo, mientras que los organismos adheridos al sustrato fueron removidos mediante la perturbación del mismo por medio de movimientos con los pies. Así, los invertebrados fueron arrastrados hacia la red. El contenido en la misma fue lavado en baldes, luego filtrado y enjuagado mediante la utilización de un tamiz con la misma abertura de malla que la red de mano ($63\ \mu\text{m}$) (Figura 8.4). Por último, el contenido fue fijado a campo con formol al 4 %. Se realizaron tres transectas en cada sistema lótico, atravesando la mayor heterogeneidad de hábitats posibles, y se cronometró el tiempo en el muestreo de cada una de ellas con el objeto de expresar los resultados como invertebrados/tiempo.



Figura 8.4. Muestreo de invertebrados de agua superficial, método "Kick Sampling".

Posteriormente, se llevó a cabo el recuento de los invertebrados colectados y se procedió a su identificación taxonómica mediante el uso de lupas binoculares y microscopios ópticos. Dicha identificación se realizó hasta la mayor aproximación posible. El concepto de morfoespecie, organismos que son morfológicamente similares, fue usado para la clasificación taxonómica. En el caso particular de los insectos, debido a que algunos de los ejemplares se encontraban dañados, se pudo avanzar en su determinación a niveles de menor detalle taxonómico. Los individuos fueron identificados mediante las claves taxonómicas incluidas en Borror *et al.* (1989); Lopretto & Tell (1995); Dominguez & Fernández (2009) y Krantz & Walter (2009). Algunos organismos pertenecientes a Aphanoneura y Oligochaeta fueron identificados por la Dra. Mercedes Marchese (INALI).

Además se determinó el tamaño corporal de los organismos, considerándose su ancho corporal. Por otro lado, se procedió a la asignación de los invertebrados del agua subterránea a las categorías ecológicas "estigobiontes" y "no estigobiontes", en base a las características morfológicas de los especímenes y la presencia o no en los ambientes superficiales. No se los asignó en la clasificación de estigobiontes, estigofilos y estigoxenos (Claret, 1998) consecuencia de la falta de información taxonómica y ecológica referida a los invertebrados de agua subterránea de Argentina.

Por último, se procedió a la clasificación trófica de los invertebrados a nivel de taxones de alto rango. Se optó por este nivel de resolución como consecuencia de la falta de bibliografía específica sobre trofismo de invertebrados de agua subterránea, y en particular para Argentina. Para ello se utilizó la siguiente bibliografía: Borror *et al.* (1989); Ruppert & Barnes (1993); Hopkin (1997); Fjellberg (1998); Dodson & Frey (2001); Hershey & Lamberti (2001); Hilsenhoff (2001); Wallace & Snell (2001); Williamson & Reid (2001); Maraun *et al.* (2003); Schneider *et al.* (2004); Bartsch (2008); Camacho & Valdecasas (2008); Martin *et al.* (2008); Segers (2008); Giere (2009); Krantz & Walter (2009).

8.2.1. Análisis de los datos

Mediante cartografía, se representó la distribución espacial de la abundancia total de invertebrados, composición a nivel de taxones de alto rango y riqueza taxonómica de las perforaciones muestreadas para cada estación de muestreo.

En cada perforación se calcularon los siguientes índices de estructura de la comunidad:

Índice de diversidad de Shannon-Weaver (H) (Shannon & Weaver, 1949)

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \log_2 p_i$$

Donde p_i es la frecuencia relativa de cada especie.

Índice de diversidad de Simpson (1-D) (Simpson, 1949)

$$D = \frac{\sum_{i=1}^S n_i(n_i - 1)}{N(N - 1)}$$

Donde n_i = número de individuos de la especie i , y N = abundancia total.

Índice de diversidad Alpha de Fisher (Kempton & Taylor, 1974).

$$S = \alpha \ln \frac{1 + N}{\alpha}$$

Donde S = número total de especies, N = número total de individuos, y α = índice de Diversidad de Fisher.

Equitatividad mediante el índice de Shannon (Shannon & Weaver, 1949)

$$J' = \frac{H'}{\log_2 S}$$

Donde H' = índice de Shannon-Wiener, $\log_2 S$ = diversidad máxima (H' max) que se obtendría si la distribución de las abundancias de las especies en la comunidad fuesen perfectamente equitativas.

Índice de Berger-Parker (Berger & Parker, 1970).

$$\frac{x_{max}}{t_0}$$

Donde X_{max} es el número de individuos en la especie más abundante y t_0 es la abundancia total.

El cálculo de los índices fue realizado con el programa BiodiversityPro (McAleece *et al.*, 1999).

Además, se calculó la **riqueza taxonómica** y las **morfoespecies exclusivas** de cada perforación muestreada y se determinó la **frecuencia de recolección** de las morfoespecies en relación al número de perforaciones presentes. El número de morfoespecies exclusivas de cada perforación fue calculado considerándose ambas estaciones de muestreo juntas, es decir, cuantas morfoespecies en ambas estaciones de muestreo fueron colectadas sólo en una perforación en particular.

Debido a la baja densidad de los organismos en el agua subterránea, se optó por presentar la tabla con la abundancia total en los 150 L de agua filtrados.

Análisis estadísticos

- Estadística univariada

Para evaluar la significancia de las diferencias entre los tres ambientes hidrogeológicos del acuífero (fluvial, eólico con PF y eólico) y entre la presencia o ausencia de bacterias para las variables abundancia total de invertebrados, Crustacea, Copepoda y Acari se utilizaron Modelos Lineales Generalizados Mixtos. Se optó por este análisis ya que el mismo permite utilizar datos cuya distribución de errores no es normal, tipo de datos que ocurre generalmente en los conteos (Bolker *et al.*, 2009). Para ello se estableció como factores fijos los ambientes hidrogeológicos (fluvial, eólico con PF y eólico) y bacterias (con o sin), y como factores aleatorios la estación de muestreo (húmeda y seca), las perforaciones y las muestras recolectadas en cada una de ellas. Como tipo de distribución de errores se utilizó la Familia Poisson y como función de vínculo log. El efecto de los factores aleatorios se evaluó sobre la constante y se obtuvieron los mejores predictores lineales insesgados (coeficientes BLUP), que permiten evaluar el efecto de cada perforación sobre la variable analizada. Las comparaciones a posteriori se realizaron mediante el test DGC con un valor de significancia de 0,05.

En el caso de las variables correspondientes a la estructura de la comunidad se analizaron mediante la construcción de un Modelo Lineal General Mixto. Se probaron diferentes modelos y luego se seleccionó aquel cuyo AIC (criterio Akaike) fuese menor. Luego, se evaluaron los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianza a través de los gráficos Q-Q plot y diagrama de dispersión. Los factores fijos del

modelo fueron los ambientes hidrogeológicos (fluvial, eólico con PF y eólico) y bacterias (con o sin); y como factores aleatorios la estación de muestreo (húmeda y seca) y las perforaciones. Para la variable riqueza se utilizó la función VarExp para disminuir la heterocedasticidad de los datos, mientras que VarIdent para diversidad H, diversidad 1-D, diversidad Alpha y equitatividad. Las comparaciones a posteriori se realizaron mediante el test DGC con un valor de significancia de 0,05.

Los resultados se presentan en gráficos de barras, que muestran las medias del modelo y los correspondientes errores estándares. Todos los análisis fueron efectuados con el programa InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2012) que implementa una interfase de la plataforma R.

- Estadística multivariada

Se efectuaron análisis de correspondencia detendenciados (ACd) (Hill, 1979; Hill & Gauch, 1980) entre los ambientes hidrogeológicos y perforaciones muestreadas en cada uno de ellos, tanto en base a la abundancia de los taxones de invertebrados de alto rango y como a nivel de morfoespecies. Para el análisis a nivel de taxones de alto rango por ambiente hidrogeológico se optó su realización por estación de muestreo debido a que la consideración de dichas estaciones en un mismo análisis dificultaba su interpretación. Este análisis fue efectuado mediante el programa CANOCO (ter Braak & Smilauer, 2004).

8.3. Resultados

En las Tablas 8.1 y 8.2 se presentan la abundancia de invertebrados en cada perforación muestreada para la estación húmeda y seca respectivamente.

Tabla 8.1. Abundancia de invertebrados (ind/150 L) para cada punto de muestreo. Estación húmeda (continúa).

	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8	M9	M10	M11	M12	M13	M14	M15	M16	M17	M18	M19	M20	M21	M22	M23	M24	M25
Rotifera				1																10					1
Bdelloidea sp1				1																9					1
Bdelloidea sp3																				1					
Crustacea	2	1	5			1		4		9					1			15	1	18		92	37	2	16
Copepoda	2	1						2		7					1				1	2		92	37		16
Nauplii	2																					79	20		
Cyclopoida								2		6					1					2		13	14		7
<i>Paracyclops</i> sp																						13			
Cyclopoida sp1								2		6					1					2				14	7
Harpacticoida		1								1													3		9
Canthocamptidae sp1		1																	1				1		
<i>Cletocamptus</i> sp										1															9
Cletodidae sp1																								1	
Harpacticoida sp																								1	
Isopoda								2		1															
Microcerberidae sp								2		1															
Amphipoda																			3						
Bogidiellidae sp																				3					
Syncarida						1				1															
Bathynellidae? sp						1																			
<i>Hexabathynella szidati</i>										1															
Cladocera			2																						
<i>Alona glabra</i>			2																						
Ostracoda			3																						
Ostracoda sp1			3																						
Acarí	67	12	18	12		38	20	8	10	6	10	11	10	4	5	3	8	19	6	6	5	11	5	18	4
Astigmata	2		3	2			1			2			1	1							1	1		4	
Histiotomatidae sp										2															2
<i>Psoroptoididae?</i> sp	2		3	2			1						1	1							1	1		2	
Mesostigmata		3		2		11	2		4	2	10	7	4	3	5		1	17	2	1	4			3	
<i>Lasioseius</i> sp		3		2		11	1		1	1	10	7	3	3	5			17	1	1	4			1	
Digamasellidae sp													1												
Rhodacaridae sp								3																	
Macrochelidae sp																	1								
Mesostigmata sp1							1																		
Mesostigmata sp2										1															
Mesostigmata juvenil																			1					2	
Oribatida	58	8	10	5		24	16	6	2	1		2	3			3	7	1	2				1	1	1
<i>Haplochthonius</i> sp	51	7	10	5		21	15	6	1	1		1					5	1	2				1		
Limnozetestidae sp	5					1			1								1								1
<i>Aphelacarus</i> sp						1							1			3	1						1		
<i>Adephacarus</i> sp	1											1													

Tabla 8.1. Abundancia de invertebrados (ind/150 L) para cada punto de muestreo. Estación húmeda (continúa).

	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8	M9	M10	M11	M12	M13	M14	M15	M16	M17	M18	M19	M20	M21	M22	M23	M24	M25
<i>Trichthonius</i> sp		1				1																			
<i>Brachioppia</i> sp													1												
<i>Zygoribatula</i> sp	1												1												
Oribatida juvenil							1																		
Prostigmata	6	1	5	3		3	1	2	4			2	1					1	2	5		10	4	8	3
<i>Iponemus</i> sp	4	1	4	1									1												1
Tarsonemidae sp												2													
<i>Acarophenax</i> sp								4																	
<i>Bryobia</i> sp						1																		1	
Tetranychidae sp1																							2	1	1
Eupodidae sp				1																					
Bdellidae sp	1					2	1																		
Cunaxidae sp1																			1						
<i>Soldanellonyx</i> sp																				5					
<i>Siteroptes</i> sp				1																				5	
Tydeidae sp1								1										1						1	1
Tydeidae sp2	1							1																	
Nanorchestidae sp																							1		
Prostigmata sp1			1																						
Prostigmata juvenil																			1				1		
Acari Juvenil	1									1			1												2
Pauropoda																				1					
Collembola					1	1		1		1					1	1	13	1						3	
Arthropleona						1				1					1	1	13	1						2	
<i>Ceratophysella</i> sp															1										
Entomobryidae sp1																			1						
Entomobryidae sp2																								1	
<i>Folsomia</i> sp						1																		1	
Isotomidae sp1										1															1
Isotomidae sp2																		13							
Arthropleona juvenil																	1								
Symphyleona					1			1																	1
<i>Sminthurides?</i> sp1					1																				
Sminthuriidae sp1								1																	1
Insecta	2	1	5		2	5	2	5	5	1	2	1		1	1			3	1	1	1	1			2
Psocoptera	1		3			4		2	1		1			1	1			3		1	1	1			1
<i>Liposcelis?</i> sp	1		3			3					1			1				3		1	1	1			1
Trogiomorpha sp						1		2	1							1									
Thysanoptera							1																		
Thysanoptera sp2							1																		
Trichoptera		1																							
Trichoptera sp1		1																							

Tabla 8.1. Abundancia de invertebrados (ind/150 L) para cada punto de muestreo. Estación húmeda.

	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8	M9	M10	M11	M12	M13	M14	M15	M16	M17	M18	M19	M20	M21	M22	M23	M24	M25
Heteroptera					1				1	1	1														
Heteroptera sp1					1				1	1	1														
Homoptera						1			1										1						1
Pseudococcidae sp1						1													1						1
Pseudococcidae sp2									1																
Lepidoptera					1				1																
Lepidoptera sp1					1				1																
Insecta sp1	1						1	3	1			1													
Insecta sp2			2																						
Annelida									7	1									1	187			1	1	
Oligochaeta									7	1									1	187			1	1	
Enchytraeidae sp									7										1	38			1	1	
<i>Nais communis</i>																				149					
Oligochaeta sp1										1															
Aphanoneura									31																
<i>Aelosoma</i> sp									31																
Nematoda						1														29		2			
Nematomorpha																			12						
ABUNDANCIA TOTAL	71	14	28	13	3	46	22	18	53	18	12	12	10	5	6	5	9	62	11	251	6	106	43	27	20

Tabla 8.2. Abundancia de invertebrados (ind/150 L) para cada punto de muestreo. Estación seca (continúa).

	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8	M9	M10	M11	M12	M13	M14	M15	M16	M17	M18	M19	M20	M21	M22	M23	M24	M25	
Rotifera	5	1	36	8	1	4	5	4	2	1	2	4	1	2	3			3		346	3		3			
Bdelloidea sp1	5	1		4	1	4	5	4	2	1	2	4	1	2	3			3				1		3		
Bdelloidea sp2																				346						
<i>Keratella</i> sp			36	4																		2				
Crustacea	22	8	28	19	18		1	3		7					7	1		5		3	2	44	12	6	17	
Copepoda	22	4	5	2	13			2		6					6	1		2		3		44	12		10	
Nauplii	19	1	5	2	3			1		2					5	1				2		14	8		1	
Cyclopoida	3	3						1		3					1					1		30	3		1	
<i>Paracyclops</i> sp	3																					21				
<i>Eucyclops</i> sp																						3				
Cyclopoida sp1		3						1		3					1					1		6	3		1	
Harpacticoida					10					1								2					1		8	
Canthocamptidae sp1					10													2					1		3	
<i>Cletocamptus</i> sp										1																5
Isopoda					2		1	1														2			1	
Microcerberidae sp							1	1														2			1	
Amphipoda					2																					
Bogidiellidae sp					2																					
Syncarida										1																6
Bathynellidae? sp										1																6
Cladocera		1	16		1																					6
<i>Alona glabra</i>		1	16																							1
<i>Simocephalus</i> sp																										3
<i>Moina</i> sp																										2
Cladocera sp					1																					
Ostracoda		3	7	17	2										1			3								
Ostracoda sp1		3			2										1			3								
Ostracoda sp2			7	17																						
Acari	12	9	3	24	8	13	4	5	6	3	3	7	5	24	9	5	5	10	8	3	9	15	13	3	8	
Astigmata	1				5				1		2	1		2				3	1						2	
Lardoglyphidae? sp					2																					
Acaridae sp					3						2															
Histiotomatidae sp	1																	3	1							
Astigmata sp1																										1
Astigmata sp3											1			2												1
Astigmata juvenil									1																	
Mesostigmata	2						1	1				1	2		1			2	1		1	1				
<i>Lasioseius</i> sp	1								1				1		1							1				
<i>Asca</i> sp	1												1					2	1		1					
Rhodacaridae sp							1					1														

Tabla 8.2. Abundancia de invertebrados (ind/150 L) para cada punto de muestreo. Estación seca (continúa).

	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8	M9	M10	M11	M12	M13	M14	M15	M16	M17	M18	M19	M20	M21	M22	M23	M24	M25
Oribatida	4	1	1	5	2		3		2	1			1	8		1		1	3	2	4	4	1		1
<i>Haplochthonius</i> sp				4			1											1	1			1			
<i>Brachychthonius</i> sp										1															
Limnozetidae sp	4			1										8					2	1	4	1			
<i>Aphelacarus</i> sp					1		1																		
<i>Adelphacarus</i> sp					1																				
<i>Scapheremaeus</i> sp																									1
<i>Tectocephus</i> sp			1										1			1						1			
<i>Zygoribatula</i> sp																						1			
Oribatida sp									2																
Oribatida juvenil		1					1													1			1		
Prostigmata	3	5	1	17	1	5	1	4	2	1		2	3	11	9	2	1	3	2	1	3	8	10		5
<i>Iponemus</i> sp	1			17				1	1										2						1
Tarsonemidae sp		1				1			1			1	1			1	1								1
Rhagidiidae sp1							1								1			2							
Rhagidiidae sp2											1											1			
<i>Tenuipalpus</i> sp																						1			
<i>Bryobia</i> sp																								1	
Bdellidae sp																1									1
<i>Neocunaxoides</i> sp		1																1			1		3		
<i>Demodex</i> sp						1																			
<i>Soldanellonyx</i> sp														7						1					
<i>Siteroptes</i> sp	1				1	2		1																	
Tydeidae sp1		1											1	1								3			1
Tydeidae sp2	1	2	1					2					1	10	1						1	3	6		
Prostigmata sp2																									1
Prostigmata juvenil						1																1			
Acari Juvenil	2	3	1	2		8				1	1	4		1		1	4	1	1		1	2	2	3	
Diplopoda																			1						
Collembola	1					2	1									1	1	9				2		1	
Arthropleona	1					2	1										1	7				2		1	
Hypogastruridae sp1	1																								
<i>Tullbergia?</i> sp						1											1					1			
Onychiuridae sp1																						1			
<i>Entomobrya</i> sp1							1																		
<i>Entomobrya</i> sp2																								1	
Entomobridae sp2						1													3						
<i>Folsomia</i> sp																			2						
Isotomidae sp3																			2						
Symphyleona																1		2							
Sminthuriidae sp2															1										
Symphyleona juvenil																			2						

Tabla 8.2. Abundancia de invertebrados (ind/150 L) para cada punto de muestreo. Estación seca.

	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8	M9	M10	M11	M12	M13	M14	M15	M16	M17	M18	M19	M20	M21	M22	M23	M24	M25	
Insecta		1	6	4								1		2	1			4	6	1	2	1		2	3	
Psocoptera			1	1								1		1	1					1	2					1
<i>Liposcelis?</i> sp			1	1								1		1	1					1	2					1
Thysanoptera																			6							
Thysanoptera sp1																			6							
Heteroptera		1	1																			1		1		2
<i>Tenagobia</i> sp			1																							
Heteroptera sp1		1																				1				2
Heteroptera sp6																								1		
Homoptera				1										1												
Pseudococcidae sp2				1										1												
Lepidoptera																			1							
Lepidoptera sp2																			1							
Diptera			1																							
Chironomidae sp			1																							
Insecta sp1																			2							
Insecta sp2			2																							
Insecta sp3			1																							
Insecta sp4				1																						
Insecta sp5																									1	
Insecta sp6				1																						
Indeterminado sp																			1							
Annelida		1								4						1		2		64				9		3
Oligochaeta		1								4						1		2		64						3
Enchytraeidae sp																1		2		4						1
<i>Nais communis</i>																				60						
Oligochaeta sp2		1																								2
Oligochaeta sp3										4																
Aphanoneura									60																9	
<i>Aelosoma</i> sp									60																9	
Nematoda			1		2	1						5			1			2		21		3		1		
Nematomorpha	4				2																					
ABUNDANCIA TOTAL	40	24	73	56	29	21	12	12	68	15	5	12	11	28	20	9	6	36	14	438	13	68	25	25	31	

En la estación húmeda, en las 25 perforaciones, se recolectó un total de 871 organismos, mientras que en la estación seca el total fue de 1.091.

Los grupos taxonómicos con mayores abundancias fueron Acari, Crustacea y Oligochaeta en la estación húmeda, mientras que en la seca Rotifera, Acari y Crustacea.

En las Figuras 8.5 y 8.6 se representa la distribución espacial de la abundancia total de invertebrados correspondiente a la estación húmeda y seca, respectivamente. El rango de abundancias observado en la estación húmeda fue de 3 a 251 individuos y en la estación seca de 5 a 438 individuos/150 L. Como se observa en dichas figuras, la distribución de la abundancia fue heterogénea en cuanto a la distribución en el área de estudio.

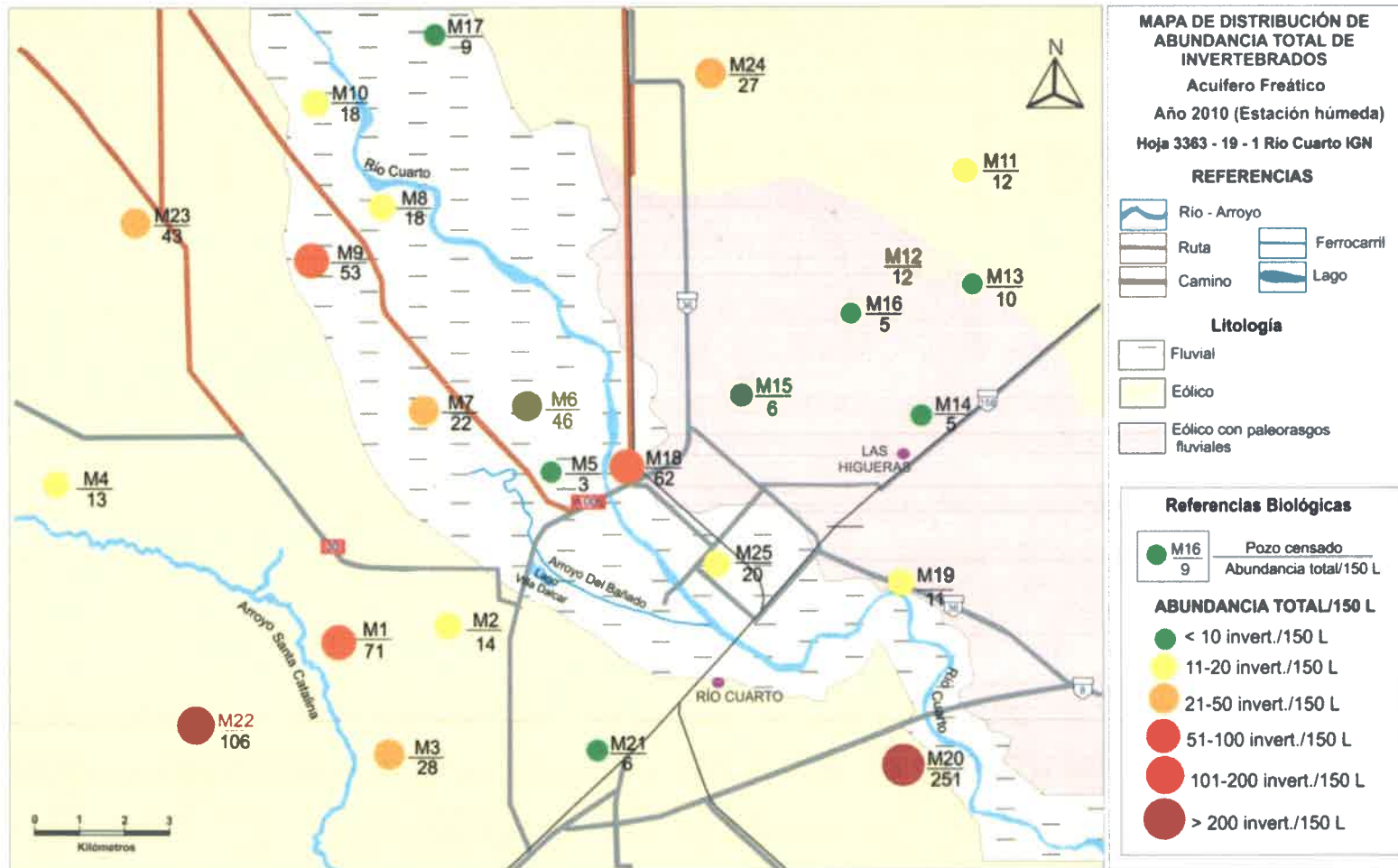


Figura 8.5. Mapa de distribución de la abundancia total de invertebrados del acuífero freático del área de estudio. Año 2010. Estación húmeda.

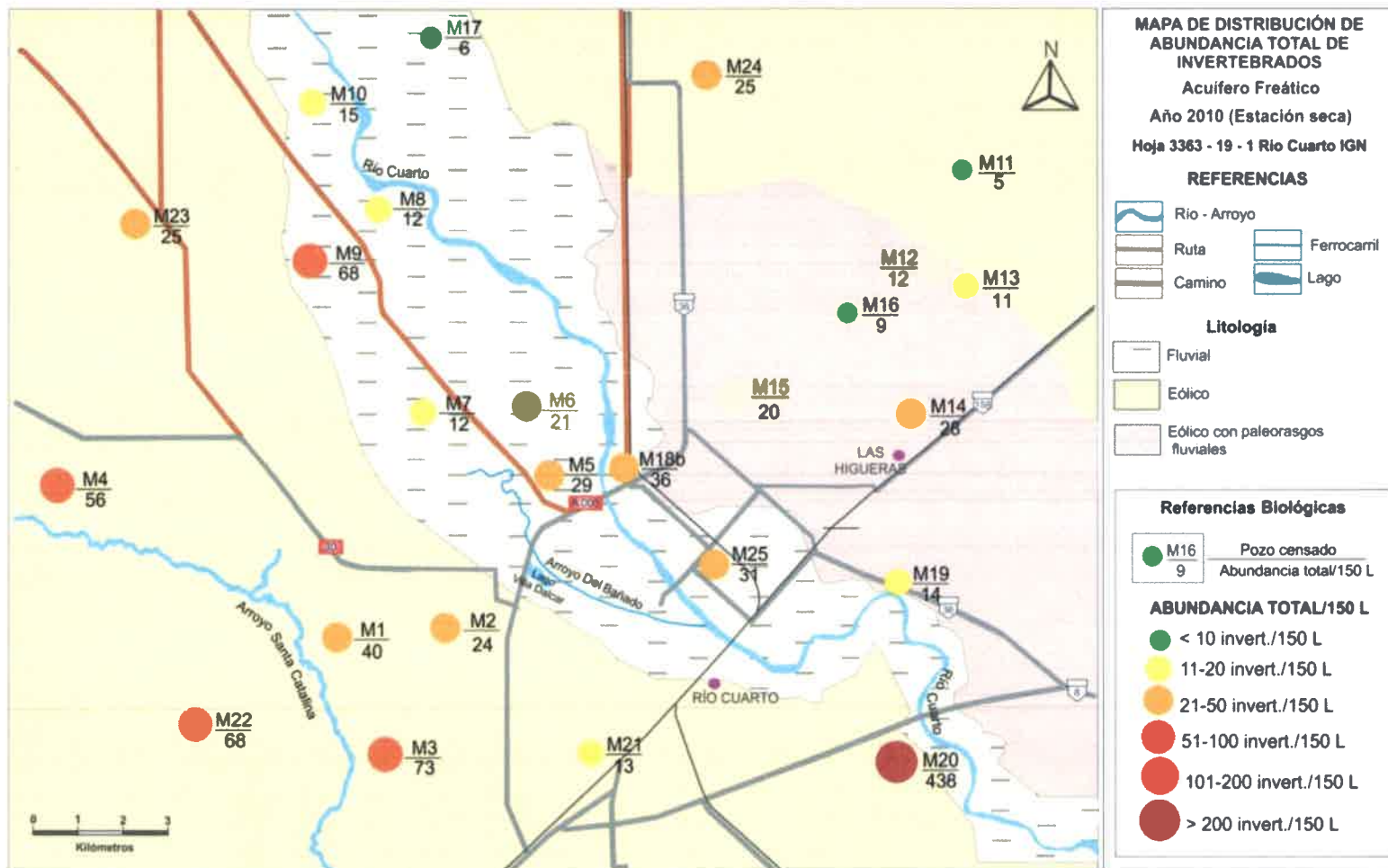


Figura 8.6. Mapa de distribución de la abundancia total de invertebrados del acuífero freático del área de estudio. Año 2010. Estación seca.

En las Figuras 8.7 y 8.8 se muestra la distribución espacial de la composición de las comunidades a nivel de taxones de alto rango. Dicha composición presentó una fuerte heterogeneidad espacial entre las perforaciones. Así, aquellos sitios más alejados de los cursos de agua tuvieron un menor número de grupos taxonómicos que los situados en cercanías de dichos cursos (situación más evidente en la estación húmeda). El ambiente hidrogeológico con menor número de grupos taxonómicos de alto rango fue el eólico con PF, representados en su mayoría por grupos pertenecientes a Acari.

En cuanto a la distribución de los grupos taxonómicos de alto rango, el grupo más extendido en ambas estaciones de muestreo fue Acari, aconteciendo en la mayoría de las perforaciones y representado generalmente por Mesostigmata, Oribatida y Prostigmata. Además, Insecta y Crustacea tuvieron amplia distribución, si bien Crustacea tuvo una distribución más restringida al ambiente fluvial. En la estación seca (Figura 8.8) se observa una mayor distribución de Nauplii, Copepoda, Nematoda y Rotifera, ésta última muy marcada, respecto a la estación húmeda (Figura 8.7).

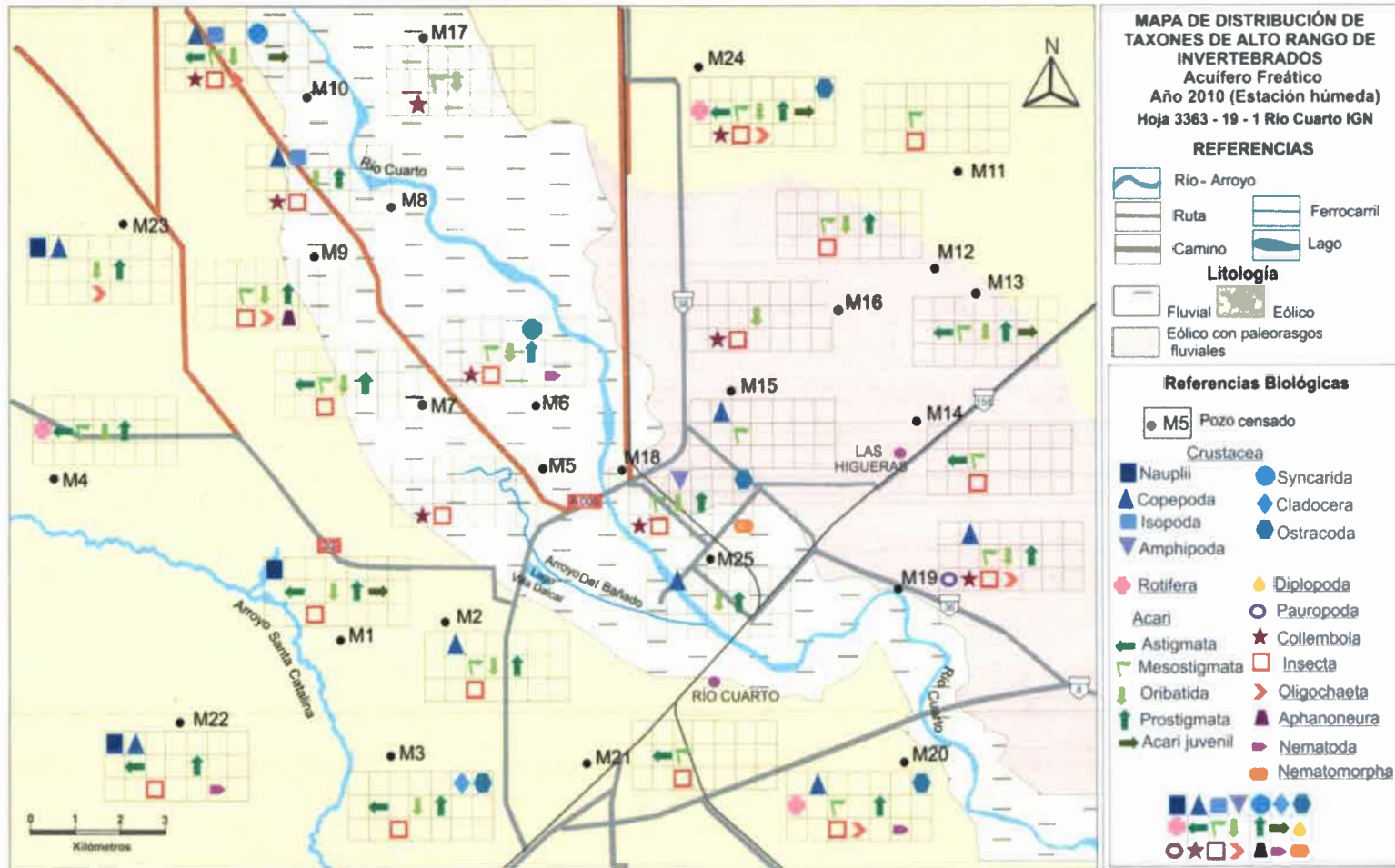


Figura 8.7. Mapa de distribución de composición de las comunidades de invertebrados de taxones de alto rango del acuífero freático. Año 2010. Estación húmeda.

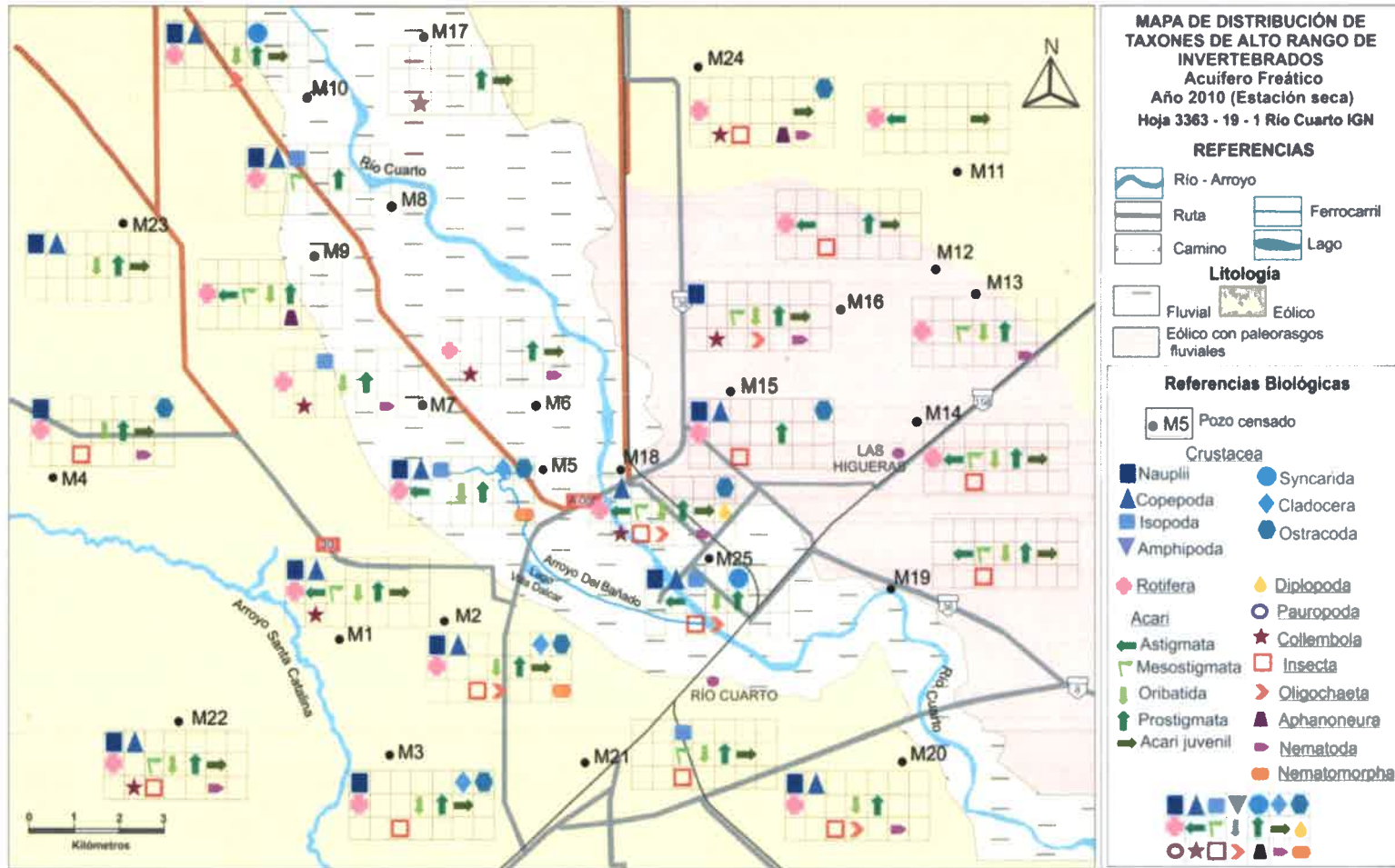


Figura 8.8. Mapa de distribución de composición de las comunidades de invertebrados de taxones de alto rango del acuífero freático. Año 2010. Estación seca.

En la Tabla 8.3 se muestran los resultados de los Modelos Lineales Generalizados Mixtos. La abundancia total de invertebrados presentó un patrón heterogéneo entre los ambientes hidrogeológicos del acuífero ($p < 0,05$), siendo mayor en los ambientes eólico y fluvial (Figura 8.9). Entre estos dos ambientes, la abundancia fue superior en el eólico, aunque dicha diferencia no fue corroborada estadísticamente. Además, las perforaciones en las cuales se observó la presencia de bacterias se diferenciaron de las sin bacterias por mayor abundancia de invertebrados ($p < 0,05$) (Figura 8.9). Por otro lado, la abundancia total resultó ser más variable entre las perforaciones, tal como puede observarse en el aporte de dicho factor aleatorio a la variabilidad explicada por el componente aleatorio del modelo estadístico (mayor varianza) (Tabla 8.3). Contrariamente, no se observaron variaciones importantes entre las estaciones de muestreo y entre las muestras recolectadas en una misma perforación. La débil variación estacional en la abundancia total es observada en la Figura 8.10, si bien en la estación seca en M3, M4, M5, M14, M15 y M21 aconteció un marcado ascenso en dicha variable respecto a la estación húmeda, mientras que en M6 aconteció un descenso de la misma.

Tabla 8.3. Valores p de los parámetros fijos y varianzas de los parámetros aleatorios del Modelo Lineal Generalizado Mixto.

	Parámetros fijos (valor p)			Parámetros aleatorios (varianza)		
	Ambientes	Bacterias	Ambientes*Bacterias	Estación	Perforación	Muestra
Abundancia total	0,013	0,002	0,099	0,01	0,52	0,01
Crustacea	0,023	0,131	0,001	0,05	0,40	<0,01
Copepoda	0,301	0,102	0,468	0,11	0,49	0,01
Acari	0,422	<0,0001	0,936	0,11	0,22	0,03

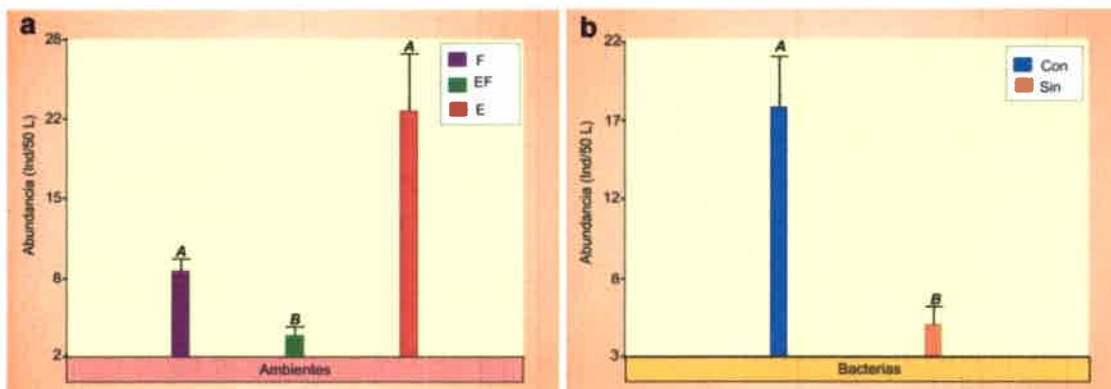


Figura 8.9. Abundancia total de invertebrados: a) en cada ambiente hidrogeológico (F: fluvial; EF eólico con paleorasgos fluviales; E: eólico) y b) en presencia (con) o en ausencia (sin) de desarrollo bacteriano. Letras diferentes indican diferencias estadísticas significativas (DGC, $p < 0,05$). Las barras indican los errores estándares de las medias del Modelo Lineal Generalizado.

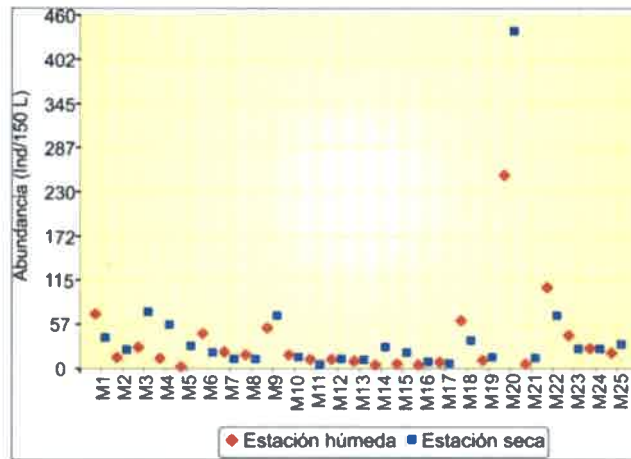


Figura 8.10. Variación estacional de la abundancia total de invertebrados del agua subterránea.

En cuanto a Crustacea se observó que la interacción entre los factores ambientes y bacterias fue significativo ($p < 0,05$) (Tabla 8.3). La abundancia de Crustacea fue mayor en el ambiente eólico (Figura 8.11), con y sin desarrollo bacteriano, que en el resto de los ambientes (sin desarrollo bacteriano no corroborado estadísticamente). Crustacea fue más variable entre las perforaciones (mayor varianza) que entre estaciones de muestreo o entre muestras (menor varianza) (Tabla 8.3).

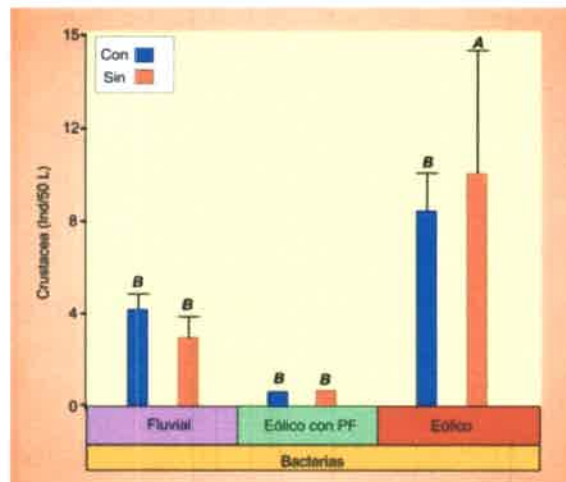


Figura 8.11. Abundancia total de Crustacea en cada ambiente hidrogeológico en presencia (con) y ausencia (sin) desarrollo bacteriano. Letras diferentes indican diferencias estadísticas significativas (DGC, $p < 0,05$). Las barras indican los errores estándares de las medias del Modelo Lineal Generalizado.

Dentro de Crustacea, el taxón más abundante fue Copepoda. Su abundancia no presentó diferencias estadísticamente significativas entre los ambientes hidrogeológicos (Tabla 8.3), si bien en el eólico se observó la mayor abundancia (Figura 8.12). Por otro lado, existieron diferencias estadísticamente marginales entre las perforaciones con y sin desarrollo bacteriano, con mayor abundancia de Copepoda en presencia de bacterias. Este taxón resultó ser más variable entre las perforaciones, al igual que la abundancia de Crustacea, (Tabla 8.3) y hubo una cierta variación estacional (Tabla 8.3) con mayor abundancia en la estación húmeda (BLUP 0,30) que en la seca (BLUP -0,25).

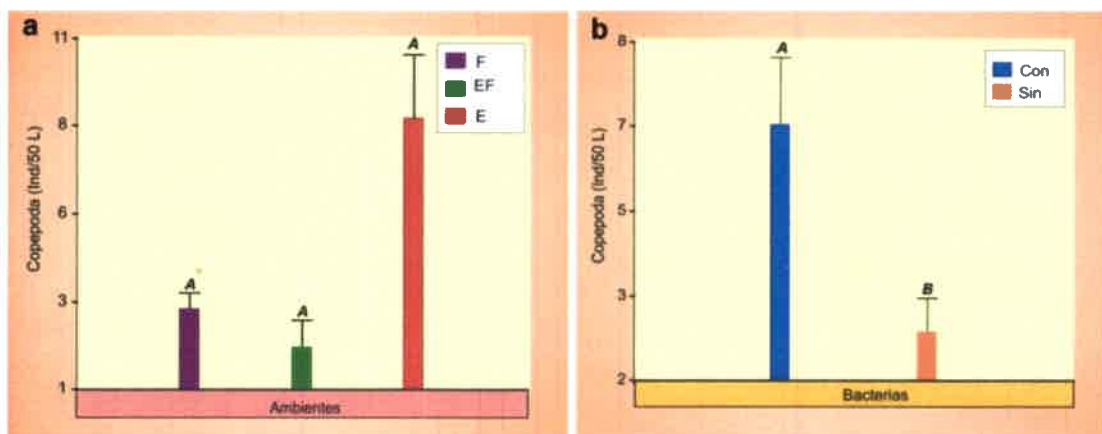


Figura 8.12. Abundancia de Copepoda: a) en cada ambiente hidrogeológico (F: fluvial; EF eólico con paleorasgos fluviales; E: eólico) y b) en presencia (con) o en ausencia (sin) de desarrollo bacteriano. Letras diferentes indican diferencias estadísticas significativas (DGC, $p < 0,05$). Las barras indican los errores estándares de las medias del Modelo Lineal Generalizado.

En cuanto a Acari, su abundancia no presentó diferencias significativas ($p > 0,05$) entre ambientes (Tabla 8.3), si bien la misma fue mayor en el eólico (Figura 8.13). En cambio, dicha abundancia fue significativamente mayor ($p < 0,05$) en las perforaciones con desarrollo bacteriano que sin desarrollo (Figura 8.13). La abundancia de Acari resultó ser más variable entre las perforaciones y en menor medida entre las estaciones de muestreo, siendo mayor en la estación húmeda (BLUP 0,32) que en la seca (BLUP -0,29). Contrariamente, al igual que lo observado para el resto de las variables analizadas, no existieron variaciones importantes entre las muestras recolectadas en una misma perforación (Tabla 8.3).

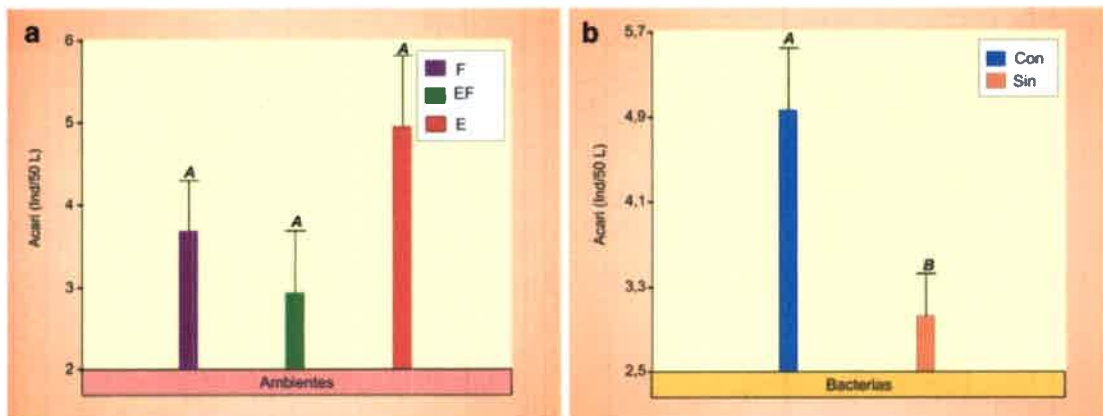


Figura 8.13. Abundancia de Acari: a) en cada ambiente hidrogeológico (F: fluvial; EF eólico con paleorasgos fluviales; E: eólico) y b) en presencia (con) o en ausencia (sin) de desarrollo bacteriano. Letras diferentes indican diferencias estadísticas significativas (DGC, $p < 0,05$). Las barras indican los errores estándares de las medias del Modelo Lineal Generalizado.

En la Tabla 8.4 se muestran los coeficientes (BLUP) de los efectos aleatorios correspondientes a las perforaciones para cada una de las variables analizadas.

Tabla 8.4. Coeficientes (BLUP) de los efectos aleatorios: perforación.

Coeficientes BLUP					
Ambiente	Perforación	Abundancia total	Crustacea	Copepoda	Acari
Fluvial	M5	-0,44	0,62	0,62	-0,18
	M6	0,26	-0,58		0,63
	M7	-0,13	-0,19		0,67
	M8	-0,25	0,1	-0,3	0,22
	M9	0,85			-0,49
	M10	-0,41	-0,28	-0,25	-0,55
	M17	0,08			0,21
	M18	0,64	0,19	-0,04	-0,03
	M19	-0,56	-0,34	-0,44	-0,06
	M25	0,11	0,63	0,52	-0,17
Eólico con paleorasgos fluviales	M12	0,10			0
	M13	-0,27			-0,28
	M14	0,40			0,5
	M15	0,17	0,04	0,26	0,04
	M16	-0,38	0,04	-0,2	-0,44
Eólico	M1	0,35	0,12	0,18	0,83
	M2	-0,61	-1,01	-0,61	-0,01
	M3	0,34	-0,13	0,32	-0,14
	M4	-0,04	0,34	-0,41	0,78
	M11	-1,21			0,26
	M20	2,17	-0,24	-1,13	-0,54
	M21	-1,21	-0,38		-0,2
	M22	0,79	1,42	1,37	-0,2
	M23	-0,13	0,41	0,35	-0,49
	M24	-0,39	-0,48		-0,28

Las perforaciones pertenecientes al ambiente fluvial que menor influencia tuvieron en la abundancia total fueron M19, M5 y M10 (BLUP pequeños y negativos), mientras que las que mayores aportes tuvieron sobre la variable analizada fueron M9, M18 y M6 (BLUP más elevados y positivos). En cuanto al ambiente eólico con PF, las perforaciones con menor abundancia fueron M16 y M13, mientras que M14 y M15 tuvieron mayor aporte en la abundancia total. Entre las perforaciones emplazadas en el ambiente eólico, M11, M21 y M2 fueron las que menor influencia tuvieron en la abundancia total, mientras que M20, M23 y M1 fueron las con mayor influencia.

En la abundancia de Crustacea, entre las perforaciones en las cuales se registraron organismos pertenecientes a dicho taxón, las con menor influencia en el ambiente fluvial fueron M6, M19 y M10. Contrariamente las con mayor influencia fueron M25, M5 y M18. En el ambiente eólico con PF la influencia de las dos perforaciones en las cuales se recolectaron crustáceos fue de la misma magnitud. En el ambiente eólico, las perforaciones con menor influencia en la abundancia de Crustacea fueron M2, M24 y M21; mientras que M22, M23 y M4 las con mayor influencia.

Entre las perforaciones en las cuales se recolectaron organismos pertenecientes a Copepoda, las con menor influencia en su abundancia en el ambiente fluvial fueron M19 y M8, y las con mayor influencia M5 y M25. En el ambiente eólico con PF M16 y M15 fueron las con menor y mayor influencia en la abundancia de Copepoda respectivamente. En el ambiente eólico, M20 y M2 tuvieron menor influencia en Copepoda, mientras que M22 y M23 dicha influencia fue mayor.

La abundancia de Acari estuvo en menor medida influida por las perforaciones M10, M9 y M5 y en mayor grado por M7, M6 y M8 en el ambiente fluvial. En el ambiente eólico con PF dicha abundancia tuvo menor influencia por M16 y mayor por M14. En el ambiente eólico, las perforaciones que menor influyeron fueron M20, M23 y M24, mientras que M1, M4 y M11 fueron las que mayor influencia tuvieron.

Las variaciones de abundancia entre las diferentes perforaciones serán analizadas y discutidas en el siguiente Capítulo, en referencia a las características hidrogeológicas y microbiológicas del acuífero, así como también al uso del territorio en el área de estudio.

8.3.1. Estructura de la comunidad

En la Tabla 8.5 se muestran los parámetros que caracterizan la estructura de la comunidad en cada perforación para cada estación.

Tabla 8.5. Parámetros de la estructura de la comunidad del acuífero freático. Año 2010. Estación húmeda y seca.

	Riqueza		Especies exclusivas	Diversidad H		Diversidad 1-D		Diversidad Alpha		Equitatividad		Dominancia	
	Húm.	Seca		Húm.	Seca	Húm.	Seca	Húm.	Seca	Húm.	Seca	Húm.	Seca
M1	11	10	1	0,50	0,89	0,47	0,89	3,67	8,54	0,48	0,89	0,73	0,26
M2	6	12	1	0,62	1,04	0,74	0,94	3,98	14,55	0,80	0,90	0,50	0,19
M3	8	11	5	0,81	0,61	0,84	0,65	3,74	3,26	0,89	0,61	0,36	0,54
M4	7	12	4	0,75	0,81	0,85	0,80	6,18	4,78	0,89	0,75	0,39	0,32
M5	3	11	1	0,48	0,88	-	0,84	33046	7,19	1,00	0,85	0,33	0,39
M6	13	7	2	0,77	0,78	0,74	0,88	6,03	7,03	0,69	0,92	0,46	0,33
M7	7	7	3	0,48	0,72	0,50	0,82	3,68	8,28	0,57	0,86	0,71	0,46
M8	8	7	0	0,82	0,77	0,86	0,87	5,52	8,28	0,90	0,91	0,33	0,36
M9	12	7	2	0,67	0,25	0,64	0,22	4,83	1,96	0,62	0,29	0,59	0,88
M10	11	7	5	0,92	0,76	0,88	0,86	13,49	7,03	0,88	0,90	0,35	0,33
M11	3	2	0	0,25	0,30	0,32	0,67	1,28	1,59	0,52	1,00	0,83	0,50
M12	5	5	0	0,54	0,60	0,67	0,79	3,22	5,70	0,77	0,86	0,58	0,50
M13	7	7	2	0,80	0,72	0,92	0,82	14,48	8,28	0,94	0,86	0,33	0,46
M14	3	9	0	0,41	0,75	0,70	0,79	3,17	4,73	0,87	0,79	0,60	0,37
M15	2	7	0	0,20	0,69	0,33	0,77	1,05	5,11	0,65	0,81	0,83	0,47
M16	3	8	1	0,41	0,85	0,70		3,17	77108	0,87	1,00	0,60	0,14
M17	5	2	1	0,57	0,30	0,72		4,63	22030	0,81	1,00	0,56	0,50
M18	8	18	5	0,76	1,23	0,81	0,97	2,45	14,88	0,84	0,98	0,27	0,09
M19	8	6	4	0,89	0,66	0,97	0,78	34,60	4,32	0,98	0,85	0,22	0,46
M20	10	8	2	0,57	0,30	0,61	0,35	2,09	1,39	0,57	0,34	0,59	0,80
M21	3	6	0	0,38	0,71	0,60	0,86	2,39	5,40	0,79	0,92	0,67	0,36
M22	5	18	3	0,50	0,97	0,65	0,82	1,81	9,75	0,72	0,77	0,48	0,40
M23	8	6	3	0,61	0,67	0,60	0,80	3,51	3,71	0,64	0,87	0,48	0,40
M24	16	10	4	1,13	0,8	0,95	0,85	23,3	6,18	0,94	0,83	0,22	0,36
M25	6	17	3	0,58	1,12	0,70	0,93	2,91	16,25	0,74	0,91	0,45	0,20

Los invertebrados recolectados en las 25 perforaciones estuvieron distribuidos en 68 y 81 morfoespecies en la estación húmeda y seca, respectivamente, con una riqueza taxonómica total de 110 morfoespecies, de las cuales 26 fueron comunes en ambas estaciones de muestreo (Tablas 8.1 y 8.2). La riqueza taxonómica media fue de 7,12 y 8,80 morfoespecies por perforación en la estación húmeda y seca respectivamente (Tabla 8.5). En términos generales, las mayores riquezas se ubicaron en sitios cercanos a los cursos de agua, como se demuestra en las Figuras 8.14 y 8.15. De esta manera se observa una heterogeneidad espacial en cuanto a la riqueza taxonómica.

