

ESTUDIO DE LA FAUNA DE INVERTEBRADOS EN EL RÍO CABRIEL Y MANANTIALES ASOCIADOS EN LA PROVINCIA DE ALBACETE

Por Francisco MARTÍNEZ LÓPEZ
y Ana María PUJANTE MORA

1. ANTECEDENTES

El río Cabriel es, con toda seguridad, el menos estudiado bajo el punto de vista biológico y de la calidad de sus aguas, tanto de la Comunidad de Castilla-La Mancha como de la Valenciana. Constituye uno de los ríos mejor conservados del área mediterránea, debido principalmente al hecho de que discurre encajonado por las Sierras del Rubial y de la Monterilla, lo que hace que sea muy inaccesible. La ausencia de grandes poblaciones en sus márgenes ha determinado que el impacto ejercido por los vertidos de tipo urbano y/o agrícola se vean muy disminuidos en el río.

En 1985-86, Martínez-López *et al.* (1994), en un estudio sobre la red fluvial de la Provincia de Valencia, ponen de manifiesto el excelente estado de las aguas del río Cabriel, correspondiendo un 30% de su recorrido a la zona de catarobios hasta el embalse de Contreras y el resto, hasta el embalse de Embarcaderos donde se une al río Júcar, a la zona de oligosaprobios.

Posteriormente Pujante (1993), en su estudio sobre los macroinvertebrados y calidad de aguas de los ríos de la Comunidad Valenciana, analiza 4 puntos del río Cabriel aguas abajo de Contreras, indicando el alto contenido en sulfatos de sus aguas. Entre las especies de macroinvertebrados capturados destaca por su rareza el efemeróptero *Proso-pistoma pennigerum* y la presencia del molusco prosobranquio *Melanopsis dufouri*, especialmente abundante en Fuente Podrida. Los resultados obtenidos en dicho estudio indican en conjunto un buen estado de las aguas del río.

Tapia (1996) estudiando los manantiales de la provincia de Valencia y Castellón cita el manantial de Fuente Podrida, considerando sus aguas como sulfato-cálcicas, ricas en sulfídrico y de tipo helocrenon.

No obstante en el siglo pasado Fernández López (1851), describe con todo detalle el manantial de Fuente Podrida, aportando la composición química de sus aguas y una larga lista de sus propiedades curativas en afecciones de la piel y digestivas.

El mismo autor también cita las «salutíferas termas de Villatoya» destacando sus virtudes antihelmínticas y tónicas, tratándose de aguas «ferruginosas-acidulas-termales». Habla de los manantiales «de las lombrices» y «de los baños» y da una breve descripción de su composición química y de sus propiedades medicinales.

2. OBJETIVOS

En la elaboración del presente trabajo se plantearon los siguientes objetivos:

En primer lugar, conocer la fauna de macroinvertebrados que puebla la vertiente albaceteña del río Cabriel y los afluentes y manantiales más importantes asociados a dicho río. Se pretende averiguar qué especies integran la comunidad acuática y el patrón de distribución en el área de estudio.

Otro elemento de vital importancia es la composición química de las aguas y el conjunto de caracteres físicos y ambientales que definen cada hábitat. Por ello otro objetivo es estudiar los parámetros físico-químicos en cada punto y se intentará relacionar éstos con sus posibles orígenes, tanto naturales (principalmente relacionados con la litología del terreno), como derivados de una posible contaminación.

En relación con la calidad de las aguas, los puntos estudiados se clasificarán de acuerdo con los resultados obtenidos en el cálculo de aquellos índices bióticos que resulten más adecuados para la zona de estudio.

3. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

3.1. GEOLOGÍA

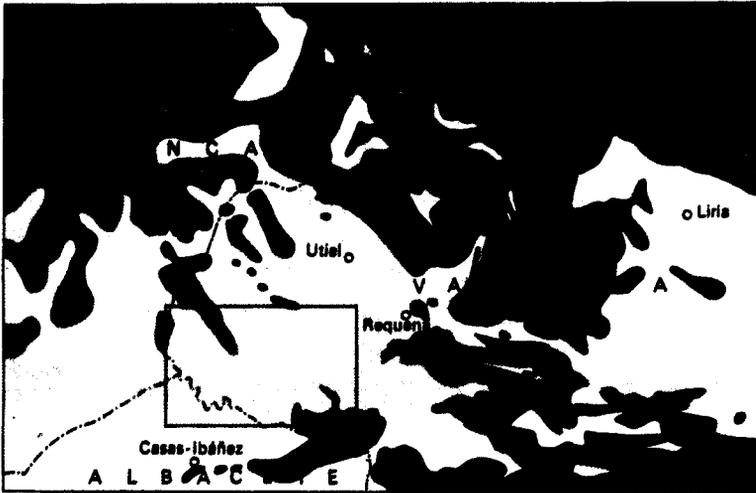
El área de estudio se halla situada en la parte más meridional de la Cordillera Ibérica y en las cercanías de la zona de transición entre esta última y la cadena Bética (Prebético oriental). Robles (1987) la encuadra en la unidad denominada «Llanura Manchega», por el predominio de las zonas llanas sin relieves apenas destacables. Sanchís, Rodríguez y Morell (1989) la encuadran en la unidad fisiográfica del «Sector Ibérico Valenciano Meridional».

La mayor parte de este área comprende una gran cubeta rellena de sedimentos continentales terciarios, en cuyos extremos noroccidental y suroriental afloran sedimentos del Jurásico-Cretácico y Triásico respectivamente. «Las características geológicas generales son, por tanto, sencillas, con una disposición tabular de los sedimentos terciarios, que contrasta con la tectónica más complicada del afloramiento Jurásico-Cretácico noroccidental de directriz ibérica (NO-SE) y la gran mancha Triásica (Keuper) del SE, de carácter en parte diapírico». (Hoja de Venta del Moro).

Desde el punto de vista tectónico, el área de estudio muestra una estructuración muy sencilla: un pronunciado eje alto NO-SE ibérico, flanqueado por dos suaves sinclinales terciarios, sensiblemente paralelos.

El afloramiento mesozoico del sector suroriental, constituido por un asomo del Keuper, muestra direcciones NO-SE, como es común en el resto del área. Los grandes bloques erráticos de Muschelkalk desperdigados en su masa, muestran que éste ha sido considerablemente replegado. Por su parte, el asomo mesozoico del NO constituye una prolongación ya muy simplificada de la estructura de Contreras, con buzamientos prácticamente verticales.

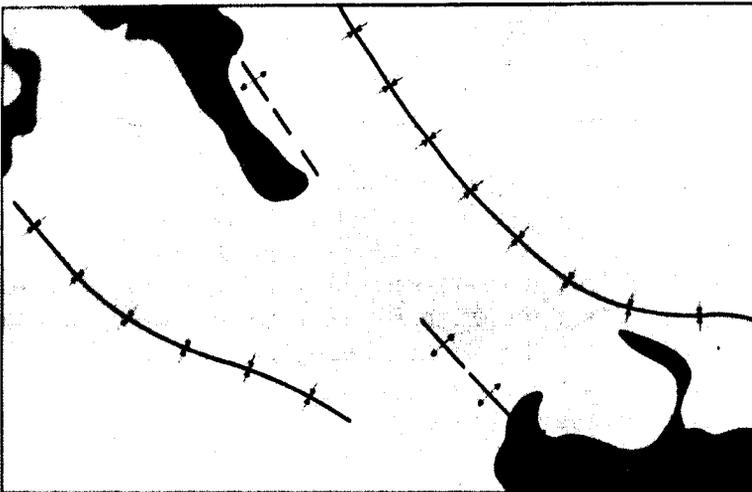
ESQUEMA REGIONAL



Escala 1:1.000.000



ESQUEMA TECTONICO



Escala 1:250.000

Figura 1: Mapa geológico del área de estudio.

Los rasgos geológicos expuestos condicionan la hidrología de la zona, caracterizada por la escasez de fuentes de caudal abundante, y la mala calidad de sus aguas, generalmente de carácter salino y gran dureza. La reducida superficie de calizas mesozoicas aflorante, que actúan como áreas de infiltración y almacenamiento, la abundante presencia de materiales salinos del Keuper y el intenso drenaje natural del río Cabriel por medio de arroyos y barrancos, son los responsables de esta situación.

3.2. EL CLIMA

El área geográfica que ocupa el presente estudio se encuentra a caballo entre un clima de tipo mediterráneo definido por inviernos moderados y veranos calurosos, además de una característica sequía estival y un clima continental definido por inviernos muy fríos y veranos muy calurosos (nula influencia del mar como moderador de temperaturas) así como en la escasez de precipitaciones.

Las precipitaciones son escasas, con un promedio anual aproximado de 450 mm³. Este hecho, unido a las elevadas temperaturas registradas durante los meses de verano, condicionan el grado de aridez, situándolo, según el índice de Gausson entre los valores de 10 a 20 dentro de una escala cuyo rango va de 5 a 45 y donde los valores más bajos indican mayor aridez. En 48 años la humedad relativa ha crecido tan sólo en un 6% para la misma época, situándose sus máximos alrededor del 71% en los meses de agosto a octubre y sus mínimos sobre el 61% para el mes de febrero. Si tenemos en cuenta la acción de los anticiclones con sus vientos de poniente en verano y el calor de esta última estación, responsable de la intensa vaporización de las masas de agua, observaremos lo lógico de estos datos.

3.3. LA VEGETACIÓN

En un estudio detallado sobre la flora y vegetación de las Hoces del Cabriel, Mateo (1996) considera la vegetación de la zona dominada por especies de hoja perenne, mezclada con maquias esclerófilas mediterráneo-termófilas, junto con comunidades rupícolas, las realmente estepario continentales y otras higrófilo-riberañas en contacto con el cauce fluvial.

- *Bosques y maquias*. La etapa más madura de la vegetación la componen bosques dominados por las encinas, acompañadas por algunos robles quejigos.

- *Bajos matorrales heliófilos*. Se distinguen tres grupos: el primero y mayoritario se encuentra en los sustratos calizos o margosos y en él se da una rica biodiversidad, con plantas iberolevantineas o mediterráneo-occidentales; un segundo tipo aparece sobre terrenos margosos pero con abundante contenido en yesos, donde existen algunas valiosas especies de carácter endémico; en el tercero se incluyen los matorrales calcícolas de las partes más elevadas del territorio.

- *Pastizales vivaces secos*. Alternando con los anteriores podemos ver formaciones dominadas por especies herbáceas perennes relativamente xerófilas.

