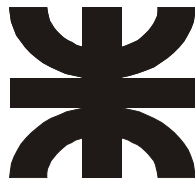


Maestría en Ingeniería Ambiental



Facultad Regional Tucumán

Universidad Tecnológica Nacional

Tesis: *“Interacción Agua Superficial-Acuífero Libre y el Contenido de Nutrientes en la Cuenca del Arroyo El Tejar, Departamento Monteros, Provincia de Tucumán”.*

Tesista: Ing. en Recursos Naturales y Medio Ambiente
Rocío de los Ángeles Portocarrero

Director de Tesis: Dr. en Geología Jorge Walter García

Tesis para optar al grado de Magister en Ingeniería Ambiental

Tucumán – Argentina

2011

ÍNDICE GENERAL

INTRODUCCIÓN	1
RESUMEN	5
ABSTRACT	6
Capítulo I. MARCO TEÓRICO	7
A. OCURRENCIA, DISTRIBUCIÓN Y MOVIMIENTO DEL AGUA EN EL SUBSUELO	7
B. INTERACCIÓN ENTRE EL ACUÍFERO Y EL AGUA SUPERFICIAL	9
B.1. Factores intervinientes en la interacción local	11
C. EL CICLO DEL NITRÓGENO EN SISTEMAS NATURALES	13
D. ORIGEN DE LOS COMPUESTOS NITROGENADOS EN EL SISTEMA HIDROLÓGICO RURAL E IMPORTANCIA	15
D.1. Riesgo de contaminación del acuífero libre por compuestos nitrogenados	17
Capítulo II. ANTECEDENTES	19
A. ESTUDIOS CON EL ENFOQUE DEL PAISAJE HIDROLÓGICO	19
B. LIXIVIACIÓN DE COMPUESTOS NITROGENADOS EN EL CULTIVO DE CAÑA DE AZÚCAR	21
C. IMPACTO DE LA FERTILIZACIÓN NITROGENADA DE CAÑA DE AZÚCAR EN LA CALIDAD DEL AGUA	21
D. CALIDAD DEL AGUA EN ÁREAS CAÑERAS DE TUCUMÁN	23
Capítulo III. OBJETIVOS	25
Capítulo IV. DESCRIPCIÓN GENERAL DEL ÁREA DE ESTUDIO Y METODOLOGÍA	26
A. DESCRIPCIÓN GENERAL DEL ÁREA DE ESTUDIO	26
B. METODOLOGÍA	28
B.1. Paisaje hidrológico	28
B.2. Interacción de compuestos nitrogenados entre el acuífero libre y el arroyo El Tejar	31
Capítulo V. ASPECTOS HIDROLÓGICOS REGIONALES	35
A. FISIOGRAFÍA	35
B. GEOLOGÍA	37
C. GEOMORFOLOGÍA	39
D. SUELOS	40
E. CLIMA	44
F. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL	46
G. HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA	47
H. FUENTES DE COMPUESTOS NITROGENADOS EN EL SISTEMA HIDROLÓGICO EN ESTUDIO	49
Capítulo VI. EL PAISAJE HIDROLÓGICO: RESULTADOS Y DISCUSIÓN	51
A. FORMA DEL TERRENO	51
B. CONFIGURACIÓN GEOLÓGICA	54
B.1. Capas del subsuelo	54
a) Análisis cualitativo de los SEVs	54
b) Perfiles geoelectrónicos del PSEV1 y PSEV2	59
B.2. Parámetros hidráulicos formacionales	61
a) Composición mayoritaria del tamaño de grano, coeficiente de uniformidad y tamaño efectivo del material del subsuelo	61
b) Conductividad hidráulica	63
c) Resistencia transversal	65
C. ASPECTO CLIMÁTICO	67
C.1. El balance hidrológico del ciclo en estudio (julio 2008 - junio 2009)	67
C.2. Relación entre las precipitaciones y el nivel estático del acuífero libre	68

d) Movimiento lateral del agua en el acuífero.....	72
D. MODELO DEL PAISAJE HIDROLÓGICO	76
Capítulo VII. INTERACCIÓN DE COMPUESTOS NITROGENADOS ENTRE EL ACUÍFERO LIBRE Y EL ARROYO EL TEJAR: RESULTADOS Y DISCUSIÓN	81
A. CARACTERIZACIÓN DE LAS CONCENTRACIONES OBSERVADAS	81
B. INTERACCIÓN ENTRE LAS VARIABLES QUÍMICAS.....	84
C. CARACTERIZACIÓN ESPACIAL Y TEMPORAL DE LA HIDROQUÍMICA	89
Capítulo VIII. MODELO CONCEPTUAL DE LA INTERACCIÓN AGUA SUPERFICIAL – ACUÍFERO LIBRE Y EL CONTENIDO DE NUTRIENTES EN EL PAISAJE HIDROLÓGICO.....	95
Capítulo IX. CONCLUSIONES	97
Capítulo X. RECOMENDACIONES.....	101
Capítulo XI. BIBLIOGRAFÍA.....	102
ANEXO 1. ASPECTOS METODOLÓGICOS.....	111
A. PROSPECCIÓN GEOELÉCTRICA.....	111
B. ANÁLISIS GRANULOMÉTRICOS.....	113
C. ENSAYOS PUNTUALES DE PERMEABILIDAD	114
ANEXO 2. RESULTADOS	116
A. CURVAS GRANULOMÉTRICAS ACUMULADAS COMPARADAS CON CURVAS DE BREDDIN	116
B. PRECIPITACIONES Y EVAPOTRANSPIRACIÓN POTENCIAL SEMANAL PARA EL CICLO JULIO 2008-JUNIO 2009 VS NIVEL ESTÁTICO EN POZOS, AGUAS ARRIBA DEL PAISAJE HIDROLÓGICO.....	119
C. DESCRIPCIÓN DE LAS SERIES DE SUELO DEL ÁREA DE ESTUDIO..	121

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Distribución del agua en el subsuelo	8
Figura 2. Cortes transversales al cauce y tipos de interacción entre el acuífero libre y el cauce	11
Figura 3. Modelo de paisaje hidrológico y factores que intervienen	12
Figura 4. Reacciones bioquímicas simplificadas que influyen en la distribución de los compuestos nitrogenados	14
Figura 5. Ejemplos de disposición de pozos de monitoreo (cada punto es un pozo de monitoreo), en trabajos con el enfoque del paisaje hidrológico	20
Figura 6. Ubicación del paisaje hidrológico en estudio	27
Figura 7. Curvas tipo de resistividad aparente vs AB/2	29
Figura 8. Fechas de muestreo de agua durante el ciclo hidrológico considerado ...	32
Figura 9. Ubicación de pozos de monitoreo y sondeos eléctricos verticales	34
Figura 10. Ubicación regional del área de estudio	36
Figura 11. Límites y número de unidades cartográficas de suelos del área de estudio	42
Figura 12. Precipitaciones, evapotranspiración potencial y profundidad del acuífero libre promedio mensual de la estación Famaillá	45
Figura 13. Geomorfología del A° El Tejar	52
Figura 14. Esquema de la topografía del perfil hidrológico estudiado y ubicación de los pozos de monitoreo	53
Figura 15. Curvas de resistividad aparente para los SEVs 1-20	54
Figura 16. Curvas de resistividad aparente e interpretadas del perfil PSEV2	55
Figura 17. Curvas de resistividad aparente e interpretadas en el perfil PSEV1	56
Figura 18. Ubicación de los SEVS según grupo de tipo de curva	58
Figura 19. Perfil geoelectrico del PSEV2	60
Figura 20. Perfil geoelectrico del PSEV1	61
Figura 21. Conductividad hidráulica para cada pozo de ensayo, a los tiempos 4, 8, 12 y 15 minutos	64
Figura 22. Mapa de líneas de isoresistencia transversal en los perfiles PSEV 1 y PSEV 2	66
Figura 23. Variables hidrológicas promedio y para el ciclo 2008-2009 en la estación meteorológica Famaillá	67
Figura 24. Precipitaciones y evapotranspiración potencial semanal para el ciclo Julio 2008-Junio 2009 vs nivel estático de cada pozo del paisaje hidrológico	71
Figura 25. Gradiente hidráulico paralelo al cauce	73
Figura 26. Niveles estáticos en pozos del paisaje hidrológico a lo largo del ciclo Noviembre 2008-Junio 2009	75
Figura 27. Perfiles transversales del nivel freático en la cuenca para diferentes fechas	75
Figura 28. Ubicación, según distancia del cauce y topografía, de los pozos de observación en diferentes cuencas de estudio	78
Figura 29. Modelo de flujo del acuífero en el paisaje hidrológico durante la época de bajas precipitaciones acumuladas	79
Figura 30. Modelo de flujo del acuífero en el paisaje hidrológico durante la época de altas precipitaciones acumuladas	80
Figura 31. Relación amonio - conductividad eléctrica en el sistema acuífero libre ..	85
Figura 32. Relación amonio – ORP en el sistema acuífero libre	86
Figura 33. Relación nitrato – ORP en el sistema acuífero libre	87
Figura 34. Relación conductividad eléctrica – ORP en el sistema acuífero libre	88
Figura 35. Relación amonio – nitrato en el sistema acuífero libre	88
Figura 36. Variables bioquímicas en cada ambiente del paisaje hidrológico	90
Figura 37. Análisis de componentes principales de variables químicas del acuífero libre por fecha de muestreo	93

Figura 38. Concentración de N-NO₃⁻ en el arroyo y precipitaciones acumuladas a lo largo del ciclo hidrológico estudiado94



ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Resumen de metodologías aplicadas y resultados obtenidos en el paisaje hidrológico en estudio	31
Tabla 2. Estatigrafía del área de estudio	38
Tabla 3. Descripción de las unidades cartográficas de suelos presentes en el área de estudio.....	43
Tabla 4. Hogares por tipo de sistema de servicio sanitario en el departamento Monteros	50
Tabla 5. Información granulométrica de muestras del subsuelo	62
Tabla 6. Clasificación de l subsuelo por la permeabilidad.....	65
Tabla 7. Medidas de resumen de las variables químicas en el acuífero libre a lo largo del ciclo hidrológico	82
Tabla 8. Valores de referencia de N-Nitratos en otros cauces superficiales de importancia.....	84
Tabla 9. Valores de referencia de eutrofización propuesto por Wetzel (1975) en Bianchi (2005).....	84
Tabla 10. Coeficientes de correlación de Pearson y significancia ¹ entre las variables químicas del acuífero libre.....	85

LISTADO DE ABREVIATURAS

A ^o : arroyo	mín: mínimo
AOAC: Association of Analytical Chemists	min: minuto
CE: conductividad eléctrica	mm: milímetro
cm: centímetro	mS: milisiemens
COEF: coeficiente	msnm: metros sobre el nivel del mar
CSIRO: Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation de Australia	mV: milivoltio
CV: coeficiente de variación	N orgánico: nitrógeno orgánico
D: diámetro	N: nitrógeno
DE: desvío estándar	N: norte
Dic: Diciembre	NE: noreste
dpto: departamento	NOA: Noroeste Argentino
E: este	Nov: Noviembre
EP: evapotranspiración potencial	O: oeste
<i>f</i> : coeficiente de uniformidad	°C: grado Celsius
FGB: Ferrocarril General Belgrano	ORP: potencial redox
GPS: sistema de posicionamiento global	PP: precipitaciones
H: profundidad del nivel del agua en un pozo de monitoreo	Prof: profundidad
ha: hectárea	PSEV: Perfil de sondeos eléctricos verticales
IESGLO: Instituto de Estratigrafía y Geología Sedimentaria Global	RP N ^o : ruta provincial número
INTA: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria	SA: sociedad anónima
kg: kilogramo	seg: segundo
km: kilómetro	SEV: sondeo eléctrico vertical
L: litro	SO: sudoeste
L: longitud	sp: especie
Log: logaritmo	t: tiempo
m: metro	ZE: zona preferencial de intercambio
mA: miliampere	Ωm: ohmio metro
máx: máximo	
May: Mayo	
MED: media	
mg: miligramo	

INTRODUCCIÓN

La contaminación proveniente de fuentes no puntuales en los cuerpos de agua superficial, son de gran interés, dado su impacto y dificultad de gestión. Una de las principales fuentes no puntuales, es la actividad agrícola en el uso de productos fertilizantes y fitosanitarios (Ongley, 1997; Dirección de Medio Ambiente, 2003).

En cuanto al uso de fertilizantes, los mismos, son señalados como de importancia en el aceleramiento del proceso de eutrofización de lagos, ríos y arroyos. Este proceso tiene como causa el enriquecimiento de nutrientes (de origen natural o antrópico) para las plantas de dichos cuerpos de agua, que deriva en aumento de la productividad primaria, con consecuencias secundarias tales como aumento de la materia orgánica disuelta disponible, disminución del oxígeno disuelto, cambios en la diversidad en general, entre otras (Ongley, 1997).

Los fertilizantes aplicados en dosis superiores a la capacidad de extracción del cultivo, pueden ingresar a los cursos de agua por escurrimiento superficial o subterráneo. En este sentido, en condiciones favorables a la infiltración, los nitratos del subsuelo no saturado, principal producto final excedente de la fertilización nitrogenada, presentan una dirección de flujo preferencial hacia los acuíferos, y desde allí, por la conectividad hidrológica, pueden recargar al sistema hídrico superficial (Ongley, 1997).

En la provincia de Tucumán, los cursos de agua de la cuenca del río Salí, que comprende la mayor extensión de la provincia, presentan serios problemas de contaminación orgánica (Mirande et al., 1999; Galindo et al., 2001; Luna, 2003 Dirección de Medio Ambiente, 2003; Bianchi, 2006). Por ello, los trabajos de investigación, están focalizados principalmente hacia el sector industrial (ingenios azucareros, cítrícolas, papeleras, industrias alimenticias, entre las principales), aunque se señala, la importancia del impacto del sector agropecuario en la calidad del agua (Dirección de Medio Ambiente, 2003).

En este sentido, se planteó esta investigación, en un área rural del arroyo El Tejar, sin asentamientos industriales, cuya principal cobertura es el cultivo de caña de azúcar. Dicho arroyo se ubica en el departamento Monteros, provincia de Tucumán, y forma parte de la cuenca del río Balderrama, que es afluente del río Salí.

Se priorizó un área cañera, dado que este es un cultivo de gran extensión en la provincia (PRO.RE.NOA. Estadísticas agrícolas, 2010), con aplicaciones anuales de fertilizantes nitrogenados, que hasta la década de 1980-1990 era el de mayor relación superficie fertilizada/ superficie cultivada del país (Fogliata, 1995), aún más que en la región pampeana (Andriulo, 2006).

Se le suma a lo anterior, que la región, presenta un balance hídrico positivo durante los meses de Diciembre a Marzo (Sección Agrometeorología INTA Famaillá, 2005), lo que significa, que los excedentes podrían lixiviar los compuestos nitrogenados presentes en el subsuelo no saturado.

Cabe destacar que en el área en estudio, se encuentran además, otras fuentes de compuestos nitrogenados, principalmente relacionados a la descomposición de la materia orgánica del suelo, y a sistemas sanitarios locales de la población rural presente.

El objetivo general del trabajo de investigación, es evaluar la interacción del flujo hidrológico y de los compuestos nitrogenados, entre el arroyo El Tejar y el acuífero libre.

Mientras que, el primer objetivo específico es implementar y desarrollar el conocimiento de enfoques, metodologías y técnicas disponibles, en el estudio de la interacción entre los ambientes hídricos superficiales y subterráneos.

El segundo objetivo específico es lograr un primer modelo conceptual de la interacción entre el cauce superficial y el acuífero libre, en la cuenca del arroyo El Tejar, departamento Monteros, Tucumán, en base a datos tomados durante Noviembre 2008- Mayo 2009.

El primer objetivo, principalmente metodológico, responde a que en la región del Noroeste Argentino (NOA), no se encontraron antecedentes de estudios de interacción del cauce superficial con el acuífero libre, por lo que resulta importante, conocer y definir las técnicas disponibles y aplicables para la región.

El planteo de campo, consistió en instalar pozos de monitoreo, en línea transversal a un sector de la cuenca, a ambos márgenes del cauce del arroyo. En estos pozos se midieron periódicamente los niveles estáticos del acuífero, que se correlacionaron con el balance hídrico. Sobre el mismo perfil, se definió además, la topografía y geomorfología, la profundidad del acuífero, el tipo de material que lo compone y las propiedades hidráulicas.

Paralelo a la medición de los niveles estáticos, se realizaron tomas de muestras, en los pozos de monitoreo y el cauce superficial, en las que se determinó variables ambientales generales (pH; potencial redox y conductividad eléctrica) y relacionadas a la concentración de compuestos nitrogenados (nitrato y amonio).

En el planteo metodológico, al igual que en la interpretación de los resultados, se procuró priorizar el enfoque de conectividad hidrológica (Lexartza-Artza y Waintwright, 2009), comprendiendo el estudio del ciclo hidrológico como un todo, y no tomando cada reservorio separadamente.

El presente trabajo de investigación comprende ocho capítulos, que hacen referencia a:

Capítulo I Marco Teórico. Se contextualiza al sistema hídrico subterráneo, y a la interacción que se puede presentar entre este, y los cauces superficiales. Se plantea al paisaje hidrológico como unidad de estudio de esta interacción, y se describe a los factores que lo componen (forma del terreno, configuración geológica y configuración climática) y su importancia. Por otra parte, se describe el ciclo del nitrógeno en los sistemas naturales, las fuentes que se pueden presentar en los ambientes rurales, las vías de flujo y los riesgos que significan el aumento de su concentración en los recursos hídricos.

Capítulo II Antecedentes. En este apartado, se citan y explican trabajos anteriores que utilizaron al paisaje hidrológico como unidad de estudio. Además, se señalan los antecedentes de trabajos relacionados a la lixiviación de compuestos nitrogenados en el cultivo de caña de azúcar, antecedentes de estudios del impacto de la fertilización nitrogenada de caña de azúcar en la calidad del agua, y antecedentes de calidad del agua, en áreas cañeras de Tucumán.

El **Capítulo III** presenta los objetivos, general y específicos.

Capítulo IV Ubicación del área de estudio y Metodología. Se conforma de una primera parte, en la que se señala la ubicación, vías de acceso y breve descripción del área de estudio. A continuación, se explica la metodología del trabajo, separada en dos grandes temas, el estudio del paisaje hidrológico y el estudio de la interacción de los compuestos nitrogenados entre el arroyo y el acuífero libre.

Capítulo V Aspectos Hidrológicos Regionales. Desde una revisión bibliográfica y cartográfica, se contextualiza en la región, a la cuenca del arroyo El Tejar. Se exponen la fisiografía, geología, geomorfología, clima, suelos, hidrología

superficial y subterránea y las principales fuentes de contaminación de compuestos nitrogenados presentes en la cuenca.

Capítulo VI Paisaje Hidrológico: Resultados y Discusión. Presenta los resultados y discusión del estudio de los factores que componen el paisaje hidrológico: forma del terreno, configuración geológica y configuración climática. En un apartado final, se expone un modelo de interacción entre el cauce principal y el acuífero libre en estudio.

Capítulo VII Interacción de compuestos nitrogenados entre el acuífero libre y el arroyo El Tejar: Resultados y Discusión. Se presentan los resultados de los análisis de agua y se los caracteriza respecto a valores de referencia, otras áreas cañeras y antecedentes cercanos al área de estudio. Se realiza un análisis espacial y temporal de la información obtenida. Finalmente, se correlacionan las variables del acuífero, a fin de aportar a las conclusiones.

Capítulo VIII Modelo conceptual de la interacción agua superficial – acuífero libre y el contenido de nutrientes en el paisaje hidrológico. En base a los resultados y conclusiones extraídas de los capítulos anteriores, se elabora un modelo conceptual y se cumple con el segundo objetivo planteado en este trabajo.

Capítulo IX Conclusiones. Se hace una revisión de los resultados obtenidos en todo el trabajo y las conclusiones más relevantes, enumeradas a lo largo del mismo.

Capítulo X Recomendaciones, este capítulo, si bien breve, recomienda líneas futuras de investigación en cuanto al impacto de la actividad agrícola en la calidad del agua y, respecto a aspectos metodológicos y técnicos.

RESUMEN

El acuífero libre es altamente vulnerable a los contaminantes de compuestos nitrogenados, cuyas fuentes en los ambientes rurales, pueden ser la fertilización de cultivos, materia orgánica del suelo, excretas de animales de cría y sistemas de saneamiento local. Por la conectividad hidrológica, estos podrían recargar en cuerpos superficiales de agua, acelerando procesos de eutrofización. Ante la deficiencia de estudios del impacto de la actividad agrícola en la calidad del agua en la provincia de Tucumán, se planteó el objetivo de evaluar, en una porción rural, el flujo hidrológico y de los compuestos nitrogenados entre el acuífero libre y el arroyo El Tejar (Monteros, Tucumán). La metodología se basó en estudiar, en una sección transversal al cauce (paisaje hidrológico), la forma del terreno, el espesor y las propiedades hidráulicas del acuífero, las relaciones de recarga-descarga entre el arroyo y el acuífero durante Noviembre 2008- Junio 2009 y las propiedades hidroquímicas de los mismos, durante el mismo período. Los resultados muestran que existe una interacción entre el arroyo y el acuífero. El acuífero recarga al arroyo en sentido longitudinal y transversal, a excepción de los períodos de máximas precipitaciones acumuladas, donde la relación es inversa. El acuífero presenta altos indicadores de contaminación por sistemas de saneamiento local, mientras los nitratos, principal producto de la fertilización nitrogenada, presentan concentraciones bajas a medias. En el arroyo, las concentraciones de nitratos fueron menores, evidenciando procesos de atenuación por desnitrificación, extracción de la vegetación o dilución. Las variaciones de concentración de nitratos en el arroyo están reguladas por las precipitaciones, aumentando el estado de trofismo, de oligotrófico a eutrófico.

ABSTRACT

A. OCURRENCIA, DISTRIBUCIÓN Y MOVIMIENTO DEL AGUA EN EL SUBSUELO

El agua del subsuelo se distribuye en dos grandes zonas, la no saturada y la saturada (Figura 1).

La zona no saturada del subsuelo es la más superficial, los poros contienen tanto aire como agua, y es de importancia en la geoquímica del agua de la zona saturada. La zona saturada, se conforma principalmente por el agua subterránea, y se caracteriza por presentar todos los poros de la formación geológica saturados de agua (Vilela, 1970; Custodio y Llamas, 1983).

El sistema conformado por la formación geológica y el agua que satura los poros (agua subterránea) se denomina acuífero (Foster et al., 2006; Chilton y Seiler, 2006). Estos acuíferos pueden clasificarse como libres, semiconfinados o confinados (Figura 1).

El acuífero libre o freático, el cual es objeto de estudio en este trabajo, se caracteriza por estar sometido solamente a la presión de la atmósfera, sin ninguna capa superior de baja permeabilidad (Vilela, 1970; Custodio y Llamas, 1983). Al carecer de esta capa, presenta una alta vulnerabilidad a la contaminación (Aller et al., 1987; Foster et al., 2002; Auge, 2004). A nivel local, es el acuífero que podría presentar mayor interacción con el agua superficial (Winter et al., 1998).

Los acuíferos semiconfinados o confinados se desarrollan entre dos capas de baja permeabilidad, superior (acuicludos o acuitardos) e inferior (acuífugos). La capa inferior consiste en el basamento de todo el sistema acuífero. Las características de la capa superior, son las que establecen el grado de confinamiento. Un acuífero confinado no tendría conexión hidráulica con el agua libre, salvo a escala regional o en pozos de bombeo, sin embargo, dada la dificultad que en la naturaleza se presente este caso de confinamiento, se prefiere el concepto de semiconfinado (Auge, 2004). En este tipo de acuífero, la recarga, se realiza donde la capa superior de baja permeabilidad presenta poca entidad y el potencial hidráulico es favorable. La descarga natural de este acuífero, se da en zonas donde no se presenta la capa superior de baja permeabilidad y la presión diferencial, respecto a la zona de recarga, permite la surgencia. Para evaluar la vulnerabilidad de este acuífero, se consideran las propiedades de la capa superior y la dirección del potencial hidráulico (Vilela, 1970; Auge, 2004).

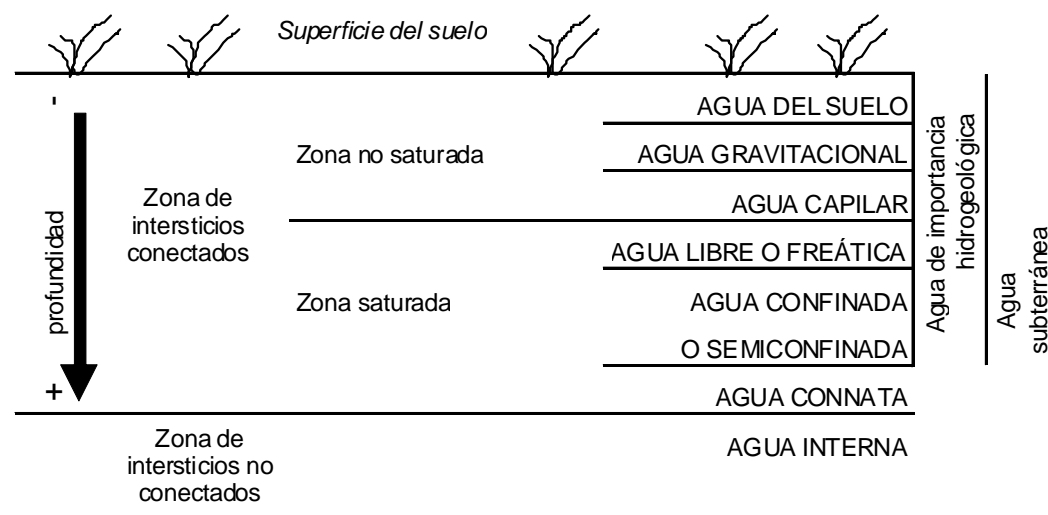


Figura 1. Distribución del agua en el subsuelo
 Elaborado en base a Vilela, 1970 y Chilton y Seiler, 2006

El origen del agua subterránea es principalmente meteórico. Cuando el suelo se encuentra saturado, el agua se elimina por infiltración siguiendo la fuerza de gravedad, hasta que alcanza un estrato del subsuelo que es poco permeable. Los espacios porosos de profundidad se saturan, conformando el agua subterránea. Las entradas de agua al sistema son las precipitaciones, riego, infiltración de cuerpos superficiales de agua y percolación lateral. Las pérdidas de agua de los acuíferos son por evapotranspiración, percolación lateral, descargas en superficie y extracciones por acción del hombre (Vilela, 1970; Chilton y Seiler, 2006).

Mientras infiltra en profundidad, el agua excedente de la zona no saturada (agua gravitacional), incorpora sales solubles disponibles (entre estas los compuestos nitrogenados), que le confieren características químicas al agua subterránea. Además, ante los contaminantes, la zona no saturada actúa como filtro protector del agua subterránea (Aller et al., 1987; Foster et al., 2002; Auge, 2004).

El agua en el acuífero libre presenta dos direcciones de movimiento: vertical y horizontal (Vilela, 1970).

El movimiento vertical hace referencia a los cambios en el nivel freático por efecto de las recargas (precipitaciones, riego, infiltración de cuerpos superficiales de agua y percolación lateral), descargas (evapotranspiración, percolación lateral, descargas en superficie y extracciones por acción del hombre), cambios en la presión atmosférica y temperatura.

El movimiento horizontal o lateral, hace referencia al movimiento del agua en el medio poroso, a favor de un gradiente mayor hacia uno menor. Este movimiento, en medios porosos, se explica a través de la Ley de Darcy, que establece que la velocidad de flujo, varía directamente en relación a la conductividad hidráulica o permeabilidad específica de los materiales acuíferos, y a la pendiente del gradiente hidráulico (Vilela, 1970; Chilton y Seiler, 2006) (Ecuación 1).

Ecuación 1

$$v = -k \times i$$

Donde:

v: velocidad del flujo

k: conductividad hidráulica o permeabilidad efectiva en unidades de distancia/unidades de tiempo

i: gradiente hidráulico o pendiente de la superficie freática

El signo negativo de la Ecuación 1 indica que el agua fluye hacia los niveles más bajos de la superficie freática.

La conductividad hidráulica, resulta de la interacción de cada tipo de material con el fluido, por lo que cada matriz de acuífero, presenta una conductividad hidráulica específica.

B. INTERACCIÓN ENTRE EL ACUÍFERO Y EL AGUA SUPERFICIAL

La interacción del agua superficial con el agua subterránea puede analizarse a nivel regional o local (Winter, 1998 y Varela et al., 1999).

A **nivel regional**, como ejemplo característico del área de estudio, se puede considerar un abanico aluvial, que es una acumulación aluvial formada a partir del cambio de pendiente en el terreno. La dirección del flujo horizontal del agua superficial y subterránea, va desde las zonas más altas de recarga (pedemonte) hacia las bajas de descarga (llanura) (Vilela, 1970):

- Zona de recarga: es el área apical del cono, de mayor altitud respecto al resto, se encuentra próxima a las sierras. Los sedimentos son gruesos. Se caracteriza por no presentar capas confinantes, por lo que el agua infiltrada, alimenta a todo el sistema acuífero. La superficie freática se encuentra profunda. El origen del agua de recarga es diverso, puede ser de precipitaciones, infiltración de cauces superficiales o riego de cultivos.
-

- Zona de conducción: es a partir de la presencia de una capa de baja permeabilidad que otorga propiedades de confinamiento o semiconfinamiento. En esta zona, los acuíferos se diferencian en libre, semiconfinado o confinado. El agua del acuífero libre proviene de recarga fresca y de la percolación lateral de zonas más altas.

El aporte de agua y solutos al acuífero semiconfinado depende del grado de permeabilidad de la capa confinante y el potencial hidráulico respecto al acuífero libre. Puede presentar surgencia.

- Zona de descarga: se presenta en la zona distal del cono. No se presenta capa confinante. La percolación lateral es menor, debido a la baja permeabilidad de los materiales finos, hay aporte constante de agua y la pendiente del terreno es muy baja, por ello el nivel freático asciende por sobre la superficie del terreno, descargando sobre un cuerpo superficial de agua o formando humedales.

En general, la escala regional involucra a todos los sistemas acuíferos: libre, semiconfinado y confinado.

Un estudio de caso con este enfoque, lo realizó García (2005), en la cuenca del río Gastona, en la provincia de Tucumán.

A **escala local**, considerando cortes transversales a los cauces superficiales, en cualquiera de los tres ambientes anteriores, y siempre que el medio sea lo suficientemente permeable, se pueden presentar algunas de las siguientes interacciones (Figura 2) (Winter et al., 1998):

- La superficie freática se encuentra a mayor cota que el nivel del agua del cuerpo superficial, entonces el acuífero libre se comporta como afluente (Figura 2. A). Ej: cuenca inferior del arroyo Tapalquén, provincia de Buenos Aires (Varela et al., 1999).
- El nivel de agua del cuerpo superficial es superior al del acuífero libre y en ese caso el agua subterránea es efluente del cauce (Figura 2. B). Ej: cuenca del río Murray, banco de arcilla, Australia (Lamontagne et al., 2002); cuenca del arroyo El Gato, La Plata, provincia de Buenos Aires (Deluchi et al., 2005).

En este tipo de estudios el agua subterránea involucrada, en general, es la del acuífero libre.

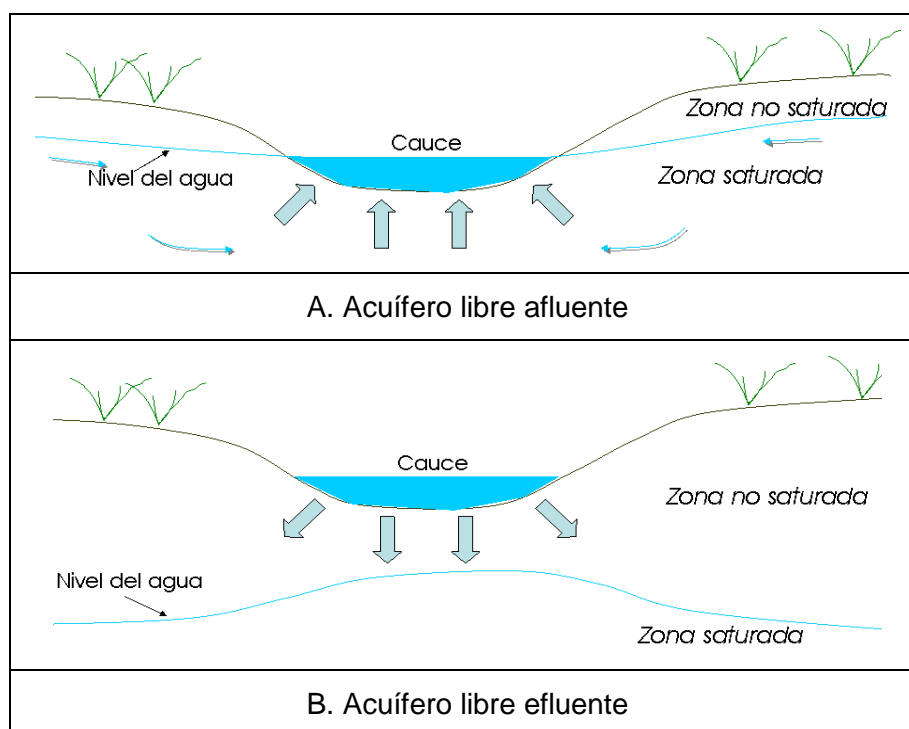


Figura 2. Cortes transversales al cauce y tipos de interacción entre el acuífero libre y el cauce
Elaborado en base a Foster et al., 2006

Las características de interacción local de afluencia y efluencia, pueden presentarse constantes en un mismo cauce, o variar espacial y/o estacionalmente (Vilela, 1970; Burt et al., 2002; Lamontagne et al., 2002; Díaz y Ruiz de Galarreta, 2010). Esta variabilidad depende de las propiedades de la forma del terreno, de la configuración geológica y de la configuración climática. Para comprender correctamente el funcionamiento del sistema, se debe establecer claramente estas relaciones, y definir las propiedades que lo condicionan.

En la interacción del cauce superficial con el sistema acuífero, intervienen no sólo el agua, sino también los solutos disueltos en la misma y las propiedades bioquímicas.

B.1. Factores intervinientes en la interacción local

Desde el punto de vista de la hidrología superficial, la cuenca hidrográfica es la unidad fundamental de estudio y manejo, al igual que para la hidrogeología lo es el sistema acuífero, sin que necesariamente los límites de ambas sean coincidentes. En este sentido, y como un medio para definir la unidad de estudio, cuando el interés es la interacción local entre el cauce superficial y el acuífero, Winter (2001) propone el concepto de paisaje hidrológico (Figura 3).

El paisaje hidrológico comprende una unidad fisiográfica considerada, en las que las propiedades:

- **forma del terreno,**
- **configuración geológica y**
- **configuración climática**

son homogéneas, y caracterizan las relaciones de afluencia-efluencia del sistema hidrológico.

El concepto de paisaje hidrológico se basa en aspectos hidrológicos físicos, suponiendo, que este es un punto central del cual partir, para discutir sobre aspectos de geoquímica y procesos biológicos.

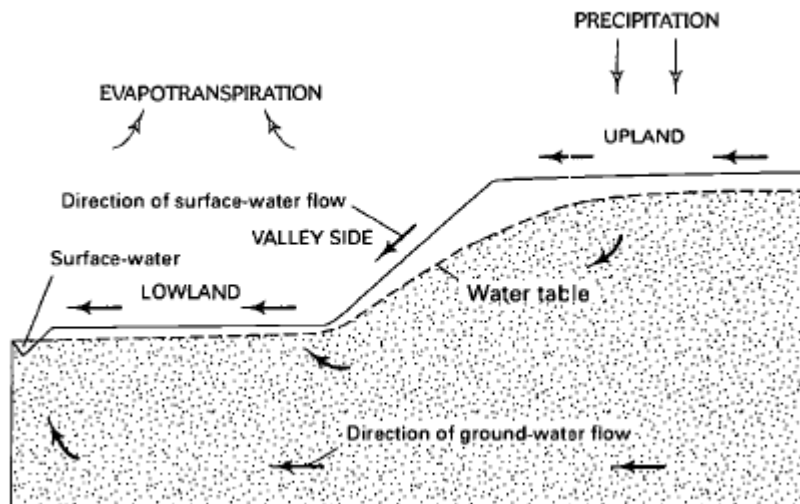


Figura 3. Modelo de paisaje hidrológico y factores que intervienen
Fuente: Winter, 2001

En cuanto a la **forma del terreno**, se reconocen tres zonas: alta, media y baja, que responden a un criterio topográfico y geomorfológico. Las variantes de la forma del terreno pueden estar dadas por el ancho y la pendiente de cada zona.

Por ejemplo, en los ríos angostos, la interacción del agua subterránea y superficial se da principalmente en el cauce, por donde escurre el agua, lo cual no es necesariamente así en los cauces de llanura de inundación ancha, en la que la interacción se podría presentar, por donde escurre el agua y sobre los brazos abandonados, lóbulos de meandros, etc (Winter et al., 1998; Lamontagne et al., 2002). Si además de tener una llanura de inundación angosta, la zona aledaña al cauce es de pendiente pronunciada, el cuerpo superficial difícilmente se comportará como afluente (Burt et al., 2002).

En el trabajo de Ocampo et al. (2006 b), con una pendiente de 6-10°, las diferentes zonas presentan respuestas diferenciales ante la recarga. La superficie freática de la zona baja, cercana al cuerpo de agua superficial, asciende rápidamente ante los eventos individuales de precipitaciones, descendiendo con la misma velocidad. Las zonas altas, tienen una respuesta más lenta a la recarga, pero una vez que ascendió se mantiene por más tiempo. Esta respuesta diferencial se debe a las diferentes profundidades de la superficie freática y a las capacidades de almacenamiento.

La **configuración geológica** le confiere a un acuífero las características de velocidad de flujo y capacidad de almacenamiento.

Dependiendo del grado de consolidación, el agua se almacenará y fluirá entre poros o entre fracturas de roca. Este último tipo de acuífero se descarta en la provincia de Tucumán, dado que Tineo et al. (1998) los caracterizan como poroso intergranular, de unidades aluviales importantes.

La permeabilidad del subsuelo condiciona la tasa de interacción entre el acuífero y el cuerpo superficial. Las formaciones geológicas que tienen alta permeabilidad, aún cuando no presentan un gradiente hidráulico pronunciado, tienen una alta tasa de interacción. Un cauce sobre un material permeable, tiene un caudal estable, tanto porque hay mayor interacción, como porque el acuífero tiene mayor capacidad de almacenamiento (Angier et al., 2005; Winter, 2007).

Aún cuando un cauce es pequeño, el acuífero relacionado puede estar muy desarrollado, por lo que siempre se mantiene una relación de afluencia del agua subterránea (Winter, 2007).

En cuanto a la **configuración climática**, este considera el balance hídrico del paisaje hidrológico, es decir, el reservorio de agua en el sistema, los niveles del agua en el cauce y el acuífero, y por lo tanto las relaciones de afluencia-efluencia, y sus variaciones estacionales.

El paisaje hidrológico se presenta variable en el espacio y en el tiempo. La forma del terreno y la configuración geológica varían inter e intra – cuencas. En cuanto al aspecto climático, además, varía estacionalmente y entre años.

C. EL CICLO DEL NITRÓGENO EN SISTEMAS NATURALES

Los compuestos nitrogenados en general, tienen un ciclo complejo, regulado por la actividad biológica, dependiente de los factores ambientales, lo que hace que

sus formas sean muy variables temporal y espacialmente (Wetzel, 1981; Rivett et al., 2006).

En los sistemas hídricos y el suelo, los compuestos nitrogenados se presentan en forma inorgánica (nitrato, amonio y nitrito) u orgánica (disuelta o particulada) (Wetzel, 1981).

El nitrógeno orgánico, comprende la materia orgánica o desechos del metabolismo de los seres vivos, que por acción de las bacterias heterótrofas, se descompone en amonio (Figura 4).

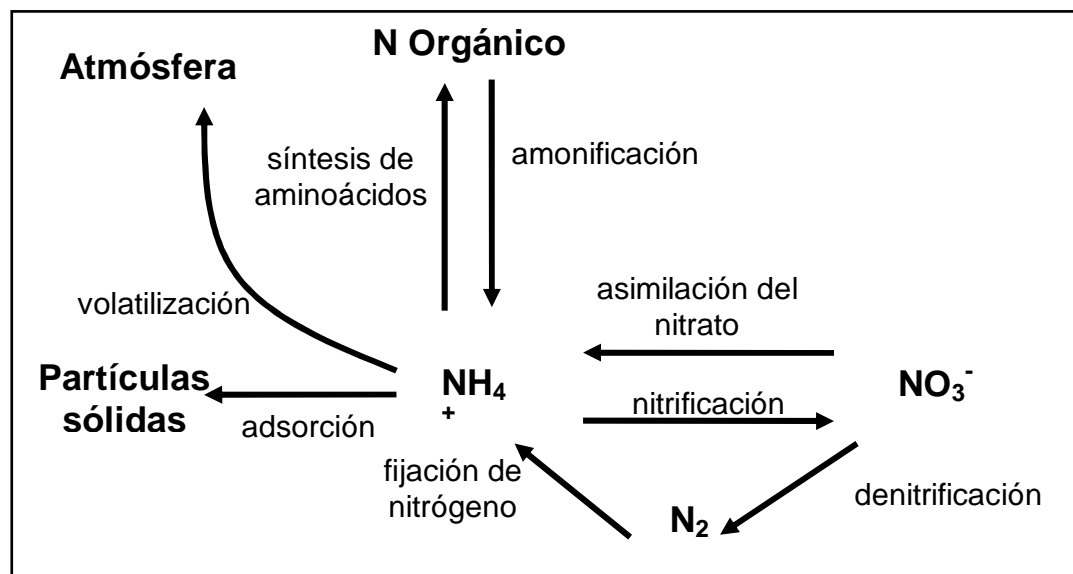


Figura 4. Reacciones bioquímicas simplificadas que influyen en la distribución de los compuestos nitrogenados.