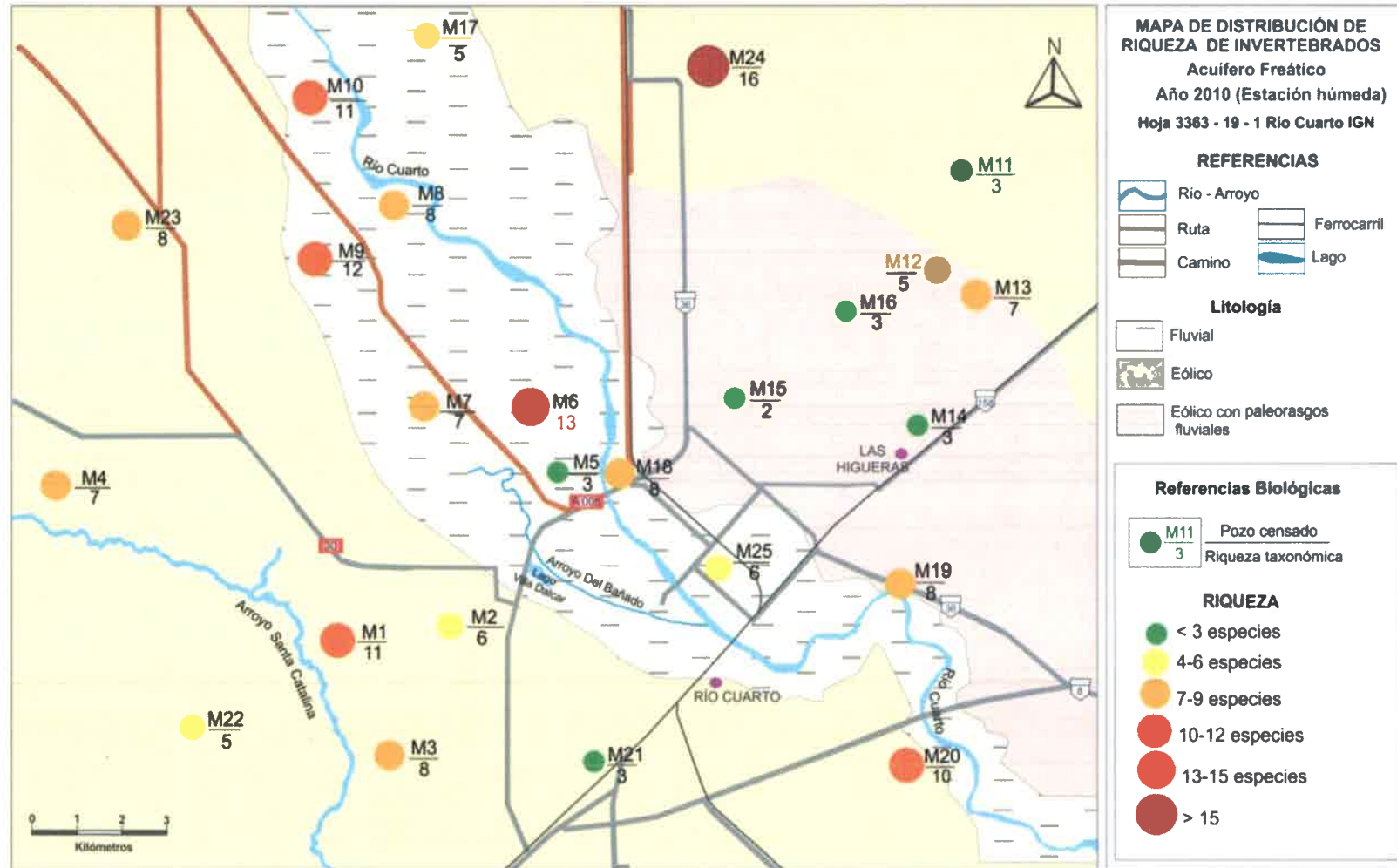


Figura 8.14. Mapa de distribución de la riqueza taxonómica de invertebrados del acuífero freático. Año 2010. Estación húmeda.

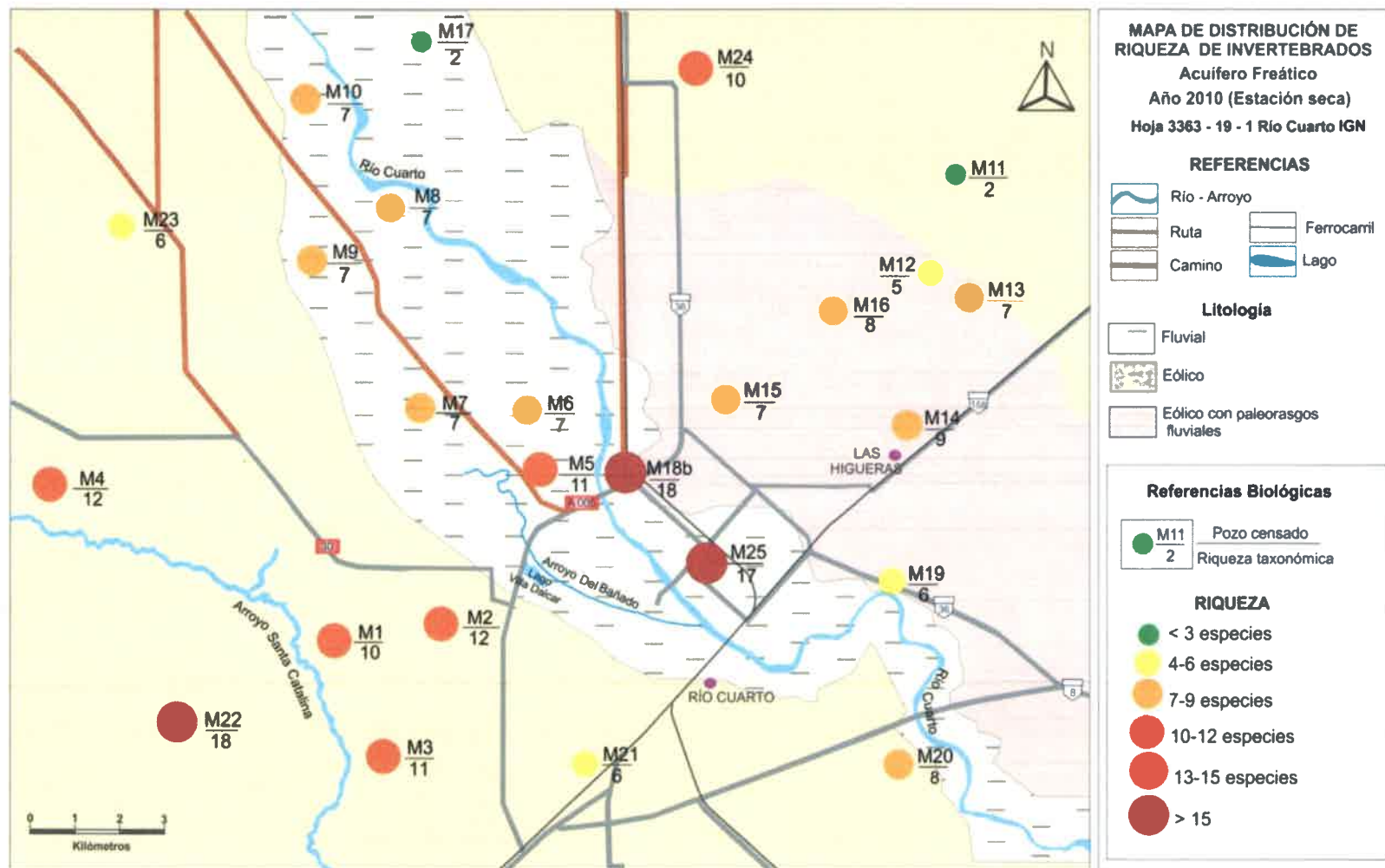


Figura 8.15. Mapa de distribución de la riqueza taxonómica de invertebrados del acuífero freático. Año 2010. Estación seca.

Se observaron morfoespecies exclusivas en 19 perforaciones de las 25 muestreadas (Tabla 8.5). El mayor número aconteció en M3, M10 y M18 con cinco morfoespecies, y en M4, M19 y M24 con cuatro morfoespecies (Tabla 8.5).

En las Figuras 8.16 y 8.17 se representan la frecuencia de recolección de las morfoespecies registradas en cada estación. En ambas estaciones se observan patrones similares, donde alrededor del 70 % de las morfoespecies presentaron baja frecuencia de recolección, encontradas como máximo en dos perforaciones. Del total de morfoespecies recolectadas, 38 y 39 fueron registradas en una sola perforación en la estación húmeda y seca respectivamente. Los taxones presentes en mayor número de perforaciones en la estación húmeda fueron *Lasioseius* sp (16 perforaciones), *Haplachthonius* sp (14 perforaciones), *Liposcelis?* sp (10 perforaciones), Psoroptoididae? sp (9 perforaciones), *Iponemus* sp y Cyclopoida sp1 (9 perforaciones). En la estación seca los taxones con distribución más amplia fueron Bdelloidea sp1 (17 perforaciones), Tydeidae sp2 (10 perforaciones), Nematoda (9 perforaciones), Cyclopoida sp1, Tarsonemidae sp y *Liposcelis?* sp (8 perforaciones).

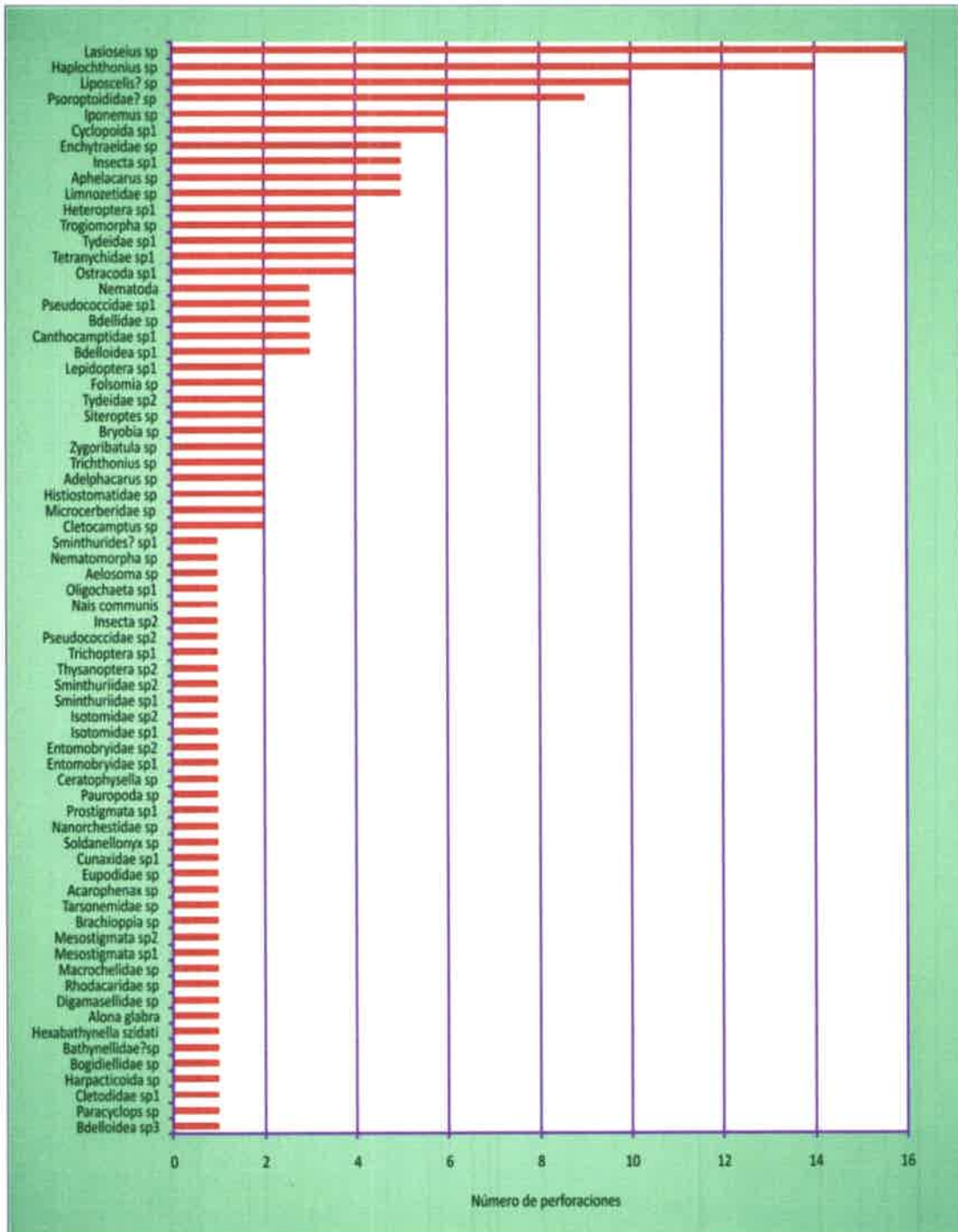


Figura 8.16. Frecuencia de recolección de las morfoespecies registradas en el total de las perforaciones. Estación húmeda.

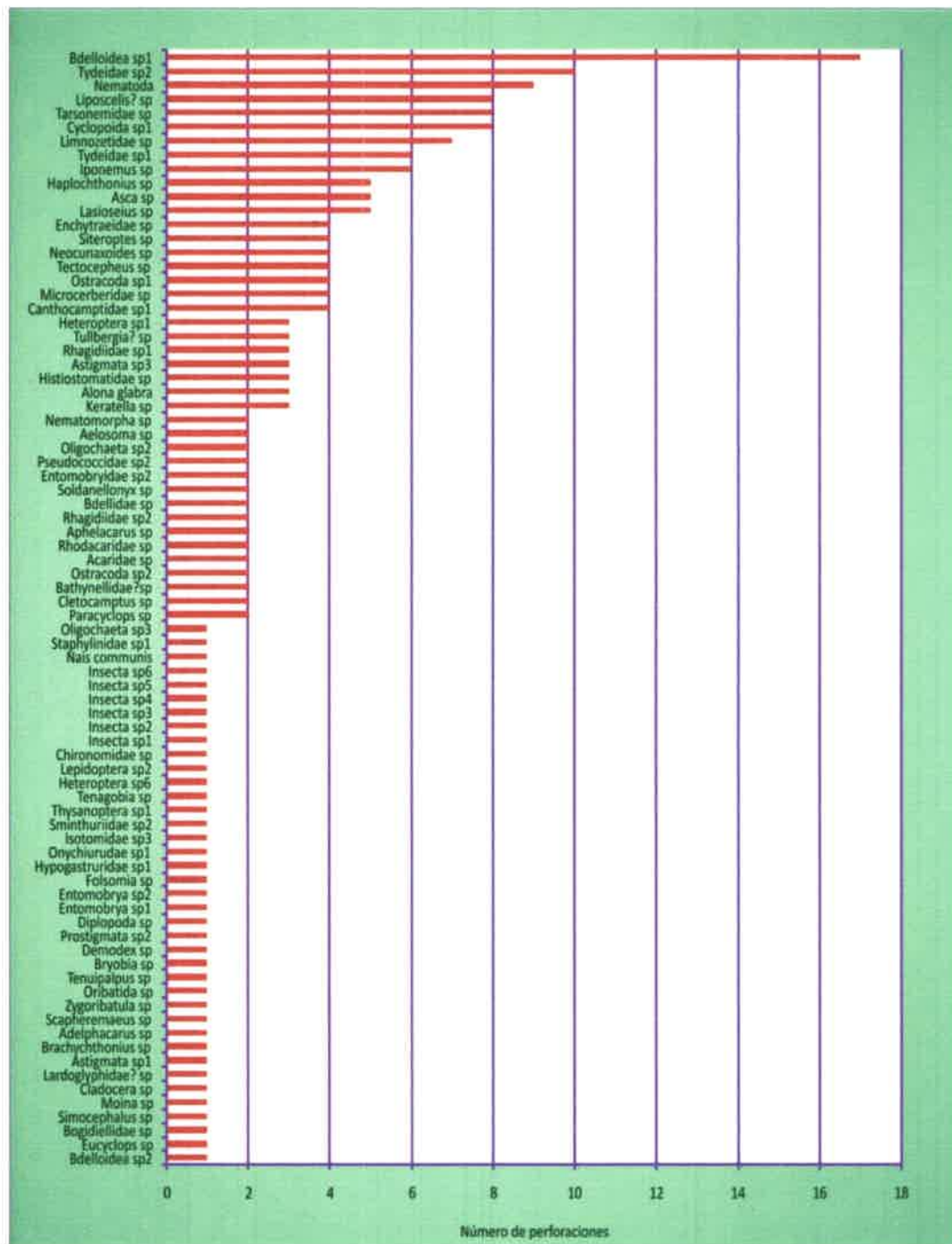


Figura 8.17. Frecuencia de recolección de las morfoespecies registradas en el total de las perforaciones. Estación seca.

En las Figuras 8.18 a 8.23 se representan los gráficos de proporciones acumuladas de las morfoespecies recolectadas por perforación en cada ambiente hidrogeológico del acuífero y por estación.

En el ambiente fluvial en la estación húmeda (Figura 8.18) se observan ácaros en todas las perforaciones, excepto en M5. Las morfoespecies más extendidas fueron *Lasioseius* sp (Mesostigmata) y *Haplochthonius* sp (Oribatida) en seis perforaciones. Los crustáceos fueron registrados en seis perforaciones (excepto en M5, M7, M9 y M17), mientras que los insectos tuvieron una amplia distribución, aconteciendo en casi todas las perforaciones (excepto M17 y M25). Contrariamente, *Aelosoma* sp (Aphanoneura) sólo se observó en M9, mientras que los oligoquetos en tres perforaciones (M9, M10 y M19). Además, se observa que en algunas perforaciones dominó algún taxón en particular, como por ejemplo *Haplochthonius* sp en M6, M7 y M17; *Aelosoma* sp en M9; Cyclopoida sp1 en M10 y M25, y *Cletocamptus* sp (Harpacticoida) en M25.

En el ambiente eólico con PF en la estación húmeda (Figura 8.19) la composición faunística fue más homogénea en comparación con el ambiente fluvial. El taxón dominante fue Acari, presente en todas las perforaciones y en alta abundancia. La morfoespecie más extendida fue *Lasioseius* sp, recolectada en todas las perforaciones, excepto en M16. Esta morfoespecie a su vez dominó en todas las perforaciones, excepto en M16 en la cual *Adelphacarus* sp fue la que predominó. Además de ácaros se recolectaron individuos pertenecientes a Insecta en M12, M14 y M16, y Arthropleona en esta última perforación. Los crustáceos estuvieron representados en M15 por el taxón Cyclopoida sp1. Dicha perforación es la que se encuentra emplazada más cerca del río Cuarto del resto de las perforaciones de este ambiente hidrogeológico.

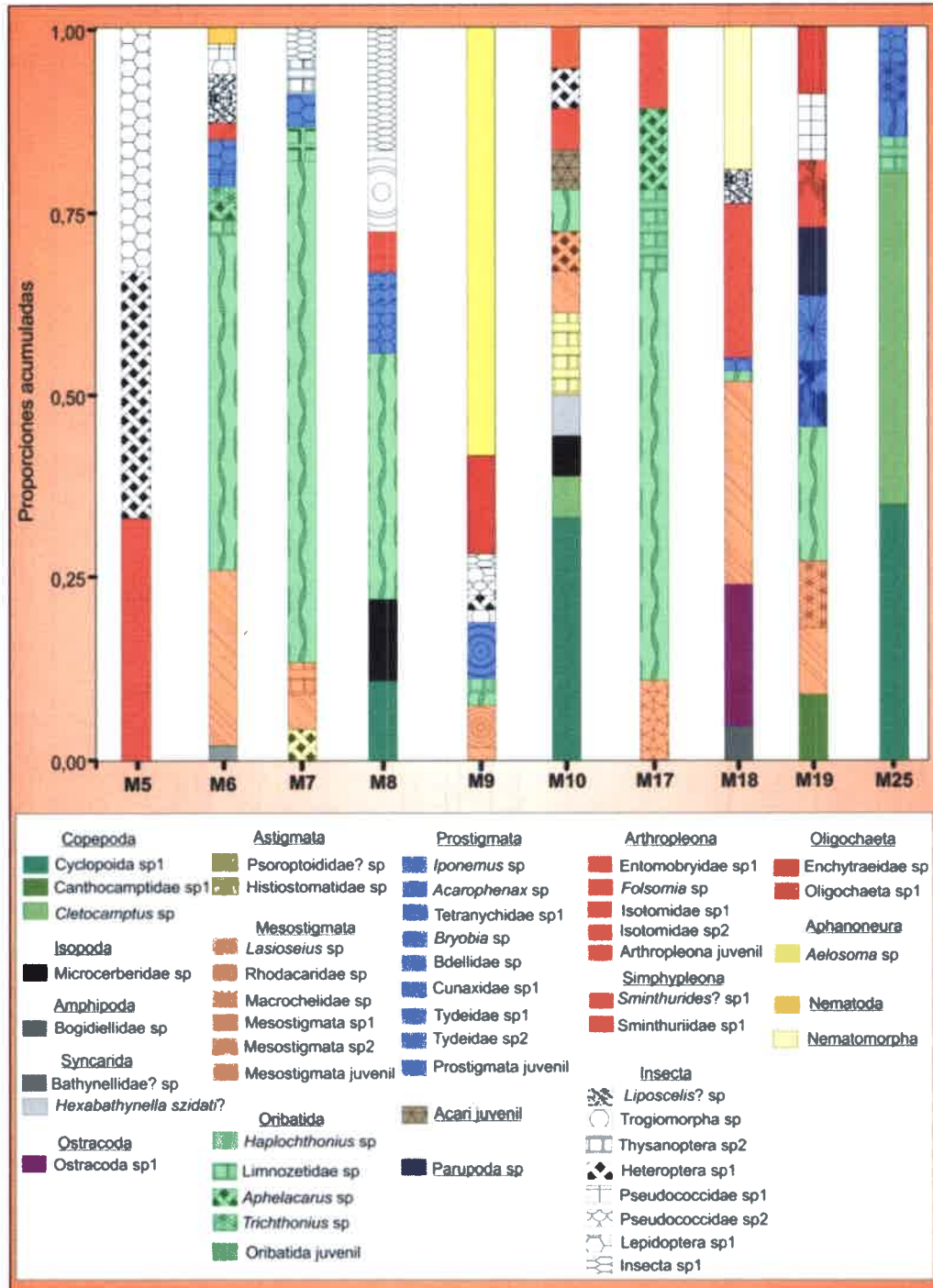


Figura 8.18. Proporciones acumuladas de morfoespecies. Estación húmeda. Ambiente fluvial.

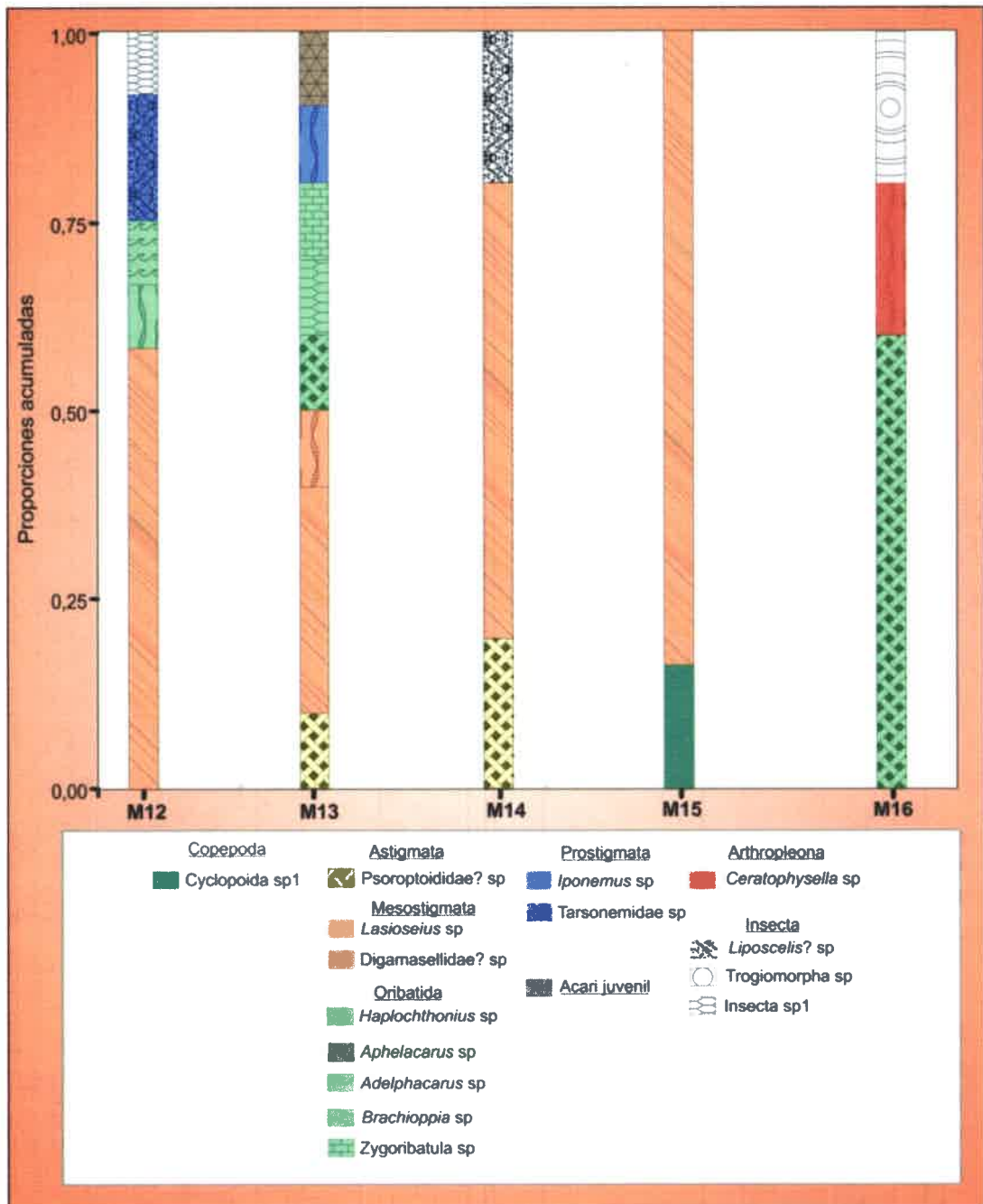


Figura 8.19. Proporciones acumuladas de morfoespecies. Estación húmeda. Ambiente eólico con paleorasgos fluviales.

En el ambiente eólico en la estación húmeda (Figura 8.20) la composición de las comunidades de invertebrados presentó una cierta heterogeneidad mayor a la observada en el eólico con PF. Al igual que en dicho ambiente, Acari fue un taxón ampliamente distribuido, registrándose en todas las perforaciones y dominando en la mayoría de ellas, excepto en M20, donde dominó Oligochaeta y en M22 y M23 en las

cuales predominó Copepoda. Las perforaciones M1, M2, M3 y M4 coincidieron en el predominio de *Haplochthonius* sp y la presencia de *Iponemus* sp (Prostigmata). Las tres primeras perforaciones están emplazadas en el alto estructural del Golf (ver Figura 2.5, Capítulo 2) y M4 se encuentra aguas arriba de las mismas, vinculadas por medio de flujos de agua subterránea. En las perforaciones M11 y M21, ubicadas en plena llanura loésica, alejadas de los cursos de agua, las comunidades estuvieron dominadas por *Lasioseius* sp y la presencia de *Liposcelis?* sp (Insecta). La perforación M24, emplazada en el alto estructural de Espinillo (ver Figura 2.5, Capítulo 2), presentó una alta riqueza taxonómica. Se resalta el predominio de morfoespecies de ácaros y único sitio del ambiente eólico en la estación húmeda en el cual se recolectaron individuos pertenecientes a Collembola.

En el ambiente fluvial en la estación seca (Figura 8.21) se observa una mayor heterogeneidad en cuanto a la composición de las comunidades de invertebrados en cada perforación respecto a la estación húmeda (Figura 8.18). A diferencia de dicha estación en la cual Acari fue el taxón más extendido, en la estación seca no se observó la dominancia general de algún taxón en particular. En esta estación, uno de los taxones con mayor distribución fue Bdelloidea sp1, colectándose en casi todas las perforaciones, a excepción de M17, M19 y M25. Crustacea dominó en M5, M10 y M25, perforaciones que se encuentran localizadas en cercanías del río Cuarto, cuya relación con el acuífero es indiferente. Contrariamente, en las perforaciones M17 y M19, emplazadas a mayor distancia del río que las perforaciones antes nombradas, dominó Acari en ambas perforaciones e Insecta en M19. Al igual que lo acontecido en la estación húmeda, en M9 el taxón dominante fue *Aelosoma* sp y M18 se caracterizó por la presencia de varios taxones (Rotifera, Crustacea, Acari, Diplopoda, Collembola, Insecta, Oligochaeta, Nematoda y Nematomorpha).

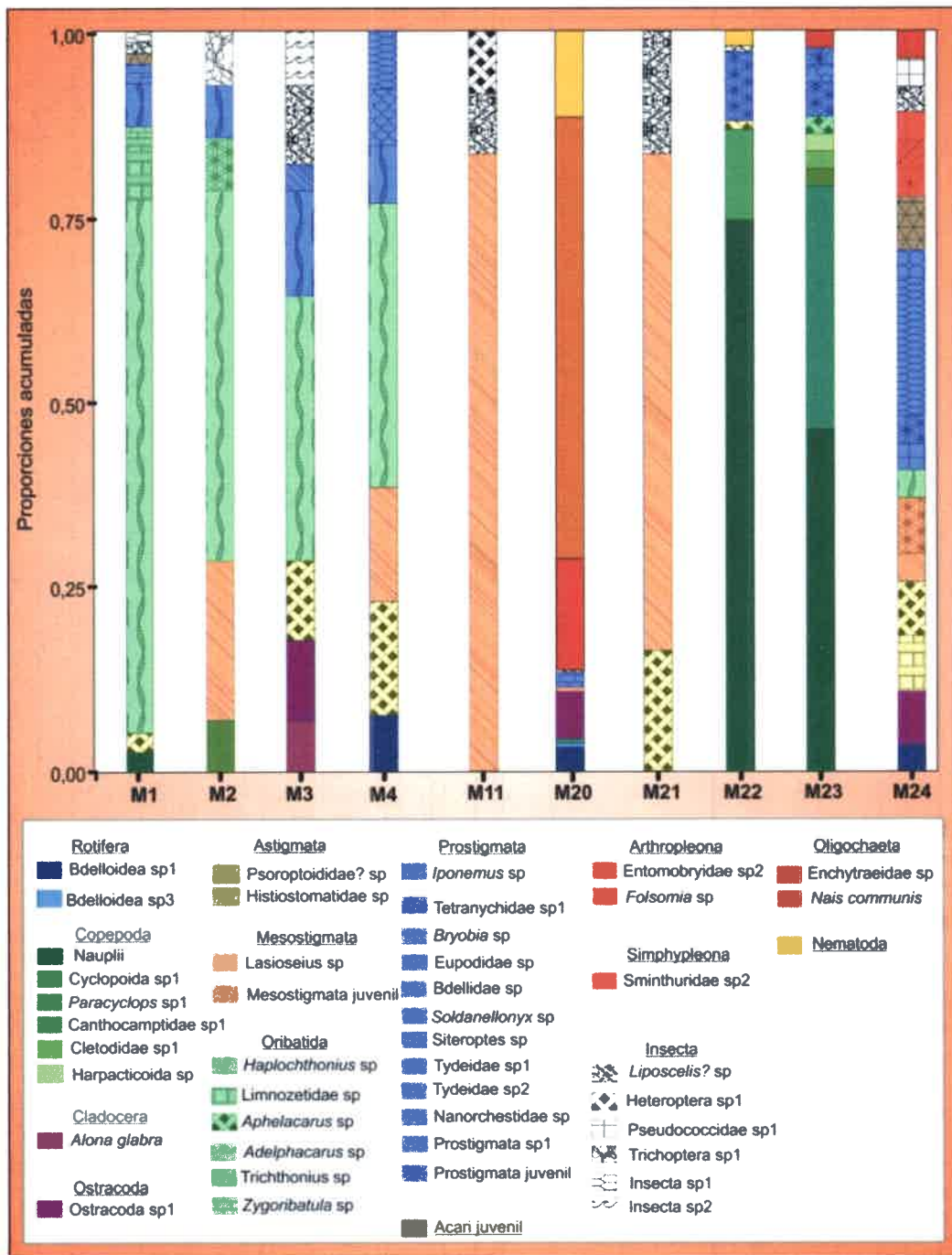


Figura 8.20. Proporciones acumuladas de morfoespecies. Estación húmeda. Ambiente eólico.

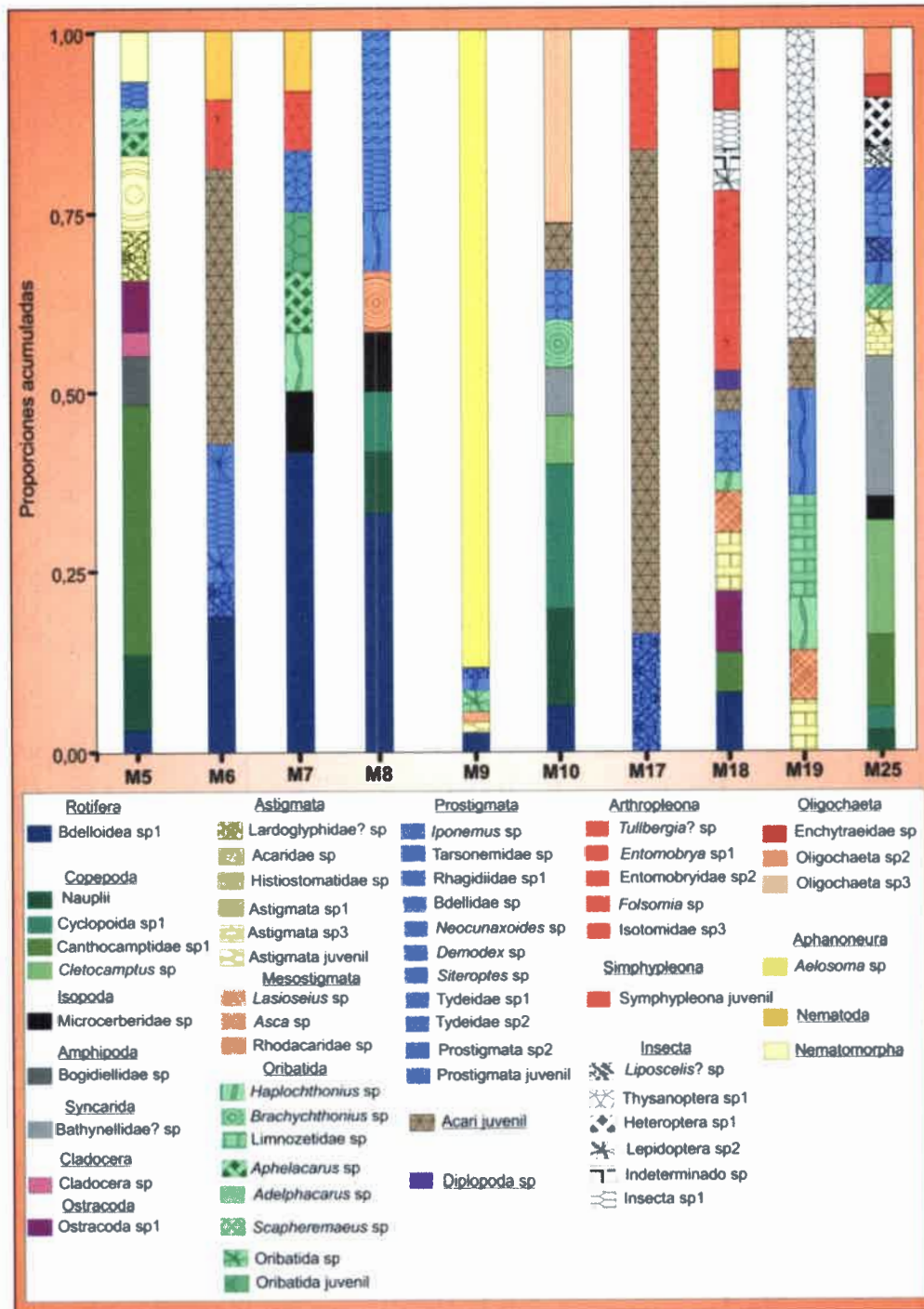


Figura 8.21. Proporciones acumuladas de morfoespecies. Estación seca. Ambiente fluvial.

En el ambiente eólico con PF en la estación seca (Figura 8.22) las comunidades fueron menos homogéneas en cuanto a su composición que en la estación húmeda (Figura 8.19). Al igual que en esta última estación, Acari fue el taxón más extendido en

la estación seca, si bien se diferenció por estar representado mayormente por Prostigmata. El taxón *Bdelloidea sp1* fue registrado en todas las perforaciones, excepto en M16. En las perforaciones M12 y M14 dominó Acari, mientras que en la M15 también lo hizo Crustacea. Nematoda fue el taxón dominante en M13; M16 fue la única perforación en que se recolectaron organismos pertenecientes a Collembola, de modo similar a lo acontecido en la estación húmeda aunque diferentes morfoespecies, y además *Enchytraeidae sp.*

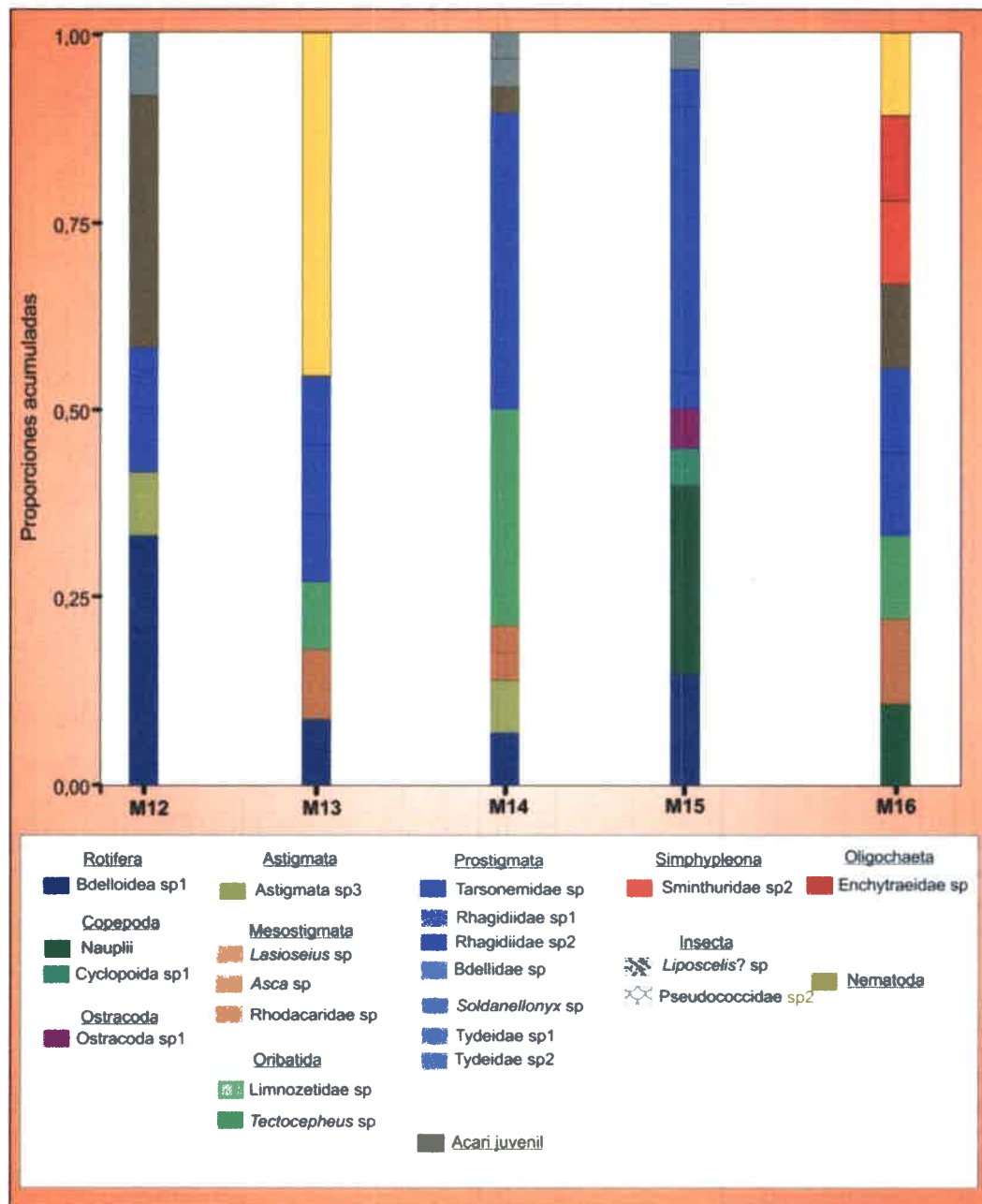


Figura 8.22. Proporciones acumuladas de morfoespecies. Estación seca. Ambiente eólico con paleorasgos fluviales.

En el ambiente eólico en la estación seca (Figura 8.23) las comunidades presentaron mayor heterogeneidad entre las perforaciones en relación a su composición faunística en comparación a la estación húmeda (Figura 8.20). Los taxones más extendidos fueron Acari y Crustacea, mientras que en la estación seca lo fue sólo Acari. Dentro de este taxón el más extendido fue Acari juvenil, presente en todas las perforaciones, excepto en M20. Rotifera fue registrado en todas las perforaciones (excepto en M21 y M23) y estuvo representado por *Bdelloidea sp1* (M1, M2, M4, M11, M22 y M24), *Bdelloidea sp2* (M20) y *Keratella sp* (M3, M4 y M22). A diferencia de lo acontecido en la estación húmeda, en esta estación la similitud en cuanto a la composición faunística entre M1, M2, M3 y M4 dejó de ser evidente. Por otro lado, en M1, M22 y M23 fueron dominantes las morfoespecies de Copepoda. De modo similar a lo observado en la estación húmeda, las perforaciones M11 y M21 fueron dominadas por Acari, particularmente *Acaridae sp* y Acari juvenil en M11 y morfoespecies de Mesostigmata, Oribatida, Prostigmata y Acari Juvenil en M21. Además, se observa en M11 la dominancia a su vez de *Bdelloidea sp1*, y en M21 la presencia de *Liposcelis? sp* y *Microcerberidae sp*. En la perforación M24, permaneciendo con alta riqueza taxonómica en ambas estaciones de muestreo, la abundancia estuvo dominada por *Aelosoma sp*.

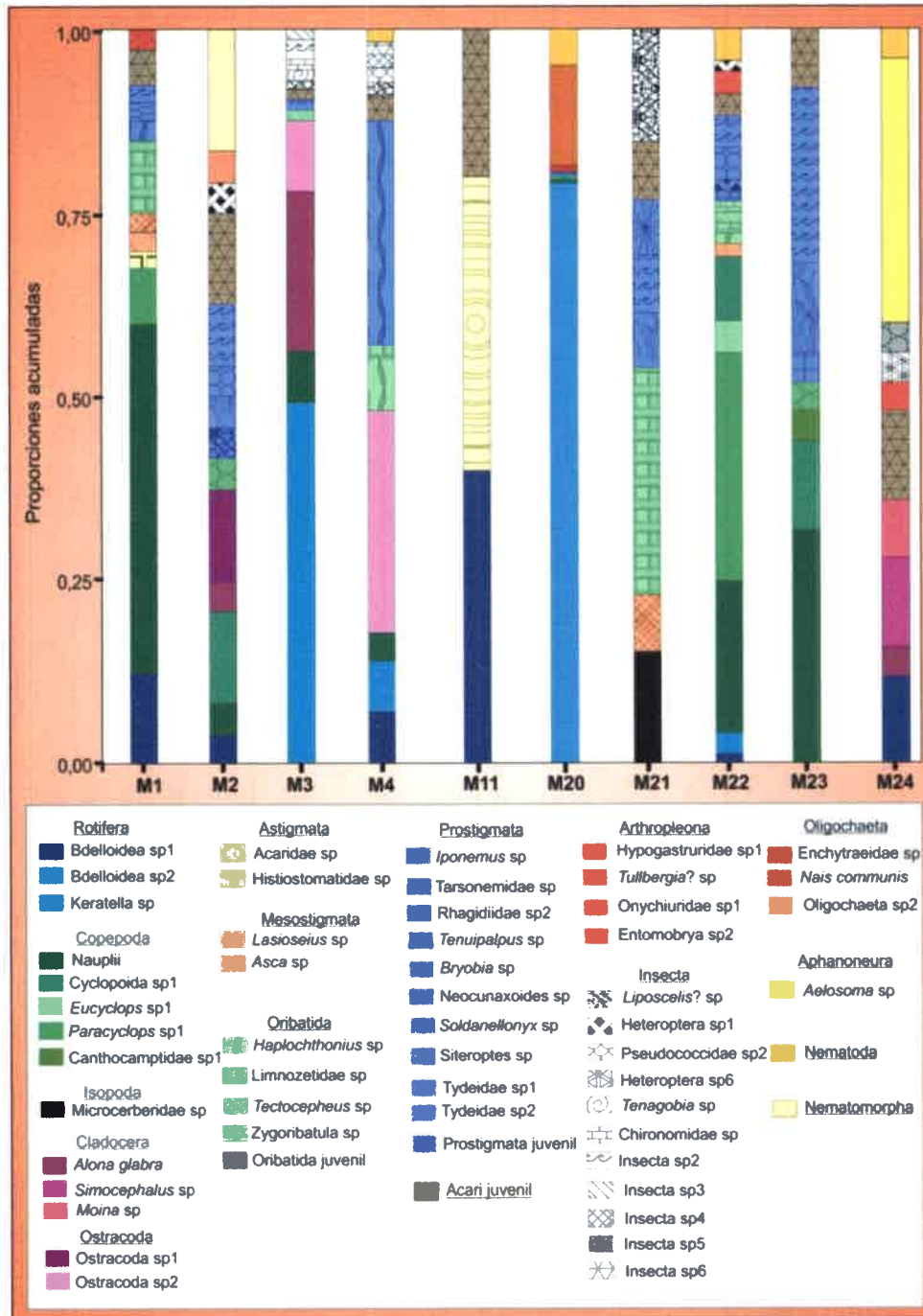


Figura 8.23. Proporciones acumuladas de morfoespecies. Estación seca. Ambiente eólico.

En la Tabla 8.6 se muestran los resultados de los Modelos Lineales Generales Mixtos correspondientes a los parámetros de la estructura de la comunidad.

Tabla 8.6. Valores p de los parámetros fijos y varianzas de los parámetros aleatorios del Modelo Lineal General Mixto.

	Parámetros fijos (valor p)			Parámetros aleatorios (varianza)	
	Ambientes	Bacterias	Ambientes*Bacterias	Estación	Perforación
Riqueza	0,005	<0,0001	0,809	<0,01	1,32
Diversidad H	0,094	0,0001	0,263	<0,01	0,10
Diversidad 1-D	0,370	0,039	0,226	<0,01	0,13
Diversidad Alpha	0,299	0,442	0,727	<0,01	<0,01
Equitatividad	0,361	0,801	0,394	<0,01	0,04
Dominancia	0,250	0,004	0,283	<0,01	0,17

La riqueza taxonómica (Tabla 8.6) presentó diferencias estadísticamente significativas entre los ambientes hidrogeológicos del acuífero, donde el ambiente eólico con PF se diferenció del fluvial y del eólico por menor riqueza ($p < 0,05$) (Figura 8.24). Entre estos dos últimos ambientes la riqueza fue mayor en el fluvial (no corroborado estadísticamente). Además, las perforaciones en las cuales se observó desarrollo bacteriano se diferenciaron de las sin desarrollo por mayor riqueza taxonómica ($p < 0,05$) (Figura 8.24). Este parámetro presentó poca variación estacional (menor varianza), mientras que se observó variación entre las perforaciones (mayor varianza) (Tabla 8.6).

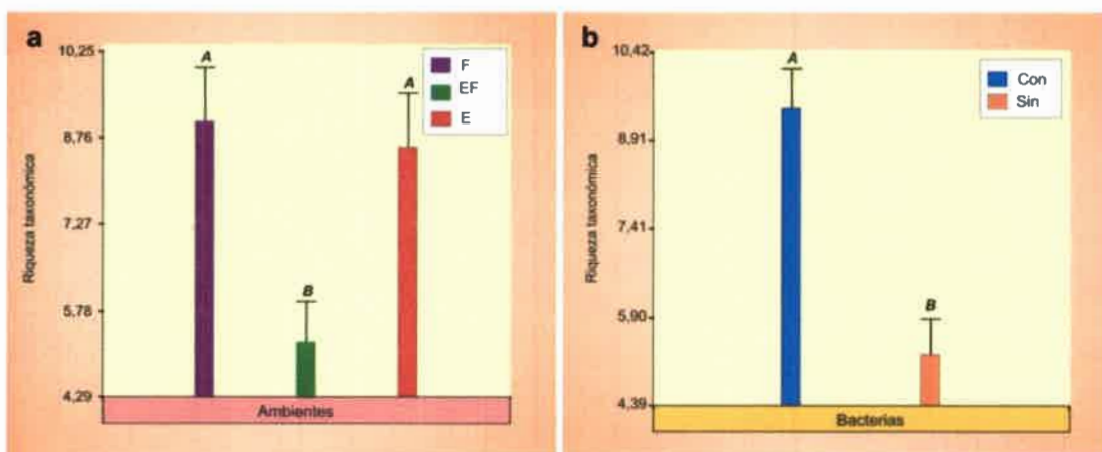


Figura 8.24. Riqueza taxonómica: a) en cada ambiente hidrogeológico (F: fluvial; EF eólico con paleorasgos fluviales; E: eólico) y b) en presencia (con) o en ausencia (sin) de desarrollo bacteriano. Letras diferentes indican diferencias estadísticas significativas (DGC, $p < 0,05$). Las barras indican los errores estándares de las medias del Modelo Lineal General Mixto.

En la estación húmeda, las mayores riquezas taxonómicas acontecieron en M24 y M6 con 16 y 13 morfoespecies respectivamente; en la estación seca en M25, con 17 morfoespecies, y en M18 y M22, con 18 morfoespecies (Tabla 8.5). Contrariamente, las menores riquezas taxonómicas fueron registradas en la estación húmeda en M15, con dos morfoespecies, y en M5, M11, M14, M16 y M21 con tres morfoespecies. En la estación seca, en M11 y M17 con dos morfoespecies (Tabla 8.5).

La falta de variación estacional puede observarse en la Figura 8.25. En la misma se destacan algunas variaciones estacionales puntuales en ciertas perforaciones: aumento en la riqueza taxonómica en la estación seca en las perforaciones M2, M4, M5, M14, M15, M16, M18, M22 y M25; y descenso en M6, M9, M10 y M24.

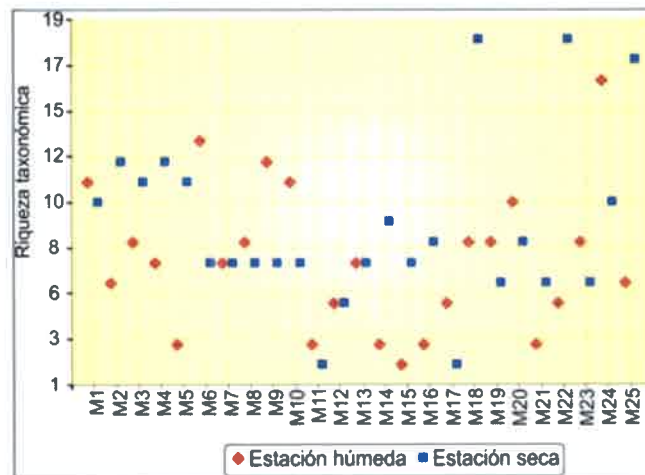


Figura 8.25. Variación estacional de la riqueza taxonómica de invertebrados del agua subterránea.

En cuanto a los índices de diversidad, el índice de diversidad H fue diferente entre los ambientes hidrogeológicos ($p < 0,10$) y entre la presencia o ausencia de bacterias ($p < 0,05$) (Tabla 8.6), mientras que para el índice 1-D sólo se observaron diferencias significativas en cuanto al desarrollo bacteriano y para el índice de diversidad Alpha no se registraron diferencias estadísticamente significativas para ninguno de los dos parámetros fijos analizados ($p > 0,05$) (Tabla 8.6).

Entre los ambientes hidrogeológicos, el fluvial se diferenció del eólico con PF y del eólico (Figura 8.26) por un mayor índice de diversidad H, entre los cuales la diversidad fue mayor en el eólico (no corroborado estadísticamente). El índice de diversidad 1-D presentó mayores valores en el fluvial, con poca variación entre el eólico con PF y el eólico (no corroborado estadísticamente) (Figura 8.27). Por último, el índice de diversidad Alpha presentó sus máximos valores en el ambiente eólico con PF, seguido

por el fluvial y por último el eólico, aunque sus diferencias no fueron estadísticamente significativas (Figura 8.28).

En relación a la presencia o ausencia de bacterias (Figuras 8.26-8.28), los tres índices de diversidad fueron superiores en presencia de bacterias, presentando diferencias estadísticamente significativas para los índices H y 1-D.

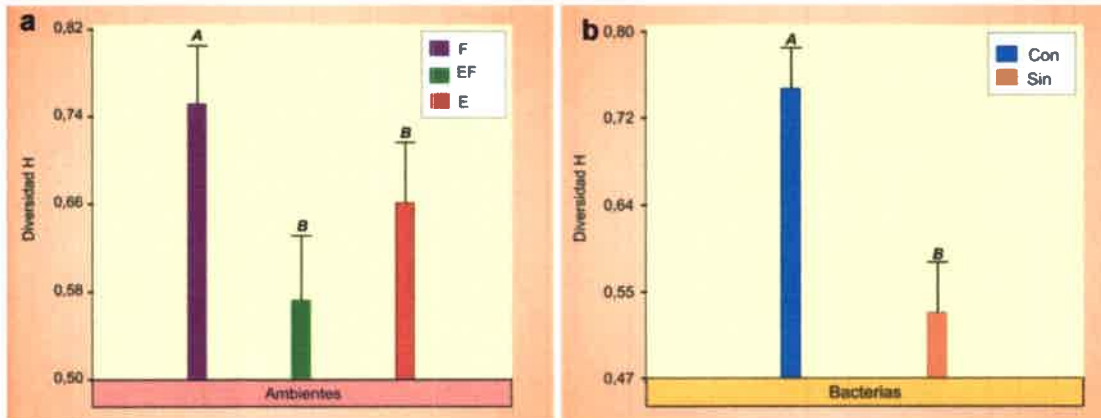


Figura 8.26. Índice de diversidad H: a) en cada ambiente hidrogeológico (F: fluvial; EF eólico con paleorasgos fluviales; E: eólico) y b) en presencia (con) o en ausencia (sin) de desarrollo bacteriano. Letras diferentes indican diferencias estadísticas significativas (DGC, $p < 0,05$). Las barras indican los errores estándares de las medias del Modelo Lineal General Mixto.