- *Pastizales anuales*. Como etapa más inmadura de la vegetación climatófila podemos destacar las micropraderas de terófitos.
- *Matorrales en escarpes calizos*. En las zonas donde el sustrato es rocoso y la pendiente alta se establecen comunidades permanentes donde domina la sabina negral y el espino negro.
- *Vegetación rupícola*. En los roquedos calizos aparecen especies raras o valiosas.
- *Medios esteparios*. La continentalidad de la zona, unida a la sequedad macroclimática y a la presencia de sustratos sueltos ricos en sales minerales, sobre todo yesíferos, condiciona la aparición de un tipo de vegetación de tendencia esteparia.
- *Medios riparios*. Las riberas del Cabriel se ven tapizadas por comunidades hígrófilas de carácter leñoso o herbáceo.

3.4. HIDROLOGÍA

El río Cabriel comprende 218 km de recorrido y es el afluente más importante del río Júcar con sus casi 25 m³/s. Nace al pie de la Muela de San Juan (Montes Universales), atraviesa la provincia de Cuenca y sirve de límite entre las de Albacete y Valencia, donde se sitúa el tramo a estudiar. Su caudal es irregular debido a un clima con sequías estivales y lluvias en otoño. El Cabriel ve alterado su ritmo anual por la existencia del embalse de Contreras, situado en el borde oriental de la meseta castellana, entre las provincias de Cuenca y Valencia, está destinado a mejorar y ampliar el regadío de las huertas valencianas. Tiene una capacidad de 888 hm³.

Las ramblas más importantes que desembocan son la rambla Albosa, la rambla de las salinas de Hórtola y los barrancos del Tollo y Chirrichana por el margen valenciano y los arrollos de Cilancos y la rambla salina de Tetuán por el margen manchego.

4. MATERIAL Y MÉTODOS

4.1. ESTACIONES DE MUESTREO

La ubicación de las estaciones se ha realizado basándonos en planos del Servicio Cartográfico del Ejército a escalas 1:50.000, 1:200.000 y 1:400.000 de proyección U.T.M., procurando seguir las siguientes recomendaciones: mínimo distanciamiento entre estaciones del mismo río; proximidad a núcleos urbanos e industriales; distanciamiento de ecosistemas forzados; permanencia anual de agua en el curso; aporte de arroyos y manantiales; medios lóticos y lénticos; representatividad ecológica de cada punto; características geológicas relevantes y finalmente, la accesibilidad al punto de estudio.

El número de estaciones definitivo ha sido de 7, repartidas del siguiente modo: 4 en el río Cabriel y 3 en manantiales asociados al cauce. En la Tabla I se especifican para cada uno de los puntos de muestreo: la denominación, las coordenadas U.T.M., altitud y distancia al origen. En la figura 2 se indica la situación de las estaciones prospectadas.

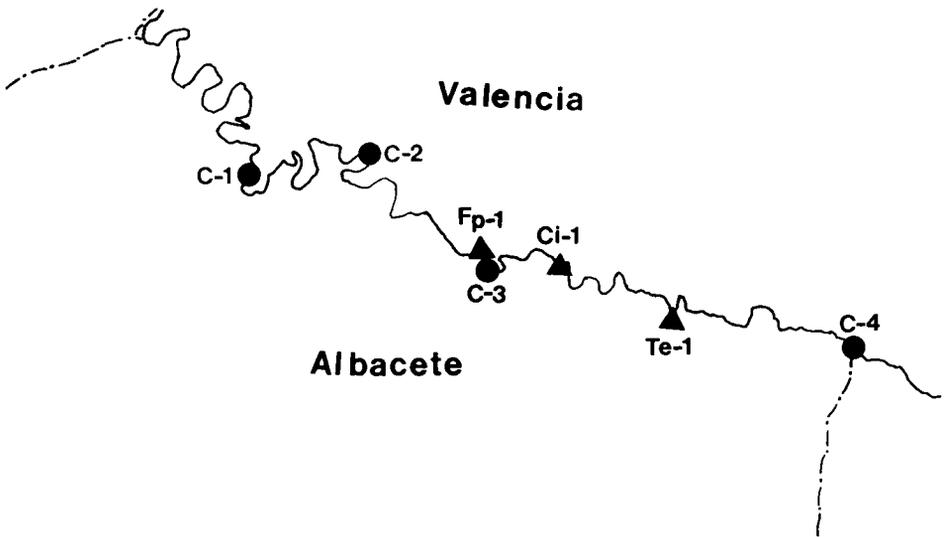


Figura 2: Área de estudio y localización de las estaciones de muestreo.

Tabla I. Descripción y localización de los puntos de muestreo.

ESTACIONES	DENOMINACIÓN	COORDENADAS	ALTITUD	DIS.ORIGEN
		U.T.M	(m)	(km)
Río Cabriel:				
C-1	Tamayo	30SXJ3359	460	209
C-2	El Retorno	30SXJ3859	440	219
C-3	Villatoya	30SXJ4355	380	229
C-4	Casillas del Río Cabriel	30SXJ5753	360	249
Manantiales:				
Fp-1	Fuente Podrida	30SXJ4355	380	
Ci-2	Cilanco	30SXJ4655	420	
Te-3	Arroyo Tetúan	30SXJ5154	400	

El estudio se realizó durante el periodo comprendido entre 1996-1997. Cada punto de muestreo fue visitado al menos dos veces, analizando las características ambientales, los parámetros físico-químicos y la fauna de macroinvertebrados.

4.2. PARÁMETROS AMBIENTALES

En cada una de las estaciones de muestreo se consignaron aquellos datos morfológicos que, por condicionar el tipo de hábitat, son capaces de influir en la distribución de la fauna acuática: tipo de sustrato, velocidad de la corriente, anchura y profundidad.

4.3. FÍSICO-QUÍMICA DEL AGUA

Se midieron un total de 10 parámetros físico-químicos. La temperatura del agua, el pH, la conductividad, el oxígeno disuelto y la alcalinidad, fueron medidos «in situ» y el resto en el laboratorio. Para recoger el agua se utilizaron recipientes de polietileno de 3/4 l de capacidad. Este se enjuagaba varias veces con el agua del punto de estudio, posteriormente se introducía la botella verticalmente y situada a una profundidad media. Finalmente el agua era fijada con unas gotas de cloroformo (Schwoerbel, 1975) y se conservaba a 4 °C.

Las técnicas de medición de los parámetros fueron las siguientes:

- *Temperatura del agua:* mediante un termómetro BRAVO de rango —40,0 a 99,9 °C.

- *pH:* se midió con un pH-metro WTW, modelo pH95, con termómetro y registro de potencial incorporados, introduciendo la sonda hasta la estabilización de los valores en la pantalla.

- *Oxígeno disuelto:* se midió según el método volumétrico de Winkler (Rodier, 1981), con reactivos Aquamerck ref.: 11107.

- **Conductividad:** con un conductímetro CRISON mod. 523 provisto de 3 escalas que cubren una gama de valores desde 0 hasta 20.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. La conductividad fue estandarizada a 20 °C.

- **Alcalinidad:** (Aquamerck, ref.: 11.109). Valoración acidimétrica frente a un indicador mixto (pH=4,3) y/o fenolftaleína (pH=8,2). Unidad meq/l.

- **Dureza total:** (Aquamerck, ref.: 8039). Valoración complexométrica basada en la combinación de los iones Ca^{++} y/o Mg^{++} con Titriplex III para formar un complejo, el cual se valora frente a indicador mixto. Unidad °d (grados alemanes).

- **Cloruros:** (Aquamerck, ref.: 8048). Valoración acidimétrica (ácido clorhídrico) frente a un indicador mixto. Unidad mg/l.

- **Nitritos:** (Spectroquant, ref.: 14.776). Reacción de GRIESS: los nitritos reaccionan con el ácido sulfanílico y el dicloruro de N-(1-naftil)-etilendiamonio para dar azocoloante rojo-violeta, el cual se valora. Unidad ppm.

- **Nitratos:** (Aquamerck, ref.: 8032). Reducción del nitrato a nitrito y formación de un azocolorante con ácido sulfanílico ácido gentísico. Unidad ppm.

- **Amonio:** (Spectroquant, ref.: 14.752). Tras alcalinización a pH = 13, el amoniaco reacciona con el hipoclorito para dar monocloramina que forma con timil un indofenol azul cuya concentración se mide fotométricamente. Unidad ppm. Los nitritos y el amonio se midieron fotométricamente con un fotómetro MERCK modelo SQ 113.

4.4. MUESTRAS BIOLÓGICAS

4.4.1. CAPTURA Y CONSERVACIÓN

Para el muestreo biológico se siguió un tipo de muestreo cualitativo. García de Jalón y González del Tánago (1986) destacan que con este tipo de muestreo se obtiene una idea más exacta y completa de la riqueza faunística, estructura o composición de las comunidades acuáticas.

Como hemos indicado con anterioridad el conjunto faunístico objeto de estudio ha sido el de los macroinvertebrados. Este comprende aquellos organismos que en sus últimos estados larvarios alcanzan un tamaño igual o superior a los 0,3 mm y que pertenecen a los siguientes taxones: turbelarios, moluscos (gasterópodos y bivalvos), anélidos (oligoquetos e hirudíneos), crustáceos (anfípodos, isópodos y decápodos) e insectos (plecópteros, efemerópteros, odonatos, heterópteros, coleópteros, tricópteros y dípteros).

La metodología para su captura fue la siguiente: en cada una de las estaciones del río se trazó un transecto de muestreo de aproximadamente 25 m de largo y hasta el centro de la corriente de ancho. No obstante, en muchas ocasiones tuvimos que ampliar estas dimensiones para obtener una mayor diversidad de hábitats, e incluso muestrear la orilla opuesta, dada la diferencia entre ambas en cuanto a su naturaleza.

Los manantiales de Fuente Podrida y Cilancos fueron estudiados en el nacimiento y el arroyo de Tetuán antes de su confluencia con el río Cabriel. La metodología fue básicamente la misma que la utilizada en el río.

Una vez finalizado el muestreo de cada punto, los macroinvertebrados se introdujeron en frascos adecuados, etiquetados con el nombre del río, nombre de la estación y su sigla, ambiente (lótico/léntico) y fecha de muestreo. Posteriormente se fijaban (alcohol 70%) para su ulterior determinación.

4.4.2. DETERMINACIÓN

La identificación se realizó mediante la utilización de un gran número de claves específicas para cada grupo, así como con el asesoramiento de expertos de cada grupo.