Elaborado en base a Wetzel, 1981 y Rivett et al., 2006

Entre los destinos del amonio se encuentra la volatilización, síntesis de proteínas, adsorción en materia particulada y coloidal o nitrificación. La volatilización ocurre en ambientes de pH alto. Si bien el amonio es una fuente de nitrógeno para la síntesis de proteínas, la mayoría de las plantas se desarrollan mejor utilizando nitrato. La adsorción en sedimentos es preferencial en partículas de arcillas, que limita la movilidad de este compuesto.

La nitrificación es la conversión biológica de los compuestos nitrogenados orgánicos e inorgánicos, a una especie más oxidada. Las bacterias *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*, oxidan de amonio a nitrito y de nitrito a nitrato, respectivamente. La aerobiosis es una de las condiciones ambientales necesarias para la nitrificación, por lo que en ambientes anaeróbicos se acumula el amonio. El nitrato es la forma más estable del nitrógeno en ambientes aeróbicos. En el trabajo de limnología general de Wetzel (1981), se menciona que la nitrificación cesa a potenciales redox inferiores a 400 mV. Sin embargo en ambientes controlados de descomposición de

materia orgánica, la nitrificación se presenta a valores de potencial redox menores que 400 mV (Kishida et al., 2003). La energía liberada en las oxidaciones, se utiliza para reducir el dióxido de carbono a materia orgánica.

La denitrificación, es la reducción del nitrato a nitrógeno molecular por acción de bacterias *Pseudomonas*, *Achromobacter*, *Escherichia*, *Bacillus* y *Micrococcus*. Se lleva a cabo tanto en condiciones aeróbicas como anaeróbicas, pero adquiere gran preponderancia en ambientes anaeróbicos (Bernal et al., 2007). En el trabajo de Cey et al. (1999), en un arroyo canadiense, se observa que la denitrificación se manifiesta en potenciales redox menores a 200 mV. Por otra parte, Thorbourn et al. (2003), comparan las concentraciones de nitrato entre las muestras de pozos de monitoreo que cumplían con las condiciones de denitrificación (potencial redox entre -200 a 665 mV, temperatura entre 0-50 °C, concentraciones de oxígeno disuelto menores a 2 mg/L y de carbono soluble mayor a 2 mg/L), respecto a los que no, sin encontrar diferencias significativas, por lo que se concluía, que el proceso de denitrificación no era influenciante en las concentraciones de nitrato de las aguas consideradas.

Al tratarse de un ciclo regulado por la actividad biológica, las condiciones ambientales tales como pH, temperatura y oxígeno disuelto, tienen alta influencia en el ciclo del nitrógeno y las relaciones de concentración entre las diferentes especies. En aguas ácidas y de bajas temperaturas, la denitrificación y nitrificación son muy lentas (Wetzel, 1981 y Appleyard y Schmoll, 2006).

D. ORIGEN DE LOS COMPUESTOS NITROGENADOS EN EL SISTEMA HIDROLÓGICO RURAL E IMPORTANCIA

El origen de los compuestos nitrogenados, en el suelo y el sistema hidrológico rural, puede ser, natural o antrópico.

El origen natural de estos compuestos, tanto en el suelo como en el agua, está relacionado a la descomposición de la materia orgánica, que puede tener un origen alóctono o autóctono, a la fijación biológica de nitrógeno y a la deposición desde la atmósfera (Thorbourn et al., 2003; Portela et al., 2006; Rivett et al., 2006).

En el subsuelo no saturado, el origen antrópico puede ser, la fertilización química de los cultivos, aplicación de abonos orgánicos, cría intensiva de animales, sistemas de eliminación de excretas sin red cloacal, riego con aguas residuales o descomposición de residuos domiciliarios y agropecuarios. En el agua subterránea, los compuestos nitrogenados, provienen de la recarga desde el subsuelo no

saturado. (Costa et al., 2002; Foster et al., 2002; Zamora, 2003; Thorburn et al., 2003; Rivett et al., 2006; Herrero y Gil, 2008).

En el sistema hidrológico superficial, el origen antrópico de los compuestos nitrogenados, está relacionado a la descarga puntual de efluentes urbanos o industriales con alta carga orgánica, o a fuentes no localizadas, cuyas vías de ingreso puede ser el escurrimiento superficial o subterráneo.

Las fuentes no localizadas presentan una amplia distribución espacial, que individualmente no tienen alto impacto, pero si lo tiene, la sumatoria de los impactos individuales. Estas fuentes, pueden ser las ya señaladas anteriormente: fertilización química de cultivos, cría de animales y sistemas de eliminación de excretas, entre las principales (Ongley, 1997). La vía preferencial de flujo de estos compuestos nitrogenados, contenidos en el subsuelo, es la lixiviación hasta el agua subterránea y de allí, por la relación de afluencia, se descargan en un cuerpo hídrico superficial.

Sin embargo, cabe destacar que la magnitud de esta descarga, responde no solo a factores hidrológicos (relación de afluencia), sino también a factores bioquímicos, tal como se detallo en el apartado anterior. Un proceso ampliamente estudiado en la concentración de compuestos nitrogenados en el agua subterránea, es la denitrificación. Un ejemplo frecuente de este proceso, se presenta en las zonas ribereñas de los cuerpos hídricos superficiales, por lo que en muchos casos, la descarga de compuestos nitrogenados en el cauce superficial, es menor a la esperada (Cey et al., 1999; Ocampo et al., 2006 a).

En los cauces superficiales, aunque el fósforo es el regulador principal de la productividad primaria, los aportes de nitrógeno tienen una importancia capital en el proceso de eutrofización. Este, consiste en el enriquecimiento de nutrientes de los cuerpos superficiales de agua, con consecuencias en la productividad primaria, y por ello, en propiedades físicas y químicas del agua, y de la diversidad y relaciones interespecíficas. Si bien la eutrofización se produce en forma natural, normalmente, las fuentes antrópicas aceleran el proceso (Wetzel, 1981).

Por otra parte, altas concentraciones de nitratos o nitritos en el agua de consumo humano pueden causar metahemoglobinemia, que es un desorden, en el que los nitritos, desplazan al oxígeno en la hemoglobina, y esta pierde la capacidad de transportar oxígeno en el cuerpo. La población más vulnerable son los lactantes, aunque también se consideran en este listado a las embarazadas, personas con hemoglobina anómala, personas con déficits hereditarios de metahemoglobina-reductasa o de NADH, personas con acidez gástrica reducida y personas

inmunodeprimidas (Moya, 2003; Rivett et al., 2006). El Código Alimentario Argentino (Resolución 494/94), fija 45 mg/l de nitrato, como límite máximo admisible en el agua de consumo humano.

Finalmente, en cuanto al origen de los compuestos nitrogenados, se debe mencionar que, con las técnicas de laboratorio frecuentes, se determina la concentración de los mismos, y no el origen (descomposición de la materia orgánica, fertilizantes químicos, excretas, etc). Para esto último, se deben emplear técnicas isotópicas especiales (Thorburn et al., 2003; Portela et al., 2006; Ghiberto et al., 2009).

D.1. Riesgo de contaminación del acuífero libre por compuestos nitrogenados

Del sistema acuífero, son los acuíferos libres los más vulnerables a la contaminación, dado que no presentan una capa poco permeable superior, que atenúe la recarga de contaminantes. En los acuíferos semiconfinados y confinados, la contaminación puede darse a través de capas acuícludas o acuitardas delgadas o discontinuas, mal sellado de pozos de explotación o en la zona de recarga (Foster et al., 2002).

En el estudio del riesgo de contaminación de los acuíferos libres, la zona no saturada, presenta gran importancia dado que (Aller et al., 1987; Auge, 2004):

- *Regula la cantidad de recarga de agua a los acuíferos.* Según la zona no saturada sea más o menos permeable, tendrá mayor o menor capacidad de recargar al sistema acuífero. En cuanto al relieve del terreno, las pendientes pronunciadas, favorecen al escurrimiento superficial más que a la infiltración.
 - *Regula parte de la geoquímica del agua subterránea,* ya que durante la infiltración el agua incorpora sales disueltas de la zona no saturada.
 - *Atenuación de contaminantes.* En este punto intervienen las propiedades físico-químicas, biológicas, profundidad y permeabilidad de la zona no saturada, y topografía del terreno. Las propiedades físico-químicas y microbiológicas condicionan la degradación o adsorción de los contaminantes. Es de especial importancia el suelo, dado que es la porción de la zona no saturada de mayor riqueza en microorganismos y materia orgánica. La profundidad de la zona no saturada es relevante en cuanto, al aumentar de espesor, el agua de
-

infiltración, aumenta el tiempo de contacto con el medio, y los contaminantes tienen mayor oportunidad de atenuarse. Al igual que en el primer ítem, la permeabilidad de la zona no saturada, y la topografía del terreno, condicionan la recarga del acuífero y, por lo tanto, la recarga de contaminantes.

En cuanto a los compuestos nitrogenados, los acuíferos libres presentan un alto riesgo de contaminación, dado que el nitrato, el más estable de los compuestos inorgánicos en ambientes aerobios, es altamente lixiviable desde la zona no saturada. Esta cualidad responde a que los nitratos presentan carga negativa, al igual que las arcillas minerales y la materia orgánica del suelo, por lo que no se adsorben a estas y quedan disueltas en el agua (Auge, 2006). Sin embargo no debe descartarse el estudio del amonio, dado que forma parte de las excretas humanas y animales, y en ambientes saturados, con bajo poder de nitrificación, también puede lixiviarse (Rivvet et al., 2006).

Los nitratos se caracterizan por tener un bajo coeficiente de retardo en relación al flujo de agua, baja degradación química y dado el carácter difuso y continuado en el tiempo, de las principales fuentes de contaminación, son compuestos de alto peligro de impacto en el agua subterránea (Foster et al., 2002).

En relación a la fertilización química nitrogenada, los fertilizantes en el suelo, se hidrolizan a amonio y luego se oxidan a nitrato, que es la forma en la cual la planta incorpora al nutriente. Sin embargo, no siempre la planta toma todo el nitrógeno disponible, por lo que el nitrato residual tiene alto potencial de perderse por lixiviación (Zamora, 2003; Ghiberto et al., 2009). De allí que los estudios de contaminación no localizada por compuestos nitrogenados en áreas rurales, estén orientados a los nitratos y a la interacción del flujo subterráneo con el cauce superficial.

En trabajos de campo y experimentales, se observa que la lixiviación de nitratos se manifiesta cuando ocurre la recarga del perfil del suelo, por efecto de las precipitaciones (Zamora, 2003; Portela et al., 2006; Ocampo et al., 2006 b; Ghiberto et al., 2009).

En el trabajo de Zamora (2003), se observa, que en un suelo cultivado con maíz, mientras aumentan las dosis del fertilizante (0, 100 y 200 kg N ha⁻¹ año⁻¹), aumentan las pérdidas del mismo por lixiviación (38, 119 y 140 kg N ha⁻¹). Sin embargo, la variación no es proporcional.

Capítulo II. ANTECEDENTES

A. ESTUDIOS CON EL ENFOQUE DEL PAISAJE HIDROLÓGICO

Con esta orientación se han planteado numerosos trabajos, tanto para evaluar el impacto de la calidad del agua del acuífero en el cauce superficial, como en sentido inverso (Lamontagne et al., 2003; Ocampo et al., 2006 b; Molenat et al., 2008; Díaz y Ruiz de Galarreta, 2010).

La mayoría de los trabajos publicados bajo este enfoque, plantean parte del estudio de la configuración climática, midiendo los niveles del cauce superficial y del acuífero libre en pozos de monitoreo dispuestos transversalmente a la dirección de flujo preferencial. Las mediciones se realizan a lo largo del tiempo, a fin de observar variaciones en la relación de afluencia-efluencia, según cambios en los períodos secos y húmedos. La distancia y densidad de pozos es variable en cada estudio (Figura 5).

Los trabajos se plantearon en diversos paisajes hidrológicos, y se observa que la relación de afluencia-efluencia es muy variable, tanto en magnitud, dirección y momento, debido a las diferentes combinaciones de los componentes del paisaje hidrológico.

Ocampo et al. (2006 b), estudiaron un paisaje hidrológico en la cuenca del canal Susannah, en Australia, donde se observó que el acuífero recarga al cauce, cuando asciende el nivel, es decir en época de precipitaciones, cesando su influencia en época seca. Se observaron gradientes hidráulicos en el orden de 0,8-1,2 m/m y una conductividad hidráulica de 25 m/día. Las zonas altas del terreno, se comportan como zonas de almacenamiento de agua, aprovisionamiento de recarga y fuente de nitratos desde áreas agrícolas. En las zonas bajas, la concentración de nitratos disminuye, debido a procesos de denitrificación en las riberas del canal.

Un comportamiento similar se observó en la cuenca Kervidy (Molenat et al., 2002; Molenat et al., 2008), en Francia, cuya pendiente era de menor grado que la de la cuenca anterior (Figura 5) y conductividad hidráulica entre 0,3-1,7 m/día.

En la cuenca del río Murray, en Australia (Lamontagne et al., 2002), se observó una pendiente aproximada a las de las cuencas del Susannah y Kervidy. Sin embargo, este paisaje se caracterizó por presentar un gradiente hidráulico igual a 0 entre el acuífero libre y el cauce superficial, a excepción de inundaciones puntuales, en que el cauce se comportaba como afluente al acuífero. La falta de detección de un gradiente hidráulico se debió a que los pozos de observación se

ubicaron sobre un banco de arena de la cuenca. La alta conductividad hidráulica del lugar, rápidamente equilibra los gradientes hidráulicos que podrían generarse.

En otra sección de la misma cuenca del río Murray, a una distancia de observación similar a la de la sección del banco de arena, se observó que el cauce siempre se encuentra por encima del nivel del acuífero (en promedio 1 m por debajo), debido a que estos pozos de observación se instalaron sobre un banco de arcilla.

Es decir, la dirección, grado y momento de interacción del acuífero libre y el cauce superficial es variable según el tipo de paisaje hidrológico, que varía no sólo entre cuencas, sino también dentro de estas (Angier et al., 2005).

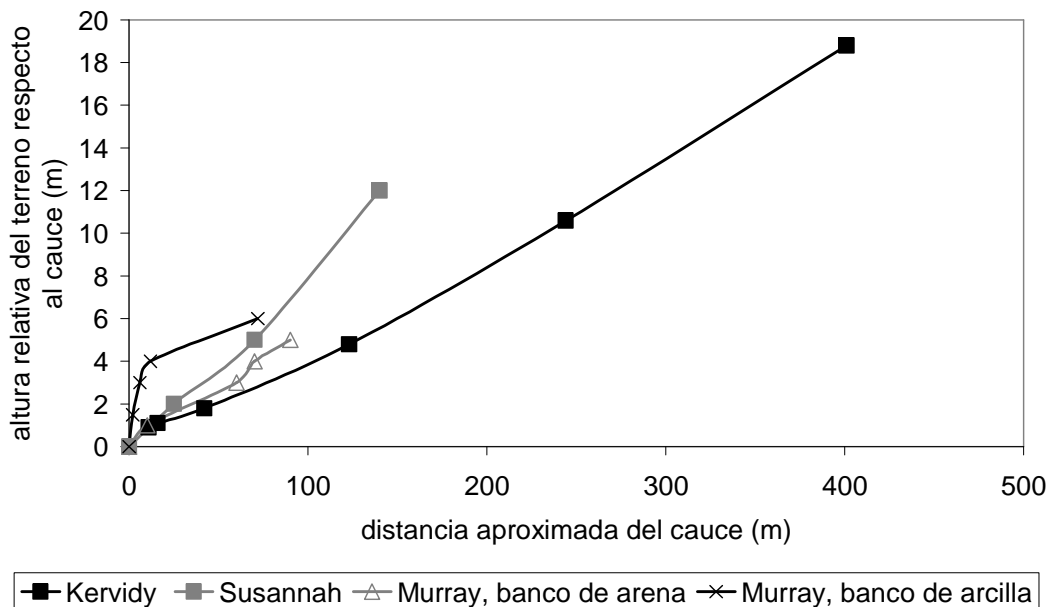


Figura 5. Ejemplos de disposición de pozos de monitoreo (cada punto es un pozo de monitoreo), en trabajos con el enfoque del paisaje hidrológico

A nivel nacional, bajo esta mismo enfoque, se citan los trabajos de Varela et al. (1999), Deluchi et al. (2005) y Díaz y Ruiz de Galarreta (2010), quienes desarrollaron su trabajo en terrenos de llanura, con suaves ondulaciones.

Por otra parte, a diferencia de los trabajos anteriores, donde los pozos de monitoreo se ubicaron en línea (Figura 5), en el trabajo de Burt et al. (2002), se colocaron en cuadrícula, tres líneas de cuatro pozos, con una distancia de 10m. Esta disposición de pozos de monitoreo, se repitió en diferentes cuencas de Europa.

B. LIXIVIACIÓN DE COMPUESTOS NITROGENADOS EN EL CULTIVO DE CAÑA DE AZÚCAR

En ensayos realizados en las condiciones ambientales, y siguiendo las prácticas culturales de Brasil, donde se emplea dosis única de fertilizante, similares a las aplicadas en la provincia de Tucumán, se observaron pérdidas de N inorgánico por debajo de la zona radicular del cultivo, en diferentes ciclos del mismo, y en diferentes tipos de suelos (de Oliveira et al., 2002; Fernandes, 2008; Ghiberto et al., 2009; Ghiberto, 2009). En estos trabajos se confirma que el principal compuesto lixiviado, es el nitrato.

En el trabajo de Muchovej et al. (2004), realizado en las condiciones de cultivo de Florida - Estados Unidos, se observan dos aspectos a tener en cuenta: el volumen lixiviado de N aumenta cuando aumenta la dosis de fertilizante, y los efectos de la lixiviación por fertilización, se observan al corto tiempo de aplicación.

Los volúmenes de N lixiviado que informan estos trabajos son variables, y ello depende en parte del diseño del trabajo, del estadio del cultivo, de la dosis empleada, del tipo de suelo y la sincronización entre la disponibilidad del nutriente, la absorción de la planta, y el flujo de agua necesario para transportar los solutos hacia el acuífero (Ghiberto et al., 2009).

Los trabajos citados anteriormente evalúan la lixiviación en las proximidades de la zona radicular, sin embargo para que la recarga de compuestos nitrogenados en el acuífero sea real, se debe observar además, las propiedades de toda la zona no saturada (Aller et al., 1987; Foster et al., 2002).

C. IMPACTO DE LA FERTILIZACIÓN NITROGENADA DE CAÑA DE AZÚCAR EN LA CALIDAD DEL AGUA

En las áreas cañeras de Estados Unidos (Southwick et al., 2002; Muchovej et al., 2004 y Yu et al., 2008) y Australia (Thorburn et al., 2003; Rasiah et al., 2003 y Thorburn, 2004) se realizaron trabajos de evaluación del impacto de la fertilización nitrogenada en caña de azúcar, en la calidad del agua superficial y subterránea.

Cabe destacar, que en todos los casos, el cultivo de caña es el principal cultivo del área de estudio, pero no es la única fuente de compuestos nitrogenados.

Southwick et al. (2002), evaluaron la concentración de nitratos en cursos superficiales, pertenecientes al estuario del golfo de Louisiana. Según las concentraciones de N encontradas en los muestreos periódicos durante los años 1991 a 1998, los cuerpos de agua no presentan características de eutrofización.

También en cursos superficiales, Yu et al. (2008), no encuentran diferencias significativas, entre las concentraciones de N inorgánico de cursos de agua con actividad cañera (en los que se fertilizó con 135 kg de N/ha), de aquellos que no presentan actividad agrícola ni ganadera. Sin embargo, el estudio de N isotópico, indica la presencia de N proveniente de fertilizantes.

En el ensayo realizado por Muchovej et al. (2004), se observa que, aunque las concentraciones de N inorgánico son bajas (0,1-28,4 mg/L de N-nitrato), las mismas presentan un aumento luego de las fertilizaciones, siendo el nitrato la especie preponderante respecto al amonio.

Por otra parte, en el trabajo de Thorburn et al. (2003), realizado al NE de Australia, en pozos de monitoreo del agua subterránea, de profundidades entre 0,5-25 m, se encuentra que el 3% de los pozos presentan alta concentración de nitratos (> a 50 mg/L), el 11% concentración media (20 mg/L-50 mg/L) y el 86% restante concentración baja (<20 mg/L). El estudio del isótopo de N, en las muestras que presentaban concentraciones mayores a 20 mg/L de nitrato, establece que el origen del mismo, en el 49% de los casos, es proveniente de los fertilizantes. Cabe destacar que en esta región la dosis utilizada de fertilizante es de 160 -200 kg de N/ha (Thorburn, 2004).

En un área más localizada de Australia, que la considerada anteriormente, Rasiah et al. (2003) evaluaron la concentración de nitrato en pozos de monitoreo del acuífero libre. Siguiendo el criterio propuesto por Thorburn et al. (2003), las concentraciones de N-nitrato encontradas son bajas. Los suelos de esta región se clasifican como ferrosoles, con una alta capacidad de retención de los nitratos.

Rasiah et al. (2005), estudian las variaciones espaciales y temporales (interanual y estacionalmente) de los nitratos en el agua subterránea de una cuenca australiana (cuenca del río Johnstone) donde una de las principales actividades es el cultivo de caña. Los autores observan, que las variaciones de concentraciones de nitratos, se correlacionan con los cambios en el nivel freático, por lo que suponen, que la fuente de los mismos es el contenido en el subsuelo no saturado. A la vez que, a través de correlaciones, establecen la conexión de recarga entre las zonas más altas de la cuenca hacia las zonas más bajas.

Finalmente, aunque no se pudo acceder al trabajo, en una revisión que realiza Thorburn (2004) en relación a la fertilización nitrogenada en caña de azúcar, se menciona el trabajo de Bramley y Roth (2002), en el que se correlaciona

positivamente la concentración de N en cursos de agua del norte de Queensland y el área de producción cañera en las cuencas correspondientes ($R^2_{\text{ajus}}=0,78$).

D. CALIDAD DEL AGUA EN ÁREAS CAÑERAS DE TUCUMÁN

Los estudios del acuífero libre no se profundizaron en la provincia, dado que se encuentra muy poco aprovechado. El aprovisionamiento de agua se realiza extrayendo el recurso desde los acuíferos más profundos, que garantizan una mejor calidad, por lo que, en cuanto a los recursos hídricos subterráneos, los acuíferos semiconfinados o confinados presentan un estado de investigación más avanzado (García, 2005).

Algunos trabajos sobre el acuífero libre, se abordaron desde la importancia que tiene en la salinización de los suelos (Puchulu, 2010), y su efecto en la productividad de los cultivos (Fogliata et al, 1963).

En cuanto a estudios en los que se consideraron los compuestos nitrogenados, cabe citar los trabajos de Nicolli et al (2000) y García (2002).

En el trabajo de Nicolli et al (2000), se realizó una campaña de muestreo en toda la llanura tucumana deprimida, donde entre los principales cultivos, se encuentra la caña de azúcar. Los pozos de los que se tomaron las muestras eran pozos cavados o hincados, por lo que no se puede especificar la profundidad a la que corresponde la mezcla de agua. El pH promedio obtenido fue de 7,51 con un rango de 6,28 y 8,72. En cuanto al potencial redox, presentó valores positivos entre el rango de 163-445 mV, con una media de 289 mV y una mediana de 286 mV. Los valores de nitratos, variaron entre 0,60 mg/L N-NO₃⁻ y 20 mg/L N-NO₃⁻, con una media de 4,65 mg/L N-NO₃⁻. No se evaluó la concentración de amonio. Siguiendo la clasificación de Thorburn et al. (2003), las concentraciones mínimas y máximas de nitratos, corresponden a valores bajos y altos, respectivamente.

El trabajo de García (2002), investiga la porción este de la llanura tucumana deprimida, por lo que el área de estudio actual, no se encuentra comprendida. Este trabajo focaliza su investigación en la calidad de agua de los acuíferos confinados y semiconfinados, y las concentraciones de nitratos determinadas, son bajas o medias.

Las concentraciones de nitratos son más elevadas en los acuíferos libres, que en los semiconfinados o confinados (Nicolli y otros, 2000; García, 2002), evidenciando un proceso de atenuación y de diferencias de vulnerabilidad.

En cuanto a los cursos superficiales, aunque si bien no corresponde a un área cañera, se cuenta con observaciones de calidad de agua sobre el río Pueblo Viejo (Hidroeléctrica Tucumán SA y Medio Consultora Evaluaciones y Servicios Ambientales, 2008; Hidroeléctrica Tucumán SA, 2009), para las fechas de Noviembre y Diciembre de 2008, y Mayo de 2009. El sitio de muestreo corresponde a una zona más alta de la cuenca, aguas abajo de la central hidroeléctrica “Pueblo Viejo”, y por lo tanto con menor impacto antrópico que el arroyo El Tejar. En las tres fechas de muestreo, la conductividad eléctrica presentó valores de 0,11 mS/cm (nov-2008), 0,10 (dic- 2008) y 0,12 (may- 2009). Mientras que el nitrato presentó las siguientes concentraciones: 0,05 mg/L N-NO₃⁻ (nov-2008), 0,27 mg/L N-NO₃⁻ (dic-2008) y 0,16 mg/L N-NO₃⁻ (may-2009).

En líneas generales, la información de calidad de agua superficial relevada en el trabajo de Nicolli et al. (2002), arroja valores de nitratos entre 0,052 a 7 mg/L N-NO₃⁻. Cabe destacar que en este rango de concentraciones, se incluyen cauces altamente contaminados de toda la provincia.

Capítulo III. OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

- Evaluar la interacción del flujo hidrológico y de los compuestos nitrogenados entre el arroyo El Tejar y el acuífero libre - departamento Monteros, Tucumán.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Establecer bases y pautas para el estudio de la interacción entre el cauce superficial y el acuífero asociado.
 - Realizar un modelo conceptual de la interacción del flujo hidrológico y los compuestos nitrogenados entre el acuífero libre y el arroyo El Tejar en una sección rural, durante el ciclo Noviembre 2008- Mayo 2009.
-

Capítulo IV. DESCRIPCIÓN GENERAL DEL ÁREA DE ESTUDIO Y METODOLOGÍA

A. DESCRIPCIÓN GENERAL DEL ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio, se ubica en un ambiente rural del departamento Monteros, provincia de Tucumán, en la porción media del arroyo El Tejar (Figura 6). Este arroyo nace en la llanura deprimida tucumana, ingresa canalizado a la ciudad de Monteros y desagua en el río Romano, que forma parte de la cuenca del río Balderrama, uno de los cauces que aportan al río Salí.

Desde el punto de vista fisiográfico, el área de estudio se ubica en la llanura tucumana, sin embargo, considerando que los límites hidrogeológicos son más amplios que los hidrográficos, se considera relevante los aportes de agua y solutos desde el pedemonte de las sierras Centrales.

En el área elegida, se ubican las comunas rurales de Capitán Cáceres y El Cercado.

El principal cultivo es el de caña de azúcar, relacionado a sistemas productivos de nivel tecnológico bajo (Sopena y Logarzo, 2008). Además, se presentan: cría de animales para consumo familiar, cultivo de citrus, en la zona pedemontana, de recarga regional del acuífero, y el cultivo de arándanos, recientemente instalado en la zona de llanura.

El acceso se realiza a través de la RP N°325, de dirección oeste-este, a la que se puede llegar, desde el este por la RN N° 38, y desde el oeste por la RP N°324 (Figura 6).

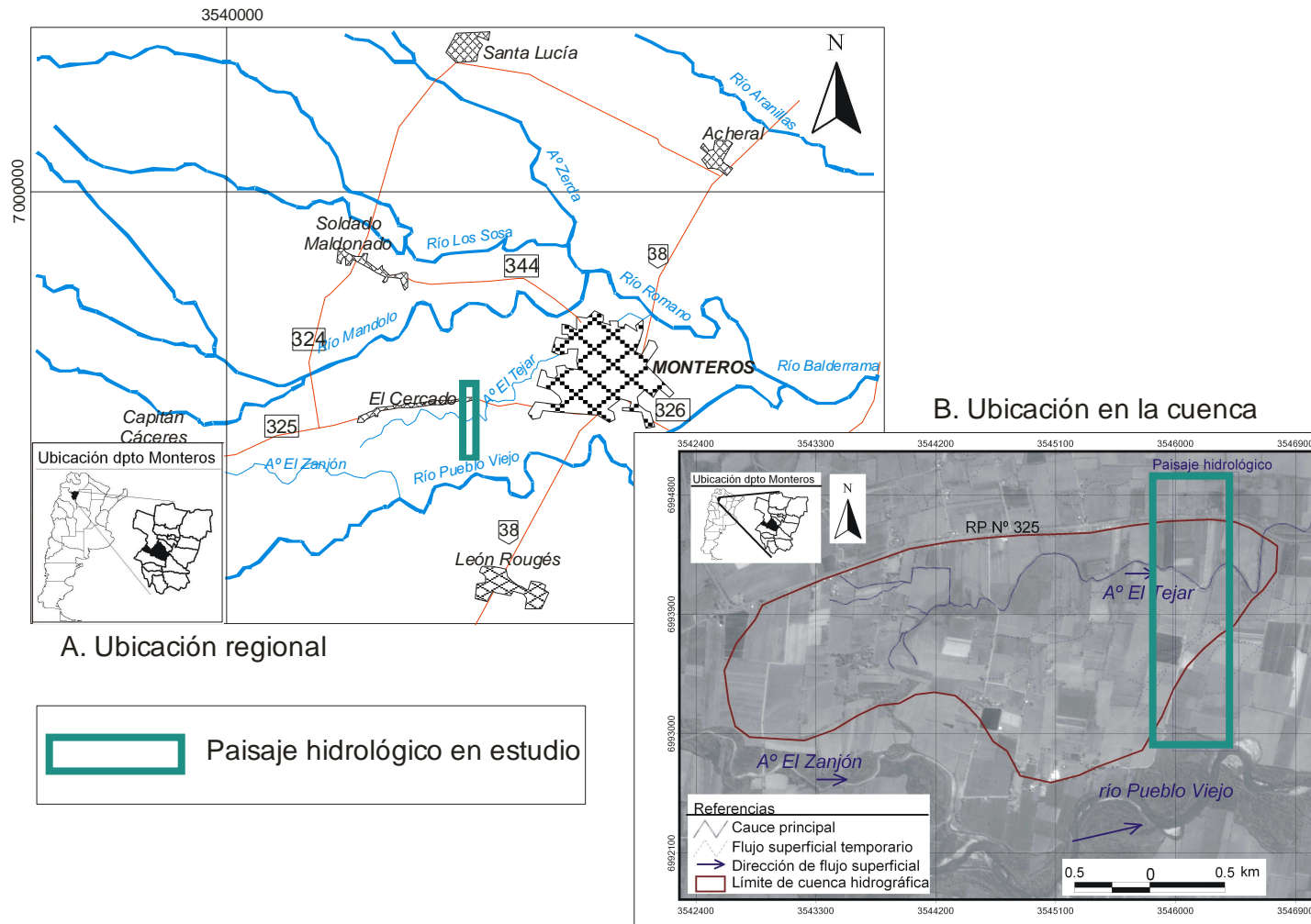


Figura 6. Ubicación del paisaje hidrológico en estudio

B. METODOLOGÍA

B.1. Paisaje hidrológico

Como se describió en el capítulo de Marco Teórico, la interacción hidrológica entre el acuífero libre y el cuerpo superficial, es variable espacial y temporalmente en una misma cuenca. En este trabajo, siguiendo el concepto de paisaje hidrológico (Winter, 2001), se estudió la interacción entre estos dos ambientes en un perfil transversal de la cuenca media del arroyo El Tejar (Figura 6), durante Noviembre 2008- Mayo 2009.

El aspecto **forma del terreno** se estudió mediante recorridas a campo, interpretación de fotografías aéreas e imágenes satelitales, y nivelación topográfica (Tabla 1).

A través de diferentes técnicas (Tabla 1), en el aspecto **configuración geológica**, se definieron las capas del subsuelo (espesor y características de la formación geológica) y los parámetros hidráulicos formacionales, de la porción superior del acuífero libre (granulometría, conductividad hidráulica y resistencia transversal).

La identificación y caracterización de las capas del subsuelo se realizó mediante sondeos eléctricos verticales (SEV) (más detalle en Anexo 1). Los electrodos se ubicaron según el dispositivo de Schlumberger (Orellana, 1982), con distancias AB iguales a 2, 4, 8, 14, 20, 30, 40 y 60 m. En algunos casos se trabajó con un máximo de igual a 400 m de distancia. Los SEV se realizaron en diferentes puntos de la cuenca, procurando reflejar los cambios transversales y longitudinales que se presentan en el subsuelo. Los SEVs que corresponden al paisaje hidrológico en estudio, se numeraron del 1-13, conformando un perfil denominado PSEV2 (Figura 9). Con el propósito de fortalecer los resultados obtenidos en el PSEV 2, SEVs realizados más cercanos a las sierras, se interpretaron y agruparon como un PSEV 1.

La resistividad obtenida en campo (resistividad aparente), se interpretó cualitativamente, clasificando las curvas de resistividad aparente vs AB/2, según se asemejen a las curvas tipo Q, A, K o H (Figura 7) (Orellana, 1982). Para la interpretación, se consideró una apertura máxima de AB/2 igual a 30 m.

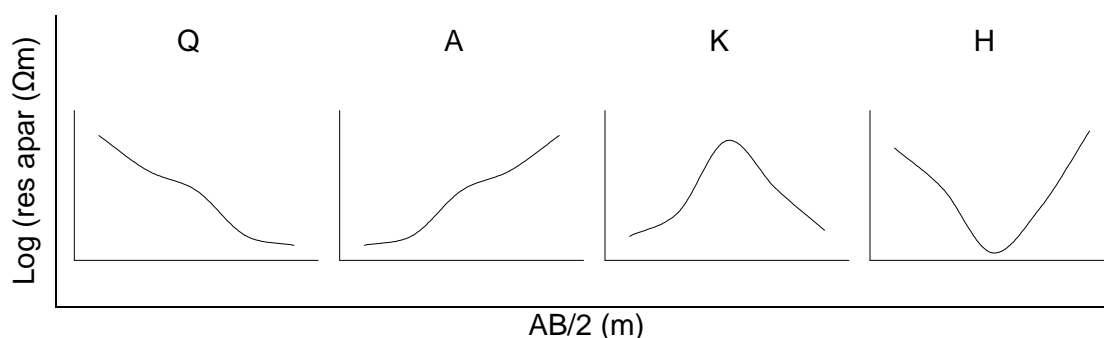


Figura 7. Curvas tipo de resistividad aparente vs AB/2
Elaborado en base a Sanchez, 2004

Con el apoyo de la descripción litológica de pozos profundos existentes, la interpretación cuantitativa de la resistividad aparente, se realizó a través del programa computacional IPI2win versión 2.0 (Bobachev et al., 2001), obteniendo de ello, la resistividad real y el espesor de cada capa detectada del subsuelo (corte geoelectrico de cada SEV). Con los cortes geoelectricos individuales, se construyeron dos perfiles geoelectricos, sobre los PSEV1 y PSEV2.

En cuanto a los parámetros hidráulicos del acuífero libre, se caracterizó la granulometría del subsuelo y se estimó la conductividad hidráulica y la resistencia transversal.

El análisis granulométrico consistió en tomar muestras del subsuelo a diferentes profundidades hasta los 3,50 m de profundidad (más detalle en Anexo 1), en diferentes sitios del paisaje hidrológico (pozos 5, 7, 8, 9 y 10, y sitios intermedios denominados 7a y 10a en la Figura 9). Las muestras se secaron y pasaron, secuencialmente, a través de tamices de diámetros de 4; 2; 1; 0,5; 0,25; 0,125 y menor a 0,064 mm. Se pesó el volumen retenido en cada tamiz. La interpretación de los resultados, permite conocer la composición mayoritaria del tamaño de grano de la muestra, el coeficiente de uniformidad y el tamaño efectivo de la misma (Tabla 1) (Custodio y Llamas, 1983; García, 2005).

El análisis granulométrico, permitió además, obtener las curvas de porcentaje del peso de las fracciones de clases texturales, que se compararon con las curvas estándar de Breddin, para las cuales está valorada la permeabilidad, permitiendo estimar, en orden de magnitud, la conductividad hidráulica de los sedimentos (Custodio y Llamas, 1983; García, 2005).

Con mayor representatividad, la conductividad hidráulica también se estimó mediante ensayos puntuales de campo (más detalle en Anexo 1). Se siguió el método de Gilg- Gavard a nivel variable, empleando pozos que exploran

parcialmente el acuífero (Custodio y Llamas, 1983; Sanchez, 2008). Estos ensayos se realizaron en los pozos 5, 7, 8, 9 y 10 del paisaje hidrológico (Figura 9).

Con la información obtenida de los SEVs, se calculó la resistencia transversal, multiplicando la resistividad de una capa y el espesor correspondiente (Sosa et al., 1999; Sanchez, 2004). A igual espesor de la capa, los valores más altos de resistencia transversal, están relacionados con valores más altos de permeabilidad. Se obtuvo la resistencia transversal de los primeros 10 m, de la zona saturada del subsuelo.

A diferencia de los anteriores, el factor **configuración climática** varía a lo largo del ciclo hidrológico anual, por lo que requiere una caracterización temporal. Se tomaron en cuenta:

- Balance hídrico (precipitaciones y evapotranspiración potencial) del ciclo en estudio (Julio 2008 - Junio 2009), con datos tomados de la Estación Famaillá (Sección Agrometeorología INTA Famailla, 2010).
- Relación entre las precipitaciones y el nivel estático del acuífero libre.
- Interacción del acuífero libre con el cauce superficial.

Las variaciones del nivel estático en el paisaje hidrológico, se registraron en pozos piezométricos identificados como 5, 6, 7, 8, 9, 10 y 11 en la Figura 9. Además, a fin de fortalecer los resultados obtenidos de estos pozos, se registró el nivel en pozos piezométricos de zonas más altas de la cuenca (pozos 1, 2, 3 y 4 en Figura 9).

Los pozos 4 y 11, son construcciones previas al estudio, realizadas para el aprovisionamiento de agua de bebida y limpieza de hogares, de diámetro 1,2 m, sin tapa, revestidos con ladrillos, en toda la profundidad. El resto de los pozos se hicieron con una pala barreno, hasta alcanzar el nivel freático, con profundidades entre 1,7-3,0 m. Cada pozo se entubó con un caño de PVC, ranurado en la parte inferior, de contacto con el acuífero libre.

El pozo 6 presentó problemas de desmoronamiento, lo que ocasionó que se deba construir un pozo alternativo de numeración 7. Estos pozos, presentan series incompletas de mediciones piezométricas y de calidad de agua.

Las variaciones del nivel estático se midieron manualmente, durante el 5/11/2008 y el 4/6/2009, procurando reflejar la variabilidad estacional del ciclo hidrológico considerado.

Las bocas de pozos y los puntos del cauce más cercanos se acotaron con un GPS geodésico y nivelación trigonométrica.

A fin de evaluar el movimiento del acuífero libre en general, y la interacción del acuífero libre y el arroyo, se estableció, siguiendo la ley de Darcy, el gradiente hidráulico entre los pozos (Kalbus et al., 2006).

Tabla 1. Resumen de metodologías aplicadas y resultados obtenidos en el paisaje hidrológico en estudio

Aspecto	Metodología	Resultados obtenidos
Forma del terreno	Interpretación de fotografías aéreas e imágenes satelitales. Reconocimiento a campo.	Geomorfología de la cuenca. Aspectos hidrográficos de detalle.
	Nivelación topográfica.	Topografía de la sección en estudio.
Configuración geológica	Descripción litológica de pozos profundos existentes. Sondeos eléctricos verticales (SEV).	Cortes geoelectricos y geológicos de los SEVs y de los PSEV1 y PSEV2.
	Ensayos granulométricos a diferentes profundidades del subsuelo.	Composición mayoritaria del tamaño de grano de la muestra. Coeficiente de uniformidad. Tamaño efectivo.
	Comparación de la conductividad hidráulica de las curvas de Breddin respecto a las curvas granulométricas de campo. Ensayos puntuales de permeabilidad en pozos de monitoreo.	Conductividad hidráulica.
	Interpretación de prospección geoelectrica.	Resistencia transversal.
Configuración climática	Interpretación del balance hídrico durante Noviembre 2008- Mayo 2009 Monitoreo del nivel del acuífero libre en pozos piezométricos ubicados en la sección de estudio durante Noviembre 2008- Mayo 2009.	Modelo de recarga y descarga del acuífero libre a lo largo del ciclo estudiado.
	Interpretación espacial del monitoreo del nivel del acuífero libre en pozos piezométricos ubicados en la sección de estudio durante noviembre 2008- mayo 2009.	Relación de afluencia – afluencia entre el cauce y el acuífero libre.

B.2. Interacción de compuestos nitrogenados entre el acuífero libre y el arroyo El Tejar

El estudio de este apartado, se realizó mediante análisis químicos a muestras de agua tomadas periódicamente del cuerpo superficial y de los pozos de

monitoreo, durante el inicio, mediados y fin del ciclo húmedo Noviembre 2008-Mayo 2009 (Figura 8).

Las muestras se tomaron de los pozos 5, 6, 7, 9 y 10 con una bomba sumergible y en un sitio del arroyo (Figura 9). En cuanto a los pozos 6 y 7, y debido a problemas de desmoronamiento, las muestras de las fechas 1, 2 y 3, se tomaron del pozo 6, y para las fechas 4, 5 y 6 del pozo 7.

Las variables analizadas fueron pH (por potenciometría), conductividad eléctrica (CE) (por conductimetría), potencial redox (ORP) (por potenciometría), amonio (técnica espectrofotométrica de Nessler con destilación; AOAC International, 1997) y nitratos con muestra filtrada (técnica espectrofotométrica del salicilato de sodio; Rodier, 1990).

De las cinco variables consideradas, la conductividad eléctrica y el ORP fueron medidas en campo. Las otras variables se analizaron en el laboratorio de Suelo y Agua de la Estación Experimental Agropecuaria Famaillá de INTA.

Los muestreos se llevaron a cabo en las fechas 12/11/2008 (fecha 1), 26/11/2008 (fecha 2), 18/12/2008 (fecha 3), 12/03/2009 (fecha 4), 15/4/2009 (fecha 5) y 20/05/2009 (fecha 6) (Figura 8).