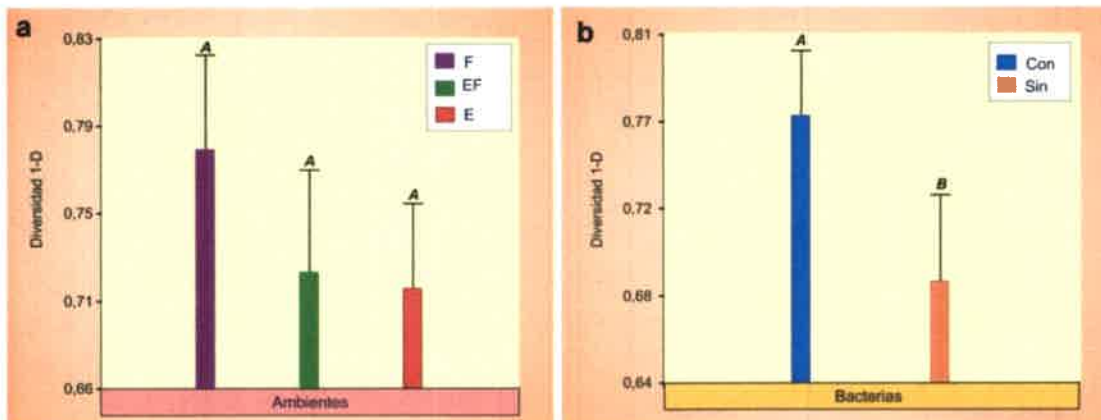


Figura 8.27. Índice de diversidad 1-D: a) en cada ambiente hidrogeológico (F: fluvial; EF eólico con paleorasgos fluviales; E: eólico) y b) en presencia (con) o en ausencia (sin) de desarrollo bacteriano. Letras diferentes indican diferencias estadísticas significativas (DGC, $p < 0,05$). Las barras indican los errores estándares de las medias del Modelo Lineal General Mixto.

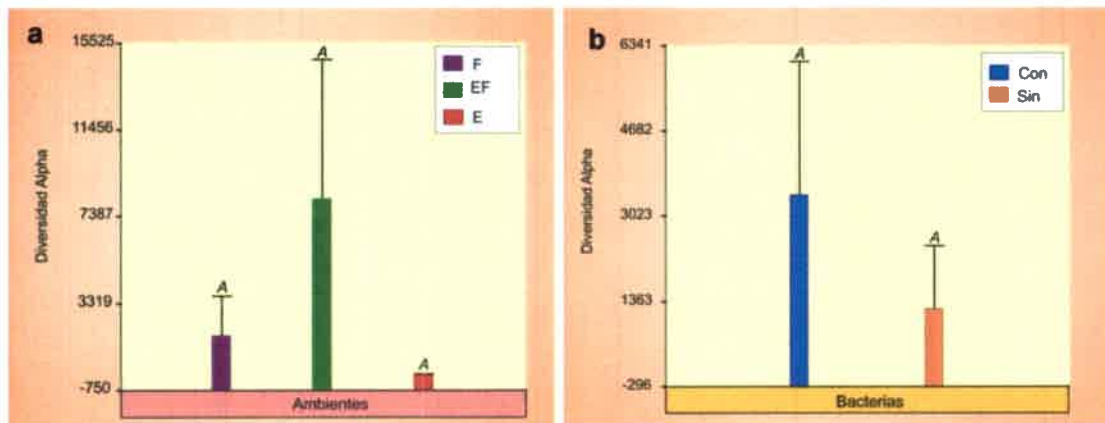


Figura 8.28. Índice de diversidad Alpha: a) en cada ambiente hidrogeológico (F: fluvial; EF eólico con paleorasgos fluviales; E: eólico) y b) en presencia (con) o en ausencia (sin) de desarrollo bacteriano. Letras diferentes indican diferencias estadísticas significativas (DGC, $p < 0,05$). Las barras indican los errores estándares de las medias del Modelo Lineal General Mixto.

Los registros de diversidad para los tres índices computados resultaron ser más variables entre las perforaciones (mayor aporte a la variabilidad del componente aleatorio), que entre las estaciones de muestreo (Tabla 8.6). Las variaciones entre las perforaciones fueron mayores para los índices de diversidad H y 1-D que para el Alpha. De esta manera, en la estación húmeda las menores diversidades fueron registradas en M11 y M15, según los tres índices (Tabla 8.5). De modo contrario, las mayores diversidades fueron observadas en M19 y M24 según los tres índices y en M10 (índice H), M13 (índice 1-D) y en M5 (índice Alpha) (Tabla 8.5). En la estación seca, las menores diversidades acontecieron en M22, M17, M4 y M13, según el índice H; en M9, M20 y M3 según el índice 1-D; y en M20 y M11 según el índice Alpha (Tabla 8.5). Así mismo, las mayores diversidades se computaron en M18, M24 y M11 según el índice H; en M18, M2 y M25 en base al índice 1-D; y en M16 y M17 según el índice Alpha (Tabla 8.5).

La equitatividad no presentó diferencias estadísticamente significativas entre los ambientes hidrogeológicos y en cuanto a la presencia o ausencia de bacterias ($p > 0,05$) (Tabla 8.6). Los registros de esta variable fueron menores en el ambiente eólico, seguido por el fluvial y con los valores más altos en el eólico con PF. Por otro lado, la presencia de bacterias condicionó menores valores de equitatividad (no corroborado estadísticamente) (Figura 8.29). Como puede observarse en la Tabla 8.6, no existió variación estacional en esta variable pero sí entre perforaciones, si bien dicha variación, al igual que en el resto de los índices, fue menor que lo acontecido

para la riqueza taxonómica. Las perforaciones caracterizadas por menores equitatividades en la estación húmeda fueron M1 y M11, mientras que por las mayores M5, M19, M24 y M13. De modo similar, en la estación seca se observaron equitatividades menores en M9 y M20, mientras que en M11, M16 y M17, las mismas fueron mayores (Tabla 8.5).

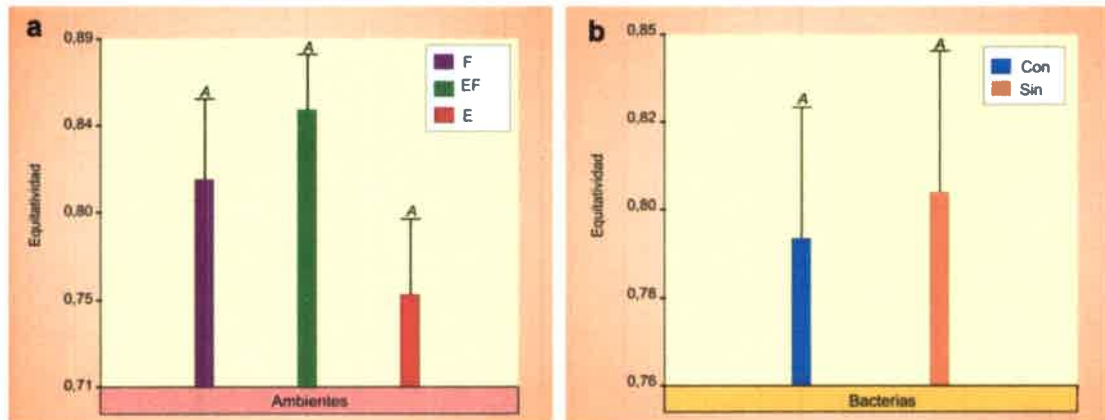


Figura 8.29. Equitatividad en: a) en cada ambiente hidrogeológico (F: fluvial; EF eólico con paleorasgos fluviales; E: eólico) y b) en presencia (con) o en ausencia (sin) de desarrollo bacteriano. Letras diferentes indican diferencias estadísticas significativas (DGC, $p < 0,05$). Las barras indican los errores estándares de las medias del Modelo Lineal General Mixto.

Por último, la dominancia no presentó diferencias estadísticamente significativas ($p > 0,05$) entre los ambientes hidrogeológicos, mientras que dicha diferencia fue significativa en cuanto al desarrollo bacteriano ($p < 0,05$) (Tabla 8.6). Los valores de dominancia fueron superiores en el ambiente eólico con PF, seguido por el eólico y con menores registros en el fluvial, si bien estas diferencias como fue señalado anteriormente no fueron estadísticamente significativas (Figura 8.30). Contrariamente, la dominancia fue significativamente mayor en ausencia de bacterias (Figura 8.30). De modo similar a la mayoría de los parámetros de la comunidad, la dominancia resultó ser más variable entre las perforaciones que entre las estaciones de muestreo, mostrando poca variabilidad estacional (Tabla 8.6). En la estación húmeda las perforaciones con menores dominancias fueron M19 y M24, mientras que M15, M11 y M1 se caracterizaron por los mayores registros de dicha variable (Tabla 8.5). En M15 y M11 la morfoespecie dominante fue *Lasioseius* sp (Figuras 8.18 y 8.19) y en M1 *Haplochthonius* sp (Figura 8.20). En la estación seca, las menores dominancias acontecieron en M18 y M16, mientras que las mayores fueron observadas en M9, M20

y M3. En M9 la morfoespecies dominante fue *Aelosoma* sp (Figura 8.21), en M20 *Bdelloidea* sp2 y en M3 *Keratella* sp (Figura 8.23).

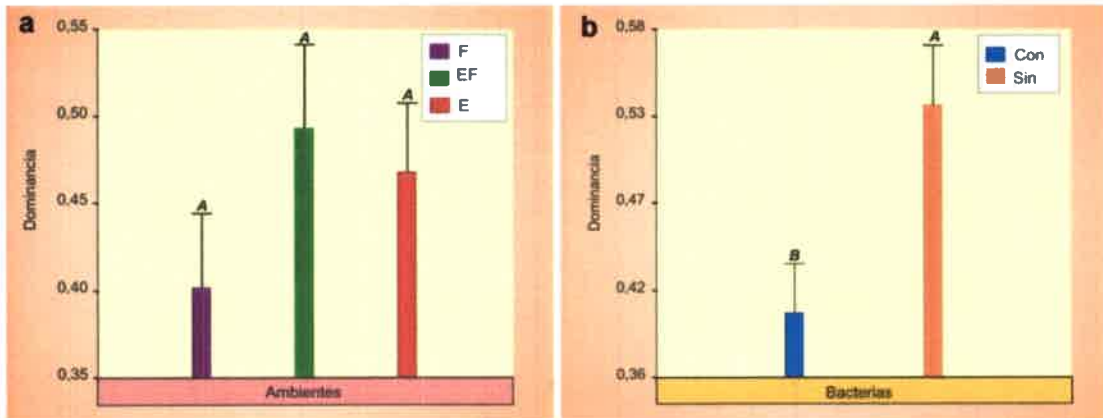


Figura 8.30. Dominancia en: a) en cada ambiente hidrogeológico (F: fluvial; EF eólico con paleorasgos fluviales; E: eólico) y b) en presencia (con) o en ausencia (sin) de desarrollo bacteriano. Letras diferentes indican diferencias estadísticas significativas (DGC, $p < 0,05$). Las barras indican los errores estándares de las medias del Modelo Lineal General Mixto.

La distribución espacial heterogénea de los diferentes parámetros entre las perforaciones será discutida en el Capítulo 9 en relación a los condicionantes ambientales de dicha distribución.

8.3.2. Estadística multivariada

En la Figura 8.31 se presenta la salida gráfica del análisis de correspondencia detendenciado (ACd) mostrando el ordenamiento de los tres ambientes hidrogeológicos del acuífero en las dos estaciones de muestreo en base a la abundancia de los taxones de invertebrados de alto rango.

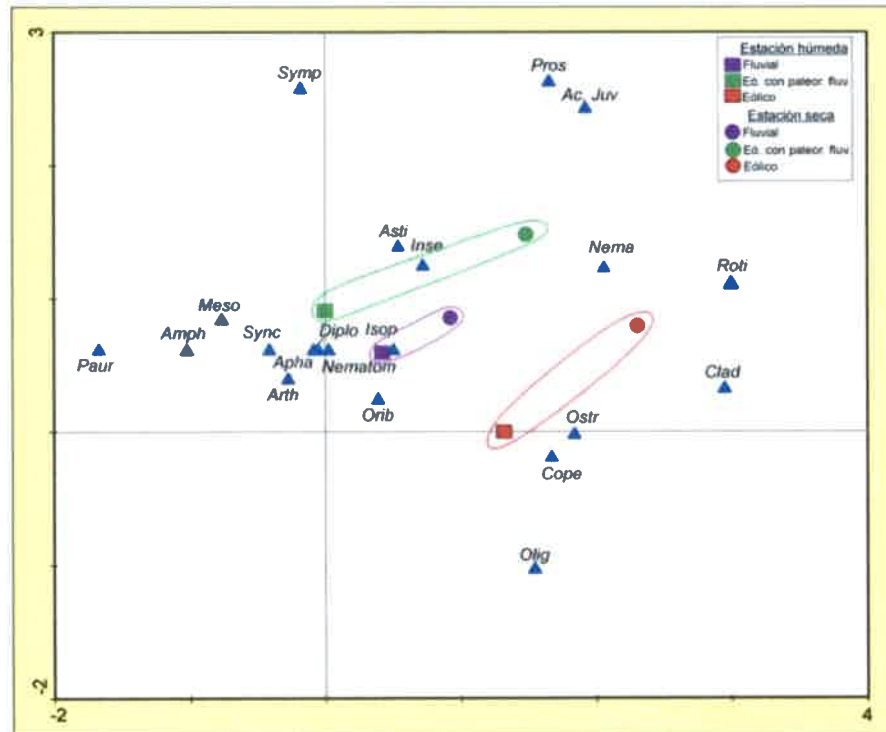


Figura 8.31. ACd. Ordenamiento de ambientes hidrogeológicos del acuífero en las estaciones de muestreo húmeda y seca en base a la abundancia de los taxones de alto rango. Los taxones están representados por triángulos. Código de taxones de alto rango ver Anexo 1.

Los ambientes fueron agrupados según su característica hidrogeológica, observándose un gradiente en la composición de las comunidades. El ambiente fluvial y el eólico con PF fueron más similares entre sí, diferenciándose del eólico. De los tres ambientes, el fluvial fue el que presentó menor diferencia estacional, reflejado en el gráfico por la menor distancia entre las muestras de la estación húmeda y seca. De esta manera, se evidencia la utilidad a un nivel de resolución taxonómica baja, de taxones de alto rango, para la diferenciación de los ambientes hidrogeológicos.

Con el ambiente eólico se vincularon principalmente los taxones Nematoda, Rotifera, Cladocera, Ostracoda, Copepoda, Oligochaeta y Oribatida. Por otro lado, con el ambiente eólico con PF se vincularon principalmente Astigmata, Insecta, Prostigmata y Acari juvenil. Mientras tanto, al ambiente fluvial se relacionaron

Nematomorpha, Isopoda, Diplopoda, Aphanoneura, Syncarida, Pauropoda, Mesostigmata, Amphipoda e Insecta.

A continuación se presentan los resultados de los ACd correspondientes a la ordenación de las muestras de cada ambiente hidrogeológico del acuífero y por estación de muestreo, en base a la abundancia de taxones de alto rango.

En el ambiente fluvial en la estación húmeda (Figura 8.32) se observa la separación en el eje 1 de M18 y M9, ubicadas en extremos opuestos, del resto de las perforaciones. Con la perforación M18 se asoció Arthropleona, Nematomorpha, Ostracoda, Amphipoda y Mesostigmata, mientras que con M9 Oligochaeta y Aphanoneura. En el eje 2 (Figura 8.32) se produjo la separación de M25, asociada a Copepoda; M10, vinculada a Astigmata, Syncarida e Isopoda; y en el extremo opuesto M17, M6 y M7 asociadas a Oribatida. Además, con M5 se asoció Symphypleona; con M8 y M19 Insecta y Pauropoda respectivamente.

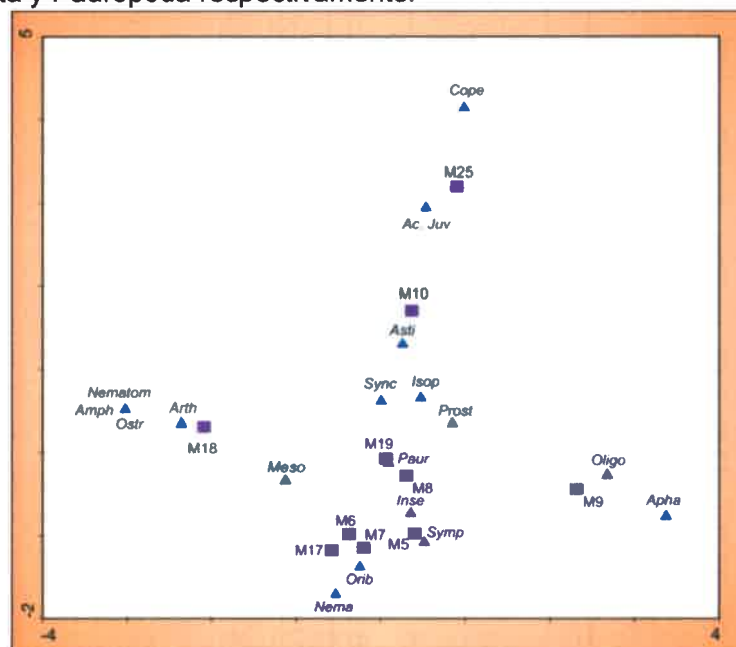


Figura 8.32. ACd. Ordenamiento del ambiente fluvial en base a la abundancia de los taxones de alto rango. Estación húmeda. Los taxones están representados por triángulos. Código de taxones de alto rango ver Anexo 1.

En la estación seca, la separación de las perforaciones en el ambiente fluvial (Figura 8.33) fue menos notoria que lo acontecido en la estación húmeda. Al igual que en dicha estación, Aphanoneura se asoció a M9 y en la estación seca también Mesostigmata, y se diferenció claramente del resto de las perforaciones. Además, M5

se diferenció por la abundancia de Isopoda, Ostracoda, Amphipoda, Cladocera, Copepoda, Astigmata y Nematomorpha. Por último, el resto de las perforaciones fueron un grupo no asociado a ningún taxón en particular.

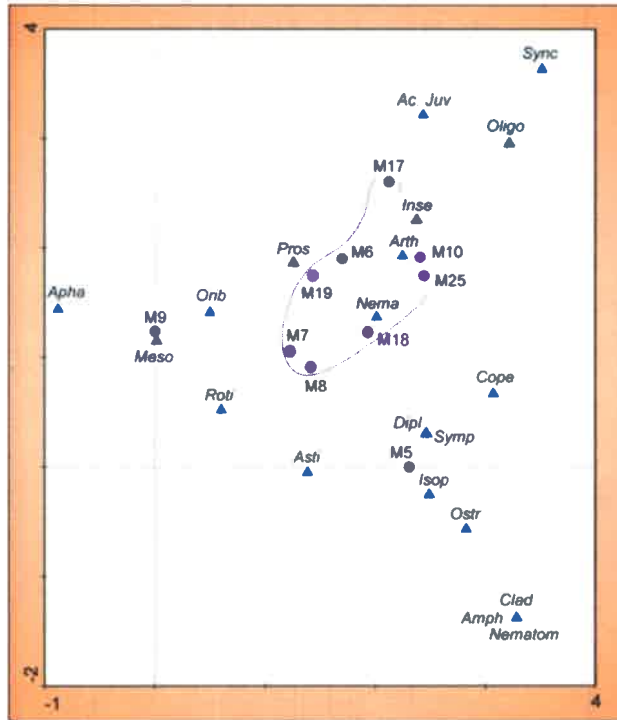


Figura 8.33. ACd. Ordenamiento del ambiente fluvial en base a la abundancia de los taxones de alto rango. Estación seca. Los taxones están representados por triángulos. Código de taxones de alto rango ver Anexo 1.

En el ambiente eólico con PF en la estación húmeda (Figura 8.34), en el eje 1 se observa que la perforación M16 se separó del resto, asociada a Oribatida, Arthropleona e Insecta. En el eje 2, M14 se diferenció del resto de las perforaciones vinculada a los taxones Astigmata, Mesostigmata e Insecta. Además, M15 se diferenció de M12 y M13, las cuales presentaron alta similitud. Copepoda y Mesostigmata se relacionaron a M15, mientras que Mesostigmata a las últimas dos perforaciones.

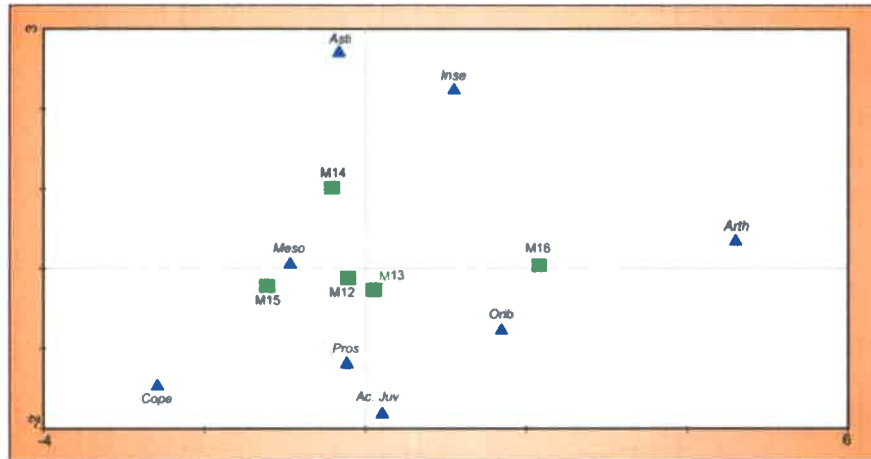


Figura 8.34. ACd. Ordenamiento del ambiente eólico con paleorasgos fluviales en base a la abundancia de los taxones de alto rango. Estación húmeda. Los taxones están representados por triángulos. Código de taxones de alto rango ver Anexo 1.

En la estación seca (Figura 8.35), las perforaciones presentaron mayor diferenciación entre ellas, si bien el gradiente correspondiente al eje 1 fue mayor en la estación húmeda, pero con ninguna de ellas se asoció fuertemente algún taxón en particular. De esta manera, Nematoda se asoció a M13; Symphyleona y Oligochaeta a M16; Rotifera, Oribatida e Insecta a M14; Acari juvenil y Astigmata a M12; y Copepoda y Ostracoda a M15.

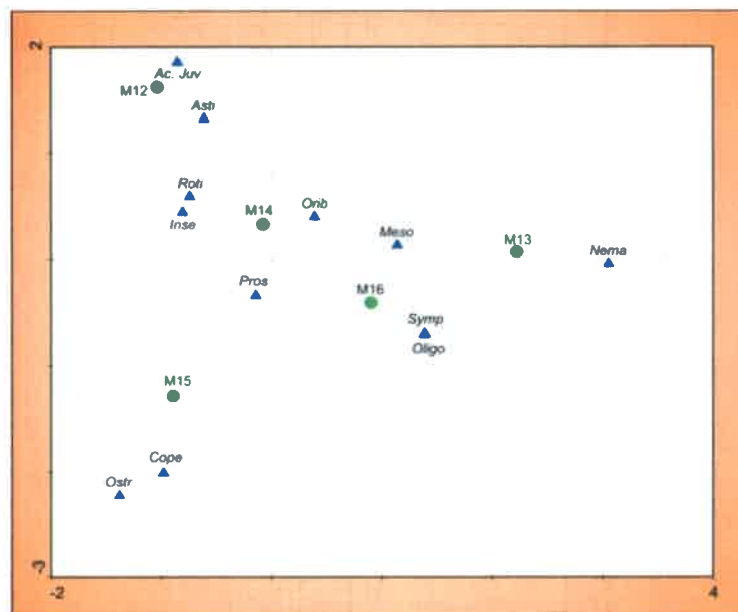


Figura 8.35. ACd. Ordenamiento del ambiente eólico con paleorasgos fluviales en base a la abundancia de los taxones de alto rango. Estación seca. Los taxones están representados por triángulos. Código de taxones de alto rango ver Anexo 1.

El ambiente eólico en la estación húmeda (Figura 8.36) se observa una clara separación de las perforaciones. En el eje 1 la perforación M20, asociada con Oligochaeta, Nematoda, Rotifera y Ostracoda, se apartó del resto, mientras que en el extremo opuesto se ubican M22 y M23 fuertemente vinculadas a la abundancia de Copepoda. En eje 2 se aprecia la separación de M11 y M21, caracterizadas por el taxón Mesostigmata, y en su extremo opuesto M1, asociada a Oribatida. Además, se produjo la separación de M24 (perforación con mayor espesor de ZNS: 30 m), con Arthropleona y Symphypleona como taxones característicos; y un grupo conformado por M2, M3 y M4, con los cuales estuvieron asociados Oribatida, y particularmente M3 con Cladocera.

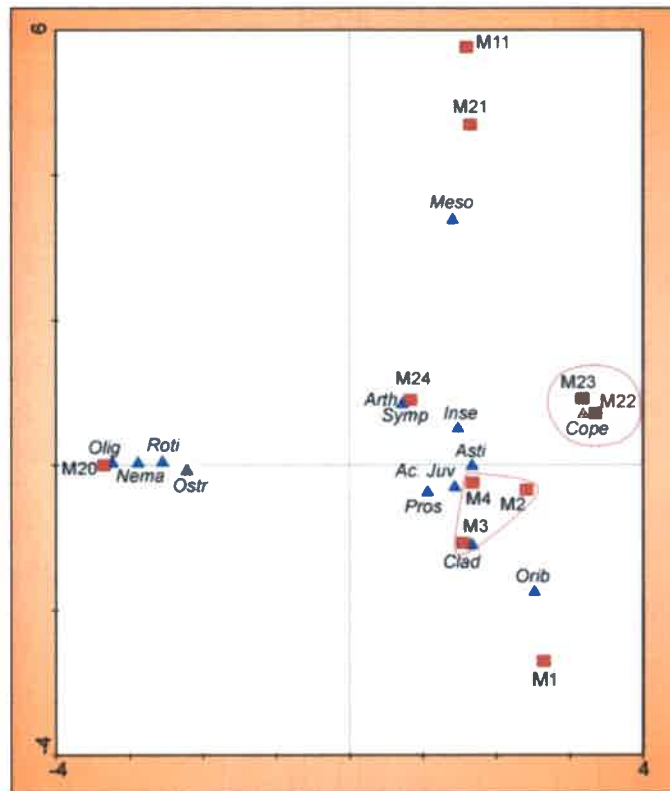


Figura 8.36. ACd. Ordenamiento del ambiente eólico en base a la abundancia de los taxones de alto rango. Estación húmeda. Los taxones están representados por triángulos. Código de taxones de alto rango ver Anexo 1.

En la estación seca en el ambiente eólico (Figura 8.37) se observa en términos generales una similar separación de las perforaciones respecto a la estación húmeda, si bien se asociaron a diferentes taxones. De esta manera, en el eje 1 se produjo la separación de M24, caracterizada por Aphanoneura y Cladocera, y en el extremo opuesto M21 asociada a Isopoda, Mesostigmata y Oribatida. En el eje 2 se observa la

segregación de M11, vinculada a Astigmata; M20 a Nematoda, Oligochaeta y Rotifera; y en el extremo opuesto un grupo conformado por M2, M3 y M4 asociadas principalmente a Ostracoda, mientras que M3 se vinculó también a Cladocera. Además, se distinguió un grupo formado por M1, M22 y M23 caracterizados por Copepoda y Oribatida.

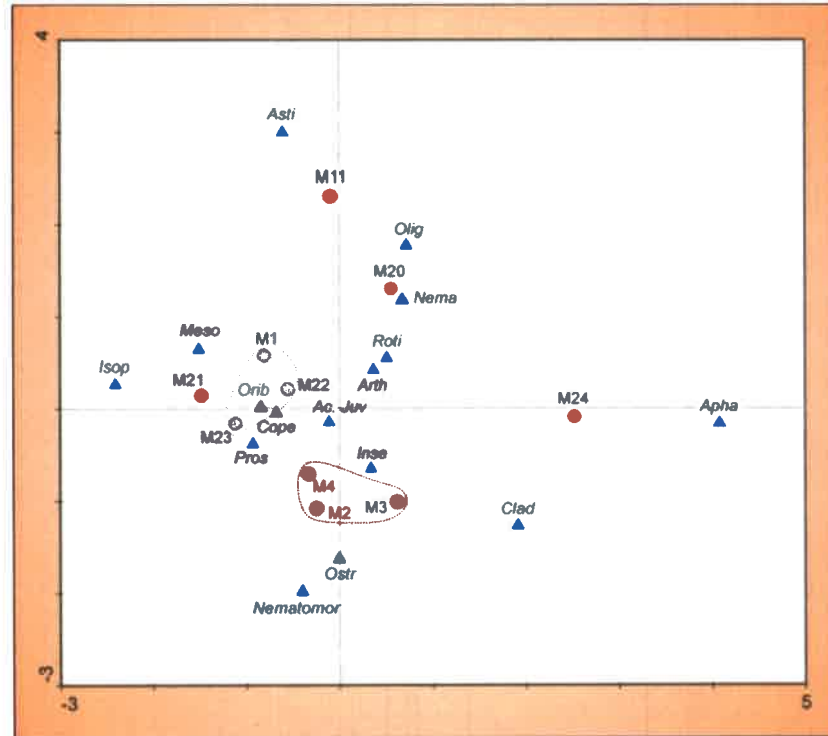


Figura 8.37. ACd. Ordenamiento del ambiente eólico en base a la abundancia de los taxones de alto rango. Estación seca. Los taxones están representados por triángulos. Código de taxones de alto rango ver Anexo 1.

En la Figura 8.38 se muestra el ordenamiento de los ambientes hidrogeológicos en las dos estaciones de muestreo en base a la abundancia de las morfoespecies. Se observa una mayor diferenciación entre los mismos en comparación con el agrupamiento en base a los taxones de alto rango (Figura 8.31). En la estación húmeda, el ambiente fluvial y el eólico fueron más similares entre sí, diferenciándose del eólico con PF. En la estación seca, el ambiente eólico con PF y el fluvial fueron más parecidos entre sí, alejándose del eólico. El ambiente con mayor diferencia estacional en cuanto a la composición a nivel de morfoespecies fue el eólico con PF, mientras que las diferencias temporales entre los dos ambientes restantes fueron similares.

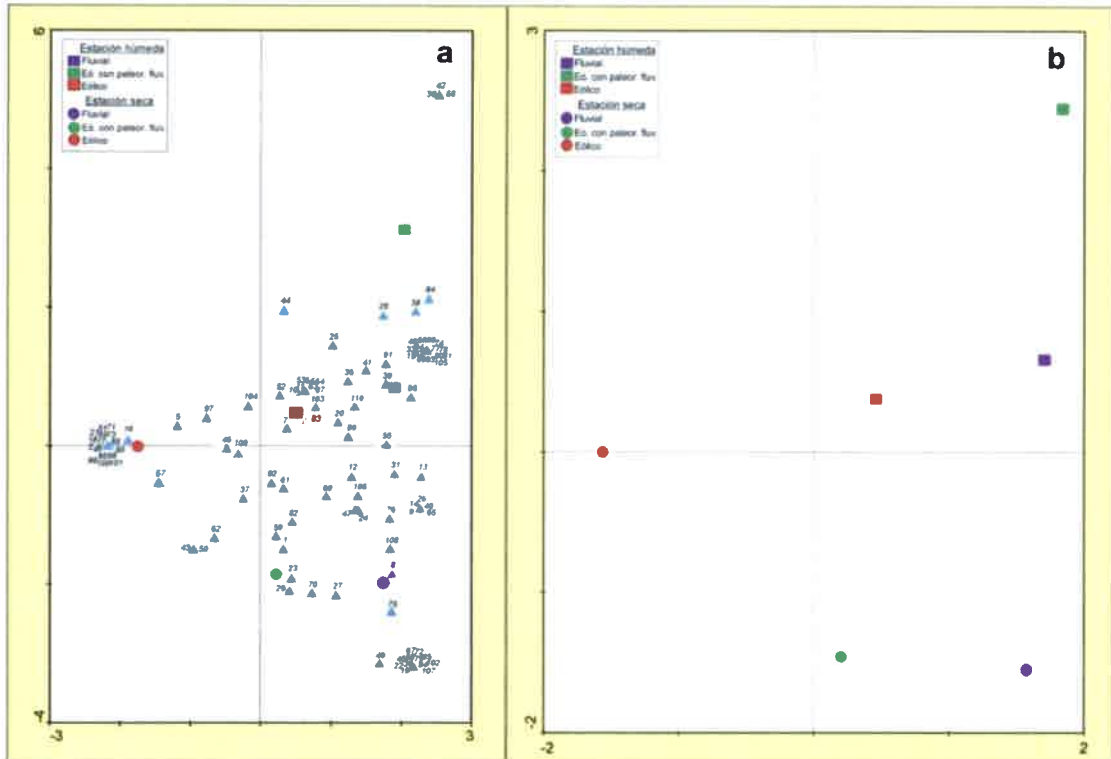


Figura 8.38. ACd. a) Ordenamiento de ambientes hidrogeológicos del acuífero en las estaciones de muestreo húmeda y seca en base a la abundancia de morfoespecies. b) Detalle de los ambientes hidrogeológicos para cada estación de muestreo. Las morfoespecies están representadas por triángulos. Código de morfoespecies ver Anexo 2.

En la Figura 8.39 se representa el ordenamiento de las perforaciones correspondientes al ambiente fluvial para la estación húmeda y seca en base a la abundancia de morfoespecies. Las perforaciones M6, M7, M8, M9, M10 y M25 presentaron poca variación estacional, en especial M9. De modo contrario, M5 y M19 se caracterizaron por alta variación estacional.

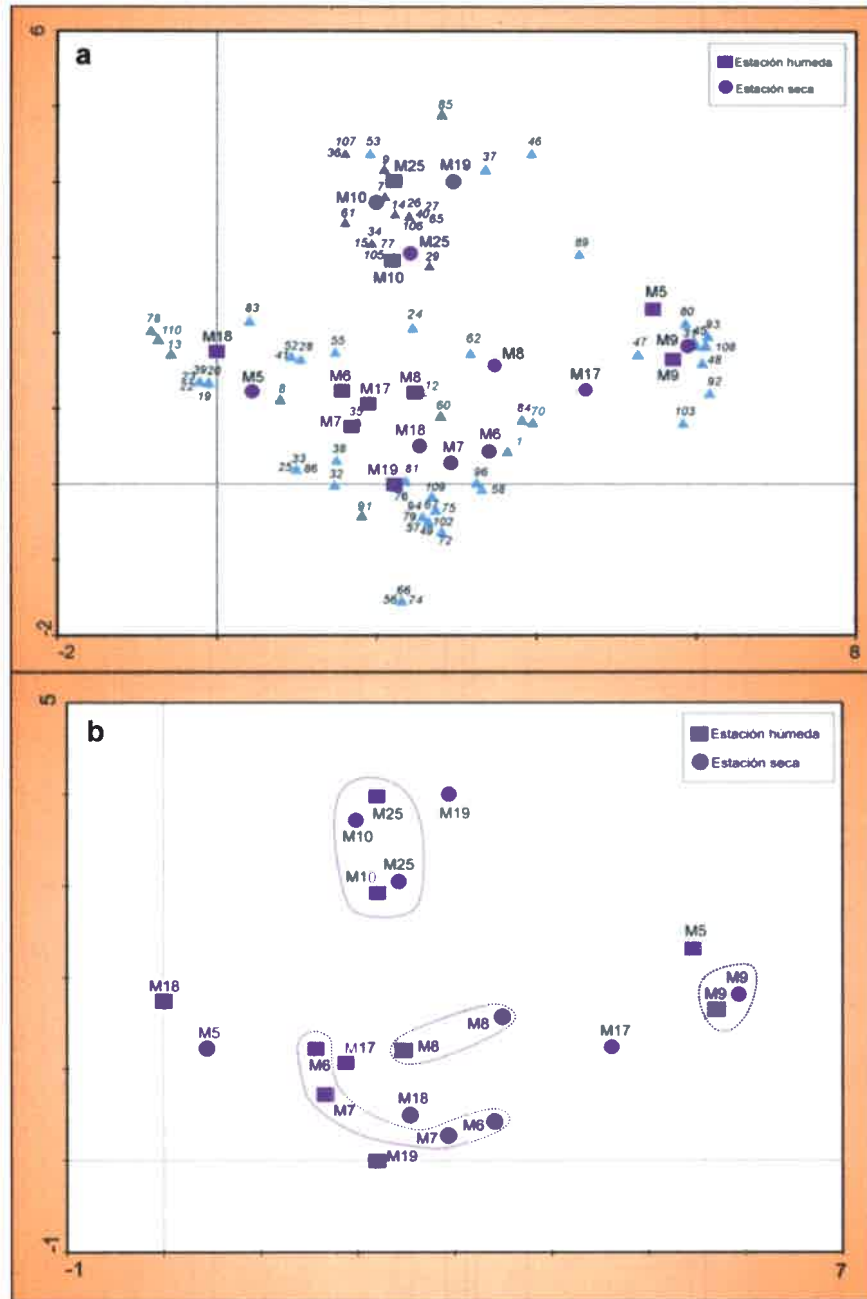


Figura 8.39. ACd. a) Ordenamiento de las muestras del ambiente fluvial en las estaciones húmeda y seca en base a la abundancia de morfoespecies. b) Detalle de las muestras para cada estación de muestreo. Las morfoespecies están representadas por triángulos. Código de morfoespecies ver Anexo 2.

Considerando sólo las perforaciones en la estación húmeda, en el eje 1 se separaron M9 y M5, y M18 ubicada en el extremo opuesto. Entre las morfoespecies que caracterizaron a estas perforaciones se encuentran para M9 Rhodacaridae sp, *Acarophenax* sp, Pseudococcidae sp2, Lepidoptera sp1, Enchytraeidae sp y *Aelosoma* sp; *Sminthurides?* sp1 y Heteroptera sp1 para M5; y con M18 se asoció *Liposcelis?* sp, Isotomidae sp2, Nematormorpha sp y Bogidiellidae sp. En el eje 2 se observa la separación de M25 y M10 del resto de las perforaciones. Las morfoespecies Cyclopoida sp1 y *Cletocamptus* sp se asociaron a dichas perforaciones, y Microcerberidae sp a M10. Además, se distingue el grupo conformado por M6, M7, M8 y M17, cercano a M19, cuya morfoespecie vinculada a las mismas fue *Haplochthonius* sp.

En cuanto a la estación seca, en el eje 1 se separaron las perforaciones M9 y M17, y M5 en el extremo opuesto. Las morfoespecies asociadas a M9 fueron Oribatida sp, *Aelosoma* sp, al igual que en la estación húmeda, y Tarsonemidae sp. Esta última vinculada a M17. Por otro lado, Canthocamptidae sp1 fue la morfoespecie que se asoció a M5. En el eje 2 se observa la diferenciación de M10, M25 y M19 del resto de las perforaciones. Cyclopoida sp1, *Cletocamptus* sp, Bathynellidae?sp y Tydeidae sp1 se vincularon a M10 y M25, además Tetranychidae sp1 y Microcerberidae sp a M10 y M25 respectivamente. Con M19 se asoció principalmente Limnozetestidae sp y Thysanoptera sp1. Además, M6, M7 y M18 se asociaron por su parecido y M8, se ubicó en el centro del gráfico. Bdelloidea sp1 fue la morfoespecie vinculada a dichas perforaciones.

En la Figura 8.40 se presenta el gráfico ACd correspondiente al ambiente eólico con PF. En el eje 1 se separan las perforaciones en la estación húmeda, mientras que en el eje 2 las perforaciones en la estación seca. M12, M14 y M15 presentaron poca variación estacional, mientras que en M13 y M16 dicha variación fue mayor.

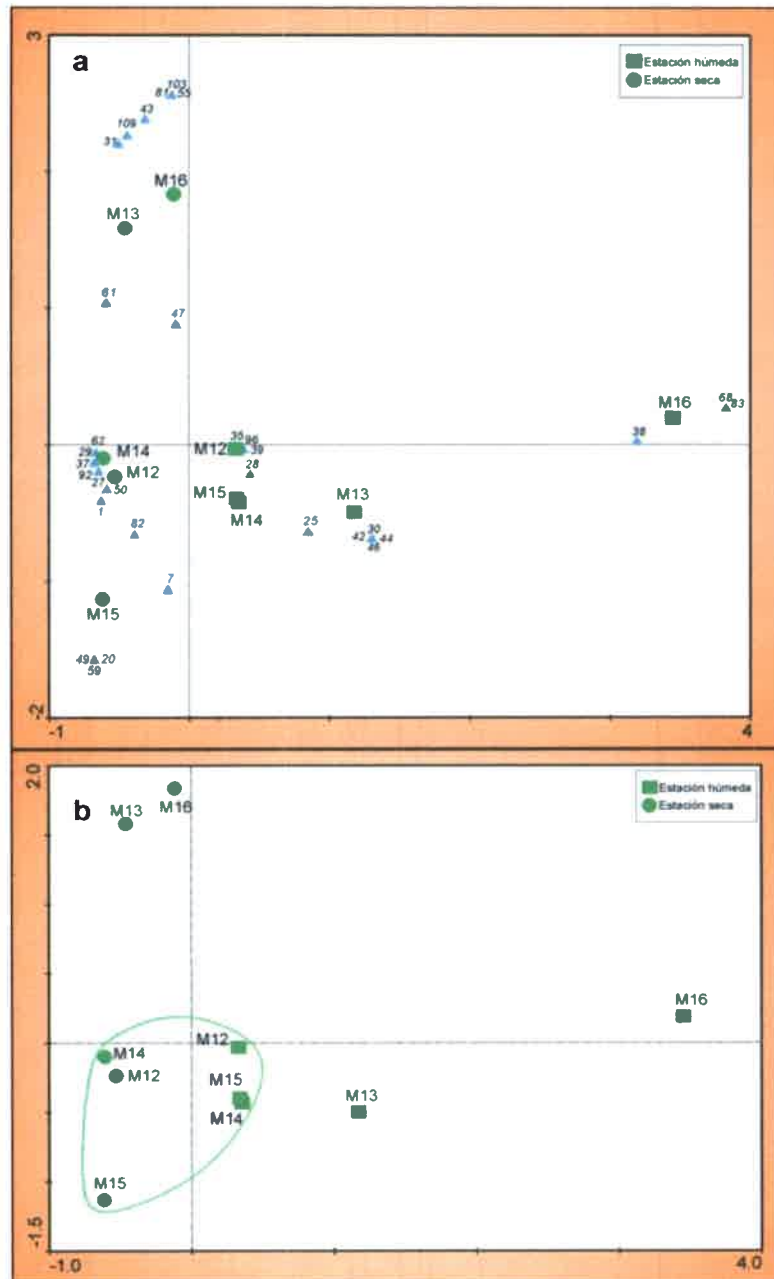


Figura 8.40. ACd. a) Ordenamiento de las muestras del ambiente eólico con paleorasgos fluviales en las estaciones húmeda y seca en base a la abundancia de morfoespecies. b) Detalle de las muestras para cada estación de muestreo. Las morfoespecies están representadas por triángulos. Código de morfoespecies ver Anexo 2.

En la estación húmeda, M16 se diferenció del resto de las perforaciones y en menor medida también lo hizo M13. Las morfoespecies que se asociaron a M16 fueron *Aphelacarus* sp, *Ceratophysella* sp y *Trogiomorpha* sp. Con M13 se vinculó

Psoroptoididae? sp, Digamasellidae sp, *Brachioppia* sp, *Zygoribatula* sp e *Iponemus* sp. Las perforaciones M14 y M15 fueron similares en cuanto a la abundancia de las morfoespecies y en menor medida a M12. Con estas tres perforaciones estuvieron vinculadas las morfoespecies *Lasioseius* sp, y *Haplochthonius* sp, *Adelphacarus* sp e Insecta sp1 a M12.

En la estación seca, las perforaciones M13 y M16 se diferenciaron del resto y con ellas se vincularon *Tectocepheus* sp, Nematoda sp, Bdellidae sp, Sminthuriidae sp2 y Enchytraeidae sp. M12 y M14 se asociaron entre sí y las morfoespecies relacionadas fueron Astigmata sp3; Rhagidiidae sp2 a M12, mientras que *Asca* sp, Limnozetestidae sp, Tydeidae sp2 y Pseudococcidae sp2 a M14. Por último, M15 se ubicó en el extremo del eje 2, relativamente asociadas a las dos últimas perforaciones, y con ella se asoció Cyclopoida sp1, Ostracoda sp1, Rhagidiidae sp1, *Soldanellonyx* sp y *Liposcelis?* sp.

El ordenamiento de las perforaciones correspondientes al ambiente eólico es representado en la Figura 8.41. Las perforaciones en las cuales existió poca variación estacional fueron M3, M4, M20, M21, M22 y M23, siendo el ambiente con mayor número con perforaciones con poca variación temporal en cuanto a la composición de las comunidades a nivel de morfoespecies. Además, M1 y M2 estuvieron asociadas en ambas estaciones de muestreo, aunque mostraron variación estacional en la conformación de sus comunidades.

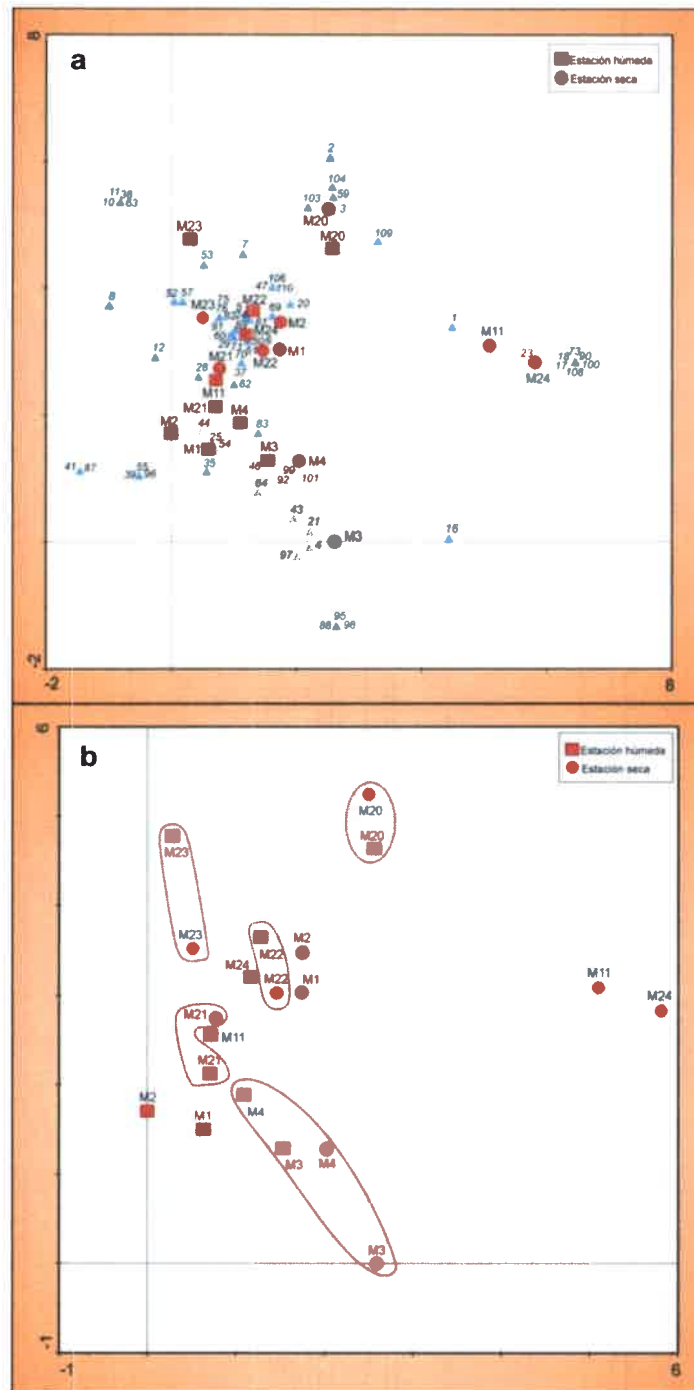


Figura 8.41. ACd. a) Ordenamiento de las muestras del ambiente eólico en las estaciones húmeda y seca en base a la abundancia de morfoespecies. b) Detalle de las muestras para cada estación de muestreo. Las morfoespecies están representadas por triángulos. Código de morfoespecies ver Anexo 2.

En la estación húmeda, en el eje 1 se observa que M20 se diferenció del resto de las perforaciones, asociada con *Bdelloidea* sp3, *Cyclopoida* sp1, *Soldanellonyx* sp, *Enchytraeidae* sp, *Nais communis* y *Nematoda* sp. En el eje 2 se diferenciaron las perforaciones M20 y M23 del resto y en menor medida de M22 y M24. Las morfoespecies asociadas a M23 fueron *Cyclopoida* sp1, *Cletodidae* sp1, *Harpacticoida* sp, *Aphelacarus* sp, *Tetranychidae* sp1 y *Nanorchestidae* sp. Por otro lado, M22 y M24 se vincularon a *Tetranychidae* sp; además M22 a *Paracyclops* sp y M24 a *Histiostomatidae* sp, *Siteroptes* sp y *Tydeidae* sp1 entre otras morfoespecies. Las perforaciones M11 y M21 fueron similares entre sí, asociadas a *Lasioseius* sp y *Liposcelis?* sp; a su vez a la primera morfoespecie también se vinculó M4. A estas perforaciones se les asocia un grupo conformado por M1, M2 y M3, relacionadas a *Iponemus* sp.

En la estación seca, en el eje 1 fueron separadas las perforaciones M11 y M24 del resto. Con ambas perforaciones se asociaron *Bdelloidea* sp1; con M11 *Acaridae* sp; y con M24 *Simocephalus* sp, *Moina* sp, *Entomobrya* sp2, *Heteroptera* sp6, *Insecta* sp5 y *Aelosoma* sp. En el eje 2 se encuentran en sus extremos M20 y M3. Con la primera perforación se asoció *Bdelloidea* sp2, *Soldanellonyx* sp, *Enchytraeidae* sp y *Nais communis*, mientras que con M3 *Keratella* sp, *Alona glabra*, *Ostracoda* sp2, *Tectocephus* sp, *Tenagobia* sp, *Chironomidae* sp, *Insecta* sp2 e *Insecta* sp3. Las perforaciones M1, M2 y M22 conformaron un grupo asociado a *Bdelloidea* sp1 y *Tydeidae* sp2. Estas perforaciones se asemejaron a M23 y M21; la primera vinculada a *Bryobia* sp y *Neocunaxoides* sp, mientras que la segunda a *Microcerberidae* sp, *Limnozetestidae* sp y *Tydeidae* sp2. Por último se encuentra M4, que se asoció *Iponemus* sp, *Liposcelis?* sp, *Pseudococcidae* sp2, *Insecta* sp4 e *Insecta* sp6.

8.3.3. Tamaño corporal de los invertebrados

En la Figura 8.42 se representan los distintos rangos de tamaños corporales de invertebrados recolectados en el agua subterránea.

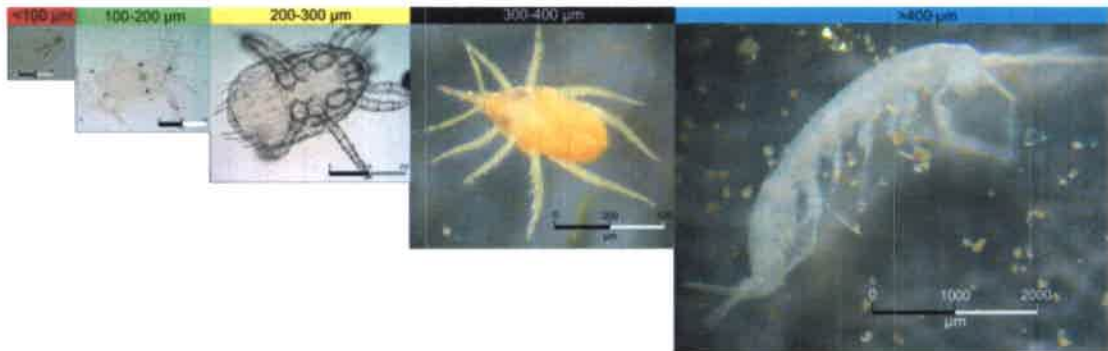


Figura 8.42. Rango de los tamaños corporales de invertebrados recolectados en el agua subterránea.

En la Figura 8.43 se muestran las proporciones de abundancia de los invertebrados separados por su tamaño corporal, en cada ambiente hidrogeológico. Los organismos de tamaño corporal menor a 100 μm en el ambiente eólico representaron más del 50 % de la abundancia total, mientras que las comunidades en el ambiente fluvial y eólico con PF estuvieron dominadas por organismos con tamaños corporales entre 100 y 300 μm . Los invertebrados con tamaño corporal mayor a 400 μm fueron registrados en el ambiente fluvial y en el eólico con PF.

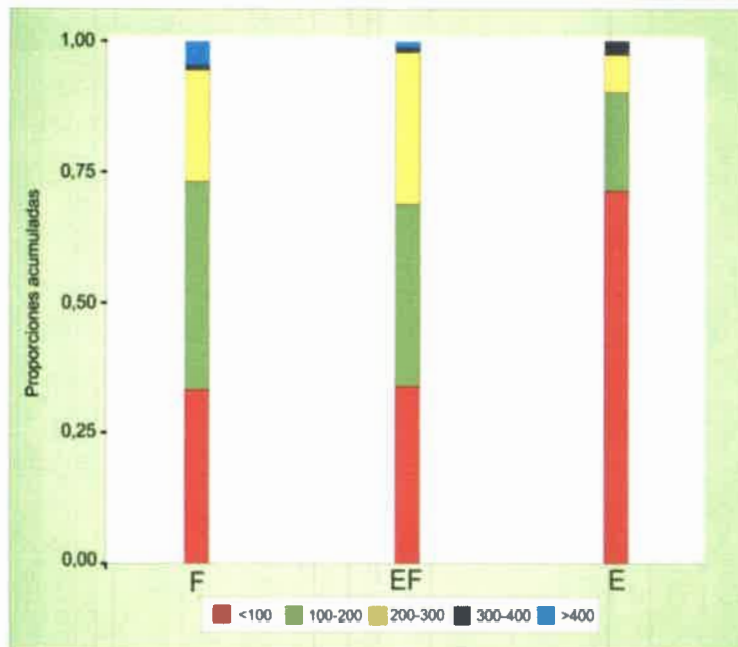


Figura 8.43. Proporciones de abundancia de invertebrados por ambiente hidrogeológico en cuanto a su tamaño corporal. F: fluvial. EF: eólico con paleorasgos fluviales. E: eólico

Las proporciones por perforación de los rangos de tamaño corporal de los organismos pertenecientes al ambiente fluvial son presentadas en la Figura 8.44. En todas las perforaciones, a excepción de M10, M19 y M25, se recolectaron organismos con tamaños corporales entre 300 y 400 µm y/o mayores a 400 µm. No se observó un patrón espacial en cuanto al tamaño de los organismos y el emplazamiento de las perforaciones correspondientes a este ambiente.

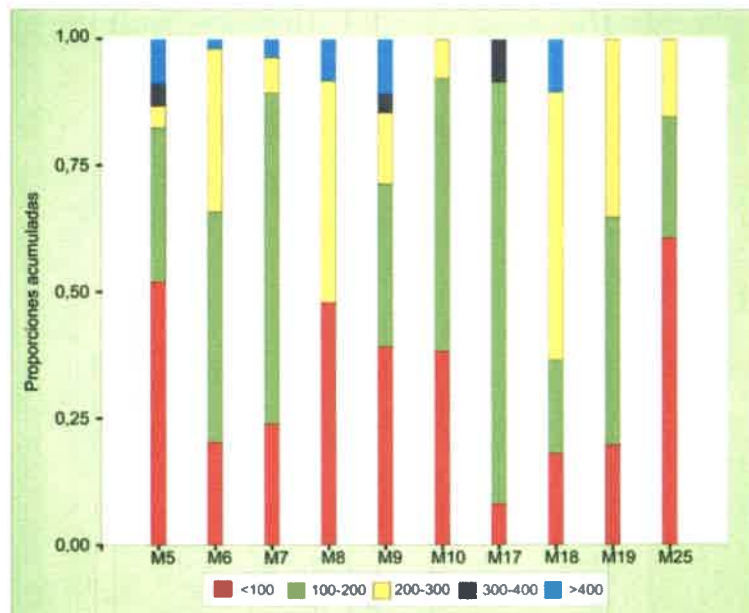


Figura 8.44. Proporciones de abundancia de invertebrados por perforaciones en cuanto a su tamaño corporal. Ambiente fluvial.

En las muestras del ambiente eólico con PF (Figura 8.45) existió una distribución homogénea entre los rangos de tamaños corporales de los organismos, siendo los tamaños menores a 100 μm ; entre 100 y 200 μm y entre 200 y 300 μm los rangos dominantes. Las perforaciones M13 y M16 se caracterizaron por invertebrados de mayor tamaño corporal; en M13 organismos entre 300 y 400 μm y en M16 mayores a 400 μm .