Las claves y estudios monográficos de identificación consultados fueron los que a continuación se enumeran:

- Generales: Tachet, Bournaud y Richoux (1987); De Pauw y Vannevel (1991).
- Turbelarios: Pattée y Gourbault (1981).
- Moluscos: Adam (1960); Macan (1977); Girod, Bianchi y Mariani (1980), Giusti y Pezzoli (1980); Castagnolo, Franchini y Giusti (1980).
- Hirudíneos: Minelli (1979); Elliot y Mann (1979).
- Oligoquetos: Lafont (1983).
- Insectos:
 - Efemerópteros: Belfiore (1983); Elliot, Humpesch y Macan (1988).
 - Odonatos: Carchini (1983); Conesa (1985); Miller (1987).
 - Plecópteros: Consiglio (1980); Hynes (1984).
 - Heterópteros: Vázquez y Baena (1986).
 - Coleópteros: Richoux (1982); Friday (1988).
 - Dípteros: Brindle (1960); Rivosecchi (1984).
 - Tricópteros: Eddington y Hildrew (1981); Wallace, Wallace y Philipson (1990).
- Crustáceos: Henry y Magniez (1983); Gledhill, Sutcliffe y Williams (1993).

4.5. ÍNDICES BIÓTICOS

La utilización de los índices bióticos en la evaluación de la calidad de las aguas se remonta a principios de siglo (1902), año en que Kolwitz y Marsson crearon el conocido sistema de los saprobios. Desde entonces, han sido muchos y muy variados los desarrollados en distintos países y para distintas cuencas fluviales.

En 1980 se desarrolló en Inglaterra un índice para evaluar la calidad de los ríos, denominándose «Biological Monitoring Working Party», más conocido por sus siglas BMWP (National Water Council, 1981). Este índice requiere la identificación de la fauna de macroinvertebrados únicamente al nivel sistemático de familia. A cada familia se le asigna una puntuación o «score» que varía de 1 a 10. El valor del BMWP obtenido de la suma de las familias presentes en un punto dividido por el número de las mismas, nos permite calcular un segundo índice denominado ASPT (Average Score Per Taxon). Por lo que obtenemos en conjunto el status de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos con respecto al grado por el cual se ven afectados por la contaminación.

El BMWP ha sido adaptado para la fauna española por Alba Tercedor y Jiménez Millán (1987), denominándose BMWP' y ASPT' respectivamente. Dichos autores incluyeron las familias ausentes en la fauna inglesa, dándoles un valor indicador. Posteriormente Alba Tercedor y Sánchez Ortega (1988) acotaron el índice en cinco clases, lo que permite elaborar los mapas de calidad mediante un código de colores (Tabla II).

Tabla II. Clases de calidad para los índices BMWP' y ASPT'.

BMWP'	ASPT'	Significado	Clase	Color
>150	>5,6	Aguas muy limpias	I	Azul
101-120	>5,6	Aguas no contaminadas o no alteradas de modo sensible	I	Azul
61-100	4,6-5,5	Son evidentes algunos efectos de contaminación	II	Verde
36-60	3,6-4,5	Aguas contaminadas	III	Amarillo
16-35	2,6-3,5	Aguas muy contaminadas	IV	Naranja
<15	0-2,5	Aguas fuertemente contaminadas	V	Rojo

Dado que los índices han sido desarrollados para ser aplicados en ríos, no procede su utilización en otros ecosistemas acuáticos, como fuentes y manantiales, en los que la calidad de las aguas se ha de establecer principalmente mediante el análisis químico del agua. No obstante el análisis de la fauna presente, con especies indicadoras de buena calidad, es una información necesaria y complementaria a la obtenida con los análisis químicos.

5. RESULTADOS

5.1. RESULTADOS AMBIENTALES

El tramo del río Cabriel estudiado presenta una cierta homogeneidad en cuanto al tipo de sustrato. Dominan las gravas y piedras pequeñas, acompañadas de un menor porcentaje de arenas y limos. La anchura del cauce oscila entre los 8 y 12 metros y la profundidad es más variable, encontrándose entre los 20-40 cm de las orillas a 1-1,5 m de las zonas más profundas. Estas características se ven muy condicionadas por la presencia del embalse de Contreras que determina crecidas importantes del caudal cuando se produce el desembalse. La velocidad de la corriente se sitúa normalmente entre 50 y 100 cm/sg.

El manantial de Fuente Podrida se encuentra inaccesible dado que es propiedad privada del Balneario del mismo nombre. Se estudió por tanto el canal de desagüe que recorre unos 4 metros antes de mezclarse con las aguas del río Cabriel. Toda la zona se ve sometida a la influencia del agua sulfurosa, observándose tapetes y biofilms de bacterias y algas microscópicas.

El manantial de Cilanco, presenta un alto grado de artificialidad. Sus aguas son utilizadas tanto para el riego, a través de un gran número de pequeñas acequias, como para el ocio (piscina). Se estudiaron tanto las acequias, que presentan un sustrato constituido

por piedras pequeñas y arenas, y alguna de las balsas y pilones, con una gran abundancia de macrófitos sumergidos y emergentes.

El arroyo del Tetuán atraviesa en su recorrido materiales triásicos del Keuper, compuestos principalmente por yesos rojos y blancos y arcillas yesíferas con aragonitos y cuarzos idiomorfos. El cauce es de aproximadamente 1 m de ancho, con muy poco caudal de agua. El alto grado de vaporización del agua, unido a la gran concentración de sales disueltas, determina la formación de una costra salina en muchos tramos.

5.2. RESULTADOS FÍSICO-QUÍMICOS

La Tabla III muestra un resumen de los datos de carácter físico-químico obtenidos durante la realización del presente estudio.

Tabla III. Parámetros físico-químicos.

	C-1	C-2	C-3	C-4	Fp-1	Ci-1	Te-1
Temp.	17,5	17,8	17,8	18,4	18	26.1	23,2
pH	8,2	8,4	8,4	8,5	7,2	7,8	8,1
O ₂ (mg/l)	9,1	10,4	10,2	9,8	0	7,7	6,2
Cond.	954	835	1083	1215	4287	904	4550
Alc. (meq/l)	3,6	3,9	3,9	3,6	3,2	5,1	4,2
Dt. (°dH)	26,9	25,1	28	31	160	140	25,2
Clor. (mg/l)	80	80	87	153	170	116	466
NO ₂ ⁻ (mg/l)	0,18	0,18	0,21	0,16	0	0,43	0,66
NO ₃ ⁻ (mg/l)	15,9	12	13,8	21,4	2,5	36,5	6,4
NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,17	0,15	0,14	0,47	0	0,77	1

A continuación pasamos a explicar de manera individualizada cada uno de los parámetros estudiados, donde se incluyen las gráficas de variación de los mismos.

5.2.1. TEMPERATURA DEL AGUA

Se trata de un factor limitante para la vida de la mayoría de los organismos acuáticos y de hecho, es una de las constantes de tipo físico que adquieren gran importancia en el desarrollo de los distintos fenómenos que se realizan en el seno del agua, ya que determina la evolución o tendencia de sus propiedades, bien sean físicas o biológicas; pues sus variaciones pueden actuar de modo beneficioso o perjudicial sobre dichos organismos (Rodier, 1981). Además, es un factor de primera línea al tratar de calcular la solubilidad de los gases en el agua, así como de las sales y reacciones biológicas, ya que éstas poseen una temperatura óptima para poder realizarse.

La variación de la temperatura afecta, con respecto a las propiedades físicas del agua, a la solubilidad de los gases, densidad, viscosidad, tensión superficial, presión de

vapor, etc., y con respecto a las propiedades químicas, como ya hemos adelantado, incrementa la velocidad de las reacciones de esta índole, por lo que fenómenos como desplazamiento de equilibrios dinámicos y sedimentación también se ven afectados.

Como cada especie tiene una temperatura óptima de desarrollo, vemos que este factor también influye en el mundo biológico acuático. Así, un incremento de la misma actúa acelerando los procesos de putrefacción, con lo que se consume más oxígeno y por lo tanto, esto incide en un aumento de la demanda del mismo. Por otra parte, las reacciones biológicas que se desarrollan en el agua se ven altamente influenciadas por el incremento de este parámetro, actuando, de hecho, como un factor de control y así mismo como un factor letal para la evolución de las distintas poblaciones (Catalán, 1981).

Los datos obtenidos (Fig. 3) reflejan básicamente una temperatura bastante uniforme en el río Cabriel, siendo mayor la del manantial de Cilanco (con influencia claramente termal) y el arroyo de Tetuán, donde el escaso caudal y la pobre cubierta vegetal determinan altas temperaturas.

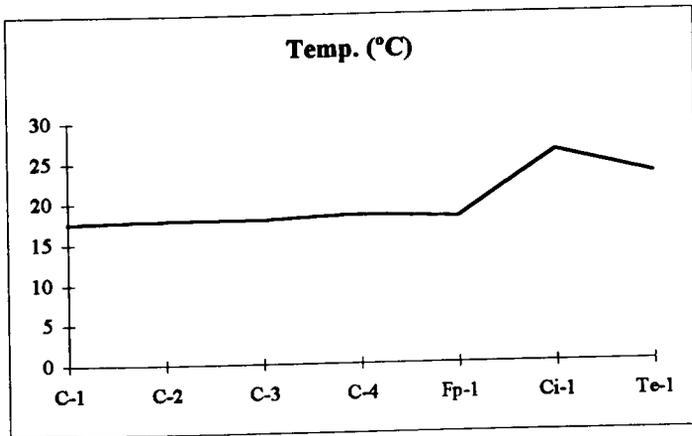


Figura 3: Valores de temperatura registrados.

5.2.2. pH

El pH de un agua representa su grado de acidez (presencia de anhídrido carbónico libre, ácidos minerales y sales de ácidos fuertes y bases débiles) o de su alcalinidad (presencia de bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos), siendo el factor más importante en su valor, la concentración de anhídrido carbónico debida a la mineralización. McMillan (1984) define el pH como el logaritmo negativo de la actividad del ión hidrógeno (considerada equivalente a la concentración). La p representa la relación matemática entre el ión y la variable como una función y la H designa el ión hidrógeno. En las aguas corrientes este ión se une a la molécula de agua en forma de H_3O^+ .

El pH del agua varía según las condiciones edáficas por las que atraviesa la corriente, así como por las condiciones del medio en donde se intenta obtener su valor (abundancia de vegetación, vertidos, etc.). En el primer caso, si se trata de zonas calcáreas, se incrementa el valor de este parámetro, con lo que se tiende a la alcalinidad y por el contrario, si atraviesa zonas silíceas, disminuye este valor tendiendo hacia la acidez.