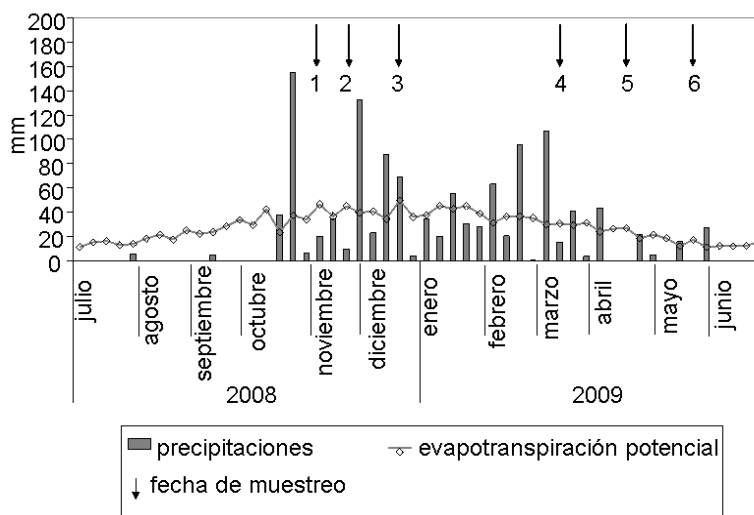


Figura 8. Fechas de muestreo de agua durante el ciclo hidrológico considerado

Previo al muestreo, los pozos se purgaron con una bomba eléctrica sumergible (Foster y Caminero Gomes, 1989; Thorburn et al., 2003).

El análisis químico de las muestras, se llevó a cabo durante los dos días siguientes a la toma de las mismas, conservándolas a 4°C.

Los valores obtenidos se analizaron a través de estadística descriptiva, análisis de correlación, regresión lineal y multivariadas (análisis de componentes principales), procurando reflejar los cambios espaciales y temporales.

Entre los parámetros de estadística descriptiva, además de la media (MED), se tiene en cuenta al desvío estándar (DE) y coeficiente de variación (CV). Bajos valores de estos estadísticos, entre las fechas de muestreo para un mismo pozo, indican una recarga de bajo contenido de solutos o procesos de amortiguamiento de los valores, altos cambios estacionales, indican una fuente de recarga concentrada o bajo poder de amortiguamiento.

Se considera que cada sitio de muestreo representa diferentes ambientes dentro del paisaje hidrológico, lo que significa procesos diferentes.

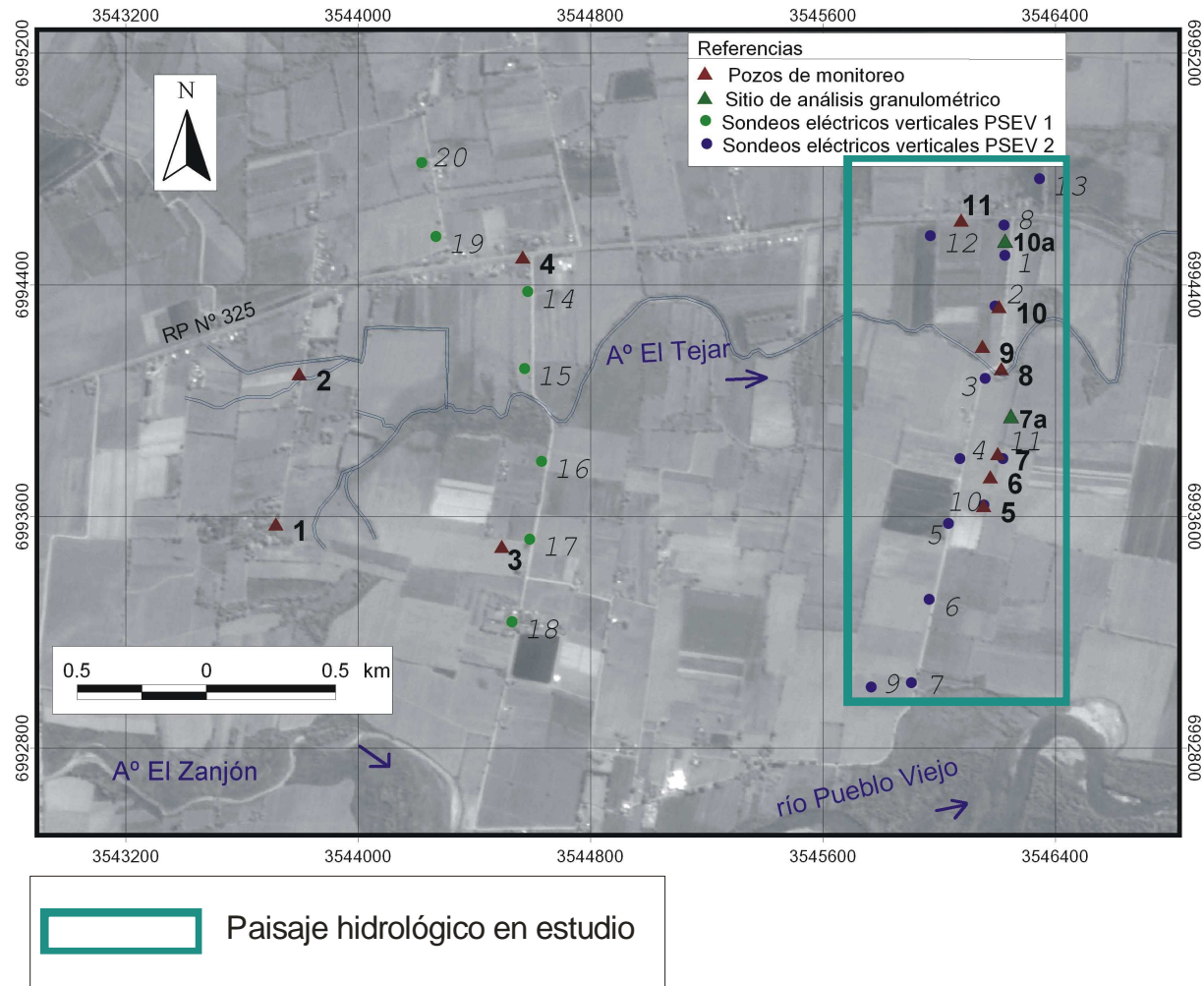


Figura 9. Ubicación de pozos de monitoreo y sondeos eléctricos verticales

Capítulo V. ASPECTOS HIDROLÓGICOS REGIONALES

A. FISIOGRAFÍA

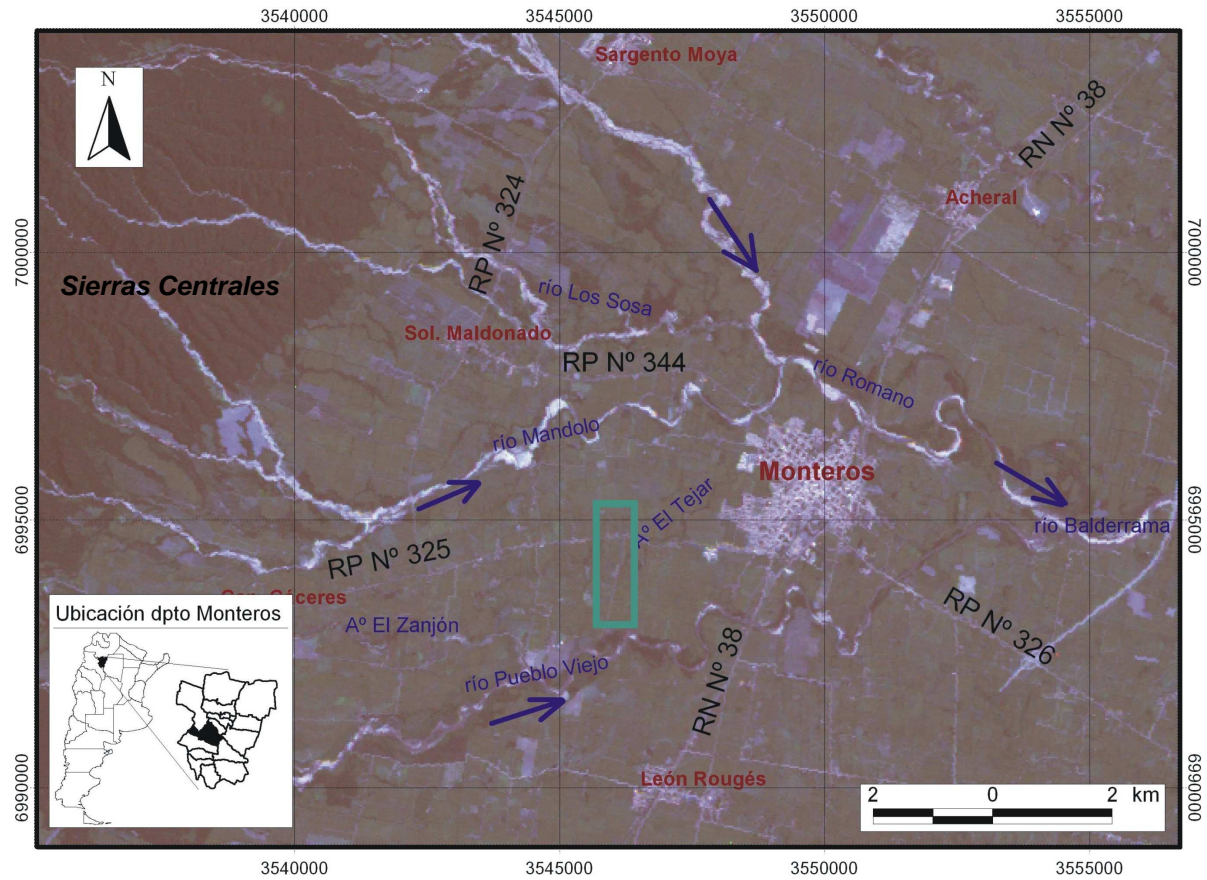
A nivel regional, el área de estudio comprende, al oeste las sierras Centrales y del Aconquija, de orientación NE-SO (Alderete, 1998), hacia el este de las sierras se desarrolla un pedemonte, que se extiende hasta los 400 msnm (Zuccardi y Fadda, 1985), cota a partir de la cual se identifica la llanura deprimida. La pendiente general del área es de orientación oeste - este (Figura 10).

Las sierras Centrales son un cordón ubicado paralelamente al este de las sierras del Aconquija y no superan los 3200 msnm y se conforman, entre otros, por los cerros Ñuñorco Grande (3273 msnm) y Ñuñorco Chico (2746 msnm) (Alderete, 1998).

La cuenca hidrográfica del arroyo El Tejar se ubica en una porción de la llanura deprimida. Sin embargo, desde el punto de vista hidrogeológico, los límites de los acuíferos son más extensos, y la recarga se realiza desde el pedemonte (Figura 10).

Éste, se conforma por depósitos cuaternarios del tipo abanicos aluviales, disectados por los cauces de agua que descienden desde las sierras. Tienen pendientes entre 1-5%, perdiendo intensidad hacia el este (Zuccardi y Fadda, 1985).

El área de llanura deprimida presenta pendientes menores al 0,5% y constituye una planicie aluvial de suaves ondulaciones y débiles depresiones. Se caracteriza por la presencia de un acuífero libre a escasa profundidad, que aumenta el contenido salino hacia el este (Zuccardi y Fadda, 1985).




 Paisaje hidrológico en estudio

Figura 10. Ubicación regional del área de estudio

B. GEOLOGÍA

Las sierras Centrales y del Aconquija se conforman en mayor parte por rocas metamórficas con inyecciones magmáticas ácidas. La litología de las rocas metamórficas típicas se define como esquistos cuarzo-biotíticos (Tabla 2).

Adosados al cordón montañoso, se presentan depósitos del Cretácico superior, Subgrupo Pirgua. La litología de esta formación son areniscas finas a medianas, areniscas conglomerádicas a conglomerados rojizos e intercalaciones arcilíticas y limilíticas rojiza (de la Vega, 1982).

Sobre el basamento o depósitos del cretácico, también adosado al cordón montañoso, se asienta el Terciario, correspondiente al Grupo Aconquija (de la Vega, 1982).

Las capas del Precámbrico-Paleozoico inferior, Cretácico y Terciario inferior-medio, carecen de importancia desde el punto de vista hidrogeológico. Los sistemas acuíferos más importantes se desarrollan desde el Plioceno (Terciario superior) al Cuaternario. Estos depósitos se asientan sobre el pedemonte y la llanura.

En el Cuaternario se definen cuatro secuencias: sedimentos aterrazados que se conectan directamente con el basamento y con el Cretácico (Q_3); el relleno de piedemonte y llanura (Q_2); áreas de inundación subactual (Q_1) y aluvión de los cauces actuales (Q_0) (Tabla 2). La secuencia Q_2 es la de mayor extensión y está compuesta por gravas, arenas, limos y arcillas, con predominio de los materiales más finos en superficie (de la Vega, 1982).

En un corte de dirección O-E sobre la llanura tucumana, de la Vega (1982) describe cinco zonas en profundidad. La zona más superficial ó zona 1, está compuesta de material grueso que disminuye de espesor y granulometría hacia el este de la provincia. Esta zona contiene a los acuíferos libres y las profundidades no son mayores a 20 m.

La zona 2, siguiente en profundidad, está compuesta de material limo-arcilloso con intercalaciones arenosas, que conforman los acuíferos semiconfinados. Desde el pedemonte, aumenta de espesor hasta la ruta 38, a partir de la cual también se acuña. Se calcula un espesor de más de 120 m.

La zona 3 conforma los acuíferos confinados y está compuesto de material fino con intercalaciones arenosas, posiblemente del Terciario superior – Cuaternario inferior.

Por debajo de la zona 3, se identifican materiales que corresponderían al Terciario medio (zona 4) con permeabilidades media y baja. Seguidamente se ubica el basamento metamórfico (zona 5), que conforma el acuífugo del sistema.

Tabla 2. Estratigrafía del área de estudio

Edad	Unidad geológica	Descripción	Distribución geográfica	Valoración hidrogeológica
Cuaternario	Q ₀	Material predominantemente grueso en la sierra y el pedemonte y arenoso fino y limoso en la llanura	Aluvión de los cauces actuales	Recarga/ Descarga
	Q ₁	Grava y arena	Áreas de inundación subactual, paleocauces, albardones y bancos de grava y arena parcialmente estabilizados.	Acuífero/ Acuiclúdeos
	Q ₂	Gravas, arenas, limos y arcillas	Área de explayamiento y conos asociados a las sierras y planicie de colmatación.	Acuífero / Acuiclúdeos
	Q ₃	Segmentos terrazados limoarenosos y conglomerádicos que en parte se conectan con el basamento metamórfico o el material cretácico	Área de quebradas	Recarga
Terciario	Grupo Aconquija	Conglomerado gris oscuro, compuesto de rodados angulosos a subangulosos de andesita hipersténica en matriz areno limosa. Sobre esta se deposita una brecha de rodados del basamento metamórfico en una matriz limosa.	Adosado al tronco montañoso.	Acuiclúdeos / Acuitardos
Cretácico superior	Subgrupo Pirgua	Areniscas finas a medianas a veces arcillosas, pardo rosadas a rojo ladrillo, compactas, bancosas. Areniscas conglomerádicas a conglomerados rojizos, con rodados del basamento metamórfico y granítico en una matriz areno limosa. Intercalaciones arcilíticas y limolíticas rojizas, bancosas. Composición mineralógica: cuarzo (el más abundante), biotita, feldespatos, calcita, hematina, fragmentos líticos y minerales opacos.	Franja a lo largo y adosada al tronco montañoso. Se asientan discordantes sobre el basamento metamórfico. Están cubiertos en parte por depósitos cuaternario aterrazados y en sectores por el aluvión actual del río Los Sosa.	Acuiclúdeos / Acuitardos

Precámbrico- Paleozoico inferior		Rocas metamórficas de mediana intensidad. Esquistos cuarzo-biotíticos con inyecciones magmáticas ácidas migmetizantes, que constituyen cuerpos pequeños en general concordantes. Roca de color gris medio, de grano fino, maciza con fractura irregular. Composición mineralógica: abundante cuarzo y biotita, además apatito, zircón y minerales opacos.	Afloramientos distribuidos en todas las sierras Pampeanas septentrionales.
	Basamento Metamórfico		Acuífugos

Elaborado en base a de la Vega, 1982

C. GEOMORFOLOGÍA

La porción en estudio del arroyo El Tejar, se encuentra en un ambiente interfluvial, de transición entre pedemonte y llanura, entre los ríos Mandolo y Pueblo Viejo, formando parte de un sistema mayor, el abanico aluvial del río Balderrama (Figura 10).

El pedemonte, es resultado de la actividad agradacional fluvial y erosión eólica desde las sierras más occidentales. Se constituye por la disección de sedimentos Terciarios cubiertos por el Cuaternario, lo que le confiere un relieve colinado. Las geoformas que se reconocen en este ambiente, son las superficies de aplanamiento o glacia, los abanicos aluviales y los valles de los ríos principales. Los ríos presentan un fuerte control morfoestructural. Los principales procesos actuantes en la geomorfología pedemontana son los fluviales (acción erosiva fluvial y acción agradacional fluvial), seguidos por los de agradación eólica (Sayago et al., 1998; Dal Molin et al., 2003).

La llanura deprimida o aluvial, también presenta una morfogénesis principalmente fluvial (acción agradacional fluvial), generada por los ríos que nacen en el área montañosa. Las principales geoformas se relacionan con la divagación fluvial, debido a la disminución de la pendiente, tal como meandros abandonados, lagunas semilunares, pantanos y planos de anegamiento estacional. El material resultante de esta agradación, presenta intercalaciones con material loésico (Sayago et al., 1998).

En el tramo en estudio, tanto los ríos como el arroyo, hacen un recorrido meandrante (Dal Molin, 2003; Elozegi y Díez, 2009). Además de los cauces principales, se observan varias líneas de escurrimiento poco definidas y paleocauces, características de ambientes de baja pendiente (Dal Molin, 2003; Elozegi y Díez, 2009).

D. SUELOS

A escala regional, en el área de estudio, se reconocen nueve unidades cartográficas, que pertenecen a ambientes de pedemonte, llanura y ambientes fluviales (Tabla 3) (Zuccardi y Fadda, 1985 y Moscatelli et al., 2005).

En la cuenca superficial del arroyo El Tejar se observan suelos de la unidad cartográfica 5 y 9. Sin embargo, a los fines del estudio del acuífero libre y considerando la continuidad del sistema acuífero, se analizan también los suelos de la zonas de recarga (Figura 11).

El material original de los suelos son sedimentos fluviales, principalmente arenas, y en menor medida limos, arcillas y rodados.

Las unidades cartográficas 1 y 2, corresponden al pedemonte. En la primera no se reconocen suelos, dado que el material original se encuentra expuesto. La unidad cartográfica 2, es en la que tienen mayor expresión areal los depósitos loessicos. Es una asociación de Hapludoles cumúlicos (50%), taptoárgicos (30%), énticos (10%) y típicos (10%). En el área de senos entre lomas y lomas, son suelos con un horizonte A engrosado, de ambiente húmedo y ricos en materia orgánica. Presentan horizonte B. Desde el punto de vista hidrogeológico, la característica principal de esta unidad es la pendiente pronunciada entre el 3-10%, que favorece a un rápido escurrimiento. La permeabilidad es moderada. En algunos sectores de lomas, un horizonte B enterrado condiciona la permeabilidad, generando freáticas colgadas (más detalle en Anexo 2).

Las unidades cartográficas 5, 6, 9 y 11 corresponden a ambiente de llanura deprimida. En general la permeabilidad es alta, aunque existen algunos sectores anegables.

La unidad cartográfica 5, presenta suaves ondulaciones debido a paleocauces y albardones, resultado de la transición entre pedemonte y llanura. Los suelos de esta unidad son una asociación de Hapludoles énticos (40%), Udipsamente típicos (30%), Hapludoles taptoárgicos (20%) y Argiudoles típicos (10%). Son suelos de escaso desarrollo de los horizontes. Los perfiles más frecuentes son del tipo A-AC-C. Las texturas son gruesas. En general son suelos bien drenados, de permeabilidad moderadamente alta o alta y escurrimiento medio. En los sectores, de planos bajos y depresiones, que han desarrollado horizonte B, presentan una permeabilidad moderada o moderadamente lenta con horizontes con rasgos de hidromorfismo.

La unidad cartográfica 6 corresponde a planicies de grandes extensiones. Esta unidad es una asociación de Hapludoles típicos (50%) y énticos (35%), Argiacuoles

típicos (10%) y Udifluventes típicos (5%). Es una unidad con suelos de mayor desarrollo del perfil que la anterior. Presentan horizonte B. En los planos intermedios y altos de la llanura, son suelos bien drenados, permeabilidad moderada y escurrimiento medio. Los sectores deprimidos o de paleocauces, presentan problemas de drenaje por presencia de napa freática alta o escurrimiento lento.

La unidad cartográfica 9 es de escasa extensión en el área, y se presenta en pequeños sectores con relieve más elevado que los alrededores. Es una asociación de Hapludoles típicos (60%), Udipsamente típicos (20%) y Hapludoles énticos (20%). La textura general es gruesa. Son suelos bien drenados, de permeabilidad alta y escurrimiento medio.

La unidad cartográfica 11, corresponde al primer escalón de la llanura aluvial hacia el río. Se la considera un área de llanura fuertemente asociada a ambientes fluviales, con importante cantidad de paleocauces. Es una asociación de suelos Udifluventes típicos (60%) en bajos con influencia del río; Hapludoles oxiácuicos (20%), en planos deprimidos; Udipsamente típicos (10%) en albardones y Hapludoles énticos (10%) en planos altos aledaños a la planicie. Son suelos de escaso desarrollo del perfil: A-C o A-AC-C, de textura gruesa. En los planos deprimidos se observa desarrollo de un horizonte B. En general, son suelos de permeabilidad alta, a excepción de los planos deprimidos, donde la permeabilidad es moderadamente baja.

La unidad 12, corresponde a la planicie aluvial antigua, con cobertura natural. Es una asociación de suelos Udifluventes típicos (80%) y Udipsamente típicos (20%). Son suelos de escaso desarrollo, de perfil A-C, de textura gruesa. Son suelos de permeabilidad alta con problemas de anegabilidad por desborde de ríos o arroyos.

Las unidades 13 y 14 corresponden a la planicie de inundación actual de los cauces (Figura 11, Tabla 3).

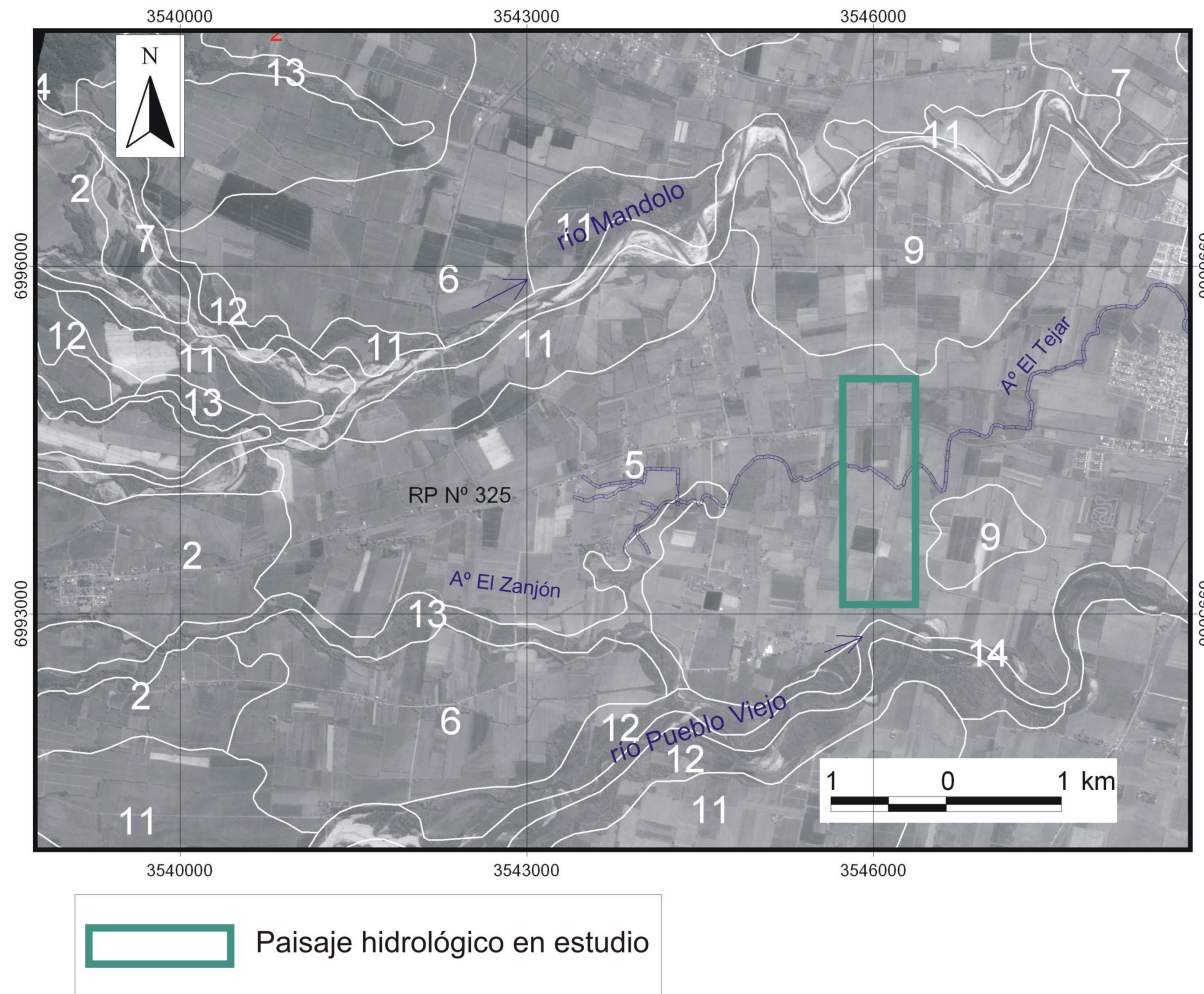


Figura 11. Límites y número de unidades cartográficas de suelos del área de estudio
 Referencias de unidades cartográficas en Tabla 3. Elaborado en base a Moscatelli et al, 2005

Tabla 3. Descripción de las unidades cartográficas de suelos presentes en el área de estudio

		UNIDAD CARTOGRÁFICA								
		1	2	5	6	9	11	12	13	14
<i>Ambiente</i>	Pedemonte	Pedemonte	Llanura	Llanura	Llanura	Llanura	Fluvial	Fluvial	Fluvial	
<i>Paisaje</i>	Afloramientos rocosos del pedemonte.	Franja de lomas subparalelas a la base de las sierras. Relieve pronunciado (pendientes entre 3 y 10%). Alta expresión areal de depósitos loessicos. Cauces enmascarados por la actividad agrícola.	Planicies suavemente onduladas. Relieve debido a paleocauces y albardones de gran extensión. Predominan los materiales arenosos.	Planicies de grandes extensiones. Pendiente general 0-1%. Los paleocauces no superan el 50% de la superficie de la unidad y son poco perceptibles.	Zonas de la llanura de escaso relieve pero más elevado que los circundantes. Sin paleocauces, aunque con albardones.	Primera planicie aluvial hacia el río. Importante cantidad de paleocauces. Adyacentes a los ríos.	Planicie aluvial antigua. Complejo de albardones y paleocauces	Planicie aluvial actual. Afectada periódicamente por cambios de curso de los ríos.	Cauce propiamente dicho	
<i>Suelos</i>	Muy someros y roca aflorante	Asoc. series: Sauce Huascho (50%) Soldado Maldonado (30%) Monteros (10%) El Potrerillo (10%)	Asoc. series: Famaillá (40%) Alto Verde (30%) Alpachiri (20%) Santa Lucía (10%)	Asoc. series: El Molino (50%) Famaillá (35%) Tte Bernardina (10%) Ibatín 5%	Asoc. series: El Molino (60%) Alto Verde (20%) Monteros (20%)	Asoc. series: Ibatín (60%) Caspinchango (20%) Alto verde (10%) Famaillá (10%)	Consociación series: Ibatín (80%) Alto verde (20%)	Complejo indiferenciado anegable	Área miscelánea.	
<i>Suelos menores</i>	-	Serie Caspinchango	Serie Ibatín	Serie Yonopongo	Serie Tte. Bernardina	-	-	-	-	

Elaborado en base a Moscatelli et al., 2005

E. CLIMA

Los datos meteorológicos más próximos, con una serie de datos representativo en el tiempo, son los de la Estación Famaillá (Sección Agrometeorología INTA Famaillá, 2010), que se encuentra al norte del área de estudio (27°03' S; 65°25' W), y una posición topográfica (361 msnm) que permite una ajustada extrapolación de los datos.

En el área de estudio en general, las precipitaciones medias anuales son de 1.328mm, concentradas entre los meses de Octubre a Abril, coincidente con los meses de mayores temperaturas. En el mes de Enero, se alcanza un promedio máximo de 260 mm, a partir de este, las precipitaciones descienden, con mínimas precipitaciones en Julio y Agosto. Durante la estación húmeda, precipita el 91% de las lluvias totales anuales (Figura 12).

La temperatura media anual es de 19,1°C, siendo Enero, el mes más caluroso (24,8°C promedio mensual) y Julio, el de menores temperaturas (12,0°C promedio mensual).

La evapotranspiración potencial promedio anual, es de 1.348 mm. Es mayor entre los meses de Septiembre y Marzo, alcanzando los valores más altos durante Diciembre y Enero.

En términos anuales, las precipitaciones son menores por 18 mm que la evapotranspiración potencial, por lo que no satisfacen, plenamente, los requerimientos de agua del área. Sin embargo, considerando un análisis seriado, se observan períodos de exceso de precipitaciones, durante los meses de Diciembre a Abril.

El nivel freático en la Estación Famaillá se encuentra en promedio, a 2,25 m de profundidad. La recarga del acuífero libre se realiza de Noviembre a Febrero. En Enero es la máxima recarga, aunque la mínima profundidad se observa en Febrero y Marzo. Este retraso en el ascenso del nivel freático respecto a las máximas precipitaciones, se debe a que los suelos se encuentran saturados y aún reciben aportes de las precipitaciones de Febrero y Marzo, las pérdidas por evapotranspiración disminuyen y la zona de observación está recibiendo aportes de agua subterránea de zonas más altas (pedemonte) (Figura 12).

En Abril, aunque las precipitaciones aún son mayores que la evapotranspiración potencial, esta diferencia no es lo suficientemente marcada como para impedir el descenso del nivel freático. Además, se debe considerar, que

el agua del acuífero libre, sigue recargando zonas más bajas o a los cuerpos de agua superficial.

A partir de Mayo, hasta Octubre, las precipitaciones son menores que la evapotranspiración potencial, por lo que las precipitaciones son utilizadas para satisfacer las necesidades de agua del suelo y vegetación. En estos meses, cesa el aporte de las precipitaciones al escurrimiento superficial, por lo que el escurrimiento observado se debe al aporte del agua subterránea (Minetti et al., 1979).

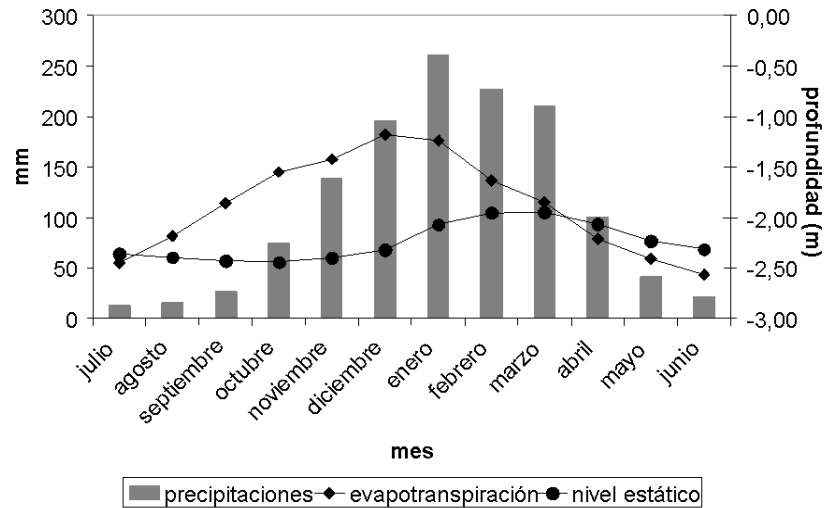


Figura 12. Precipitaciones, evapotranspiración potencial y profundidad del acuífero libre promedio mensual de la estación Famaillá
Elaborado en base a Sección Agrometeorología INTA Famaillá, 2005 y 2010

F. HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

El área de estudio pertenece a la cuenca del río Balderrama, que es uno de los doce cauces que aportan al río Salí, y discurre en dirección oeste - este (Figura 10) (Giraut et al., 2007).

Las nacientes del río Balderrama, se encuentran en las sierras Centrales y del Aconquija, donde presenta cauces más o menos encajonados. El ingreso a la llanura deprimida, ocurre en un tramo corto y de manera abrupta, lo que provoca cambios importantes en la geometría del curso de agua. En la zona pedemontana, se ensancha, y desarrolla barras fluviales gravosas (cauce anastomosado), que sufren importantes migraciones durante la época de crecidas. En el área más llana, los cauces adquieren mayor sinuosidad con importantes migraciones laterales (cauces meandriformes) (de la Vega, 1982; Georgieff, 2007 y Elosegi y Díez, 2009).

El río Balderrama se forma, al este de la ciudad de Monteros, a partir de la confluencia de los ríos Pueblo Viejo y Romano (de la Vega, 1982; Alderete, 1998).

El río Pueblo Viejo tiene sus nacientes en las sierras del Aconquija y Centrales. En el área pedemontana, a causa del cambio de pendiente se genera un brazo del río, que se denomina arroyo El Zanjón, que en crecidas extraordinarias, se conecta con el arroyo El Tejar (Georgieff, 2002).

El río Romano recibe las aguas de los ríos Mandolo y Los Sosas. Este último, tiene sus nacientes en el abra del Infiernillo y en las laderas del valle de Tafí. El río Mandolo, tiene sus nacientes en el Ñuñorco Chico (de la Vega, 1982; Alderete, 1998).

La hidrología superficial se completa con tomas agua, que son aprovisionamiento para ingenios, áreas de riego, consumo humano y otros sistemas productivos (Dirección de Recursos Hídricos de la Provincia de Tucumán, 2011).

El arroyo El Tejar es un pequeño cauce que, al igual que numerosos arroyos (Zuccardi y Fadda, 1985), nace en un área rural de la llanura. Ingresando canalizado a la ciudad de Monteros, para desaguar en el río Romano. El arroyo El Tejar, se ubica en un ambiente interfluvial de los ríos Mandolo y Pueblo Viejo, y en este tramo, presentan dirección sudoeste-noreste.

Los cauces de la cuenca del río Balderrama son principalmente pluviales, a excepción del río Pueblo Viejo, que también recibe aportes nivales y de deshielo, en época de estiaje. Durante el período seco, el caudal se conforma por aportes del acuífero libre, algunas precipitaciones e infiltración de canales (de la Vega, 1982).

G. HIDROLOGÍA SUBTERRÁNEA

El área de estudio se ubica en la porción oeste de la cuenca hidrogeológica del río Salí, una de las más importantes del país. Esta cuenca, ocupa toda la llanura tucumana, y pedemonte de las sierras circundantes (Tineo et al., 1998).

El pedemonte, corresponde a la zona de recarga de los acuíferos profundos de la cuenca. La llanura en su porción occidental, corresponde a la zona de conducción y a partir de esta, a la zona de descarga. La dirección predominante de flujo, es de oeste a este (Molina, 1988; García, 2005).

En el trabajo de de la Vega (1982), que describe la hidrogeología del área de estudio, se reconocen cinco capas del subsuelo, que conforman el sistema de acuíferos de la zona, de las cuales las tres primeras presentan importancia hidrogeológica:

Capa 1: Es la capa más superficial y se constituye por los depósitos más modernos del cuaternario. Hidrogeológicamente, corresponde al acuífero libre. Está sujeto a la presión atmosférica, y se asienta sobre una capa relativamente impermeable. El material disminuye de granulometría y espesor desde el pedemonte hacia el este. Debido a esto, y a la escasa pendiente, en el área este de la llanura, aflora el agua freática, provocando problemas de salinización de suelos.

Capa 2: Se desarrolla debajo de la capa semipermeable, que es el piso del acuífero libre. Está constituido por material saturado limo-arcilloso, con intercalaciones arenosas. El espesor de la zona 2 aumenta desde las serranías hasta la RP N 38 y a partir de allí hacia el este se acuña.

Debido a cuestiones geológicas (posible escalón del basamento), que derivan en cuestiones geomorfológicas (cono aluvial del río Balderrama), esta capa presenta mayor espesor en la zona interfluvial de los ríos Pueblo Viejo y Romano, disminuyendo hacia el norte y sur.

El piso de este acuífero es una capa gruesa de baja permeabilidad. Las aguas poseen características de semiconfinamiento.

Capa 3: Es la capa más inferior del cuaternario y se asienta sobre el terciario. Está constituida por un material saturado más fino que la capa anterior, con lentes arenosos que disminuyen en proporción en profundidad. El agua de esta zona se encuentra confinada.

Las **capas 4 y 5** corresponden al terciario y basamento metamórfico respectivamente. Se consideran los acuitardos y acuífugos del sistema.

Los pozos profundos del área de estudio no presentan surgencia, lo que sugiere que, hidrogeológicamente, corresponde a la transición entre zona de recarga y conducción (Producción SA, 1998; García, 2005).

La recarga al sistema acuífero procede, no solo de la infiltración de las precipitaciones, principalmente en la zona pedemontana, sino también de la infiltración de los cauces aledaños (Molina, 1988).

H. FUENTES DE COMPUESTOS NITROGENADOS EN EL SISTEMA HIDROLÓGICO EN ESTUDIO

El área en estudio, corresponde a un ambiente rural, sin emprendimientos industriales que podrían afectar las concentraciones de nutrientes en el cuerpo de agua superficial.

El origen de los compuestos nitrogenados en el cauce superficial, presentando diferentes magnitudes de aporte, se puede atribuir a la escorrentía superficial y subterránea, a la descomposición de materia orgánica del cauce, a la fijación biológica de nitrógeno, a la resuspensión de nutrientes y a la deposición de la atmósfera.

La presencia de compuestos nitrogenados en el acuífero libre, se debe a la lixiviación desde la zona no saturada por la fertilización química de los cultivos, la descomposición de la materia orgánica, proveniente de la disposición de excretas humanas, excretas de animales, materia orgánica del suelo, y disposición de residuos orgánicos.

En cuanto a la fertilización química, el principal cultivo en el área de estudio, es el de caña de azúcar (*Saccharum sp.* híbrido), relacionado a sistemas productivos de nivel tecnológico bajo (Sopena y Logarzo, 2008). Esta práctica se realiza sólo una vez, anualmente, debido a los bajos valores de nitrógeno en el suelo (Fogliata, 1995). El 84% de la superficie provincial se fertiliza con urea (Instituto Nacional de Estadísticas y Censo, 2002) y, en general, se aplican de 80 a 110 kg N/ha (comunicación personal Ing. Sopena, INTA Famaillá). Las aplicaciones se realizan directamente sobre el suelo, previo al inicio del ciclo húmedo (Romero et al., 2004; Cámara de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes, 2003).

Otros cultivos, que pueden impactar en la concentración de compuestos nitrogenados, es el de citrus, en la zona pedemontana, de recarga regional del acuífero, y el de arándanos, recientemente instalado en la zona de llanura.

Algunos sistemas productivos de la zona, presentan además, cría de animales, en una escala pequeña, para consumo familiar.

En cuanto al sistema de disposición de excretas, el departamento Monteros, al cual pertenece el área en estudio, presentó, en el Censo de Nacional de Población, Hogares y Vivienda del 2001 (Instituto Nacional de Estadísticas y Censo; 2001), que de un total de 58.400 hogares censados, el 79% no se encuentra conectado a una red pública de desagüe, por lo que, bajo diferentes modalidades, las excretas permanecen en el subsuelo (Tabla 4).

Si bien, esto corresponde a todo el departamento Monteros, el área de estudio comprende un ambiente rural, donde se encuentran caseríos o población dispersa, pertenecientes a las comunas rurales de Capitán Cáceres y El Cercado, que carecen de sistema de cloacas.

Tabla 4. Hogares por tipo de sistema de servicio sanitario en el departamento Monteros

Sistema de Servicio Sanitario	Cant. de hogares	Cant de hogares (%)
Inodoro con descarga de agua y desagüe a red pública	11.981	21
Inodoro con descarga de agua y desagüe a cámara séptica y pozo ciego	15.491	27
Inodoro con descarga de agua y desagüe a pozo ciego u hoyo, excavación en la tierra, etc.	11.959	20
Inodoro sin descarga de agua o sin inodoro	18.966	32
TOTAL	58.397	100

Elaborado en base a Instituto Nacional de Estadísticas y Censos, 2001

Capítulo VI. EL PAISAJE HIDROLÓGICO: RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A. FORMA DEL TERRENO

El terreno de la cuenca superficial presenta suaves ondulaciones, por la dinámica antigua y actual de los ríos Mandolo y Pueblo Viejo. La pendiente es de dirección principal SO-NE, con gradiente promedio menor al 0,4%.

El arroyo El Tejar se caracteriza por tener un cauce simple, sin islas. El índice de sinuosidad es de 1,5, por lo que se lo considera meandrante. La longitud del curso principal, desde las nacientes, hasta lo que se consideró como cierre de cuenca, es de 4.335 m, con una pendiente media de 0,15%.

Todo el terreno se encuentra surcado por líneas de flujo poco claras, que responden a la baja pendiente y a las suaves ondulaciones, propias del ambiente interfluvial.

Hacia las márgenes del arroyo, se observan terrazas fluviales, debido a la formación y migración de lóbulos de meandros y paleocauces, cuyo desarrollo y extensión varían a lo largo del cauce principal (Figura 13).

En base al trabajo de terreno y a la interpretación de fotografías aéreas, se observa que las áreas marcadas como ZE1, ZE2, ZE3 y ZE4 en la Figura 13, son zonas preferenciales de afluencia o descarga del acuífero libre en el cauce superficial. En estas zonas, el terreno se caracteriza por ser una depresión amplia, formada por lóbulos de meandros, que interceptan el nivel freático, y con presencia de vegetación hidrófila.