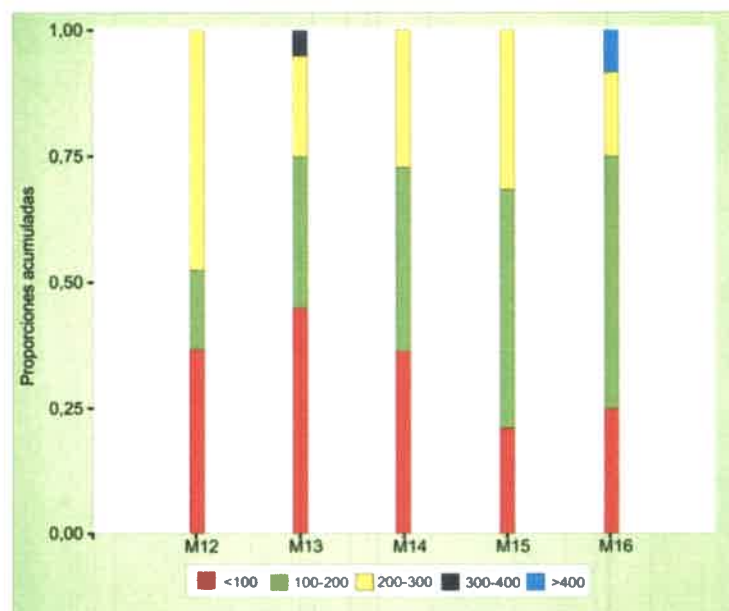


Figura 8.45. Proporciones de abundancia de invertebrados por perforaciones en cuanto a su tamaño corporal. Ambiente eólico con paleosuelos fluviales.

En el ambiente eólico (Figura 8.46) el rango de tamaños corporales hasta 300 μm fue registrado en todas las perforaciones. Los organismos con tamaño corporal comprendido entre 300 y 400 μm fueron observados en baja proporción en M1, M3, M22 y M24, mientras que la misma fue mayor en M4. Invertebrados de tamaño corporal mayor a 400 μm fueron registrados solamente en M3 y en muy baja abundancia. Las perforaciones M3 y M4 se encuentran emplazadas en cercanías del arroyo Santa Catalina, mientras que en las perforaciones más alejadas de dicho arroyo (M2, M11, M21 y M23) los organismos de mayor tamaño corporal se encontraron entre 200 y 300 μm , a excepción de M24.

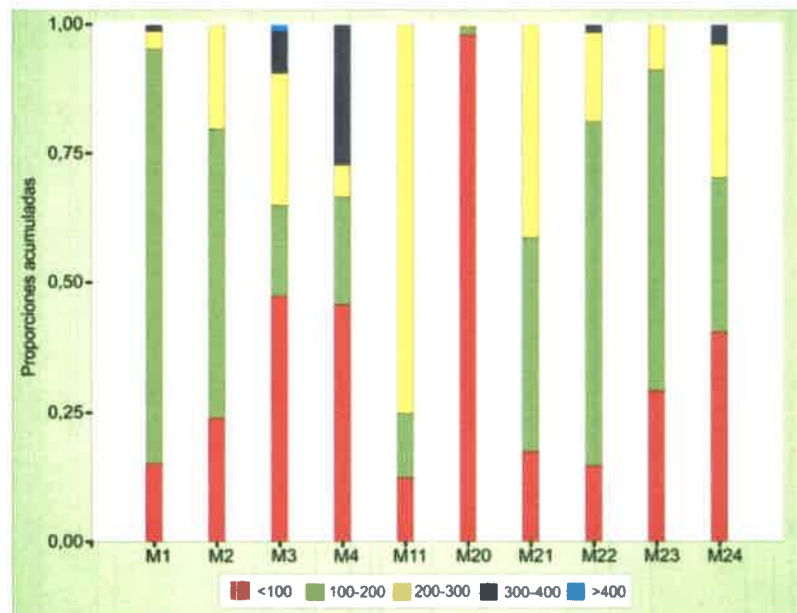


Figura 8.46. Proporciones de abundancia de invertebrados por perforaciones en cuanto a su tamaño corporal. Ambiente eólico.

De esta manera se observa un amplio rango de tamaños corporales de los organismos (Figura 8.47), donde los invertebrados con mayor tamaño corporal fueron principalmente registrados en el ambiente fluvial, mientras que en el eólico predominaron organismos de menor tamaño, disminuyendo el mismo con el aumento en la distancia al arroyo Santa Catalina.

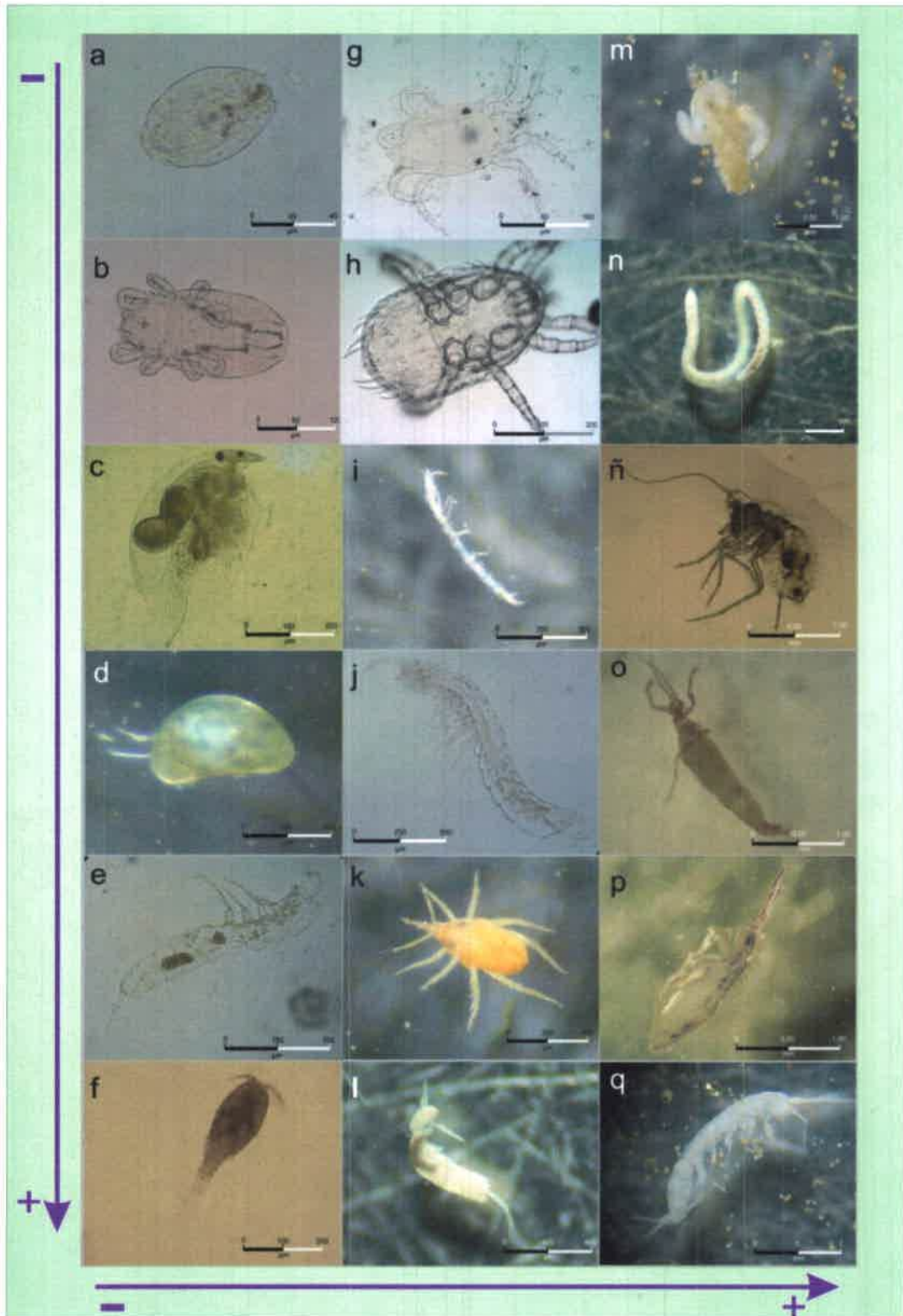


Figura 8.47. Tamaño corporal de invertebrados de agua subterránea. a) Rotífera. b) Oribatida. c) Cladocera. d) Ostracoda. e) Harpacticoida. f) Cyclopoida. g) Prostigmata. h) Mesostigmata. i) Isopoda. j) Syncarida. k) Prostigmata. l) Arthropleona. m) Oligochaeta. n) Enchytraeidae. ñ) Psocoptera. o) Coleoptera. p) Arthropleona. q) Amphipoda.

8.3.4. Comunidades en antepozos

En la Tabla 8.7 se presenta la abundancia y estructura de la comunidad de invertebrados colectados en los antepozos M9b (estación seca) y M22 (estación húmeda y seca) y la de su perforación correspondiente.

Tabla 8.7. Abundancia y estructura de la comunidad de invertebrados en antepozos y perforaciones correspondientes. Se presentan las abundancias por litro dado que se recolectaron muestras de diferente volumen en cada punto de muestreo (continúa).

	M9b	M9b antepozo	M22		M22 antepozo	
	Seca	Seca	Húmeda	Seca	Húmeda	Seca
Rotifera	0,12			0,02	0,33	0,08
Bdelloidea sp1				0,007	0,33	
Bdelloidea sp3	0,12					0,08
<i>Keratella</i> sp				0,01		
Crustacea	0,42		0,61	0,29	2,00	0,34
Copepoda	0,40		0,61	0,29	2,00	0,32
Nauplii	0,02		0,53	0,09	1,67	0,32
Cyclopoida	0,16		0,09	0,20	0,33	
<i>Paracyclops</i> sp	0,16		0,09	0,14		
<i>Eucyclops</i> sp				0,02		
Cyclopoida sp1				0,04	0,33	
Harpacticoida	0,22					
Canthocamptidae sp2	0,14					
<i>Cletocamptus</i> sp	0,08					
Syncarida	0,02					
Bathynellidae?sp	0,02					
Cladocera						0,02
<i>Moina</i> sp						0,02
Acarí	0,14	0,20	0,07	0,10	1,33	18
Astigmata			0,007			2
Histiotomatidae sp						0,02
Psoroptoididae? sp			0,007			
Astigmata sp2						0,02
Mesostigmata				0,007		
<i>Lasioseius</i> sp				0,007		0,02
Oribatida				0,09	0,33	0,20
<i>Haplochthonius</i> sp				0,007		
Limnozetestidae sp				0,007	0,33	0,04
<i>Tectocepheus</i> sp				0,007		
<i>Brachioplia</i> sp						0,10
<i>Zygoribatula</i> sp				0,007		0,06
Prostigmata	0,08	1,33	0,07	0,05	1,00	0,08
Tarsonemidae sp		0,33			0,33	
Rhagidiidae sp2				0,007		0,02
<i>Tenuipalpus</i> sp				0,007		
<i>Bryobia</i> sp		0,33				0,02
Tetranychidae sp1	0,02		0,07			
Tetranychidae sp2		0,67				
Cunaxidae sp2						0,02
<i>Siteroptes</i> sp	0,06				0,33	
Tydeidae sp1				0,02	0,33	
Tydeidae sp2				0,02		
Tydeidae sp3						0,02
Acarí Juvenil	0,06	0,33		0,01		0,04
Collembola		1,00		0,01	0,33	0,10
Arthropleona				0,01	0,33	0,08
<i>Tullbergia?</i> sp				0,007		
Onychiuridae sp1				0,007		
Onychiuridae sp2						0,02
<i>Seira?</i> sp						0,04
Entomobryidae sp2						0,02
Isotomidae sp2					0,33	
Symphyleona		1,00				0,02

Tabla 8.7. Abundancia y estructura de la comunidad de invertebrados en antepozos y perforaciones correspondientes. Se presentan las abundancias por litro dado que se recolectaron muestras de diferente volumen en cada punto de muestreo

	M9b	M9b antepozo	M22		M22 antepozo	
	Seca	Seca	Húmeda	Seca	Húmeda	Seca
Symphyleona juvenil		1,00				0,02
Insecta		0,33	0,007	0,007		0,04
Psocoptera			0,007			
<i>Liposcelis?</i> sp			0,007			
Heteroptera		0,33		0,007		0,04
Heteroptera sp1				0,007		
Heteroptera sp4		0,33				
Heteroptera sp5						0,02
Larva de insecta						0,02
Annelida	0,06	0,33				0,06
Oligochaeta	0,06					0,06
Enchytraeidae sp						0,06
<i>Dero (Aulophorus) furcatus</i>	0,06					
Polychaeta		0,33				
Nematoda		0,33	0,01	0,02	2,00	
Densidad (Individuos/L)	0,74	3,67	0,71	0,45	6,00	1,00
Riqueza taxonómica	8	7	5	18	8	19
Diversidad H	0,82	0,76	0,50	0,97	0,76	1,19
Diversidad 1-D	0,86	0,95	0,65	0,82	0,81	0,95
Diversidad Alpha	3,36	19,94	1,81	9,75	8,85	19,68
Equitatividad	0,91	0,98	0,72	0,77	0,84	0,93
Dominancia	0,24	0,29	0,48	0,40	0,46	0,16

La abundancia en el antepozo de M9b fue superior a la recolectada en el agua subterránea proveniente de dicha perforación, la cual tuvo una morfoespecie más que el antepozo. El resto de los parámetros que caracterizan a la estructura de la comunidad fueron similares entre la perforación y el antepozo, excepto el índice Alpha que fue mayor en este último. Sin embargo, las comunidades de M9b y del antepozo se diferenciaron en cuanto a su conformación, no existiendo ninguna morfoespecie en común. La perforación M9b se caracterizó por presentar una morfoespecie exclusiva en comparación con el resto de las perforaciones muestreadas -*Dero (Aulophorus) furcatus*-, mientras que el antepozo por tres morfoespecies (Tetranychidae sp2, Heteroptera sp4 y Polychaeta sp).

En cuanto a la perforación M22 y su correspondiente antepozo, tanto la densidad, riqueza taxonómica y los índices de diversidad y equitatividad fueron mayores en el antepozo que en la perforación, mientras que la dominancia fue menor en el antepozo en ambas estaciones de muestreo. Se encontraron siete morfoespecies en común entre la comunidad presente en el antepozo de M22 y en el agua subterránea (*Bdelloidea* sp1, *Lasioseuis* sp, *Limnozetestidae* sp, *Zygoribatula* sp, *Rhagidiidae* sp2, *Tydeidae* sp1 y *Nematoda*). Así mismo, *Tydeidae* sp3, *Astigmata* sp2, *Cunaxidae* sp2, *Onychiuridae* sp2, *Seira* sp y *Heteroptera* sp5 sólo fueron recolectadas en este antepozo y en ninguna perforación muestreada en el área de estudio.

En la Figura 8.48 se representa, a modo esquemático, la relación entre el ambiente subterráneo propiamente dicho y el del antepozo (en contacto con la atmosfera).

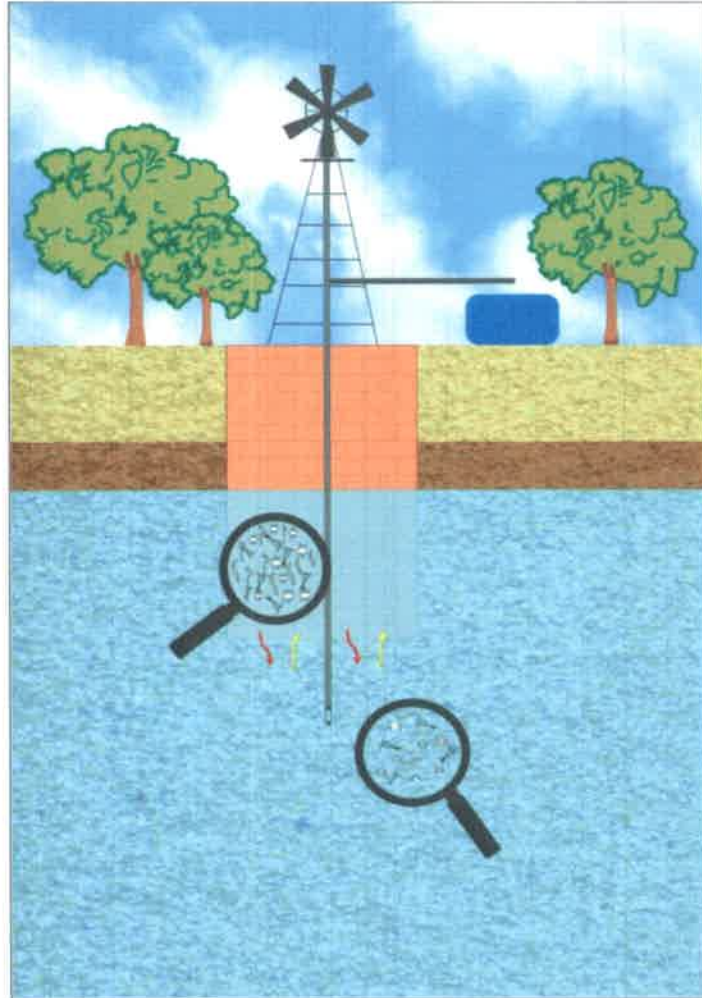


Figura 8.48. Esquema de perforación con antepozo con agua.

En relación a las perforaciones M9 y M9b, ubicadas a una distancia aproximada de 100 m, se diferenciaron en cuanto a las comunidades de invertebrados presente en cada una de ellas. La abundancia, diversidad y equitatividad fueron superiores en M9b, mientras que la dominancia en M9. La riqueza taxonómica fue similar entre ambas perforaciones, con 7 y 8 morfoespecies en M9 y M9b, respectivamente, sin ninguna morfoespecie común a ambas perforaciones.

8.3.5. Comunidades de invertebrados en ambientes superficiales

En la Tabla 8.8 se presenta la abundancia de invertebrados recolectados en los sistemas de agua superficial: arroyo Santa Catalina (A1) y río Cuarto (A2).

Tabla 8.8. Abundancia de invertebrados en el agua superficial. Arroyo Santa Catalina (A1) y río Cuarto (A2). Estación húmeda y seca. Año 2010 (continúa).

	A1		A2	
	Húmeda	Seca	Húmeda	Seca
Rotifera		3	1	
Bdelloidea sp4		2		
Bdelloidea sp5		1		
Crustacea	121	671	128	99
Copepoda	68	54	111	87
Nauplii	44	25	37	11
Cyclopoida	17	18	56	66
<i>Paracyclops</i> sp	4	6	3	1
<i>Apocyclops?</i> Sp			2	
Cyclopoida sp2		1		
Cyclopoida sp3				2
Cyclopoida sp4				1
Copepoditos	19	11	51	62
Harpacticoida	1	11	14	8
<i>Canthocamptidae</i> sp3				2
<i>Cletocamptus</i> sp	1	11	11	6
<i>Cletodidae</i> sp2			3	
Calanoida			4	2
<i>Notodiatomus?</i> sp			1	
Calanoida sp			3	2
Cladocera	1	1		1
<i>Alona glabra</i>		1		1
<i>Macrotix elegans</i>	1			
Ostracoda	52	616	17	11
Ostracoda varios	52	616	17	11
Acari	66	5	77	52
Astigmata	4	1	7	
Lardoglyphidae? sp		1	2	
Acaridae sp			5	
Histiostomatidae sp	4			
Mesostigmata	2		3	
<i>Ornithonyssus</i> sp			1	
Ascidae sp1	1		2	
Ascidae sp2	1			
Oribatida	30	1	18	3
<i>Haplochthonius</i> sp	25		1	
Limnozetestidae sp	1		2	
<i>Aphelacarus</i> sp			1	
<i>Scapheremaeus</i> sp			1	
Scheloriobatidae sp		1		
<i>Tectocephus</i> sp			3	1
<i>Brachioppia</i> sp	1		1	
<i>Zygoribatula</i> sp	2		3	
<i>Galumna</i> sp			2	
Eremulidae sp			2	2
Oribatida juvenil	1		2	
Prostigmata	27	3	48	48
Tarsonemidae sp	4			
Rhagidiidae sp2	1			
<i>Tenuipalpus</i> sp	4			1
<i>Bryobia</i> sp			4	
Tetranychidae sp1	5	2	6	2
Cunaxidae sp2	2			
Hydrachnidae sp				3
Hidrachnidia sp	1		1	
Hydrachnidia juvenil			19	38
Hydryphantidae sp				3

Tabla 8.8. Abundancia de invertebrados en el agua superficial. Arroyo Santa Catalina (A1) y río Cuarto (A2). Estación húmeda y seca. Año 2010 (continúa).

	A1		A2	
	Húmeda	Seca	Húmeda	Seca
Rynchohydracariidae sp	1			
Halacaridae sp		1	6	1
Camerobiidae sp			1	
Stigmaeidae sp			3	
Tydeidae sp1	2			
<i>Siteroptes</i> sp	7		8	
Acarí Juvenil			1	1
Collembola	7	11	4	6
Arthropleona	7	10	4	6
Hypogastruridae sp2	1	3		
Hypogastruridae sp3		1		1
Onychiuridae sp1				1
Onychiuridae sp2			1	1
Onychiuridae sp3			3	
Entomobryidae sp3	2			
Entomobryidae sp4		1		
Entomobryidae sp5				1
<i>Folsomia</i> sp	2	2		1
Isotomidae sp4	1	2		
Arthropleona juvenil	1	1		1
Symphyleona		1		
<i>Sminthurides?</i> sp2		1		
Insecta	905	425	2528	2228
Thysanoptera	1	2	1	10
Thysanoptera sp1			1	
Thysanoptera sp2	1	2		10
Trichoptera	2	1	3	1
Trichoptera sp2	1	0	3	
Trichoptera sp3	1	1		1
Heteroptera	1	2		8
Corixidae sp	1	1		4
Heteroptera sp2		1		1
Heteroptera sp3				2
Heteroptera sp6				1
Homoptera	5	3	10	3
Pseudococcidae sp1	1			
Pseudococcidae sp2	4	3	10	3
Diptera	548	218	2081	1869
Chironomidae	537	205	2062	1854
Simuliidae	9	12	17	12
Culicidae sp			1	
Tabanidae sp				2
Cecidomyiidae sp			1	
Larva de Diptera Nematocera	1	1		
Larva de Diptera Brachycera				1
Larva de Diptera	1			
Coleoptera	22	7		22
Elmidae sp (Larva)	21	6		2
Staphylinidae sp2		1		2
Elmidae sp	1			
Larva de Coleoptera			1	18
Odonata-Ephemeroptera	326	192	432	312
Pupas de Insecta				3
Plathelminthes	1			
Turbellaria sp	1			
Annelida	3	7	3	22
Oligochaeta	3	5	2	22
Enchytraeidae sp	1	1		
<i>Nais communis</i>				21
<i>Nais variabilis</i>		3		
<i>Pristina minuta</i>	1	1		
<i>Pristina aequisetata</i>				1
Tubificinae inmaduro			2	
Oligochaeta sp4	1			
Aphanoneura			1	
<i>Aelosoma</i> sp			1	

Tabla 8.8. Abundancia de invertebrados en el agua superficial. Arroyo Santa Catalina (A1) y río Cuarto (A2). Estación húmeda y seca. Año 2010.

	A1		A2	
	Húmeda	Seca	Húmeda	Seca
Nematoda	24	7	12	14
Nematomorpha		1		
Gastropoda			1	1
Gastropoda sp1			1	
Gastropoda sp2				1
ABUNDANCIA TOTAL	1127	1128	2754	2422
Invertebrados/min	411	407	723	605

En las dos estaciones de muestreo la abundancia de invertebrados fue superior en el río Cuarto respecto al arroyo Santa Catalina. En particular, el río se caracterizó por menor abundancia en la estación seca respecto de la húmeda, mientras que en el arroyo la misma fue similar para ambas estaciones de muestreo. El grupo taxonómico dominante en ambos sistemas lóticos fue Insecta, en su mayoría representados por Chironomidae, Odonata y Ephemeroptera, seguido por Crustacea. La dominancia de Insecta fue menos evidente en el arroyo en la estación seca, donde Ostracoda aconteció en alta abundancia.

En la Figura 8.49 se muestran algunos componentes de las comunidades de agua superficial.



Figura 8.49. Arroyo Santa Catalina a) Harpacticoida (Copepoda); b) Ostracoda; c) Cladocera; d) Elmidae (Coleoptera); e) Arthropleona (Collembola); f) Rhynchohydracaridae (Prostigmata); g) Histiostomatidae (Astigmata); h) Haplochthoniidae (Oribatida). Río cuarto a) Harpacticoida (Copepoda); b) Culicidae (Diptera); c) Hydrachnidia (Prostigmata); d) Halacaridae (Prostigmata); e) Chironomidae (Diptera); f) Pseudococcidae (Homoptera); g) Simuliidae (Diptera); h) Oligochaeta.

8.3.6. Clasificación ecológica de los invertebrados de agua subterránea

En la Figura 8.50 se muestran imágenes de organismos estigobiontes y no estigobiontes recolectados en el agua subterránea. En la Tabla 8.9 se presenta la clasificación ecológica de los organismos recolectados en el agua subterránea proveniente de las 25 perforaciones, considerando la composición de las comunidades en ambos muestreos.

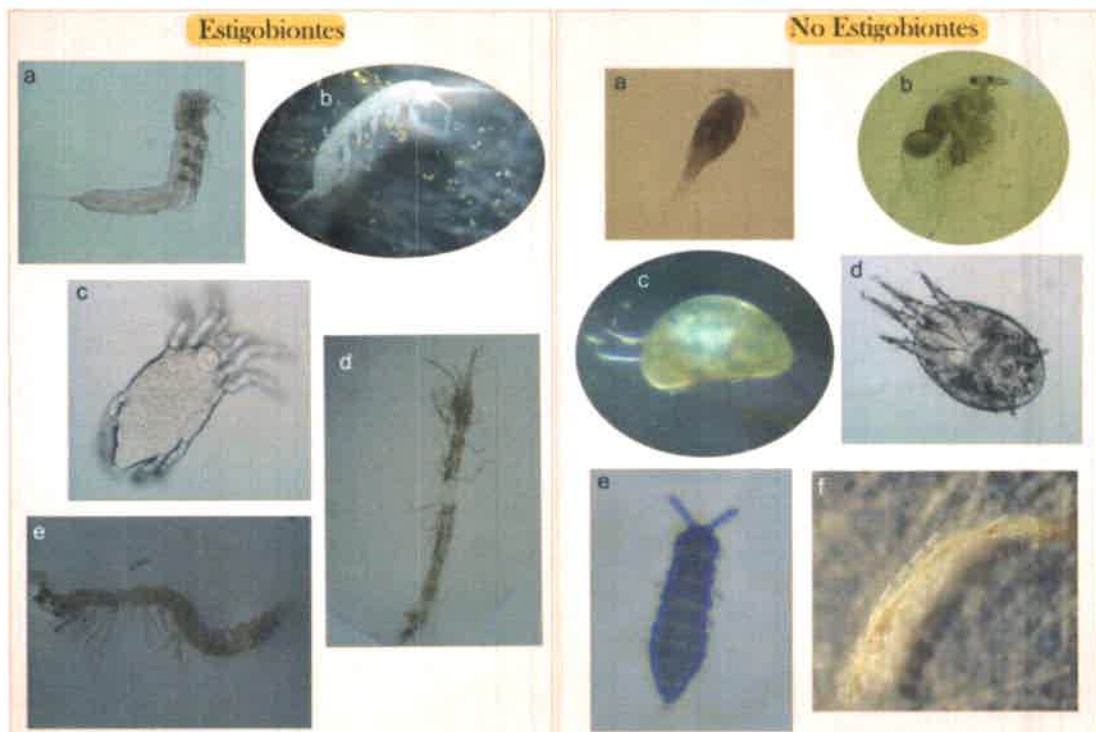


Figura 8.50. Estigobiontes. a) *Canthocamptidae* sp1; b) *Bogidiellidae* sp; c) *Soldanellonyx* sp; d) *Microcerberidae* sp; e) *Bathynellidae*? sp. No estigobiontes a) *Paracyclops* sp; b) *Alona glabra*; c) *Ostracoda* sp2; d) *Histiomstomatidae* sp; e) *Ceratophysella* sp; f) *Chironomidae* sp.

Tabla 8.9. Clasificación ecológica de los invertebrados de agua subterránea por perforación (continúa).

Estigobionte		No estigobionte		No clasificado
M1		16	Bdelloidea sp1; <i>Paracyclops</i> sp; Psoroptoididae?sp; Histiosomatidae sp; <i>Lasioseius</i> sp; <i>Asca</i> sp; <i>Haplochthonius</i> sp; <i>Adelphacarus</i> sp; Limnozoididae sp; <i>Zygoribatula</i> sp; <i>Iponemus</i> sp; Bdellidae sp; <i>Siteroptes</i> sp; Tydeidae sp2; Hypogastruridae sp1; <i>Liposcelis?</i> sp;	3 Nauplii; Acari juvenil; Insecta sp1
M2	2 Cyclopoida sp1; Canthocamptidae sp1	15	Bdelloidea sp1; <i>Alona glabra</i> ; Ostracoda sp1; <i>Lasioseius</i> sp; <i>Haplochthonius</i> sp; <i>Trichthonius</i> sp; Oribatida juvenil; <i>Iponemus</i> sp; Tarsonemidae sp; <i>Neocunaxoides</i> sp; Tydeidae sp1; Tydeidae sp2; Trichoptera sp1; Heteroptera sp1; Nematomorpha;	3 Nauplii; Acari juvenil; Oligochaeta sp2
M3		14	<i>Keratella</i> sp; <i>Alona glabra</i> ; Ostracoda sp1; Ostracoda sp2; Psoroptoididae? sp; <i>Haplochthonius</i> sp; <i>Tectocephus</i> sp; <i>Iponemus</i> sp; Tydeidae sp2; <i>Liposcelis?</i> sp; <i>Tenagobia</i> sp; Chironomidae sp; Insecta sp2; Insecta sp3	3 Nauplii; Prostigmata sp1; Acari juvenil
M4		14	Bdelloidea sp1; <i>Keratella</i> sp; Ostracoda sp2; Psoroptoididae? sp; <i>Lasioseius</i> sp; <i>Haplochthonius</i> sp; Limnozoididae sp; <i>Iponemus</i> sp; Eupodidae sp; <i>Siteroptes</i> sp; <i>Liposcelis?</i> sp; Pseudococcidae sp2; Insecta sp4; Nematoda	3 Nauplii; Acari juvenil; Insecta sp6
M5	2 Canthocamptidae sp1; Bogidiellidae sp	12	Bdelloidea sp1; Cladocera sp; Ostracoda sp1; Lardoglyphidae? sp; Acaridae sp; <i>Aphelacarus</i> sp; <i>Adelphacarus</i> sp; <i>Siteroptes</i> sp; <i>Sminthurides?</i> sp1; Heteroptera sp1; Lepidoptera sp1; Nematomorpha	1 Nauplii
M6	1 Bathynellidae?sp	18	Bdelloidea sp1; <i>Lasioseius</i> sp; <i>Haplochthonius</i> sp; <i>Aphelacarus</i> sp; <i>Trichthonius</i> sp; Limnozoididae sp; Tarsonemidae sp; <i>Bryobia</i> sp; Bdellidae sp; <i>Demodex</i> sp; <i>Siteroptes</i> sp; <i>Tullbergia?</i> sp; Entomobryidae sp2; <i>Folsomia</i> sp; <i>Liposcelis?</i> sp; Trogiomorpha sp; Pseudococcidae sp1; Nematoda	2 Prostigmata juvenil; Acari juvenil
M7	1 Microcerberidae sp	12	Bdelloidea sp1; Psoroptoididae? sp; <i>Lasioseius</i> sp; Mesostigmata sp1; <i>Haplochthonius</i> sp; <i>Aphelacarus</i> sp; Oribatida juvenil; Rhagidiidae sp1; Bdellidae sp; <i>Entomobrya</i> sp1; Thysanoptera sp2; Nematoda	1 Insecta sp1
M8	2 Cyclopoida sp1; Microcerberidae sp	9	Bdelloidea sp1; Rhodacaridae sp; <i>Haplochthonius</i> sp; <i>Iponemus</i> sp; <i>Siteroptes</i> sp; Tydeidae sp1; Tydeidae sp2; <i>Sminthurides?</i> sp1; Trogiomorpha sp	2 Nauplii; Insecta sp1
M9		16	Bdelloidea sp1; Juvenil de Astigmata; <i>Lasioseius</i> sp; Rhodacaridae sp; <i>Haplochthonius</i> sp; Limnozoididae sp; Oribatida sp; <i>Iponemus</i> sp; Tarsonemidae sp; <i>Acarophenax</i> sp; Trogiomorpha sp; Heteroptera sp1; Lepidoptera sp1; Enchytraeidae sp; <i>Aelosoma</i> sp; Pseudococcidae sp2;	1 Insecta sp1;
M10	4 Cyclopoida sp1; Microcerberidae sp; Bathynellidae?sp; <i>Hexabathynella szidati</i>	10	Bdelloidea sp1; <i>Cletocamptus</i> sp; Histiosomatidae sp; <i>Lasioseius</i> sp; Mesostigmata sp2; <i>Haplochthonius</i> sp; <i>Brachychthonius</i> sp; Tydeidae sp1; Isotomidae sp1; Heteroptera sp1	4 Nauplii; Acari juvenil; Oligochaeta sp1; Oligochaeta sp3
M11		5	Bdelloidea sp1; Acaridae sp; <i>Lasioseius</i> sp; <i>Liposcelis?</i> sp; Heteroptera sp1	1 Acari juvenil
M12		8	Bdelloidea sp1; Astigmata sp3; <i>Lasioseius</i> sp; <i>Haplochthonius</i> sp; <i>Adelphacarus</i> sp; Tarsonemidae sp; Rhagidiidae sp2; <i>Liposcelis?</i> sp	2 Acari juvenil; Insecta sp1
M13		14	Bdelloidea sp1; Psoroptoididae? sp; <i>Lasioseius</i> sp; Digamasellidae sp; Rhodacaridae sp; <i>Aphelacarus</i> sp; <i>Brachioppia</i> sp; <i>Tectocephus</i> sp; <i>Zygoribatula</i> sp; <i>Iponemus</i> sp; Tarsonemidae sp; Tydeidae sp1; Tydeidae sp2; Nematoda	1 Acari juvenil

Tabla 8.9. Clasificación ecológica de los invertebrados de agua subterránea por perforación.

Estigobionte		No estigobionte		No clasificado
M14		10	Bdelloidea sp1; Psoroptoididae? sp; Astigmata sp3; <i>Lasioseius</i> sp; <i>Asca</i> sp; Limnozoididae sp; Tydeidae sp1; Tydeidae sp2; <i>Liposcelis</i> ? sp; Pseudococcidae sp2	1 Acari juvenil
M15	2 Cyclopoida sp1; <i>Soldanellonyx</i> sp	6	Bdelloidea sp1; Ostracoda sp1; <i>Lasioseius</i> sp; Rhagidiidae sp1; Tydeidae sp2; <i>Liposcelis</i> ? sp	1 Nauplii
M16	1 <i>Sminthuridae?</i> sp2	9	<i>Lasioseius</i> sp; <i>Aphelacarus</i> sp; <i>Tectocephus</i> sp; Tarsonemidae sp; Bdellidae sp; <i>Ceratophysella</i> sp; Trogiomorpha sp; Enchytraeidae sp; Nematoda	2 Nauplii; Acari juvenil
M17		6	Macrochelidae sp; <i>Haplochthonius</i> sp; Limnozoididae sp; <i>Aphelacarus</i> sp; Tarsonemidae sp; <i>Tullbergia</i> ? sp	2 Acari juvenil; Arthropleona juvenil
M18	2 Canthocamptidae sp1; Bogidiellidae sp	20	Bdelloidea sp3; Ostracoda sp1; Histiostomatidae sp; <i>Lasioseius</i> sp; <i>Asca</i> sp; <i>Haplochthonius</i> sp; Rhagidiidae sp1; <i>Neocunaxoides</i> sp; Tydeidae sp1; <i>Folsomia</i> sp; Entomobryidae sp2; Isotomidae sp2; Isotomidae sp3; Diplopoda; <i>Liposcelis</i> ? sp; Lepidoptera sp2; Staphylinidae sp1; Enchytraeidae sp; Nematoda; Nematomorpha;	3 Acari juvenil; Symphypleona juvenil; Insecta sp1
M19	1 Canthocamptidae sp1	12	Histiostomatidae sp; <i>Lasioseius</i> sp; Mesostigmata juvenil; <i>Haplochthonius</i> sp; Limnozoididae sp; <i>Iponemus</i> sp; Cunaxidae sp1; Pauropoda; <i>Entomobrya</i> sp1; Thysanoptera sp1; Pseudococcidae sp1; Enchytraeidae sp	2 Prostigmata juvenil; Acari juvenil
M20	2 Cyclopoida sp1; <i>Soldanellonyx</i> sp	11	Bdelloidea sp1; Bdelloidea sp2; Bdelloidea sp3; Ostracoda sp1; <i>Lasioseius</i> sp; Limnozoididae sp; Oribatida juvenil; <i>Liposcelis</i> ? sp; Enchytraeidae sp; <i>Nais communis</i> ; Nematoda	1 Nauplii
M21	1 Microcerberidae sp	7	Psoroptoididae? sp; <i>Lasioseius</i> sp; <i>Asca</i> sp; Limnozoididae sp; <i>Neocunaxoides</i> sp; Tydeidae sp2; <i>Liposcelis</i> ? sp	2 Prostigmata juvenil; Acari juvenil
M22	1 Cyclopoida sp1	20	Bdelloidea sp1; <i>Keratella</i> sp; <i>Paracyclops</i> sp; <i>Eucyclops</i> sp; Psoroptoididae? sp; <i>Lasioseius</i> sp; <i>Haplochthonius</i> sp; Limnozoididae sp; <i>Tectocephus</i> sp; <i>Zygoribatula</i> sp; Rhagidiidae sp2; <i>Tenuipalpus</i> sp; Tetranychidae sp1; Tydeidae sp1; Tydeidae sp2; <i>Tullbergia</i> ? sp; Onychiuridae sp1; <i>Liposcelis</i> ? sp; Heteroptera sp1; Nematoda	2 Nauplii; Acari juvenil
M23	3 Cyclopoida sp1; Canthocamptidae sp1; Harpacticoida sp	9	Cletodidae sp1; <i>Aphelacarus</i> sp; Oribatida juvenil; <i>Bryobia</i> sp; Tetranychidae sp1; <i>Neocunaxoides</i> sp; Nanorchestidae sp; Tydeidae sp2; Enchytraeidae sp	3 Nauplii; Prostigmata juvenil; Acari juvenil
M24	1 <i>Sminthuridae?</i> sp2	23	Bdelloidea sp1; <i>Alona glabra</i> ; <i>Simocephalus</i> sp; <i>Moina</i> sp; Ostracoda sp1; Histiostomatidae sp; Psoroptoididae? sp; <i>Lasioseius</i> sp; Mesostigmata juvenil; <i>Haplochthonius</i> sp; <i>Bryobia</i> sp; Tetranychidae sp1; <i>Siteroptes</i> sp; Tydeidae sp1; Entomobryidae sp2; <i>Entomobrya</i> sp2; <i>Folsomia</i> sp; <i>Liposcelis</i> ? sp; Pseudococcidae sp1; Heteroptera sp6; <i>Aelosoma</i> sp; Enchytraeidae; Nematoda	2 Acari juvenil; Insecta sp5
M25	4 Cyclopoida sp1; Canthocamptidae sp1; Microcerberidae sp; Bathynellidae?sp	13	<i>Cletocampus</i> sp; Astigmata sp1; Astigmata sp3; Limnozoididae sp; <i>Scapheremaeus</i> sp; <i>Iponemus</i> sp; Tarsonemidae sp; Tetranychidae sp1; Bdellidae sp; Tydeidae sp1; <i>Liposcelis</i> ? sp; Heteroptera sp1; Enchytraeidae sp	3 Nauplii; Prostigmata sp2; Oligochaeta sp2

La mayoría de las morfoespecies fueron clasificadas como no estigobiontes, mientras que nueve fueron estigobiontes. De éstas, las que tuvieron mayor distribución espacial fueron Cyclopoida sp1, aconteciendo en ocho perforaciones; Canthocamptidae sp1 en seis perforaciones y Microcerberidae sp en cinco perforaciones. El resto de las morfoespecies estigobiontes fueron observadas en tres o menos perforaciones. La presencia de estigobiontes fue detectada en 16 perforaciones (Tabla 8.9), la mayoría de ellas emplazadas en el ambiente fluvial.

En los tres ambiente hidrogeológicos la proporción de morfoespecies estigobiontes fue menor que la de no estigobiontes (Figura 8.51a). La proporción de estigobiontes fue superior en el ambiente fluvial. De modo similar, en los tres ambientes la abundancia de organismos no estigobiontes fue superior a la de los estigobiontes (Figura 8.51b). Dicha abundancia fue superior en el ambiente fluvial, seguido por el eólico con PF (Figura 8.51b).

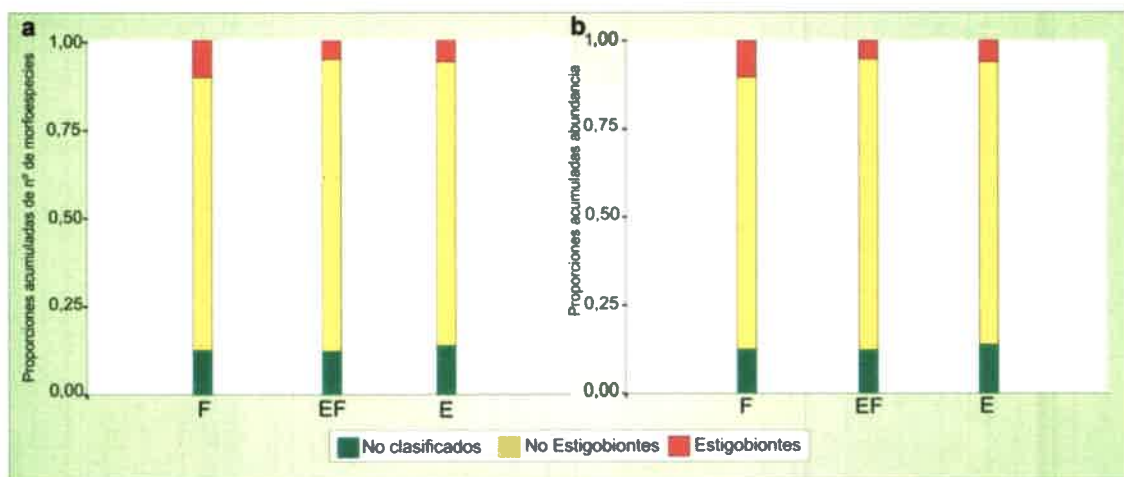


Figura 8.51. Proporción acumulada de a) número y b) abundancia de morfoespecies en base a la clasificación ecológica en cada ambiente hidrogeológico.

En el ambiente fluvial, considerando las dos estaciones de muestreo (Figura 8.52), las mayores proporciones de número de morfoespecies estigobiontes acontecieron en M10, M25, M8 y M5 (Figura 8.52a), mientras que la abundancia de dichos organismos fue proporcionalmente mayor en M5, M10 y M25 (Figura 8.52b). Las perforaciones en la cuales se observaron las mayores proporciones se encuentran localizadas en cercanías del curso del río Cuarto. Por otro lado, en M9 y M17 no se registraron organismos estigobiontes.

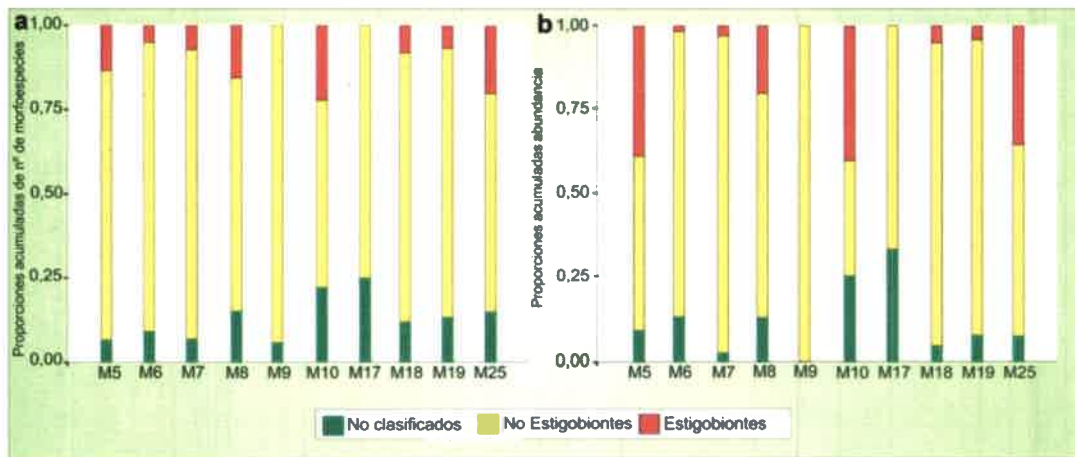


Figura 8.52. Proporción acumulada de a) número y b) abundancia de morfoespecies en base a la clasificación ecológica en el ambiente fluvial.

En el ambiente eólico con PF (Figura 8.53), en las únicas perforaciones en las cuales se recolectaron organismos estigobiontes fueron M15 y M16. La mayor proporción, tanto del número de morfoespecies como de su abundancia, aconteció en M15 (Figuras 8.53 a y b).

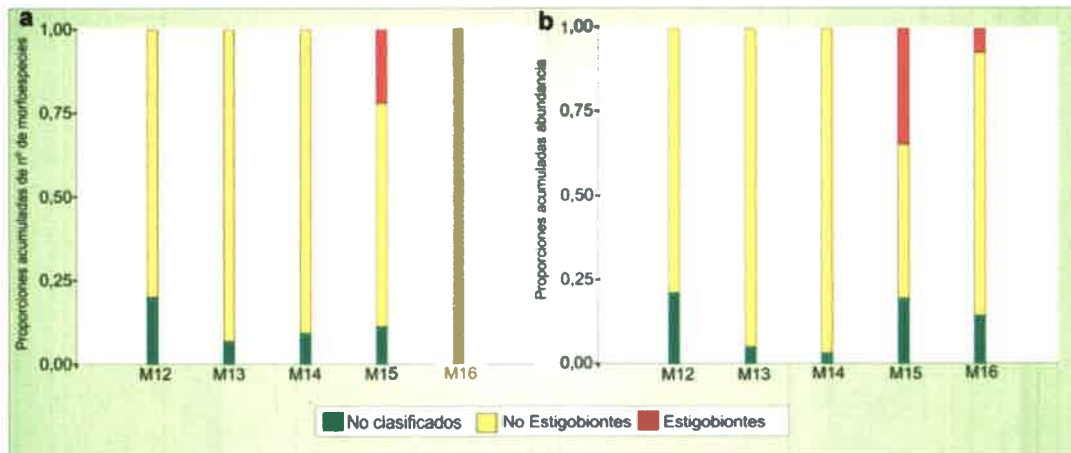


Figura 8.53. Proporción acumulada de a) número y b) abundancia de morfoespecies en base a la clasificación ecológica en el ambiente eólico con paleorasgos fluviales.

El ambiente eólico (Figura 8.54) se recolectaron organismos estigobiontes en M2, M20, M21, M22, M23 y M24, siendo la proporción del número de morfoespecies estigobiontes mayor en M23, M20 y M21, mientras que su abundancia mayor en M23, M21 y M2 (Figura 8.54 a y b). Dichas perforaciones en las que se resalta su riqueza o

abundancia de organismos estigobiontes se emplazan en cercanía del ambiente fluvial.

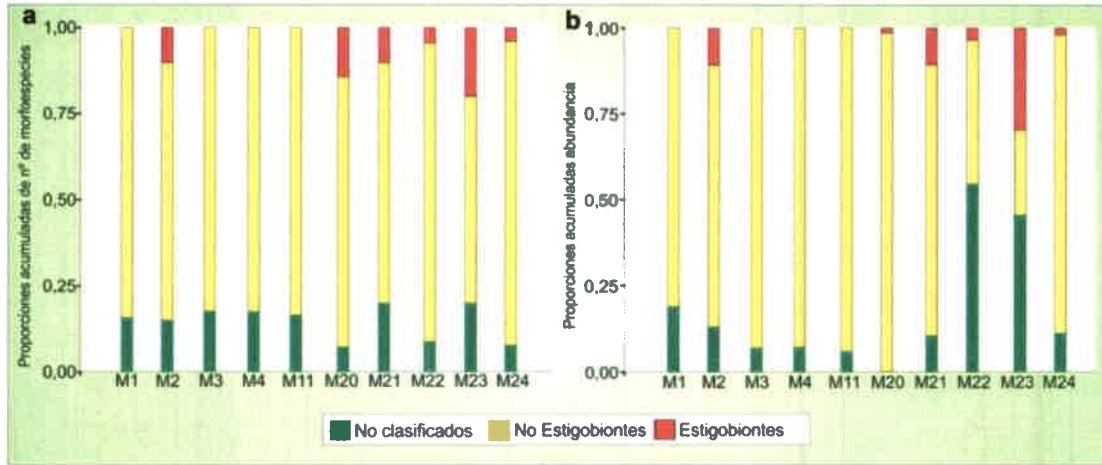


Figura 8.54. Proporción acumulada de a) número y b) abundancia de morfoespecies en base a la clasificación ecológica en el ambiente eólico.

8.3.7. Relación agua subterránea y superficial

Como se ha observado en el apartado anterior, muy pocas morfoespecies en el acuífero freático de Río Cuarto son estrictamente subterráneas (estigobiontes). En comparación con los organismos recolectados en los sistemas de agua superficial, se encontró que 35 morfoespecies fueron comunes entre el agua subterránea y superficial. En particular, 19 de ellas fueron registradas en el agua subterránea y tanto en el río como en el arroyo, mientras que ocho en el agua subterránea y el arroyo, y nueve entre el agua subterránea y el río. Además, dos morfoespecies fueron recolectadas tanto en el agua subterránea proveniente de los antepozos como en el agua superficial. Es de aclarar que dichas morfoespecies no fueron encontradas en el agua subterránea recolectada desde las perforaciones.

Las morfoespecies de Rotifera fueron diferentes entre el ambiente subterráneo y el superficial, sin presentar morfoespecies en común. En Copepoda, el único Cyclopoide común en los dos sistemas fue *Paracyclops* sp. Esta morfoespecie fue recolectada en las perforaciones M1 y M22, en el río y en el arroyo. En cercanía donde se localizan dichas perforaciones, se observa una relación de influencia del agua subterránea hacia el arroyo. Dentro de Harpacticoida, la única morfoespecie común tanto en el agua subterránea como superficial fue *Cletocamptus* sp, recolectada en M10, M25, el arroyo y río. Dichas perforaciones podrían estar vinculadas al río Cuarto, en particular M10, cuya distancia a dicho curso de agua es menor. Los nauplii fueron registrados en varias perforaciones y en ambos ecosistemas de agua superficial. Cladocera estuvo representada en el agua subterránea y superficial por *Alona glabra*; en el primer sistema en las perforaciones M2, M3 y M24, las cuales se localizan en el ambiente eólico. Los ostrácodos fueron muy abundantes en el arroyo en la estación seca. Si bien los mismos no fueron clasificados taxonómicamente, algunos organismos fueron similares a los recolectados en el agua subterránea. En general, las perforaciones de las cuales fue recolectado este taxón se encuentran emplazadas en cercanías a los cursos de agua (excepto M24).

Acari fue un grupo en el cual pocas morfoespecies fueron comunes en el agua subterránea y superficial y su relación no fue clara. Dentro de Astigmata, *Lardoglyphidae*? sp fue recolectada en M5, en el río y en el arroyo. Esta perforación se localiza en cercanías del río Cuarto. El mismo patrón se observó para *Acaridae* sp, si bien fue recolectada también en M11, perforación alejada del río. *Histiostomatidae* sp fue observada en perforaciones del ambiente eólico y fluvial y en el arroyo. Entre los

Mesostigmata, *Lasioseius* sp fue una morfoespecie muy extendida entre los tres ambientes hidrogeológicos del acuífero y también fue recolectada en el arroyo. Oribatida estuvo representado en el agua subterránea y superficial por *Haplochthonius* sp y Limnozetestidae sp, las cuales fueron recolectadas en perforaciones emplazadas en los tres ambientes hidrogeológicos del acuífero y en los dos ecosistemas de agua superficial. Además, *Aphelacarus* sp fue registrada en los tres ambientes pero sólo en el río. *Scapheremaeus* sp lo fue en M25 y en el río, dicha perforación se encuentra ubicada en cercanías del mismo. Otras de las morfoespecies recolectadas tanto en el agua subterránea como superficial fueron *Tectocephus* sp, *Brachioppia* sp y *Zygoribatula* sp. En cuanto a Prostigmata, Tarsonemidae sp y Tydeidae sp1 fueron colectadas en los tres ambientes hidrogeológicos y en el arroyo, mientras que *Siteroptes* sp y Tetranychidae sp1 lo fueron en los ambientes eólico y fluvial y en los dos cursos de agua superficial, y *Tenuipalpus* sp fue observado en dichos cursos de agua y sólo en M22. *Bryobia* sp fue recolectada en M6, M23, M24 y en el río, y Rhagidiidae sp2 en el arroyo y en M12 y M22. Además, se recolectaron ácaros juveniles en los tres ambientes hidrogeológicos del acuífero y en los dos sistemas de agua superficial.

De este modo, se observa que los ácaros estuvieron representados por morfoespecies no estigobiontes (excepto *Soldanellonyx* sp). Si bien varias de ellas estuvieron presentes en los ecosistemas de agua superficial, otras tantas sólo fueron registradas en el agua subterránea. En Astigmata se encuentran Psoroptoididae? sp, Astigmata sp1 y Astigmata sp3; Mesostigmata estuvo representado por *Asca* sp, Digamasellidae? sp, Rhodacaridae sp, Macrochelidae sp, Mesostigmata sp1 y Mesostigmata sp2. Entre los Oribatida se destacan *Brachychthonius* sp, *Adelphacarus* sp, *Trichthonius* sp y Oribatida sp, mientras que en Prostigmata, *Iponemus* sp, *Acarophenax* sp, Rhagidiidae sp1, Eupodidae sp, Bdellidae sp, *Neocunaxoides* sp, Cunaxidae sp1, Demodex sp, Tydeidae sp2, Nanorchestidae sp, Prostigmata sp1 y Prostigmata sp2.

Collembola estuvo representado por algunas morfoespecies comunes tanto en el agua subterránea como superficial. Entre dichas morfoespecies se encuentran Onychiuridae sp1, recolectada en M22 y en el río; *Folsomia* sp en M6, M18 y M24 y en los dos ecosistemas superficiales. En las dos primeras perforaciones se observa una relación de flujo de agua subterránea aportando al río Cuarto. Así mismo, varias morfoespecies sólo fueron registradas en el agua subterránea (*Ceratophysella* sp, Hypogastruridae sp1, *Tullbergia*? sp, *Entomobrya* sp1, *Entomobrya* sp2,

Entomobryidae sp1, Entomobryidae sp2, Isotomidae sp1, Isotomidae sp2, Isotomidae sp3, *Sminthurides?* sp1, Sminthuridae sp1 y Sminthuridae sp2), de las cuales la mayoría fueron no estigobiontes (excepto Entomobryidae sp2 y Sminthuridae sp2).

Insecta fue el grupo dominante en el agua superficial, como fue expuesto con anterioridad, existiendo morfoespecies comunes en el agua subterránea y superficial. Así, Thysanoptera sp1 y Thysanoptera sp2 fueron observadas en M19 y M7 respectivamente, y además en el río, mientras que Thysanoptera sp2 también en el arroyo. Dichas perforaciones podrían presentar una cierta relación con el curso del río. Pseudococcidae sp1 fue recolectada en M6, M19 y M24 y en el arroyo, mientras que Pseudococcidae sp2 en M4, M9, M14, en el río y en el arroyo. Para estas morfoespecies la vinculación al agua superficial no fue notoria, excepto para M4 y el arroyo. Además, Heteroptera sp6 fue recolectada en M24 y en el río. Chironomidae sp fue observada en M3 y en los dos cursos de agua; dicha perforación se encuentra vinculada al arroyo. *Liposcelis?* sp, Trogiomorpha sp, Heteroptera sp1, Tenagobia sp, Trichoptera sp1, Lepidoptera sp1, Lepidoptera sp2, Staphylinidae sp1, Insecta sp1, Insecta sp2, Insecta sp3 e Insecta sp4, sólo fueron recolectados en perforaciones y dicho organismos fueron no estigobiontes.