La actividad fotosintética entraña también variaciones sobre este factor, pues por el día, la intensa absorción de anhídrido carbónico conduce hacia un incremento de su valor; en cambio, por la noche, este fenómeno se traduce de forma inversa (Rodier, 1981).

El pH, en el área estudiada (Fig. 4), delata un carácter básico de las aguas determinado por la naturaleza calcárea de la mayoría de los terrenos atravesados.

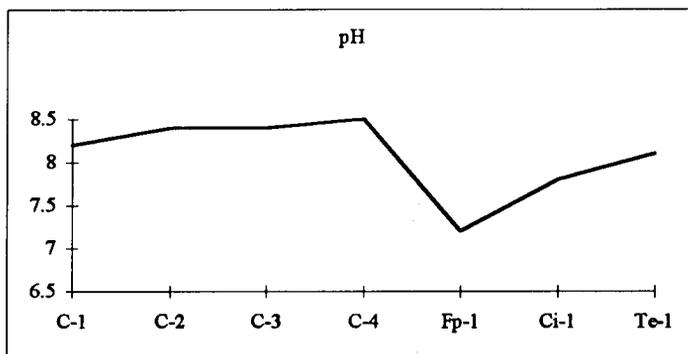


Figura 4: Valores de pH registrados.

5.2.3. OXÍGENO DISUELTO

Es sin duda el más importante de los gases disueltos que se encuentran en las aguas naturales por ser indispensable tanto para la vida vegetal como la animal (Hitchman, 1978). Procede básicamente de dos fuentes: disolución del oxígeno atmosférico en el agua y fotosíntesis (respiración por la noche). En el primer caso, los procesos de integración de este gas en el agua son muy determinados y se caracterizan porque la zona de aporte es siempre la superficie acuática; los fenómenos para dicha integración son dos: la difusión, que es muy lenta y la circulación del agua que se encuentra directamente afectada por el fenómeno de la turbulencia de la misma. En el segundo caso, fotosíntesis y respiración, tenemos que dichos procesos ocurren siempre a mayor profundidad (Margalef, 1955).

Según Hitchman (1978) la solubilidad del oxígeno en el agua depende primordialmente de tres variables: presión, temperatura y concentración de sales disueltas. Además está afectada por otros factores como: agitación, turbulencia, contaminación, vegetación, etc.; incluso variando de verano a invierno y del día a la noche (Catalán y Catalán, 1987).

En general, las aguas corrientes superficiales no polucionadas, suelen estar saturadas de oxígeno e incluso sobresaturadas (Hynes, 1970; Golterman, 1975). En los medios de escasa renovación (lénticos), la concentración de este parámetro tiende a disminuir con la profundidad y, en los fondos, puede llegar a producirse fenómenos anaerobios; en cambio, en los reótopos tratados en este estudio, dada su escasa profundidad (máximo de 2 m), debido a la pendiente del curso y a la turbulencia que ésta engendra, sí existe renovación, al tiempo que el contenido de oxígeno varía de forma insignificante de fondo a superficie, tal y como señala Rodier (1981) para los medios lóticos.

En medios polucionados las concentraciones de este gas pueden bajar drásticamente e incluso desaparecer en un periodo muy corto de tiempo, si la contaminación es leve el nivel de oxígeno disuelto se reestablecerá, pero si es grande éste puede llegar a agotarse iniciándose los procesos anaeróbicos (Hitchman, 1978), pudiéndose llegar al extremo de las denominadas aguas negras.

La medición de la concentración de este parámetro presenta un grave inconveniente al tratarse de una medida de tipo puntual, ya que, como hemos visto, su valor varía durante el día por diversas causas. Por ello, hay que tener en cuenta que el cálculo de las fluctuaciones diarias de este parámetro resulta prohibitivo en los trabajos rutinarios (Hawkes, 1974) dado el alto nivel de variación que presenta.

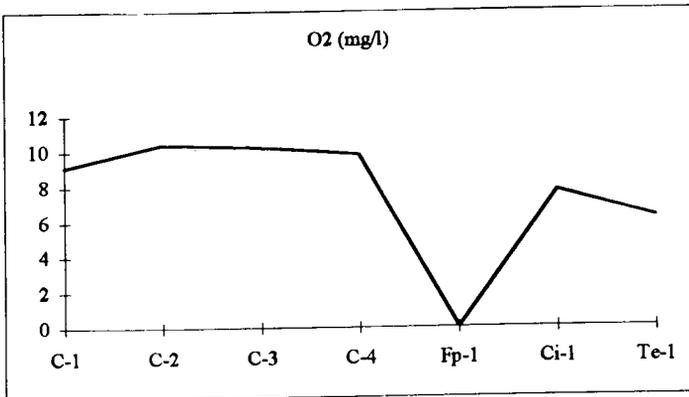


Figura 5: Concentración de oxígeno disuelto.

El río Cabriel presenta un alto contenido en oxígeno que sobrepasa el porcentaje de saturación. Esto contrasta con los valores obtenidos en los manantiales (Fig. 5), dado que los bajos contenidos en oxígeno son la situación más frecuente para las aguas subterráneas, pues es consumido merced a la exposición a la materia orgánica y a la respiración de las bacterias del suelo, no pudiendo ser repuesto ni por fotosíntesis ni por aireación. En el caso de Fuente Podrida la ausencia de oxígeno es limitante para la vida de invertebrados, existiendo únicamente organismos anaeróbicos. El arroyo de Tetuán presenta sus aguas poco oxigenadas dado su escaso caudal y la poca velocidad del agua.

5.2.4. CONDUCTIVIDAD

Este parámetro nos da una idea global del grado de mineralización de un agua, al tiempo que nos indica, de forma indirecta, su contenido iónico. Además se trata de un parámetro relacionado con la temperatura, así como con la naturaleza de los terrenos drenados por la corriente.

Los vertidos industriales incrementan su valor y, en cambio, la mayor parte de los vertidos residuales, al contener sustancias de tipo orgánico que no se pueden disociar, lo enmascaran; por lo que «a priori» no es fácil calcular la carga de vertidos de una corriente basándonos tan sólo en el valor que ofrece este parámetro (Pesson, 1976).

Como resumen podemos afirmar que los valores de la conductividad indican con bastante exactitud, para determinadas aplicaciones, la concentración de sólidos disueltos, siendo muy útiles estas medidas para detectar cambios, a corto plazo, que tienen lugar sobre la calidad de las aguas de un río y en caso de selección entre diversas clases de aguas, así como distintas tomas de un mismo río, para estudiar la variación que sufren las aguas a lo largo del mismo; siendo la tendencia, con respecto a este parámetro, de un aumento de su valor con respecto a la distancia al origen (Catalán, 1981).

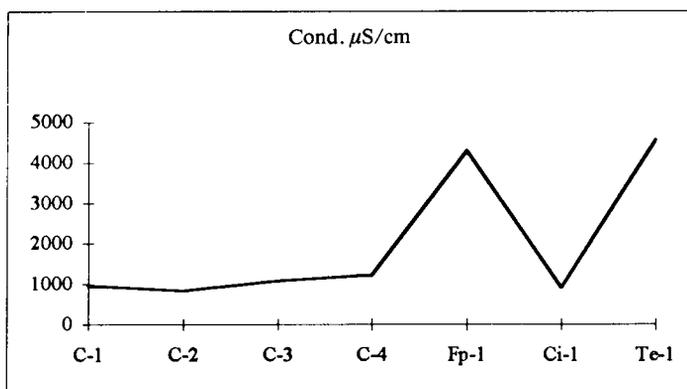


Figura 6: Valores de conductividad registrados.

La reglamentación francesa contempla seis clases de mineralización en función de la conductividad: mineralización muy débil ($< 100 \mu\text{S/cm}$), débil ($100\text{-}200 \mu\text{S/cm}$), media ($200\text{-}333 \mu\text{S/cm}$), media acentuada ($333\text{-}666 \mu\text{S/cm}$), importante ($666\text{-}1000 \mu\text{S/cm}$) y excesiva ($> 1000 \mu\text{S/cm}$) (Rodier, 1981). En el caso de las aguas estudiadas (Fig. 6), vemos que se encuentran con un grado de mineralización importante (C-1, C-2 y Ci-1) o excesiva (C-3, C-4, Fp-1 y Te-1).

5.2.5. ALCALINIDAD

Es la medida de los carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos alcalinos y alcalinotérricos, también conocida como capacidad de fijación de un ácido, ya que en la metodología de su determinación reaccionan las bases tanto débiles como fuertes contra un ácido fuerte (generalmente el ácido nítrico). Según Prat *et al.* (1982) la alcalinidad se debe al exceso de cationes de un agua en equilibrio con el ácido carbónico, el carbonato y el bicarbonato, en proporciones variables. Alcalinidad y acidez están muy relacionadas. Faust y Aly (1981) definen la acidez como la capacidad de neutralizar la suma equivalente de todas las bases y la alcalinidad como la capacidad de neutralizar la suma equivalente de todos los ácidos.

En las aguas epicontinentales este parámetro oscila entre valores muy distantes; así, en cubetas de tipo silíceo, con aguas muy puras, es del orden de $0,3 \text{ meq/l}$, llegando hasta $4,5 \text{ meq/l}$ en aguas alcalinas (calizas). Pero queremos destacar que las variaciones impor-

tantes de este factor en un mismo punto, nos están reflejando, sin duda, la presencia de un vertido, ya que estos cambios representan una característica de los efluentes, tanto urbanos como industriales (Pesson, 1976).

Gran parte de la mineralización total de un agua se debe a la alcalinidad, lo cual implica una relación directa con la conductividad; así, los altos valores de la primera ayudan a un tipo de alga (*Congrosira*) a que precipite los carbonatos disueltos sobre estructuras sólidas del cauce del río (Prat *et al.*, 1982).

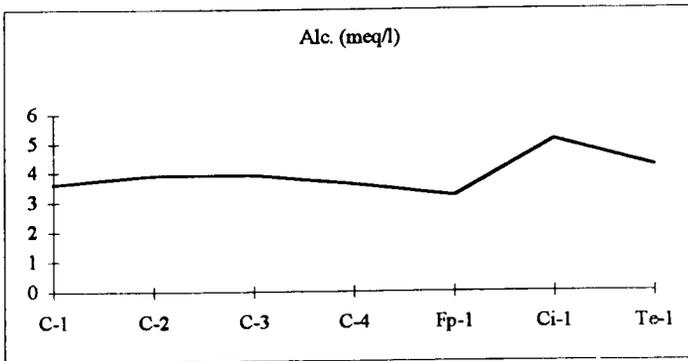


Figura 7: Valores de alcalinidad registrados.