En el paisaje hidrológico, el arroyo El Tejar presenta un perfil transversal asimétrico, con la margen derecha o sur de mayor cota que la margen izquierda o norte. La zona de altos de la margen derecha del cauce, presenta cotas en el orden de 365,4 msnm, respecto a los 364,4 msnm de la margen derecha (Figura 14).

La profundidad del cauce en el paisaje hidrológico es de 1,4, respecto a la margen izquierda, con un ancho aproximado de 2,5 m.

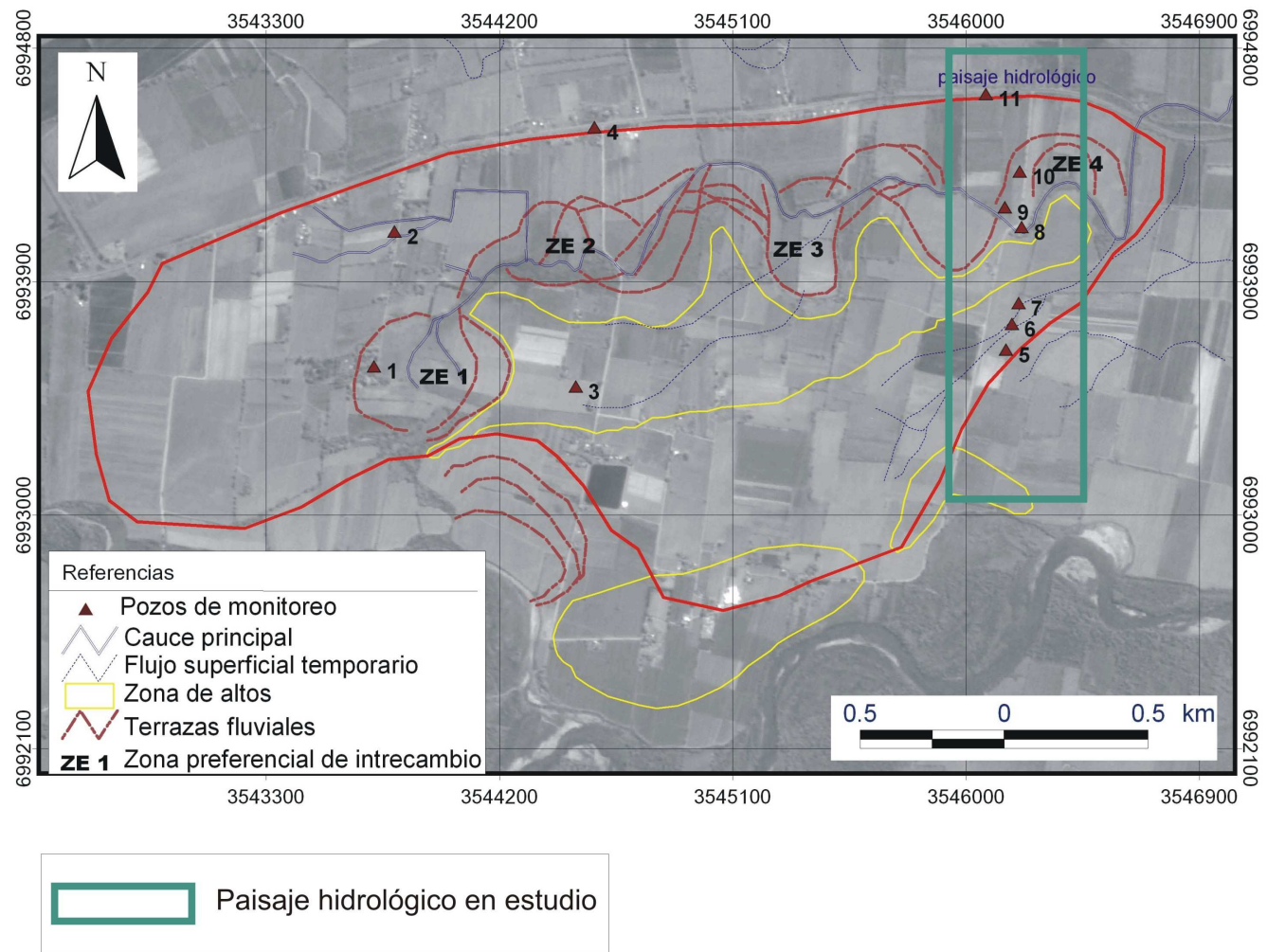


Figura 13. Geomorfología del A° El Tejar

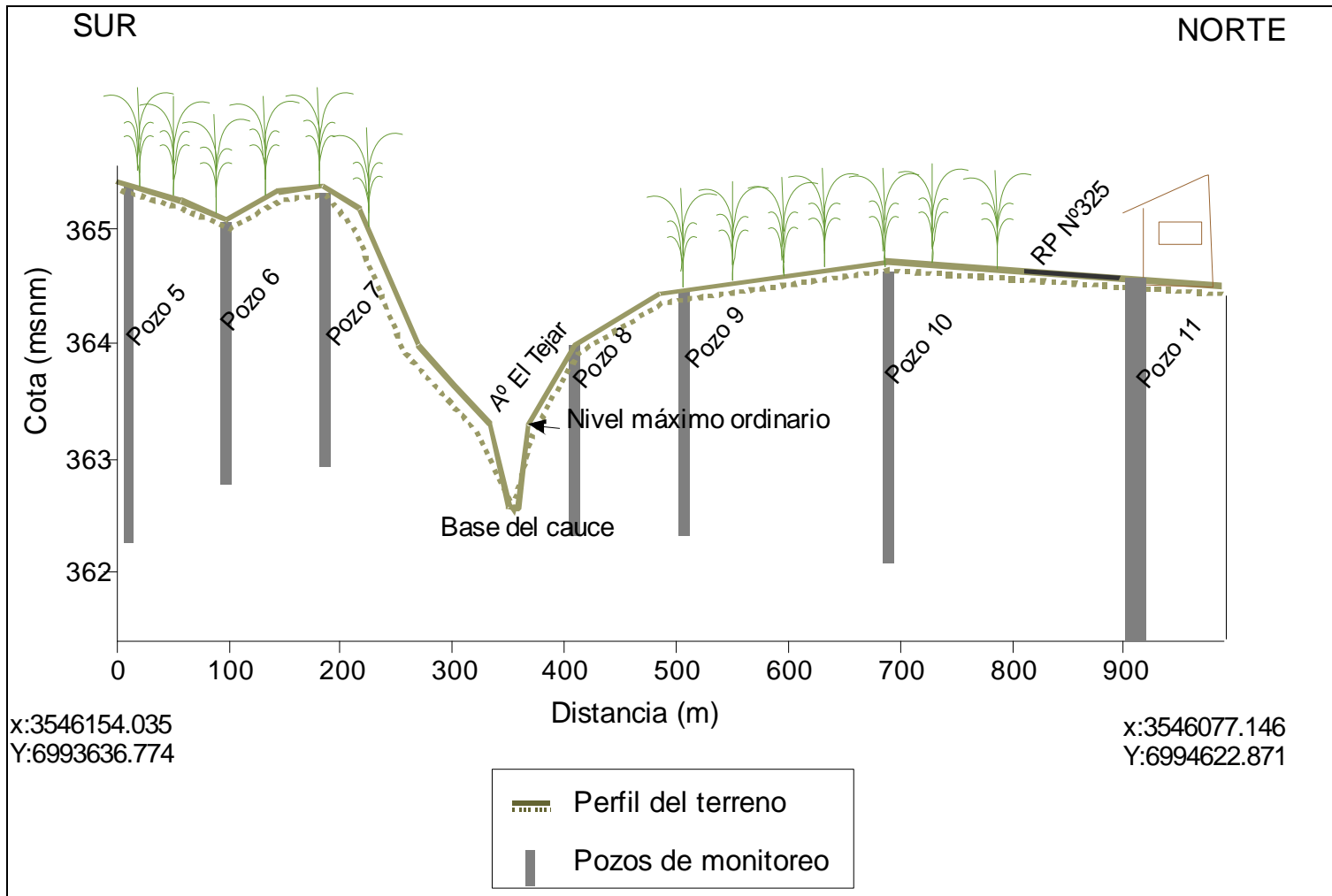


Figura 14. Esquema de la topografía del perfil hidrológico estudiado y ubicación de los pozos de monitoreo

B. CONFIGURACIÓN GEOLÓGICA

B.1. Capas del subsuelo

a) Análisis cualitativo de los SEVs

En los SEVs de los PSEV2 y PSEV1, todas las resistividades aparentes, a excepción del SEV 8, son mayores a 30 Ω m.

A lo largo de los perfiles, el rango de las resistividades es mayor a menor profundidad (Figura 15), dado que en estas, influyen los factores geomorfológicos y de uso del suelo. A mayor profundidad, las resistividades dependen sólo de las propiedades del tipo de material, estado de saturación, porosidad y salinidad del agua (García, 2005).

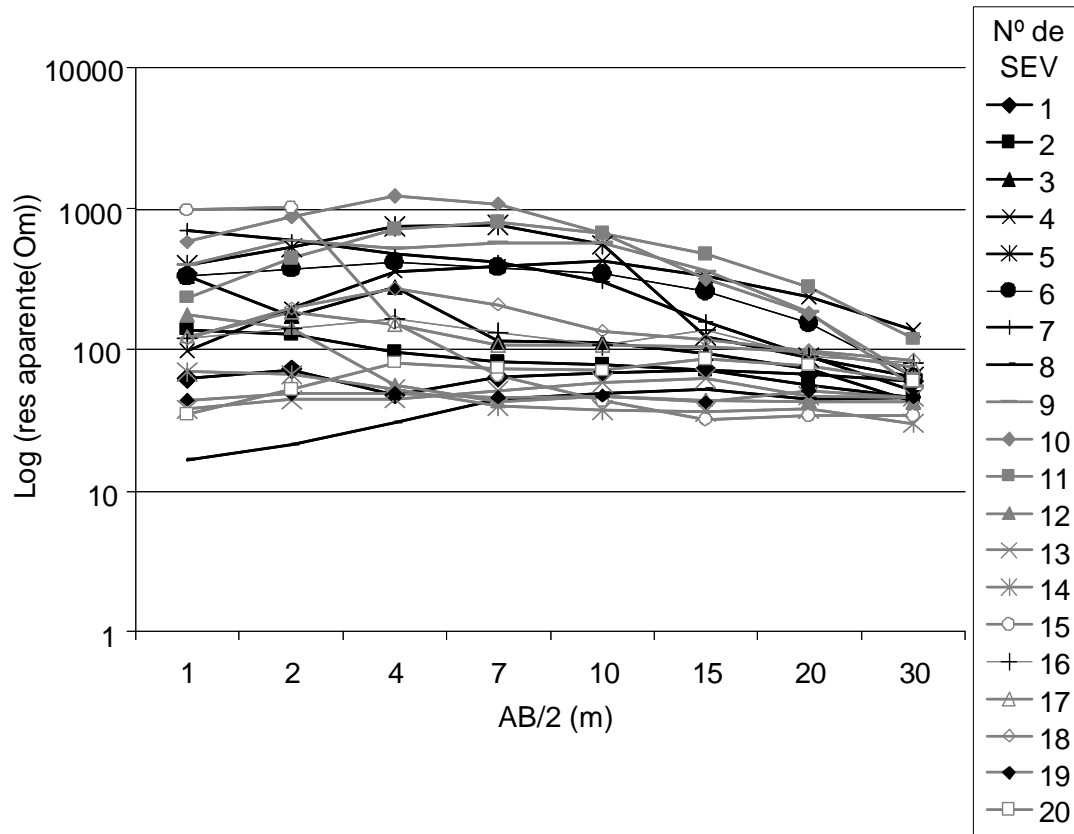


Figura 15. Curvas de resistividad aparente para los SEVs 1-20 (apertura de AB/2 máxima igual a 30 m)

En el perfil en estudio (PSEV2), los SEVs 9-7-6-5-10-4-11 y 3 tienen resistividades mayores que los SEVs 2-1-12-8 y 13 (Figura 16). Las curvas de los SEVs 9-6-5-10-4 y 11 presentan la forma K típica, con una segunda capa marcadamente resistiva, mientras que en el SEV 3 la diferencia de resistividad entre la primera y la segunda capa es pequeña, hacia una transición de forma Q.

Las curvas de los SEVs 7-2-1 y 12, presentan forma Q. En los SEVs 8 y 13, la forma de la curva es KA.

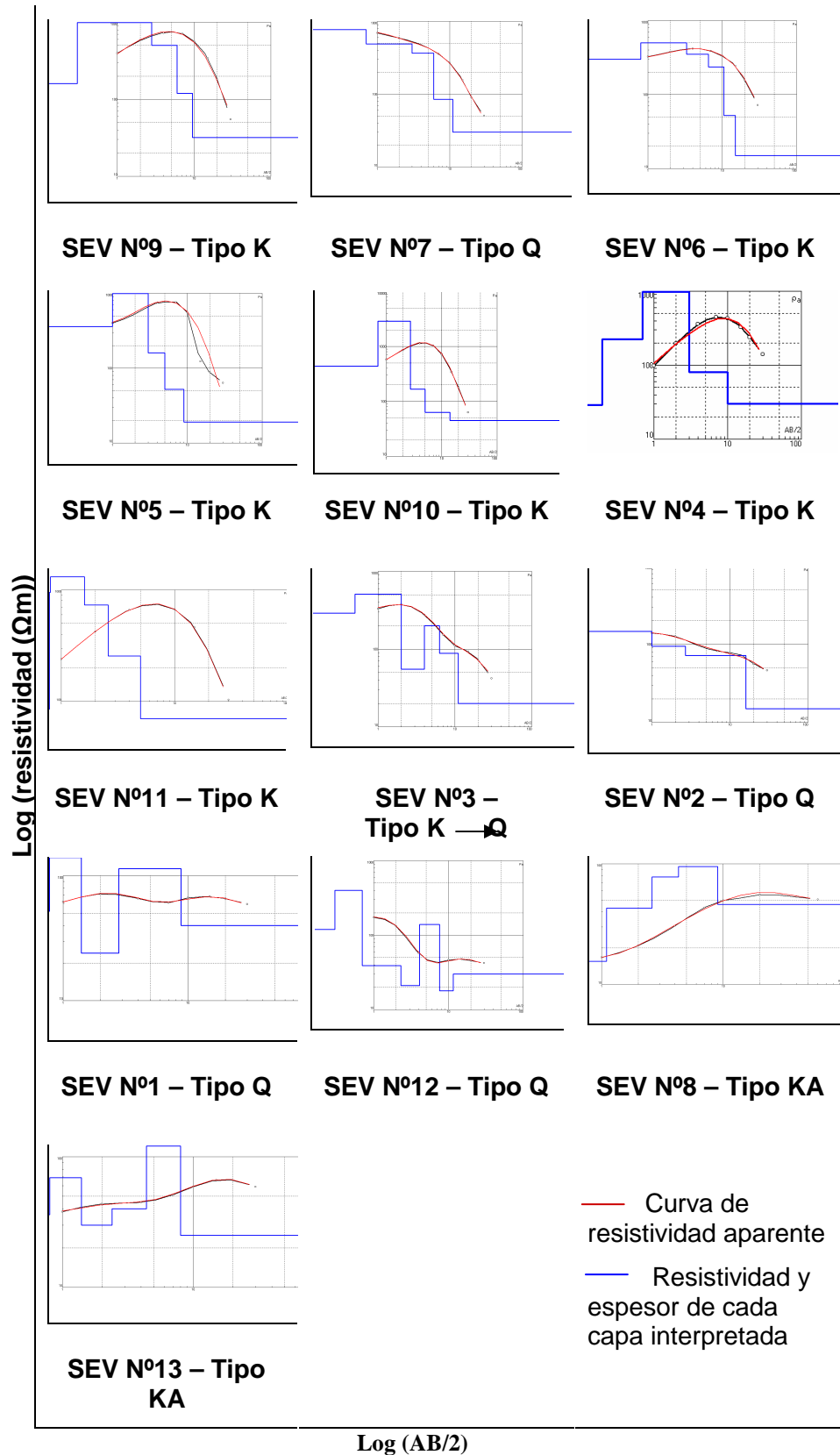


Figura 16. Curvas de resistividad aparente e interpretadas del perfil PSEV2 (apertura de AB/2 máxima igual a 30 m) (Eje de las “y”: Log de la resistividad; eje de las “x”: Log de AB/2)

En el PSEV 1, los SEVs 14-19 y 20, presentan en promedio una resistividad menor que los SEVs 18-17 y 16. El SEV 15, es el que presenta mayor variabilidad en profundidad de la resistividad. Las curvas son tipo K, a excepción de los SEVs 14 y 19, que son tipo Q. Los SEVs 18-17-16 y 20 presentan la forma K típica. En el SEV 15, la forma K no es muy clara dado que, la segunda capa más resistiva es de poco espesor. El SEV 19 evidencia un subsuelo con intercalaciones, de granulometría variada (Figura 17).

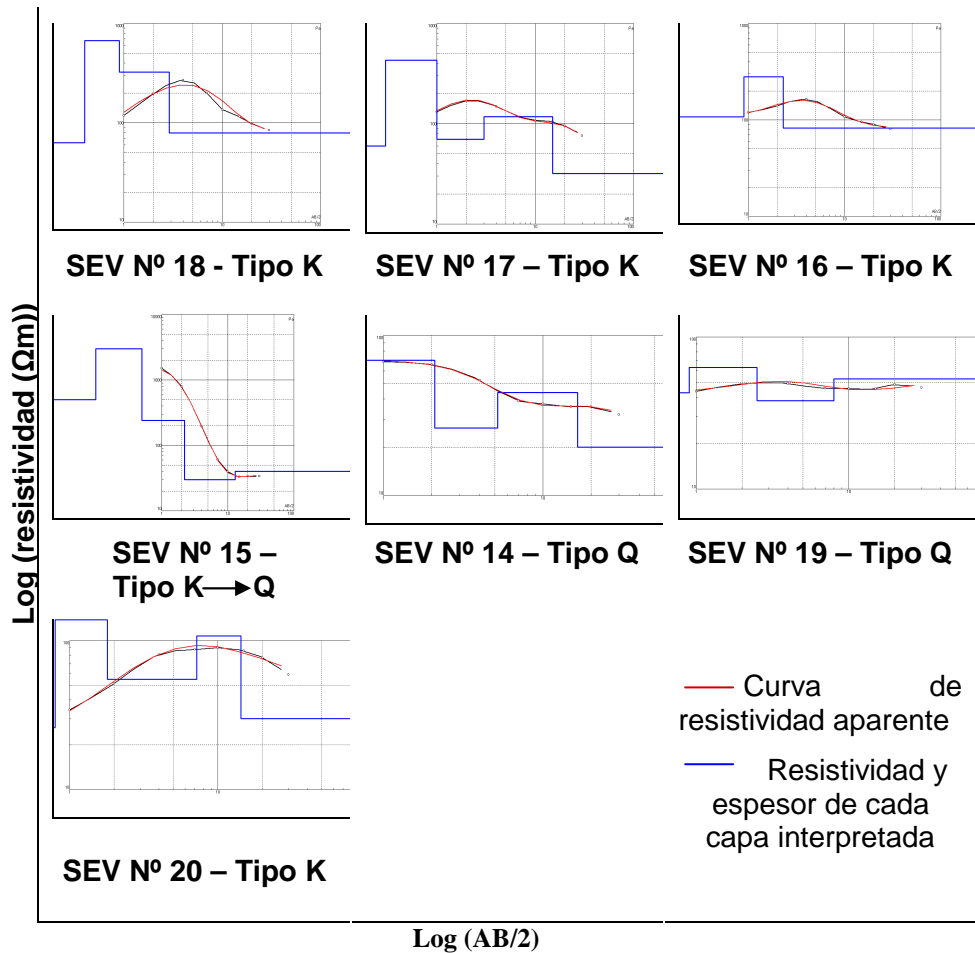


Figura 17. Curvas de resistividad aparente e interpretadas en el perfil PSEV1 (apertura de AB/2 máxima igual a 30 m) (Eje de las “y”: Log de la resistividad; eje de las “x”: Log de AB/2)

Se observa que las formas de las curvas presenta un patrón espacial. Entre el río Pueblo Viejo y el interfluvio, las curvas de resistividad aparente transicionan de K a Q, y entre el interfluvio y el río Mandolo, de Q a K (Figura 18). A continuación se realiza una descripción más detallada de cómo se agrupan los SEVs, de sur a norte, según la forma de la curva y cuáles serían los factores que definen este comportamiento espacial:

Grupo i) Entre el río Pueblo Viejo y cercanías de la margen derecha del arroyo El Tejar, las curvas son de forma K típica, de resistividad aparente

mayor a 100 Ωm (SEVs 18-17-16-9-6-5-10-4-11). Estas curvas, describen un subsuelo que presenta un material menos resistivo en superficie, asociado al suelo (de material más fino, con presencia de materia orgánica), seguido por una capa de mayor resistividad, relacionada a los depósitos fluviales del río Pueblo Viejo, y nuevamente un descenso de la resistividad, que se debe a la detección del acuífero (niveles saturados).

Grupo ii) Hacia la margen izquierda del arroyo El Tejar, las curvas adoptan una forma K en transición a Q (SEVs: 15-3).

Grupo iii) Los SEVs ubicados hacia el norte del arroyo El Tejar, y hasta las proximidades de la RP 325, presentan curvas de forma Q, de bajas resistividades (res aparente < 100 Ωm), poco variables en profundidad (SEVs: 14-19-2-1-12). Este tipo de curvas, al igual que las del grupo siguiente, se presentan en ambientes interfluviales, donde los materiales son más finos, poco seleccionados, con material de granulometría mediana y fina intercalada, por lo que las resistividades son bajas. No tienen influencia de depósitos fluviales gruesos. Las bajas resistividades, se asentúan, cuando el material se encuentra saturado (acuíferos).

Grupo iv) En los SEVs 8 y 13 del perfil PSEV2 se observan curvas compuestas tipo KA, de resistividad aparente menor a 100 Ωm .

Grupo v) Hacia el norte de la RP 325, el SEV 20 presenta forma K de baja resistividad (res aparente < 100 Ωm). En este SEV, se empieza a observar la influencia de los depósitos del río Mandolo en las características del subsuelo. Al ubicarse en el extremo lateral de la llanura aluvial, la granulometría no es muy gruesa, por lo que conserva una resistividad baja. Este grupo no se observa en el PSEV2 (Orellana, 1982; García, 2005).

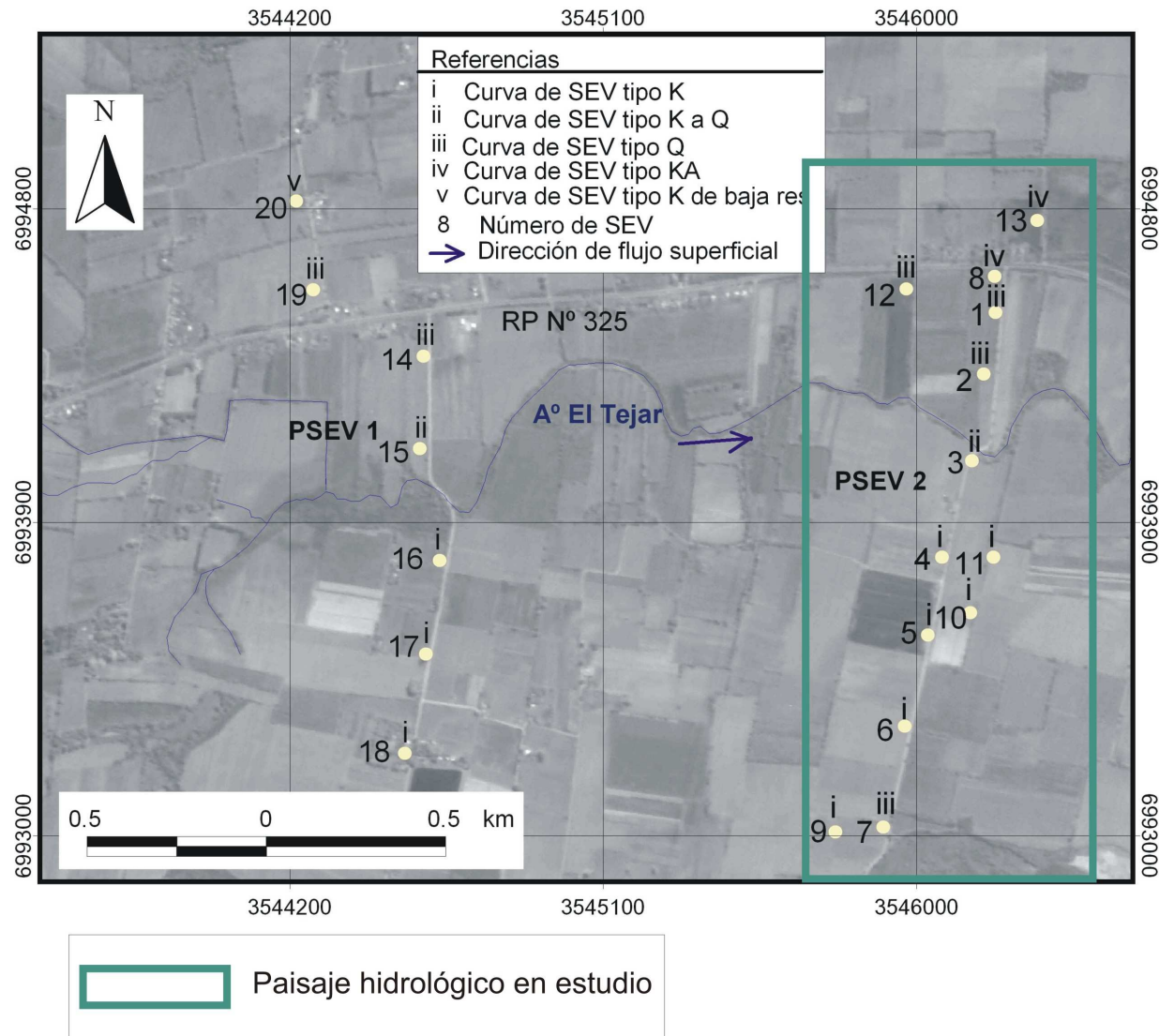


Figura 18. Ubicación de los SEVs según grupo de tipo de curva

b) Perfiles geoelectricos del PSEV1 y PSEV2

La primera capa detectada es el suelo. A partir de los 2-4 m de profundidad se considera que el material del subsuelo se encuentra saturado.

En el PSEV2, se observa un material de suelo heterogéneo, de mayor resistividad en la porción sur, con respecto a la porción norte (Figura 19).

En cuanto a la zona saturada (a partir de los 2-3 m de profundidad), se observa una capa de resistividad media (resistividad entre 35-299 Ω m) que alcanza profundidades entre 11-20 m. Junto con la información de los pozos existentes, se interpreta que esta capa corresponde a material acuífero, que al no presentar una capa superior confinante, se encuentra libre. En esta capa, se observa un gradiente ascendente de resistividad, en dirección norte - sur. El material más resistivo se presenta desde la porción media hacia el sur del perfil (SEVs 7, 6, 5, 4 y 3) (Figura 19). En los SEVs que corresponden al ambiente interfluvial, se presentan resistividades medias y bajas intercaladas. Las intercalaciones de baja resistividad tienen espesores aproximados de 3m.

Siguiendo la descripción litológica realizada en pozos profundos de la cuenca (Dirección Provincial del Agua, 1993; Producción SA, 1998), el material del acuífero libre se caracteriza como arenas gruesas a gravilla, cercana al río Pueblo Viejo, y arenas gruesas a medianas, con intercalaciones limosas, en la zona interfluvial.

Si bien no se observa un material lo suficientemente conductivo como para considerarse piso neto del acuífero, se observa una capa continua de menor resistividad (resistividad menor a 35 Ω m) entre los 30 y 50 m de profundidad (Figura 19), que puede presentar características de semipermeabilidad.

Debajo de esta capa semipermeable, en los SEVs de mayor apertura AB (SEVs 7, 5 y 2), se observa una segunda capa de resistividad media (resistividad entre 35-299 Ω m), que se interpreta como el acuífero semiconfinado.

En el PSEV 1, el material saturado presenta una capa de resistividad media (Figura 20), que evidencia la presencia de acuíferos. Esta capa no presenta límites de material conductivo superior ni inferior, por lo que el acuífero se encuentra libre, sin un piso neto (Res <20 Ω m) en profundidad. Se detectaron resistividades que corresponden a material acuífero hasta profundidades de 50-90 m.

Desde la porción media a sur (SEVs 18, 17, 16 y 15) las resistividades son superiores a 100 Ω m hasta los 10-20 m. de profundidad, a diferencia de la porción

interfluvial (SEVs 14 y 19), cuyas resistividades son inferiores a 100 Ωm en toda la profundidad explorada (Figura 20). En los SEVs 14, 15 y 20 se observan intercalaciones de material más fino, con resistividades entre 20-30 Ωm .

El material saturado, se conforma de arenas gruesas principalmente, con intercalaciones limo arenosas (Dirección Provincial del Agua, 1993).

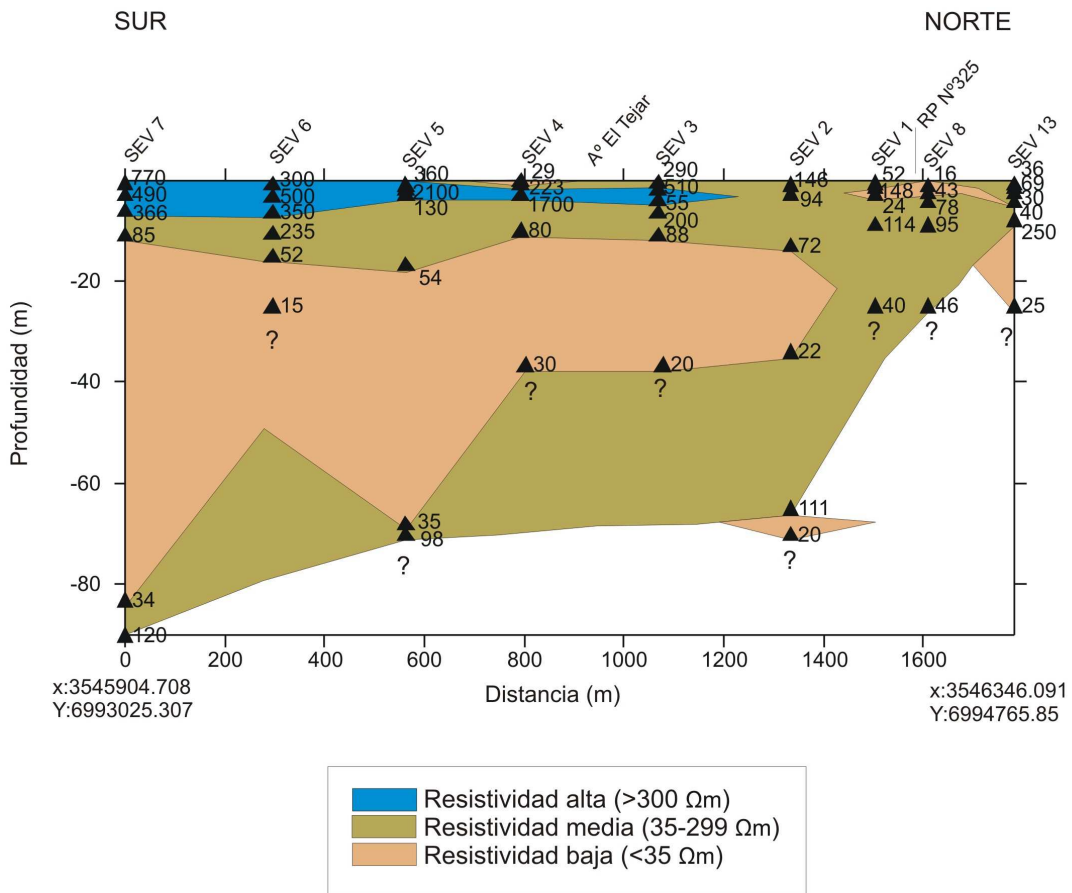


Figura 19. Perfil geoelectrico del PSEV2

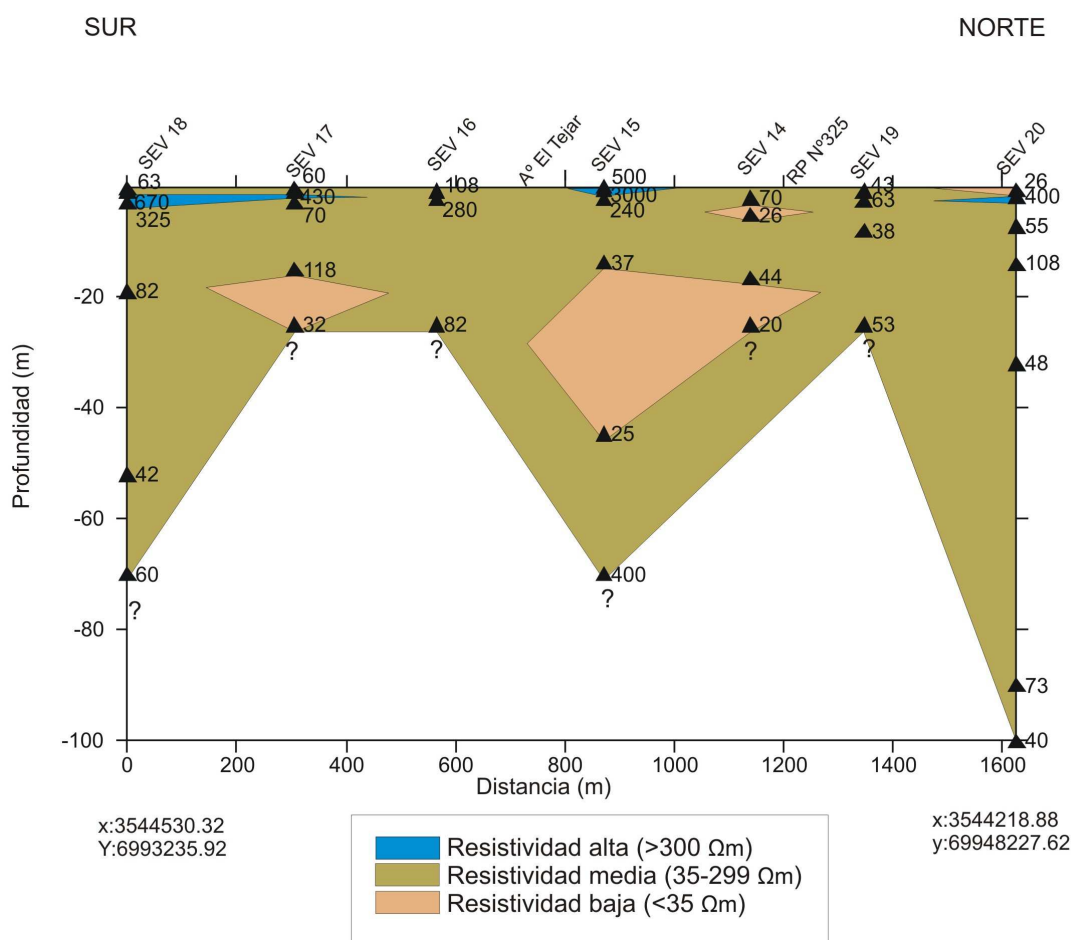


Figura 20. Perfil geoelectrico del PSEV1

El trabajo de García (2005), exploró, utilizando técnicas geofísicas, tres perfiles transversales en la cuenca del río Gastona (Tucumán, Argentina). Esta cuenca presenta la misma dirección y nacientes que la cuenca del río Balderrama, por lo que los perfiles de la zona pedemontana y de la llanura intermedia de la cuenca del río Gastona serían comparables, aunque a diferente escala espacial, a los realizados en la cuenca del arroyo El Tejar. En los perfiles de la cuenca del Gastona, se identificaron capas superiores, correspondiente al acuífero libre, de entre 10-300 Ωm con un espesor de 10 a 50 m, en la zona pedemontana y de 30-300 Ωm con un espesor de 5 a 30m en la llanura intermedia. Comparativamente, en la cuenca del arroyo El Tejar, la resistividad real y profundidad del acuífero libre, se presentan en el mismo rango de valores.

B.2. Parámetros hidráulicos formacionales

a) Composición mayoritaria del tamaño de grano, coeficiente de uniformidad y tamaño efectivo del material del subsuelo

El pozo 5 presenta un material de menor granulometría en los primeros 180 cm, con arena fina a muy fina, aumentando en profundidad a arena fina a media,

correspondiente a material acuífero. El material en general, es seleccionado ($f=2,66-3,0$) (Tabla 5).

El pozo 7, presenta en toda la profundidad analizada (hasta los 250cm), una granulometría uniforme de arena fina a muy fina, poco seleccionada ($f=3,7$).

El pozo 7a presenta un material más fino en superficie (hasta los 100 cm), de arenas finas a muy finas, que aumenta de granulometría en profundidad, a arenas finas a medias. El material acuífero, de los primeros metros (prof<250 cm), es muy bien seleccionado ($f=2,0$).

El pozo 8, presenta en toda la profundidad explorada (hasta los 160 cm), una granulometría de arena fina a muy fina, que aumenta la selección en profundidad, de muy poco seleccionado en superficie ($f=4,18$), ha seleccionado, a los 160 cm ($f=3,0$).

Tabla 5. Información granulométrica de muestras del subsuelo

	Prof (cm)	Granulometría	f	Tamaño efectivo	k de Breddin (m/día)
pozo 5	<120	arena fina a muy fina	2,66	0,09	8
	120-150	arena fina a muy fina	3	0,09	8
	150-180	arena fina a muy fina	2,85	0,11	8
	180-250	arena fina a media	2,67	0,19	54
pozo 7	<150	arena fina a muy fina	3,75	0,08	8
	150-250	arena fina a muy fina	3,71	0,08	15
pozo 7a	<100	arena fina a muy fina	3,41	0,08	6
	100-150	arena fina a muy fina	3,41	0,08	43
	150-190	arena media a fina	2,66	0,23	54
	190-220	arena fina a media	2,00	0,19	50
	220-250	arena fina a media	2	0,22	50
pozo 8	<50	arena fina a muy fina	4,18	0,08	25
	50-100	arena fina a muy fina	2,86	0,11	25
	100-160	arena fina a muy fina	3,00	0,08	6
pozo 9	<100	arcilla limo arenosa	2,40	0,08	4,3
	100-150	arena media a muy fina	4,66	0,09	43
	150-200	arena media a fina	5,71	0,11	54
pozo 10	<200	arcilla limosa	2,00	0,14	3,5
	250-280	arena fina a muy fina	3,69	0,10	30
	280-300	arena fina a muy fina	3,38	0,10	30
pozo 10 a	<300	arcilla limosa	1,44	0,07	3
	300-350	arcilla limosa	1,95	0,06	4,3

En gris se resaltan las muestras que corresponden a material del acuífero

El pozo 9, presenta una capa de granulometría muy fina y seleccionada ($f=2,4$) en superficie (hasta los 100 cm), compuesta por arcilla limo arenosa muy fina. En profundidad (100-200 cm) aumenta la granulometría, a arena media a fina o muy fina, con material muy poco seleccionado ($f=4,66-5,71$).

El pozo 10, presenta un material muy fino y muy bien seleccionado hasta los 200 cm de profundidad, con un aumento de granulometría de arena fina a muy fina, hasta los 300 cm explorados.

El pozo 10^a, presenta material muy fino hasta la profundidad explorada (350cm), con un material muy bien seleccionado ($f < 1,95$).

La porción no saturada del subsuelo, se compone de arenas finas a muy finas en la margen sur del arroyo y texturas más intercaladas y finas en la margen norte.

En general, en el material saturado del subsuelo, predominan las arenas finas, mezcladas con arenas medias o muy finas, presentando distintos grados de selección.

b) Conductividad hidráulica

Las curvas granulométricas acumuladas, construidas a partir del análisis granulométrico del material de los pozos 5, 7, 7a, 8 y 9, se encuentran comprendidas entre las curvas 3a y 6 de Breddin, que corresponden a permeabilidades estimadas de 65 y 4,3 m/día, respectivamente. En el caso de las curvas correspondientes a los pozos 10 y 10a, el límite inferior se extiende hasta la curva clase 9, cuya conductividad hidráulica estimada, es de 0,06 m/día (Anexo 2).

La permeabilidad, correspondiente al 50% del valor de la sumatoria del material retenido, en el pozo 5 fue de 8 m/día hasta los 180 cm, y en el último estrato muestreado (hasta los 250 cm), correspondiente a material acuífero, de 54 m/día (Tabla 5). En cuanto al pozo 7, la permeabilidad hasta los primeros 150 cm es de 8 m/día, aumentando a 15 m/día, en las primeras capas del acuífero (hasta 250 cm). El pozo 7a, presenta, hasta los primeros 100 cm, una permeabilidad de 6 m/día, y hasta los 250 cm, un promedio de 50 m/día. Hacia la margen izquierda más próxima al arroyo (pozo 8), la permeabilidad es de 25 m/día, hasta los primeros 100 cm, y disminuye a 6 m/día, desde los 100 a los 160 cm que se exploró. El pozo 9, presenta una permeabilidad superficial inferior (4,3 m/día) y a partir de los 100 cm, una permeabilidad promedio de 48 m/día, que corresponde, en parte, a material acuífero. En el pozo 10, los primeros 200 cm son menos permeables (3,5 m/día) que el resto de la profundidad explorada (30 m/día entre los 250-300 cm). Finalmente, el pozo 10a presenta una permeabilidad uniforme baja en toda la profundidad explorada (hasta los 350 cm, la permeabilidad está entre 3,0-4,3 m/día).

Los resultados de conductividad hidráulica, obtenidos de las medidas puntuales en campo, a pesar que son más representativos que los resultados obtenidos de los ensayos granulométricos, comparten la limitación de sólo representar las propiedades de la zona del subsuelo más próxima, que está explorada por el piezómetro.