Entre los organismos perteneciente a Oligochaeta, Enchytraeidae sp fue recolectado en perforaciones en los tres ambientes hidrogeológicos y en el arroyo, no demostrando una vinculación clara con dicho curso de agua; *Nais communis* fue recolectada en M20 y *Aelosoma* sp en M9 y M24; y ambas especies lo fueron en el río. Al igual que Enchytraeidae sp no se observó una relación entre dichas perforaciones y el río.

Especímenes pertenecientes a Nematoda fueron observados en los tres ambientes hidrogeológicos y en los dos cursos de agua, existiendo una posible vinculación entre M6, M20, M22, M4, M18 y M24 y los cursos de agua. Nematomorpha sp fue recolectada en M2, M5, M18 y en el arroyo, con posible vinculación entre éste y M2.

De lo anteriormente expuesto se observa que, en proporción, fue menor el número de morfoespecies recolectadas tanto en el agua superficial como subterránea, que aquellas solamente recolectadas en el agua subterránea. Entre las morfoespecies comunes al agua subterránea y superficial, sólo para algunas de ellas fue detectada una vinculación entre las perforaciones y los cursos de aguas superficiales.

En la Figura 8.55 se presentan algunos ejemplos de morfoespecies recolectadas tanto en el agua subterránea como superficial y en la Figura 8.56 se muestra un esquema de la distribución de los invertebrados de agua superficial y subterránea.

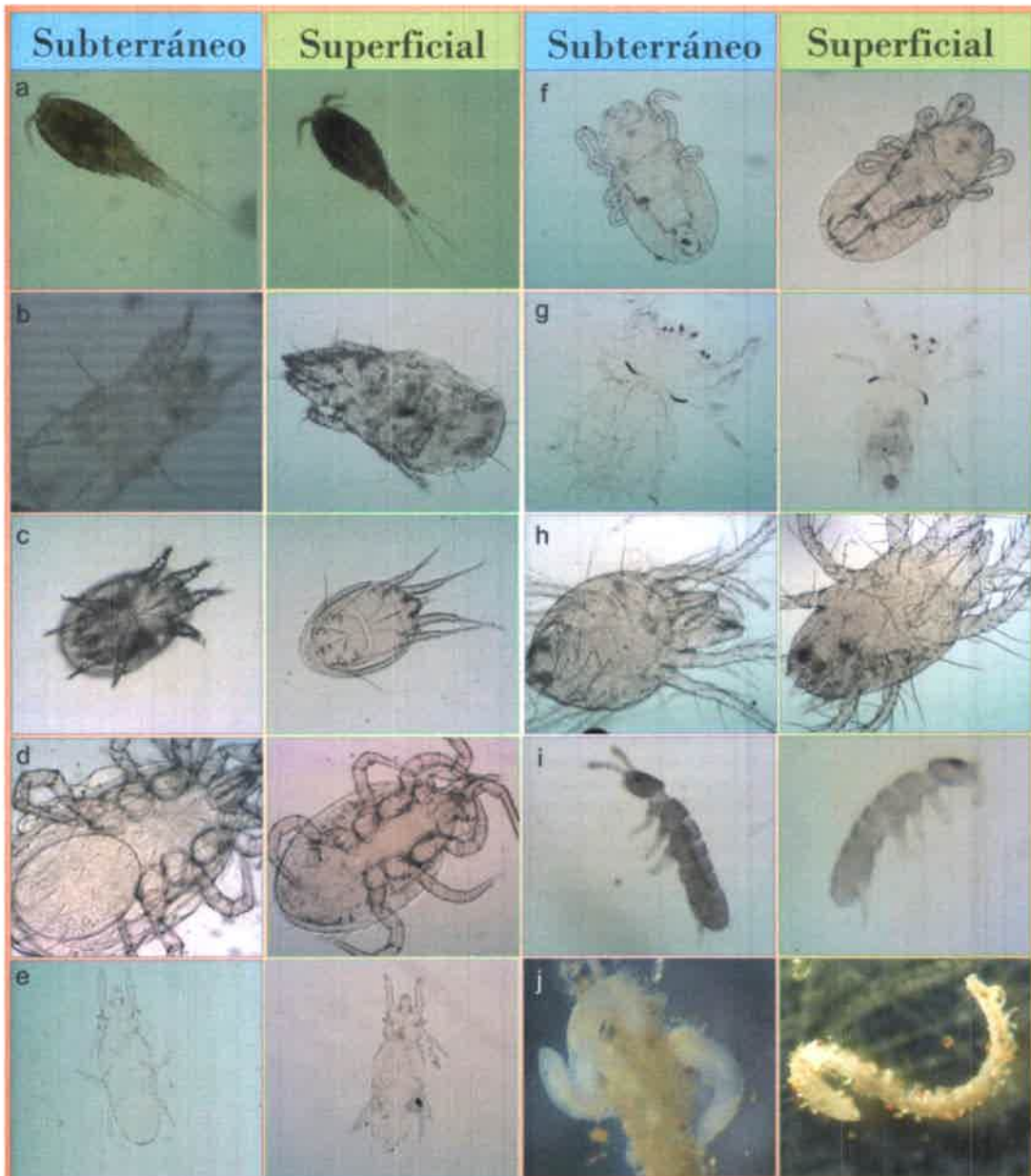


Figura 8.55. Morfoespecies recolectadas tanto en el agua subterránea como superficial. a) *Paracyclops* sp; b) *Lardoglyphidae* sp; c) *Histiostomatidae* sp; d) *Lasioseius* sp; e) *Siteroptes* sp; f) *Haplochthonius* sp; g) *Aphelacarus* sp; h) *Tetranychidae* sp1; i) *Folsomia* sp; j) *Nais communis*.

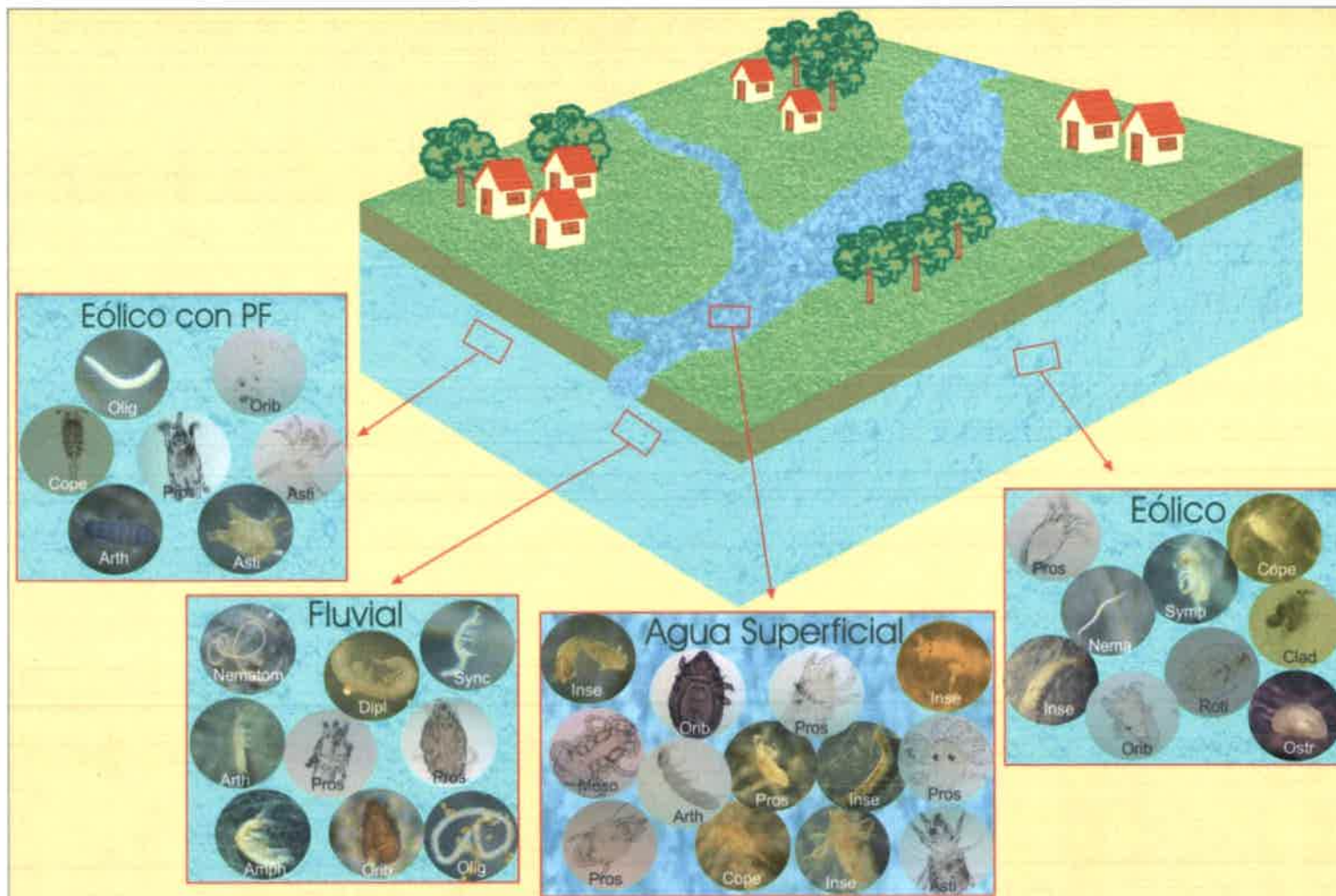


Figura 8.56. Distribución de invertebrados de agua superficial y subterránea. Código de taxones de alto rango ver Anexo 1.

8.3.8. Clasificación de niveles tróficos

En la Tabla 8.10 se presenta una clasificación trófica de los grupos de invertebrados recolectados en el agua subterránea, en base a datos bibliográficos.

Tabla 8.10. Clasificación trófica de taxones de invertebrados del agua subterránea (continúa).

Grupos taxonómicos			Clasificación trófica	Ítems alimentarios	
Rotifera			Generalistas suspensívoros; predadores	Algas, bacterias, protozoos, otros rotíferos y otros metazoos pequeños, diminutas partículas orgánicas.	
Crustacea	Copepoda	Cyclopoida	Omnívoros; predadores	Algas, rotíferos, otros copépodos, otros crustáceos, oligoquetos, quironómidos, nemátodos.	
		Harpacticoida	Bacteriófagos; detritívoros	Algas, hongos, protozoos, bacterias y biofilms bacterianos, detritus, materia orgánica.	
	Isopoda	Detritívoros; omnívoros	Depósitos orgánicos.		
	Amphipoda	Omnívoros; detritívoros	Desechos orgánicos derivados de ambientes superficiales, pequeñas partículas de detritus y películas bacterianas sobre y dentro del sedimento.		
	Syncarida		Suspensívoros; predadores; detritívoros; omnívoros	Bacterias, restos animales y vegetales y hongos adheridos a los granos de arena, copépodos harpacticoides.	
	Cladocera		Bacteriófagos; suspensívoros		
	Ostracoda		Predadores; herbívoros; detritívoros	Bacterias, microalgas, otros crustáceos y anélidos.	
Acari	Astigmata		Fitófagos; micófagos; predadores; detritívoros		
		Mesostigmata	Predadores	Artrópodos y otros invertebrados.	
		Oribatida		Micófagos; saprófagos	Hongos y detritus orgánicos.
	Prostigmata	Tarsonemidae	Primariamente micófagos, fitófagos, parásitos. Secundariamente predadores		
		Acarophenacidae	Parasitoides		
		Rhagidiidae	Predadores		
		Tenuipalpidae	Fitófagos		
		Tetranychidae	Fitófagos		
		Eupodidae	Micófagos; predadores	detritívoros;	
		Bdellidae	Predadores		
		Cunaxidae	Predadores		
		Demodicidae	Ecto y endoparásitos de vertebrados		
		Halacaridae	Predadores; detritívoros	Protozoos, pequeños metazoos, bacterias y hongos.	
Siteroptidae		Micófagos			
Tydeidae	Fitófagos; micófagos				
Nanorchestidae	Fitófagos; micófagos				
Myriapoda	Pauropoda		Micófagos; detritívoros		
	Diplopoda		Detritívoros; herbívoros	Materia orgánica muerta; vegetación en descomposición	

Tabla 8.10. Clasificación trófica de taxones de invertebrados del agua subterránea.

Grupos taxonómicos		Clasificación trófica	Items alimentarios
Collembola		Micófagos; detritívoros	Hifas de hongos y detritus orgánicos.
Insecta	Psecoptera	Micófagos	Restos orgánicos, cereales, moho.
	Thysanoptera	Fitófagos; micófagos;	
	Heteroptera	predadores	
	Corixidae	Predadores	
	Pseudococcidae	Predadores; detritívoros	Protozoos, larvas y otros organismos acuáticos pequeños.
	Trichoptera	Fitófagos	
	Lepidoptera	Predadores	
	Chironomidae	Las larvas generalmente se alimentan de vegetales	
	Staphylinidae	Herbívoros; detritívoros; predadores	Materia orgánica.
		Predadores	
Annelida	Oligochaeta	Detritívoros	Materia orgánica muerta, detritus fino, algas y otros microorganismos.
		Enchytraeidae	Bacteriófagos; detritívoros
	Aphanoneura	Aelosomatidae	Detritívoros
Nematoda		Fitófagos; detritívoros, bacteriófagos; sedimentívoros; predadores	Bacterias, hifas, detritus, protozoos, partículas de sustrato, materia orgánica disuelta.
Nematomorpha		Los adultos no se alimentan. Juveniles parásitos de artrópodos	

Borror et al. (1989); Ruppert & Barnes (1993); Hopkin (1997); Fjellberg (1998); Dodson & Frey (2001); Hershey & Lamberti (2001); Hilsenhoff (2001); Wallace & Snell (2001); Williamson & Reid (2001); Maraun et al. (2003); Schneider et al. (2004); Bartsch (2008); Camacho & Valdecasas (2008); Martin et al. (2008); Segers (2008); Giere (2009); Krantz & Walter (2009).

En general, se observa que los diferentes niveles tróficos estuvieron representados por varios taxones, desde los niveles tróficos basales (ej. bacteriófagos) hasta los superiores (predadores). Es de aclarar que algunos organismos presentan más de un hábito alimenticio, por lo cual no estrictamente dichos hábitos son llevados a cabo en el agua subterránea, caso particular de herbívoros y fitófagos.

En la Tabla 8.11 se muestra por perforación los grupos tróficos recolectados en las mismas.

Tabla 8.11. Grupos tróficos recolectados en cada perforación.

	M1	M2	M3	M4	M5	M6	M7	M8	M9	M10	M11	M12	M13	M14	M15	M16	M17	M18	M19	M20	M21	M22	M23	M24	M25	
Sedimentívoros				X		X	X						X		X		X		X		X		X		X	
Bacteriófagos	X	X	X	X	X	X	X			X		X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Detritívoros	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Micófagos	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Generalista suspensívoros	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X		X		X		X		X	
Herbívoros		X	X	X	X				X						X		X		X						X	
Omnívoros	X	X			X	X	X	X		X					X		X		X	X	X	X	X	X		X
Predadores	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Parásitos	X	X	X	X		X		X	X			X	X		X	X		X								X
Parasitoides									X																	

Organismos micófagos, detritívoros y predadores fueron recolectados en todas las perforaciones. Otros de los grupos con amplia distribución espacial fueron los bacteriófagos y suspensívoros, registrados en 20 perforaciones.

Entre las perforaciones con mayor número de grupos tróficos se encuentran M2, M4, M6, M18 y M20 con ocho grupos. Además, M1, M3, M5, M7, M9, M13, M15, M22, M24 y M25 se caracterizaron por la presencia de siete grupos tróficos. Por otro lado, en M11 y M14 se observó el menor número de grupos tróficos, con cuatro grupos, junto con M12, M17, M19, M21 y M23 con cinco grupos en cada perforación.

8.4. Discusión

La ausencia de invertebrados en una gran proporción de los pozos parece ser típico de muchos estudios de agua subterránea y es resultado de la alta heterogeneidad estructural (Hahn, 2006). Por lo tanto, el primer resultado relevante de la presente tesis en cuanto a la fauna del acuífero estudiado, es la presencia de invertebrados en todas las perforaciones en ambas estaciones de muestreo. Si bien esto también ha sido observado por algunos autores (Bruno *et al.*, 2001; Scarsbrook & Fenwick, 2003; Datry *et al.*, 2005; Tione, 2009; Stein *et al.*, 2010), existen otros estudios donde solo se han observado invertebrados en algunos de los pozos muestreados. Por ejemplo Hahn (2002), Eberhard *et al.* (2004) y Hahn & Fuchs (2009) detectaron fauna en el 74 %, 71 % y 76 % de las muestras, respectivamente. Los acuíferos estudiados por estos autores fueron un complejo de acuíferos sedimentarios porosos, depositados químicamente, fracturados y cársticos, mientras que Humphreys (2008) recolectó fauna en nueve de 64 pozos muestreados, en un acuífero en Australia. Por lo tanto, se destaca el acuífero de Río Cuarto por la gran diversidad y abundancia de invertebrados.

La fauna de las aguas subterráneas se compone de micro, meio y macroorganismos. La mayoría de los principales grupos taxonómicos de meiofauna que se encuentran en el agua superficial también ocurren en las aguas subterráneas (Bork *et al.*, 2008), como fue comprobado en la presente tesis. Los grupos más abundantes en ambas estaciones de muestreo fueron Acari, Oligochaeta y Crustacea, y en la estación seca también lo fue Rotifera. Dicho resultado no coincide con lo reportado por varios autores, entre ellos Scarsbrook & Fenwick (2003), Di Lorenzo *et al.* (2004), Dumas (2004), Humphreys (2006), Ferreira *et al.* (2007), Hancock & Boulton (2008), Eberhard *et al.* (2009), Tione (2009), Griebler *et al.* (2010) y Foulquier *et al.* (2011), quienes observaron que la fauna subterránea fue dominada por crustáceos y en particular por copépodos. La dominancia de Copepoda dentro de Crustacea observada en el presente trabajo se corresponde con las investigaciones previamente citadas. Por ejemplo, en los acuíferos del Macizo de Lessinian (Italia) Copepoda fue el taxón más abundante y con mayor riqueza específica, representando el 90% y 84% de las muestras en acuíferos cársticos y porosos respectivamente (Di Lorenzo *et al.*, 2004), mientras que en el acuífero aluvial de Piana del Vibrata (Italia) un total de 985 copépodos y 165 no copépodos (Nematoda, Oligochaeta, Amphipoda, Isopoda, Acari y Collembola) fueron encontrados en las muestras (Di Lorenzo &

Galassi, 2013). En esta tesis, además de Copepoda, Ostracoda tuvo una amplia distribución espacial, coincidiendo con lo observado por Scarsbrook & Fenwick (2003), donde los ostrácodos fueron poco frecuentes, pero ampliamente distribuidos.

La abundancia de Oligochaeta y Rotifera coincide con los resultados obtenidos en el acuífero freático de Plana de Castellón (España), donde estos taxones fueron relativamente abundantes, mientras que el más abundante fue Cuscuta (Notenboom *et al.*, 1995). La elevada abundancia de Oligochaeta en la presente tesis se debe a que la misma aconteció en dos perforaciones en particular (M9 y M20). Esta observación coincide con lo obtenido en la cuenca del arroyo La Colacha, donde los oligoquetos fueron muy abundantes pero registrados en una perforación en particular con alta abundancia (Tione, 2009). Por otro lado, la elevada abundancia de Rotifera también se registró en una perforación en particular (M20), si bien tuvo una amplia distribución espacial.

Además de los grupos de invertebrados más abundantes, la recolección de organismos pertenecientes a Collembola, Insecta, Nematoda y Pauropoda en menor abundancia coincide con los resultados de Tione (2009). La presencia de Nematoda en el agua subterránea es consistente con los resultados de Hahn (2006). En adición, Notenboom *et al.* (1995) recolectó individuos correspondientes a Nematoda, Gastropoda, Acari, Collembola y larvas de Insecta esporádicamente en un acuífero freático en España, mientras que Stein *et al.* (2010), además de Crustacea, registró ácaros, insectos, nemátodos, entre otros, en un acuífero poroso en Alemania. Griebler *et al.* (2010) recolectaron, además de crustáceos, oligoquetos, nemátodos, tardígrados, gasterópodos, ácaros y colémbolos en el sur de Alemania en acuíferos aluviales y cársticos.

Por otro lado, si bien Insecta fue un grupo con amplia distribución espacial, su abundancia fue inferior a la de otros taxones y a la registrada en el agua superficial. La baja abundancia de Insecta es característica de los ambientes de agua subterránea. Esto puede deberse a sus altos requerimientos energéticos como consecuencia del proceso de metamorfosis, o a una incapacidad ultraestructural para adaptarse a demandas más bajas de energía (Sket, 1999a). A su vez, es posible que la capacidad de dispersión pueda limitar la distribución de los invertebrados que requieren más de un hábitat para completar su ciclo de vida. Este puede ser el caso de muchos insectos que tienen un estado adulto aéreo y que podrían no ser capaces de retornar rápidamente a la superficie para emerger y reproducirse (Strayer, 1994). De este modo, la ausencia de insectos en un ambiente acuático subterráneo deja muchos

hábitats y potenciales nichos vacíos que podrán ser ocupados por otros organismos (Sket, 1999b).

El grupo de invertebrados con mayor riqueza de morfoespecies en ambas estaciones de muestreo fue Acari. Este resultado es consistente con lo observado en cuatro acuíferos aluviales en el este de Australia, en donde la fauna acarológica fue diversa y cada uno de los 20 taxa estuvo representado por solamente 1-3 individuos (Hancock & Boulton, 2008); y con lo registrado en un acuífero eólico en el sur de Córdoba (Tione, 2009). También en acuíferos de Nueva Zelanda la comunidad estuvo dominada por ácaros, asociados a anfípodos, isópodos, sincáridos, moluscos, oligoquetos, gusanos planos y copépodos, entre otros (Report, 2013). Asimismo, en acuífero cársticos en Bulgaria los ácaros, a excepción de los crustáceos, fueron el grupo con mayor diversidad de especies (Pandourski, 2007).

La densidad media de organismos recolectados en el presente trabajo fue 0,23 individuos/L y 0,29 individuos/L en la estación húmeda y seca respectivamente. Estos valores son semejantes a los observados en un acuífero glaciofluvial, con una porosidad superior, de la ciudad de Lyon (Francia), donde la densidad media fue de 0,88 invertebrados/L (Datry *et al.*, 2005). A su vez, los rangos de abundancia registrados en ambos muestreos (entre 3 y 251 invertebrados por perforación en la estación húmeda y entre 5 y 438 en la seca), coincidieron con lo obtenido en otros acuíferos. Por ejemplo, en acuíferos sedimentarios no consolidados, depositados químicamente y en medios fracturados en la Región de Pilbara (Australia), la abundancia fue de 0 a 250 individuos por sitio muestreado (Eberhard *et al.*, 2004). Contrariamente, los presentes resultados difieren de los obtenidos por Paran *et al.* (2004), quienes encontraron en el acuífero aluvial de Forez (Francia) una densidad de 10,66 individuos/L, y con Tione (2009), quien registró densidades de 1,58 y 23,68 individuos/L en diferentes muestreos temporales, aunque el rango de abundancia en términos generales fue similar al observado en la presente tesis. En un acuífero glaciofluvial de Lyon (Francia), Foulquier *et al.* (2011) registraron una abundancia de invertebrados que varió entre 0 y 168 individuos, menor a la obtenida en la presente tesis.

Se ha demostrado que las aguas subterráneas son más ricas en especies que lo aceptado con anterioridad (Rouch & Danielopol, 1997). En la presente tesis se recolectaron, en las 25 perforaciones muestreadas, 68 y 81 morfoespecies en la estación húmeda y seca respectivamente, con un total de 110 morfoespecies. La riqueza media por perforación fue de 7,12 y de 8,80 morfoespecies para la estación

húmeda y seca respectivamente. Diferentes autores han registrado variación en el número de especies a través de diversos estudios. Entre ellos se encuentra el realizado por Eberhard *et al.* (2004) en la región de Pilbara (Australia) donde registraron una media de 3,8 taxa por muestra; Paran *et al.* (2004) hallaron en un acuífero aluvial de Francia 50 taxa en 29 perforaciones; Datry *et al.* (2005) en el acuífero glaciofluvial de la ciudad de Lyon (Francia) registraron 28 taxa en 24 sitios; Hahn (2006) observó 35 especies en el acuífero aluvial de Palatinato (Alemania); Castellarini *et al.* (2007) recolectaron 62 especies en la región de Jura (Francia) en 247 sitios ubicados en acuíferos porosos y cársticos. Un total de 16 especies y algunos taxones superiores se encontraron en un acuífero aluvial en Corea del Sur (Bork *et al.*, 2008). Por otro lado, la riqueza taxonómica promedio fue relativamente baja en cuatro tipos de acuíferos (compacto, poroso, fracturado y cárstico) en Alemania con una media de 1,6 taxones por muestra (Hahn & Fuchs, 2009). En cuanto al número de morfoespecies comunes a ambas estaciones de muestreo fue de 26 morfoespecies, lo que representa el 24 % del total. Este resultado fue similar a lo obtenido en Australia por Eberhard *et al.* (2004), en donde los dos eventos de muestreo tuvieron 24 % de especies en común.

Mediante este análisis se evidencia que el acuífero fluvio-eólico de Río Cuarto se caracteriza por una elevada riqueza taxonómica, incluso superior a la observada en otros acuíferos del mundo, con porosidades similares. Esta riqueza a nivel local, pone en discusión la idea de que la diversidad de la fauna de los acuíferos es baja a escala local (2-3 especies en promedio) (Thulin & Hahn, 2008). Se acepta, en general, que la baja riqueza es resultado de la deficiencia funcional en la base de la red trófica, que impacta fuertemente sobre la riqueza del sistema (Gibert & Deharveng, 2002). Se postula en cambio que, a escala regional, la fragmentación de hábitat y la baja habilidad de dispersión favorecen la especiación por vicarianza y radiación por diversificación de nichos, a veces conduciendo a una elevada diversidad (Stoch, 1995; Gibert & Deharveng, 2002; Ferreira *et al.*, 2007; Malard *et al.*, 2009). Los resultados obtenidos en esta tesis apoyan la idea de una riqueza local comparativamente elevada, lo que en parte puede estar explicado por las características hidrogeológicas y microbiológicas del acuífero y del uso del territorio (Capítulo 9).

Se observa además para ambas estaciones de muestreo que aquellas perforaciones con mayor abundancia de invertebrados no se caracterizaron por una mayor riqueza, coincidiendo con lo observado en Pilbara (Australia), donde los pozos con riqueza relativamente alta también tuvieron un elevado número de invertebrados,

pero el sitio con mayor abundancia tuvo menor número de especies (Eberhard *et al.*, 2009). A su vez, la mayoría de las morfoespecies recolectadas en la presente tesis lo fueron en baja abundancia, coincidiendo con los resultados de Eberhard *et al.* (2009), quienes observaron que la mayoría de las comunidades animales contenían unas pocas especies abundantes y muchas especies halladas en bajo número. Así, se plantea que la diversidad biológica de las aguas subterráneas es relativamente alta en relación con el bajo número de individuos (Dole-Olivier *et al.*, 2009).

La baja frecuencia de recolección de la mayoría de las morfoespecies (70 % de las morfoespecies fueron encontradas como máximo en dos perforaciones) es consistente con los resultados obtenidos en otros trabajos. En la región de Jura (Francia) se encontró que la mitad de las especies fueron halladas en menos de 11 muestras de un total de 247 sitios muestreados (Castellarini *et al.*, 2007), de modo similar a lo observado en Bélgica (Martin *et al.*, 2009). Asimismo, en Baden-Württemberg (Alemania) el 52% de las especies fueron encontradas en menos del 1% de las perforaciones (Hahn & Fuchs, 2009) y en Euskirchen (Alemania) la mayoría de las especies lo fueron en menos de tres pozos de 20 muestreados (Stein *et al.*, 2010). Además, en cuatro acuíferos aluviales de Australia, el 25% de los taxa estuvieron restringidos a un solo pozo (Hancock & Boulton, 2008). Esta baja frecuencia de recolección es resultado de la alta fragmentación y aislamiento de los hábitats de agua subterránea y de la distribución irregular de su fauna con muchas especies siendo extremadamente raras (Gibert & Deharveng, 2002; Hahn & Fuchs, 2005). En relación a dicha fragmentación, se vincula la presencia de morfoespecies exclusivas en casi todas las perforaciones muestreadas en la presente tesis.

Los parámetros de estructura de la comunidad también presentaron variaciones entre las perforaciones muestreadas. Este resultado coincide con lo hallado en un acuífero aluvial de Australia, donde pozos situados cerca unos de otros mostraron variabilidad en los ensambles faunísticos (Korbel *et al.*, 2013). Esto se debe a que la distribución de la diversidad de la fauna subterránea es extremadamente irregular, aspecto discutido anteriormente. Dicho resultado es observado en los análisis de correspondencia detendenciado, en los cuales algunos taxones se asociaron con determinadas perforaciones en particular. Por otro lado, la diferencia en composición de las comunidades de dos perforaciones próximas espacialmente, como es el caso de M9 y M9b, demuestra que a una escala microespacial, la abundancia y distribución de los ensambles puede ser muy heterogénea, lo que ha sido explicado en relación

con los flujos de alimentos y la proximidad a la superficie (Dole-Olivier *et al.*, 2009), aspecto que será discutido en el próximo capítulo.

Contrariamente, la variación estacional en la abundancia y los parámetros de las comunidades fue poco evidente, en concordancia con los resultados obtenidos en un acuífero aluvial no consolidado, con sedimentos depositados químicamente con alta porosidad secundaria y rocas fracturadas en la región de Pilbara (Australia), donde los patrones de abundancia total de invertebrados en los pozos mostraron fuertes diferencias entre sitios, pero no hubo diferencias significativas entre épocas del año muestreado (Eberhard *et al.*, 2009). Sin embargo, en acuíferos aluviales de Australia, existieron marcados cambios estacionales en la composición de las comunidades de invertebrados en la mayoría de los pozos, pero las trayectorias de cambio no fueron ni consistentes ni coherentes ni hubo agrupaciones importantes por temporada (Hancock & Boulton, 2009).

Existe consenso a nivel internacional de que la fauna subterránea difiere de la superficial debido a la ausencia de insectos y a la dominancia de especies de crustáceos (Bruno *et al.*, 2001), lo cual fue observado en los ambientes de agua superficial en esta tesis. Los insectos fueron el grupo dominante en los ecosistemas superficiales, mientras que en el agua subterránea este taxón tuvo densidades bajas. A escala regional y local, los patrones de biodiversidad presentan grandes disparidades cuando son comparados los hábitats epigeos e hipógeos. De este modo, los insectos acuáticos que constituyen el núcleo de la biodiversidad epigea, están ausentes o son extremadamente raros en la mayoría de los ensamblajes de agua subterránea (Gibert & Deharveng, 2002; Ferreira *et al.*, 2007).

La baja proporción de morfoespecies estigobiontes, casi el 10% del total, coincide con los resultados obtenidos en un acuífero aluvial en Tafna (Argelia), donde la fauna estuvo dominada por taxones epigeos (86 % de todos los taxones) (Bergkamp & Cross, 2006). Contrariamente, los resultados de la presente tesis no fueron consistentes con lo acontecido en el complejo de cuatro tipos de acuíferos en Alemania, donde el 58 % de los taxa fueron estigobiontes (Hahn & Fuchs, 2009). En cuatro regiones de acuíferos aluviales de Australia la totalidad de los 87 taxa recolectados parecieron ser estigobiontes (Hancock & Boulton, 2008). La transmisividad relativa y la naturaleza de los flujos de agua subterránea y la entrada de energía difieren entre los acuíferos y pueden influir en la ocurrencia y distribución de la estigofauna (Marmonier *et al.*, 1993; Gibert *et al.*, 1994; Armstrong, 2003), lo cual será discutido con mayor profundidad en el próximo capítulo.

De las nueve morfoespecies estigobiontes identificadas en la presente tesis, siete pertenecen a Crustacea, coincidiendo con lo observado por Bergkamp & Cross (2006), donde la fauna consistió en una combinación de taxa epígeos e hipogeos, estos últimos representados principalmente por crustáceos. Los ácaros estuvieron representados por morfoespecies no estigobiontes (excepto *Soldanellonyx* sp). La mayoría no se encontraron en el agua superficial, por lo cual podrían estar ingresando hacia el acuífero desde la superficie junto con los lixiviados.

Por último, la teoría predice que los ambientes heterotróficos y limitados de materia orgánica, como los ecosistemas de agua subterránea, son controlados de abajo hacia arriba (bottom-up), porque la cantidad y calidad de la materia orgánica que entra en el sistema determina la estructura de la red alimentaria (Malard *et al.*, 1994; Notenboom *et al.*, 1994; Datry *et al.*, 2005; Foulquier *et al.*, 2010). Así, la red trófica subterránea es más probable de ser regulada de abajo hacia arriba ya que los recursos son generalmente tan bajos que probablemente son limitantes, y en muchos casos los recursos podrían ser lo suficientemente escasos para soportar sólo el nivel trófico más bajo, es decir, los microorganismos (Schmidt & Hahn, 2012). Sin embargo, las redes tróficas acontecidas en el agua subterránea de la presente tesis estuvieron representadas tanto por los niveles tróficos basales como superiores. En estudios previos se ha observado que el desarrollo microbiano puede ser controlado tanto de abajo hacia arriba (nutrientes) y por factores de arriba hacia abajo (bioturbación, depredación) (Mauclaire *et al.*, 2006).

Ha sido señalado que una cuestión clave en relación a las fuerzas que estructuran las comunidades es la influencia relativa de los consumidores (top-down) versus los recursos (bottom-up) en el control de la composición, estructura y función de la comunidad (Eriksson *et al.*, 2007). La importante presencia de predadores en las comunidades de esta tesis, tanto en riqueza como abundancia, ponen de manifiesto que además de la regulación de abajo hacia arriba, la regulación por parte de los predadores juega un rol importante en la regulación de la red trófica subterránea.

Capítulo 9

Influencia de las Características Hidrogeológicas y Microbiológicas del Acuífero y del Uso del Territorio en la Composición, Abundancia y Estructura de las Comunidades de Invertebrados

9.1 Introducción

En el acuífero se pueden reconocer tres componentes estructurales: (1) la matriz con varios tipos de poros en función del sedimento o tipo de roca (poroso, cárstico, fracturado); (2) el agua subterránea; y (3) los organismos vivos. Las dos primeras unidades representan el hábitat que utiliza el componente vivo del sistema (Danielopol *et al.*, 2008). Los diversos ensamblajes biológicos interactúan entre sí y con los componentes sólidos y líquidos del sistema (Hancock *et al.*, 2005). Se han llevado a cabo pocos estudios para identificar los factores que controlan los patrones de biodiversidad en el agua subterránea (Danielopol, 1989; Dumas *et al.* 2001; Mauclair & Gibert, 2001) comparado con la cantidad de investigaciones en sistemas de agua dulce superficiales y subterráneos poco profundos (zonas hiporreicas o parafluvial) (Datry, 2003).

Las distribuciones biológicas y sus controles en el agua subterránea son propensos a ser tan diversos y complejos como aquellos en las aguas superficiales (Strayer, 1994). La distribución de la fauna del agua subterránea es muy irregular y dinámica a través del espacio y el tiempo (Hahn, 2006), y se encuentra estrechamente vinculada a las características hidrológicas, fisicoquímicas y estructurales de los acuíferos en los cuales habitan (Danielopol *et al.*, 2000). Diferentes autores han sugerido que las características geomorfológicas e hidrogeológicas específicas de un sitio son los principales determinantes de la distribución y abundancia de la fauna del agua subterránea (Ward *et al.*, 1994), además de ser controlada por factores históricos, variables fisicoquímicas, interacciones biológicas, e interacciones entre estas amplias clases de elementos (Strayer, 1994).

La estructura física de la matriz del acuífero es tal vez el principal factor del modelado de los ecosistemas de agua subterránea y de la distribución biótica (Dole-Olivier *et al.*, 2009). A nivel de microescala, los intersticios están interconectados, y el medio poroso es heterogéneo y constituye un mosaico de microambientes (Culver & Pipan, 2009). La estructura de los sedimentos determina la conductividad hidráulica y el tamaño del espacio disponible para habitar (Hahn, 2006). Aunque en los sistemas de agua subterránea los organismos están confinados a los espacios porosos, estos espacios pueden ser extremadamente diversos en términos de tamaño, forma, velocidad del agua, etcétera. De esta forma, a pequeña escala pueden presentarse una amplia diversidad de hábitats en el agua subterránea. Los organismos pequeños ocurren en acuíferos que poseen pequeños poros intersticiales, mientras que los de

mayor tamaño sólo pueden ocurrir en sitios con poros intersticiales más grandes (Gibert *et al.*, 1994). Además de limitar el tamaño corporal de la fauna (Pospisil, 1994), la matriz influye en el flujo y química del agua, incluyendo la distribución de nutrientes, carbono, oxígeno y la composición iónica del agua subterránea (Korbel & Hose, 2011). Adicionalmente, la textura de los sedimentos también se correlaciona con la cantidad de superficie disponible para la colonización biológica (Strayer, 1994).

Los acuíferos no confinados, como el estudiado en la presente tesis, son particularmente vulnerables a la contaminación, debido a que son recargados por percolación de agua directamente desde la superficie, la cual puede transportar contaminantes como microorganismos y elementos químicos derivados de diversas fuentes contaminantes de origen orgánico e inorgánico (Blarasin, 2003; Fenwick *et al.*, 2004). El movimiento de los contaminantes de la superficie hasta el agua subterránea subyacente está determinado, entre otros factores, por la cantidad de agua que se infiltra y la estructura porosa de la zona no saturada existente entre ellos (Bright *et al.*, 1998). Como consecuencia de la ausencia de productores primarios en los acuíferos, las redes tróficas son heterotróficas y más cortas que en los ambientes superficiales. Por lo tanto, los invertebrados hipogeos perciben directamente los cambios en el contenido de nutrientes del agua subterránea, mientras que tales cambios pueden ser atenuados por la vegetación acuática en el agua superficial (Malard *et al.*, 1999). Los invertebrados de agua subterránea tienen múltiples relaciones con su medio y entre ellos mismos, presentan varios tipos tróficos y varios ciclos de vida. Consecuentemente, directa o indirectamente, responden a los cambios en las propiedades de diferentes constituyentes de la subsuperficie. Además asimilan los efectos de la contaminación a través de varios períodos de tiempo (Malard, 2001). Se espera que la fauna subterránea sea más susceptible a la contaminación que las correspondientes especies que habitan en la superficie, debido a que son menos diversas, las especies tienen baja plasticidad genética, presentan densidades poblacionales relativamente bajas, las fuentes de alimento están fragmentadas y la distribución geográfica está restringida (Bright *et al.*, 1998). Con el creciente reconocimiento de la alta variabilidad intrínseca de las aguas subterráneas, los paradigmas ecológicos de persistencia de las mismas son sustituidos por conceptos de disturbio y resiliencia, similares a aquellos aplicados a los ecosistemas superficiales (Hancock *et al.*, 2005).

Entre las variables propuestas como los determinantes más importantes de la biodiversidad y composición de las comunidades de invertebrados en los acuíferos se

encuentran la concentración de oxígeno disuelto, salinidad, temperatura, carbono orgánico disuelto y profundidad del nivel freático, entre otras (Hancock *et al.*, 2005). Boulton *et al.* (2008) discutieron los fundamentos del funcionamiento del ecosistema de agua subterránea, indicando que diferencias sutiles en la química del agua pueden alterar los aspectos ecológicos de dicho ambiente.

Debido a que en los ecosistemas de agua subterránea la fotosíntesis es inexistente, la mayoría de las cadenas tróficas de estos ecosistemas dependen del carbono orgánico importado desde fuentes superficiales (Datry *et al.*, 2005; Fenwick & Scarsbrook, 2008). La disponibilidad de carbono orgánico es probablemente el principal determinante de la complejidad de las cadenas tróficas en ecosistemas de agua subterránea (Hancock *et al.*, 2005). La variación en el flujo de materia orgánica en el agua subterránea es un factor fundamental de la heterogeneidad espacio-temporal en estos ecosistemas (Datry *et al.*, 2005). Se ha observado que la cantidad, y probablemente la calidad, de la materia orgánica influyen tanto en la abundancia como en la estructura de las comunidades (Hahn, 2006). Por lo general, las concentraciones de carbono orgánico disminuyen con la profundidad y la distancia desde la zona de recarga con concomitantes reducciones en la complejidad del ecosistema (Hancock *et al.*, 2005). La existencia de la fauna depende del suministro de alimento en forma de detritus y bacterias, pero también en la competencia con las especies estigoxenas (Hahn, 2006).

Vinculados al ingreso de contaminantes al agua subterránea se encuentran los microorganismos (Goldscheider *et al.*, 2006). Hasta hace poco tiempo, los microorganismos y los invertebrados fueron considerados de modo aislado. Sin embargo, en la actualidad ambos grupos son reconocidos por compartir complejas interacciones biológicas (Goldscheider *et al.*, 2006). Los microorganismos constituyen la base de las redes tróficas y pueden ser consumidos por protozoos y éstos a su vez, por los invertebrados (Brad, 2007). Por lo tanto, se espera que un aumento en las densidades bacterianas conlleve a un incremento en la abundancia de los invertebrados (Datry *et al.*, 2005). Al igual que todos los ecosistemas acuáticos, los ecosistemas de agua subterránea son sensibles a los cambios en la calidad (Stein *et al.*, 2010) y cantidad del agua (Tomlinson, 2008). Hay evidencia de que las entradas de carbono y nutrientes a los ecosistemas de agua subterránea causan un aumento en la actividad microbiana y biomasa de la fauna (Cho & Kim, 1999; Baker *et al.*, 2000; Mösslacher *et al.*, 2001; Griebler *et al.*, 2002; Foulquier *et al.*, 2010b). Por lo tanto, cambios en la composición y estructura de los ensamblajes bióticos pueden ser

esperados en áreas donde las prácticas agrícolas influyen en la calidad y cantidad del agua subterránea y, además, que la biota puede ser diferente en zonas bajo distintas prácticas agrícolas (Korbel *et al.*, 2013).

Debido a la relativa escasa variabilidad y a la predictibilidad de las condiciones físico-químicas de los ecosistemas de agua subterránea, las comunidades u organismos individuales deben ser altamente sensibles a cambios ambientales. Esto remarca que la fauna del agua subterránea y los microorganismos tienen el potencial de ser indicadores del estado del ecosistema y la integridad de algunos de los procesos ecológicos fundamentales que ocurren en los acuíferos (Griebler *et al.*, 2010)

9.2. Metodología

Análisis estadísticos

Se efectuó un análisis de correlación de Pearson entre las variables hidrogeológicas y microbiológicas y las relacionadas a las comunidades de invertebrados, considerándose un nivel de significancia de 0,05. El análisis fue realizado mediante el uso del programa InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2012)

Se efectuó un análisis de correspondencia detendenciado (ACd) (Hill, 1979; Hill & Gauch, 1980) considerando el uso puntual o no puntual de fuentes contaminantes de materia orgánica en el entorno de las perforaciones, así como también un ACd en consideración de la presencia o ausencia de bacterias en cada ambiente hidrogeológico del acuífero, tratando por separado a los tres ambientes hidrogeológicos en los dos ACd. Además, se efectuó un ACd para los diferentes usos del territorio, considerando los tres ambientes hidrogeológicos en un mismo análisis. Adicionalmente, se efectuó un análisis estadístico similar por ambiente hidrogeológico. Todos los ACd se efectuaron tanto en base a los taxones de invertebrados de alto rango y como a nivel de morfoespecies, mediante el programa CANOCO (ter Braak & Smilauer, 2004).

Se realizó un Análisis de Correlaciones Canónicas (ACC) (ter Braak, 1986) para evaluar las relaciones entre la fauna y los parámetros ambientales para cada uno de los usos del territorio. En una primera instancia se consideraron dichos usos sin discriminar por ambiente hidrogeológico, mientras que a una posterior instancia dicho análisis fue efectuado por ambiente hidrogeológico. Las variables ambientales utilizadas fueron las hidrogeológicas y bacteriológicas, mientras que la fauna fue considerada a nivel de taxones de alto rango y de morfoespecies. Los análisis fueron efectuados con el programa CANOCO (ter Braak & Smilauer, 2004).

9.3. Resultados

En base a los resultados presentados en el Capítulo 8, se observa que las mayores abundancias de invertebrados acontecieron en el ambiente eólico y en aquellos sitios en los cuales se registró la presencia de bacterias. Dicha abundancia fue variable entre las perforaciones muestreadas y si bien existió una débil variación estacional, en la estación seca en M3, M4, M5, M14, M15 y M21 aconteció un marcado ascenso en la abundancia respecto a la estación húmeda, mientras que en M6 aconteció un descenso de la misma. El ascenso en la abundancia se correspondió con un aumento en el desarrollo bacteriano, excepto en M3. Sin embargo, en dicha perforación se registró un marcado ascenso en la concentración de OD (de 3,9 mg/L a 7,20 mg/L). Contrariamente, en la perforación en que la abundancia total disminuyó coincidió con un descenso en los valores bacteriológicos (ver Capítulo 7). En el caso particular de la abundancia de Crustacea, la misma fue mayor en el ambiente eólico, al igual que la abundancia de Copepoda y Acari (no corroborada estadísticamente), las cuales además fueron superiores en presencia de bacterias.

A su vez, las comunidades observadas en las perforaciones emplazadas en cercanía de los cursos de agua superficiales tuvieron una mayor riqueza de grupos taxonómicos. Por otro lado, la riqueza taxonómica fue mayor en el ambiente fluvial (no corroborada estadísticamente), y a su vez en presencia de bacterias. En cercanías del río Cuarto y del arroyo Santa Catalina se registró, en términos generales, la mayor riqueza de morfoespecies, patrón menos evidente en la estación seca. El ambiente fluvial se caracterizó por una mayor diversidad (según los índices de Shannon y Simpson), la cual fue superior en los sitios con presencia de bacterias. La equitatividad no presentó diferencias estadísticamente significativas entre los ambientes hidrogeológicos y en cuanto a la presencia o ausencia de bacterias, sin embargo esta variable fue menor en el eólico, y la presencia de bacterias condicionó menores equitatividades. Los valores de dominancia fueron superiores en el ambiente eólico con PF, seguido por el eólico y con menores registros en el fluvial (no corroborada estadísticamente), y mayor en ausencia de bacterias. Las perforaciones en las cuales acontecieron los menores valores de equitatividad y los mayores de dominancia se caracterizan por uso del territorio con corrales (M1, M9, M20 y M1), saneamiento *in situ* (M1) o actividad hortícola (M11). Además, en M11 se registraron los valores más altos de NO_3^- .

Por otro lado, los tamaños corporales de los organismos difirieron entre los ambientes hidrogeológicos. Especímenes de mayor tamaño fueron recolectados en el ambiente fluvial y en el eólico con PF, caracterizados por granulometrías más gruesas (y consecuentemente poros más grandes) que el eólico. En este último ambiente, las perforaciones de las cuales fueron recolectados los organismos con mayores tamaños corporales se encuentran emplazadas en cercanías del arroyo Santa Catalina, o en el caso particular de M24 que, si bien se encuentra alejada de los cursos de agua, podría dar indicio de la presencia de materiales más gruesos, consecuencia de la actividad del río Cuarto en diferentes períodos geológicos. En la Figura 9.1 se muestra a modo esquemático la presencia de organismos de diferentes tamaños corporales en el acuífero freático fluvio-eólico de Río Cuarto.

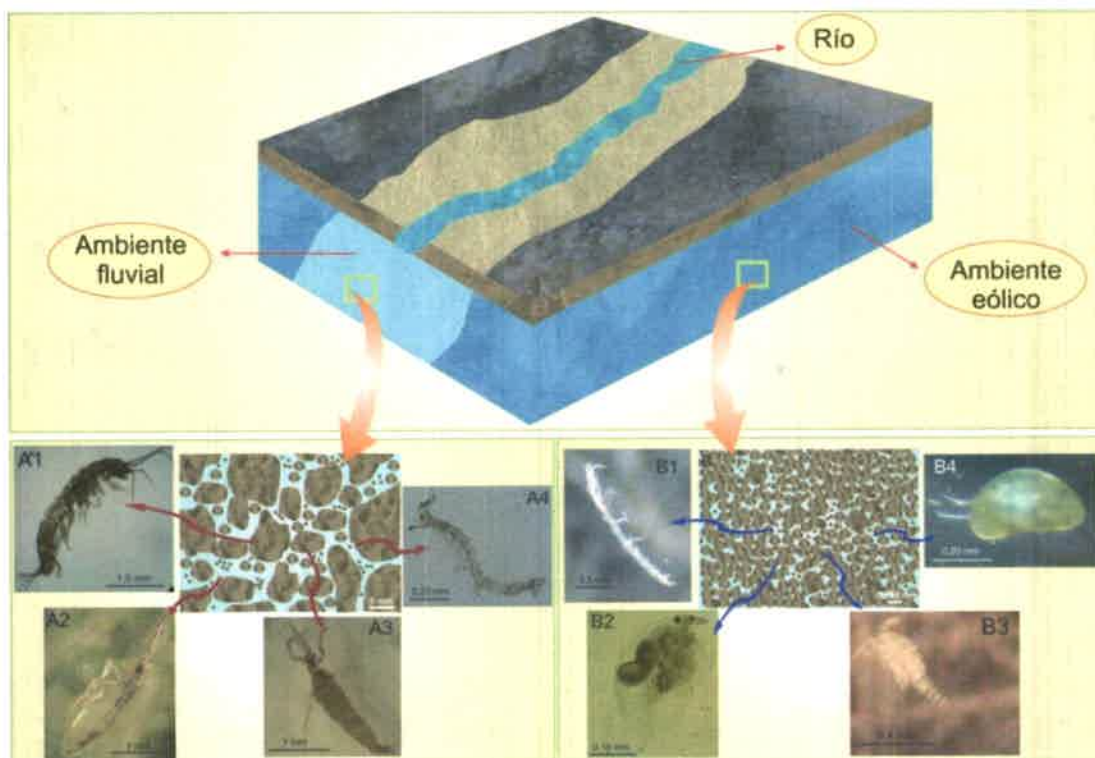


Figura 9.1. A) Ambiente fluvial. B) Ambiente eólico. A1: Amphipoda. A2: Collembola. A3: Insecta. A4: Syncarida. B1: Isopoda. B2: Cladocera. B3: Copepoda. B4: Ostracoda.

En cuanto a las morfoespecies estigobiontes y no estigobiontes, si bien en los tres ambientes hidrogeológicos la proporción de estas últimas fue superior a la de las estigobiontes, el ambiente fluvial se caracterizó por una proporción superior de los mismos que el resto de los ambientes, siendo menor en el eólico. En particular, en

este ambiente, aquellas perforaciones en las cuales se registraron estigobiontes se encuentran emplazadas en cercanías del ambiente fluvial.

En cuanto a las profundidades de ZNS en las cuales fueron encontrados los organismos estigobiontes varió según la morfoespecie. De esta manera, los estigobiontes correspondientes a Copepoda fueron registrados desde espesores de ZNS de 2 hasta 14 m. Contrariamente, Bogidiellidae sp (Amphipoda) estuvo restringido a menores espesores, comprendido entre los 2 y los 7 m. De modo similar, las morfoespecies estigobiontes de Syncarida fueron recolectadas en perforaciones con espesores de ZNS entre los 3 y 10 m, al igual que Microcerberidae sp (Isopoda). Contrariamente, las morfoespecies de Collembola fueron observadas entre los 2 y 28 m de espesor de ZNS, y la única morfoespecie estigobionte de Acari (*Soldanellonix* sp) fue recolectada entre los 8 y 18 m de ZNS.

En relación a los ambientes superficiales en comparación con el agua subterránea, se encontró que 35 morfoespecies fueron comunes entre ambos ecosistemas. Las correspondientes a Copepoda fueron recolectadas en perforaciones con espesores de ZNS comprendidos entre los 3 y 10 m, con usos del territorio caracterizados por corrales, saneamiento *in situ*, actividad avícola o en ámbito urbano. Cladocera, representada por *Alona glabra*, fue observada en sitios con mayores espesores de ZNS que las morfoespecies de Copepoda y con corrales en su entorno, comprendidos entre los 11 y 28 m de espesores de ZNS, al igual que Ostracoda. De esta manera, entre los crustáceos observados tanto en el agua subterránea como superficial, morfoespecies de Cladocera y Ostracoda fueron recolectadas en sitios con mayores espesores de ZNS que Copepoda.

Las morfoespecies pertenecientes a Astigmata se observaron en perforaciones con espesores de ZNS entre los 2 y 28 m, con diferentes usos del territorio: huerta, saneamiento *in situ* y/o corrales con ganado. Una sola morfoespecie de Mesostigmata estuvo representada tanto en el agua superficial como subterránea, la cual tuvo una amplia distribución espacial en el acuífero, comprendiendo espesores de ZNS entre los 2 y 28 m y diversos usos del territorio: corrales, saneamiento *in situ*, producción ladrillera, actividad hortícola, agrícola y/o actividad avícola. Oribatida, junto con Prostigmata, fueron los taxones con mayor número de morfoespecies representadas tanto en el agua subterránea como superficial. Ambos taxones fueron observados en perforaciones cuyos espesores de ZNS fueron muy amplios, comprendidos entre los 2 y 28 m. Así mismo, los usos del territorio en el entorno de las mismas fue muy variado:

corrales, saneamiento *in situ*, producción ladrillera, actividad hortícola, parque y/o ambiente urbano. De este modo, el taxón Acari estuvo representado por diferentes morfoespecies recolectadas en todo el rango de espesores de ZNS estudiado en la presente tesis y con diferentes usos del territorio.

Collembola estuvo representando por dos morfoespecies recolectadas entre los 2 y 28 m de espesor de ZNS, con usos del territorio caracterizados por producción ladrillera, actividad avícola o corrales con ganado. Insecta fue un grupo con seis morfoespecies en común entre el agua subterránea y superficial, aunque si bien las mismas estuvieron restringidas a algunas perforaciones, fueron observadas en perforaciones con espesores de ZNS comprendidos entre los 2 y 28 m. Además fueron registrados los siguientes usos del territorio: corrales, actividad hortícola, producción ladrillera y saneamiento *in situ*.

Entre los Oligochaeta, Enchytraeidae fue registrado en todo el rango de espesores de ZNS (entre 2 y 28 m) y con usos del territorio caracterizados por corrales, actividad hortícola, saneamiento *in situ*, parque o ambiente urbano. Por otro lado, *Nais communis* fue recolectado en una sola perforación con una ZNS de 18 m y con corrales con ganado en su entorno. De modo similar, Aphanoneura fue recolectado en dos perforaciones, con un rango de ZNS entre los 4 y 28 m y con corrales en sus respectivos entornos. Por último, Nematomorpha fue registrado en perforaciones que cubren un rango entre los 2 y los 11 m de ZNS, con corrales con ganado, actividad hortícola y/o saneamiento *in situ* en su entorno.

De esta manera, se observa que en general las morfoespecies registradas tanto en el ecosistema superficial como subterráneo, no estuvieron restringidas a espesores de ZNS someros. Contrariamente, dichas morfoespecies fueron recolectadas en un amplio rango de ZNS, desde la perforación con menor espesor (M18) hasta la con mayor espesor de ZNS (M24) y bajo diferentes usos del territorio.

En las Figuras 9.2-9.4 se presentan los resultados correspondientes a los ACd a nivel de taxones de alto rango, mostrando el ordenamiento de las perforaciones según la presencia de fuentes de contaminación puntual o no puntual en el entorno, según la presencia de bacterias, y según el uso del territorio, en cada ambiente hidrogeológico. Se observó una separación entre las fuentes de contaminación en cuanto a las comunidades de invertebrados (Figura 9.2). Las diferencias fueron más grandes en el ambiente eólico (mayor gradiente), mientras que en el eólico con PF fueron menores. Además, usos del territorio que pueden provocar contaminación puntual (uso puntual),

en cada ambiente se relacionaron fuertemente con determinados taxones. Así, con el ambiente fluvial se vinculó Mesostigmata, Aphanoneura, Amphipoda, Pauropoda, Diplopoda, Isopoda, Arthropleona, Symphypleona y Nematomorpha. Los taxones Prostigmata, Astigmata y Mesostigmata al ambiente eólico con PF, mientras que Cladocera, Ostracoda, Rotifera, Copepoda, Oligochaeta, Nematoda y Oribatida se vincularon principalmente al ambiente eólico.