El único punto que presenta mayor alcalinidad es el manantial de Cilanco, donde la influencia antrópica determina una ligera contaminación del agua (Fig. 7).

5.2.6. DUREZA TOTAL

La dureza de las aguas es la suma de todas las sales de calcio y magnesio disueltas, expresada en unidades de CO_3Ca , debido a la preponderancia del catión Ca^{++} sobre el Mg^{++} (en aguas epicontinentales) y excluyendo a otros iones o precipitados antes de la misma.

La dureza total, salvo excepciones suele tener un carácter muy natural y corresponde al lavado del terreno que drena el río. La dureza temporal o debida a carbonatos, es parte de la anterior y corresponde a la suma de las alcalinidades carbonatadas y bicarbonatadas (Rodier, 1981). La importancia del valor de este parámetro radica en el uso a que el agua esté predestinada, siendo generalmente las aguas blandas o desendurizadas las más usadas.

A destacar que todos los elementos formadores de dureza se expresan como mg/l de CaO y de ahí se traducen a distintas unidades, siendo el grado alemán ($^{\circ}\text{d}$) el que se ha utilizado en este estudio.

Al ser un parámetro muy relacionado con el calcio y por tanto con la naturaleza calcárea del terreno, determina que todas las aguas sean muy duras (Fig. 8). Los terrenos triásicos, dominados por yesos y con alto contenido en sulfatos y cloruros determinan los valores más altos.

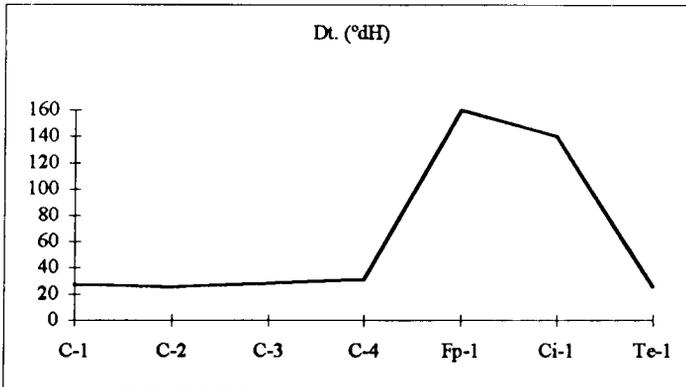


Figura 8: Valores de dureza total registrados.

5.2.7. CLORUROS

El cloruro es uno de los iones que están siempre presentes en las aguas, su concentración es muy variable y se debe, principalmente, a la naturaleza de los terrenos drenados. En las aguas superficiales puede encontrarse combinado con el sodio, el calcio o el magnesio, participando en la dureza de éstas, si bien en menor medida que los sulfatos y los carbonatos.

Su origen es debido a intercambios con mares actuales o antiguos. La procedencia natural de los cloruros vendrá dada por el lavado de terrenos salados de origen marino o la disolución de rocas, preferentemente evaporíticas (Catalán, 1981), aspecto éste, de suma importancia en el área de muestreo, donde abundan este tipo de rocas.

Son fácilmente solubles y no participan en procesos biológicos, por lo que variaciones importantes de su concentración en un mismo punto, deben atribuirse, bien a causas de carácter hidrológico (un aumento de caudal tras unas fuertes lluvias provocará una dilución y un exceso de evaporación llevará consigo el efecto contrario), bien a la presencia de focos de contaminación.

La orina del hombre y de los animales constituye una fuente de cloruros, conteniendo, por término medio 5 gr/l de este ión. Ciertos desechos industriales, como los de las fábricas de helados, salados de carnes, minas de potasa, industrias químicas o reservas petrolíferas, son capaces de producir un aumento brusco de los niveles de cloruros en las aguas superficiales (Catalán, 1981; Rodier, 1981).

Se presentan valores altos en todos los puntos estudiados (Fig. 9), especialmente en el arroyo de Tetuán, dada la litología de los terrenos atravesados.

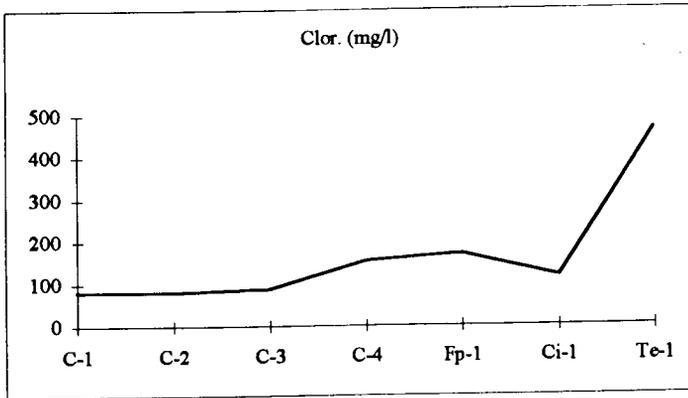


Figura 9: Concentraciones de cloruros.

5.2.8. NITRITOS

La presencia de este compuesto en medios acuáticos responde, bien a la oxidación del amoníaco, bien a la reducción, bacteriana o no, de los nitratos. En el primer caso es casi evidente de que se trata de una contaminación reciente, aunque haya desaparecido el amoníaco (Catalán y Catalán, 1987).

A destacar que este ión se encuentra en las aguas superficiales que están polucionadas con aguas negras o residuos orgánicos, y que están en periodo de autodepuración. Desde el punto de vista de la potabilidad, la presencia de este parámetro indica una impotabilización del agua, debido a que su presencia delata una polución con la consiguiente existencia de microorganismos patógenos (Catalán, 1981).

Los valores encontrados (Fig. 10) fluctuaron entre la ausencia de este compuesto en Fp-1 a los 0,657 mg/l registrados en Te-1. Este último dato es importante ante el posible consumo de agua del manantial de Cilanco.

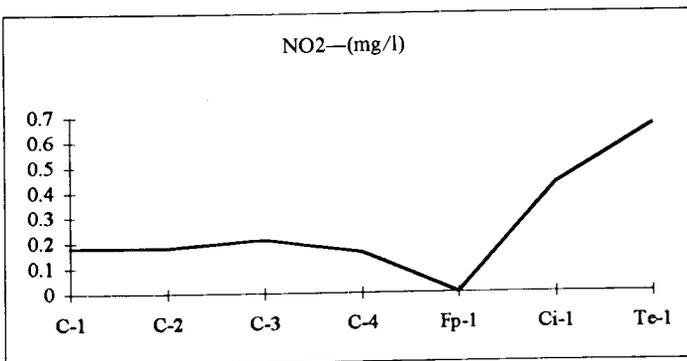


Figura 10: Concentraciones de nitritos registradas.

5.2.9. NITRATOS

La presencia de los nitratos en las aguas se debe, bien a la disolución de las rocas que los contengan, lo que ocurre raramente, o bien por oxidación bacteriana de materias orgánicas, esencialmente de las eliminadas por animales (vertidos de tipo agropecuario) (Catalán y Catalán, 1987).

En las aguas superficiales y subterráneas, la concentración de nitratos tiende a incrementarse como consecuencia del aumento del uso de fertilizantes e incremento de la población. Otras fuentes de nitratos son: las precipitaciones, la fijación del nitrógeno atmosférico, síntesis de nitrógeno y oxígeno, aportes de residuos industriales de diversa índole (mataderos, bodegas, destilerías, azucareras, textiles, curtidos, papeleras, etc.), residuos sólidos urbanos y aguas residuales urbanas (Sanchís, 1991).

A destacar que, junto con los fosfatos, tienen especial importancia en los procesos de eutrofización, además de que pueden aparecer en el medio acuático como donantes de oxígeno en periodos de débil oxigenación de las aguas (Rodier, 1981), aunque, en este caso, dan lugar a la formación de nitritos, compuestos altamente tóxicos. Según Faust y Aly (1981) lo más significativo en relación con la calidad del agua es su papel en la enfermedad infantil denominada metahemoglobinemia. Esta enfermedad consiste en la formación de metahemoglobina (el ión nitrito resultante de la reducción de los nitratos oxida el hierro ferroso de la hemoglobina, la cual no fija el oxígeno), un aumento de la metahemoglobina puede producir coma por anoxia principalmente en los recién nacidos (hasta los 3 meses), que carecen de un sistema enzimático capaz de transformar la metahemoglobina en oxihemoglobina (Senent, 1990). Wilber (1969) indica que esta enfermedad está asociada con agua que contiene al menos 60 mg/l de nitrato-nitrógeno, por lo que el límite para el agua potable debería situarse en un máximo de 30 mg/l.

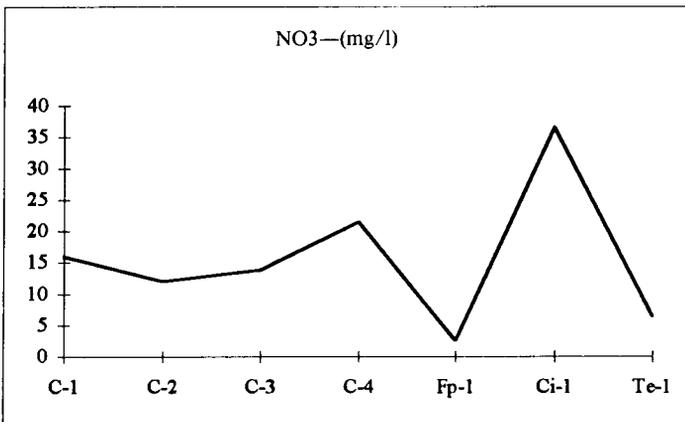


Figura 11: Concentraciones de nitratos.

El valor más alto de este parámetro se dio en Ci-1 (Fig. 11), este punto recibe un importante aporte de compuestos nitrogenados, principalmente por la infiltración derivada

del lavado de las tierras de cultivo circundantes, que son frecuentemente abonadas con este tipo de compuestos.

5.2.10. AMONIO

Bajo esta forma molecular, el nitrógeno actúa con valencia -3 , que es el estado más bajo de reducción del mismo. Es el producto final de la reducción de las sustancias orgánicas e inorgánicas nitrogenadas, proviniendo, bien del nitrógeno atmosférico por fijación química, por putrefacción de las proteínas animales o vegetales mediante acción bacteriana, o por reducción de los nitritos (Catalán, 1981).