En base a esta técnica, se observa que las permeabilidades son mayores para los primeros tiempos de observación (4 y 8 min), dado que para estos tiene mayor influencia la zona no saturada. Por el mismo motivo, las permeabilidades para estos tiempos presentan mayor variabilidad entre los pozos ($k=0,3 - 1,6$ m/día). En las permeabilidades calculadas para los tiempos 12 y 15 minutos, el rango entre pozos disminuye, entre $k= 0,16 - 0,36$ m/día, a excepción del pozo 8, cuyas permeabilidades son mayores, con valores de $k= 0,50 - 0,61$ m/día.

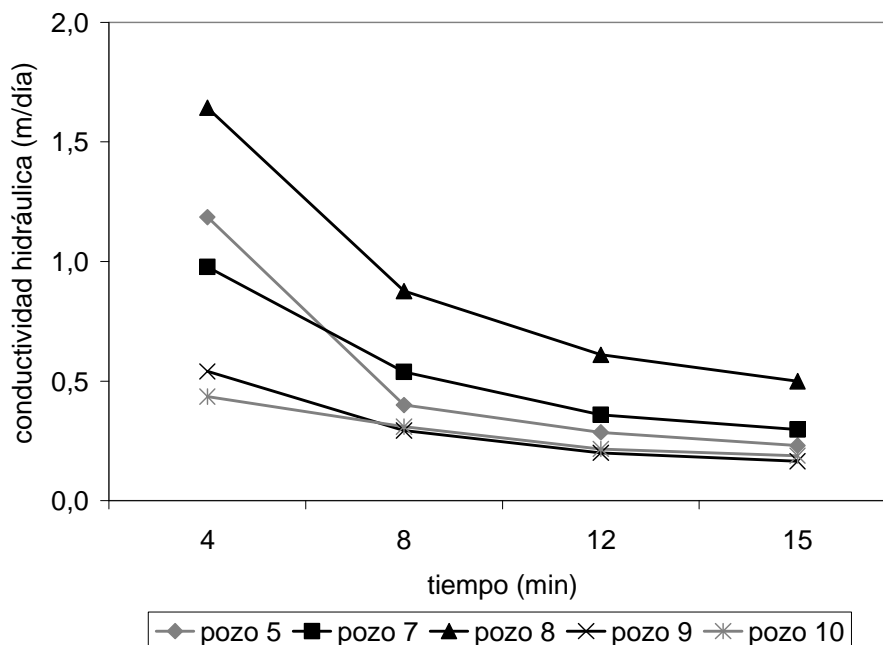


Figura 21. Conductividad hidráulica para cada pozo de ensayo, a los tiempos 4, 8, 12 y 15 minutos

La conductividad hidráulica promedio, de los primeros metros del acuífero, se calcula en 0,31 m/día. Este valor se obtuvo de promediar la permeabilidad calculada para cada pozo, para los tiempos 12 y 15 minutos.

Considerando la clasificación propuesta por Custodio y Llamas (1983) (Tabla 6), la permeabilidad promedio de 0,31 m/día, obtenida de las medidas puntuales de campo, caracteriza a los primeros metros del acuífero como pobre, algo permeable y conformado por arena fina. Por otra parte, la permeabilidad estimada por los análisis granulométricos, clasifica al acuífero como permeable, de

regular a bueno. Cabe destacar, que esta clasificación, responde a la importancia del acuífero para el abastecimiento humano, y no a una valorización ecológica.

Tabla 6. Clasificación de l subsuelo por la permeabilidad

Permeabilidad (m/día)	10^{-6}	10^{-5}	10^{-4}	10^{-3}	10^{-2}	10^{-1}	1	10	10^2	10^3	10^4
Calificación	Impermeable		Poco permeable		Algo permeable		Permeable		Muy permeable		
Calificación del acuífero	Acuícludo		Acuitardo		Acuífero pobre		Acuífero de regular a bueno		Acuífero excelente		
Tipo de material	Arcilla compacta Pizarra Granito		Limo arenosa Limo Arcilla Limosa		Arena Fina Arena limosa Caliza fracturada		Arena limpia Grava y arena Arena fina		Grava limpia		

Fuente: Custodio y Llamas, 1983

En el trabajo de García (2005), la permeabilidad de los primeros 20 m del acuífero de la cuenca del río Gastona, estimada a través ensayos de bombeo, granulométricos y por la fórmula de Hazem, varió entre 50-200 m/día. La diferencia con el arroyo El Tejar, puede responder a la diferencia en la profundidad para las que se estima la permeabilidad, en uno y otro trabajo.

Según lo anterior, se observa, que la porción del acuífero sobre la que se asienta el arroyo en estudio, presenta propiedades que permiten la interacción hidrológica, lo que posibilitaría, que siempre que el gradiente hidráulico tenga dirección hacia el arroyo El Tejar, el acuífero libre descargue en él, y desarrolle un caudal de base.

c) Resistencia transversal

Este parámetro, varió entre 289-2060 Ω m y responde a un patrón espacial. Los valores más altos, se presentan al sur del área de estudio, más cercanos al río Pueblo Viejo. En la zona central (interfluvio), los valores disminuyen y se observan indicios de aumento hacia la zona norte, en aproximación al río Mandolo (Figura 22).

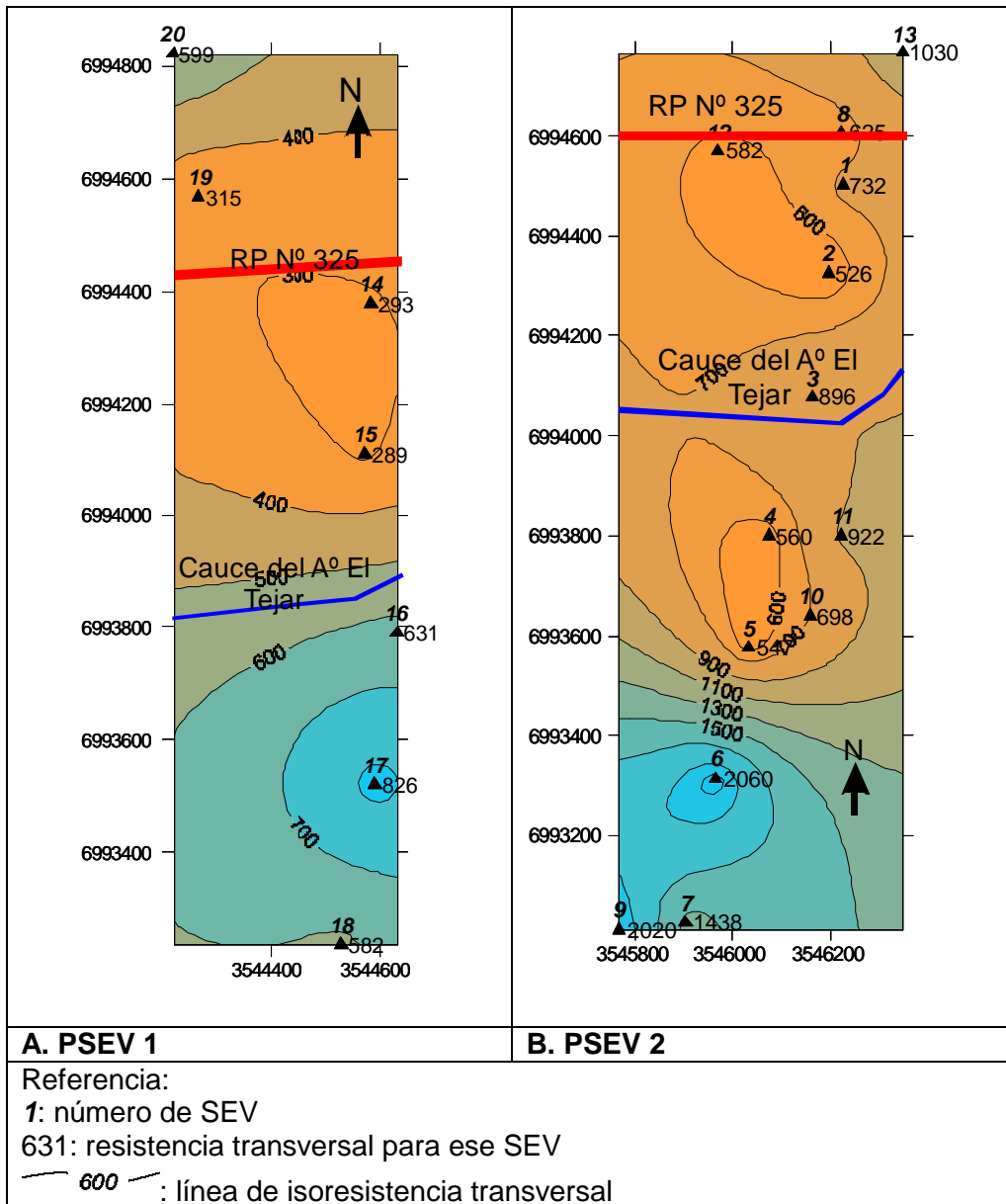


Figura 22. Mapa de líneas de isoresistencia transversal en los perfiles PSEV 1 y PSEV 2

C. ASPECTO CLIMÁTICO

C.1. El balance hidrológico del ciclo en estudio (julio 2008 - junio 2009)

Considerando la información brindada por la Estación Famaillá, el ciclo hidrológico en estudio, se caracterizó por ser más seco que el promedio anual, con 235,4 mm menos de precipitación (Figura 23).

Durante los meses de Octubre y Noviembre, las precipitaciones (PP) fueron mayores que las precipitaciones promedio de esos meses, y el mes de Enero, particularmente seco con respecto al promedio (113 mm menor al promedio). Las precipitaciones de Octubre, Noviembre y Diciembre significaron el 50% de las precipitaciones del ciclo.

La evapotranspiración potencial (EP) del ciclo en estudio es ligeramente mayor, que el promedio, en todos los meses.

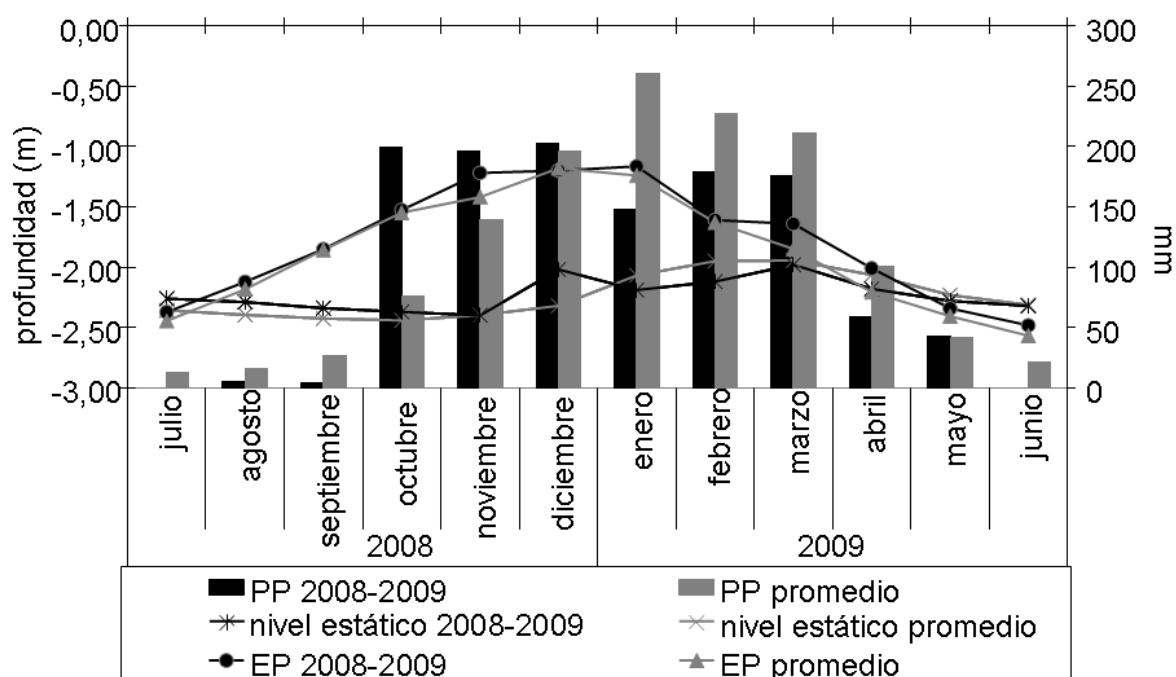


Figura 23. Variables hidrológicas promedio y para el ciclo 2008-2009 en la estación meteorológica Famaillá

Elaborado en base a Sección Agrometeorología INTA Famaillá, 2010.

Considerando el balance hídrico promedio, el período húmedo $[(EP-PP)>0]$ se inicia en Diciembre hasta Abril. Sin embargo para el ciclo considerado se observan las siguientes particularidades:

- Un período seco de Julio a Septiembre
- Un período húmedo de Octubre a Diciembre

- Un período seco relativo durante Enero
- Un segundo período húmedo de Febrero de Marzo.
- Inicios de otro período seco de Abril a Junio.

La relación EP-PP anual es deficitaria en 234,1 mm, para el ciclo Julio 2008-Junio 2009.

Estas variaciones en el balance hídrico, se reflejan en el nivel estático del acuífero libre. El nivel estático de los meses de Julio a Octubre es superior al promedio, ya que le antecedió un año particularmente lluvioso. En Noviembre, el nivel estático alcanzó la mayor profundidad, con un notable ascenso respecto al promedio en el mes de Diciembre, como respuesta a las importantes precipitaciones de los meses de Octubre y Noviembre. A diferencia del ciclo promedio, el ascenso de Diciembre no se sostiene, y durante Enero, el nivel freático desciende. Sin embargo, el descenso no es tanto, como para alcanzar los mínimos valores de los meses secos. Se observa un efecto retardado del ascenso del nivel freático respecto a las máximas precipitaciones, dado que la mínima profundidad se observa en Marzo, con valores muy próximos al promedio de ese mes. A partir de este mes se observa una curva de recesión, de mayor pendiente que el promedio. La recarga del acuífero se realizó desde los meses de Noviembre a Marzo.

C.2. Relación entre las precipitaciones y el nivel estático del acuífero libre

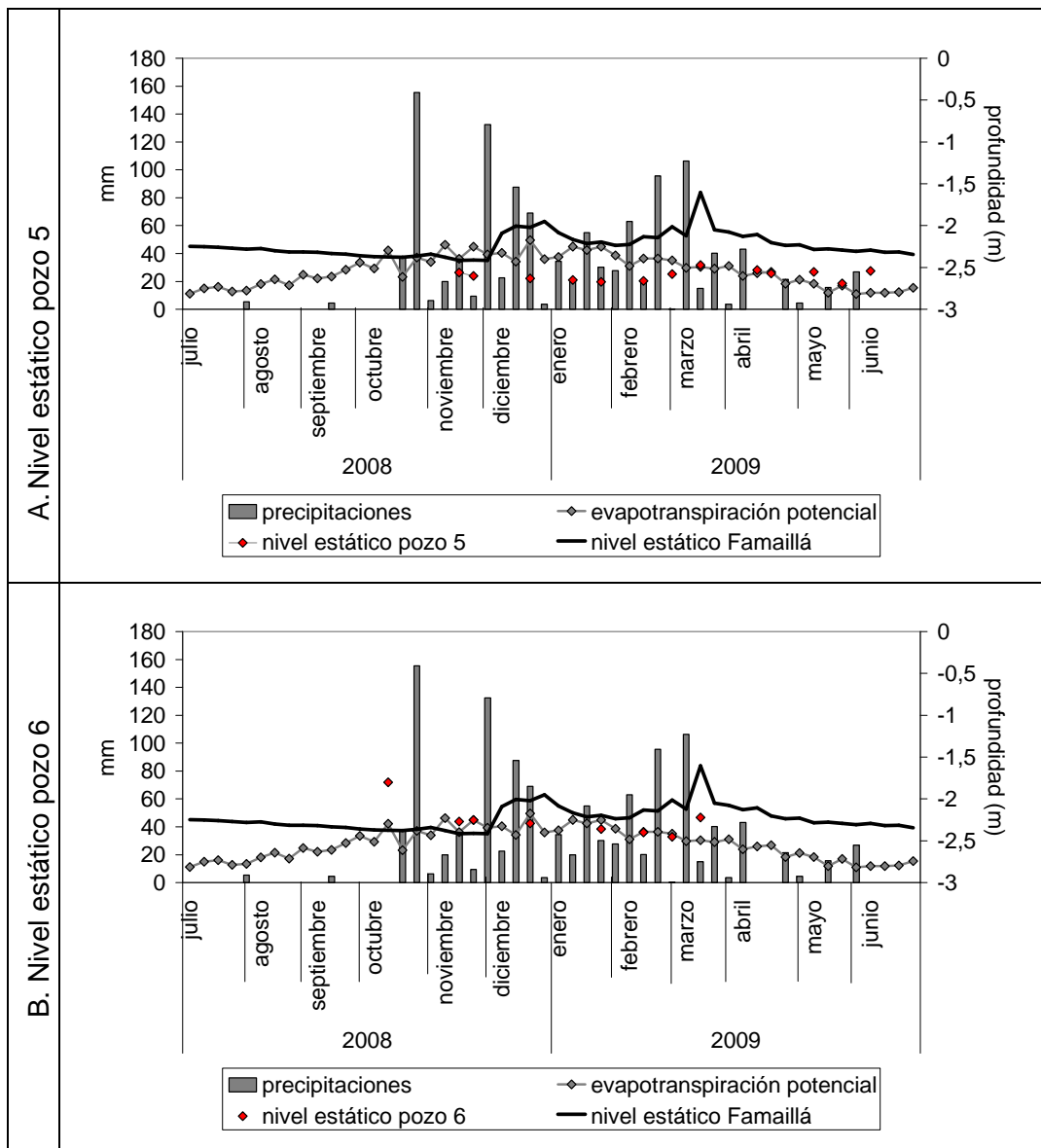
Los niveles estáticos del acuífero libre en el paisaje hidrológico, variaron entre 0,5-2,7 m de profundidad, a lo largo del ciclo hidrológico estudiado. Cada pozo presentó particularidades en cuanto al grado de variación, dependiendo de las propiedades hidráulicas.

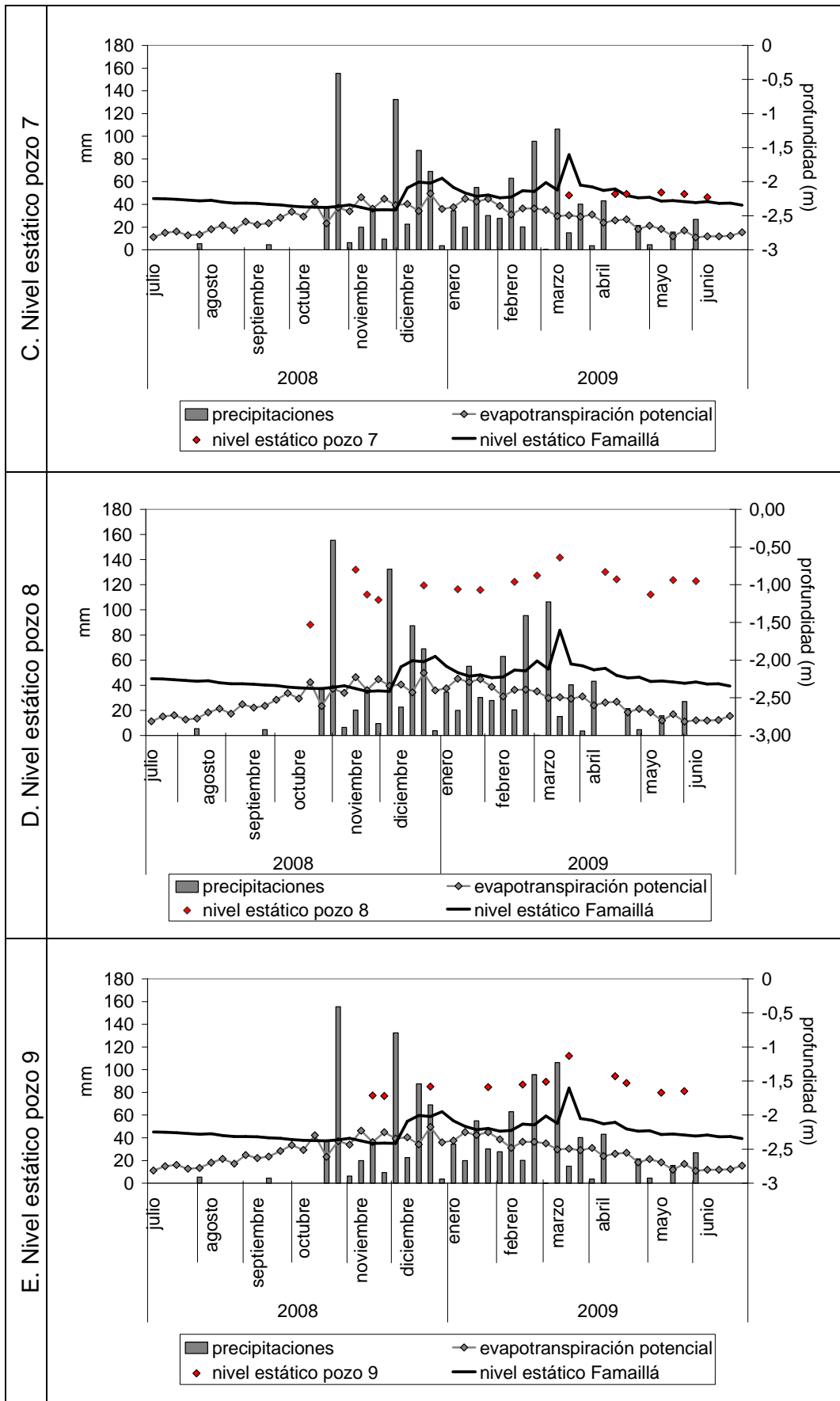
La observación de la variación de los niveles estáticos en el arroyo El Tejar, en relación a las precipitaciones (Figura 24 y Anexo 2), llevó a construir un modelo conceptual de recarga y descarga del acuífero libre:

1. **Primer ciclo de recarga y descarga:** Este primer ciclo de recarga, se debe a las precipitaciones de mediados de Octubre, y se registra en los primeros días de Noviembre. Es de muy baja magnitud, y el descenso es rápido. Las precipitaciones hasta fines de Noviembre, no son lo suficientemente altas como para atenuar el descenso o recargar. Se observa en los pozos más cercanos a los cursos de agua.
2. **Segundo ciclo de recarga y descarga:** Las precipitaciones de fines de Noviembre y mediados de Diciembre, provocan un ascenso que se detectó en

la medición de nivel de mediados de Diciembre. La curva de descenso se observa hasta las mediciones de mediados de Enero. Este segundo ciclo se observa en todos los pozos de observación, a excepción del pozo 5.

3. Tercer ciclo de recarga y descarga: Las precipitaciones de principios de Febrero, si bien no son marcadamente fuertes, provocan un ascenso en el nivel freático, que se observa en mediados de Febrero. El ascenso del nivel freático se observa hasta mediados de Marzo, donde se observa un máximo, para iniciar un lento descenso. Este tercer ciclo de recarga-descarga es el de mayor tiempo y grado registrado.





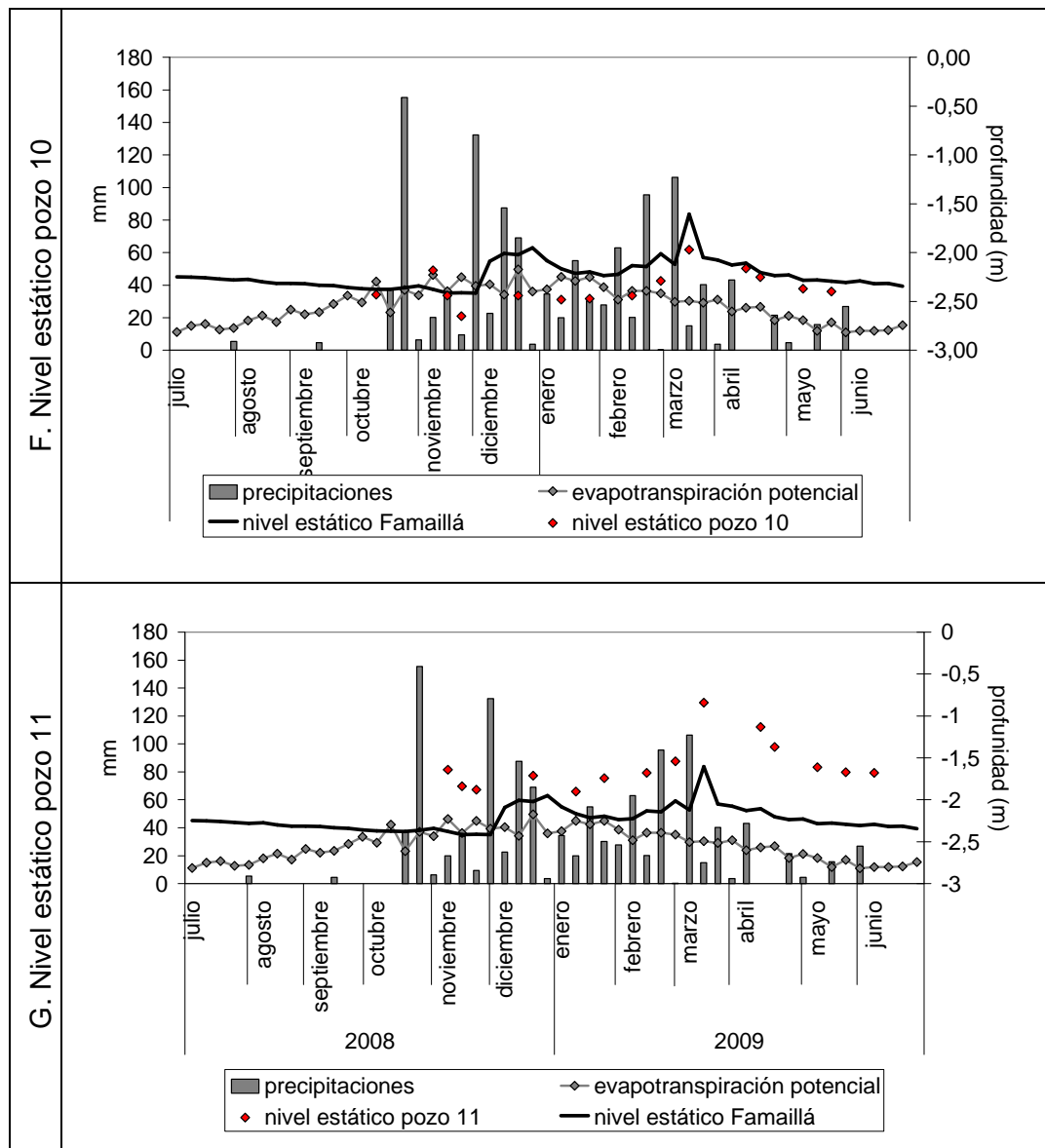


Figura 24. Precipitaciones y evapotranspiración potencial semanal para el ciclo Julio 2008-Junio 2009 vs nivel estático de cada pozo del paisaje hidrológico.

El segundo y tercer ciclo de ascenso y descenso también se observa en el nivel estático del acuífero libre estudiado en la Estación Famaillá (Figura 24). A diferencia de los niveles freáticos del arroyo El Tejar, en la Estación Famaillá, el tercer ciclo de ascenso de inicios de Marzo no es sostenido en el tiempo, sino abrupto, y de menor diferencia en el grado que el del segundo ciclo.

En el área de estudio, ante el mismo evento de recarga (precipitaciones), la magnitud de cambio en las curvas de ascenso y descenso del nivel freático, son variables entre un pozo y otro (Figura 24). Se observa que los pozos 8, 9, 10 y 11 presentan marcados ascensos y descensos a lo largo del ciclo hidrológico, a diferencia del pozo 5, cuyo ascenso en inicios de Marzo es poco notable, además de no registrarse el segundo ciclo de ascenso y descenso.

Según Custodio y Llamas (1983) la rapidez en la respuesta de recarga y descarga del nivel freático tiene una relación directa con la transmisividad del acuífero, e inversa al coeficiente de almacenamiento, la distancia al lugar de salida del agua y a la profundidad del nivel freático. En este sentido, los pozos 8 y 9 son de poca profundidad, se encuentran próximos al arroyo, lo que explicaría su rápida y pronunciada respuesta, que también es aplicable a los pozos 1 y 2 de la zona alta (Anexo 2). El pozo 10, se encuentra cercano a la zona de descarga denominada ZE4.

La estabilidad del nivel estático del pozo 5, estaría dado por la poca influencia de los cuerpos superficiales (dada la distancia) y una buena capacidad de almacenamiento del acuífero.

Dada la discontinuidad de las mediciones en los pozos 6 y 7, no se pueden tomar conclusiones respecto a lo anterior.

d) Movimiento lateral del agua en el acuífero

El flujo de dirección oeste – este presentó, un gradiente hidráulico entre 2.5 a 3.5 m/km, a excepción del gradiente que se presenta entre los pozos 1 y 3, que se encuentra entre 1-2 m/km (Figura 25). Esta dirección se mantiene constante, y es de esperar, que el acuífero libre descargue en el arroyo cuando lo intercepta transversalmente, principalmente en las zonas de meandro.

Se observa un aumento del gradiente hacia el paisaje hidrológico para la fecha 5/3/2009 hasta la fecha 14/4/2009.

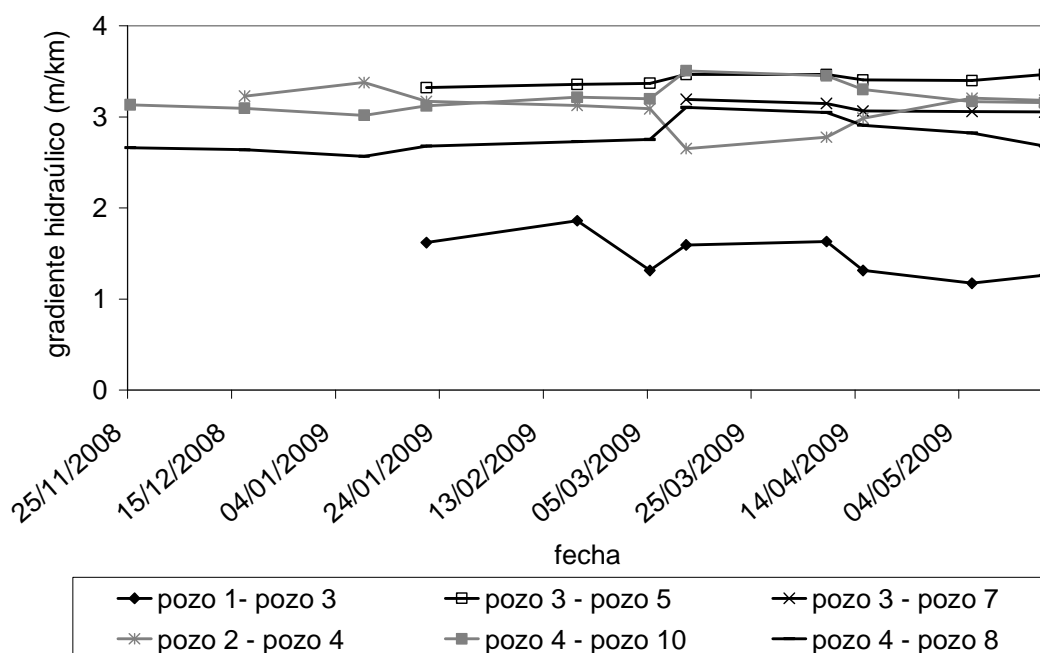


Figura 25. Gradiente hidráulico paralelo al cauce

En cuanto a la interacción transversal entre el acuífero y el arroyo (Figura 26; Figura 27), en el paisaje hidrológico, se observa que:

- Los gradientes hidráulicos son bajos, entre 0 a 3 m/km, variables de dirección y de magnitud a lo largo del ciclo hidrológico.
- Desde el 17/12/2008 al 12/3/2009, el pozo 8, el más cercano al arroyo (3 m de distancia), es el que presentó mayor cota respecto a los pozos cercanos (pozos 9, 10, 5 y 6), aunque en este período no se contó con información del pozo 7, dado que aún no estaba construido.
- Aunque con una serie incompleta, se puede observar, que el pozo 7, presenta niveles estáticos mayores que los pozos cercanos al mismo (pozos 5 y 8), durante la época de bajas precipitaciones acumuladas, evidenciando un área de recarga del acuífero y una desconexión del área del pozo 5, respecto al arroyo. Estos cambios en la dirección de flujo estarían relacionados con la cercanía del río Pueblo Viejo (el acuífero descargaría en él), con la presencia de la zona alta (ver apartado de “Forma del Terreno”) sobre la margen derecha más próxima al arroyo, que se caracterizó por un material de arena fina a muy fina o a media (ver apartado Configuración geológica, datos de los pozos 7 y 7a).

- En la margen izquierda, existe un gradiente hidráulico marcado hacia el pozo 10, a lo largo de todas las fechas de observación. En esa zona no se observaron valores de permeabilidad que explicaran este comportamiento, pero sí se observa que el mismo se encuentra próximo a una terraza del arroyo, que se definió como zona preferencial de descarga del acuífero (ver apartado “Forma del Terreno”), y el meandro que forma el arroyo, es transversal a la dirección de flujo regional del acuífero. Esto indicaría que el acuífero próximo al pozo 10 descarga en el meandro. Esta observación, remarca la importancia de la forma del cauce al momento de plantear este tipo de investigación.
- Durante el tercer ciclo de recarga del acuífero, los pozos circundantes al arroyo, presentan mayores niveles estáticos, evidenciando una recarga del cauce sobre el acuífero. No se pudo registrar si el arroyo se comportó como afluente en el acuífero en el primer ciclo de ascenso y descenso.
- Durante las estaciones de bajas precipitaciones acumuladas, el acuífero libre asociado a la margen derecha del cauce presenta un carácter de mayor afluencia sobre el cauce.

En recorridas de campo se observó que el cauce presentaba agua hasta fines de Agosto de 2009, a pesar que las últimas precipitaciones ocurrieron en Mayo de 2009 (Sección Agrometeorología INTA Famailá, 2010). Desde el punto de vista funcional de los reservorios de agua, este aporte a lo largo del tiempo, importa tanto o más que la cantidad de agua de interacción (Manzano, 2005). Cabe recalcar que la presencia de agua no se observaba como caudal circulante, sino como lentes en tramos de hondonadas del cauce. Según esto, a pesar de los bajos gradientes, cuando la permeabilidad y el coeficiente de almacenamiento del acuífero son buenos, la interacción entre el acuífero y el cauce superficial es alta y sostenida en el tiempo (Winter, 2007).

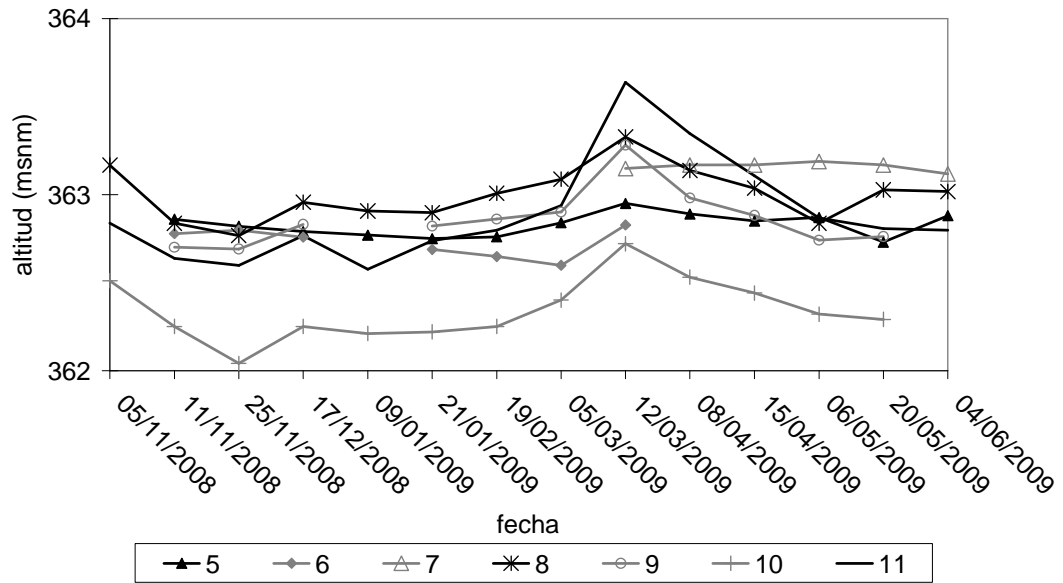


Figura 26. Niveles estáticos en pozos del paisaje hidrológico a lo largo del ciclo Noviembre 2008- Junio 2009

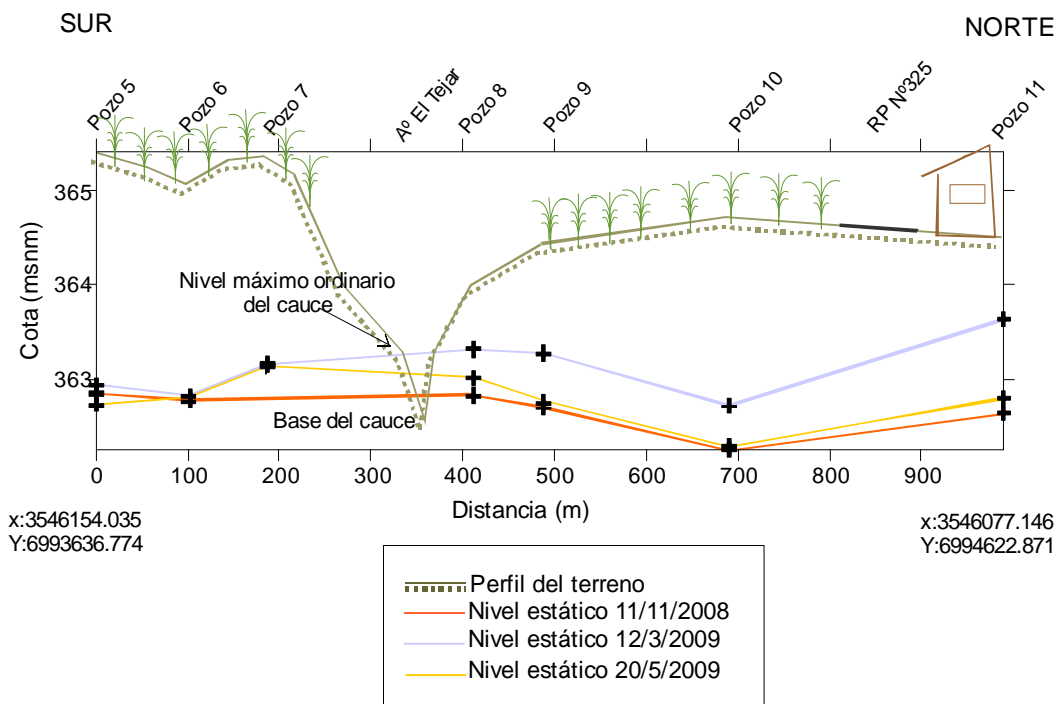


Figura 27. Perfiles transversales del nivel freático en la cuenca para diferentes fechas

D. MODELO DEL PAISAJE HIDROLÓGICO

El paisaje hidrológico corresponde a un ambiente de llanura, con pendiente menor al 0,4%, que recibe la recarga principal desde el oeste.

El cauce es simple, meandrante, con la margen derecha o sur de mayor cota que la margen izquierda o norte. La profundidad del cauce es de 1,4 m respecto a la margen izquierda con un ancho aproximado de 2,5 m.

Aguas debajo del paisaje, se identificó una zona preferencial de descarga del acuífero libre en el cauce superficial.

El acuífero se encuentra libre y su límite inferior se identificó entre los 11-20 m de profundidad. El material del subsuelo de la margen derecha del arroyo, se caracterizó como de llanura aluvial, correspondiente a depósitos del río Pueblo Viejo. Mientras, la margen izquierda, corresponde a un ambiente interfluvial, entre los ríos Pueblo Viejo y Mandolo.

El subsuelo no saturado (prof \leq 2,5 m), está compuesto principalmente por arenas finas a muy finas sobre la margen derecha, mientras que el material es más fino (arcilla limosa o arcilla limo arenosa) e intercalado en la margen izquierda. Estas texturas permiten que el agua del suelo en exceso y los solutos presentes, lixivien hacia el acuífero libre.

Por otra parte, el material acuífero está compuesto principalmente por arenas finas, mezcladas con arenas medias o muy finas, presentando distintos grados de selección.

La porción del acuífero sobre la que se asienta el arroyo, presenta propiedades de permeabilidad que permite la interacción hidrológica.

Las precipitaciones son la principal fuente de recarga del acuífero, por lo que la lixiviación desde el subsuelo no saturado presenta interés en los parámetros de calidad del agua del acuífero.

El paisaje hidrológico recibe recarga horizontal desde el oeste, con gradientes hidráulicos a favor bajos, entre 2,5-3,5 m/km.

El mayor impacto de afluencia del acuífero en el cauce se observa, cuando en los meandros, el arroyo toma dirección norte-sur o viceversa e intercepta transversalmente al acuífero.

En cuanto a la interacción transversal entre el acuífero y el cauce, sólo el acuífero más próximo interacciona directamente, debido a que el cauce es pequeño, tanto en tamaño como en profundidad.

La relación de afluencia del arroyo en todo el acuífero se presentó, sólo en la época de máximas precipitaciones acumuladas. En el resto del período, el acuífero de la margen derecha es afluente mientras la de la margen izquierda es efluente. Estas diferencias se explican por la influencia de la zona preferencial de descarga del cauce, que se encuentra aguas abajo del paisaje hidrológico.

En este trabajo, las relaciones de afluencia-efluencia, entre el cauce y el acuífero, resultaron de difícil interpretación. Ello responde en parte, a que el gradiente topográfico entre los pozos de observación es menor que en otros trabajos (Figura 28), y que en combinación con la conductividad hidráulica, esto refleja un suave gradiente hidráulico, de dirección poco clara. Se le suma a ello, la sinuosidad del cauce (condicionado por la topografía y la configuración geológica), que generó áreas preferenciales de exfiltración, que modifican las relaciones de afluencia – efluencia.

Por otra parte, el área de influencia del cauce, es reducida respecto a la distancia de los pozos de monitoreo, por lo que no se pudo observar, en continuo, la dirección de flujo del acuífero libre. Por ello, y para futuras investigaciones, se debe tener en cuenta un diseño de disposición de pozos acorde a la forma del terreno y a la configuración geológica (Varela et al., 1999; Burt et al., 2002).