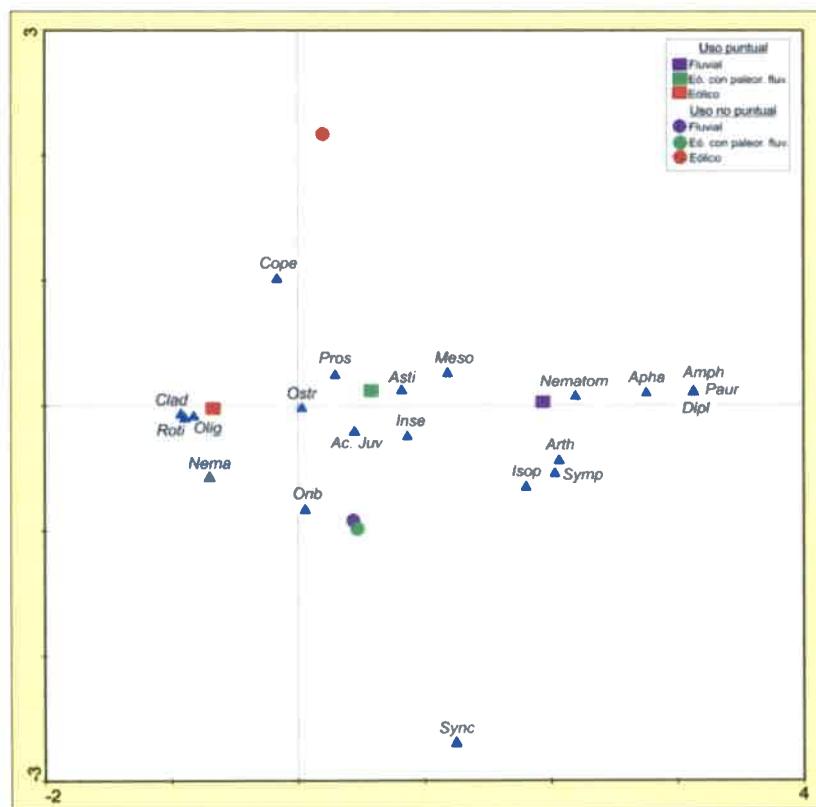


Figura 9.2. ACd. Ordenamiento de la presencia de fuentes de contaminación puntual y no puntual en el entorno de las perforaciones de los ambientes hidrogeológicos del acuífero en base a la abundancia de los taxones de alto rango. Los taxones están representados por triángulos. Código de taxones de alto rango ver Anexo 1.

De modo similar, la presencia o ausencia de bacterias en el agua subterránea en cada ambiente hidrogeológico se caracterizó por diferentes comunidades de invertebrados (Figura 9.3). En cuanto a los taxones que se asociaron a la presencia de bacterias, fueron similares a aquellos para las fuentes puntuales de contaminación al agua subterránea (ej. Oligochaeta, Nematoda, Nematomorpha, Aphanoneura, Amphipoda, etc).

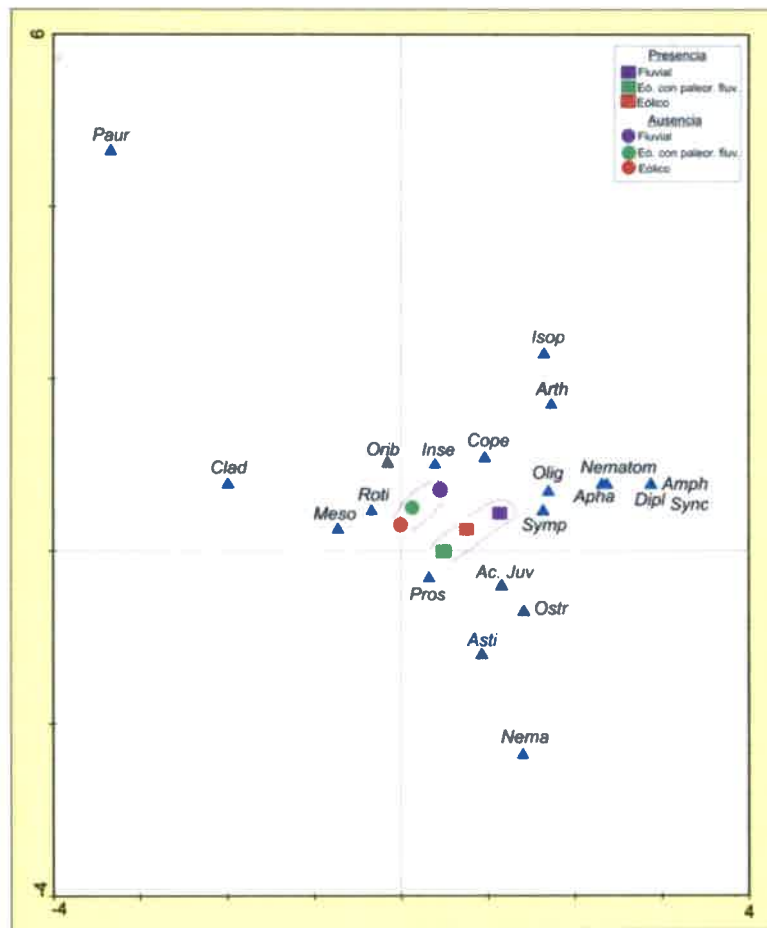


Figura 9.3. ACd. Ordenamiento de la presencia y ausencia de bacterias en los ambientes hidrogeológicos del acuífero en base a la abundancia de los taxones de alto rango. Los taxones están representados por triángulos. Código de taxones de alto rango ver Anexo 1.

En la Figura 9.4 se muestra el ordenamiento de los diferentes usos del territorio en el entorno de las perforaciones. Se observa una clara separación de dichos usos sin considerar particularmente cada ambiente hidrogeológico (Figura 9.4a). Así, en el eje 1 se observa la separación de los usos urbano y parque del resto, mientras que en el eje 2 se produce la diferenciación de corrales, corrales y sistema de saneamiento *in situ* del resto de los usos. La actividad hortícola, saneamiento *in situ*, actividad hortícola y sistema de saneamiento *in situ*, y producción ladrillera mostraron relativamente menor diferenciación respecto de los otros usos. Así las comunidades de invertebrados, a nivel de grupos taxonómicos de alto rango, de aquellos usos en los cuales existe alguna fuente puntual de contaminación de materia orgánica fueron más parecidas entre sí, caracterizadas por determinados taxones de invertebrados, separándose del

En las Figuras 9.5-9.8 se presentan los resultados correspondientes a los ACd a nivel de morfoespecies.

De modo similar a lo acontecido a nivel de taxones de alto rango, las fuentes de contaminación puntual y no puntual de contaminación de materia orgánica al agua subterránea en el entorno de las perforaciones se diferenciaron para cada ambiente hidrogeológico (Figura 9.5). A nivel de morfoespecies las diferencias entre fuentes puntuales y no puntuales de contaminación fueron mayores para el ambiente eólico con PF, mientras que las menores fueron observadas para el fluvial.

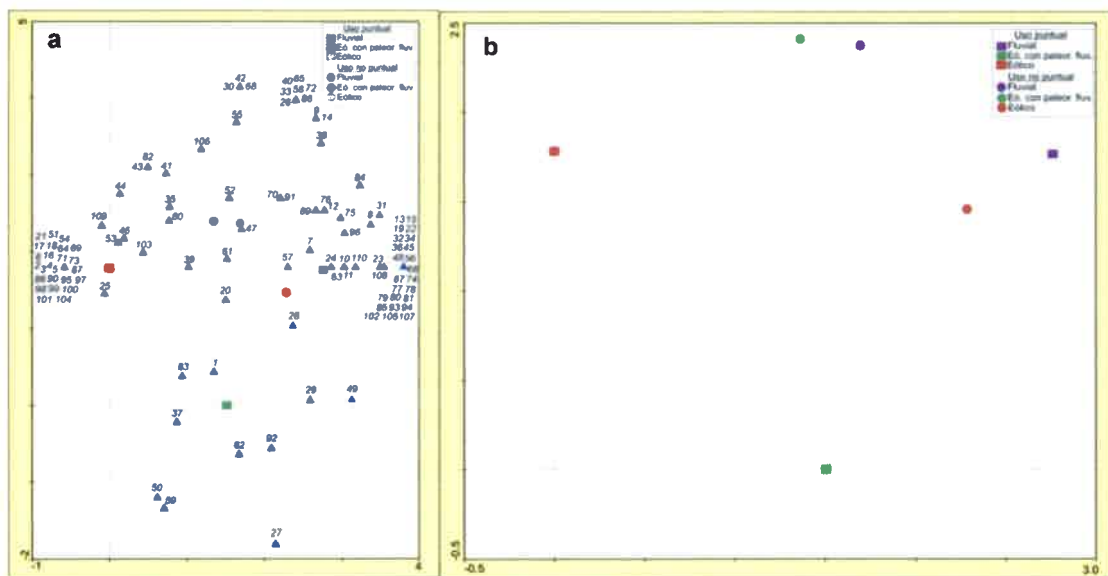


Figura 9.5. ACd. a) Ordenamiento de la presencia de fuentes de contaminación puntual y no puntual en el entorno de las perforaciones en la estación húmeda y seca de los ambientes hidrogeológicos del acuífero en base a la abundancia de morfoespecies. b) Detalle de la presencia de fuentes puntuales y no puntuales en los ambientes hidrogeológicos para cada estación de muestreo. Las morfoespecies están representadas por triángulos. Código de morfoespecies ver Anexo 2.

Por otro lado, se observó una asociación de la presencia de bacterias (Figura 9.6) con diferentes morfoespecies en cada ambiente hidrogeológico. A su vez, se puede distinguir la similitud entre los ambientes hidrogeológicos en cuanto al efecto de la presencia de bacterias. Además, la ausencia de las mismas se asoció a comunidades de invertebrados similares para los ambientes fluvial y eólico con PF, mientras que los ambientes se diferenciaron en presencia de bacterias, vinculado cada uno a diferentes morfoespecies.

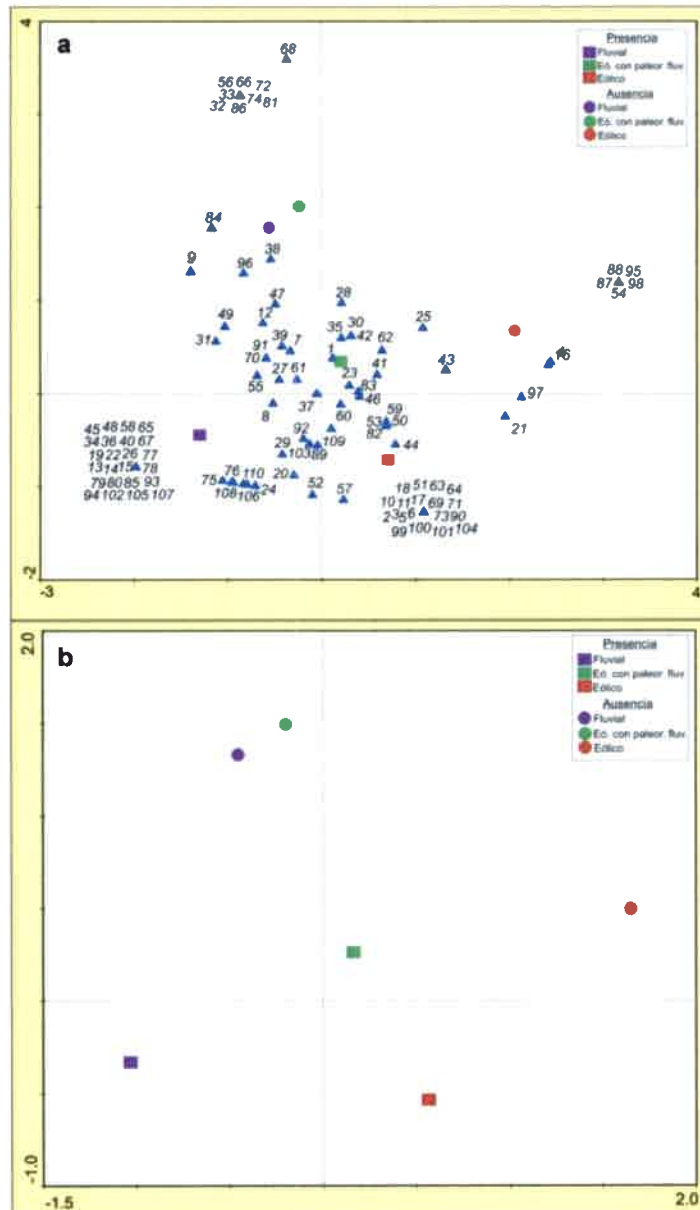


Figura 9.6. ACd. a) Ordenamiento de la presencia y ausencia de bacterias en la estación húmeda y seca de los ambientes hidrogeológicos del acuífero en base a la abundancia de morfoespecies. b) Detalle de la presencia y ausencia de bacterias en los ambientes hidrogeológicos para cada estación de muestreo. Las morfoespecies están representadas por triángulos. Código de morfoespecies ver Anexo 2.

Como fue observado para el análisis a nivel de taxones de alto rango, los usos del territorio en el entorno de las perforaciones se separaron entre ellos vinculados a diferentes ensambles de morfoespecies (Figura 9.7).

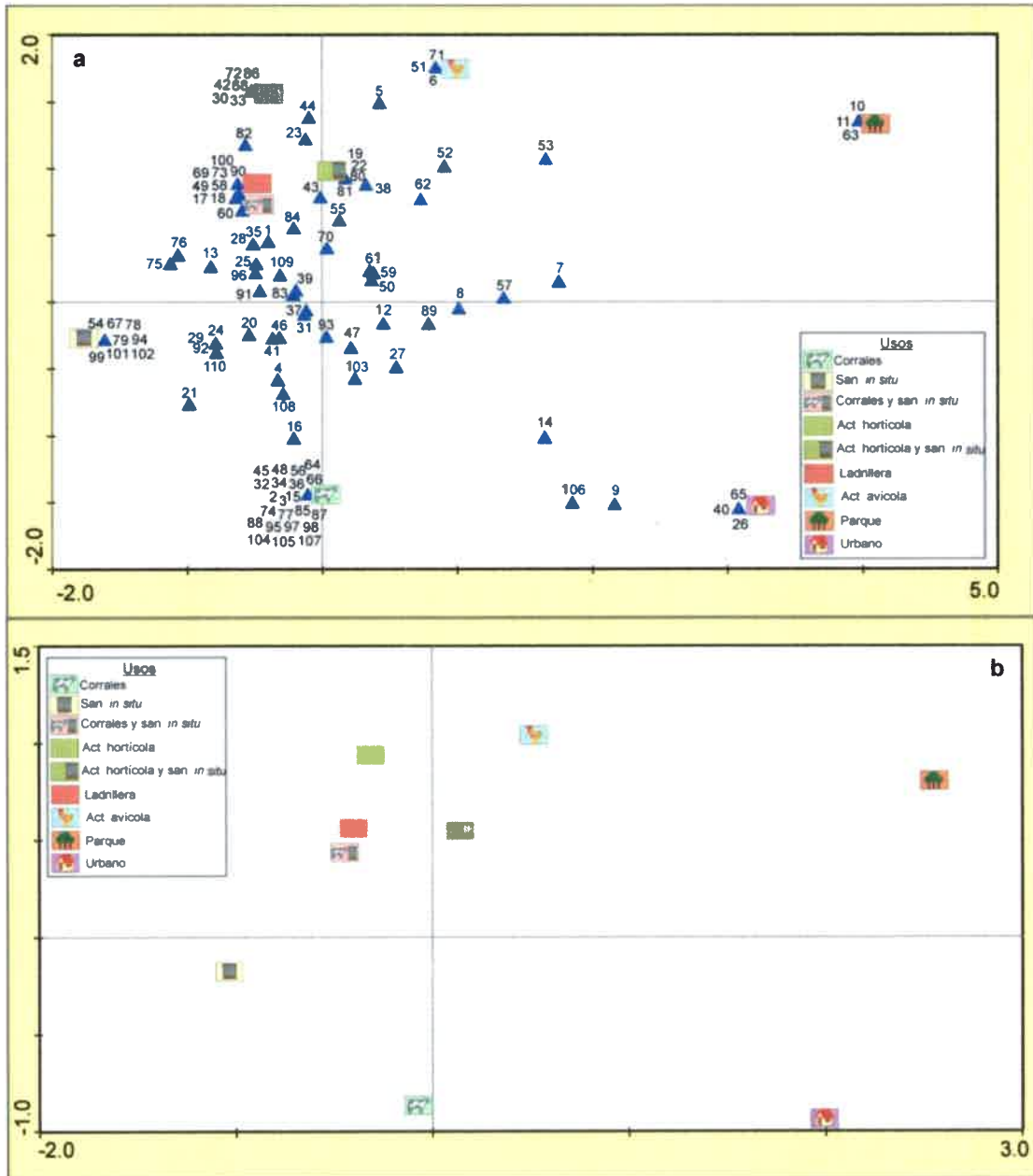


Figura 9.7. ACd. a) Ordenamiento de los usos del territorio en el entorno de las perforaciones en base a la abundancia de morfoespecies. b) Detalle de los usos del territorio en el entorno de las perforaciones. Las morfoespecies están representadas por triángulos. Código de morfoespecies ver Anexo 2.

En eje 1 se observa la separación de los usos urbano y parque del resto de los usos, mientras que en el eje 2 la presencia de corrales se diferenció del resto junto con

el uso urbano. Además, se observa una similitud de las comunidades de invertebrados para los usos corrales y saneamiento *in situ*, actividad hortícola, actividad hortícola y saneamiento *in situ*, y producción ladrillera. Además, se detecta un gradiente en las comunidades de invertebrados relacionadas a los usos con corrales, saneamiento *in situ* y la combinación de ambos usos (corrales y saneamiento *in situ*). De esta manera, se observa que los distintos usos del territorio generan diferentes cargas contaminantes hacia el agua subterránea lo que podría condicionar la presencia de determinadas morfoespecies.

Analizando cada ambiente hidrogeológico por separado, también se observa la separación de los diferentes usos del territorio (Figura 9.8).



Figura 9.8. ACd. Ordenamiento de los usos del territorio en el entorno de las perforaciones en base a la abundancia de morfoespecies. a1) Ambiente fluvial. b1) Ambiente eólico con paleorasgos fluviales. c1) Ambiente eólico. Detalle de los usos del territorio en el entorno de las perforaciones. a2) Ambiente fluvial. b2) Ambiente eólico con paleorasgos fluviales. c2) Ambiente eólico. Las morfoespecies están representadas por triángulos. Código de morfoespecies ver Anexo 2.

En el ambiente fluvial (Figura 9.8a) el uso urbano y la presencia de corrales se diferenciaron entre ellos y del resto de los usos, mientras que la actividad hortícola

(con y sin saneamiento *in situ*), sistema de saneamiento *in situ* y producción ladrillera conformaron un grupo en cuanto a la similitud de las comunidades de invertebrados. En el ambiente eólico con PF (Figura 9.8b) los cuatro usos del territorio se separaron claramente entre ellos, con una mayor similitud entre los corrales, actividad avícola, y corrales y sistema de saneamiento *in situ*, los tres usos vinculados a la producción de materia orgánica hacia el acuífero. Por último, en el ambiente eólico (Figura 9.8c), la actividad hortícola se diferenció claramente del resto de los usos, observándose una similitud entre los usos actividad avícola, corrales, corrales y sistema de saneamiento *in situ*, y sistema de saneamiento *in situ*.

En la Figura 9.9 se muestra la relación entre la abundancia total de invertebrados y el espesor de la ZNS para ambas estaciones de muestreo para los ambientes fluvial y eólico con PF (Figura 9.9a), y para el eólico (Figura 9.9b).

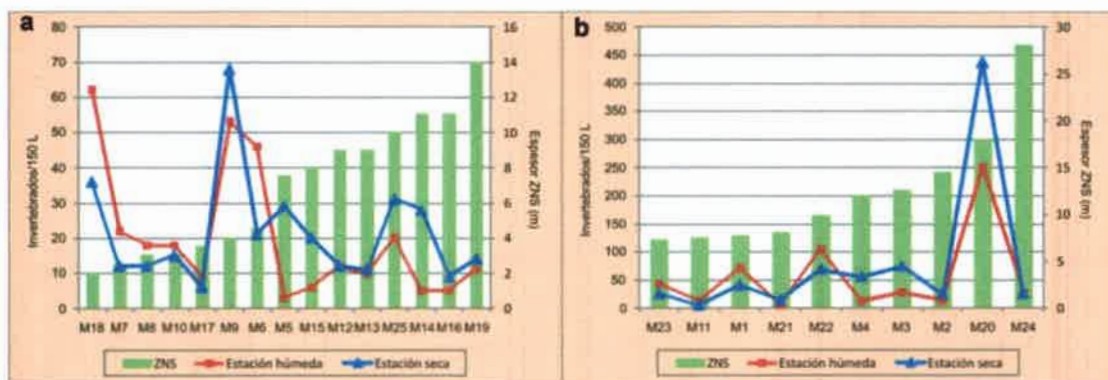


Figura 9.9. Abundancia total de invertebrados y espesor de la ZNS en las perforaciones muestreadas en la estación húmeda y seca. a) Ambiente fluvial y eólico con paleorasgos fluviales. b) Ambiente eólico.

En general, parece existir cierta relación entre espesores someros de ZNS y la abundancia total de invertebrados en los ambientes fluvial y eólico con PF (Figura 9.9a). En la estación húmeda, las perforaciones con espesores de ZNS mayores a 5 m tuvieron, a excepción de M25, menores abundancias de invertebrados que aquellas con espesores de ZNS menores a 5 m, a excepción de M17. En la estación seca, las perforaciones M7, M8, M10 y M17 tuvieron menores abundancias que aquellas con mayor espesor de ZNS. En las primeras perforaciones, a excepción de M8, no se registró desarrollo bacteriano, mientras que en las últimas si fue observado.

En el ambiente eólico (Figura 9.9b), no se observa un patrón claro de disminución de la abundancia con el aumento del espesor de la ZNS. En la estación húmeda, las perforaciones con espesores de ZNS mayores a 12 m, tuvieron menores abundancias

que las con espesores menores a 12 m. Aquellas perforaciones con espesores de ZNS menores a 12 m y baja abundancia de invertebrados (M11 y M21) se caracterizaron por no observarse desarrollo bacteriano. Las dos perforaciones con los mayores espesores, 28 y 18 m, tuvieron una abundancia superior a perforaciones con menores espesores de ZNS. A diferencia de las perforaciones con menores espesores de ZNS, en M24 y M20 las concentraciones de COD fueron más elevadas y hubo una mayor cantidad de bacterias. En la estación seca, no se observó un patrón en cuanto al espesor de ZNS y la abundancia de invertebrados. Entre las perforaciones con menores espesores, la abundancia fue mayor en aquellas perforaciones con desarrollo bacteriano, excepto M21. A su vez, todas ellas tuvieron concentraciones de COD mayor a 1 mg/L; en M11, no se observó desarrollo bacteriano y la abundancia fue baja. Entre las perforaciones con mayores espesores de ZNS, la abundancia fue superior en aquellos sitios con desarrollo bacteriano, excepto en M3. Se destaca que en M4 las concentraciones de COD fueron menores a 1 mg/L pero tuvo un elevado desarrollo bacteriano, mientras que en M2, el COD fue superior a 1 mg/L, el desarrollo bacteriano fue mínimo y la abundancia fue menor que en la mayoría de las perforaciones. Al igual que en la estación húmeda, las perforaciones con mayores espesores de ZNS se caracterizaron por presentar una abundancia elevada, concentraciones de COD mayores a 1 mg/L y desarrollo bacteriano.

De esta manera, en base a lo acontecido en los diferentes ambientes hidrogeológicos, se destaca la influencia del desarrollo bacteriano sobre la abundancia de invertebrados, disminuyendo la incidencia del espesor de la ZNS.

En la Figura 9.10 se representa la relación entre la abundancia de invertebrados y las concentraciones de COD en cada perforación en la estación húmeda y seca.

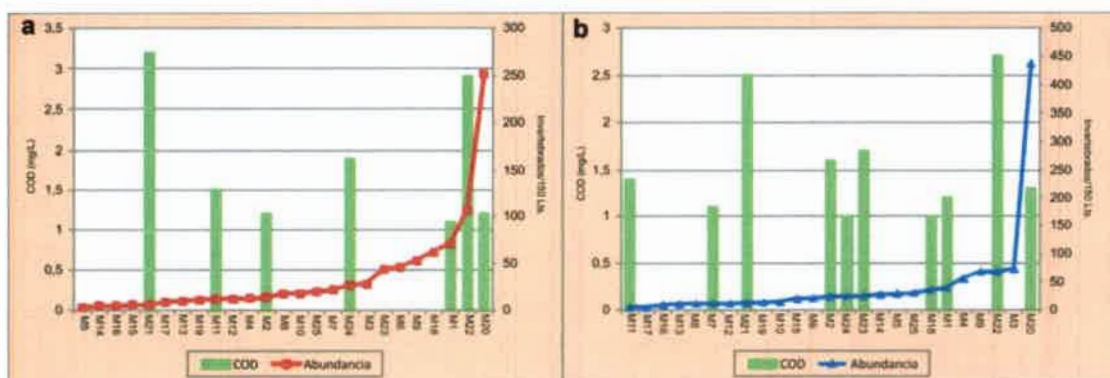


Figura 9.10. Abundancia total de invertebrados y contenido de COD en las perforaciones muestreadas. a) Estación húmeda. b) Estación seca.

En general, no se observó una correlación entre la abundancia total de invertebrados y la concentración de COD para ambas estaciones de muestreo. En la estación húmeda (Figura 9.10a), en las perforaciones con concentraciones de COD mayor a 1 mg/L, la abundancia de invertebrados fue mayor cuando dichas concentraciones fueron acompañadas de desarrollo bacteriano (M24, M1, M22 y M20). En M21, M11 y M2 con valores de COD mayores a 1 mg/L, no se observaron bacterias y la densidad de invertebrados fue baja. De modo similar, en la estación seca (Figura 9.10b), en aquellas perforaciones donde las concentraciones de COD fueron mayores a 1 mg/L, la abundancia también lo fue en las perforaciones en que se observó desarrollo bacteriano (M2, M24, M23, M18, M1, M22 y M20), excepto en M21. Las perforaciones M11 y M7 se caracterizaron por concentraciones de COD mayores a 1 mg/L, sin desarrollo bacteriano y menores abundancias de invertebrados.

Por otro lado, no se observó un patrón determinado entre los valores de conductividad eléctrica y la abundancia total de invertebrados para ambas estaciones de muestreo, aunque en términos generales, las aguas más dulces (mejor calidad) ubicadas en el ambiente fluvial y eólico con PF se caracterizaron por una menor abundancia de invertebrados. A su vez, en la perforación con agua salobre (M21) se recolectó en ambas estaciones de muestreo una de las menores abundancias de invertebrados, se registró una baja riqueza taxonómica y sin la presencia de morfoespecies exclusivas. Las morfoespecies presentes en dicha perforación fueron *Microcerberidae* sp, *Psoroptoididae?* sp, *Lasioseius* sp, *Asca* sp, *Limnozetestidae* sp, *Neocunaxoides* sp, *Tydeidae* sp2 y *Liposcelis?* sp, alguna de ellas registradas en varias perforaciones.

De modo similar a la conductividad eléctrica, no se observó una correlación clara entre la abundancia de invertebrados y las concentraciones de OD. Se destaca un marcado incremento de dicha concentración en M3 (3,90 mg/L y 7,20 mg/L en la estación húmeda y seca respectivamente). Dicho incremento coincide con un aumento en la abundancia de invertebrados y en los niveles freáticos en el día en que se efectuó el muestreo en la estación seca, según registros del freatígrafo Río Cuarto, ubicado en cercanías de M3.

En las Tablas 9.1 y 9.2 se presentan los resultados de las correlaciones lineales significativas entre algunas propiedades físico-químicas y bacteriológicas del agua

subterránea, y las correspondientes a las comunidades de invertebrados, para la estación húmeda y seca respectivamente.

Tabla 9.1. Correlaciones entre variables físico-químicas y bacteriológicas del agua y de las comunidades de invertebrados. Estación húmeda. r = coeficiente de correlación de Pearson. p : p -valor.

	Abundancia total			Copepoda			Astigmata			Prostigmata			Insecta			Diversidad 1-D			Equitatividad		
	n	r	p	n	r	p	n	r	p	n	r	p	n	r	p	n	r	p	n	r	p
Profundidad perf.							10	0,74	0,033												
Espesor ZNS										16	0,63	<0,01									
pH										16	0,61	0,012									
CE				10	0,62	0,054															
Ca+2	25	0,44	0,026																		
Mg+2	25	0,42	0,035																25	-0,41	0,039
K+																			25	-0,40	0,049
SO4-2				10	0,84	0,047															
Cl-				10	0,94	<0,01															
NO3-				10	0,87	<0,01				16	0,73	<0,01				24	-0,51	0,010	25	-0,42	0,038
COD				10	0,78	<0,01				16	0,84	<0,01									
RT				10	0,89	<0,01							19	0,42	0,074						

CE: conductividad eléctrica; COD: carbono orgánico disuelto; RT: recuento total de bacterias.

Tabla 9.2. Correlaciones entre variables físico-químicas y bacteriológicas del agua y de las comunidades de invertebrados. Estación seca. r = coeficiente de correlación de Pearson. p : p -valor.

	Abundancia total			Rotifera			Crustacea			Copepoda			Acari			Prostigmata			Equitatividad		
	n	r	p	n	r	p	n	r	p	n	r	p	n	r	p	n	r	p	n	r	p
Ca+2	25	0,52	<0,01	19	0,56	0,013															
Mg+2	25	0,45	0,024										25	0,46	0,020	23	0,58	<0,01	25	-0,45	0,024
K+							17	0,47	0,058							23	0,41	0,051			
NO3-							17	0,61	<0,01	14	0,58	0,031									
COD										14	0,72	0,003									

COD: carbono orgánico disuelto

Para ambas estaciones de muestreo no se observaron correlaciones lineales significativas entre las variables hidrogeológicas o bacteriológicas y la abundancia total de invertebrados, excepto con Ca^{+2} y Mg^{+2} (Tablas 9.1 y 9.2). Sin embargo, se pueden distinguir diferentes patrones en la abundancia total de invertebrados influenciados por la calidad físico-química y bacteriológica del agua, las cuales se encuentran vinculadas al uso del territorio. En un análisis espacial de la distribución de la abundancia, se observa en términos generales, que las menores abundancias coincidieron con las mejores calidades de agua desde el punto de vista físico-químico y bacteriológico. Así, las muestras provenientes del ambiente fluvial y eólico con PF tuvieron menor abundancia que las del ambiente eólico. En el ambiente fluvial las abundancias más elevadas acontecieron en M6, M9 y M18 en la estación húmeda, y en M5, M9, M18 y

M25 en la estación seca. En general, la calidad del agua proveniente de estas perforaciones desde el punto de vista físico-químico fue buena pero se registraron altos valores de los parámetros bacteriológicos. La elevada abundancia de invertebrados observada en M5 y M25 en la estación seca, coincide con un marcado ascenso en los registros bacteriológicos y en la concentración de NO_3^- en M25. Las perforaciones con elevada abundancia se caracterizan por un uso del territorio con alguna fuente de contaminación puntual de materia orgánica cercana a las mismas: M5 se distingue por actividad hortícola con el uso de abonos orgánicos (guano); en M6 ganado utilizado en el establecimiento; ganado bovino en M9; sistema de saneamiento *in situ* en M18; y M25 emplazada en pleno ámbito urbano.

En cuanto al ambiente eólico, las perforaciones M1, M20 y M22 tuvieron elevada abundancia en la estación húmeda, mientras que las dos últimas perforaciones y M3 en la estación seca. En dichas perforaciones se detectó desarrollo bacteriano, excepto en M3, cuya elevada abundancia puede deberse a un aumento en la concentración de OD, como fue explicado anteriormente. A su vez, en las perforaciones con mayor abundancia de invertebrados las concentraciones de NO_3^- fueron superiores a 20 mg/L, la DQO mayor a cero (excepto en M20 en la estación seca) y las concentraciones de COD superiores a 1 mg/L (excepto en M3). Todas las perforaciones con elevada abundancia de invertebrados poseen en el entorno de la captación alguna fuente de contaminación puntual de materia orgánica: sistema de saneamiento *in situ* y corrales con ganado ovino en M1, corrales con ganado vacuno en M20 y actividad avícola en el entorno de M22.

Entre las perforaciones más afectadas desde el punto de vista físico-químico en ambas estaciones de muestreo se encuentra M11, caracterizada por un entorno con actividad hortícola y en el establecimiento donde se encuentra dicha perforación funcionaba hasta el año 2008 un tambo. En dicha perforación se registraron las concentraciones más altas de NO_3^- de toda el área de estudio, con 290 mg/L y 270 mg/L, en la estación húmeda y seca respectivamente; una concentración de COD de 1,5 mg/L y 1,4 mg/L en la estación húmeda y seca respectivamente; y una DQO de 8 mg/L y 3 mg/L en la estación húmeda y seca respectivamente. En ambas estaciones de muestreo no se registraron bacterias en el agua proveniente de dicha perforación y la abundancia de invertebrados fue una de las más bajas en el área de estudio. La perforación M15, con actividad avícola en sus inmediaciones, se caracterizó por altos valores de NO_3^- (70 mg/L y 50 mg/L en la estación húmeda y seca respectivamente) y

una DQO de 4 mg/L en la estación húmeda. En dicha perforación se observó desarrollo bacteriano solo en la estación seca, lo que fue acompañado con un aumento en la abundancia de invertebrados. En M21 se registraron las mayores concentraciones de COD (3,2 mg/L y 2,5 mg/L en la estación húmeda y seca respectivamente); en la estación húmeda no hubo desarrollo bacteriano y la abundancia fue una de las más bajas, mientras que en la estación seca se observó un evidente crecimiento bacteriano, y sin embargo la abundancia de invertebrados fue baja, lo cual puede estar condicionada por la salinidad del agua (salobre), como fue expuesto en párrafos anteriores.

Entre los taxones de invertebrados para los cuales se observó una correlación lineal con alguna variable físico-química o bacteriológica del agua subterránea en la estación húmeda (Tabla 9.1) se encuentran Copepoda, que se correlacionó positivamente con los valores de CE, con las concentraciones de $\text{SO}_4^{=}$, Cl^- , NO_3^- y COD, y con los valores de recuento total de bacterias (RT). La abundancia de Astigmata se correlacionó de modo positivo con las profundidades de las captaciones, mientras que Prostigmata con el espesor de la ZNS, pH y con las concentraciones de NO_3^- y COD. Insecta fue un taxón que se correlacionó de modo positivo, aunque en bajo grado, con los valores de RT.

En la estación seca (Tabla 9.2), los taxones que se correlacionaron de modo lineal y significativo con alguna variable físico-química del agua fueron Rotifera, correlacionado positivamente con las concentraciones de Ca^{+2} , Crustacea con las de K^+ (en bajo grado) y NO_3^- ; Copepoda se correlacionó con este último ion y con las concentraciones de COD. Por otro lado, Acari fue un taxón que se correlacionó de modo positivo y en bajo grado con las concentraciones de Mg^{+2} , al igual que Prostigmata, taxón que además se correlacionó con las concentraciones de K^+ (en bajo grado).

Los parámetros de las comunidades que se correlacionaron de forma lineal y significativa con alguna característica físico-química del agua fueron la diversidad (índice de Simpson) y la equitatividad. El primer parámetro se correlacionó de modo negativo y de forma moderada con las concentraciones de NO_3^- en la estación húmeda (Tabla 9.1). La equitatividad se correlacionó de forma negativa, aunque en bajo grado, con las concentraciones de Mg^{+2} en ambas estaciones de muestreo (Tablas 9.1 y 9.2) y con las de K^+ y NO_3^- en la estación húmeda (Tabla 9.2).

En la Figura 9.11 se presenta un análisis de correlaciones canónicas (ACC) a nivel de taxones de alto rango, donde se observa el ordenamiento de los diversos usos del territorio en el entorno de las perforaciones, en base a las variables físico-químicas y bacteriológicas del agua, y la asociación de los taxones de invertebrados con los usos y las variables mencionadas.

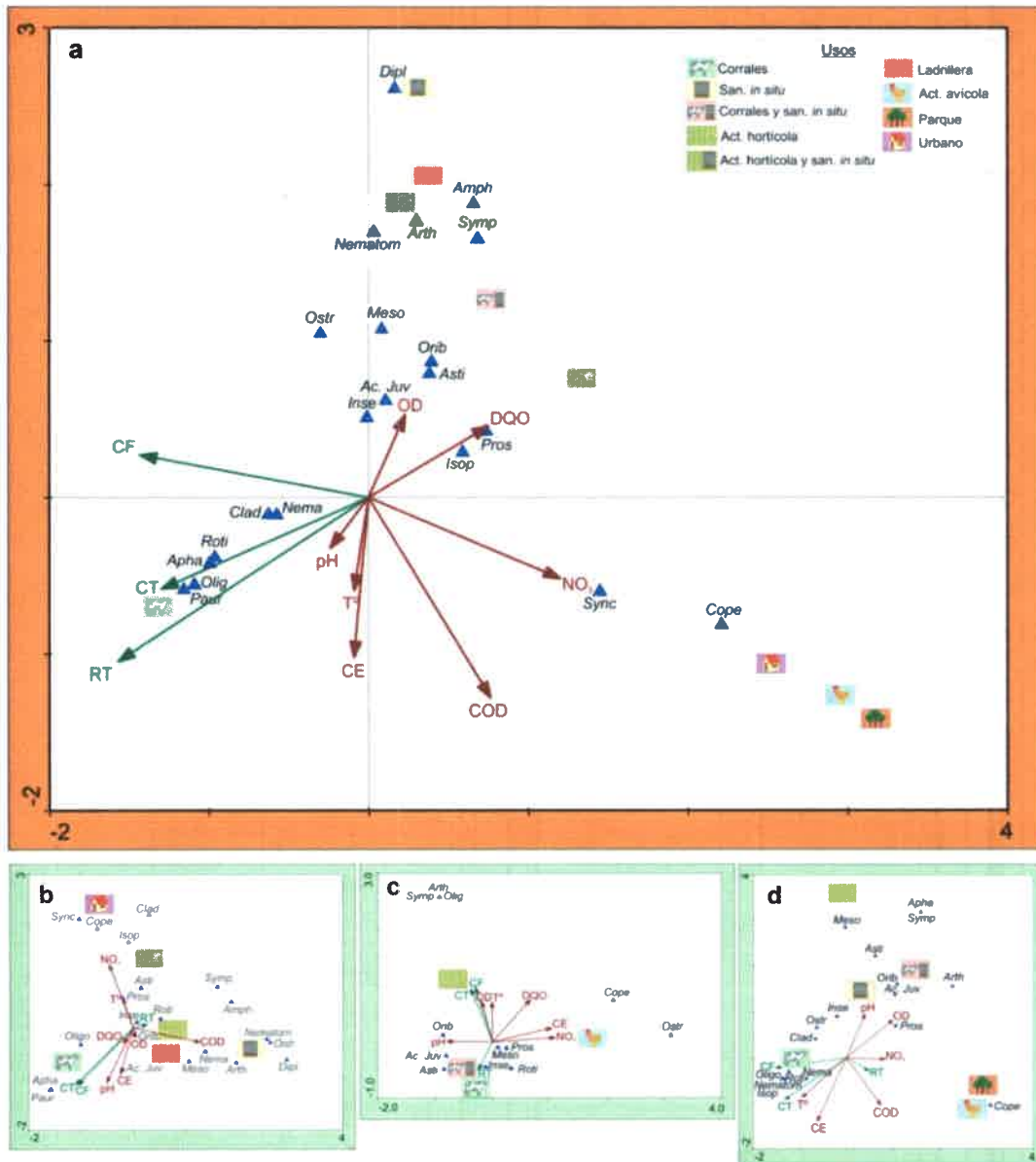


Figura 9.11. ACC para los usos del territorio en el entorno de las perforaciones. a) Correlación entre los taxones de alto rango de invertebrados y las variables físico-químicas y bacteriológicas del agua y ordenamiento de los usos del territorio evaluados. b) Ambiente fluvial. c) Ambiente édico con paleorasgos fluviales. d) Ambiente édico. Los taxones están representados por triángulos, las variables ambientales por flechas y los usos por un ícono. Código de taxones de alto rango ver Anexo 1.

Se observa una clara separación de los usos del territorio (Figura 9.11a), definidos por un amplio gradiente. El eje 1 es explicado positivamente por las variables NO_3^- , COD y DQO, y negativamente por las variables bacteriológicas RT, CT y CF. El eje 2 es explicado positivamente por las concentraciones de OD y de la DQO, y negativamente por COD, CE, RT y CT. En el eje 1 se separa claramente el uso de corrales de los usos urbano, actividad avícola y parque, ubicados en el extremo opuesto de dicho eje. Con el uso corrales se asociaron los taxones Aphanoneura, Rotifera, Oligochaeta, Nematoda, Cladocera y Pauropoda, cuyas aguas captadas del entorno de dicho uso se caracterizaron por altos valores de las variables bacteriológicas, y a su vez de CE. Con los usos ubicados en el extremo opuesto del eje 1 se asociaron Copepoda, y con el uso urbano a su vez Syncarida; los sitios se caracterizaron por altos valores de NO_3^- , COD y DQO. En el eje 2 se observa la diferenciación de los usos saneamiento *in situ*; producción ladrillera; actividad hortícola; corrales y sistema de saneamiento *in situ*; y actividad hortícola y sistema de saneamiento *in situ*. Las perforaciones con la presencia de dichos usos en sus entornos se caracterizaron por agua con altas concentraciones de OD y DQO. Los usos producción ladrillera y actividad hortícola fueron semejantes entre sí y estuvieron asociados a los taxones Arthropleona y Mesostigmata. Con el uso corrales y sistema de saneamiento *in situ* se vincularon los taxones Astigmata, Oribatida y Mesostigmata, mientras que con el uso actividad hortícola y saneamiento *in situ* Isopoda y Prostigmata. Por último, con el uso sistema de saneamiento *in situ* se vinculó Diplopoda, Nematomorpha, Arthropleona, Symphypleona y Amphipoda.

En el análisis particular de lo acontecido en cada ambiente hidrogeológico, se observa un patrón similar en cuanto a la separación de los usos del territorio que cuando el análisis fue efectuado sin discriminar por ambiente. De esta manera, en el ambiente fluvial (Figura 9.11b) con el uso corrales se vincularon los taxones Aphanoneura, Pauropoda y Oligochaeta. El agua subterránea recolectada del entorno de este uso se caracterizó por altos valores de RT, CF y CE. Con el uso sistema de saneamiento *in situ* se vincularon Nematoda, Ostracoda, Diplopoda, Arthropleona, Amphipoda y Nematomorpha, y con altos valores de COD en el agua subterránea. Además, se destaca la diferenciación del uso urbano, con aguas con elevados niveles de NO_3^- y asociado Syncarida y Copepoda. El uso de actividad hortícola y sistema de saneamiento *in situ* también se caracterizó por presentar en su entorno agua con altas concentraciones de NO_3^- y se vincularon con él los taxones Astigmata e Isopoda. La actividad hortícola y la producción ladrillera fueron semejantes entre sí en cuanto a las

comunidades de invertebrados, asociados Oribatida y Mesostigmata, con valores elevados de RT en el agua subterránea.

En el ambiente eólico con PF los cuatro usos registrados en el entorno de las perforaciones se diferenciaron claramente entre sí (Figura 9.11c). Con el uso avícola se asoció Copepoda y Ostracoda, con agua con alta CE y concentraciones de NO_3^- , mientras que los usos corrales y, corrales y saneamiento *in situ* fueron semejantes entre sí, con agua subterránea en su entorno con alto RT y a ellos se vincularon los taxones Oribatida y Mesostigmata. La actividad hortícola se caracterizó por aguas con elevados valores de CT, CF, OD, DQO y T° , y se asoció con Arthropleona, Symphypleona y Oligochaeta. En este uso se produce la aplicación de abonos de tipo orgánico (guano), lo que se relaciona a los altos registros de las variables bacteriológicas y de la concentración de DQO.

Por último, en el ambiente eólico (Figura 9.11d), con el uso corrales se vincularon los taxones Oligochaeta, Nematomorpha, Rotifera, Nematoda, Isopoda, Cladocera y Ostracoda; altos valores de CF y CT fue característico del agua subterránea de su entorno. Los usos parque y actividad avícola fueron semejantes y se asociaron con Copepoda y en el agua los registros de NO_3^- , RT, COD y OD fueron altos. Con el uso hortícola se asoció Mesostigmata, con agua con valores altos de pH y OD. Los usos corrales y sistema de saneamiento *in situ*, y sistema de saneamiento *in situ* formaron un conjunto caracterizado, al igual que los usos antes nombrados, por valores elevados de pH y OD, y por los taxones Oribatida, Acari Juvenil, Astigmata, Prostigmata e Insecta .

En la Figura 9.12 se muestra el gráfico del ACC a nivel de morfoespecies. Se observa, al igual que el realizado con los taxones de alto rango, una separación de los usos del territorio en el entorno de las perforaciones. A nivel de morfoespecies el uso urbano, parque y actividad avícola fueron distintos entre ellos, a diferencia de lo acontecido para los taxones de alto rango.

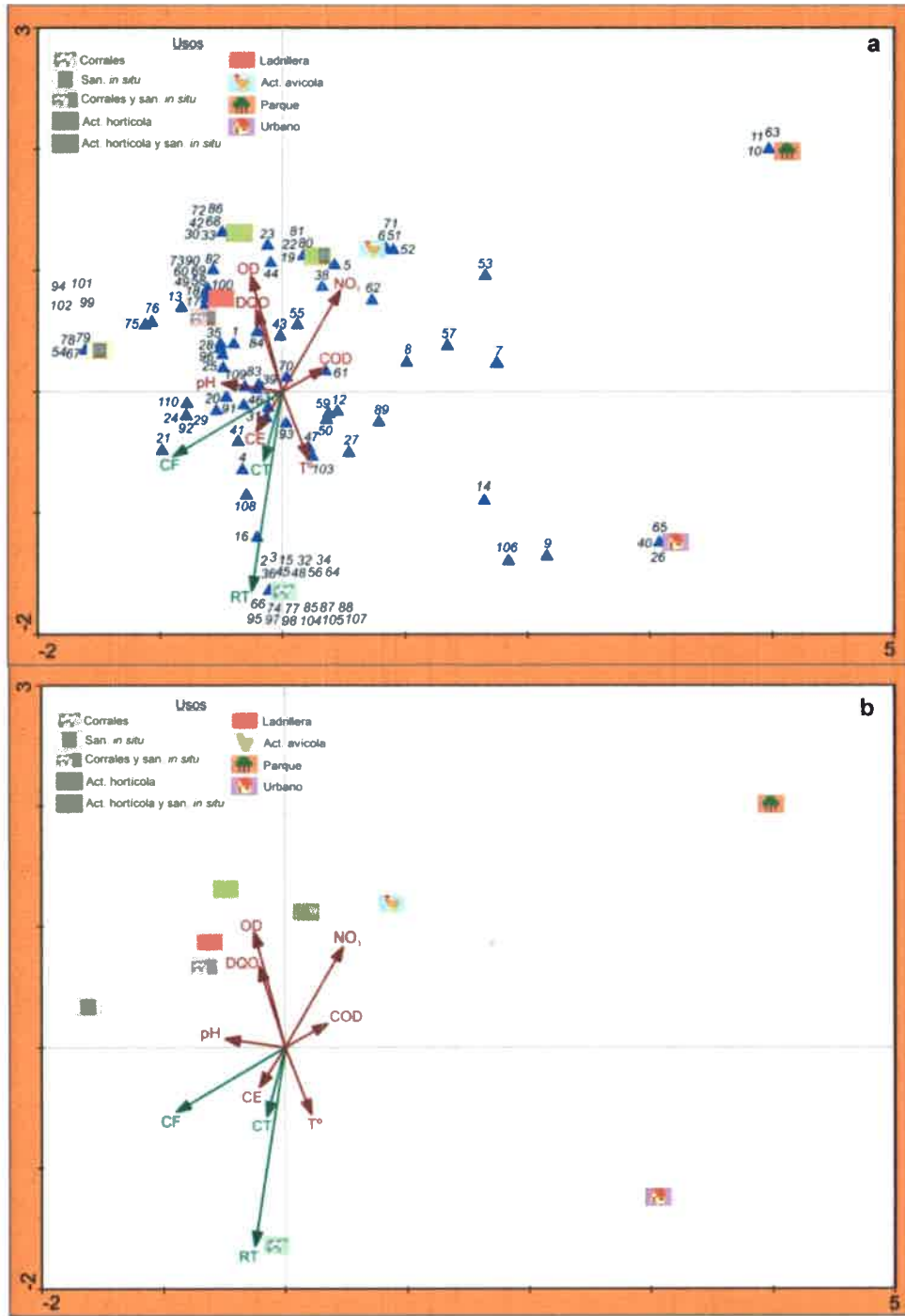


Figura 9.12. ACC para los usos del territorio en el entorno de las perforaciones. a) Correlación entre las morfoespecies y las variables físico-químicas y bacteriológicas del agua y ordenamiento de los usos del territorio evaluados. b) Detalle de los usos del territorio en el entorno de las perforaciones. Las morfoespecies están representadas por triángulos, las variables ambientales por flechas y los usos por un ícono. Código de morfoespecies ver Anexo 2.

El eje 1 fue explicado positivamente por las concentraciones de COD y NO_3^- y negativamente por CF y pH, mientras que el eje 2 positivamente por NO_3^- , OD y DQO, y negativamente por las variables bacteriológicas RT, CF y CT. El uso corrales se separó claramente del resto de los usos, caracterizado por aguas en su entorno con altos registros de las variables bacteriológicas, y se asoció con un grupo de morfoespecies exclusivas de este uso, entre ellas *Bdelloidea sp2*, *Bdelloidea sp3*, *Acarophenax sp*, *Entomobryidae sp1*, *Isotomidae sp1*, *Chironomidae sp*, *Nais communis*, *Aelosoma sp*, *Alona glabra*. El uso urbano y parque se diferenciaron en el eje 2, el primero estuvo asociado a las morfoespecies *Scapheremaeus sp* y *Cletocamptus sp*, mientras que el segundo a *Cletodidae sp1*, *Harpacticoida sp* y *Nanorchestidae sp*. El uso corrales y saneamiento *in situ* fue semejante a producción ladrillera, los cuales estuvieron asociados a varias morfoespecies. Dichos usos, a su vez, fueron similares al hortícola y hortícola con saneamiento *in situ*, el cual se asemejó al avícola. Todos estos usos se caracterizaron por agua subterránea en su entorno con altas concentraciones de DQO, OD y NO_3^- . Por último, con el uso sistema de saneamiento *in situ* se asociaron las morfoespecies *Isotomidae sp2*, *Isotomidae sp3*, *Diplopoda* y *Eupodidae sp*, diferenciándose del resto de los usos y con aguas en su entorno con altos registros de CF.

En la Figura 9.13 se muestra el ACC correspondiente a los ambientes hidrogeológicos por separado. Se observa una similitud en cuanto a la separación de los usos a nivel de taxones de alto rango y de morfoespecies. Por lo cual se establece que la segregación de los diferentes usos del territorio en el entorno de las perforaciones para cada ambiente hidrogeológico del acuífero a nivel de taxones de alto rango es una herramienta eficiente.

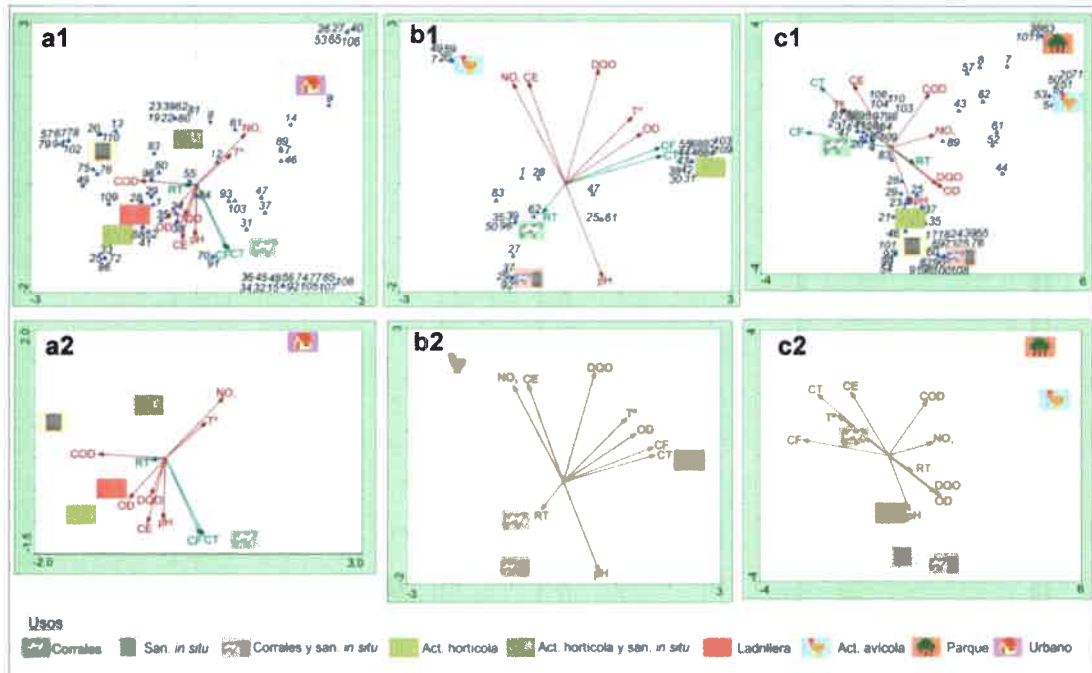


Figura 9.13. ACC para los usos del territorio en el entorno de las perforaciones. Correlación entre las morfoespecies y las variables físico-químicas y bacteriológicas del agua y ordenamiento de los usos del territorio evaluados. a1) Ambiente fluvial. b1) Ambiente eólico con paleorasgos fluviales. c1) Ambiente eólico. Detalle de los usos del territorio en el entorno de las perforaciones. a2) Ambiente fluvial. b2) Ambiente eólico con paleorasgos fluviales. c2) Ambiente eólico. Las morfoespecies están representadas por triángulos, las variables ambientales por flechas y los usos por un ícono. Código de morfoespecies ver Anexo 2.

De la interpretación de los ACC se destaca la influencia de los diferentes usos del territorio sobre las comunidades de invertebrados del agua subterránea. De esta manera, las comunidades se ven influenciadas por los diferentes usos en relación a la entrada de contaminantes al agua subterránea, en general contaminantes bacteriológicos y de materia orgánica, favoreciendo la presencia de ciertos taxones, ya sea a nivel de taxones de alto rango o de morfoespecies.

En la Figura 9.14 se representa la influencia de algunos usos del territorio sobre la comunidad de invertebrados.

9.4. Discusión

Una característica importante de la biocenosis subterránea es su distribución espacial no uniforme (Gibert, 2001). En términos generales el mayor número de taxones de alto rango observados en esta tesis en el ambiente fluvial que en el eólico con PF y que en el eólico, coincide con Strayer (1994) y Castellarini *et al.* (2007), quienes resaltan la importancia de la conductividad hidráulica sobre la distribución de la fauna. A su vez, estos resultados son consistentes con los de Hahn & Fuchs (2009), quienes sugirieron que comunidades más pobres probablemente son resultado de tamaños de poros pequeños, coincidiendo con lo observado en la presente tesis, donde la mayor riqueza taxonómica aconteció en el ambiente fluvial (no corroborado estadísticamente) y se encontró un mayor número de morfoespecies en sitios cercanos a los cursos de agua, especialmente al río Cuarto. Estos resultados son consistentes con los obtenidos por Yacoubi-Khebiza *et al.* (1994), quienes encontraron una alta correlación entre el tamaño de grano del sedimento y la riqueza taxonómica y con la distribución de la fauna en el acuífero aluvial Tafna (Argelia), donde las especies se localizaron preferentemente en las áreas influenciadas por el agua del río (Bergkamp & Cross, 2006). Además, en la presente tesis, el ambiente fluvial se caracterizó por una mayor diversidad que los dos ambientes hidrogeológicos restantes. De este modo, se corrobora que la permeabilidad tiene una influencia directa sobre la riqueza y la diversidad de la fauna de agua subterránea porque determina la extensión espacial de los hábitats disponibles así como la cantidad de energía requerida por los organismos para explorar su ambiente (Paran *et al.*, 2004). Si bien el ambiente eólico tiene mayor porosidad total, la porosidad específica es menor que la del ambiente fluvial, y se ha observado que el tamaño de los poros es biológicamente más relevante que la porosidad total (Malard *et al.*, 2002). Los espacios porosos más grandes proporcionan más espacio para la fauna, y mejoran el flujo del agua subterránea y por lo tanto, la conectividad entre los hábitats de aguas subterráneas y superficiales (Thulin & Hahn, 2008).