Este ión se forma por la descomposición bacteriana de la urea y proteínas (vertidos pecuarios y urbanos), siendo la primera etapa inorgánica detectable por vía química. En aguas ácidas y neutras existe sólo en forma de este ión; pero a partir de un $\text{pH} = 8$ aumenta la proporción de amoníaco libre y de ahí su toxicidad. Ahora bien, la posibilidad de clasificar un agua con respecto al contenido de este ión, queda dificultada, ya que el amonio puede llegar al agua por otras muchas vías distintas a la degradación de urea y proteínas.

Si las aguas superficiales están bien aireadas, normalmente no deben contener amoníaco. En general, la presencia de amoníaco libre o del ión amonio, es considerado como una prueba química de contaminación reciente y peligrosa (Catalán y Catalán, 1987).

A excepción de Fp-1, todos los puntos han presentado este ión (Fig. 12).

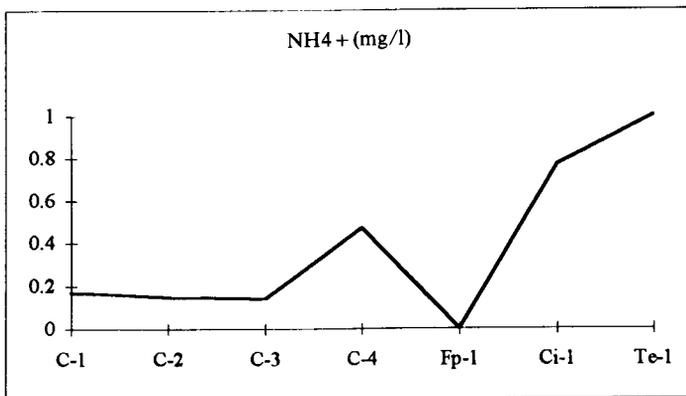


Figura 12: Concentraciones del ión amonio.

5.3. RESULTADOS BIOLÓGICOS

Se han identificado un total de 59 taxones que se enumeran a continuación en el siguiente listado faunístico:

Phylum PLATHELMINTA

Clase TURBELLARIA

Orden Tricladida

Familia Dugesiidae

Dugesia sp.

Phylum MOLLUSCA

Clase GASTROPODA

Subclase Prosobranchia

Orden Archaeogastropoda

Familia Neritidae

Theodoxus fluviatilis (Linnaeus, 1758)

Orden Mesogastropoda

Familia Hydrobiidae

Familia Melanopsidae

Melanopsis dufouri Ferussac, 1823

Subclase Pulmonata

Orden Basommatophora

Familia Physidae

Physella acuta (Draparnaud, 1805)

Familia Lymnaeidae

Galba truncatula (O.F. Müller, 1774)

Phylum ANELIDA

Clase OLIGOCHAETA

Orden Haplotaxida

Familia Tubificidae

Branchiura sowerbyi (Beddard, 1892)

Familia Lumbricidae

Eiseniella tetraedra (Savigny, 1826)

Orden Lumbriculida

Familia Lumbriculidae

Styiodrilus heringianus Claparède, 1862

Clase HIRUDINEA

Orden Arhynchobdellae

Familia Erpobdellidae

Dina lineata (OF Müller, 1774)

Phylum ARTHROPODA

Clase ARACHNIDAE

Orden Acari

Clase CRUSTACEA

Orden Amphidoda

Familia Gammaridae

Echinogammarus longisetosus Pinkster, 1973

Orden Decapoda

Familia Atyidae

Atyaephyra desmarestii (Millet, 1931)

Familia Astacidae

Procambarus clarkii (Girard, 1852)

Clase Insecta

Orden Efemeroptera

Familia Baetidae

Baetis sp.*Cloeon dipterum* (grupo)

Familia Heptagenidae

Heptagenia sulphurea (Müller, 1776)*Ecdyonurus* sp.

Familia Potamanthidae

Potamanthus luteus (Linnaeus, 1758)

Familia Ephemeridae

Ephemera danica Müller, 1764

Familia Caenidae

Caenis luctuosa (grupo)

Familia Prosopistomatidae

Prosopistoma pennigerum (Müller, 1785)

Orden Plecóptera

Familia Perlodidae

Isoperla sp.

Orden Odonata

Familia Calopterigidae

Calopteryx haemorrhoidalis (Linden, 1825)

Familia Gomphidae

Onychogomphus forcipatus (Linnaeus, 1758)

Familia Aeschnidae

Anax parthenope Selys, 1839

Orden Heteroptera

Familia Veliidae

Velia sp.

Familia Gerridae

Gerris sp.

Orden Coleoptera

Familia Gyrinidae

Familia Hydraenidae

Ochthebius sp.

Familia Hydrophilidae

Laccobius sp.*Helochares* sp.*Coelostoma hispanicum* (Küster, 1848)

Familia Dryopidae

Dryops sp.

Familia Elmidae

Elmis sp.*Elmis aenea* (Müller, 1806)*Esolus* sp.*Normandia sodalis* (Erichson, 1847)*Normandia nitens* (Müller, 1917)*Limnius* sp.*Limnius volckmari* (Panzer, 1793)*Limnius intermedius* Fairmaire, 1881*Riolus* sp.

Orden Tricoptera

Familia Rhyacophilidae

Rhyacophila sp.

Familia Philopotamidae

Chimarra marginata (Linnaeus, 1767)

Familia Psychomyidae

Psychomyia pusilla (Fabricius, 1781)

Familia Hydropsychidae

Hydropsyche siltalai Döhler, 1963

Cheumatopsyche lepida (Pictet 1834)

Diplectrona felix MacLachlan, 1878

Familia Sericostomatidae

Orden Diptera

Familia Tipulidae

Tipula montium (grupo)

Familia Dixidae

Dixa sp.

Familia Chironomidae

Familia Simuliidae

La figura 12 muestra el número de taxones hallado al nivel sistemático de Clase, en ella se observa como son los insectos los que dominan la comunidad de macroinvertebrados, seguidos por los gasterópodos, crustáceos y oligoquetos.

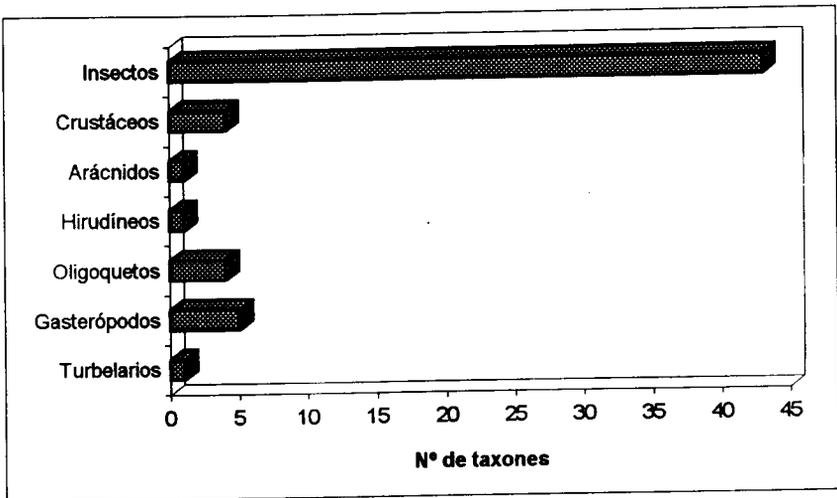


Figura 12: Número de taxones hallado a nivel de Clase.

A continuación se tratan por separado cada uno de los grupos, haciendo especial referencia a las especies (o taxones) que lo componen. La distribución de las mismas se da en la Tabla IV.

5.3.1. TURBELARIOS

Es un grupo bien representado en las aguas continentales. Las planarias se localizan debajo de las piedras, siendo la temperatura uno de los factores que más les afecta en su

Tabla IV. Distribución por taxones para cada punto de muestreo.

TAXONES	C-1	C-2	C-3	C-4	Fp-1	Ci-1	Te-1
<i>Dugesia</i> sp.	+						
<i>Theodoxus fluviatilis</i>						+	
Hydrobiidae			+	+		+	
<i>Melanopsis dufouri</i>	+	+	+	+		+	
<i>Physella acuta</i>	+		+				
<i>Galba truncatula</i>	+						
<i>Oligochaeta</i>			+	+		+	
<i>Branchiura sowerbyi</i>				+			
<i>Stylodrilus heringianus</i>	+						
<i>Eiseniella tetraedra</i>		+					
<i>Dina lineata</i>			+				
Acari		+					
Gammaridae		+	+	+		+	
<i>Echinogammarus longisetosus</i>	+		+				
<i>Atyaephyra desmarestii</i>			+	+			
<i>Procambarus clarkii</i>			+				
<i>Baetis</i> sp.	+		+	+			+
<i>Cloeon dipterum</i>							+
<i>Heptagenia sulphurea</i>	+						
<i>Ecdyonurus</i> sp.	+	+	+	+			
<i>Potamanthus luteus</i>		+	+	+			
<i>Ephemera danica</i>			+				
<i>Caenis luctuosa</i>	+	+	+	+			+
<i>Prosopistoma pennigerum</i>	+	+	+				
<i>Isoperla</i> sp.		+	+				
<i>Calopteryx haemorrhoidalis</i>	+	+	+	+			
<i>Onychogomphus forcipatus</i>		+					
<i>Anax parthenope</i>							+
<i>Velia</i> sp.		+	+			+	
<i>Gerris</i> sp.			+				
Gyrinidae							
<i>Ochthebius</i> sp.							+
<i>Laccobius</i> sp.							+
<i>Helochaeres</i> sp.							+
<i>Coelostoma hispanicum</i>						+	
<i>Dryops</i> sp.	+					+	
<i>Elmis</i> sp.		+					
<i>Elmis aenea</i>			+				
<i>Esolus</i> sp.		+	+	+			
<i>Normandia sodalis</i>			+				
<i>Normandia nitens</i>			+				
<i>Limnius</i> sp.	+			+			
<i>Limnius volckmari</i>			+				
<i>Limnius intermedius</i>			+				
<i>Riolus</i> sp.	+						
<i>Rhyacophila</i> sp.	+						
Philopotamidae	+						
<i>Chimarra marginata</i>			+				
<i>Psychomyia pusilla</i>				+			
Hydropsychidae	+	+	+	+			+
<i>Hydropsyche siltalai</i>			+	+			+
<i>Cheumatopsyche lepida</i>		+	+				
<i>Diplectrona felix</i>				+			
Sericostomatidae		+					
Tipulidae			+				
<i>Tipula montium</i>				+			
<i>Dixa</i> sp.			+				
Chironomidae	+	+	+	+		+	
Simuliidae	+	+	+	+			+

distribución (Gamo García, 1987). También influyen otros factores como el oxígeno disuelto, la composición química del agua, la naturaleza del sustrato, la velocidad de la corriente, la turbidez y la disponibilidad de alimento (Kenk, 1974).