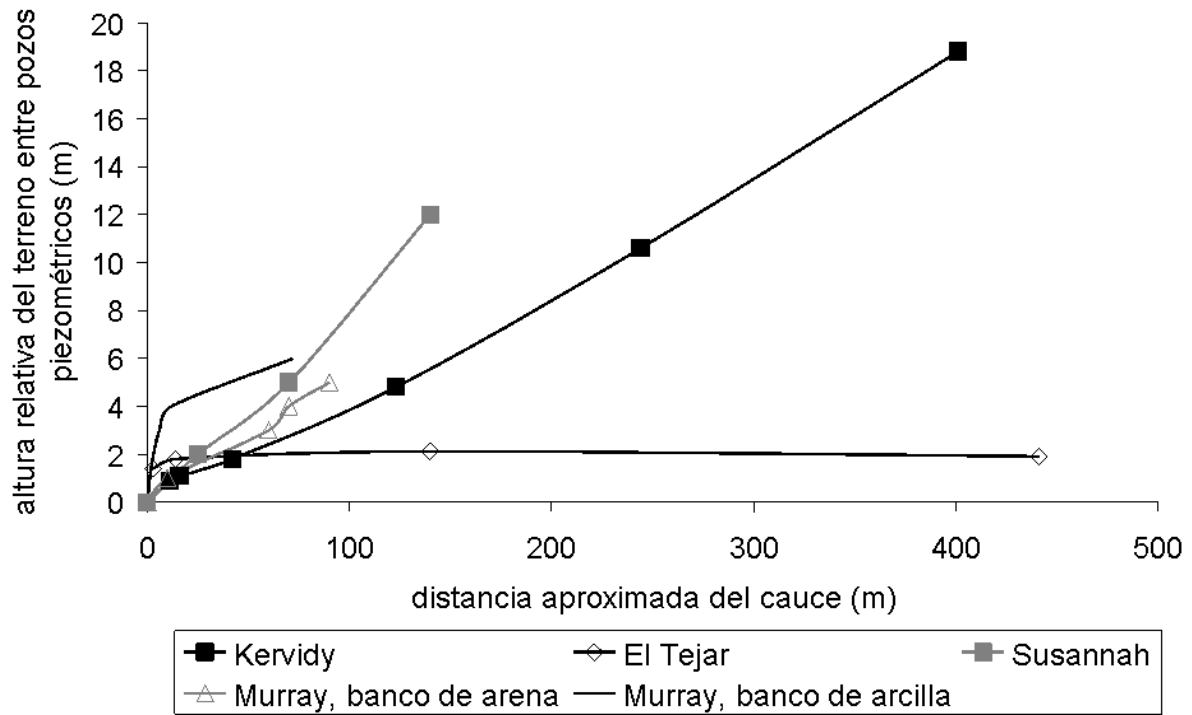


Figura 28. Ubicación, según distancia del cauce y topografía, de los pozos de observación en diferentes cuencas de estudio

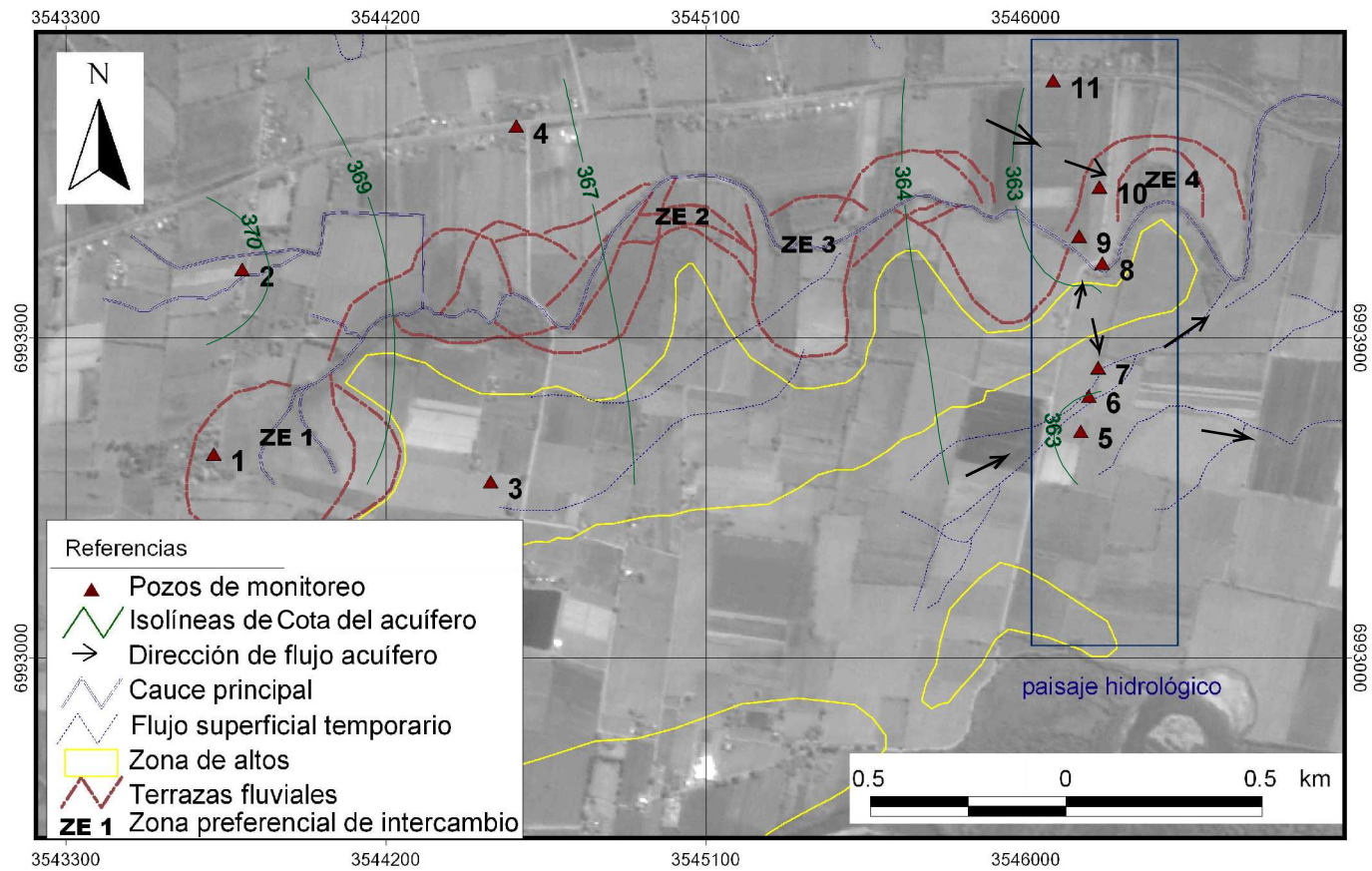


Figura 29. Modelo de flujo del acuífero en el paisaje hidrológico durante la época de bajas precipitaciones acumuladas (fecha modelo: 20/05/09)

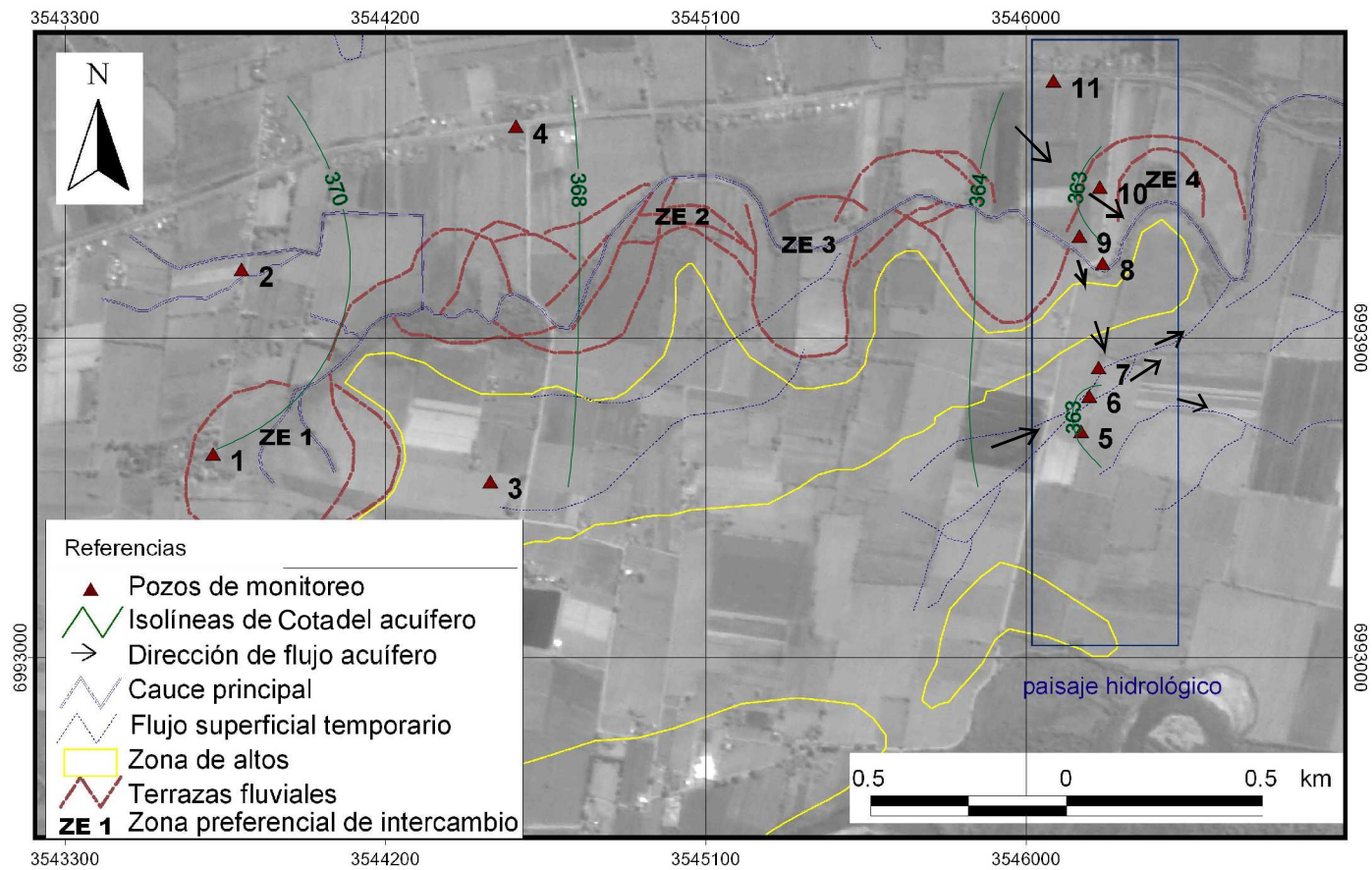


Figura 30. Modelo de flujo del acuífero en el paisaje hidrológico durante la época de altas precipitaciones acumuladas (fecha modelo: 12/03/09)

Capítulo VII. INTERACCIÓN DE COMPUESTOS NITROGENADOS ENTRE EL ACUÍFERO LIBRE Y EL ARROYO EL TEJAR: RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A. CARACTERIZACIÓN DE LAS CONCENTRACIONES OBSERVADAS

El análisis de las medidas de resumen (Tabla 7), se realizó, considerando los valores obtenidos en cada punto de observación de cada variable, para cada fecha de muestreo.

En el acuífero libre y el cauce superficial, la variable pH es la de menor coeficiente de variación (CV) a lo largo de las fechas de observación (CV entre 5,3 y 6,3 %), seguido por la conductividad eléctrica con coeficientes de variación entre 10 y 44%. Mientras los nitratos y amonio son los de mayor variabilidad (CV de nitrato entre 10 y 79,5%, y CV de amonio entre 37,5 y 176,5 %) (Tabla 7).

El pozo 5 presentó un pH levemente ácido, potenciales redox con valores positivos (máx=182) y negativos (mín= -87), a lo largo del ciclo analizado, y conductividades eléctricas entre 0,13-0,43 mS/cm. El potencial redox y la conductividad eléctrica presentan los mayores desvíos estándares de los pozos observados (DE=111 mV y DE= 0,11 mS/cm respectivamente).

El pozo 6 presentó problemas durante el muestreo, dado que en algunas fechas, el volumen recogido era menor al que se requería para los análisis, por lo que no se pudo obtener la serie completa en el tiempo de todas las variables y se debió cambiar el sitio de muestreo por el pozo 7.

En estos pozos, los valores de pH registrados, son levemente ácidos, con conductividad eléctrica entre 0,09 a 0,19 mS/cm. Durante todas las estaciones muestreadas, los valores de potencial redox se encontraron por encima del cero, con el menor desvío estándar de los pozos (Tabla 7).

El pozo 9 presentó valores de pH entre 5,70 a 6,64, la media de potencial redox fue de -6 mV, con un coeficiente de variación igual a 72, con valores mínimos y máximos de -54 y 134 mV, respectivamente. La conductividad eléctrica presenta valores estables entre 0,20 a 0,26 mS/cm.

El pH del pozo 10 se presentó entre 5,82 y 6,72. La conductividad eléctrica de este pozo es la de mayor media (MED de conductividad eléctrica = 0,37) (Figura 36.), seguido por el pozo 5, aunque con mayor estabilidad en el tiempo (DE= 0,06).

El potencial redox medio es negativo (MED de potencial redox = -38), con fechas con valores positivos.

Tabla 7. Medidas de resumen de las variables químicas en el acuífero libre a lo largo del ciclo hidrológico

	Variable	n	Media	Desvío Estándar	Coficiente Variación	Mínimo	Máximo
Pozo 5	pH	6	6,09	0,38	6,26	5,66	6,51
	ORP (mV)	6	25	111		-87	182
	Conductividad eléctrica (mS/cm)	6	0,26	0,11	44,28	0,13	0,43
	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	6	12,4	8,7	70,15	1,05	22,87
	N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	6	8,94	2,39	26,7	7,09	13,61
Pozo 6	pH	3	5,87	0,24	4,13	5,72	6,15
	ORP (mV)	3	146,67	51,01	34,78	95	197
	Conductividad eléctrica (mS/cm)	3	0,11	0,03	28,36	0,09	0,15
	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	3	2,56	0,93	36,47	1,98	3,64
	N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	3	2,38	0,57	23,74	1,8	2,93
Pozo 7	pH	1	6,46				
	ORP (mV)	1	116				
	Conductividad eléctrica (mS/cm)	1	0,19				
	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	2	3,75			2,82	4,69
	N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	2	1,74			0	3,48
Pozo 9	pH	6	6,18	0,36	5,86	5,68	6,64
	ORP (mV)	6	-6	72		-54	134
	Conductividad eléctrica (mS/cm)	6	0,23	0,02	10	0,2	0,26
	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	6	4,2	2,07	49,35	2,35	7,72
	N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	6	4,19	1,63	38,95	2,56	6,59
Pozo 10	pH	6	6,14	0,33	5,33	5,82	6,72
	ORP	6	-38	64		-78	90
	CE	6	0,37	0,06	17,48	0,25	0,44
	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	6	21,21	8,89	41,9	9	34,12
	N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	6	5,88	2,69	45,7	1,75	9,95
Arroyo	pH	6	6,29	0,4	6,31	5,8	6,94
	ORP	6	63,17	64	101,33	-39	136
	CE	6	0,15	0,01	9,71	0,13	0,17
	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	6	0,07	0,13	176,49	0	0,31
	N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	6	0,99	0,78	79,42	0	1,74

El agua del arroyo presenta un pH promedio levemente más básico que el del acuífero libre, pero aún con valores dentro de la acidez, un potencial redox promedio positivo (MED=63 mV) y una conductividad eléctrica baja (MED=0,15 mS/cm), con el menor desvío estándar (DE= 0,01) registrado.

En cuanto a las especies nitrogenadas, en el pozo 5 las concentraciones de amonio presentan valores entre 1 a 23 mg/L de N-NH₄⁺. El desvío estándar de 9 mg/L de N-NH₄⁺, es similar al del pozo 10, siendo los máximos observados. El

nitrato presenta un desvío estándar igual a 2,39, con valores mínimos y máximos de 7 a 13,6 mg/L de N-NO₃⁻.

En el pozo 9, los valores de amonio y nitratos presentan medias aproximadas (MED de amonio = 4,2 mg/L de N-NH₄⁺; MED de nitrate = 4,19 mg/L de N-NO₃⁻), aunque con leves diferencias en el desvío estándar de cada una de ellas.

El pozo 10, presenta mayor concentración de amonio que de nitratos en todas las fechas, con valores medios de 27,1 mg/L N-NH₄⁺ y 6 mg/L N-NO₃⁻. La concentración media de amonio, es la más alta respecto al resto de los pozos. La media de los nitratos es el segundo más alto luego de los observados en el pozo 5 (Figura 36.).

Finalmente, el agua del arroyo, presentó valores de amonio con un rango entre debajo de los límites detectables hasta 0,3 mg/L N-NH₄⁺. Mientras, los nitratos, presentaron la menor media (MED = 0,99 mg/L N-NO₃⁻) de los sitios muestreados, con un rango entre debajo de los límites detectables hasta 1,74 mg/L N-NO₃⁻.

En todas las fechas de los pozos 5 y 10, a excepción de la fecha 1 en el pozo 5, se presentó mayor concentración de amonio que de nitrate. Mientras que en los pozos 6, 7, 9, la relación concentración de nitratos respecto a concentración de amonio, se presenta próxima o menor a 1 en todas las fechas. En el cauce superficial, los nitratos siempre presentaron mayor concentración que el amonio.

En comparación a todo al acuífero libre de la cuenca del río Salí (Nicolli et al, 2000), la concentración de nitratos de la cuenca del arroyo El Tejar, se encuentra dentro de los rangos observados.

Siguiendo la clasificación propuesta por Thorburn et al. (2003) para agua subterránea, sólo una muestra presentó concentraciones altas de nitratos, el resto de las muestras, en los diferentes pozos y a lo largo del ciclo estudiado presentaron concentraciones medias y bajas.

La información de agua superficial relevada en el trabajo de Nicolli et al. (2002), arroja valores de nitratos entre 0,052 a 7 mg/L N-NO₃⁻, rango en el que se encuentran las concentraciones observadas en este arroyo (entre por debajo de los límites de detección y hasta 1,74 mg/L N-NO₃⁻) (Tabla 8). Cabe destacar que en el rango de concentración que informan Nicolli et al. (2000), se incluyen cauces altamente contaminados de toda la provincia, sumado a que se desconoce la fecha del muestreo.

Comparativamente al trabajo de Hidroeléctrica Tucumán SA y Medio Consultora Evaluaciones y Servicios Ambientales (2008) e Hidroeléctrica Tucumán SA (2009), las variables conductividad eléctrica y nitratos, se encuentran próximas, aunque levemente mayores (Tabla 8). Se debe considerar que los cauces son de diferente caudal, pero se carece de este dato, por lo que no se puede comparar la carga de nutrientes.

Por otra parte, los valores de nitrato de la cuenca del arroyo El Tejar se presentan próximos a los informados para otras cuencas cañeras del mundo (Southwick et al., 2002; Yu et al., 2008) (Tabla 8).

Tabla 8. Valores de referencia de N-Nitratos en otros cauces superficiales de importancia

Cuenca	Conc de N-Nitratos (mg/L)
Arroyo El Tejar	0 - 1,74
Río Pueblo Viejo – Tucumán (Hidroeléctrica Tucuman SA y Medio Consultora Evaluaciones y Servicios Ambientales, 2008 e Hidroeléctrica Tucuman SA 2009)	0,05 - 0,27
Cuenca del Salí (Nicolli et al., 2000)	0,05 - 7
Vermilion –Teche, Louisiana (Southwick et al., 2002)	<0,45
St James Canal, Louisiana (Yu et al., 2008)	<8

En cuanto a la eutrofización, no se encontraron valores de referencia para el área de estudio, por lo que, siguiendo lo propuesto por Bianchi (2005), se compararon los valores de nitratos con lo propuesto por Wetzel (1975) para cuerpos lénticos (Tabla 9).

Tabla 9. Valores de referencia de eutrofización propuesto por Wetzel (1975) en Bianchi (2005)

Valor de referencia (N-nitrato en mg/L)	Clasificación
0 – 0,23	Oligotrófico
0,23 – 1,13	Mesotrófico
1,13 – 11,36	Eutrófico

Considerando la media (Tabla 7) el arroyo El Tejar es oligotrófico, sin embargo si se considera las variaciones temporales, presenta estados variables de oligotrofia-mesotrofia y eutrofia (Figura 38). Se debe destacar, que la clasificación que se está presentando, responde sólo a la caracterización de los nitratos, por lo que resulta incompleta si se desea obtener una clasificación global del cauce.

B. INTERACCIÓN ENTRE LAS VARIABLES QUÍMICAS

Las correlaciones entre las variables químicas del acuífero libre se presentan en la Tabla 10. Según esto, el amonio tiene una relación directa fuerte con la conductividad eléctrica ($r=0,86$), a la vez que presenta una fuerte correlación

inversa con el ORP ($r = -0,65$). La conductividad eléctrica presenta la misma dirección y grado de correlación con la variable ORP ($r = 0,76$) que el amonio.

Tabla 10. Coeficientes de correlación de Pearson y significancia¹ entre las variables químicas del acuífero libre

	pH	ORP	CE	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻
pH		0,23	0,12	0,53	0,98
ORP	-0,26		4,7E-05	9,6E-04	0,71
CE	0,34	-0,76*		2,8E-07	0,46
NH ₄ ⁺	0,14	-0,65*	0,86*		0,45
NO ₃ ⁻	4,3E-03	-0,09	0,17	0,17	

¹Hacia la derecha del sombreado se muestran las probabilidades, hacia la izquierda los coeficientes de correlación. * correlaciones significativas.

La relación directa entre la conductividad eléctrica se explica dado que el amonio es un componente importante en la definición de la conductividad eléctrica, y está asociado a otros compuestos, que aportan a la misma, tales como materia orgánica disuelta (Rivett et al., 2006) (Figura 31).

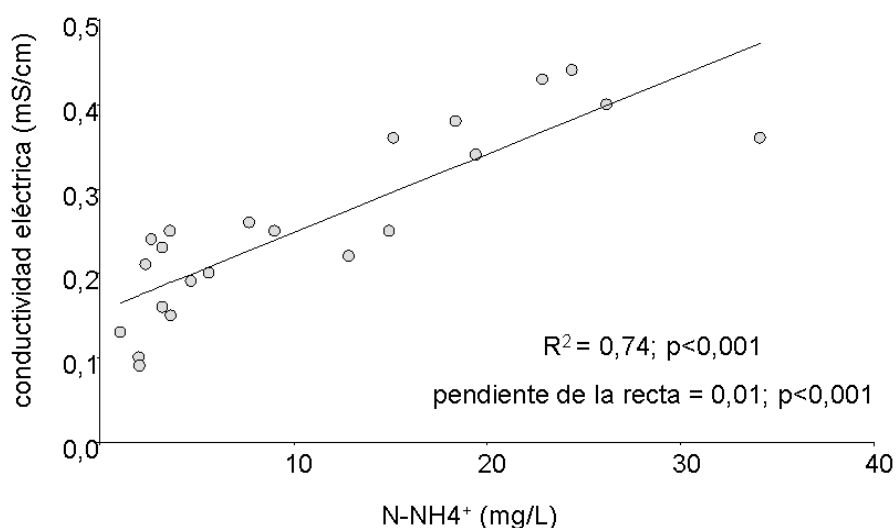


Figura 31. Relación amonio - conductividad eléctrica en el sistema acuífero libre

La falta de correlación entre las variables conductividad eléctrica y nitrato, indica que este compuesto no es significativo en la determinación de la conductividad eléctrica, y por lo tanto en los solutos del sistema (Tabla 10).

Por otra parte, el potencial redox y el amonio presentan una relación inversa significativa (Figura 32). El potencial redox indica la relación entre sustancias oxidadas y reducidas presentes en una solución. Valores altamente positivos indican predominancia de especies oxidadas, valores próximos a cero o negativos, indican predominancia de especies reducidas (Cole, 1988), por lo que es de esperarse que se cumpla esta relación inversa entre el potencial redox y el amonio.

Debe destacarse, que las concentraciones de amonio son bajas en el pozo 9, por lo que el bajo potencial redox (menor a 0 mV) estaría dado por otras especies reductoras disueltas.

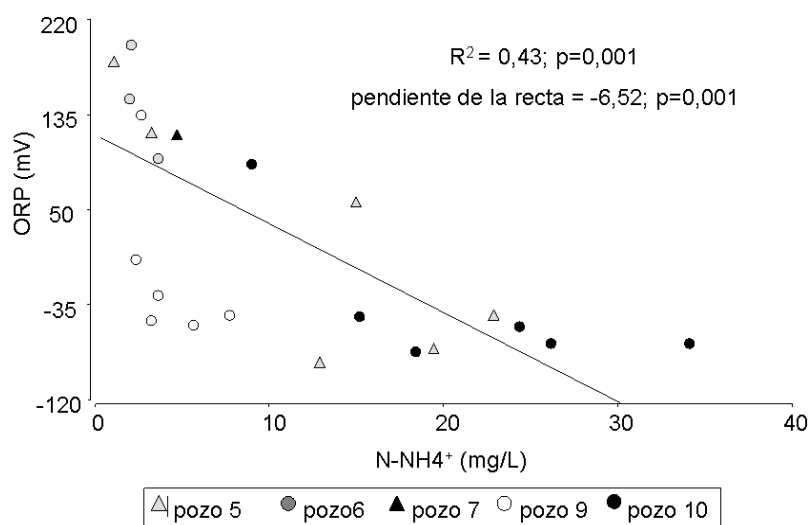


Figura 32. Relación amonio – ORP en el sistema acuífero libre

La presencia de amonio en el acuífero libre puede tener orígenes alóctonos o autóctonos. Entre los principales orígenes alóctonos, está la lixiviación de las excretas de animales, de los fertilizantes orgánicos e inorgánicos sin nitrificar y de la disposición de las excretas humanas, siendo uno de los principales indicadores de este último tipo de contaminación. En este sentido, la presencia del mismo en el acuífero libre se encuentra asociada a una carga orgánica fuerte.

Si bien, el amonio, al tener una carga positiva, es considerado como de baja movilidad en el subsuelo no saturado, la saturación química de este compuesto puede exceder los límites de retención del suelo y provocar que estos se lixivien (Rivett et al., 2006).

La amonificación del nitrógeno orgánico constituye una de las fuentes autóctonas de amonio en el acuífero, junto con la liberación del amonio por parte de los sedimentos en ambientes reductores (Wetzel, 1981).

Los ambientes reductores favorecen a la acumulación de amonio, dado que no puede oxidarse en forma de nitrato, llevando a que valores bajos o negativos de potencial redox estén asociados a altas concentraciones de amonio (Wetzel, 1981; Lamontagne et al., 2002; Lamontagne et al., 2003).

Si bien no se observó una correlación significativa entre los valores de potencial redox y la concentración de nitratos (Figura 33), es importante desarrollar la relación que se presenta entre estas dos variables.

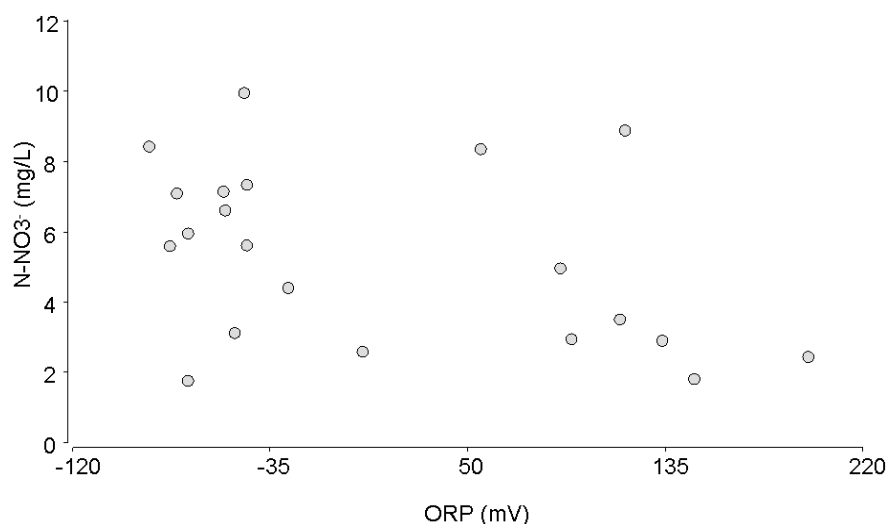


Figura 33. Relación nitrato – ORP en el sistema acuífero libre

El potencial redox está relacionado con dos procesos bioquímicos importantes del ciclo del nitrógeno, respecto a la concentración de nitrato: la nitrificación y la denitrificación (Wetzel, 1981; Cole, 1988; Cey et al., 1999; Thorbourn et al., 2003; Kyoung-Ho et al., 2009).

En la cuenca en estudio, a pesar que los potenciales redox registrados (200 a -120 mV) se encuentran en los rangos de la denitrificación (Wetzel, 1981; Cey et al., 1999; Thorbourn et al., 2003), se observa presencia de nitrato en el acuífero libre. Esto quiere decir que el proceso de denitrificación no es totalmente efectivo tanto por posibles problemas en los parámetros que regulan la denitrificación (pH, temperatura, relación carbono – nitrógeno) (Bernal et al., 2007; McCarty et al., 2007), como por que predominan los procesos de recarga de nitratos y velocidad respecto a la tasa de denitrificación (Ocampo et al., 2006 a).

La fuerte relación negativa entre la conductividad eléctrica y el potencial redox (Figura 34) indican que los aumentos de la conductividad están relacionados con compuestos reductores, tales como el amonio o materia orgánica disuelta que al descomponerse genera compuestos reductores.

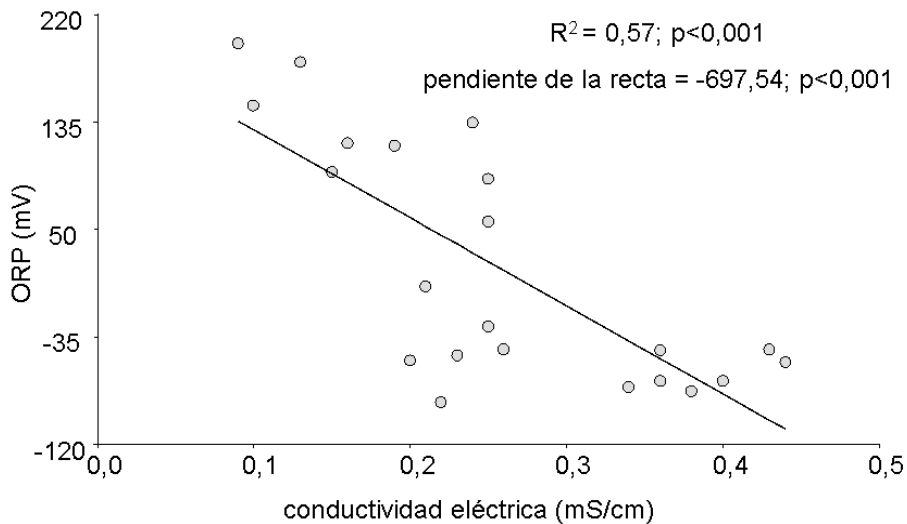


Figura 34. Relación conductividad eléctrica – ORP en el sistema acuífero libre

En cuanto a la relación entre las variables amonio y nitrato, los datos se ajustan a una curva polinómica de segundo orden, que presenta un R^2 significativo ($p < 0,001$) igual a 0,85. Cuando las concentraciones de amonio son bajas, la relación con los nitratos es directa (pendiente=0,99; $p < 0,001$). Luego, la relación se vuelve inversa (pendiente=-0,03; $p < 0,001$) y la concentración de nitratos desciende mientras asciende la concentración de amonio (Figura 35).

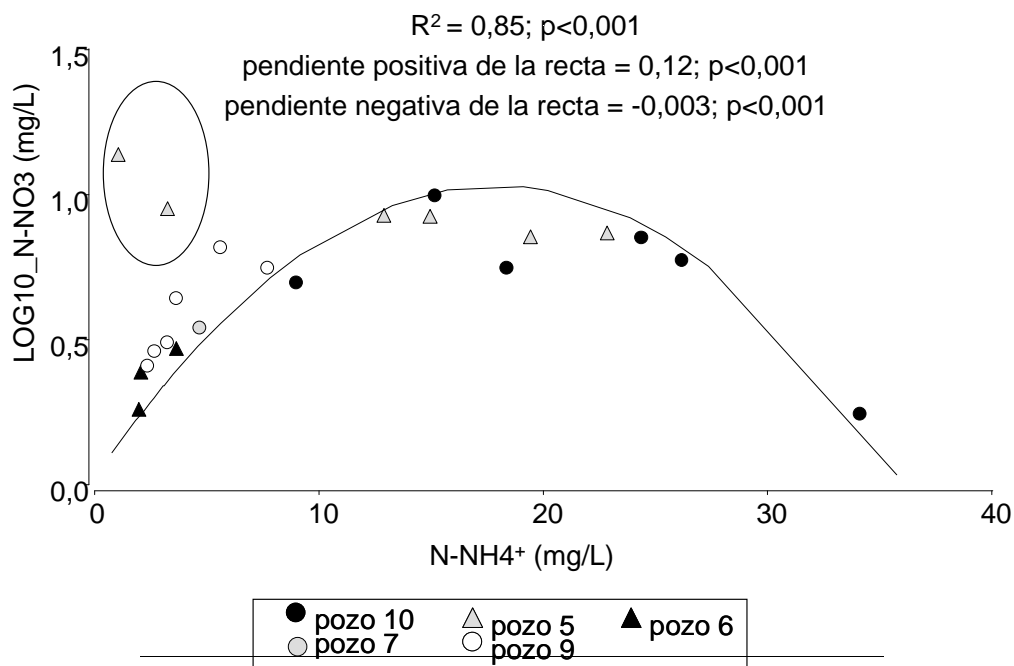


Figura 35. Relación amonio – nitrato en el sistema acuífero libre

Cuando la relación es directa, se recargan tanto amonio como nitratos y se encuentran en equilibrio los procesos de nitrificación respecto a los de denitrificación y amonificación.

Mientras que, cuando la relación se vuelve inversa, dominan los procesos de recarga de amonio, amonificación de la materia orgánica y desnitrificación.

Sin embargo debe destacarse que, las observaciones del pozo 5 (marcadas con una elipse en la Figura 35), indican que cuando las concentraciones de amonio son bajas, las de nitrato son altas. Es decir, la relación entre el amonio y el nitrato es variable según el ambiente y los compuestos nitrogenados disponibles para recargar.

Por otra parte, en el cauce superficial, se observa que se presenta una correlación de Pearson inversa entre el ORP y la concentración de amonio ($r=-0,87$; $p<0,02$). Las otras variables químicas no presentan correlación significativa.

C. CARACTERIZACIÓN ESPACIAL Y TEMPORAL DE LA HIDROQUÍMICA

En la Figura 36, se observa que las variables conductividad eléctrica, amonio y nitrato, presentan mayor media y desvío estándar en los pozos 5 y 10, que en los pozos 6, 7, 9 y en el arroyo.

A pesar que en el apartado de paisaje hidrológico, el pozo 5 presenta un rango de cambio de nivel estático menor que el resto de los pozos, el gran desvío estándar de las variables químicas (amonio, nitrato y conductividad eléctrica), evidencia una recarga horizontal fuerte, desde el oeste, remarcado por las altas concentraciones de amonio respecto al nitrato, considerando que no hay una fuente cercana de los mismos.

Por su parte, los pozos 6 y 7, que se marcaron como una zona alta de recarga del acuífero, presentan bajos promedios y desvíos estándar respecto al pozo 5, confirmando que no recibe aporte de otras zonas.

En cuanto al arroyo, presenta los menores valores de amonio y nitrato, con bajos desvíos estándar en general. La conductividad eléctrica es mayor que en los pozos 6 y 7, durante las fechas 1 y 2.

En cuanto al pozo 9, que presenta una alta influencia de arroyo, además de no presentar una fuente de recarga contaminada, confirma esto, con bajos valores de desvíos estándar de conductividad eléctrica, mayores concentraciones de nitrato que de amonio.

Finalmente, el pozo 10, que es considerado como zona de descarga, presenta altos desvíos estándar en de las variables conductividad eléctrica, amonio y nitratos, con mayores concentraciones de amonio que de nitrato.

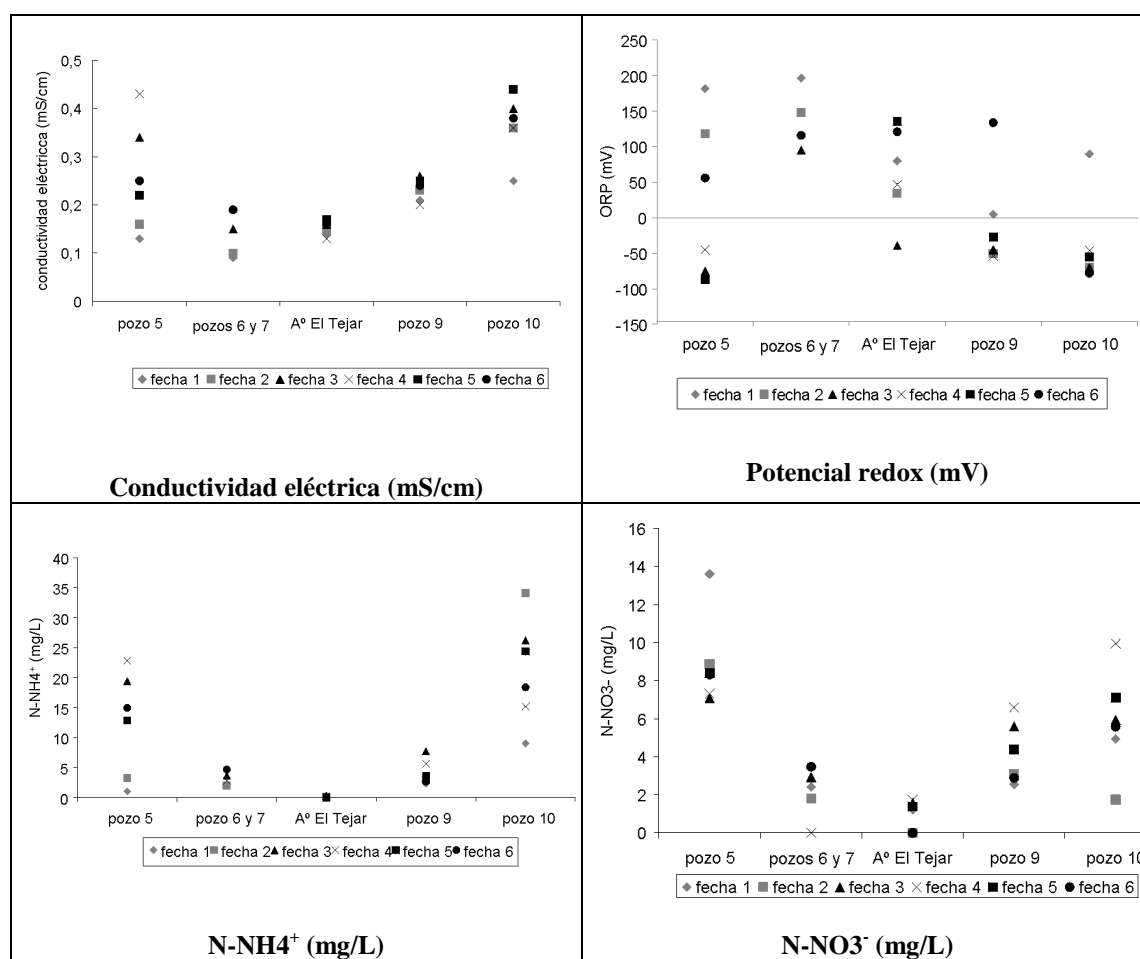


Figura 36. Variables bioquímicas en cada ambiente del paisaje hidrológico

En cuanto a la caracterización temporal, las fechas de muestreo 1 y 2, corresponden al período de descarga del primer ciclo de recarga y descarga del sistema hidrológico, explicado en el apartado de configuración climática. La fecha 3, corresponde al período de recarga del sistema del segundo ciclo de recarga y descarga. Mientras, el muestreo 4 corresponde a la recarga, y los muestreos 5 y 6 a la descarga, del tercer ciclo de recarga y descarga del sistema.

Se realizó un análisis de componentes principales para los pozos de monitoreo, logrando una caracterización por fechas y espacial de las variables químicas (Figura 37). Dado que los pozos 6 y 7 presentaron series incompletas, no se pudo caracterizar las fechas a través del análisis de componentes principales.

La variabilidad está explicada en un 89%, 75% y 86% por los dos primeros componentes de los pozos 5, 9 y 10 respectivamente.

En todos los casos, el primer componente está dado por la oposición del amonio respecto al potencial redox, con algunas variantes, dependiendo del pozo,

por lo que la principal diferencia de las fechas, está dada por los cambios del amonio y el potencial redox.

Los segundos componentes principales no presentan un patrón en común entre los pozos.

En el sistema hidrológico (acuífero libre y arroyo), entre las fechas de muestreo 1 - 3, aumenta la conductividad eléctrica y el amonio, y desciende el potencial redox (Figura 31; Figura 32). Considerando que estas fechas corresponden a un período en el que ya ocurrieron precipitaciones, y que estas ya superaron la evapotranspiración potencial, se observa que los cambios en las propiedades hidroquímicas se debe a que las precipitaciones movilizaron el sistema, y recargaron compuestos reductores.

Entre las fechas 1 – 2, descienden los nitratos, por una posible denitrificación, y aumentan en la fecha 3 (Figura 31; Figura 32; Figura 33), en la que hay una nueva recarga del sistema, y se favorecen los procesos de nitrificación, a excepción del pozo 5, en el que siguen descendiendo.

Para la fecha 4, en el arroyo y los pozos 9 y 10, aumentan los nitratos, baja la conductividad eléctrica y el amonio, el potencial redox aumenta o se mantiene estable. En el caso del arroyo, el amonio desciende hasta niveles inferiores a los límites de detección. Estos cambios son indicadores de dilución, correspondientes a los máximos niveles del nivel estático, máximas precipitaciones acumuladas y recarga del acuífero desde el arroyo. Los aumentos en la concentración del nitrato se explicarían, porque se favorecen los procesos de nitrificación. Para esta fecha, el pozo 5, continúa aumentando la concentración del amonio y la conductividad eléctrica.