El tamaño y conectividad de los poros o canales a través de un acuífero puede controlar la transferencia de materiales a través del mismo y limitar el tamaño de los organismos que habitan en él (Dodds, 2002). El registro de organismos de menor tamaño corporal en el ambiente eólico concuerda con Danielopol (1981), quien propuso que la baja porosidad efectiva podría ser responsable del tamaño más pequeño de la fauna hipogea. Así, las dimensiones generalmente pequeñas de los

espacios intergranulares en los sedimentos es la mayor restricción en la morfología, determinando la clase de tamaño de la fauna intersticial (Coineau, 2000).

Las menores abundancias registradas en el ambiente fluvial con respecto al eólico en la presente investigación no es consistente con lo propuesto por Strayer *et al.* (1997) y Mösslacher (1998), quienes señalan que en general existe mayor abundancia en sedimentos moderadamente gruesos, con suficiente espacio en los poros en comparación con los sedimentos finos. Se sugiere que las menores abundancias observadas en la presente tesis en el ambiente fluvial se relacionan con una mejor calidad de agua desde el punto de vista físico-químico y bacteriológico, vinculada a la mayor capacidad de dispersión de solutos que en general ocurre en este ambiente, disminuyendo la disponibilidad de nutrientes para los organismos, contrariamente a lo observado en el ambiente eólico. Estos resultados fueron corroborados mediante análisis estadísticos, en los cuales la abundancia total de invertebrados resultó mayor en el ambiente eólico y además en aquellos sitios en los cuales se detectaron bacterias. Así mismo, el desarrollo bacteriano condicionó mayor riqueza taxonómica y mayor diversidad. Estos resultados coinciden con lo obtenido por Mauclaire *et al.* (2006) en un medio poroso, donde la abundancia de la fauna mostró una distribución espacial similar a la abundancia microbiana. Además, los ambientes hidrogeológicos se diferenciaron en la composición de sus comunidades de invertebrados en base a la existencia de desarrollo bacteriano, patrón similar observado bajo la presencia de fuentes puntuales o no puntuales de contaminación de materia orgánica hacia el agua subterránea. De este modo, atraídas por agregaciones de nutrientes, las bacterias suelen ocurrir en microparches. Estas, a su vez, son a menudo la base para la distribución notoriamente irregular de la meiofauna microbívora, incluso en los sedimentos aparentemente homogéneos (Blackburn & Fenchel, 1999).

Por otro lado, no se observaron variaciones estacionales importantes en la abundancia total de invertebrados, si bien se recolectó mayor número de invertebrados en la estación seca que en la húmeda. Dichas diferencias puede deberse a que en la estación seca hubo un mayor número de perforaciones cuyas aguas tuvieron concentraciones de COD mayores a 1 mg/L y, en términos generales, se observaron mayores abundancias bacteriológicas. Esto a su vez, sería consecuencia de un menor ingreso de agua de infiltración y menor precipitación en la estación seca, lo que disminuye los procesos de dilución.

La ausencia de correlación entre el espesor de la ZNS y la abundancia total de invertebrados no coincide con varios autores (ej. Datry *et al.*, 2005; Hancock *et al.*,

2005). Sin embargo, los resultados obtenidos aquí son consistentes con los de Hahn (2006), quien no encontró una correlación entre los datos faunísticos y la profundidad, sugiriendo que la fauna también depende del cambio hidrológico que se vincula en gran medida a las particularidades de cada sitio. Considerando solamente el ambiente fluvial, las mayores abundancias ocurridas en sitios con espesores de ZNS menores a 5 m en la estación húmeda, coincide con lo observado en un acuífero aluvial en Francia, comparable al local, donde la abundancia decreció con la profundidad del nivel freático (Datry *et al.*, 2005). A su vez, no se encontró una correlación lineal entre el espesor de la ZNS y la riqueza taxonómica, coincidiendo con lo observado en el trabajo citado anteriormente, donde aunque no hubo una disminución en la riqueza taxonómica, la comunidad de invertebrados mostró diferencias verticales en la composición de especies (Datry *et al.*, 2005). Sin embargo, algunos autores señalan que la riqueza de especies de las comunidades de invertebrados por lo general disminuye drásticamente con el aumento de la profundidad en las aguas subterráneas (Strayer, 1994), resultado obtenido en cuatro acuíferos aluviales en Australia, donde la riqueza taxonómica fue mayor cerca del nivel freático que a mayor profundidad (Hancock & Boulton, 2008.). De este modo, es probable que la variabilidad en la fauna de agua subterránea con la profundidad sea causada por variaciones en la química del agua debido a que aguas subterráneas más profundas tienden a tener menor concentración de oxígeno, carbono y nutrientes. Sin embargo, la heterogeneidad local del acuífero puede permitir una mayor concentración de oxígeno disuelto, carbono y nutrientes en aguas subterráneas más profundas (Maurice & Bloomfield, 2012), como fue observado en la presente tesis. En cuanto a la perforación con mayor espesor de ZNS, M24 con 28 m, se observó una elevada abundancia de invertebrados. Esto puede deberse al ingreso de COD proveniente de corrales de ganado porcino y sistema de saneamiento *in situ* en el entorno de la perforación, el cual estimula la proliferación de microorganismos, afectando positivamente a la abundancia de invertebrados. La comunidad presente en esta perforación se caracterizó por una elevada riqueza de morfoespecies, de las cuales cuatro fueron exclusivas de esta perforación. De acuerdo a diferentes trabajos, se espera que cuanto mayor sea la profundidad de las aguas subterráneas, mayor sea la afinidad de la fauna de las aguas subterráneas (Humphreys, 2008).

Los hábitats de agua subterránea son generalmente limitados en carbono; es decir, la escasez de una fuente de energía fundamental en la forma de carbono orgánico limita el tamaño de las poblaciones de especies que pueden desarrollarse. De este

modo, la contaminación que agrega carbono orgánico a menudo incrementa las poblaciones de especies freáticas (Sinton 1984; Notenboom *et al.*, 1994; Fenwick, 1998). Si bien los datos disponibles sobre interacciones alimentarias en el agua subterránea son escasos (Thulin & Hahn, 2008), algunos autores coinciden en observar una correlación positiva entre el COD y la abundancia de invertebrados (ej. Fenwick *et al.*, 2004; Datry *et al.*, 2005; Hahn & Matzke, 2005). La ausencia de correlación observada en la presente tesis coincide con Storey & Williams (2004), quienes no encontraron correlación entre la abundancia y la materia orgánica particulada, y con Korbel & Hose (2011) quienes señalan que, sorprendentemente, el COD a menudo no se correlaciona con la abundancia de los invertebrados en un gradiente moderado de COD. Si bien no se observó una correlación entre el COD y la abundancia total, si ocurrió con la abundancia de Copepoda, en ambas estaciones de muestreo, y Prostigmata en la estación húmeda. Se destaca además, la correlación de estos taxones con CE, RT y varios iones, entre ellos NO_3^- . Esto refleja la influencia de las fuentes contaminantes sobre ciertos grupos de invertebrados.

En cuanto a la influencia del uso del territorio, todas las perforaciones con valores de COD mayor a 1mg/L coincidieron con la presencia en su entorno de actividad ganadera, avícola o sistema de saneamiento *in situ*, como fuente de nutrientes hacia el agua subterránea. Dicho ingreso fue corroborado a su vez por las elevadas concentraciones de NO_3^- y DQO mayor a cero. Estos resultados coinciden con Schmidt *et al.* (2007), quienes observaron en un acuífero aluvial de Australia que en las perforaciones con presencia de fauna, las concentraciones de nitrato fueron significativamente más altas.

Se observó que en las perforaciones en las cuales el COD fue mayor a 1mg/L, la abundancia de invertebrados fue menor en los sitios sin desarrollo bacteriano. Sin embargo, no se observó una correlación lineal entre alguna variable microbiológica y la abundancia de invertebrados, si bien Copepoda e Insecta se correlacionaron positivamente con el recuento total de bacterias. Contrariamente, en varios estudios se ha observado una relación positiva entre la densidad de invertebrados y la abundancia bacteriana (Fenwick, 1998; Franken *et al.*, 2001; Storey & Williams, 2004). Los resultados de la presente tesis coinciden con lo obtenido en el acuífero glacio-fluvial de la ciudad de Lyon (Francia), donde los ensambles de invertebrados no se correlacionan significativamente con la actividad y biomasa microbiana (Foulquier *et al.*, 2011). Sin embargo, la falta de correlación estadística entre la abundancia de

invertebrados y las variables bacteriológicas no implica que no haya influencia de estas últimas sobre los invertebrados.

En la presente tesis se observó que un incremento en la entrada de carbono orgánico al agua subterránea, mediante la estimulación de poblaciones abundantes de bacterias, conlleva a aumentos en la abundancia de invertebrados y no el ingreso de COD *per se*. Varios autores han sugerido que la entrada de carbono estimula la formación de biofilms bacterianos, que a su vez incrementa la abundancia de invertebrados (Fenwick & Scarsbrook, 2008). En un acuífero fluvial en Francia, Datry *et al.* (2005) reportaron densidades mayores de invertebrados de agua subterránea en zonas enriquecidas con COD y sugirieron que un enriquecimiento de COD indujo a la biomasa microbiana, estimulando la abundancia de invertebrados de agua subterránea. De este modo, se observa que la llegada de nutrientes promueve la ocurrencia de invertebrados, mediante vínculos tróficos con las bacterias. Por lo tanto, los invertebrados pueden reflejar la variabilidad a pequeña escala de los componentes químicos y ser buenos indicadores para zonas de incremento en la entrada de nutrientes y carbono (Schmidt *et al.*, 2007). En un acuífero aluvial en Francia, las abundancias más altas de invertebrados se produjeron en las muestras con valores bajos de COD, temperatura y actividad de biofilm (Foulquier *et al.*, 2011). Así, se corrobora que los parámetros medidos convencionalmente como COD y COT no dan ningún indicio sobre la calidad de la materia orgánica para la biota. Esto podría explicar en parte por qué las relaciones directas entre variables químicas individuales como COD o COT y los organismos no siempre se encuentran. Sin embargo, la limitación de profundidad variará con el uso de la tierra, propiedades y profundidad de la zona no saturada, así como el clima y recarga (Schmidt & Hahn, 2012).

De esta manera, se observa la influencia que tiene el desarrollo bacteriano sobre las comunidades de invertebrados, conformando la base de las cadenas tróficas. Dichas cadenas tróficas se caracterizaron, en la presente tesis, por estar conformadas por los niveles tróficos basales hasta los superiores. Se conoce que los biofilms microbianos que recubren las grandes superficies intersticiales de las partículas de sedimento proporcionan alimento para el ramoneo de los invertebrados (Bärlocher & Murdoch, 1989). La actividad bacteriana intersticial además de la influencia de la materia orgánica, también se puede incrementar por bioturbación de invertebrados en los sedimentos más finos, mientras que las heces de invertebrados potencialmente "siembran" el sustrato con bacterias y ellos mismos proporcionan más sustrato para la explotación microbiana (Boulton *et al.*, 2008). Algunos estudios han resaltado la

importancia de los biofilms sedimentarios, COD y COP como fuentes de alimento en el ambiente subsuperficial (Crenshaw *et al.*, 2002). La materia orgánica intersticial puede ser incorporada en los biofilms que son luego utilizados como fuente de alimento por los invertebrados (Bretschko & Leichtfried, 1988; Bärlocher & Murdoch, 1989). Los biofilms que colonizan los sedimentos pueden incorporar eficientemente el COD del agua (Kaplan & Bott, 1982; McDowell, 1985; Fiebig & Lock, 1991; Vervier & Naiman, 1992) y pueden convertir activamente el COD a COP, que puede luego representar una fuente potencial de alimento para los invertebrados intersticiales (Fiebig & Marxsen, 1992; Crenshaw & Valett, 2002). Así, la fauna contribuye a los servicios ecosistémicos del agua subterránea mediante el consumo de bacterias naturales y contaminantes (Boulton *et al.*, 2008), y algunos invertebrados de la fauna subterránea obtienen su energía ingiriendo materia orgánica importada por el agua subterránea (Bright *et al.*, 1998). Por lo que su actividad contribuye al servicio ecosistémico de depuración del agua. En la Figura 9.15 se representa un esquema de la red trófica en el ambiente subterráneo. El primer eslabón en la cadena está conformado por las bacterias libres o biofilms, los cuales son consumidos por organismos bacteriófagos y/o suspensívoros (ej. Rotífera, Copepoda y Syncarida). A su vez, existen en la red trófica los predadores (ej. Copepoda y Syncarida), cuyo rol ecológico se vincularía al control en la abundancia de las comunidades subterráneas. Además del control de arriba hacia abajo ejercido por los predadores (control "top down") existe un control de abajo hacia arriba (control "bottom up") consecuencia de la entrada de materia orgánica, lo cual afectaría positivamente la abundancia de bacterias e invertebrados.

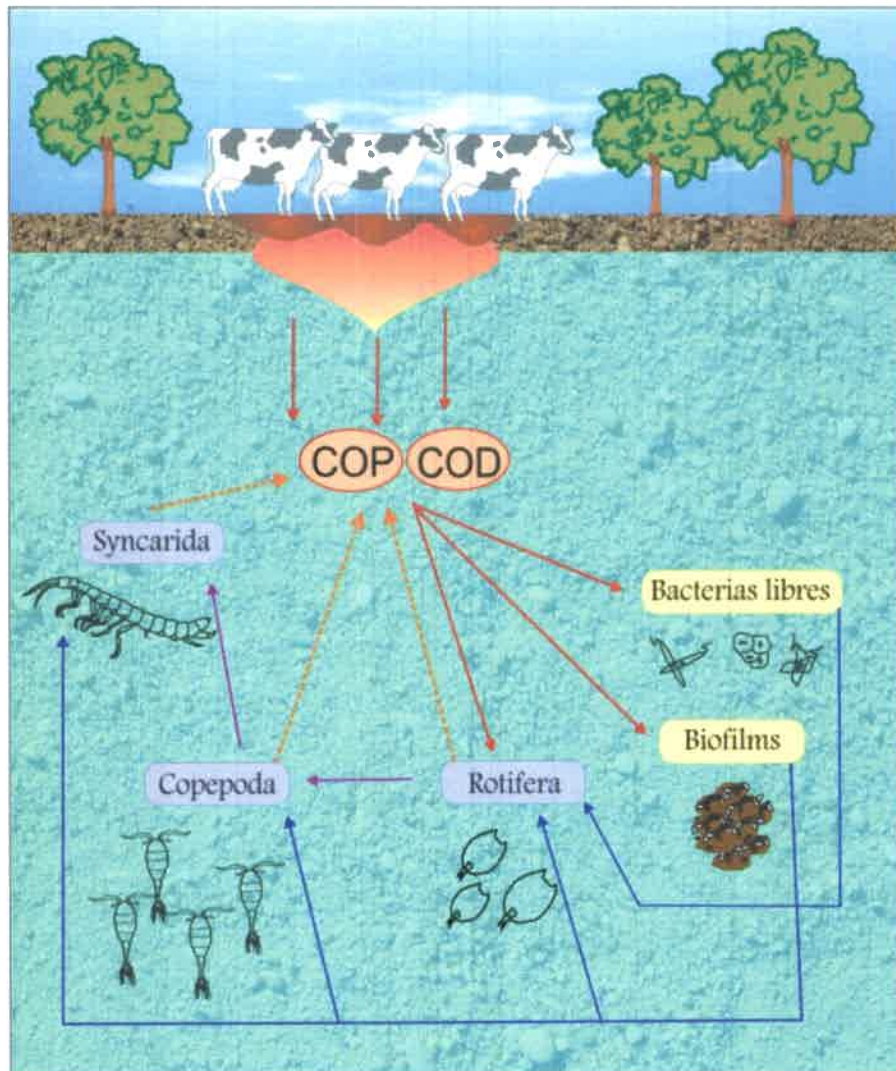


Figura 9.15. Red trófica en el agua subterránea.

La ausencia de correlación entre el oxígeno disuelto y la abundancia de la fauna y estructura de la comunidad coincide con los resultados de varios autores (Malard & Hervant, 1999; Schmidt *et al.*, 2007; Dole-Olivier *et al.*, 2009). Hahn (2006) también observó que para concentraciones mayores a 1mg/L, no existió correlación entre el oxígeno disuelto y la fauna. Así, se sugiere que concentraciones menores a 1 o 0,5 mg/L son críticas para la mayoría de los metazoos que habitan en el agua subterránea. Los valores de oxígeno disuelto medidos en la presente tesis fueron superiores a 1 mg/L, y consistentes con los de Boulton *et al.* (1992), que observaron que la fauna existe en un amplio rango de concentraciones de oxígeno disuelto. Contrariamente a los resultados de la presente tesis, en varios estudios se ha

encontrado una fuerte correlación entre las concentraciones de oxígeno disuelto y la diversidad y composición de las comunidades de invertebrados (ej. Danielopol, 1991; Boulton *et al.*, 1992). Sin embargo, parece que los invertebrados de agua subterránea son relativamente indiferentes al oxígeno disuelto, al menos en comparación con los invertebrados de agua superficial (Strayer, 1994).

En términos generales si bien no se observó una correlación entre la abundancia faunística y la CE, las aguas más dulces contuvieron el menor número de organismos (ambiente fluvial y eólico con PF). Este resultado, si bien no fue confirmado estadísticamente, coincide con los de Bork *et al.* (2008), que observaron que la CE y la abundancia se correlacionaron positivamente en un acuífero aluvial poroso en Corea del Sur. No obstante, cuando el contenido de sales aumenta considerablemente (agua salobre), la abundancia y estructura de la comunidad se ve afectada. Ha sido señalado que la salinidad afecta la ocurrencia de invertebrados acuáticos principalmente a través de su enlace con la fisiología osmoregulatoria (Greenaway, 1986; Withers, 1992; Pinder *et al.*, 2005). La comunidad presente en el sitio con aguas salobres (M21) registró para ambas estaciones de muestreo una de las menores abundancias de invertebrados, con una baja riqueza y sin la presencia de morfoespecies exclusivas. Por otro lado, si bien en ambas estaciones de muestreo en dicha perforación se registró la mayor concentración de COD, en la estación seca tuvo alto desarrollo bacteriano, y sin embargo la abundancia de invertebrados fue baja. De este modo, si bien se conoce poco acerca de la tolerancia a la salinidad de muchas especies continentales, es probable que la alta salinidad limite su distribución (Hancock & Boulton, 2009). La mayoría de las morfoespecies recolectadas en este sitio tuvieron amplias distribuciones espaciales, las cuales en su mayoría pertenecieron a Acari (Psoroptoididae? sp, *Lasioseius* sp, *Asca* sp, Limnozetestidae sp, Tydeidae sp), a excepción de una morfoespecie perteneciente a Insecta (*Liposcelis*? sp). Por lo tanto, se sugiere que dichas morfoespecies serían tolerantes a diferentes condiciones ambientales.

Por otro lado, la relación entre la abundancia de invertebrados y las variables hidrogeoquímicas consideradas individualmente fue débil o inexistente (excepto para Ca^{+2} y Mg^{+2}). Este resultado es consistente con lo hallado por varios autores (Plenet *et al.*, 1995; Dumas & Lescher-Moutoué, 2001; Dumas *et al.*, 2001; Di Lorenzo *et al.*, 2004; Hahn, 2006; Schmidt *et al.*, 2007; Tomlinson & Boulton, 2008; Bork *et al.*, 2009; Dole-Olivier *et al.*, 2009; Humphreys, 2009; Griebler *et al.*, 2010), donde los factores físicos o químicos simples han demostrado solamente de manera irregular

correlaciones con la ocurrencia de la fauna subterránea. Se ha observado que las comunidades faunísticas varían de acuerdo a patrones complejos de interacciones multivariadas de características físicas y químicas, más que a factores simples (Castellarini *et al.*, 2007; Schmidt *et al.*, 2007; Schmidt & Hahn, 2012). Diferentes estudios han demostrado que las características geomorfológicas e hidrológicas son los factores principales que estructuran las comunidades de agua subterránea (Ward *et al.*, 1994; Dole-Olivier *et al.*, 2009). Danielopol (1989) hizo hincapié en la importancia de los factores locales para entender la distribución a pequeña escala de invertebrados de agua subterránea, resultando a menudo en una distribución irregular de la fauna intersticial (Danielopol, 1989; Strayer, 1994; Palmer *et al.*, 1997; Ward *et al.*, 1998; Dumas, 2002). Los factores potencialmente importantes incluyen aspectos químicos locales como por ejemplo la contaminación por nitratos (Strebel *et al.*, 1989), disponibilidad de sustratos oxidables, dispersión de microorganismos de zonas no saturadas superpuestas y la simple estructura de la red trófica en los acuíferos (Griebler & Lueders, 2009; Griebler *et al.*, 2010).

En este trabajo, se ha observado que los diferentes usos del territorio influyen sobre las características del agua subterránea y sobre la presencia y abundancia de ciertos grupos de invertebrados y también sobre la estructura de la comunidad. Así mismo, la existencia de fuentes puntuales o no puntuales de contaminación de materia orgánica condicionó la presencia de ciertos taxones. Un patrón similar fue observado ante la presencia o ausencia de bacterias en el agua subterránea, correspondiéndose los taxones en la presencia de fuentes contaminantes con aquellos con desarrollo bacteriano en el agua.

El aumento de la producción agrícola durante las últimas cinco décadas ha dado lugar a excedentes de nutrientes en algunas áreas (Brouwer & Hellegers, 1997), que son usualmente asociadas con producción intensiva de ganado (Chadwick & Chen, 2002). En el presente trabajo se ha observado que estos excedentes impactan sobre la comunidad de invertebrados. El agua subterránea con un uso del territorio en el entorno de la perforación caracterizado por corrales con ganado presentó, entre otros taxones, una elevada abundancia de Oligochaeta. Este resultado es consistente con los de Datry *et al.* (2005), donde estos organismos fueron significativamente más abundantes en los sitios de recarga que en los de referencia en un acuífero aluvial en Francia. Los oligoquetos, se caracterizan por sus apariciones en masa bajo condiciones de perturbación (Verdonschot, 2006) y están principalmente relacionados con la contaminación orgánica ya que utilizan la materia orgánica fácilmente

degradable como alimento (Verdonschot, 2006). Malard *et al.*, (1996) observó que los sitios contaminados por aguas residuales fueron dominados por oligoquetos y Tione (2009) registró una alta abundancia de oligoquetos en un sitio caracterizado por alta carga contaminante de materia orgánica proveniente de cría intensiva de cerdos en un acuífero eólico en el sur de la provincia de Córdoba. Los oligoquetos pueden constituir un importante eslabón intermedio en las redes tróficas subterráneas que se alimentan de microorganismos, partículas y materia orgánica disuelta en el sedimento (Creuze des Chatelliers *et al.*, 2009). Por lo tanto, Oligochaeta debería convertirse en una importante herramienta de diagnóstico para los ecólogos acuáticos (Verdonschot, 2006). Otros de los taxones relacionados al uso ganadero fueron Aphanoneura, Rotifera, Pauropoda y Nematoda; este último taxón puede ser utilizado como indicador de modificaciones ambientales y algunas especies y géneros específicos pueden ser indicadores de nivel trófico y contaminación (Mancini *et al.*, 2004). El agua subterránea recolectada en las inmediaciones de usos del territorio con corrales, se caracterizó por altos registros bacteriológicos y CE. El excremento animal es un producto de desecho inevitable de los animales y se produce en grandes cantidades en operaciones de alimentación de animales concentrados, tales como lecherías, criaderos de cerdos y de aves de corral (Lee *et al.*, 2007). De esta manera, la abundancia de los taxones antes citados estaría influenciada positivamente por el desarrollo bacteriano y la presencia de contaminantes, reflejados por la CE, en el agua subterránea.

Uno de los taxones que presentó abundancias elevadas en perforaciones con fuentes contaminantes puntuales en su entorno fue Ostracoda. En concordancia con estos resultados, Ostracoda se ha encontrado en sitios contaminados en un acuífero fluvial de Francia (Malard *et al.*, 1996). Copepoda fue otro de los taxones vinculado al uso puntual y en particular al uso urbano, actividad avícola y parque, e influenciados por altas concentraciones de NO_3^- , COD y DQO. Los copépodos muestran marcadas diferencias en preferencias de microhábitat y sensibilidad a los disturbios antropogénicos (Galassi, 2001; Galassi *et al.*, 2009). La elevada abundancia de Copepoda en estos usos del territorio puede proporcionar indicadores útiles de enriquecimiento orgánico (Scarsbrook & Fenwick, 2003). Aunque sus funciones ecológicas en el agua subterránea se conocen imperfectamente, los copépodos pueden desempeñar roles importantes en las redes tróficas y ecosistemas del agua subterránea (Gibert & Deharveng, 2002). Estos incluyen (i) descomposición de la materia orgánica a través de la alimentación de la materia orgánica particulada y biofilms bacterianos, (ii) suministro de alimento para macroinvertebrados y meiofauna,

y (iii) promoción del flujo de nutrientes entre los ambientes superficiales y subterráneos (Galassi *et al.*, 2009). Es de aclarar que en el uso parque, si bien no se observa una fuente de contaminación puntual, los parámetros físico-químicos y bacteriológicos del agua dan indicio del ingreso de contaminantes al agua subterránea. A su vez, se observaron mayor número de organismos pertenecientes a Copepoda en la estación seca que en la húmeda, coincidiendo con los resultados obtenidos en un acuífero de roca caliza en Estados Unidos, donde la abundancia total de los copépodos varió con el tiempo, con más individuos colectados en la estación seca que en la húmeda (Bruno *et al.*, 2003).

Syncarida fue un taxón que, si bien se registró en baja abundancia, estuvo influenciado por las mismas variables físico-químicas del agua que Copepoda. Aunque se conoce poco de la biología de los sincáridos, se cree que se alimentan de detritos y bacterias (Penk & Knight, 2008). Cladocera fue un taxón que, si bien su presencia estuvo restringida a unas pocas perforaciones, se vinculó a un uso puntual de fuentes de contaminación de materia orgánica. Las perforaciones en las que fueron recolectados sincáridos se caracterizaron por desarrollo bacteriano, excepto M3 en la estación seca pero con DQO de 1 mg/L y NO_3^- de 30 mg/L. Estos resultados coinciden con los obtenidos por Malard *et al.*, (1996), donde la mayoría de los sitios contaminados fueron caracterizados por especies de crustáceos, particularmente aquellos con un corto ciclo de vida (ej. Cladocera y Ostracoda). El taxón Isopoda fue recolectado en baja abundancia pero su presencia se vinculó a sitios con fuentes de contaminación puntual en el entorno de las perforaciones, al igual que Amphipoda. El ingreso de materia orgánica en aquellas perforaciones en las que fueron registrados organismos pertenecientes a Isopoda fue corroborado con las concentraciones de COD y DQO o desarrollo bacteriano. Estos resultados coincidieron con las observaciones de Malard *et al.* (1996), donde los isópodos fueron encontrados en sitios enriquecidos con materia orgánica. Por otro lado, Amphipoda, si bien entre la estigofauna están a menudo entre los más sensibles a disturbios (Korbel & Hose, 2011), también se conocen reportes de respuestas positivas al COD (Scarsbrook & Fenwick, 2003). En la presente tesis fue recolectado en perforaciones con valores de NO_3^- cercano a 10 mg/L y con desarrollo bacteriano.

Insecta fue un taxón que también se relacionó al uso puntual. En particular, las larvas de insectos, en base a los resultados de Malard *et al.* (1996), generalmente están ausentes en sitios contaminados. Este resultado no es consistente con los del presente trabajo, debido a que las larvas fueron recolectadas en perforaciones cuya

calidad del agua estuvo afectada desde el punto de vista bacteriológico y/o físico-químico. Contrariamente, estos resultados son consistentes con los de Tione (2009) donde la presencia de larvas coincidió con sitios con actividad ganadera, como ser el caso de M2 y M9 en el presente trabajo. Organismos pertenecientes a Collembola también se vincularon a usos del territorio con la presencia de fuentes de contaminación puntual.

De esta manera, los resultados obtenidos en la presente tesis se corresponden con lo propuesto por Hahn & Fuchs (2009), en que la ausencia o presencia de invertebrados en el agua subterránea pueden depender principalmente de las condiciones ambientales a pequeña escala en los sitios de muestreo. Además, los resultados son consistentes con los obtenidos en un acuífero aluvial en Nueva Gales del Sur (Australia) en un área de estudio de 200 km². Allí, los ensambles difirieron significativamente entre los tipos de uso del suelo y los autores demostraron diferencias en la calidad del agua, ensambles microbianos y estigofauna a través de los diferentes usos de la tierra (Korbel *et al.*, 2013). De modo similar, en un acuífero aluvial en Marbling Brook (Australia), en un área de 30 km², los ensambles faunísticos de agua subterránea variaron significativamente con el uso del suelo (Schmidt *et al.*, 2007).

Además de los taxones de alto rango, varias morfoespecies se asociaron a los diferentes usos del territorio. Así, *Bdelloidea sp2* (Rotifera), *Bdelloidea sp3* (Rotifera), *Acarophenax sp* (Prostigmata), *Entomobryidae sp1* (Collembola), *Isotomidae sp1* (Collembola), *Chironomidae sp* (Diptera), *Nais communis* (Oligochaeta), *Aelosoma sp* (Aphanoneura), *Alona glabra* (Cladocera), entre otras, se vincularon al uso de corrales. El uso urbano y parque a las morfoespecies *Scapheremaeus sp* (Oribatida) y *Cletocamptus sp* (Copepoda), y a su vez el parque a *Cletodidae sp1* (Copepoda), *Harpacticoida sp* (Copepoda) y *Nanorchestidae sp* (Prostigmata). El uso sistema de saneamiento *in situ* se asoció a *Isotomidae sp2* (Collembola), *Isotomidae sp3* (Collembola), *Diplopoda* y *Eupodidae sp* (Prostigmata).

Por otro lado, el acuífero estudiado se caracterizó por una mayor proporción de morfoespecies no estigobiontes en relación a las estigobiontes. La proporción de organismos estigobiontes fue superior en el ambiente fluvial, siendo menor en el eólico. En particular, la presencia de estigoxenos en profundidad, ambiente oligotrófico del agua subterránea, es visto como el resultado de un transporte pasivo operado por la infiltración de agua superficial (Di Lorenzo *et al.*, 2004). De este modo, los estigoxenos pueden jugar el rol de descriptores de intercambio activo, que es indicador

de zonas de intercambio hidráulico, que representan también los principales puntos de infiltración de contaminantes (Lafont *et al.*, 1992). La alta abundancia de organismos no estigobiontes se puede vincular a contaminación orgánica, la cual puede desplazar a la fauna estigobiótica y dar lugar a su reemplazo por estigoxenos (Notenboom *et al.*, 1994; Malard *et al.*, 1994; Hancock *et al.*, 2005). Varios autores han encontrado que los efectos de los estigoxenos en las comunidades de agua subterráneas aumentan con el incremento de suministro de alimento, por ejemplo como resultado de la contaminación orgánica (Malard *et al.*, 1994; Malard *et al.*, 1996; Malard *et al.*, 1999; Hahn, 2006).

En relación a los ambientes superficiales en comparación con el agua subterránea, se encontraron 35 morfoespecies comunes entre ambos ecosistemas. Varias morfoespecies no estigobiontes sólo fueron recolectadas en el agua subterránea. La entrada de estos organismos al agua subterránea podría deberse a la materia orgánica que es llevada a los hábitats subterráneos por percolación de agua (Culver & Pipan, 2009), incluyendo bacterias (Gerič *et al.*, 2004), meiofauna (Pipan, 2005) e incluso microartrópodos terrestres (Pipan & Culver, 2005). En particular, se ha encontrado que varias morfoespecies de Acari no son típicamente acuáticas, como por ejemplo las familias Tarsonemidae, Acarophenacidae y Siteroptidae, pertenecientes a Prostigmata así como varios Mesostigmata. Además, se recolectó un organismo correspondiente a *Demodex* sp (Demodicidae, Prostigmata). *Demodex* sp se caracteriza por ser ectoparásitos de mamíferos, los cuales invaden los folículos de los pelos (Krantz & Walter, 2009). Así, se sugiere que la llegada de estos organismos al agua subterránea se produce junto con la lixiviación de agua desde la superficie.

En relación a los índices de estructura de las comunidades, el índice de diversidad H fue mayor en presencia de bacterias y el índice 1-D se correlacionó negativamente con las concentraciones de NO_3^- . La dominancia fue superior en el ambiente eólico con PF, seguido por el eólico y con menores registros en el fluvial, y mayor en ausencia de bacterias. Las perforaciones que presentaron mayor dominancia y menor equitatividad, tuvieron a su vez baja diversidad. Dichas perforaciones se caracterizan por entornos con corrales con ganado, ganado suelto, saneamiento *in situ* o actividad avícola. Estos sitios disturbados se caracterizan por comunidades no balanceadas. La perturbación frecuente y/o severa podría llevar a comunidades no balanceadas, como se informó con frecuencia en los casos de perturbaciones antropogénicas (Dumas, 2002). En tales sistemas de baja diversidad, una especie favorecida o más eficiente podría llegar a ser numéricamente dominante a través de interacciones bióticas

(Dumas, 2002). Las morfoespecies dominantes fueron *Haplochthonius* sp (Oribatida) en M1, *Keratella* sp (Rotifera) en M3, *Aelosoma* sp (Aphanoneura) en M9, *Lasioseius* sp (Mesostigmata) en M15 y *Bdelloidea* sp2 (Rotifera) en M20. Estas morfoespecies serían capaces de competir favorablemente y establecer poblaciones en alta abundancia en el agua subterránea en sitios con ingreso de materia orgánica. Así, se observa que los disturbios pueden causar un cambio en la estructura y composición de los ensambles bióticos (Korbel & Hose, 2011). Además, la hipótesis del disturbio intermedio puede ser también aplicable a la biodiversidad de la biota de agua subterránea. La esencia de esta hipótesis es que la biodiversidad sería más baja en condiciones de disturbio extremo en las que solamente las especies oportunistas pueden sobrevivir; también será baja en ausencia de disturbio porque los competidores superiores excluyen a otras especies y conseguirán diversidad más alta a niveles intermedios de disturbio en donde las especies oportunistas y competidores superiores coexisten (Gibert *et al.*, 1994).

En general, históricamente la evaluación del estado del agua subterránea fue basada exclusivamente en parámetros químicos e hidrogeológicos (Mermillod-Blondin *et al.*, 2013). Sin embargo, muchos autores y agencias ambientales se abocan al desarrollo de indicadores biológicos y ecológicos para evaluar la calidad del agua subterránea en un contexto ecosistémico (EPA, 2003; Danielopol *et al.*, 2008; Griebler *et al.*, 2010; Stein *et al.*, 2010; Korbel & Hose, 2011; Marmonier *et al.*, 2013). Como fue planteado en la presente tesis, los indicadores biológicos que pueden integrar el estado del agua subterránea a través del tiempo aparecen como herramientas prometedoras para el monitoreo ecológico (Mermillod-Blondin *et al.*, 2013). En las últimas dos décadas, para evaluar la salud del ecosistema del agua subterránea han sido propuestos descriptores basados en microorganismos (biomasa, actividad y diversidad, Goldscheider *et al.*, 2006; Griebler *et al.*, 2006) y fauna (abundancia y diversidad de invertebrados, Mösslacher, 2000; Hahn, 2006) (Mermillod-Blondin *et al.*, 2013). La falta de correlaciones simples entre las variables abióticas y bióticas subraya que los procesos y servicios de los ecosistemas no pueden ser lo suficientemente evaluados sobre una base hidrológica y geoquímica. Por lo tanto, la evaluación de la calidad del agua y salud del ecosistema necesita criterios ecológicos (Stein *et al.*, 2010). En concordancia con lo observado por Korbel *et al.*, (2013), la fauna de agua subterránea fue sensible a los cambios de uso del suelo y se resalta la utilidad de la biota para reflejar los cambios posteriores.

Capítulo 10

Conclusiones Finales

En el área de estudio se identificaron fundamentalmente dos grandes usos del territorio: urbano y rural. En este último, domina el cultivo soja y en segundo lugar maíz, en ambos casos con elevada aplicación de agroquímicos. Como actividad productiva secundaria en la zona rural se destaca la cría de ganado bovino y porcino, y en menor medida actividad avícola.

El acuífero freático fluvio-eólico de Río Cuarto se caracteriza por una elevada heterogeneidad espacial, determinada por la conformación de materiales con diferentes conductividades hidráulicas. Como consecuencia de dicha heterogeneidad se distinguen tres grandes ambientes hidrogeológicos: fluvial, eólico con paleorasgos fluviales y eólico. Las diferentes características hidrológicas del acuífero, como por ejemplo cambios en la relación con cursos de agua en diferentes tramos, variable profundidad del nivel freático (2 a 28 m), velocidad del agua y dirección de escurrimiento, entre otros, están condicionadas no sólo por la litología sino también por el relieve.

En el año en el que se realizaron los muestreos de agua subterránea (2010) existió una tendencia descendente en los niveles freáticos, vinculada a la disminución de lluvias para la región en ese mismo período. Además, no se registraron excesos hídricos para dicho año.

La composición físico-química del agua subterránea se encuentra altamente afectada por las características litológicas y geomorfológicas propias del acuífero. A dichas características naturales se añade la importante influencia de las actividades antropogénicas desarrolladas en inmediaciones de las perforaciones, en relación a la entrada de materia orgánica y otros contaminantes al acuífero. El agua subterránea presenta un amplio rango de conductividades eléctricas y tipo geoquímico. Se destaca que las aguas con mejor calidad físico-química se restringen al ámbito fluvial del acuífero. Este ambiente se caracteriza por granulometrías gruesas (arenas-gravas) y altas velocidades de agua, de manera que los procesos hidrogeoquímicos que transfieren solutos del sólido al líquido se ven poco favorecidos y, si ingresan solutos desde la superficie, pueden ser fácilmente dispersados y diluidos. De modo contrario, las aguas de menor calidad se localizan en el ámbito eólico, como consecuencia de la presencia de materiales finos (arenas muy finas-limos) en los que la alta superficie específica de los clastos y bajas velocidades de circulación favorecen la mineralización

del agua y por ende disminuye la dispersión y dilución de solutos. El acuífero mostró alta estabilidad estacional en sus características físico-químicas, observándose cambios menores fundamentalmente relacionados a procesos locales de contaminación.

Por otro lado, el acuífero posee diferentes calidades de agua en términos microbiológicos. Los menores valores de desarrollo bacteriano se localizaron en el ambiente fluvial y en un sector del ambiente eólico con paleorasgos fluviales, donde la presencia de materiales más gruesos impiden o disminuyen el desarrollo bacteriano, consecuencia del menor tiempo de contacto agua-sedimento dadas las mayores velocidades del agua. Las mayores abundancias bacterianas en la estación seca respecto de la húmeda se vincularían a que la disminución en las precipitaciones aumenta la probabilidad de adhesión de las bacterias en el sedimento del acuífero. Además de las características propias del acuífero, se observó una influencia significativa del uso del territorio en el entorno de la perforación, como fuente de ingreso de bacterias al agua subterránea, siendo mayor este efecto que el del espesor de la zona no saturada propiamente dicho.

La calidad natural del agua se encuentra influenciada por el uso del territorio en la superficie. En particular, los usos que generan cargas contaminantes puntuales de materia orgánica hacia el agua subterránea (corrales, sistema de saneamiento *in situ*, actividad avícola, uso de abonos orgánicos) impactan sobre la calidad del agua. Así, en toda el área, se detectaron concentraciones de nitrato generalmente mayores al fondo natural, interpretados como contaminación de origen antropogénico.

Este acuífero freático alberga una rica fauna de invertebrados dominada por taxones no estigobiontes, con escasas variaciones estacionales en cuanto a abundancia total y estructura de la comunidad. En total se recolectaron 110 morfoespecies, de las cuales nueve fueron estigobiontes. Las comunidades de invertebrados de agua subterránea estuvieron dominadas por Acari, Crustacea, Oligochaeta y Rotifera, si bien también se recolectaron organismos pertenecientes a Pauropoda, Diplopoda, Collembola, Insecta, Aphanoneura, Nematoda y Nematomorpha. Acari fue el taxón más extendido espacialmente junto con Insecta y Crustacea, si bien este último taxón tuvo una distribución más restringida al ambiente fluvial.

Se observó que, si bien todas las perforaciones estuvieron pobladas por invertebrados, tanto la abundancia total como la composición de los ensambles, variaron espacialmente. Además, el acuífero se caracterizó por la presencia de la mayoría de morfoespecies en baja frecuencia de aparición y con morfoespecies exclusivas en la mayoría de las perforaciones. El taxón con mayor riqueza taxonómica fue Acari.

En los tres ambientes hidrogeológicos, la abundancia de invertebrados y la riqueza taxonómica fue mayor en presencia de desarrollo bacteriano en el agua subterránea. Asimismo, existió una diferenciación a nivel de comunidad entre los ambientes, el ambiente fluvial y eólico con paleorasgos fluviales fueron similares entre sí, diferenciándose del eólico. En el fluvial se vio favorecida la presencia de una mayor riqueza de taxones de alto rango, riqueza taxonómica y diversidad. Esto puede estar ligado fundamentalmente a los menores espesores de ZNS dominantes en este ambiente, a la conexión hidráulica río-acuífero y al escaso desarrollo bacteriano a diferencia del ambiente eólico, donde se observó una mayor abundancia y menor equitatividad. Los invertebrados podrían tener una mayor capacidad de dispersión en el ambiente fluvial debido al tamaño de poros más grandes presentes en el mismo. A su vez, se observó que el mayor tamaño de poros en el ambiente fluvial permitió la existencia de organismos de mayor tamaño corporal.

Se observaron 35 morfoespecies recolectadas tanto en el agua subterránea como superficial. Para algunos taxones en particular se observó una relación de influencia entre dichos sistemas. Si bien en todo el acuífero predominaron los organismos no estigobiontes, se registró la presencia de estigobiontes en 14 perforaciones, de las cuales la mayoría se encuentran emplazadas en el ambiente fluvial. Las perforaciones del ambiente eólico en las cuales se registraron organismos estigobiontes se localizan en cercanías del ambiente fluvial, lo que resalta la relación entre los estigobiontes y dicho ambiente. Esto podría deberse a que la presencia de aguas de mayor calidad en el ambiente fluvial disminuye la competencia con especies no estigobiontes, favoreciendo la presencia de estigobiontes. La mayoría de las morfoespecies estigobiontes pertenecieron a Crustacea. Se sugiere que la entrada de organismos no estigobiontes al agua subterránea, además de producirse por medio de la influencia agua superficial-acuífero, ocurre a través de la infiltración de agua de lluvia junto con el ingreso de contaminantes (materia orgánica, bacterias) que recargan el acuífero.

La falta de correlación general entre el espesor de la zona no saturada y la abundancia de invertebrados puede deberse a que otras características, como el uso del territorio, prevalecen por sobre dicha variable. Se observó que las actividades puntuales en el entorno de las perforaciones, que implican la persistencia de entrada de solutos en un sitio y que generan ingreso de nutrientes, producen un incremento en la abundancia de invertebrados y cambios en la estructura de las comunidades, con un aumento de la dominancia y disminución de la diversidad. El incremento en la abundancia se vincula a un aumento en la abundancia microbiana. Se ha corroborado una estrecha relación entre la abundancia de invertebrados y el desarrollo bacteriano en el agua subterránea a través de vínculos tróficos. Las redes tróficas estuvieron conformadas desde niveles tróficos basales (bacterívoros) hasta superiores (predadores). Las relaciones tróficas con bacterias fueron evidentes en sitios con fuerte influencia del uso del territorio en cuanto a la entrada de materia orgánica al agua subterránea.

Los diferentes usos del territorio en el entorno de las perforaciones influyeron sobre la composición de las comunidades de invertebrados. Los usos corrales con ganado, sistema de saneamiento *in situ*, actividad avícola, producción hortícola, parque, producción ladrillera y urbano condicionaron la presencia de diversos taxones. Algunos de ellos fueron Rotifera, Cladocera, Ostracoda, Copepoda, Syncarida, Isopoda, Oligochaeta, Aphanoneura y Nematoda, los cuales podrían ser potenciales indicadores de contaminación asociados a la entrada de materia orgánica proveniente de fuentes puntuales de contaminación hacia el agua subterránea.

En relación a las predicciones planteadas en la presente tesis se concluye:

1. Disminuciones de conductividad hidráulica y velocidad de agua subterránea favorecen la abundancia y condicionan la presencia de ciertos taxones de invertebrados.

Se cumple esta predicción dado que el ambiente eólico, caracterizado por una menor conductividad hidráulica y menor velocidad del agua, la abundancia de invertebrados fue mayor que en el fluvial. En este último ambiente se encontró mayor riqueza de taxones de alto rango, riqueza de morfoespecies y diversidad.

2. Las variables hidroquímicas, especialmente mayores contenidos de carbono orgánico y oxígeno disuelto, favorecen la abundancia, cambian la diversidad y dominancia de la comunidad y condicionan la presencia de ciertos taxones de invertebrados.

La influencia del carbono orgánico sobre la diversidad y dominancia de la comunidad ha sido comprobada. El carbono orgánico por sí solo no genera mayor abundancia de invertebrados, sino que lo hace promoviendo un aumento del desarrollo bacteriano. El oxígeno disuelto no se relacionó de forma directa con alguna de las variables referida a la comunidad de invertebrados, por lo que se propone que las variables físico-químicas influyen de un modo complejo sobre la comunidad de invertebrados. Por otro lado, se comprobó que la salinidad condicionó la presencia de algunos taxones en particular.

3. El ingreso de materia orgánica vinculado al uso del territorio aumenta la abundancia, cambia la diversidad y dominancia de la comunidad y condiciona la presencia de ciertos taxones de invertebrados.

Se ha observado que fuentes puntuales de contaminación por nutrientes influyen sobre las comunidades de invertebrados, favoreciendo la dominancia de algunas morfoespecies en particular, asociada a una menor diversidad. Algunos taxones condicionados por el ingreso de nutrientes al agua subterránea fueron Copepoda, Amphipoda, Isopoda, Cladocera, Ostracoda, Oligochaeta, Aphanoneura y Nematoda. Además, se observó una clara separación de los diferentes usos del territorio en cuanto a la composición de las comunidades de invertebrados.

4. Un mayor espesor de la zona no saturada reduce la llegada de materia orgánica al agua subterránea y por ende disminuye la abundancia, cambia la diversidad y dominancia de la comunidad y condiciona la presencia de ciertos taxones de invertebrados.

No se encontró un patrón general que confirme esta predicción, si bien la influencia del espesor de la ZNS fue más evidente en el ambiente fluvial que en el eólico. Se sugiere que otras características, como el uso del territorio, prevalecen por sobre esta variable, encubriendo su efecto sobre las comunidades de invertebrados.

5. Mayores abundancias de microorganismos en el agua subterránea, aumentan la abundancia, cambian la diversidad y dominancia de la comunidad y condicionan la presencia de ciertos taxones de invertebrados.

Esta predicción ha sido evidenciada, lo que comprueba el vínculo trófico de los microorganismos con los invertebrados, y a su vez, la fuerte influencia del uso del territorio sobre esta relación. Además, las comunidades de invertebrados en cada ambiente hidrogeológico se diferenciaron entre sí en base a la presencia o en ausencia de bacterias en las perforaciones. Así mismo, la riqueza taxonómica y diversidad fueron mayores en presencia de bacterias, mientras que la equitatividad menor.

De esta manera, se ha observado que existen interacciones complejas entre los factores analizados, por lo que se sugiere que estudios de este tipo deben ser abordados desde una visión sistémica, la cual incluye las comunidades de invertebrados, propiedades bacteriológicas y físico-químicas del agua, características hidrogeológicas y uso del territorio. En el caso particular de las comunidades de invertebrados se sugiere que las mismas pueden ser utilizadas como indicadores de calidad de agua, considerándose la abundancia total de invertebrados, riqueza taxonómica, dominancia, diversidad y la presencia de ciertos grupos taxonómicos.

Capítulo 11

Bibliografía

- Abbaszadegan, M. & A. Margolin. 2007. Control of microorganisms in source water and drinking water. En: Hurst, C., R. Crawford, J. Garland, D. Lipson, A. Mills & L. Stetzenbach (Eds.) *Manual of environmental microbiology*. pp 325-333.
- Abel, P. D. 1989. *Water Pollution Biology*. Ellis Horwood Limited. First edition. Chichester England. 71 pp.
- Abel, P. D. 1996. *Water Pollution Biology*. Taylor y Francis. Ltd. Second Edition. 296 pp.
- Alincastró N. & R. Algozino. 2010. Aplicación Liqko 1.0 para cálculo de recarga de aguas subterráneas. UNRC
- Allan, J.D. & M.M. Castillo. 2007. *Stream Ecology. Structure and Function of Running Waters*. 2da ed. Springer. 436 pp.
- Allen, M. 1996. La importancia para la Salud Pública de los indicadores bacterianos que se encuentran en el agua potable. Memorias Reunión sobre la calidad del Agua Potable. CEPIS. OPS. OMS. Lima, Perú.
- American Public Health Association Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 1998. 20th ed. Washington, D.C. American Public Health Association.
- Anneser, B., G. Pilloni, A. Bayer, T. Lueders, C. Griebler, F. Einsiedl & L. Richters. 2010. High resolution analysis of contaminated aquifer sediments and groundwater-what can be learned in terms of natural attenuation? *Geomicrobiology Journal* 27: 130–142.
- Appelo, C.A.J. & D. Postma. 1996. *Geochemistry, groundwater and pollution*. Ed. A.A. Balkema, Róterdam, USA. 536 pp.
- Armstrong, K., G. Humphreys & M. Maier. 2003. Ludlow Stygofauna Survey. Cable Sands (WA) Pty Ltd. Stygofauna Sampling Report. BIOTA Environmental Sciences. 29 pp.
- Arnscheidt, J., J. Dooley, K. Eriksson, C. Hack, H. Hahn, T. Higgins, T. McCarthy, C. McInerney & P. Wood. 2012. Biogeography and Ecology of Irish Groundwater Fauna. Assessment of the Distribution, Structure and Functioning of Subterranean Fauna within Irish Groundwater Systems. STRIVE Report.
- Arturi, M. 2005. Situación Ambiental en la ecorregión Espinal. En: Brown, A., U. Martínez Ortiz; M. Acerbi & J. Corchera (Eds.) *La Situación Ambiental Argentina 2005*. Fundación Vida Silvestre Argentina. Buenos Aires 2006. pp. 241-260.
- Atlas, R. M. & R. Bartha. 1998. *Microbial Ecology: fundamentals and Application*. Fourth Edition. Menlo Park, CA: Benjamin Cummings.
- Atlas Urbano Regional. 2007. Diario Puntal. ISBN: 978-950-9365-02-5

- Baker, M., H. M. Valett & C. Dahm. 2000. Organic carbon supply and metabolism in a shallow groundwater ecosystem. *Ecological Society of America* 81: 3133-3148.
- Bärlocher, F. & J. Murdoch. 1989. Hyporheic biofilms - a potential food source for interstitial animals. *Hydrobiologia* 184: 61-67.
- Bartsch, I. 2008. Global diversity of halacarid mites (Halacaridae: Acari: Arachnida) in freshwater. *Hydrobiologia* 595: 317-322.
- Batiot, C., C. Emblanch & B. Blavoux. 2003. Total organic carbon (TOC) and magnesium (Mg): two complementary tracers of residence time in karstic systems. *Comptes Rendus Geosci* 335(2): 205-214.
- Belaidi, N., A. Taleb, A. Mahi & G. Messana. 2011. Composition and distribution of stygobionts in the Tafna alluvial aquifer (north-western Algeria). *Subterranean Biology* 8: 21-32.
- Bengtsson, G. 1989. Growth and metabolic flexibility in groundwater bacteria. *Microb Ecol* 18(3): 235-248.
- Berger, W.A. & L.L. Parker. 1970. Diversity of planktonic Foraminifera in deep-sea sediments. *Science* 168: 1345-1347.
- Bergkamp, G. & K. Cross. 2006. Groundwater and Ecosystem Services: Towards Their Sustainable Use. In *Proceedings of the International Symposium on Groundwater Sustainability (ISGWAS)*, Alicante, Spain, 24-27 January 2006. pp 177-193.
- Birgand F., R. Skaggs, G. Chescheir & J. Gilliam. 2007. Nitrogen Removal in Streams of Agricultural Catchments- A Literature Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 37: (5) 381-487.
- Bitton, G., S.R. Farrah, R.H. Ruskin, J. Butner & Y. J. Chou. 1983. Survival of pathogenic and indicator organisms in ground water. *Ground Water* 21: 405-410.
- Bitton, G. 2005. Microbial indicators of faecal contamination: application to microbial source tracking. Report submitted to the Florida Stormwater Association 719 East Park Avenue, Tallahassee, 32301.
- Blackburn, N. & T. Fenchel. 1999. Influence of bacteria, diffusion and shear on micro scale nutrient patches, and implications for bacterial chemotaxis. *Mar Ecol Prog Ser* 189: 1-7.
- Blarasin, M., A. Cabrera, M. Villegas, C. Frigerio & S. Bettera. 1999. Groundwater contamination from septic tank system in two neighborhoods in Río Cuarto city, environmental management and water supply. Córdoba. Argentina. Vol 2: 31-38. Ed. Balkema.
- Blarasin, M., A. Cabrera y S. Degiovanni. 2000. *Hidrogeología Regional: el agua*

subterránea como recurso fundamental del Sur de la Prov. de Córdoba, Argentina. I Congreso Mundial Integrado de Aguas Subterráneas. Fortaleza. Brasil. Trabajo completo (20 pág.) editado en CD-ROM.

- Blarasin, M. 2003. Geohidrología ambiental del Sur de Córdoba, con énfasis en la ciudad de Río Cuarto y su entorno rural. Tesis Doctoral. UNRC. Inédita. 377 pp.
- Blarasin, M. & A. Cabrera. 2005. Aguas subterráneas: hidrolitología, hidrodinámica e hidrogeoquímica regional. En: Blarasin, M., S. Degiovanni, A. Cabrera & M. Villegas (Eds.) *Aguas superficiales y subterráneas en el Sur de Córdoba: una perspectiva geoambiental*. Ed. UNRC. pp 41-52.
- Blarasin, M., A. Cabrera, G. Damilano & E. Matteoda. 2008. Relación entre las actividades agropecuarias y la presencia de metales pesados en aguas subterráneas. IX Congreso de Hidrología Subterránea y Expo Agua 2008. Actas en CD. Quito. Ecuador.
- Blarasin, M., A. Cabrera & N. Alincastró. 2011. Evaluación del nivel freático y consecuencias en relación a procesos de recarga-descarga del acuífero. Río Cuarto, Cba, Arg. *Hidrogeología Regional y Exploración Hidrogeológica*. ISBN: 978-987-23936-9-4.CD. T29. pp 220-227.
- Bolker, B.M., M. E. Brooks, C. J. Clark, S. W. Geange, J. R. Poulsen, M. H. H. Stevens & J. White. 2009. Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in Ecology and Evolution* 24: 127-135.
- Bork, J., S. Bork, S. Berkhoff & H. Hahn. 2008. Testing unbaited stygofauna traps for sampling performance. *Limnologica* 38: 105–115.
- Bork, J., S. Berkhoff, S. Bork & H. Hahn. 2009. Using subsurface metazoan fauna to indicate groundwater-surface water interactions in the Nakdong River floodplain, South Korea. *Hydrogeology Journal*: 17: 61–75.
- Borror, D. J., C. A. Triplehorn & N. F. Johnson. 1989. *An Introduction to the Study of Insects*. 6th edition, Philadelphia, Saunders College Publishing, xiv + 875 pp.
- Boulton, A., H. M. Valett & S. G. Fisher. 1992. Spatial distribution and taxonomic composition of the hyporheos of several Sonoran Desert streams. *Archiv für Hydrobiologie* 125: 37–61.
- Boulton, A., D. Graham & P. Hancock. 2008. Biodiversity, functional roles and ecosystem services of groundwater invertebrates. *Invertebrate Systematics* 22: 103-116.
- Bower E.J. & P. L. McCarty. 1984. Modeling of trace organics biotransformation in the subsurface. *Ground Water* 22: 433–440.