En la zona estudiada son muy poco frecuentes debido posiblemente a las altas temperaturas registradas y no tanto por la mineralización del agua a la cual presentan una cierta indiferencia (Tapia, 1996). Los ejemplares capturados corresponden al género *Dugesia*, siendo difícil su asignación específica dado la necesidad de realizar estudios genéticos para su determinación.

5.3.2. MOLUSCOS

Es un grupo ampliamente distribuido en las zonas donde el sustrato dominante es de naturaleza calcárea, dada la necesidad de construir su caparazón calcáreo. Además diversos autores los han considerado como bioindicadores (Harman, 1974; Mouthon, 1981), debido a que poseen un periodo de vida largo y que son sedentarios, lo que no les permite un rápido desplazamiento cuando los ecosistemas acuáticos se ven alterados.

Señalar la presencia de *M. dufouri* en el tramo del río Cabriel y en el manantial de Cilanco. Esta especie se halla situada preferentemente en aguas cálidas y muy mineralizadas. *M. dufouri* y *T. fluviatilis* coexisten en Ci-1, lo que sucede en numerosas fuentes y manantiales (Tapia, 1996). En los ríos ambas especies tienen preferencia por los ambientes lóticos, en aguas catarobias y oligosaprobias, si bien pueden resistir salinidades de hasta el veinte por mil (Mouthon, 1980).

Todas las especies de la familia Hydrobiidae se caracterizan por su acentuado polimorfismo, siendo necesario el realizar estudios de tipo anatómico para su asignación específica e incluso genérica.

Physella acuta es el gasterópodo más extendido por la Península Ibérica debido a su facilidad de adaptación frente a las diversas condiciones del medio. Se encuentra en todo tipo de ambientes (desde aguas limpias hasta muy contaminadas) y soporta salinidades de hasta el diez por mil (Mouthon, 1980).

Galba truncatula prefiere aguas alcalinas de escasa corriente (Gasull, 1971), prefiere los sustratos ricos en materia orgánica y detritus, diatomeas y algas. Es una especie resistente a la contaminación y al estiaje, llegando a salir fuera del agua, adherida a la vegetación o en huecos húmedos.

5.3.3. OLIGOQUETOS

Se hallan muy bien distribuidos en todo tipo de medios acuáticos. El tipo de sustrato y la velocidad de la corriente son dos de los factores que más influyen en la distribución de las poblaciones de oligoquetos (Martínez-Ansemil, 1984). También han sido considerados como buenos indicadores de ambientes con elevado contenido en materia orgánica (Brinkhurst y Cook, 1974).

Destacar la presencia de la *Branchiura sowerbyi* en (C-4), que es una especie fácilmente reconocible por la posesión de unos característicos filamentos branquiales. Es una especie mucho más frecuente en los embalses, en las zonas donde se acumula la materia orgánica (Martínez-Ansemil y Prat, 1984).

Eiseniella tetraedra es una especie anfibia, que habita todo tipo de ambientes (Martínez-Ansemil, 1984). Su localización se realizó preferentemente en las orillas, a menudo entre las raíces de la vegetación.

Stylodrilus heringianus es considerada como una especie indicadora de ambientes oligotróficos (Milbrink, 1980), aunque puede encontrarse en zonas con contaminación relativamente importante siempre que el contenido en oxígeno sea alto. Prefiere los sustratos de granulometría media en corriente rápida y de granulometría fina en corriente lenta o moderada (Martínez-Ansemil, 1984).

5.3.4. HIRUDÍNEOS

Los hirudíneos o sanguijuelas son frecuentes en las aguas continentales españolas. Su distribución se halla determinada por una serie de factores: disponibilidad de alimento; naturaleza del sustrato; profundidad del agua; velocidad; etc. (Sawyer, 1974).

Se ha capturado una única especie de sanguijuela *Dina lineata*, en el río Cabriel (C-3). Es una especie que se caracteriza por encontrarse en todo tipo de ambientes, constituyendo la especie más abundante en el área mediterránea (García-Mas *et al.*, 1997).

5.3.5. ÁCAROS

Los ácaros o hidracnelas son organismos relativamente frecuentes entre la fauna de invertebrados que pueblan las aguas dulces. Son organismos parásitos durante su fase larvaria y predadores en su etapa adulta, alimentándose de crustáceos, huevos de corixidos, huevos de pulmonados y de pequeñas larvas de insectos (Margalef, 1983).

Tan sólo se ha capturado un individuo en C-2, y hasta el momento no poseemos los datos de su determinación específica.

5.3.6. CRUSTÁCEOS

Es un grupo faunístico muy bien representado en las aguas continentales, siendo muy importantes en muchos procesos del ecosistema acuático (Thorp y Covich, 1991).

Dentro de los anfípodos es la familia Gammaridae la que presenta una mayor diversidad, si bien en la zona de estudio la mayoría de ejemplares han sido asignados a la especie *Echinogammarus longisetosus*. Los anfípodos informan sobre el grado de calidad de las aguas, ya que si bien soportan un cierto grado de contaminación orgánica, desaparecen completamente en los tramos más degradados (García de Bikuña, 1988).

Atyaephyra desmarestii, el camarón de agua dulce, presenta una distribución circunmediterránea. Fidalgo (1987) demuestra que la productividad de esta especie está muy relacionada con la temperatura del agua y la disponibilidad de alimento.

Procambarus clarkii, el cangrejo rojo americano, ha sido introducido por el hombre y ha desplazado al cangrejo autóctono de los ríos españoles. Es probablemente el cangrejo de distribución más amplia en todo el mundo (Laurent, 1988), dado que al venderse vivo ha determinado que la gente lo introduzca voluntariamente en cualquier ecosistema de agua dulce. Es una especie oportunista y muy tolerante a la contaminación (Gallardo, 1991).

5.3.7. INSECTOS

Los insectos son, dentro del conjunto de los invertebrados de agua dulce, el grupo más numeroso, tanto en el número de individuos como en el de especies. Proporcionan una información muy valiosa en los métodos de evaluación de la calidad de las aguas, debido a su diversidad y a que se hallan integrados dentro de los ecosistemas acuáticos de formas muy diferentes (Rosenberg, Danks y Lehmkuhl, 1986).

- *Efemerópteros*: es un grupo muy diverso y se encuentran en todo tipo de aguas, si bien es en los ríos donde se presenta la mayor diversidad. Constituyen el 25% del total de zoobentos presente en aguas limpias y son además una fuente importante de alimento para los peces, especialmente los salmónidos (Elliot, Humpesch y Macan, 1988). Los pescadores conocen desde antiguo esta predilección de los salmónidos, utilizando anzuelos con imitaciones perfectas de las distintas especies de efémeras.

La familia Baetidae se caracteriza por presentar ninfas que nadan activamente. Son los efemerópteros más abundantes y frecuentes en las aguas corrientes, encontrándose en condiciones ecológicas muy diversas según las especies de que se trate. La presencia del género *Baetis*, relativamente resistente a la polución, nos indica una fase inicial de degradación del medio, sobre todo cuando los individuos no aparecen acompañados de otras especies de efemerópteros (Prat, Puig y González, 1983). Las especies que integran el grupo de *Cloeon dipterum*, prefieren ambientes límnicos y son muy frecuentes en los hábitats creados por el hombre (Puig, 1984).

Dentro de los heptagénidos es más abundante el género *Ecdyonurus*, si bien un *Heptagenia sulphurea* ha aparecido en una estación (C-1). Aunque la presencia de heptagénidos indica, en general, una buena calidad del agua, algunas especies de *Ecdyonurus* pueden tolerar cierta contaminación. La preferencia por los ambientes reófilos determina su ausencia de medios más límnicos, como fuentes y manantiales.

Destaca la presencia en todo el tramo estudiado del río Cabriel, de *Potamanthus luteus*, especie que al igual que *Ephemera danica* presenta hábitos excavadores, con traqueobranquias dorsales. *P. luteus* es una especie que se encuentra preferentemente en grandes ríos, en zonas con fondos de piedra y arena (Elliot, Humpesch y Macan, 1988), siendo frecuente en aguas eutróficas (González del Tánago y García de Jalón, 1984). *E. danica* prefiere las zonas lénticas, con fondos de arena y grava (Roback, 1974).

Las especies del grupo *Caenis luctuosa* presentan un amplio espectro ecológico, una marcada tolerancia a la contaminación orgánica y a niveles altos de salinidad (Gallardo, 1991). Las larvas prefieren aguas lentas, con sedimento de granulometría fina, en los que frecuentemente aparecen cubiertas de una capa de limo o fango que les otorga un aspecto críptico (Vidal y Membiela, 1993).

Destaca la presencia en el área de estudio, de la especie *Prosopistoma pennigerum*, que es la única especie de la familia Prosopistomatidae en Europa. La primera cita en la Península Ibérica corresponde a Da Terra (1984) que la halló al norte de Portugal. En España presenta una distribución muy reducida encontrándose en los ríos Júcar (aguas arriba de Alcalá del Júcar) y Segura (en el río Mundo) (Puig, Velasco y Muñoz, 1989) y en el Alto Tajo (Baltanás, 1990). La presencia de la especie en el río Cabriel fue indicada por nosotros con anterioridad (Pujante, 1993). Pese a no ser una especie que presente una alta densidad poblacional, su población permanece constante. Da Terra (1984) indica que su biotopo natural es el potamon, lo que coincide con nuestros hallazgos en dicho tramo del río Cabriel, preferentemente en zonas lóxico deposicionales (Williams y Felimate, 1992).

- *Plecópteros*: son dentro del grupo de los invertebrados de agua dulce los más exigentes en cuanto a la calidad del agua. No obstante, algunas familias incluyen especies algo tolerantes a la contaminación (Hawkes, 1978). Ha sido un grupo muy poco frecuente en el área de estudio, únicamente ha sido hallado el género *Isoperla* en C-2, esta escasez de plecópteros ha de ser atribuida a la fuerte mineralización de las aguas (Aubert, 1961). Berthelemy (1973) destaca la escasez de restos vegetales y las fuertes temperaturas estivales como posibles causas de esta escasa diversidad en el área mediterránea.

- *Odonatos*: las ninfas de este orden, eminentemente carnívoras, constituyen uno de los más importantes grupos de invertebrados predadores que pueblan las aguas dulces, pudiendo llegar a influir de manera significativa en la estructura de las comunidades (Thorp y Cothran, 1984).