En las fechas de muestreo 5 y 6, que coincide con las curvas de descenso del nivel estático, y que nuevamente el acuífero es afluyente del arroyo, aumenta la conductividad eléctrica de los pozos 6 ,7 ,9 ,10 y arroyo y desciende el nitrato en el arroyo y los pozos 9 y10. Debido a las bajas precipitaciones los aumentos en la conductividad eléctrica, se explicarían por procesos de concentración.

En las dos primeras fechas, cuando el acuífero es afluyente del cauce, las propiedades del sistema hidrológico presentan indicadores de contaminación orgánica, debido a los primeros eventos de recarga. En la tercera fecha, debido a las precipitaciones recibe recarga de amonio y nitratos. En la cuarta fecha, cuando el cauce es afluyente del acuífero, se observan indicadores de dilución y mejora en las propiedades de contaminación orgánica, entre el arroyo y los pozos 6, 7, 9 y 10.

El comportamiento diferencial del pozo 5, evidencian su desconexión respecto al sistema del arroyo El Tejar, explicado en el apartado de configuración climática. Por otra parte, los aumentos continuados de los indicadores de contaminación orgánica en este último pozo, remarcan el mayor coeficiente de almacenamiento del acuífero de la porción sur del perfil. Para las fechas 5 y 6, se observan indicadores de concentración de solutos y predominancia de procesos denitrificadores o de asimilación en el caso del arroyo.

Al igual que la recarga del nivel del acuífero libre, los pozos también presentan recarga diferencial de las variables químicas.

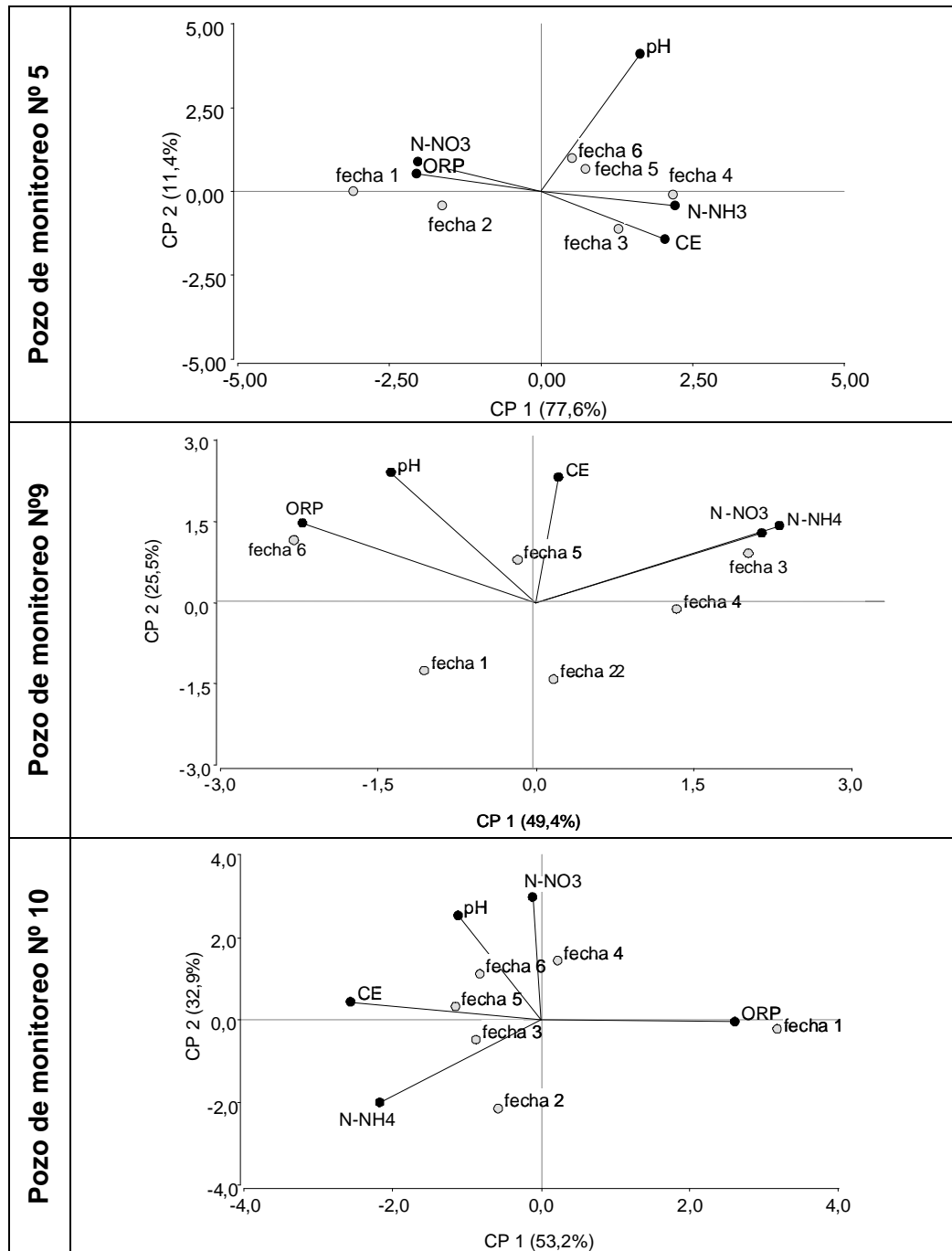


Figura 37. Análisis de componentes principales de variables químicas del acuífero libre por fecha de muestreo

La concentración de nitratos en el arroyo presenta una correlación de Spearman positiva ($r= 0,93$; $p<0,05$) con las precipitaciones acumuladas para las fechas de muestreo (Figura 38). De lo anterior se deduce que, al igual que en cuencas de igual régimen hídrico y sitios de muestreo de similar impacto antrópico (Hidroeléctrica Tucumán SA, 2008; Mirande et al., 1999), las variaciones de concentración de nitratos están reguladas por las precipitaciones y los procesos que de las mismas se generan.

Cuando el acuífero es afluyente (fechas 1, 2, 5 y 6), las concentraciones de nitrato se encuentran dentro de los rangos de eutrofia u oligotrofia. El descenso de las concentraciones de nitratos para las fechas 2 y 6, estaría explicado, que dado que las precipitaciones son bajas, desciende el caudal del cauce y predominan los procesos de denitrificación y asimilación por parte de la vegetación acuática. Para la fecha 4, cuando el arroyo es afluyente, los procesos de denitrificación no se ven favorecidos y la velocidad de la corriente, impide el asentamiento de la vegetación acuática. Para reforzar esta discusión, es necesario avanzar en estudios de productividad del cauce en el tiempo, además de conocer la interacción cauce-acuífero en zonas más altas de la cuenca, que podrían estar recargando al cauce.

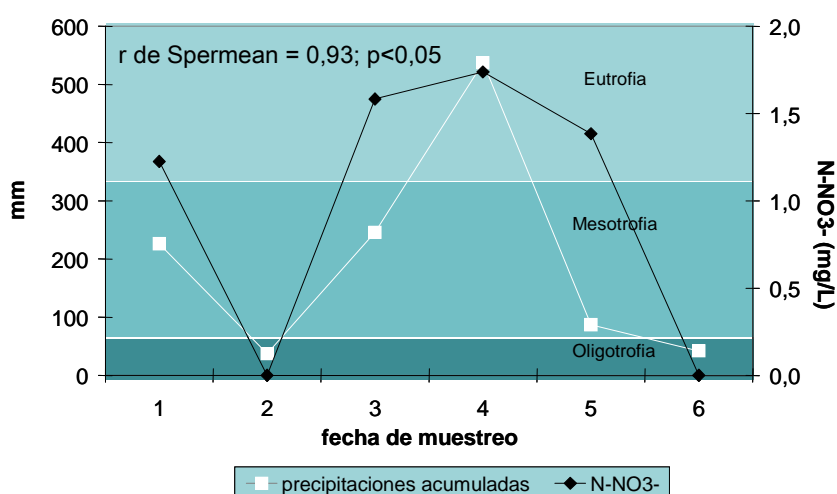


Figura 38. Concentración de N-NO3- en el arroyo y precipitaciones acumuladas a lo largo del ciclo hidrológico estudiado

Capítulo VIII. MODELO CONCEPTUAL DE LA INTERACCIÓN AGUA SUPERFICIAL – ACUÍFERO LIBRE Y EL CONTENIDO DE COMPUESTOS NITROGENADOS EN EL PAISAJE HIDROLÓGICO

La cuenca del arroyo El Tejar se ubica en la llanura tucumana deprimida, en el límite con el pedemonte de las sierras Centrales.

La dirección preferencial del flujo, tanto del acuífero como del cauce superficial es en sentido oeste-este, con bajos gradientes hidráulicos.

El arroyo El Tejar se encuentra asociado a un acuífero libre, cuyas propiedades de conductividad hidráulica y capacidad de almacenamiento son lo suficientemente adecuadas para permitir el intercambio entre ambos ambientes.

La afluencia del cauce sobre ambas márgenes del acuífero se presenta sólo en los períodos de máximas precipitaciones acumuladas, mientras que durante el resto del año, el arroyo es influenciado por el acuífero, aún luego de prolongados meses de déficit hídrico, por lo que se revaloriza el valor ecológico de esta relación.

La relación de afluencia del acuífero se presenta en sentido longitudinal y transversal del sentido del flujo, en este último caso quedando reducido a las márgenes paralelas más próximas, dado que el arroyo es de escasa extensión. La principal afluencia en el arroyo ocurre en los meandros, donde el cauce corta transversalmente la dirección de flujo del acuífero.

En el acuífero libre en general, la principal contaminación se expresa por las altas concentraciones de amonio, bajos potenciales redox y aumento de la conductividad eléctrica. Estas variables están asociadas a ambientes reductores, procesos de denitrificación y amonificación y fuentes de contaminación orgánica, proveniente de los sistemas de disposición de excretas.

Al inicio del ciclo de las precipitaciones, el sistema recibe recarga desde el subsuelo no saturado, las concentraciones de conductividad eléctrica y amonio aumentan y desciende el potencial redox. Las concentraciones de nitrato son variables, dependiendo del proceso que predomine: denitrificación o nitrificación/recarga.

Cuando el arroyo es afluente, se observan factores de dilución, que se refuerzan con máximas precipitaciones y la percolación lateral proveniente desde el oeste, esta dilución favorece a los procesos de nitrificación.

Al inicio del período seco, se asentúan los indicadores de contaminación orgánica y disminuye la concentración de nitratos, pero esto se debería, no a procesos de recarga, sino a procesos de concentración.

Las concentraciones de nitratos en el acuífero son predominantemente medias y bajas, con una escasa participación de este compuesto en la salinidad total del sistema.

Las concentraciones de nitratos en el cauce, están correlacionadas positivamente con las precipitaciones, aumentando el grado de trofismo, cuando aumentan las precipitaciones. Esto indica que las concentraciones de nitrato dependen de las precipitaciones y de los procesos que ellas generan: aumento de caudal, que favorece a la nitrificación y disminuye la capacidad de asentamiento de la vegetación acuática, que asimila el nitrato.

Se evidencia un impacto en la calidad del agua respecto a cauces de zonas pedemontanas cercanas.

Capítulo IX. CONCLUSIONES

- 1) El paisaje hidrológico se ubica en la porción media del arroyo El Tejar, en un ambiente rural del departamento Monteros, provincia de Tucumán.
- 2) Fisiográficamente, corresponde a la llanura deprimida tucumana. Sin embargo, desde el punto de vista hidrogeológico, los límites de los acuíferos son más extensos, y la recarga se realiza desde el pedemonte, ubicado al oeste.
- 3) La llanura deprimida presenta una morfogénesis principalmente fluvial, y la porción en estudio, se encuentra en un ambiente interfluvial, entre los ríos Mandolo y Pueblo Viejo, pertenecientes a la cuenca del río Balderrama.
- 4) En el tramo en estudio, tanto los ríos como el arroyo, hacen un recorrido meandrante. Además de los cauces principales, se observan varias líneas de escurrimiento poco definidas y paleocauces.
- 5) En general, los suelos son de escaso desarrollo en horizontes, de texturas gruesas, bien drenados, de permeabilidad moderadamente alta o alta, y escurrimiento medio. En los sectores de planos bajos y depresiones, presentan una permeabilidad moderada o moderadamente lenta, con horizontes con rasgos de hidromorfismo.
- 6) El sistema acuífero regional se conforma por: una primer capa, hasta profundidades no mayor a 20 m, en la que se desarrollan los acuíferos libres, una segunda capa, siguiente en profundidad, compuesta de material limo-arcilloso con intercalaciones arenosas, que conforman los acuíferos semiconfinados, y una tercer capa, compuesta de material fino con intercalaciones arenosas, que conforma los acuíferos confinados. Por debajo de la capa 3, las capas 4 y 5 corresponden al terciario y basamento metamórfico respectivamente. Se consideran los acuitardos y acuífugos del sistema.
- 7) Los pozos profundos del área de estudio no presentan surgencia, por lo que, hidrogeológicamente, corresponde a la transición entre zona de recarga y conducción.
- 8) La recarga al sistema acuífero regional procede, principalmente, de la infiltración de las precipitaciones, pero también de la infiltración de los cauces.
- 9) Las precipitaciones medias anuales son de 1.328 mm, concentradas entre los meses de Octubre a Abril, coincidente con los meses de mayores temperaturas.

Se observan períodos de exceso de precipitaciones, en relación a la evapotranspiración, durante los meses de Diciembre a Abril.

- 10) Entre las principales fuentes de compuestos nitrogenados, del acuífero libre en estudio, se encuentran, la fertilización química de los cultivos (caña de azúcar, citrus, en la región pedemontana y arándanos), descomposición de materia orgánica del suelo, disposición de excretas humanas y animales y disposición de residuos orgánicos.
- 11) El principal cultivo en el área de estudio es la caña de azúcar (*Saccharum* sp. híbrido), relacionada a sistemas productivos de nivel tecnológico bajo. Se fertiliza anualmente, principalmente con urea, y en general, se aplican de 80 a 110 kg N/ha.
- 12) El arroyo El Tejar se caracteriza por tener un cauce simple, sin islas. Presenta un perfil transversal asimétrico, con la margen derecha o sur de mayor cota que la margen izquierda o norte. La zona de altos de la margen derecha del cauce, presenta cotas en el orden de 365,4 msnm, respecto a los 364,4 msnm de la margen derecha. La profundidad del cauce, en el paisaje hidrológico, es de 1,4 respecto a la margen izquierda, con un ancho aproximado de 2,5 m.
- 13) Inmediatamente, aguas debajo del paisaje, se identificó una zona preferencial de descarga del acuífero libre en el cauce superficial.
- 14) El subsuelo se conforma de una primer capa no saturada (suelo), de texturas medias en la porción sur del perfil (entre el río Pueblo Viejo y el arroyo El Tejar) y finas en la porción norte (desde el arroyo hasta la RP nº 325). Estas texturas permiten, que el agua en exceso del suelo y los solutos presentes, lixivien hacia el acuífero libre.
- 15) A partir de los 2-4 m de profundidad el material del subsuelo se encuentra saturado, correspondiente al acuífero libre, conformado por arenas finas, mezcladas con arenas medias o muy finas, con distintos grados de selección. El límite inferior se encuentra entre los 11-20m.
- 16) Entre el límite inferior del acuífero libre y los 30-50 m de profundidad se encuentra una capa semipermeable, por debajo de la cual, se encuentran los acuíferos semiconfinados.
- 17) La porción del acuífero sobre la que se asienta el arroyo en estudio, presenta propiedades de permeabilidad y capacidad de almacenamiento, que permiten la interacción hidrológica, lo que posibilitaría que siempre que el gradiente

hidráulico tenga dirección hacia el arroyo El Tejar, el acuífero libre tiene la capacidad de descargar en él, y desarrollar un caudal de base.

- 18) Los valores más altos de resistencia transversal, se presentan al sur del área de estudio. En la zona central (interfluvio), los valores disminuyen.
- 19) El balance hídrico del ciclo en estudio (Julio 2008-Junio 2009) se caracteriza por un período seco de Julio a Septiembre, un período húmedo de Octubre a Diciembre, nuevamente un período relativamenete seco durante Enero, un segundo período húmedo de Febrero de Marzo, e inicios del período seco ordinario a partir de Abril.
- 20) En las variaciones del nivel del acuífero libre se observó: un primer ciclo de recarga y descarga, cuya recarga se registró en los primeros días de Noviembre, un segundo ciclo de recarga y descarga, cuyo ascenso se observó a mediados de Diciembre y un tercer ciclo de recarga y descarga, de mayor magnitud que los anteriores, cuya recarga inició a mediados de Febrero hasta mediados de Marzo.
- 21) El paisaje hidrológico recibe recarga horizontal desde el oeste, con gradientes hidráulicos a favor, bajos (2,5-3,5 m/km), por lo que el mayor impacto de afluencia del acuífero en el cauce se observa, cuando en los meandros, el arroyo toma dirección norte-sur o viceversa e intercepta transversalmente al acuífero.
- 22) En cuanto a la interacción transversal entre el acuífero y el cauce, sólo el acuífero más próximo interacciona directamente, debido a que el cauce es pequeño, tanto en tamaño como en profundidad. La relación de afluencia del arroyo en todo el acuífero se presentó, sólo en la época de máximas precipitaciones acumuladas. En el resto del período, el acuífero de la margen derecha es afluente mientras la de la margen izquierda es efluente. Los gradientes hidráulicos son bajos.
- 23) Los bajos gradientes se deben a la suma de una suave topografía y una conductividad hidráulica que permite que ante los eventos de recarga y descarga, los niveles se estabilicen rápidamente.
- 24) En el acuífero libre del paisaje hidrológico, en una sola oportunidad, los nitratos presentaron concentraciones altas (>50 mg/L), en el resto de las mediciones, en los diferentes pozos y a lo largo del ciclo estudiado, presentaron concentraciones medias y bajas.

- 25) Con la recarga del acuífero, se asentúan los parámetros indicadores de contaminación orgánica.
- 26) Los nitratos no son compuestos significativos en la salinidad del acuífero.
- 27) Considerando la concentración media de nitratos, al arroyo El Tejar se lo caracteriza como oligotrófico, sin embargo si se considera las variaciones temporales, presenta estados variables de oligotrofia-mesotrofia y eutrofia, aumentando el estado de trofismo con las precipitaciones.
- 28) Las variaciones de concentración de nitratos en el arroyo, están reguladas por las precipitaciones, y los procesos que de las mismas se generan.
- 29) Comparativamente con el río Pueblo Viejo, en la zona pedemontana, los nitratos presentan concentraciones próximas, aunque levemente mayores.
- 30) Respecto a otras áreas cañeras del mundo, el arroyo presenta concentraciones dentro del rango.

Capítulo X. RECOMENDACIONES

De este trabajo, surgen otras propuestas de investigación, relacionadas a evaluar el impacto de la fertilización nitrogenada en la calidad del agua subterránea y superficial. Entre las mismas se mencionan:

- Intensificar los estudios de interacción entre el cauce superficial y el acuífero libre en la cuenca del arroyo El Tejar, a escala espacial y temporal, ampliando las variables hidroquímicas estudiadas.
- Implementar estudios de lixiviación de nitratos en la zona no saturada del subsuelo, en paralelo a mediciones en pozos del acuífero libre y cauce superficial
- Implementar estudios de interacción entre el cauce superficial y el sistema hídrico subterráneo en otras cuencas, teniendo en cuenta los diferentes paisajes hidrológicos y usos del suelo (Ej: cuenca de productores cañeros de nivel tecnológico alto, en el que el uso de fertilizantes nitrogenados es más frecuente y dosis superiores). En estos estudios considerar, un diseño de disposición de los pozos de monitoreo de acuerdo al gradiente hidráulico y el área de influencia del cauce (Burt et al., 2002).
- Implementar modelos de simulación de la lixiviación y transporte de contaminantes en el acuífero

Finalmente, se recomienda desarrollar investigaciones y participar en estrategias, orientadas a mejorar la eficiencia en el uso de fertilizantes nitrogenados, en caña de azúcar.

Capítulo XI. BIBLIOGRAFÍA

Alderete, Mario Cesar. Unidades fisiográficas. In Gianfrancisco, Miguel; Puchulu, María Elena; Durango de Cabrera, Josefina y Aceñolaza, Guillermo F. (editores). Geología de Tucumán. 2ª ed.. Tucuman: Colegio de Graduados en Ciencias Geológicas de Tucumán, 1998, p 29-40.

Aller, Linda.; Bennett, Truman.; Lehr, Jay H.; Petty, Rebecca J. y Hackett Glen. DRASTIC: A standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic settings. Oklahoma: Environmental Protection Agency, 1987. EPA/600/2-87/035.

Andriulo, Adrian. Vulnerabilidad ambiental a la contaminación por nutrientes en distintas eco-regiones (AEGA 1663): Proyecto Específico de los Proyectos Propios de la Red. [en línea]. Buenos Aires: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, 2006. [citado Febrero 22, 2011]. Disponible en: <http://www1.inta.gov.ar/proyectos2006/publico/peppr1.asp>.

Angier, Jonathan T.; McCarty, Gregory W. y Prestegard, Karen L. Hydrology of a first-order riparian zone and stream, mid-Atlantic coastal plain, Maryland. Journal of Hydrology, 2005, 309, p 149-166.

AOAC International. Official methods of analysis of AOAC International. Cunniff, Patricia (editora). 16ª ed. Arlington: AOAC International, 1997. ISSN 1080-0344.

Appleyard, S. y Schmoll O. Agriculture: potential hazards and information needs. Schmoll, Oliver; Howard, Guy; Chilton, John y Chorus, Ingrid (editores). Protecting groundwater for health: Managing the quality of drinking water sources. [en línea]. 1ª ed. Londres-Seattle: World Health Organization-IWA Publishing, 2006. [citado Febrero 22, 2011]. Disponible en: http://www.who.int/entity/water_sanitation_health/publications/PGWsection2.pdf. ISBN 92 4 154668 9.

Auge, Miguel. Agua subterránea: Deterioro de calidad y reserva. [en línea]. Buenos Aires: Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Departamento de Ciencias Geológicas, Cátedra de Hidrogeología, 2006. [citado Febrero 23, 2011]. Disponible en: <http://www.gi.fcen.uba.ar/investigacion/grupos/hidrogeologia/auge/deterioro.pdf>.

Auge, Miguel. Hidrogeología Ambiental I. [en línea]. Buenos Aires: Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Departamento de Ciencias Geológicas, 2004. [citado Febrero 23, 2011]. Disponible en: <http://www.gi.fcen.uba.ar/investigacion/grupos/hidrogeologia/auge/HidroGeo.pdf>.

Auge, Miguel; Hirata, Ricardo y Lopez Vera, Fernando. Vulnerabilidad a la contaminación por nitratos del acuífero Puelche en La Plata – Argentina: Informe científico final. [en línea]. Buenos Aires: Centro de Estudios de América Latina, UAM, SCH, 2004. [citado Febrero 23, 2011]. Disponible en: <http://www.gi.fcen.uba.ar/investigacion/grupos/hidrogeologia/auge/Vulnerabilidad-Nitratos.pdf>.

Bernal, Susana; Sabater, Francesc; Butturini, Andrea; Nin, Ester y Sabater, Sergi. Factors limiting denitrification in a Mediterranean riparian forest. Soil Biology & Biochemistry, 2007, 39, p 2685- 2688.

Bianchi, A. R. y Yañez, C.E. Las precipitaciones en el noroeste argentino. 2ª ed. Salta: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Estación Experimental Agropecuaria Salta, Centro Regional Salta – Jujuy, 1992.

Bianchi, Carlos. Comparación del estado trófico de los reservorios pertenecientes a las cuencas del río salí –Dulce y del río Juramento. Salta: Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Salta, 2006. Tesina profesional, Licenciatura en Ciencias Biológicas.

Bobachev, Alexei A.; Modin, Igor N. y Shevnin, Vladimir A. IPI2WIN: 1D interpretation of VES profile. Version 3.0.1. [en línea]. Moscow: Moscow State University, Geological Faculty, Department of Geophysics, 2003. [citado Febrero 23, 2011]. Disponible en: <http://geophys.geol.msu.ru/ipi2win.htm>

Bramley, R. G. V. y Roth, C. H. Land use impact on water quality in an intensively managed catchment in the Australian humid tropics. Marine and Freshwater Research, 2002, 53, p 931-940.

Burt, T. P.; Pinay, G.; Matheson, F. E.; Haycock, N.; Butturini, A.; Clement, J. C.; Danieleescu, S.; Dowrick, D. J.; Hefting, M. M.; Hillbricht-Ilkowska, A. y Maitre V. Water table fluctuations in the riparian zone: comparative results from a pan-European experiment. Journal of Hydrology, 2002, 265, p 129-148.

Cámara de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes. Guía de productos fitosanitarios para la República Argentina: Tomo II. 11ª ed. Buenos Aires: CASAFE, 2003. ISBN: 987-99424-7-7.

Cey Edwin E.; Rudolph, David L.; Aravena, Ramon y Parkin Gary. Role of the riparian zone in controlling the distribution and fate of agricultural nitrogen near a small stream in southern Ontario. Journal of Contaminant Hydrology, 1999, 37; p 45-67.

Cole, Gerald A. Manual de Limnología. 1ª ed. Buenos Aires: Hemisferio Sur, 1988. ISBN: 950-504-420-9.

Costa, J. L. ; Massone, H; Martínez, D.; Suero, E. E.; Vidal, C. M. y Bedmar, F. Nitrate contamination of a rural aquifer and accumulation in the unsaturated zone. Agricultural Water Management, 2002, 57, p 33- 47.

Custodio, E. y Llamas M. R. Hidrología subterránea. 3ª ed. Barcelona: Omega, 1983.

Chilton, J. y Seiler, K.-P. Groundwater occurrence and hydrogeological environments. Schmoll, Oliver; Howard, Guy; Chilton, John y Chorus, Ingrid (editores). Protecting groundwater for health: Managing the quality of drinking water sources. [en línea]. 1ª ed. Londres-Seattle: World Health Organization-IWA Publishing, 2006. [citado Febrero 22, 2011]. Disponible en: http://www.who.int/entity/water_sanitation_health/publications/PGWsection2.pdf. ISBN 92 4 154668 9.

Dal Molin, Carlos Nelson; Fernández, Diego; Escosteguy, Leonard; Villegas, Daniela; Gonzalez, Osvaldo; Martinez, Liliana del Valle. Hoja Geológica 2766-IV, Concepción: Provincias de Tucumán, Catamarca y Santiago del Estero. Buenos Aires: Instituto de

Geología y Recursos Minerales, Servicio Geológico Minero Argentino, 2003. Boletín nº 342. ISSN 0328-2333.

De la Vega, Enrique. Geología e hidrogeología del faldeo oriental de la sierra de Aconquija entre Famaillá y Monteros. Departamentos Famaillá y Monteros, Provincia de Tucumán. Tucumán: Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Tucumán, 1982. Seminario final, Geología.

de Oliveira, Mauro Wagner; Trivelin, Paulo Cesar Ocheuze; Boaretto, Antônio Eneidi; Muraoka, Taskashi; y Moratti, Jeferson. Leaching of nitrogen, potassium, calcium and magnesium in a sandy soil cultivated with sugarcane. Pesquisa Agropecuária Brasileira, 2002, 37, p 861–868.

Deluchi, M.; Kruse, E.; Laurencena, P.; Carol, E. y Rojo A. Variaciones de los niveles freáticos y su relación con el agua superficial en La Plata (Provincia de Buenos Aires). Blarasin, Mónica; Cabrera, Adriana y Matteoda, Edel (compiladores). II Seminario hispano latinoamericano sobre temas actuales de la hidrología subterránea. Relación Aguas superficiales – aguas subterráneas (actas), 2005, p 77- 84.

Díaz, Adriana A. y Ruiz de Galarreta, Alejandro. Relación hidrodinámica entre el arroyo Languayú y el medio subterráneo (Paraje De la Canal, Tandil). Varni, Marcelo; Entraigas, Ilda y Vives, Luis (editores). I Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras (actas), 2010, p 193-200.

Dirección de Medio Ambiente (Superior Gobierno de la Provincia de Tucumán). Diagnóstico de la contaminación de la cuenca del río Salí: Plan integral de acción para su solución. Cuadernos de Medio Ambiente, 2000, nº 3.

Dirección de Recursos Hídricos de la Provincia de Tucumán. Distrito IV. Lules, Famaillá, Monteros. [en línea]. [citado Marzo 22, 2011]. Disponible en <http://www.recursoshidricos.gov.ar/Distritos.aspx>

Dirección Provincial del Agua. Departamento de Perforaciones. División Hidrogeología (Administración Provincial Tucumán). Pozo El Cercado. Tucumán: 1993.

Elosegi, Arturo y Díez, Joserra. La estructura física de los cauces fluviales. In Elosegi, Arturo y Sabater, Sergi (editores). Conceptos y técnicas en ecología fluvial. [en línea]. 1ª ed. Bilbao: Fundación BBVA, 2009. [citado Marzo 22, 2011]. Disponible en: http://www.fbbva.es/TLFU/microsites/ecologia_fluvial/index.htm. ISBN: 978-84-96515-87-1.

Fernandes, Alexandre Martins. Comportamento do N inorgânico dissolvido em águas superficiais e sub-superficiais em área com cultivo de cana de açúcar. Piracicaba: Universidade de São Paulo, Centro de Energía Nuclear na Agricultura, 2008. Tesis de maestría, Maestría en Ciencias.

Fogliata, Franco A. Agronomía de la caña de azúcar. Tomo III. Tecnología-Costos-Producción. Tucuman: El Graduado, 1995. ISBN: 950-9414-57-3

Fogliata, Franco A.; Aso, Pedro Joaquín; Gomez, Fernando. Influencia de la napa freática y del contenido salino del suelo en el crecimiento de la caña de azúcar. Estación Experimental Agrícola de Tucumán, 1963, 93.

Foster, Stephen y Caminero Gomes, Daniel. Monitoreo de la calidad de las aguas subterráneas: una evaluación de métodos y costos. Lima: Centro Panamericano de

Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente- UK Overseas Development Administration, British Geological Survey, 1989.

Foster, Stephen; Hirata, Ricardo; Gomes, Daniel; D'Elia, Monica y Paris, Marta. Protección de la calidad del agua subterránea. Guía para empresas de agua, autoridades municipalidades y agencias ambientales. Washington DC: Banco Mundial, 2002. ISBN: 84-8476-146-0.

Foster, Stephen; Tuinhof, Albert; Kemper, Karin; Garduño, Hector y Nanni Marcella. Caracterización de sistemas de agua subterránea. Conceptos clave e ideas erróneas frecuentes. GW MATE. Gestión sustentable del agua subterránea. Conceptos y herramientas. [en línea]. Banco Mundial, 2002-2006. [citado Marzo 22, 2011]. Serie de notas informativas, Nota 2. Disponible en: http://siteresources.worldbank.org/EXTWAT/Resources/4602122-1210186362590/GWM_Briefing_2_sp.pdf

Galindo, M. C.; Vece, M. B.; Perondi, M.E.; Monserrat Araóz, M.; García, G.; Hidalgo, M. del V.; Apella, M. C. y Blesa, M. A. Chemical behavior of the Salí River, Province of Tucumán, Argentina. Environmental Geology, 2001, 40, p 847-852.

García, Jorge Walter Hidrogeología de la cuenca de río Gastona. Departamento Chicligasta, Provincia de Tucumán. Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo, Universidad Nacional de Tucumán, 2005. Tesis doctoral.

García, María Gabriela. Estudio hidrogeoquímico de la cuenca artesiana del sureste de la provincia de Tucumán. Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo, Universidad Nacional de Tucumán, 2002. Tesis doctoral.

Georgieff, Sergio M. Aspectos hidrológicos de la cuenca del río Salí. In Cicerone, Daniel S. e Hidalgo, Margarita del Valle (editores). Los Humedales de la Cuenca del río Salí. Buenos Aires: Jorge Baudino, 2007, p 29-47.

Georgieff, Sergio M. y Moyano, M. Sebastian. Relevamiento del arroyo El Tejar en las cercanías del Pueblo Viejo: situación actual y perspectivas. [versión digital] San Miguel de Tucumán: IESGLO, Instituto de Estadigrafía y Geología Sedimentaria Global, Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo, Universidad Nacional de Tucumán, 2002.

Ghiberto, P. J.; Libardi, P. L.; Brito, A. S. y Trivelin, P. C. O. Leaching of nutrients from a sugarcane crop growing on an Ultisol in Brazil. Agricultural Water Management, 2009, 96, p 1443-1448.

Ghiberto, Pablo Javier. Lixiviação de nutrientes em um Latossolo cultivado com cana-de-açúcar. Piracicaba: Universidade de São Paulo, Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", 2009. Tesis doctoral, Doctor en Ciencias.

Giraut, Miguel A.; Valladares, Andrea I.; Ruiz, Adrián; Rey, Carmen A.; Dente, Victoria y Ludueña Sebastián. Cartografía hídrica superficial de la provincia de Tucumán. Actas del XXI Congreso Nacional del Agua. [versión digital]. Tucumán, 2007.

Herrero, María A. y Gil Susana B. Consideraciones ambientales de la intensificación en producción animal. Ecología Austral, 2008, 18; p 273-289.

Hidroeléctrica Tucumán SA y Medio Consultora, Evaluaciones y Servicios Ambientales. Informe de calidad de aguas y de ambientes favorables para proliferación

de enfermedades hídricas. Noviembre y Diciembre de 2008. Programa de monitoreo ambiental Embalses El Cadillal – Escaba – Pueblo Viejo. [versión digital]. 2008.

Hidroeléctrica Tucumán SA. Informe de calidad de aguas y de ambientes favorables para proliferación de enfermedades hídricas. Mayo 2009 e informe final período hídrico 2008-2009. Programa de monitoreo ambiental Embalses El Cadillal – Escaba – Pueblo Viejo. [versión digital]. 2009.

Instituto Nacional de Estadísticas y Censo. Censo Nacional Agropecuario. [en línea]. 2002. [citado Marzo 22, 2011]. Cuadro 2.5. Caña de azúcar. EAP y superficie implantada por método de cosecha y tipo de fertilización utilizada, según escala de extensión del cañaveral. Disponible en <http://www.indec.mecon.ar/agropecuario/Datos/90CR0205.xls>.

Instituto Nacional de Estadísticas y Censo. Censo Nacional de Población Hogares y Vivienda del año 2001. [en línea] 2001. [citado Marzo 22, 2011]. Cuadro 4.6.11 Departamento Monteros, Provincia de Tucumán. Población en hogares por servicio sanitario según provisión y procedencia del agua para beber y cocinar. Año 2001. Disponible en http://www.indec.mecon.ar/censo2001s2_2/Datos/90070C46.xls.

Kalbus, E; Reinstorf, F y Schirmer, M. Measuring methods for groundwater-surface water interactions: a review. Hydrology and Earth System Sciences, 2006, 10, p 873-887.

Kishida, Naohiro; Kim, Ju-Hyun; Chen, Meixue; Sasaki, Hiroshi y Sudo, Ryuichi. Effectiveness of oxidation – reduction potential and pH as monitoring and control parameters for nitrogen removal in swine wastewater treatment by sequencing batch reactors. Journal of Bioscience and Bioengineering, 2003, 96, p 285-290.

Kruseman, G. P. y de Ridder N. A. Analysis and evaluation of pumping test data. 2ª ed. Wageningen: International Institute for Land Reclamation and Improvement, 2000. Publicación 47. Capítulo 16, Slug Tests.

Kyoung-Ho, Kim; Seong-Taek, Yun; Byoung-Young, CHoi; Chae, Gi-Tak; Yongsung, Joo; Kangjoo, Kim y Hypung-Soo, Kim. Hydrochemical and multivariate statistical interpretations of spatial controls of nitrate concentrations in a shallow alluvial aquifer around oxbow lakes (Osong area, central Korea). Journal of Contaminant Hydrology, 2009, 107, p 114-127.

Lamontagne, Sébastien; Herczeg, Andrew L.; Dighton, John C.; Pritchard Jodie L.; Jiwan, Jaswant S; Ullman, William J. Groundwater-surface water interactions between streams and alluvial aquifers: Results from the Wollombi Brook (NSW) study (Part II: Biogeochemical processes). CSIRO Land and Water, 2003, Informe técnico 42.

Lamontagne, Sébastien; Leaney, Fred y Herczeg Andrew. Streamwater – groundwater interaction: The river Murray at Hattah- Kulkyn Park, Victoria: Summary of results. CSIRO Land and Water, 2002, Informe técnico 27.

Lexartza-Artza, Irantzu y Wainwright, John. Hydrological connectivity: Linking Concepts with practical implications. CATENA, 2009, 79, p 146-152.

Lorite – Herrera, Miguel; Hiscock, Kevin y Jiménez-Espinosa, Rosario. Distribution of dissolved inorganic and organic nitrogen in river water and groundwater in an agriculturally – dominates catchment, South – East Spain. Water, air and soil pollution, 2008, 198, p 335-346.

Luna, Daniel S. Evaluación de la calidad microbiológica de ríos y embalses del norte de la República Argentina. Salta: Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Salta, 2003. Tesina Profesional, Licenciatura en Ciencias Biológicas.

Manzano, M. Hidrología de los humedales dependientes del agua subterránea e implicancias ecológicas. Blarasin, Mónica; Cabrera, Adriana y Matteoda, Edel (compiladores). II Seminario hispano latinoamericano sobre temas actuales de la hidrología subterránea. Relación Aguas superficiales – aguas subterráneas (actas), 2005, p 269- 290.

McCarty, G. W.; Mookherji, S. y Angier, J. T. Characterization of denitrification activity exfiltration within a riparian wetland ecosystem. *Biology and Fertility of Soils*, 2007, 43, p 691- 698.

Minetti, Juan L.; Ramírez, María G. y Suárez, Luis C. Balance hidrológico de la cuenca y subcuencas del río Salí. Publicación miscelánea, Estación Experimental Agroindustrial Obispo Colombres, 64, 1979.

Mirande, V., Romero, N., Barrionuevo, M. A., Meoni, G. S. B., Navarro, M. G., Apella, M. C. y Tracanna, B. C. Human impact on some limnological characteristics of the Gastona river (Tucumán, Argentina). *Acta Limnologica Brasiliensia*, 1999, 11, p 101-110.

Molenat, Jérôme.; Gascuel-Oudou, Chantal; Ruiz, Laurent y Gruau, Gérard. Role of water table dynamics on stream nitrate export and concentration in agricultural headwater catchment (France). *Journal of Hydrology*, 2008, 348; p 363-378.

Molenat, Jérôme; Durand, Patrick.; Gascuel-Oudou, Chantal; Davy, Philippe y Gruau Gérard. Mechanisms of nitrate transfer from soil to stream in an agricultural watershed of French Brittany. *Water, air, and soil pollution*, 2002, 133; p 161-183.

Molina, Ada L. Geología e hidrogeología de la cuenca del río Seco y arroyo del Estero, provincia de Tucumán. Tucumán: Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo, Universidad Nacional de Tucumán, 1988. Seminario Final, Geología.

Moscattelli, Gustavo; Godagnone, Ruben E.; Salazar Lea Plaza, Juan Carlos; Nakama, Vicente y Cuenca, Miguel A. Carta de suelos de la República Argentina. Estudio de suelos para la reconversión del sector agropecuario. Departamento de Famailá, Monteros, Simoca y Chicligasta, Provincia de Tucumán. 1ª ed. Buenos Aires: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, 2005. ISBN 987-521-148-6.

Moya, Marcela. Evaluación físico química y microbiológica del agua subterránea para consumo humano en la zona norte de la ciudad de Salta. Salta: Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Salta, 2003. Tesina profesional, Ingeniería en Recursos Naturales y Medio Ambiente.

Muchovej, R. M. y Newman, P. R. Nitrogen fertilization of sugarcane on a sandy soil: II soil and groundwater analices. *Journal American Society Sugar Cane Technologists*, 2004, 24, p 225:240.

Nicolli, Hugo B.; Tineo, Alfredo y García, Jorge W.. Estudio hidrogeológico y de calidad del agua en la cuenca del río Salí, provincia de Tucumán. *Revista de Geología Aplicada a la Ingeniería y al Ambiente*, 2000, 15, p 82-100.

Ocampo, Carlos J.; Oldham, Carolyn E. y Sivapalan, Murugesu. Hydrological connectivity of upland-riparian zones in agricultural catchments: Implications for runoff and nitrate transport. Journal of Hydrology, 2006 b, 331, p 643-658.

Ocampo, Carlos J.; Sivapalan, Murugesu y Oldham, Carolyn E. Field exploration of coupled hydrological and biogeochemical catchment responses and a unifying perceptual model. Advances in Water Resources, 2006 a, 29, p 161-180.

Ongley, E. D. Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos. Estudio FAO Riego y Drenaje, 1997, 55.

Orellana, Ernesto. Prospección eléctrica en corriente continua. Madrid, Paraninfo, 1982.

Portela, Silvina I.; Andriulo, Adrián E.; Sasal, María C.; Mary, Bruno y Jobbágy, Esteban G. Fertilizer vs organic matter contributions to nitrogen leaching in cropping systems of the Pampas: ¹⁵N application in field lysimeters. Plant and soil, 2006, 289, p 265-277.

PRO.RE.NOA. Estadísticas agrícolas. Monitoreo de cultivos del NOA a través de sensores remotos. [en línea]. Salta: Laboratorio de Teledetección y SIG, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria Salta, 2010. [citado Abril 27, 2011]. Disponible en: <http://www.inta.gov.ar/prorenea/info/monitoreo.htm>.

Producción SA. Obra: Escuela N° 148. Orán, departamento Monteros. Tucumán, 1998. Dirección Provincial Agua, Departamento de Construcciones, Folio 214.

Puchulu, María Elena. Los materiales parentales de los suelos y su relación con el comportamiento de sus sales, en el sudeste de la provincia de Tucumán. Facultad de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo, Universidad Nacional de Tucumán, 2010. Tesis doctoral.

Rasiah V.; Armour, J. D.; Yamamoto, T.; Mahendrarajah, S. y Heiner D. H. Nitrate dynamics in shallow groundwater and the potential for transport to off sitewater bodies. Water, air and soil pollution, 2003, 147, p 183-202.