- Brad, T. 2007. Subsurface landfill leachate home to complex and dynamic eukaryotic communities. PhD. Thesis. Universiteit Amsterdam, Holanda. 176 pp.
- Bretschko, G. & M. Leichtfried. 1988. Distribution of organic matter and fauna in a second order, alpine gravel stream (Ritrodat-Lunz study area, Austria). Verh. Internat. Verein. Limnol. 23: 1333-1339.
- Bright, J., V. Bidwell, C. Robb & J. Ward. 1998. Environmental Performance Indicators for Groundwater. Report to Ministry for the Environment. Report N° 4306/1. 34 pp.
- Brouwer, F. & P. Hellegers. 1997. Nitrogen flows at farm level across European Union agriculture. En: E. Romstad, J. Simonsen & A. Vatn (Eds.) *Controlling Mineral Emissions in European Agriculture, Economics, Policies and the Environment*. CAB International, Wallingford, UK. pp 11-26.
- Bruno, M. C., W. Loftus & S. Perry. 2001. Preliminary data on microcrustacean communities from groundwaters in the southern Everglades. Water-Resources Investigations Report 01-4011. Ed E. Kuniatsky. pp 89-97.
- Bruno, M. C., K. J. Cunningham & S.A. Perry. 2003. Copepod communities from surface and ground waters in the Everglades, south Florida. *Southeastern Naturalist* 2: 523-546.
- Cabrera, A.L. 1976. Regiones Fitogeográficas Argentinas. Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería 2: 1-85. Acme S.A.C.I., Buenos Aires.
- Camacho, A.I. 1992. *The Natural History of Biospeleology*. Monografías del Museo Nacional de Ciencias Naturales, vol. 7, CSIC, Madrid, 7, 680 pp.
- Camacho, A. I., E. Bello, J. M. Becerra & I. Vaticon. 1992. A natural history of the subterranean environment and its associated fauna. En: A. I. Camacho (Ed.) *The Natural History of Biospeleology*. Monogr. 7, Mus. Nac. Cienc. Nat., C.S.I.C., Madrid. pp 171-197.
- Camacho, A. I. & C. Puch. 2006. La Fauna acuática subterránea de Andalucía. En: *El Karst de Andalucía*, Federación Andaluza de Espeleología. Capítulo 6. 8 pp.
- Camacho, A. I. & A. G. Valdecasas. 2008. Global diversity of syncarids (Syncarida; Crustacea) in freshwater. En: E. V. Balian, C. Lévêque, H. Segers & K. Martens. (Eds.) *Freshwater Animal Diversity Assessment*. Developments in Hydrobiology 198. pp 257-266.
- Canter, L. W. 1997. *Nitrates in Groundwater*. Lewis Publishers. 263 pp.
- Cantú, M. 1992. Holoceno de la prov. de Córdoba. Manual: Holoceno de la Rep. Argentina. tomo I. Simposio Internacional sobre el Holoceno en América del Sur.

Paraná. Argentina. 24 pp.

- Capitanelli, R. G. 1979. Clima. En: Geografía física de la Provincia de Córdoba. Editorial BOLDT. pp 45-138.
- Castellarini, F., M.J. Dole-Olivier, F. Malard & J. Gibert. 2007. Using habitat heterogeneity to assess stygobiotic species richness in the French Jura region with a conservation perspective. *Fundamental and Applied Limnology* 168: 1-10.
- Chadwick, D.R. & S. Chen. 2002. *Manures*. En: P.M. Haygarth & S.C. Jarvis (Eds.) *Agriculture, Hidrology and Water Quality*. CAB International. pp 57-81.
- Chapelle, F. H. 1993. *Ground-Water Microbiology and Geochemistry*. Wiley, New York. 424 pp.
- Cho, J.C. & S.J. Kim. 1999. Viable, but non-culturable, state of a green fluorescence protein-tagged environmental isolate of *Salmonella typhi* in groundwater and pond water. *FEMS Microbiol Lett* 170: 257-264.
- Claret, C. 1998. Hyporheic biofilm development on artificial substrata, as a tool for assessing trophic status of aquatic systems: First results. *Annales de Limnologie* 34(2): 119-128.
- Claret, C., P. Marmonier, M-J. Dole-Olivier & E. Castella. 1999. Effects of management works on the interstitial fauna of floodplain aquatic systems (River Rhône, France). *Biodiversity and Conservation* 8: 1179-1204.
- Claret, C. & A. J. Boulton. 2003. Diel variation in surface and subsurface microbial activity along a gradient of drying in an Australian sand-bed stream. *Fresh. Biol.* 48: 739-1755.
- Close, M.E., M.R. Rosen & V.R. Smith. 2001. Fate and transport of nitrates and pesticides in New Zealand's aquifers. En: M. R. Rosen & P. A. White. (Eds.) *Groundwaters of New Zealand. New Zealand Hydrological Society*. Wellington, pp 185-220.
- Coineau, N. 2000. Adaptations to interstitial groundwater life. En: D. Wilkens, C. Culver & W. F. Humphreys (Eds.) *Ecosystems of the World*. Vol. 30: Subterranean Ecosystems. pp 189-210.
- Conboy, M. J. & M. J. Goss. 2001. Identification of an assemblage of indicator organisms to assess timing and source of bacterial contamination in groundwater. *Wat. Air Soil Pollut.* 129: 101-118.
- Cooney, T. & K. Simon. 2009. Influence of Dissolved Organic Matter and Invertebrates on the Function of Microbial Films in Groundwater. *Microb Ecol.* 58: 599-610.

- Crenshaw, C.L., H. M. Valett & J.L. Tank 2002. Effects of coarse particulate organic matter on fungal biomass and invertebrate density in the subsurface of a headwater stream. *J North Am Benthol Soc* 21: 28-42.
- Creuze des Chatelliers, M., J. Juget, M. Lafont & P. Martin. 2009. Subterranean aquatic Oligochaeta. *Freshwater Biology* 54: 678–690.
- Culver, D.C. 1982. *Cave life: evolution and ecology*. Harvard University Press, Cambridge, Mass., USA. 185 pp.
- Culver, D. C. & T. Pipan. 2009. Superficial subterranean habitats – gateway to the subterranean realm?. *Cave and Karst Science* 35: 5-12.
- Custodio E. & M. R. Llamas. 1983. *Hidrogeología subterránea*. Seg. Edición. Ed. Omega. Barcelona. (2 Vol.) 2359 pp.
- Danielopol, D. 1981. Distribution of Ostracods in the Groundwater of the North Western Coast of Euboea (Greece). *International Journal of. Speleology* 11: 91-103.
- Danielopol, D. 1989. Groundwater fauna associated with riverine aquifers. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 8:18-35.
- Danielopol, D.L. 1991. Ecological basic research with potential application for groundwater management. *Hidrologycal Basis of Ecologically Sound Management of Soil and Groundwater* (Proceedings of the Vienna Symposium, August 1991). IAHS Publ. no. 202.
- Danielopol, D. L. & R. Rouch. 1991. L'adaptation des organismes au milieu aquatique souterrain. Réflexions sur l'apport des recherches écologiques récentes. *Stygologia* 6: 129-142.
- Danielopol, D. L., P. Pospisil, J. Dreher, F. Mösslacher, P. Torreiter, M. Geiger-Keiser & A. Gunatilaka. 2000. A groundwater ecosystem in the Danube wetlands at Wien (Austria). En: H, Wilkens, D.C. Culver & W.F. Humphreys (Eds.) *Subterranean ecosystems*, Ecosystems of the world, 30, Elsevier, Amsterdam. pp 481–511.
- Danielopol, D.L., C. Griebler, A. Gunatilaka & J. Notenboom. 2003. Present state and future prospects for groundwater ecosystems. *Environ Conserv* 30: 104–130.
- Danielopol, D.L. & P. Pospisil. 2004. Why and how to take care of subterranean aquatic microcrustaceans? En: J. Gibert (Ed.) *Symposium on World Subterranean Biodiversity*. Proceedings. France. pp 29-35.
- Danielopol, D. L. & C. Griebler. 2008. Changing Paradigms in Groundwater Ecology – from the 'Living Fossils' Tradition to the 'New Groundwater Ecology'. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 93: 565–577.

- Danielopol D.L., C. Griebler, A. Gunatilaka, H.J. Hahn, J. Gibert, F. Mermillod-Blondin, G. Messana, J. Notenboom & B. Sket. 2008. Incorporation of groundwater ecology in environmental policy. En P. Quevauviller (Ed.) *Groundwater Science and Policy*. Chapter 11.2: 671-689, RSC (Royal Soc. of Chemistry), London.
- Datry, T. 2003. Urbanization and groundwater quality-subterranean ecosystem responses to artificial stormwater. Thesis. University Claude Bernard-Lyon. 180 pp.
- Datry, T., F. Malard & J. Gibert. 2004. Does groundwater recharge stimulate biodiversity? En: J. Gibert (Ed.) *Symposium on World Subterranean Biodiversity*. Proceedings. France. pp 107-113.
- Datry, T., F. Malard & J. Gibert. 2005. Response of invertebrate assemblages to increased groundwater recharge rates in a phreatic aquifer. *J.N. Am. Benthol. Soc.* 24: 461-477.
- Datry T., F. Malard F. & J. Gibert. 2006. Effects of artificial stormwater infiltration on urban groundwater ecosystems. En: J.H. Tellam *et al.* (Eds.) *NATO-ASI Book, Urban groundwater management and sustainability*. Springer. pp 331-345.
- Degiovanni, S. B. & N. Doffo. 1994. Geomorfología de la Hoja Río Cuarto. Informe inédito. Proyecto Secyt-UNRC y CONICOR.
- Degiovanni, S. 2005. Geomorfología regional. En: M. Blarasin, S. Degiovanni, A. Cabrera & M. Villegas (Eds.) *Aguas superficiales y subterráneas en el Sur de Córdoba: una perspectiva geoambiental*. Ed. UNRC. pp 19-29.
- Degiovanni, S & M. Blarasin, 2005a. Características generales de la región, uso del territorio y del agua. En: M. Blarasin, S. Degiovanni, A. Cabrera & M. Villegas (Eds.) *Aguas superficiales y subterráneas en el Sur de Córdoba: una perspectiva geoambiental*. Ed. UNRC. pp 13-27.
- Degiovanni S & M. Blarasin, 2005b. Hidrología superficial y morfodinámica de sistemas fluviales. En: M. Blarasin, S. Degiovanni, A. Cabrera & M. Villegas (Eds.) *Aguas superficiales y subterráneas en el Sur de Córdoba: una perspectiva geoambiental*. Ed. UNRC. pp 31-39.
- Deutsch, W. J. 1997. *Groundwater Geochemistry. Fundamentals and Applications to Contamination*. Lewis Publishers. 221 pp.
- Di Lorenzo, T., F. Stoch, B. Fiasca, E. Gattone, P. De Laurentiis, F. Ranalli & D.M.P. Galassi. 2004. Environmental quality of deep groundwater in the Lessinian Massif (Italy): signposts for sustainability. En: J. Gibert (Ed.) *Symposium on World Subterranean Biodiversity*. Proceedings. France. pp 115-125.

- Di Lorenzo, T., M. Brilli, D. Del Tosto, D.M.P. Galassi & M. Petitta. 2012. Nitrate source and fate at the catchment scale of the Vibrata River and aquifer (central Italy): an analysis by integrating component approaches and nitrogen isotopes. *Environ Earth Sci.* 67: 2383-2398.
- Di Lorenzo, T. & D.M.P. Galassi. 2013. Agricultural impact on Mediterranean alluvial aquifers: do groundwater communities respond?. *Fundam. Appl. Limnol.* 182: 271-288.
- Di Marzio W.D., D. Castaldo, C. Pantani, A. Di Cioccio, T. Di Lorenzo, M.E. Sáenz & D.M.P. Galassi. 2009. Relative Sensitivity of Hyporheic Copepods to Chemicals. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 84(2): 488 – 491.
- Di Rienzo J.A., F. Casanoves, M.G. Balzarini, L. Gonzalez, M. Tablada & C. W. Robledo. InfoStat versión 2012. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>
- Dissanayake, C.B. 1996. Assessing environmental geochemistry and health in the tropics. En: A.R. Berger & W.J. Iams (Eds.) *Geoindicators - Assessing rapid environmental changes*. A.Balkema/ Rotterdam/Brookfield. pp 119-133.
- Dodds, W.K. 2002. *Freshwater Ecology: Concepts and Environmental Applications*. Academic Press. 569 pp.
- Dodson, S. I. & D. G. Frey. 2001. Cladocera and other branchiopoda. En J. Thorp, H. & A. P. Covich (Eds.) *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*. Academic Press, London. pp 850–914.
- Doffo, N. & S. Degiovanni. 1993. Geomorfología de la Hoja Río Cuarto, su aplicación en estudios de susceptibilidad de erosión. XII Congreso Geológico Argentino. Mendoza. Tomo VI: 274-282.
- Dole-Olivier, M.J., F. Malard, D. Martin, T. Lefébure & J. Gibert. 2009. Relationships between environmental variables and groundwater biodiversity at the regional scale. *Freshwater Biology* 54: 797-813.
- Domínguez, E. & H.R. Fernández. 2009. Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: Sistemática y Biología. Fundación Miguel Lillo. Tucumán, Argentina. 654 pp.
- Dreher, J.E., P. Pospisil & D. L. Danielopol. 1997. The role of hydrology in defining a groundwater ecosystem. En: J. Gibert, J. Matthieu & F. Fournier (Eds.) *Groundwater/Surface Water Ecotones*. Cambridge Univ Press, Cambridge. pp 119-126.
- Drever, J. I. 1997. *The Geochemistry of Natural Waters. Surface and Groundwater Environments*. 3ª Edición, Prentice Hall, New Jersey. 436 pp.

- Duffy, J., J. Cardinale, K. France, P. McIntyre, E. Thébault & M. Loreau. 2007. The functional role of biodiversity in food webs: incorporating trophic complexity. *Ecology Letters* 10: 522–538.
- Dumas, P., C. Bou & J. Gibert. 2001. Groundwater macrocrustaceans as natural indicators of the Ariège alluvial aquifer. *International Review of Hydrobiology* 86: 619-633.
- Dumas, P. & F. Lescher-Moutoué. 2001. Cyclopoid distribution in an agriculturally impacted alluvial aquifer. *Arch Hydrobiol* 150: 511–528.
- Dumas, P. 2002. Stability of interstitial crustacean communities in an isolated alluvial aquifer. *Hydrobiologia* 468: 63-76.
- Dumas, P. 2004. Irrigation as a disturbance for interstitial crustacean communities in a French Pyrenean alluvial aquifer. *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.* 40: 139-147.
- Eberhard, S.M., S.A. Halse, M.D. Scanlon, J.S. Cocking & H.J. Barron. 2004. Assessment and conservation of aquatic life in the subsurface of the Pilbara region, Western Australia. En: J. Gibert (Ed.) *Symposium on World Subterranean Biodiversity*. Proceedings. France. pp 61-68.
- Eberhard, S., S. Halse, M. Williams, M. Scanlon, J. Cocking & H. Barron. 2009. Exploring the relationship between sampling efficiency and short-range endemism for groundwater fauna in the Pilbara region, Western Australia. *Freshwater Biology* 54: 885–901.
- Edmunds, W. 1996. Indicators in the groundwater environment of rapid environmental change. En: A. Berger & W. Iams (Eds.) *Geoinicators, Assessing rapid environmental changes in earth systems*. A.A. Balkema/ Rotterdam/Brookfield. pp 135-150.
- Emiliani, F., R. Lajmanovich, M. Acosta & S. Bonetto. 1999. Variaciones temporales y espaciales de coliformes de *Escherichia coli* en aguas recreativas fluviales (Río Salado, Santa Fe, Argentina). Relación con los estándares de calidad. *Revista Argentina de Microbiología* 31:142–156.
- EPA. 2003. Consideration of Subterranean Fauna in Groundwater and Caves During Environmental Impact Assessment in Western Australia (Guidance for the assessment of environmental factors, Western Australia in accordance with the Environmental Protection Act. 1986) No. 54. Government of Western Australia, Perth.
- Eriksson, B. K., A. Rubach & H. Hillebrand. 2007. Dominance by a canopy forming seaweed modifies resource and consumer control of bloom-forming macroalgae. *Oikos* 116:1211–1219.
- Escuder, R., J. Fraile, S. Jordana, F. Ribera, X. Sánchez-Vila & E. Vázquez-Suñé.

2009. *Hidrogeología. Conceptos básicos de hidrología subterránea*. FCIHS. Barcelona.
- Fenwick, G. 1998. Ministry for the environment: groundwater indicators project groundwater invertebrates as potential indicators. 21 pp.
 - Fenwick, G., H. Thorpe & P. White. 2004. Groundwater systems. En: *Freshwaters of New Zealand*. Capítulo 9. 29 pp.
 - Fenwick, G. & M. Scarsbrook. 2008. Natural purification of groundwater. *Water & Atmosphere* Vol. 16. N° 4.
 - Fernández, H.R. 2004. Does wrong precedence assignment lead to underestimates in groundwater biodiversity? *Ecología Austral* 14: 77-81.
 - Ferreira, D., F. Malard, M.J. Dole-Olivier & J. Gibert. 2007. Obligate groundwater fauna of France: diversity patterns and conservation implications. *Biodiversity and Conservation* 16: 567–596.
 - Fetter, C. W. 1988. *Applied hydrogeology*. Second edition. Macmillan, New York, USA.
 - Fiebig, D.M. & M.A. Lock. 1991. Immobilization of dissolved organic matter from groundwater discharging through the stream bed. *Freshwater Biol.* 26: 45-55.
 - Fiebig, D.M. & J. Marxsen. 1992. Immobilization and mineralization of dissolved free amino acids by stream-bed biofilms. *Freshwater Biology* 28: 129-140.
 - Fjellberg, A. 1998. The Collembola of Fennoscandia and Denmark: Poduromorpha. *Fauna Entomologica Scandinavica*, Vol 35.
 - Foulquier, A., F. Malard, F. Mermillod-Blondin, T. Datry, L. Simon, B. Montuelle & J. Gibert. 2010a. Vertical change in dissolved organic carbon and oxygen at the water table region of an aquifer recharged with stormwater: biological uptake or mixing?. *Biogeochemistry* 99: 31–47.
 - Foulquier, A., L. Simon, F. Gibert, F. Fourel, F. Malard & F. Mermillod-Blondin. 2010b. Relative influences of DOC flux and subterranean fauna on microbial abundance and activity in aquifer sediments: new insights from ¹³C-tracer experiments. *Freshwater Biology* 55: 1560–1576.
 - Foulquier, A., F. Malard, F. Mermillod-Blondin, B. Montuelle, S. Dolédec, B. Volat & J. Gibert. 2011. Surface Water Linkages Regulate Trophic Interactions in a Groundwater Food Web. *Ecosystems* 14: 1339–1353.
 - Franken, R., R. Storey & D. Williams. 2001. Biological, chemical and physical characteristics of downwelling and upwelling zones in the hyporheic zone of a north-temperate stream. *Hydrobiologia* 444:183–95.

- Freeze, R.A. & J. A. Cherry. 1979. *Groundwater*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey.
- Fuchs A., H. J. Hahn & K-P. Barufke. 2006. Erhebung und Beschreibung der Grundwasserfauna in Baden-Württemberg. Grundwasserschutz 32, Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg. Karlsruhe.
- Galassi, D. 2001. Groundwater copepods: diversity patterns over ecological and evolutionary scales. *Hydrobiologia* 453/454: 227–253.
- Galassi, D., R. Huys & J. Reid. 2009. Diversity, ecology and evolution of groundwater copepods. *Freshwater Biology* 54: 691–708.
- Gambero, M.L., M. Blarasin, M.J. Giuliano Albo, S. Bettera, G. Damilano, E. Matteoda & A. Cabrera. 2009. Análisis de asociaciones entre características geoquímicas y bacteriológicas del agua en la cuenca del arroyo Knutzen. En: E. Mariño & C. J. Schulz (Eds.) *Aportes de la Hidrogeología al Conocimiento de los Recursos Hídricos*. pp 641-650.
- Gerba, C. P. & G. Bitton. 1984. Microbial pollutants: their survival and transport pattern to groundwater. En: G. Bitton & C. P. Gerba (Eds.) *Groundwater Pollution Microbiology*. John Wiley and Sons, New York. pp 65-88.
- Gerič, B., T. Pipan & J. Mulec. 2004. Diversity of culturable bacteria and meiofauna in the epikarst of Škocjanske jame caves (Slovenia). *Acta Carsologica* 33: 301–9.
- Gibert, J., J.A. Stanford, M-J. Dole-Olivier & V. Ward. 1994. Basic attributes of groundwater ecosystems and prospects for research. En: J. Gibert, D.L. Danielopol & J.A. Stanford (Eds.) *Groundwater Ecology*. San Diego (CA): Academic Press. pp 7-40.
- Gibert, J., F. Fournier & J. Mathieu. 1997. *The groundwater/surface water ecotone perspective: State of the art*. Cambridge University Press, Cambridge. 246 pp.
- Gibert, J. 2001. Basic attributes of groundwater ecosystems. En: C. Griebler, D. L. Danielopol, J. Gibert, H. P. Nachtnebel & J. Notenboom (Eds.) *Groundwater Ecology*. European Communities. pp 39-52.
- Gibert, J. & L. Deharveng. 2002. Subterranean ecosystems: A truncated functional biodiversity. *BioScience* 52: 473-481.
- Gibert, J. 2004. Introduction. En: J. Gibert (Ed.) *Symposium on World Subterranean Biodiversity*. Proceedings. France. pp 13-14.
- Gibert, J., D. C. Culver, D.L. Danielopol, C. Griebler, A. Gunatilaka, J. Notenboom & B. Sket. 2008. Groundwater ecosystems: human impacts and future management. En: N. V. C. Polunin (Ed.) *Aquatic Ecosystems: Trends and Global Prospects*. pp 30-44.

- Giere, O. 2009. *Meiobenthology: The Microscopic Motile Fauna of Aquatic Sediments*. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, Germany. 527 pp.
- Giuliano Albo, M.J. 2013. Evaluación de la contaminación por nitratos en aguas subterráneas de agroecosistemas mediante el uso de isótopos estables ^{15}N - ^{14}N , ^{18}O - ^{16}O , y otros solutos relacionados. Tesis Doctoral. UNRC (inédita). Río Cuarto, Cba. 385 pp.
- Goldscheider, N., D. Hunkeler & P. Rossi. 2006. Review: Microbial biocenoses in pristine aquifer and an assessment of investigative methods. *Hydrogeology Journal* 14: 926-941.
- Goody, D. & K. Hinsby. 2008. Organic quality of groundwaters. En: W.M. Edmunds & P. Shand (Eds.) *Natural Groundwater Quality*. Blackwell publishing. pp 59-70.
- Gounot, A. M. 1994. Microbial ecology of groundwaters. En J. Gibert, D. Danielopol & J. Stanford (Eds.) *Groundwater Ecology*. Academic Press, California. pp 189-216.
- Greenaway, P. 1986. Salt and water balance in the fauna of Australian athalassic waters. En: P. De Deckker & W. D. Williams (Eds.) *Limnology in Australia*. CSIRO/Dr. W. Junk, Melbourne. pp 193-206.
- Griebler, C. 2001. Microbial ecology of subsurface ecosystems. En: C. Griebler, D. Danielopol, J. Gibert, H.P. Nachtnebel & J. Notenboom (Eds.) *Groundwater Ecology: A Tool for Management of Water Resources*. Official Publication of the European Communities, Luxembourg. pp 81-108.
- Griebler, C., D. L. Danielopol, J. Gibert, H. P. Nachtnebel & J. Notenboom. 2001. *Groundwater ecology, a tool for management of water resources*. – Office for Official Publications of the European Publications, Luxembourg. 413 pp.
- Griebler, C., B. Mindl, D. Slezak & M. Geiger-Kaiser. 2002. Distribution patterns of attached and suspended bacteria in pristine and contaminated shallow aquifers studied with an in situ sediment exposure microcosm. *Aquat Microb Ecol* 28: 117-129.
- Griebler, C., T. Lueders & J. Liebich. 2006. Development of an aquifer DNA microarray for the biological assessment of groundwater ecosystems. En: *European Groundwater Conference*, Vienna, 22-23 June 2006. pp 130-131.
- Griebler, T. & T. Lueders. 2009. Towards a conceptual understanding of microbial biodiversity in groundwater ecosystems. *Freshwater Biol.* 54: 649-677.
- Griebler, C., H. Stein, C. Kellermann, S. Berkhoff, H. Brielmann, S. Schmidt, D. Selesi, C. Steube, A. Fuchs & H.J. Hahn. 2010. Ecological assessment of groundwater ecosystems - Vision or illusion?. *Ecological Engineering* 36: 1174-1190.
- Grosso, L.E. & H.R. Fernández. 1985. Una nueva Bogidiella (Amphipoda,

- Bogidiellidae) hiporreica de la Provincia de Tucumán (Argentina). *Neotropica* 31: 201-209.
- Guinea, J., J. Sancho & R. Parés. 1979. *Análisis microbiológico de aguas. Aspectos aplicados*. Ediciones Omega, S.A. Barcelona. pp 11-100.
 - Hahn, H. J. 2002. Meiobenthic community response on land-use, geology and groundwater-surface water interactions: Distribution of meiofauna in the stream sediments and in the groundwater of the Marbling Brook catchment (Western Australia). *Archiv für Hydrobiologie Supplement, Monographical Studies* 139: 237–263.
 - Hahn H.J. & A. Fuchs. 2005. Mapping the stygofauna of the state of Baden-Württemberg, Southwest Germany. En: J. Gibert (Ed.) *World subterranean biodiversity. Proceedings of an international symposium*. Villeurbanne Université Claude Bernard Lyon I.
 - Hahn, H. J. & D. Matzke. 2005. A comparison of stygofauna communities inside and outside groundwater bores. *Limnologica* 35(1-2): 31-44.
 - Hahn, H.J. 2006. The GW-Fauna-Index: A first approach to a quantitative ecological assessment of groundwater habitats. *Limnologica* 36: 119-137.
 - Hahn, H.J. & A. Fuchs. 2009. Distribution patterns of groundwater communities across aquifer types in south-western Germany. *Freshwater Biology* 54: 848–860.
 - Hancock P., A. Boulton & W. Humphreys. 2005. Aquifers and hyporheic zones: Towards an ecological understanding of groundwater. *Hydrogeology Journal* 13: 98-111.
 - Hancock, P. & A. Boulton. 2008. Stygofauna biodiversity and endemism in four alluvial aquifers in eastern Australia. *Invertebrate Systematics* 22: 117–126.
 - Hancock, P. & A. Boulton. 2009. Sampling groundwater fauna: efficiency of rapid assessment methods tested in bores in eastern Australia. *Freshwater Biology* 54: 902–917.
 - Harvey R.W., R.L. Smith & H. George. 1984. Effect of organic contamination upon microbial distributions and heterotrophic uptake in Cape Cod, Mass., aquifer. *Appl. Enviro. Microbiol.* 48: 1197-1202.
 - Harvey, R. W. 1997. Microorganisms as tracers in groundwater injection and recovery experiments: a review. *FEMS Microbiology Reviews* 20: 461-472.
 - Hermann, G., L. S. Shore & Y. Steinberger. 2011. Effects of cattle-lagoon slurry on a soil microbial community can be observed until depths of 50 m. *Applied Soil Ecology* 49: 32– 39.

- Hershey, A. E. & G. A. Lamberti. 2001. Aquatic insect ecology. En: J. H. Thorp & A. P. Covich. *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*. Second Edition. Academic Press, San Diego. pp 733-775.
- Hill, M.O. 1979. DECORANA—A FORTRAN Program for Detrended Correspondence Analysis and Reciprocal Averaging. Cornell Ecology Programs, Ecology and Systematics, Cornell University, Ithaca, New York.
- Hill, M.O. & H. G. Gauch. 1980. Detrended correspondence analysis, an improved ordination technique. *Vegetatio* 42: 47–58.
- Hill, M. 1996. *Nitrates and nitrites in food and water*. Woodhead Publishing Limited, Ed. Cambridge, Inglaterra.
- Hilsenhoff, W. L. 2001. Diversity and Classification of insects and Collembola. En: J. H. Thorp & A. P. Covich (Eds.) *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*. Academic Press, San Diego. pp 661 -731.
- Holben, W. E. & P. H. Ostrom. 2000. Monitoring bacterial transport by stable isotopes enrichment of cells. *Applied Environmental Microbiology* 66: 4935–4939.
- Holden, P.A. & N. Fierer. 2005. Microbial processes in the vadose zone. *Vadose Zone J* 4: 1-21.
- Hopkin, S.P. 1997. *Biology of the Springtails (Insecta: Collembola)*. Oxford University Press. 330 pp.
- Humphreys, W. 2002. Groundwater ecosystems in Australia: an emerging understanding. Proc. International Association Hydrogeologists Conf. pp 1-14.
- Humphreys, W. 2006. Aquifers: the ultimate groundwater dependent ecosystem. *Australian Journal of Botany* 54: 115–132.
- Humphreys, W. 2008. Rising from down under: developments in subterranean biodiversity in Australia from a groundwater fauna perspective. *Invertebrate Systematics* 22: 85–101.
- Humphreys, W.F. 2009. Hydrogeology and groundwater ecology: does each inform the other? *Hydrogeol. J.* 17: 5-21.
- Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (INDEC). 2013. En: www.indec.gov.ar.
- Jardine, P.M., M.A. Mayes, P.J. Mulholland, P.J. Hanson, J.R. Traver, R.J. Luxmoore, J.F. McCarthy & G.V. Wilson. 2006. Vadose zone flow and transport of dissolved organic carbon at multiple scales in humid regimes. *Vadose Zone J* 5:140–152.
- Kalbitz, K., S. Solinger, J.H. Park, B. Michalzik & E. Matzner. 2000. Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: a review. *Soil Science* 165: 277–304.

- Kaplan, L.A. & T. L. Bott. 1982. Diel Fluctuations of DOC Generated by Algae in a Piedmont Stream. *Limnology and Oceanography* 27 (6): 1091-1100.
- Kazumi, J. & D.G. Capone. 1994. Heterotrophic microbial activity in shallow aquifer sediments of Long Island, New York. *Microb Ecol* 28:19–37.
- Kempton, R.A. & L.R. Taylor. 1974. Log-series and log-normal parameters as diversity discriminants for the Lepidoptera. *J. Anim. Ecol.* 43: 381-399.
- Korbek, K.L. & G. C. Hose. 2011. A tiered framework for assessing groundwater ecosystem health. *Hydrobiologia* 661: 329–349.
- Korbek K.L., P.J. Hancock, P. Serov, R.P. Lim & G. C. Hose. 2013. Groundwater Ecosystems Vary with Land Use across a Mixed Agricultural Landscape. *Journal of Environmental Quality* 42: 380-390.
- Krantz, G. W. & D.E. Walte. 2009. *A Manual of Acarology*. Third Edition. Texas Tech University Press; Lubbock, Texas. 807 pp.
- Kresic, N. 2009. *Groundwater Resources Sustainability, Management, and Restoration*. The McGraw-Hill Companies, Inc.
- Lafont, M., A. Durbec & C. Ille. 1992. Oligochaete worms as biological describers of the interactions between surface and groundwaters: a first synthesis. *Regulated Rivers* 7: 65-73.
- Lee, L.S., N. Carosini, S.A. Sassman, H.M. Dion & M.S. Sepulveda. 2007. Agricultural contributions of antimicrobials and hormones on soil and water quality. *Adv. Agron.* 9: 1–68.
- Lopretto, C.E. & G. Tell. 1995. *Ecosistemas de aguas continentales*. Metodologías para su estudio. Ed. Sur, Tomo I, II y III. La Plata, Argentina.
- Madsen, E. L. & W. C. Ghiorse. 1993. Groundwater microbiology: subsurface ecosystem processes. En: T.E. Ford (Ed.) *Aquatic Microbiology*. Blackwell Scientific Publications, Boston. pp 167-214.
- Mahibbur, R.M. & Z. Govindarajulu. 1997. A modification of the test of Shapiro and Wilks for normality. *Journal of Applied Statistics* 24: 219-235.
- Malard F., J. Reygrobelle, L. Gibert, R. Chapuis, C. Drogue, T. Winiarsky & Y. Bouvet. 1994. Sensitivity of underground karst ecosystems to human perturbation conceptual and methodological framework applied to the experimental site of Terrieu (Herauld - France). *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie* 25: 1414–1419.
- Malard F., S. Plénet & J. Gibert. 1996. The use of invertebrates in ground water monitoring: a rising research field. *GWMR* 16:103–116.

- Malard, F. & F. Hervant. 1999. Oxygen supply and the adaptations of animals in groundwater. *Freshwater Biology* 41: 1-30.
- Malard F., K. Tockner & J.V. Ward. 1999. Shifting dominance of subcatchment water sources and flow paths in a glacial floodplain, Val Roseg, Switzerland. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 31: 135–150.
- Malard, F. 2001. Groundwater contamination and ecological monitoring in a Mediterranean karst ecosystem in southern France. En: C. Griebler, D. L. Danielopol, J. Gibert, H. P. Nachtnebel & J. Notenboom (Eds.) *Groundwater Ecology*. European Communities. pp 183-194.
- Malard, F., M.J. Dole-Olivier, J. Mathieu & F. Stoch. 2002. Sampling Manual for the Assessment of Regional Groundwater Biodiversity. European Project: Protocols for the Assessment and Conservation of Aquatic Life In the Subsurface (PASCALIS).
- Malard, F., C. Boutin, A. Camacho, D. Ferreira, G. Michel, B. Sket & F. Stoch. 2009. Diversity patterns of stygobiotic crustaceans across multiple spatial scales in Europe. *Freshwater Biology* 54: 756–776.
- Mancini, L., D. Venanzi, L. Volterra, B. Pennelli & P. Formichetti. 2004. Microinvertebrates occurrence in ground-waters. En: J. Gibert (Ed.) *Symposium on World Subterranean Biodiversity*. Proceedings. France. pp 157-160.
- Maraun, M., H. Martens, S. Migge, A. Theenhaus & S. Stefan. 2003. Adding to "the enigma of soil animal diversity": fungal feeders and saprophagous soil invertebrates prefer similar food substrates. *European Journal of Soil Science* 39: 85-95.
- Marmonier, P., P. Vervier, J. Gibert, & M.J. Dole-Olivier. 1993. Biodiversity in groundwaters: a research field in progress. *Trends in Ecology and Evolution* 8: 392-395.
- Marmonier, P., D. Fontvielle, J. Gibert, & V. Vanek. 1995. Distribution of DOC and bacteria at the interface between the Rhone river and its alluvial aquifer. *Journal of the North American Benthological Society* 14: 382–392.
- Marmonier, P., C. Maazouzi, A. Foulquier, S. Navel, C. François, F. Hervant, F. Mermillod-Blondin, A. Vienney, S. Barraud, A. Togolac & C. Piscart. 2013. The use of crustaceans as sentinel organisms to evaluate groundwater ecological quality. *Ecological Engineering* 57: 118–132.
- Martin, P., E. Martinez-Ansemil, A. Pinder, T. Timm & M.J. Wetzel. 2008. Global diversity of oligochaetous clitellates ("Oligochaeta"; Clitellata) in freshwater. En: E. V. Balian, C. Lévêque, H. Segers & K. Martens (Eds.) *Freshwater Animal Diversity Assessment*. Developments in Hydrobiology 198. pp 117-127.

- Martin, P., C. De Broyer, F. Fiers, G. Michel, R. Sablon & K. Wouters. 2009. Biodiversity of Belgian groundwater fauna in relation to environmental conditions. *Freshwater Biology* 54: 814–829.
- Mauclaire, L. & J. Gibert. 1998. Effects of pumping and floods on groundwater quality: a case study of the Grand Gravier well field (Rhône, France). *Hydrobiologia* 389: 141–151.
- Mauclaire, L., J. Gibert & C. Claret. 2000. Do bacteria and nutrients control faunal assemblages in alluvial aquifers? *Arch Hydrobiol* 148: 85–98.
- Mauclaire, L. & J. Gibert. 2001. Environmental determinants of bacterial activity and faunal assemblages in alluvial riverbank aquifers. *Archiv für Hydrobiologie* 152: 469–487.
- Mauclaire, L., A. Schürmann & F. Mermillod-Blondin. 2006. Influence of hydraulic conductivity on communities of microorganisms and invertebrates in porous media: a case study in drinking water slow sand filters. *Aquat. Sci.* 68: 100–108.
- Maurice, L. & J. Bloomfield. 2012. Stygobitic invertebrates in groundwater: a review from a hydrogeological perspective. *Freshwater Reviews* 5: 51–71.
- McAleece, N., P.J.D. Lamshead, G.L.J. Paterson & J.D. Gage. 1999. Biodiversity Pro. A program research for analysing ecological data, <http://www.nrmc.demon.co.uk>
- McDowell, W.H. 1985. Kinetics and Mechanisms of Dissolved Organic Carbon Retention in a Headwater Stream. *Biogeochemistry* 1(4): 329–352.
- Mermillod-Blondin, F., A. Foulquier, C. Maazouzi, S. Navel, Y. Negrutiu, A. Vienney, L. Simon & P. Marmonier. 2013. Ecological assessment of groundwater trophic status by using artificial substrates to monitor biofilm growth and activity. *Ecological Indicators* 25: 230–238.
- Mohr, C.E. & T. L. Poulson. 1966. *The Life of the Cave*. New York: MacGraw-Hill.
- Mokbel, W. A. & S. M. Yamakanamardi. 2008. Temporal variations in the abundance of heterotrophic bacteria in ground water according to land use patterns in Mysore district, India. *African Journal of Environmental Science and Technology* 2(4): 059–067.
- Molz, F. J., M. A. Widdowson & L. D. Benefield. 1986. Simulation of microbial-growth dynamics coupled to nutrient and oxygen transport in porous-media. *Water Resource Research* 22: 1207–1216.
- Mossel, D.A.A., J.E.L. Corry, C.B. Struijk & R.M. Baird. 1995. *Essentials of the microbiology of foods: a textbook for advanced studies*. John Wiley and Sons, Chichester.

- Mösslacher, F. 1998. Subsurface-dwelling crustaceans as indicators of hydrological conditions, oxygen concentrations and sediment structure in an alluvial aquifer. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 83: 349–364.
- Mösslacher, F. 2000. Sensitivity of groundwater and surface water crustaceans to chemical pollutants and hypoxia: implications for pollution management. *Archiv für Hydrobiologie* 149: 51-66.
- Mösslacher, F., C. Griebler & J. Notenboom. 2001. Biomonitoring of Groundwater Systems: Methods, Applications and Possible Indicators among the Groundwater Biota. En: C. Griebler, D. Danielopol, J. Gibert, H.P. Nachtnebel & J. Notenboom (Eds.) *Groundwater Ecology: A Tool for Management of Water Resources*. Official Publication of the European Communities, Luxembourg. pp 173–182.
- Motas, C. 1962. Procédé des sondages phréatiques, division du domaine souterrain, classification écologique des animaux souterrains, le psammon. *Acta Mus. Maced. Sc. Nat.* 8: 35–173.
- Moya, A., L. Joó, A. Rodríguez, J. Hernández, J. Hernández, J. F. Almenares, D. Berrios, Z. Rodríguez, A. Cádiz & S. C. Esnard. 2002. Preparado de inmunoglobulina contra LPS de *Pseudomonas aeruginosa* serotipo O11. *VacciMonitor*. 11: 11-17.
- Murphy, E. M., T. R. Ginn, A. Chilakapati, C. T. Resch, J. L. Phillips, T. W. Wietsma & C. M. Spadoni. 1997. The influence of physical heterogeneity on microbial degradation and distribution in porous media. *Water Resource Research* 33: 1087–1103.
- Notenboom, J., S. Plenet & M-J. Turquin. 1994. Groundwater contamination and its impact on groundwater animals and ecosystems. En: J. Gibert, D. L. Danielopol & J. A. Stanford (Eds.) *Groundwater ecology*. Academic Press, San Diego. pp 477–504.
- Notenboom, J., R. Serrano, I. Morell & F. Hernández. 1995. The phreatic aquifer of the "Plana de Castellón" (Spain): relationships between animal assemblages and groundwater pollution. *Hydrobiologia* 297: 241-249.
- Pabich, W.J., I. Valiela & H.F. Hemond. 2001. Relationship between DOC concentration and vadose zone thickness and depth below water table in groundwater of Cape Cod, U.S.A. *Biogeochemistry* 55: 247–268.
- Palmer, M. A., A. P. Covich, B. J. Finlay, J. Gibert, K. D. Hyde, R. K. Johnson, T. Kairesalo, S. Lake, C. R. Lovell, R. J. Naiman, C. Ricci, F. Sabater & D. L. Strayer. 1997. Biodiversity and ecosystem processes in freshwater sediments. *Ambio* 26: 571–577.
- Pandourski, I. 2007. Stygofauna of the Fresh Waters in Bulgaria. *Biogeography and Ecology of Bulgaria*. pp 527-536.

- Paran, F., F. Malard, J. Mathieu, M. Lafont, D.M.P. Galassi & P. Marmonier. 2004. Distribution of groundwater invertebrates along an environmental gradient in a shallow water-table aquifer. En: J. Gibert (Ed.) *Symposium on World Subterranean Biodiversity*. Proceedings. France. pp 99-106.
- Penk, M. & L. Knight. 2008. Groundwater crustacea of Ireland. A survey of the stygobitic Malacostraca in caves and springs. Report EcoServe. 65 pp.
- Peralta, M. 2006. Redescrición de *Hexabathynella szidati* (Crustacea: Bathynellacea) de aguas subterráneas de Argentina. Segunda cita geográfica. *Acta zoológica lilloana* 50: 15-23.
- Pinder, A.M., S. A. Halse, J.M. McRae & R.J. Shiel. 2005. Occurrence of aquatic invertebrates of the wheatbelt region of Western Australia in relation to salinity. *Hydrobiologia* 543: 1-24.
- Pipan, T. 2005. Epikarst – a promising habitat. Ljubljana: Karst Research Institute at ZRC-SAZU. ZRC Publishing.
- Pipan, T. & D. C. Culver. 2005. Estimating biodiversity in the epikarstic zone of a West Virginia cave. *Journal of Cave and Karst Studies* 67: 103–109.
- Plénet. S., J. Gibert & P. Marmonier. 1995. Biotic and abiotic interactions between surface and interstitial systems in rivers. *Ecography* 18: 296–309.
- Pospisil, P. 1994. The groundwater fauna of a Danube aquifer. En: J. Gibert, D. Danielopol & J.A. Stanford (Eds.) *Groundwater ecology*. Academic Press, San Diego, pp 347-366.
- Powelson, D. K., R. Simpson & C. P. Gerba. 1990. Virus transport and survival in saturated and unsaturated flow through columns. *J. Environ. Qual.* 19: 396-401.
- Pramparo, M. 1982. Cuarternario del Arroyo Santa Catalina, entre Cuatro Vientos y Holmberg, Dpto Río Cuarto, Prov. Córdoba. Inédito. Tesis de Licenciatura. UNRC.
- Rauch-Williams, T. & J. E. Drewes. 2006. Using soil biomass as an indicator for the biological removal of effluent-derived organic carbon during soil infiltration. *Water Res* 40(5): 961–968.
- Ravelo, C. 1990. PDIMES. Balance hídrico seriado. Manual. Asoc. Agron. de Agrometeorología. 8 pp.
- Report 2013. The waihora/Lake Ellesmer Catchment. Functional significance and sensitivity of groundwater fauna. Report number 0978110119-006-R-Rev1-Sel. Golder Associates.

- Rosen, M. B. 2011. Hydrochemistry of New Zealand's aquifers. En: M. B. Rosen & P. A. White (Ed.) *Groundwater of New Zealand*. New Zealand hydrological Society Inc, Wellington. pp 77-110.
- Rouch, R. & D. L. Danielopol. 1997. Species richness of microcrustacea in subterranean freshwater habitats. Comparative analysis and approximate evaluation. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 82: 121-145.
- Ruppert, E. E. & R. D. Barnes. 1993. *Invertebrate zoology* (6th edition). Saunders College Publishing. 1056 pp.
- Särkkä, J., L. Levonen & J. Mäkelä. 1998. Harpacticoid and cyclopoid fauna of groundwater and springs in southern Finland. *Journal of Marine Systems* 15: 155-161.
- Scarsbrook, M., G. Fenwick & J. Radford. 2000. Living groundwater: studying the fauna beneath our feet. *Water & Atmosphere* 8: 15-16.
- Scarsbrook, M. & G. Fenwick. 2003. Preliminary assessment of crustacean distribution patterns in New Zealand groundwater aquifers. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 37: 405-413.
- Schiff, S.L., R. Aravena, S.E. Trumbore, M.J. Hinton, R. Elgood & P.J. Dillon. 1997. Export of DOC from forested catchments on the Precambrian Shield of Central Ontario: Clues from 13C and 14C. *Biogeochem* 36: 43-65.
- Schmidt, S., H.J. Hahn, T. Hatton & W. Humphreys. 2007. Do faunal assemblages reflect the exchange intensity in groundwater zones? *Hidrobiología* 583: 1-19.
- Schmidt, S. & H. Hahn. 2012. What is groundwater and what does this mean to fauna? – An opinion. *Limnologica* 42: 1-6.
- Schneider, K., C. Renker, S. Scheu & M. Maraun. 2004. Feeding biology of oribatid mites: a minireview. *Phytophaga* 14: 247-256.
- Segers, H. 2008. Global diversity of rotifers (Rotifera). En: E. V. Balian, C. Lévêque, H. Segers & K. Martens (Eds.) *Freshwater Animal Diversity Assessment*. Developments in Hydrobiology 198. pp 49-59.
- Shand, P. & W. M. Edmunds. 2008. The Baseline Inorganic Chemistry of European Groundwaters. En: W.M. Edmunds & P. Shand (Eds.) *Natural Groundwater Quality*. Blackwell publishing. pp 22-58.
- Shannon, C.E. & W. Weaver. 1949. The mathematical theory of communication. Urbana, IL: University of Illinois.
- Simpson, E.H. 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163, 688.
- Sinsabaugh, R.L. & C. M. Foreman. 2003. Integrating Dissolved Organic matter metabolism and microbial diversity. En: S. E. G. Findlay & R. L. Sinsabaugh (Eds.)

Aquatic Ecosystems: Interactivity of Dissolved Organic Matter. Academic Press/Elsevier Science, San Diego. pp 426–454.

- Sinton L.W. 1984. The macroinvertebrates in a sewagepolluted aquifer. *Hydrobiologia* 119: 161–169.
- Sket, B. 1999a. The nature of biodiversity in hypogean waters and how it is endangered. *Biodiversity and Conservation* 8: 1319-1338.
- Sket, B. 1999b. High biodiversity in hypogean waters and its endangerment - the situation in Slovenia, the Dinaric Karst, and Europe. *Crustaceana* 72: 767-779.
- Sokal, R.R. & F.J. Rohlf. 1995. *Biometry: the principles and practice of statistic in biological research.* 3rd ed. W.H. Freeman and Company, New York, USA. 887 pp.
- Sracek, O. & J. Zeman. 2004. Introduction to environmental hydrogeochemistry. Masaryk University in Brno. Faculty of Science.
- Stein, H., C. Kellermann, S. I. Schmidt, H. Brielmann, C. Steube, S.E. Berkhoff, A. Fuchs, H.J. Hahn, B. Thulin & C. Griebler. 2010. The potential use of fauna and bacteria as ecological indicators for the assessment of groundwater quality. *J. Environ. Monit.* 12: 242–254.
- Steube, C., S. Richter & C. Griebler. 2009. First attempts towards an integrative concept for the ecological assessment of groundwater ecosystems. *Hydrogeology Journal* 17: 23–35.
- Stoch, F. 1995. The ecological and historical determinants of Crustacean diversity in groundwaters, or: why are there so many species? *Mém. Biospéol.* 22: 139-160.
- Storey, R.G. & D.D. Williams. 2004. Spatial responses of hyporheic invertebrates to seasonal changes in environmental parameters. *Freshwater Biology* 49: 1468–1486.
- Strauss, E.A. & W. K. Dodds. 1997. Influence of protozoa and nutrients availability on nitrification rates in subsurface sediments. *Microb. Ecol.* 34: 155-165.
- Strayer, D.L. 1994. Limits to biological distributions in groundwater. En: J. Gibert, D. Danielopol & J. Stanford (Eds.) *Groundwater Ecology.* Academic Press, Inc., San Diego. pp 287-310.
- Strayer, D.L., S.E. May, P. Nielsen, W. Wolheim & S. Hausam. 1997. Oxygen, organic matter and sediment granulometry as control on hyporheic animal communities. *Archiv für Hydrobiologie* 140: 131–144.
- Strebel, O., W. H. M. Duynisveld & J. Böttcher. 1989. Nitrate pollution of groundwater in Western Europe. *Agri, Ecosyst. Environ.* 26: 189–214.
- ter Braak, C.J.F. & P. Smilauer. 2004. CANOCO for Windows Version 4.5.3. Trial Version. Biometrics - Plant Research International, Wageningen, The Netherlands.

- Thulin, B. & H. J. Hahn. 2008. Ecology and living conditions of groundwater fauna. Technical Report (TR-08-06) of the Svensk Kärnbränslehantering (SKB), Stockholm.
- Tione, M.L. 2009. Comunidades de invertebrados en el acuífero freático de la Cuenca del arroyo La Colacha, Cba. Tesis de Licenciatura. UNRC. Inédita. 106 pp.
- Tione M.L., J.C. Bedano y M. Blarasin. 2011. Comunidades de invertebrados en aguas subterráneas y su relación con variables ambientales. *Ecología Austral* 21: 87-100.
- Tomlinson, M. 2008. A framework for determining environmental water requirements for alluvial aquifer ecosystems. Ph.D. thesis, Univ. of New England, Australia.
- Tomlinson, M. & A. Boulton. 2008. Subsurface Groundwater Dependent Ecosystems: a review of their biodiversity, ecological processes and ecosystem services. *Waterlines Occasional Paper No 8*. 89 pp.
- Verdonschot, P. 2006. Beyond masses and blooms: the indicative value of oligochaetes. *Hydrobiologia* 564: 127-142.
- Vervier, P. & R.J. Naiman. 1992. Spatial and temporal fluctuations of dissolved organic carbon in subsurface flow of the Stillaguamish (Washington, USA). *Arch. Fur. Hydrobiologie* 123: 401-412.
- Wallace, R. L. & T. Snell. 2001. Phylum Rotifera. En: J. Thorp, H. & A. P. Covich (Eds.) *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*. Academic Press, London. pp 195-254.
- Ward J., J. Stanford & N. Voelz. 1994. Spatial distribution patterns of Crustacea in the floodplain aquifer of an alluvial river. *Hydrobiologia* 287: 11-17.
- Ward, J. V., G. Bretschko, M. Brunke, D. Danielopol, J. Gibert, T. Gonser & A. G. Hildrew. 1998. The boundaries of river systems: the metazoan perspective. *Freshwat. Biol.* 40: 531-569.
- Williamson, C. E. & J. Reid. 2001. Copepoda. En: J. Thorp, H. & A. P. Covich (Eds.) *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*. Academic Press, London. pp 915-954.
- Withers, P. C., 1992. *Comparative Animal Physiology*. Saunders College Publishing, Fort Worth.
- Yacoubi-Khebiza, M., N. Coineau, C. Boutin & F. De Bovee. 1994. The influence of sediment granulometry in the distribution of interstitial stygobiotic crustaceans in the western High Atlas. XIth Int. Symp. Biospeol., Firenze, abstracts, pp 16.
- Younger, P. 2007. *Groundwater in the environment. An introduction*. Blackwell Publishing. 318 pp.

Anexos

Anexo 1. Código taxones de alto rango.

Taxón	Código
Rotifera	Roti
Copepoda	Cope
Isopoda	Isop
Amphipoda	Amph
Syncarida	Sync
Cladocera	Clad
Ostracoda	Ostr
Astigmata	Asti
Mesostigmata	Meso
Oribatida	Orib
Prostigmata	Pros
Acari Juvenil	Ac. Juv
Diplopoda	Diplo
Pauropoda	Paur
Arthropleona	Arth
Symphyleona	Symp
Insecta	Inse
Oligochaeta	Olig
Aphanoneura	Apha
Nematoda	Nema
Nematomorpha	Nematom

Anexo 2. Código morfoespecies.

Morfoespecies	Código	Morfoespecies	Código	Morfoespecies	Código
Bdelloidea sp1	1	<i>Aphelacarus</i> sp	38	Entomobryidae sp2	75
Bdelloidea sp2	2	<i>Adelphacarus</i> sp	39	<i>Folsomia</i> sp	76
Bdelloidea sp3	3	<i>Scapheremaeus</i> sp	40	Isotomidae sp1	77
<i>Keratella</i> sp	4	<i>Trichthonius</i> sp	41	Isotomidae sp2	78
<i>Paracyclops</i> sp	5	<i>Brachioppia</i> sp	42	Isotomidae sp3	79
<i>Eucyclops</i> sp	6	<i>Tectocephus</i> sp	43	<i>Sminthurides?</i> sp1	80
Cyclopoida sp1	7	<i>Zygoribatula</i> sp	44	Sminthuriidae sp1	81
Canthocamptidae sp1	8	Oribatida sp	45	Sminthuriidae sp2	82
<i>Cletocamptus</i> sp	9	<i>Iponemus</i> sp	46	<i>Liposcelis?</i> sp	83
Cletodidae sp1	10	Tarsonemidae sp	47	Trogiomorpha sp	84
Harpacticoida sp	11	<i>Acarophenax</i> sp	48	Thysanoptera sp1	85
Microcerberidae sp	12	Rhagidiidae sp1	49	Thysanoptera sp2	86
Bogdiellidae sp	13	Rhagidiidae sp2	50	Trichoptera sp1	87
Bathynellidae?sp	14	<i>Tenuipalpus</i> sp	51	Tenagobia sp	88
<i>Hexabathynella szidati</i>	15	<i>Bryobia</i> sp	52	Heteroptera sp1	89
<i>Alona glabra</i>	16	Tetranychidae sp1	53	Heteroptera sp6	90
<i>Simocephalus</i> sp	17	Eupodidae sp	54	Pseudococcidae sp1	91
<i>Moina</i> sp	18	Bdellidae sp	55	Pseudococcidae sp2	92
Cladocera sp	19	Cunaxidae sp1	56	Lepidoptera sp1	93
Ostracoda sp1	20	<i>Neocunaxoides</i> sp	57	Lepidoptera sp2	94
Ostracoda sp2	21	<i>Demodex</i> sp	58	Chironomidae sp	95
Lardoglyphidae? sp	22	<i>Soldanellonyx</i> sp	59	Insecta sp1	96
Acaridae sp	23	Siteroptes sp	60	Insecta sp2	97
Histiostatidae sp	24	Tydeidae sp1	61	Insecta sp3	98
Psoroptoididae? sp	25	Tydeidae sp2	62	Insecta sp4	99
Astigmata sp1	26	Nanorchestidae sp	63	Insecta sp5	100
Astigmata sp3	27	Prostigmata sp1	64	Insecta sp6	101
<i>Lasioseius</i> sp	28	Prostigmata sp2	65	Staphylinidae sp	102
<i>Asca</i> sp	29	Paupoda sp	66	Enchytraeidae sp	103
Digamasellidae sp	30	Diplopoda sp	67	<i>Nais communis</i>	104
Rhodacaridae sp	31	<i>Ceratophysella</i> sp	68	Oligochaeta sp1	105
Macrochelidae sp	32	Hypogastruridae sp1	69	Oligochaeta sp2	106
Mesostigmata sp1	33	<i>Tullbergia?</i> sp	70	Oligochaeta sp3	107
Mesostigmata sp2	34	Onychiuridae sp1	71	<i>Aelosoma</i> sp	108
<i>Haplochthonius</i> sp	35	<i>Entomobrya</i> sp1	72	Nematoda sp	109
<i>Brachychthonius</i> sp	36	<i>Entomobrya</i> sp2	73	Nematomorpha sp	110
Limnozetae sp	37	Entomobryidae sp1	74		