Rasiah, V.; Armour, J. D. y Cogle, A. L. Assessment of variables controlling nitrate dynamics in groundwater: Is it a threat to surface aquatic ecosystems?. Marine pollution bulletin, 2005, 51, p 60-69.

Resolución N° 494/94 del Ministerio de Salud y Acción Social de la Nación (Argentina). Modificatoria del Código Alimentario Argentino. [en línea]. Buenos Aires: 1994. [citado Mayo 10, 2011]. Disponible en: <http://www.boletinoficial.gov.ar/DisplayPdf.aspx?s=BPBCF&f=19940714> y http://www.alimentosargentinos.gov.ar/programa_calidad/marco_regulatorio/caa.asp

Rivett, M.; Drewes, J.; Barret, M.; Chilton, J.; Appleyard, S.; Dieter, H. H.; Wauchope, D. y Fastner, J. Chemicals: Health relevance, transport and attenuation Schmoll, Oliver; Howard, Guy; Chilton, John y Chorus, Ingrid (editores). Protecting groundwater for health: Managing the quality of drinking water sources. [en línea]. 1ª ed. Londres-Seattle: World Health Organization-IWA Publishing, 2006. [citado Febrero 22, 2011]. Disponible en: http://www.who.int/entity/water_sanitation_health/publications/PGWsection1.pdf. ISBN 92 4 154668 9.

Rodier, J. Análisis de las aguas. Aguas Naturales, aguas residuales, aguas de mar. 1ª ed. Barcelona, Omega, 1990. ISBN 84-282-0625-2.

Romero, Eduardo R.; Olea, Ignacio; Scandaliaris, Jorge; Alonso, Juan; Digonzelli, Patricia; Tonatto, Javier y Leggio Neme María F. Recomendaciones para la fertilización de la caña de azúcar. Gacetilla Agroindustrial de la EEAOC, 2004, 61.

Sanchez San Román, F. Javier. Medidas puntuales de permeabilidad (slug tests). [en línea]. España: Departamento de Geología, Universidad de Salamanca, 2008. [citado Marzo 22, 2011]. Disponible en: http://web.usal.es/~javisan/hidro/temas/Slug_tests.pdf.

Sanchez San Román, F. Javier. Prospección geofísica: Sondeos eléctricos verticales. [en línea]. España: Departamento de Geología, Universidad de Salamanca, 2004. [citado Marzo 22, 2011]. Disponible en: <http://web.usal.es/~javisan/hidro/temas/SEV.pdf>.

Sayago, José M.; Collantes, Mirian M. y Toledo, Mario A. Geomorfología. In Gianfrancisco, Miguel; Puchulu, María Elena; Durango de Cabrera, Josefina y Aceñolaza, Guillermo F. (editores). Geología de Tucumán. 2ª ed.. Tucuman: Colegio de Graduados en Ciencias Geológicas de Tucumán, 1998, p 241-258.

Sección Agrometeorología INTA Famaillá. Balance hídrico de la EEA Famaillá. [versión digital]. Famaillá: INTA, 2005. Archivo excel.

Sección Agrometeorología INTA Famaillá. Estadísticas agrometeorológicas. [versión digital]. Famaillá: INTA, 2010. Archivo excel.

Sopena, Roberto A. y Logarzo, José. Perfil tecnológico de la producción agropecuaria Argentina. Producto: Caña de azúcar. Región Tucumán - Pedemonte Sur. [versión digital]. Famaillá, INTA, 2008. Archivo excel.

Sosa, Dora C.; Venencio, María del Valle y Palazzo, Rodolfo. La utilización de gráficos para expresar las características geoeléctricas de las formaciones (del subsuelo de la provincia de Santa Fé) como base para los estudios hidrogeológicos. Tineo, Alfredo (editor). Hidrología Subterránea. II Congreso Argentino de Hidrogeología. IV Seminario hispano argentino sobre temas actuales de la hidrología subterránea (actas). 1999, Serie de Correlación Geológica N° 13, p 443- 450.

Southwick, Lloyd M.; Grigg, Brandon C.; Kornecki, Ted S.; y Fouss James L. Potential influence of sugarcane cultivation on estuarine water quality of Louisiana's gulf coast. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 2002, 50; p 4393-4399.

Thorburn, Peter J.; Biggs, Jody S.; Weier, Keith L. y Keating Brian A. Nitrate in groundwaters of intensive agricultural areas in coastal Northeastern Australia. Agriculture, Ecosystems and Environment, 2003, 94, p 49-58.

Thorburn, Peter. Review of nitrogen fertiliser research in the australian sugar industry. Final Report. St Lucia- Queensland: Sugar Research and Development Corporation, 2004. Project Reference No: CSE008.

Tineo, Alfredo; Falcón, M. Carlos; García, Jorge W.; D'Urso, Carlos H.; Galindo, Griselda y Rodríguez, Graciela V. Hidrogeología. In Gianfrancisco, Miguel; Puchulu, María Elena; Durango de Cabrera, Josefina y Aceñolaza, Guillermo F. (editores). Geología de Tucumán. 2ª ed.. Tucuman: Colegio de Graduados en Ciencias Geológicas de Tucumán, 1998, p 259-274.

Varela, L.; Deluchi, M. Laurencena, P. y Kruse, E. Particularidades del flujo subterráneo en la región inferior del arroyo Tapalquén (Provincia de Buenos Aires). Tineo, Alfredo (editor). Hidrología Subterránea. II Congreso Argentino de Hidrogeología. IV Seminario hispano argentino sobre temas actuales de la hidrología subterránea (actas). 1999, Serie de Correlación Geológica N° 13, p 491- 498.

Vilela, Cesar Reinaldo. Hidrogeología. Tucumán: Facultad de Ciencias Naturales, Universidad Nacional de Tucumán, 1970. Opera Lilloana XVIII.

Wetzel, Robert G. Limnología. Barcelona: Omega, 1981. Capítulo 11: El ciclo del nitrógeno.

Winter, Thomas C. The concept of hydrologic landscapes. Journal of the American Water Resources Association, 2001, 37 n° 2, p 335-349.

Winter, Thomas C. The role of groundwater in generating streamflow in headwater areas and in maintaining base flow. Journal of the American Water Resources Association, 2007, 43 n°1, p 15-25.

Winter, Thomas C.; Harvey, Judson W.; Franke, O. Lehn y Alley, William M. Groundwater and surface water a single resource. U.S. Geological Service Circular, 1998, 1139.

Yu, Kewei; DeLaune, Ronald D.; Tao, Rui y Beine, Robert L. Nonpoint source of nutrients and herbicides associated with sugarcane production and its impact on Louisiana coastal water quality. Journal of Environmental Quality, 2008, 37; p 2275-2283.

Zamora, Martín Sergio. Evaluación del transporte de nitratos en la zona no saturada de un suelo de tres arroyos en un cultivo de maíz fertilizado. Balcarce: Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata, Estación Experimental Agropecuaria de Balcarce – INTA, 2004. Tesis de maestría, Magíster Scientiae.

Zuccardi, Ramón B. y Fadda, Guillermo S. Bosquejo agrológico de la provincia de Tucumán. Miscelánea, Facultad de Agronomía y Zootecnia, Universidad Nacional de Tucumán, 1985, 86.

ANEXO 1. ASPECTOS METODOLÓGICOS

A. PROSPECCIÓN GEOELÉCTRICA

Las técnicas de prospección geoelectrica, consisten en evaluar la resistividad del subsuelo, introduciendo una corriente eléctrica controlada (a través de los electrodos AB), y midiendo la diferencia de potencial que se crea por esa corriente eléctrica, entre dos electrodos (MN) (Figura 1, Figura 2). La diferencia de potencial es una variable que permite calcular la resistividad del material aplicando la ley de Ohm:

$$\rho = \frac{\Delta V \times K}{i}$$

Donde:

ρ : resistividad en Ωm

ΔV : diferencia de potencial en mV

K: coeficiente geométrico del dispositivo

i : intensidad de la corriente en mA

La resistividad es una propiedad física, que en este caso, depende del tipo de material, porosidad, estado de saturación y salinidad del agua contenida. Para los sedimentos granulares, con el mismo estado de saturación y el mismo fluido, la resistividad aumenta desde las arcillas, limos, arenas hasta las gravas y depósitos gruesos. La resistividad presenta una relación inversa con el estado de saturación de los mismos materiales. Valores de baja resistividad pueden estar relacionados a arcillas y/o aguas salobres. La conductividad es la medida inversa de la resistividad (Orellana, 1982; García, 2005).



Figura 1. Trabajo de campo de la prospección geoelectrica

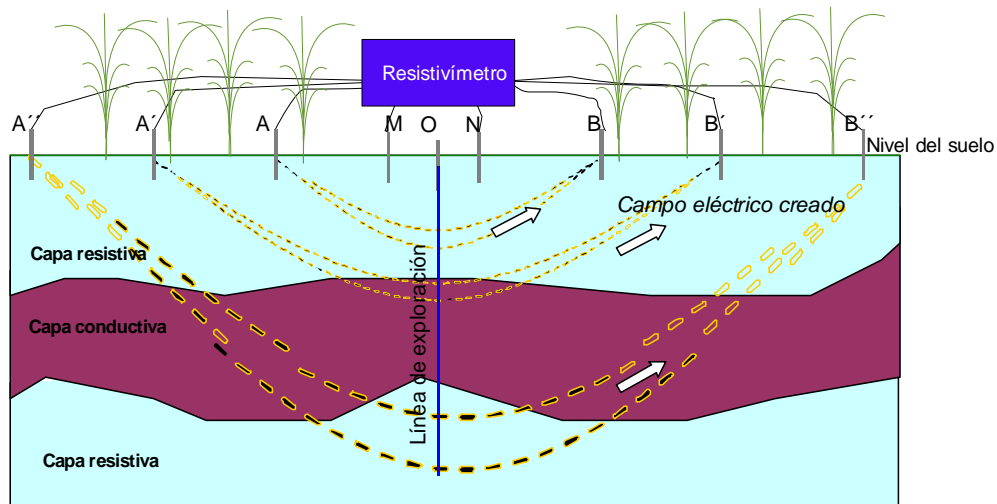


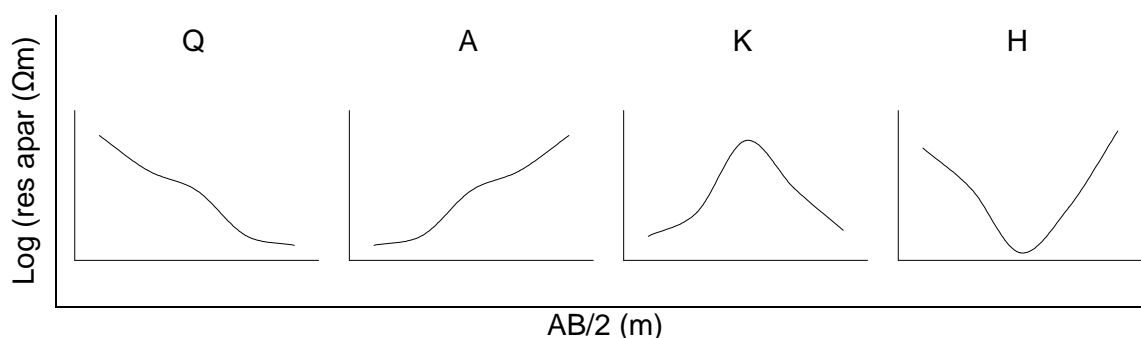
Figura 2. Disposición del resistivímetro y los electrodos en un sondeo eléctrico vertical según Schlumberger

La distancia de los electrodos AB tiene una relación directa con la profundidad de exploración, por lo que, para investigar la resistividad de las diferentes capas del subsuelo en un mismo sitio, se trabajó con distancias AB en aumento progresivo (Figura 2). Este tipo de diseño de exploración, se denomina sondeo eléctrico vertical (SEV).

La resistividad obtenida en campo se denomina resistividad aparente, ya que consiste en el promedio de las resistividades que explora la corriente eléctrica (Orellana, 1982). Para la obtención de la resistividad real, se debe interpretar la primera, utilizando programas computacionales y la información brindada por pozos profundos cercanos (pozos paramétricos). El resultado de esta interpretación, se denomina corte geoelectrónico.

La correlación de las capas geoelectrónicas con tipos de materiales geológicos, a través de los pozos paramétricos, se denomina corte geológico (Sanchez, 2004; García, 2005).

Considerando que el SEV alcanzó la profundidad necesaria para identificar tres capas de diferentes resistividades, la forma de la curva de la relación resistividad aparente vs distancia $AB/2$ (datos de campo sin interpretar) puede clasificarse en tipos: K, H, Q y A (Figura 3). En las curvas tipo K, la segunda capa identificada es la más resistiva de las tres, a diferencia de las curvas tipo H, en las que la segunda capa es la menos resistiva. Las curvas tipo Q tienen una resistividad que disminuye en profundidad, mientras que en las A, ocurre lo contrario (Orellana, 1982; Sanchez, 2004).



**Figura 3. Curvas tipo de resistividad aparente vs AB/2.
Elaborado en base a Sanchez, 2004**

En las primeras capas del subsuelo, estas diferencias resistivas, son resultado de la influencia de los factores usos del suelo y geomorfología. Las curvas tipo K son representativas de llanuras aluviales, mientras que las curvas tipo H y Q lo son de ambientes interfluviales (Orellana, 1982; García 2005).

B. ANÁLISIS GRANULOMÉTRICOS

Los análisis granulométricos, consisten en secar muestras de suelo, pasarlas a través de tamices, y pesar el volumen retenido en cada tamíz (Figura 4).

Con esta información puede realizarse una curva granulométrica acumulada, cuyo eje “y” es el porcentaje acumulado retenido, y el eje “x”, es el logaritmo del tamaño del grano en mm (Figura 5).



Figura 4. Pesaje de las muestras en el análisis granulométrico

De esta curva, puede calcularse el tamaño efectivo de la muestra y el coeficiente de uniformidad (Custodio y Llamas, 1983). Estos parámetros permiten caracterizar a la permeabilidad y el grado de homogeneidad del tamaño del grano en la muestra, respectivamente.

El tamaño efectivo, corresponde al diámetro para el que es retenido el 90% de la muestra (Figura 5). Se considera que este diámetro, es el que condiciona en mayor medida, la permeabilidad de la muestra.

El coeficiente de uniformidad (f) se calcula según la siguiente ecuación:

$$f = d_{40} / d_{90}$$

Donde:

f : coeficiente de uniformidad

d_{40} : tamaño para el que es retenido el 40% del material

d_{90} : tamaño para el que es retenido el 90% del material

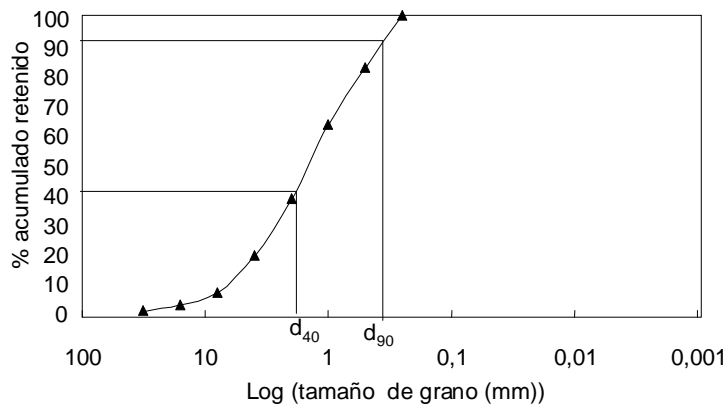


Figura 5. Ejemplo de curva granulométrica acumulada de una muestra con los d_{40} y d_{90} señalados

Se establece que un valor promedio del coeficiente de uniformidad está entre 2,5-3,0. Valores mayores indican material poco seleccionado, y valores menores indican material bien seleccionado.

C. ENSAYOS PUNTUALES DE PERMEABILIDAD

La permeabilidad hace referencia a la facilidad con la que el fluido pasa a través del subsuelo. Depende tanto de las propiedades del medio poroso como de las del fluido (Custodio y Llamas, 1983).

Los ensayos puntuales de permeabilidad, se utilizan cuando se carece de la posibilidad de realizar ensayos de bombeo. Estos consisten en agregar o quitar, un volumen de agua en pozos que exploran parcialmente el acuífero, y medir el descenso o ascenso del nivel del agua a tiempos determinados ($\Delta H/\Delta t$), mientras se recupera (Figura 6) (Custodio y Llamas, 1983; Sanchez, 2008).

Existen diferentes alternativas de llevar a cabo el ensayo, en este trabajo se implementó la técnica de Gilg-Gavard a nivel variable (Custodio y Llamas, 1983; Sanchez, 2008), en el que el cálculo de la conductividad hidráulica se realiza según la ecuación siguiente:

$$k = \frac{1,308 \times D^2}{A \times H_m} \times \frac{\Delta H}{\Delta t}$$

Donde:

k: permeabilidad del terreno en cm/seg

D: diámetro del sondeo en m

H_m: profundidad promedio en m del nivel del agua en el intervalo Δt

ΔH: diferencia de la profundidad del nivel del agua en el tiempo Δt (en la Figura =H1-H2)

Δt: intervalo de tiempo en segundos en el que desciende ΔH

El valor de permeabilidad obtenido corresponde a la porción del subsuelo que explora el pozo piezométrico considerado, cuyas profundidades, en este estudio, variaron entre 1,70-2,50 m.

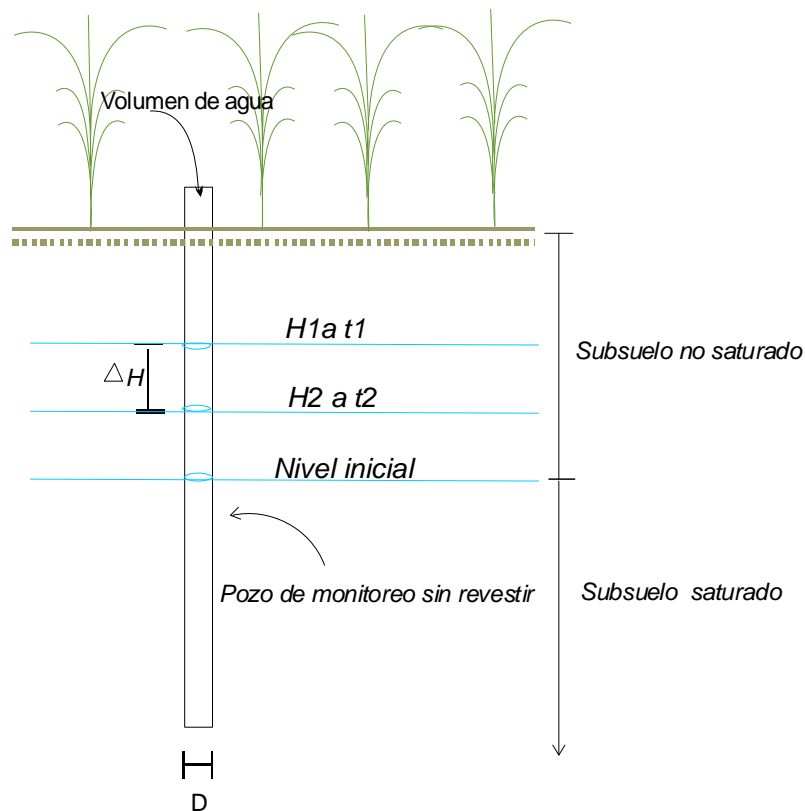
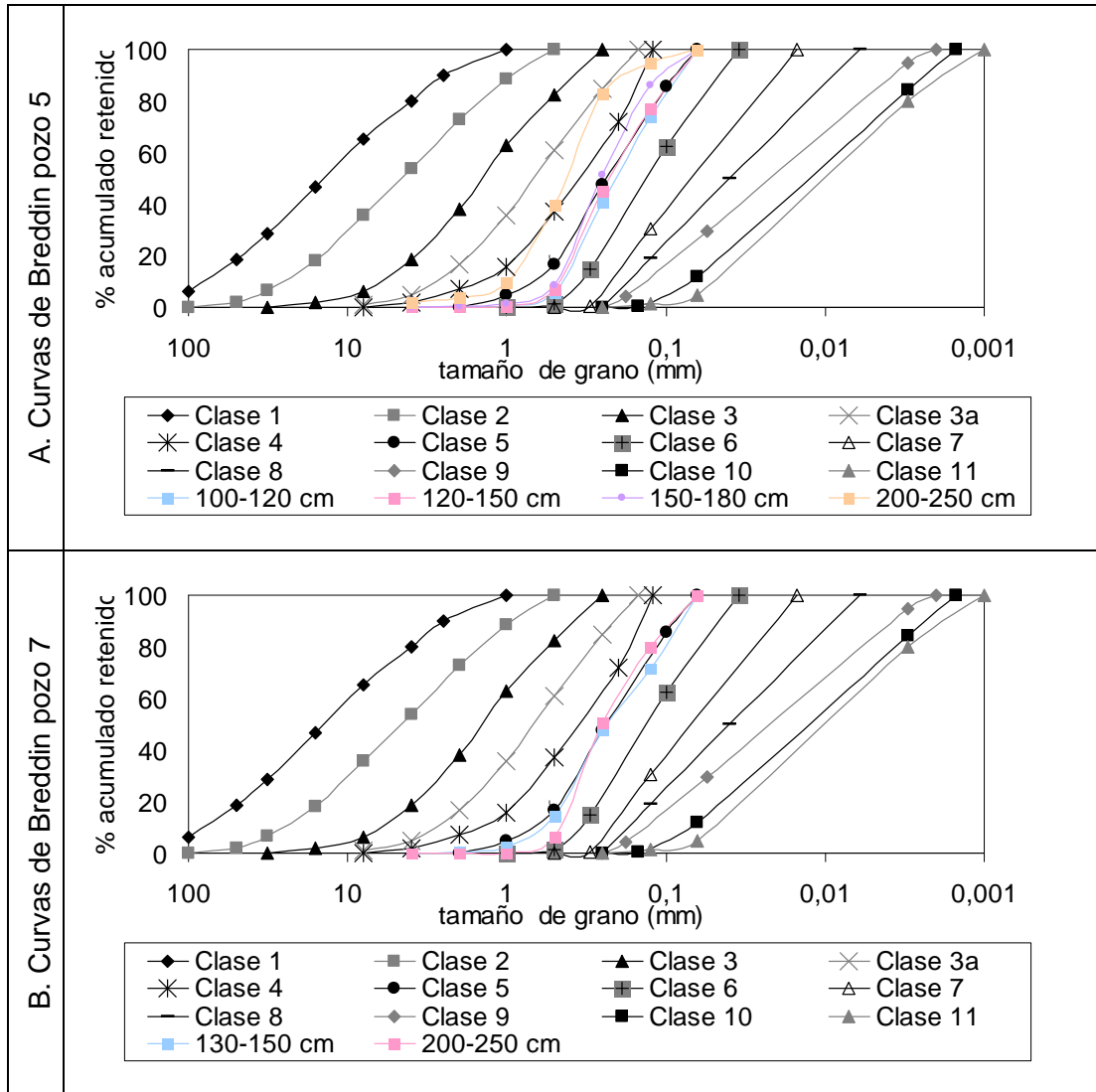


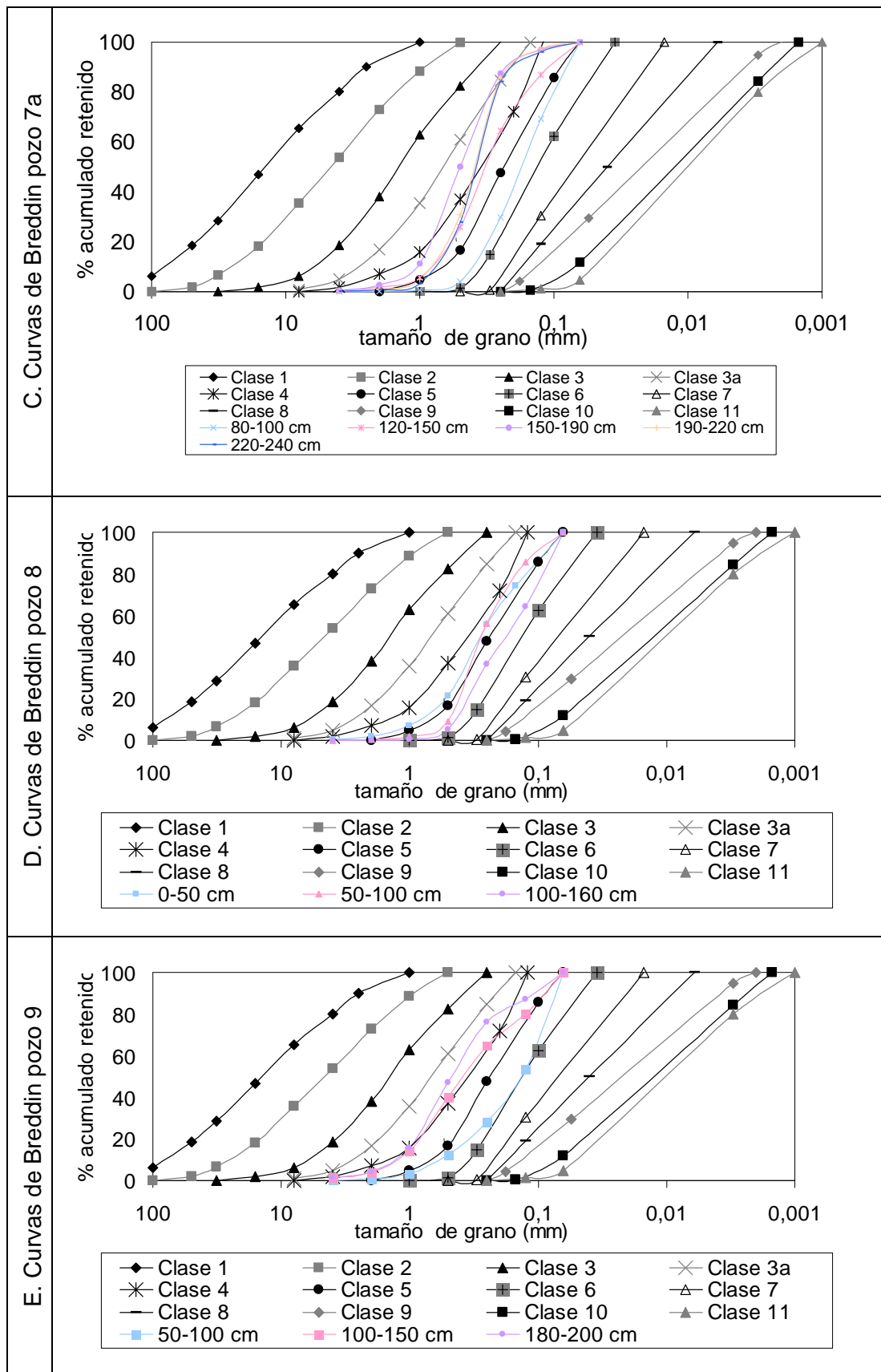
Figura 6. Esquema de aplicación de las medidas puntuales de permeabilidad según Gilg-Gavard a nivel variable.

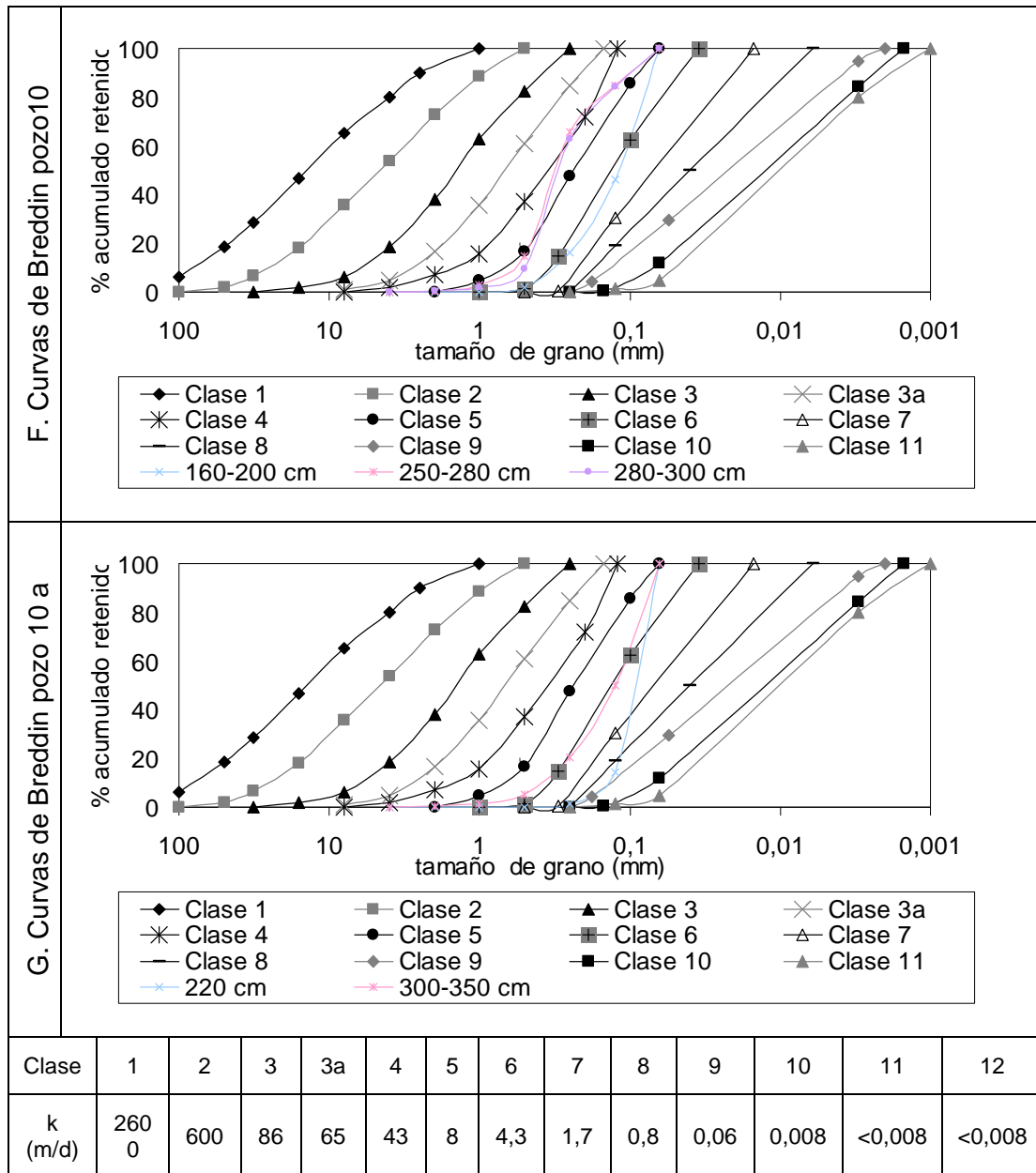
Elaborado en base a Sanchez, 2008

ANEXO 2. RESULTADOS

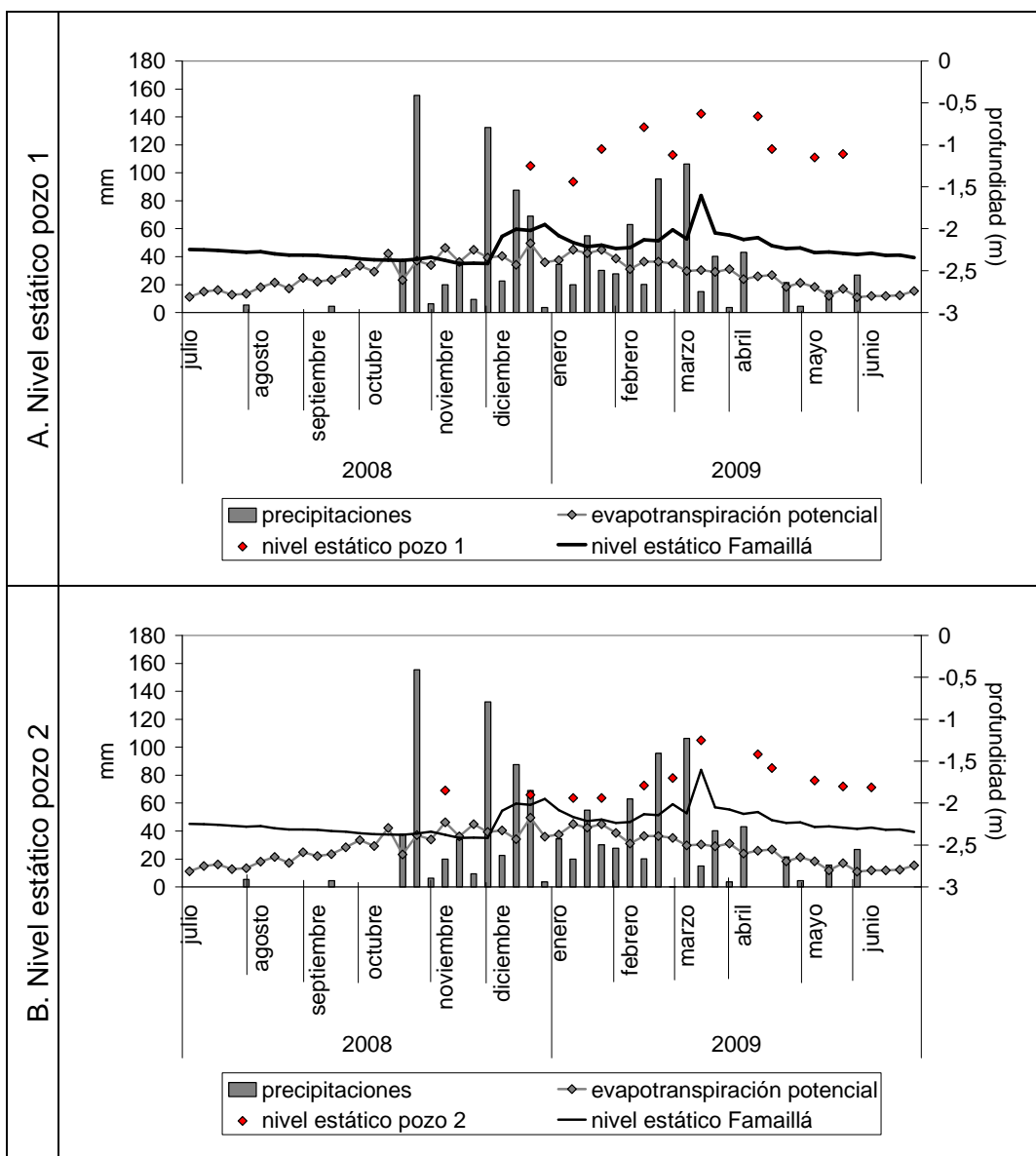
**A. CURVAS GRANULOMÉTRICAS ACUMULADAS
COMPARADAS CON CURVAS DE BREDDIN**

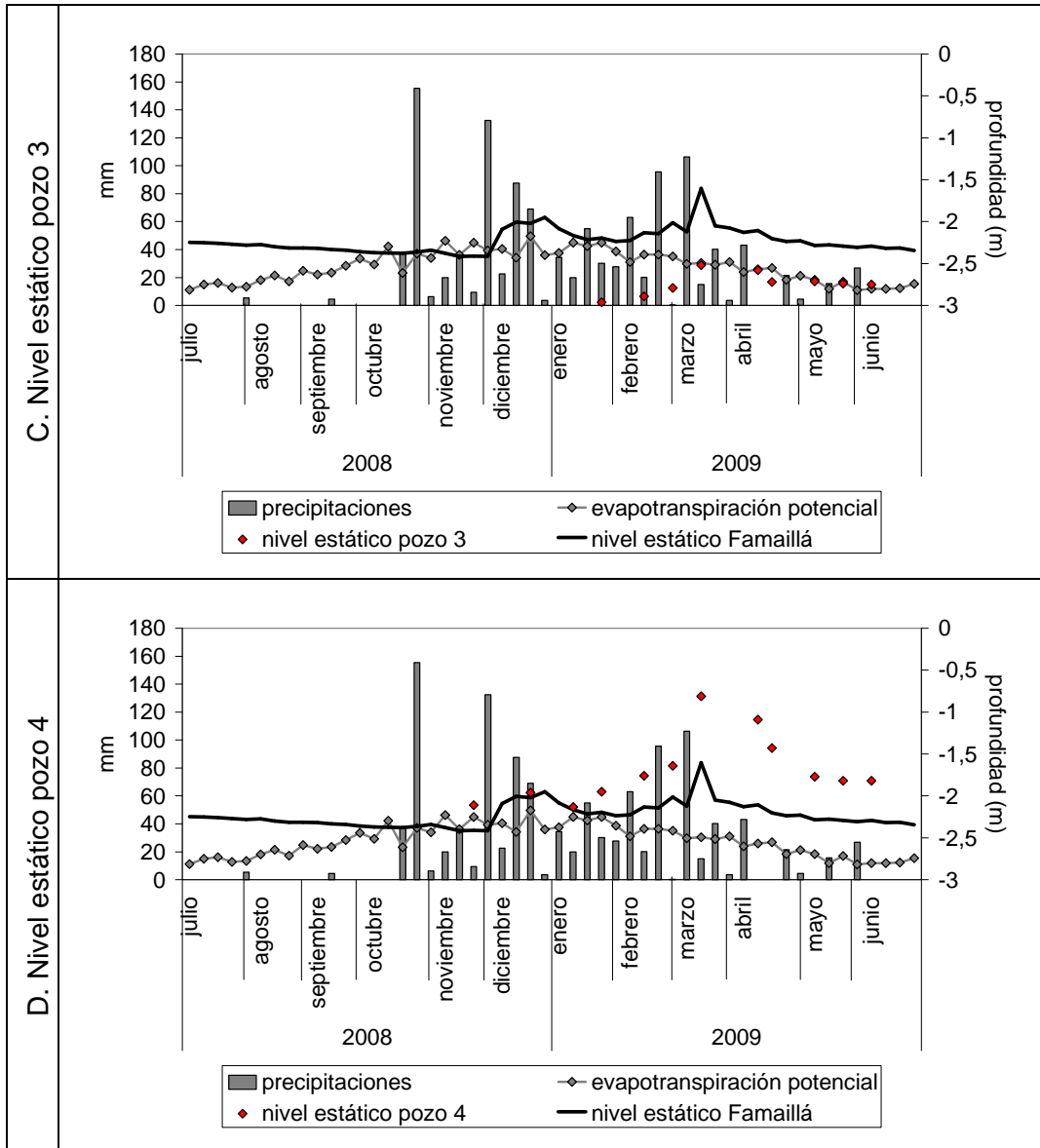






B. PRECIPITACIONES Y EVAPOTRANSPIRACIÓN POTENCIAL SEMANAL PARA EL CICLO JULIO 2008-JUNIO 2009 VS NIVEL ESTÁTICO EN POZOS, AGUAS ARRIBA DEL PAISAJE HIDROLÓGICO





C. DESCRIPCIÓN DE LAS SERIES DE SUELO DEL ÁREA DE ESTUDIO

Parámetro	SERIES					
	Alpachiri	Alto Verde	Caspinchango	El Molino	El Potrerillo	Famaillá
Clasificación taxonómica	Hapludol taptoárgico, franco fino	Udipsamente típico	Hapludol oxiácuico, franco grueso	Hapludol típico, franco grueso	Hapludol típico, franco grueso	Hapludol éntico, franco grueso
Paisaje	Sector de colinas, sobre sedimentos arenosos de origen fluvial	Áreas arenosas planas o suavemente onduladas de la llanura. También en albardones	Planos deprimidos, próximos a ríos y arroyos que sufren anegamiento	Sobre arenas de la llanura	Antiguas terrazas de ríos del pedemonte, sobre rodados fluviales.	En las partes altas del microrelieve de la llanura intermedia
Drenaje	Moderadamente bien drenado	Excesivamente drenado	Imperfectamente drenado	Bien drenado	Bien drenado	Bien drenado
Permeabilidad	Moderada	Rápida	Moderadamente lenta	Moderada	Moderada	Moderadamente rápida
Escurrimiento	Medio	Medio	Lento	Medio	Lento	Medio
Perfil	A-AC-Bt	A-AC-C	A-Bw-BC-C	A-Bw-C	A-Bw-C	A-AC-C
Textura media de los horizontes	Franco limosa-Franco limosa-Franco limosa	Arenosa franca-Arenosa-Arenosa	Franco limosa- Franco limosa-Limoso-Franco limosa	Franco a franco arenosa-Franco arenosa-Franco arenosa	Franco limosa-Franco limosa-Franco limosa	Franco arenoso-Arenoso franco-Franco arenoso
Unidad cartográfica	5	5; 9; 11; 12	11	6; 9	2	5; 6; 11

Continúa en la página siguiente

Continuación de la página anterior

Parámetro	SERIES					
	Ibatín	Monteros	Santa Lucía	Sauce Huascho	Soldado Maldonado	Tte Bernardina
Clasificación taxonómica	Udifluente típico, arenoso	Hapludol éntico, franco grueso	Argiudol típico, franco grueso	Hapludol cumúlico, franco grueso	Hapludol taptoárgico, fino	Argiacuol típico, franco fino
Paisaje	Planos aluviales antiguos y albardones	Llanura arenosa	Posiciones intermedias de la llanura	Senos que separan lomadas y colinas en el pedemonte	Área colinada del pedemonte	Relieves deprimidos de la llanura
Drenaje	Imperfectamente drenado	Algo excesivamente drenado	Moderadamente bien drenado	Moderadamente bien drenado	Moderadamente bien drenado	Pobrementemente drenado
Permeabilidad	Rápida	Moderadamente rápida	Moderadamente lenta	Moderada	Moderada	Moderadamente lenta
Escurrimiento	Lento	Medio	Medio	Rápido	Rápido	Medio
Perfil	A-C	A-AC-C	A-Bt-BC-C	A-Bw-C	A-AC-Bt	A-Bt-BC-C
Textura media de los horizontes	Arenoso-Arenoso	Franco arenosa-Limosa-Limosa	Franco limosa-Franco limosa-Franco limosa-Franco limosa	Franco limosa-Franco limosa-Franco limosa	Franco limosa-Franco limosa-Arcillo limoso	Franco limosa-Franco limosa-Franco limosa-Franco arenosa
Unidad cartográfica	6; 11; 12	2; 9	5	2	2	6; 9

Elaborado en base a Moscatelli et al., 2005