Onychogomphus forcipatus ha sido el odonato más frecuente, hallándose en todo el tramo estudiado del río Cabriel, y es una especie que parece tolerar niveles de mineralización importantes.

Calopteryx haemorrhoidalis es uno de los odonatos más frecuentes en la Comunidad Valenciana (Bonet, 1990).

Anax parthenope es una especie indicadora de buena calidad, con afinidades por ambientes lóticos (Jacquemin, 1987).

- *Heterópteros*: es un grupo muy característico de las aguas estancadas, encontrándose ocasionalmente en medios lóticos de débil corriente o márgenes de ríos con abundante vegetación acuática, incluso diversas especies pueden colonizar aguas salobres (Dethier, 1985). No han sido muy frecuentes en la zona estudiada, siendo identificados los géneros *Velia* y *Gerris*. Las especies de ambos géneros se caracterizan por sus hábitos cazadores, gregarios y por ser excelentes patinadores. En ambos casos la dependencia del oxígeno disuelto del agua es escasa ya que toman el aire directamente de la atmósfera.

- *Coleópteros*: es el grupo faunístico que ha presentado una mayor diversidad. Han colonizado toda clase de biotopos acuáticos. La mayoría de las especies prefieren las aguas estancadas con abundante vegetación, algunas de ellas, por el contrario, son típicas de aguas corrientes (Elmidae).

Destacar la amplia representación de la familia Elmidae en todo el tramo del río Cabriel, siendo más frecuentes los representantes de la familia Hydraenidae en el arroyo de Tetuán.

- *Tricópteros*: es un grupo muy diverso y heterogéneo que, junto con efemerópteros y plecópteros constituyen el elemento más representativo de la entomofauna de las aguas corrientes. Su heterogeneidad se manifiesta, no sólo en sus diferentes tipos de hábitats y variedad de regímenes alimenticios, sino también en su diverso grado de tolerancia a la contaminación (Basaguren y Orive, 1990).

Dentro del grupo es la familia Hydropsychidae la mejor representada con un gran número de especies, dado su carácter reófilo. *Hydropsyche siltalai* es una especie muy sensible a la contaminación. *Chematopsyche lepida* presenta una gran tolerancia a valores elevados de cloruros y conductividad (Gallardo, 1991).

Las especies del género *Rhyacophila*, se sitúan preferentemente en aguas limpias y con corriente (Prat, Puig y González, 1983).

Las especies de la familia Philopotamidae, se caracterizan por alimentarse de partículas del seston que filtran a través de las redes que construyen. *Chimarra marginata* ha sido asociada con frecuencia a la parte baja de los ríos (Botosaneanu y Sakal, 1992).

Psychomyia pusilla posee una dieta vegetariana principalmente de detritus y algas del perifiton, con preferencia por ambientes higropétricos y aguas de débil corriente.

- *Dípteros*: es un grupo muy diverso, encontrándose en todo tipo de ambientes acuáticos. Esta tendencia eurióica no depende únicamente de sus hábitos alimenticios, sino de los mecanismos empleados en la respiración; así, aquellas especies que son capaces de utilizar el oxígeno atmosférico o que poseen una importante reserva de hemoglobina, ocupan una mayor diversidad de biotopos que las que dependen exclusivamente del oxígeno disuelto en el agua (Rivosecchi, 1984).

Las familias Chironomidae y Simuliidae son las más frecuentes, la primera porque sus especies presentan un amplio rango de adaptaciones (McCafferty, 1983) y la segunda por ser exclusivamente reófilos. Las especies del género *Dixa* han sido consideradas como excelentes indicadores ecológicos de la pureza de las aguas (Rivosecchi, 1984). Dentro de los tipúlidos la especie *Tipula montium* se caracteriza por su preferencia por las orillas de los ríos.

5.4. ÍNDICES BIÓTICOS

Los resultados obtenidos al aplicar el índice BMWP', de acuerdo con el procedimiento expuesto en el apartado de metodología, se relacionan en la Tabla V.

Tabla V. Resultados de B.M.W.P.', número de taxones y A.S.P.T.' en los puntos de muestreo ubicados en el río Cabriel.

Estación	B.M.W.P.	Nº taxones	A.S.P.T.
C-1	105	19	5,5
C-2	100	17	5,9
C-3	139	25	5,6
C-4	88	16	5,5

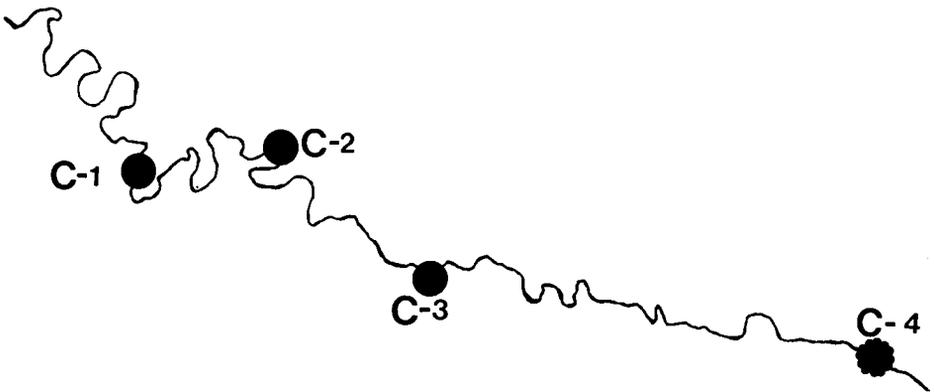


Figura 16: Calidad de las aguas de cada una de las estaciones del río Cabriel.

6. CONCLUSIONES

El río Cabriel se halla represado por el embalse de Contreras, cuya salida automática del agua determina fluctuaciones del caudal importantes, que afectan a las comunidades presentes aguas abajo de la presa. No obstante, el río mantiene unos niveles de calidad del agua buenos o muy buenos si consideramos el índice BMWP' (Figura 14) y muy buenos si nos fijamos en el ASPT'. El hecho de que no existan grandes núcleos urbanos, ni zonas de cultivos en las áreas próximas al río, determina que se mantenga el buen estado del mismo. El río presenta una comunidad de invertebrados bastante estable, con especie que se encuentran prácticamente en todo el tramo estudiado: *Potamanthus lutheus*, *Ecdyonurus*, *Onychogomphus forcipatus*, *Hydropsychidae*, *Simuliidae*, etc.

El manantial de Fuente Podrida, dadas las especiales características del agua, una gran concentración de H_2S , determina que los organismos existentes sean procarióticos, predominando las comunidades de bacterias fotosintéticas anoxigénicas del género *Chromatium*, cianobacterias filamentosas (*Komvophoron*, *Oscillatoria*) y bacterias quimioautotróficas del género *Thiothrix* (Silvestre, Camacho y Vicente, 1996).

El manantial de Cilancos presenta la típica comunidad en la que el prosobranquio *Melanopsis dufouri* es la especie dominante, con la práctica ausencia de insectos y la presencia de *Echinogammarus*. Los análisis del agua reflejan una cierta contaminación, preferentemente por compuestos nitrogenados, altamente peligrosos si el agua es utilizada para beber.

El arroyo de Tetuán presenta las características de los arroyos salinos, en las que los coleópteros y dípteros son los organismos dominantes. La mala calidad de sus aguas viene condicionada por la naturaleza del terreno, donde la salinidad se convierte en protagonista y las comunidades de invertebrados ven limitada su distribución.

7. BIBLIOGRAFÍA

- Adam, W. 1960. *Faune de Belgique. Tome I. Mollusques terrestres et dulcicoles*. Ed. Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique, 402 pp.
- Alba Tercedor, J. y F. Jiménez Millán. 1987. *Evaluación de las variaciones estacionales de la calidad de las aguas del río Guadalfeo basada en el estudio de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos y de los factores físico-químicos*. ICONA, Monografías, 48: 1-174.
- Alba Tercedor, J. y A. Sánchez Ortega. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica*, 4: 51-56.
- Aubert, J. 1963. Les plécoptères des cours d'eau temporaires de la Péninsule Ibérique. *Mitt. Schw. Entom. Gess.*, 35 (3-4): 303-315.
- Baltanás, A. 1990. *Estructura y organización de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos del Alto Tajo: Escala, patrones aleatorios y perturbación*. Tesis doctoral. Universidad Autónoma de Madrid. 331 pp.
- Basanguren, A. & E. Orive. 1990. The relationship between water quality and caddisfly assemblage structure in fast-running rivers. The river Cadagua basin. *Environmental Monitoring and Assessment*, 15: 35-48.
- Belfiore, C. 1983. *Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane. 24. Efemeroteri*. Consiglio Nazionale delle Ricerche AQ/1/201. 113 pp.
- Berthélemy, C. 1973. Données préliminaires sur les Plécoptères de Tunisie. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 18: 1544-1548.
- Botosaneau, L. & D. Sakal, 1992. Ecological observations on the caddisflies (Insecta: Trichoptera) from Trinidad and Tobago (W. Indies). *Rev. hydrobiol. trop.*, 25 (3): 197-207.
- Brindle, A. 1960. The larvae and pupae of the British Tipulinae (Diptera: Tipulidae). *Transactions of the Society for British Entomology*, 14 (3): 63-111.

Brinkhurst, R. O. y D. G. Cook. 1974. Aquatic Earthworms (Annalida: Oligochaeta). En: Hart, C. W. y S. L. H. Fuller (eds.). *Pollution Ecology of Freshwater Invertebrates*. Academic Press. New York, pp. 143-156.

Bonet, C. 1990. *Contribución al estudio de los odonatos adultos de la provincia de Valencia*. Tesis Doctoral. Universitat de València.

Carchini, G. 1983. *Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane*. 21. *Odonati*. Consiglio Nazionale delle Ricerche AQ/1/198. 80 pp.

Castagnolo, L., D. Franchini & F. Giusti. 1980. *Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane*. 10. *Bivalvi*. Consiglio Nazionale delle Ricerche AQ/1/49. 64 pp.

Catalán, J. 1981. *Química del agua*. T. G. Alonso. Madrid. 423 pp.

Catalán, J. y J. M. Catalán. 1987. *Ríos: caracterización y calidad de sus aguas*. Ed. Dihidrox. 264 pp.

Conesa, M. A. 1985. Larvas de odonatos. *Claves para la identificación de la fauna española*. 14. Publicaciones de la Universidad Complutense de Madrid. 39 pp.

Consiglio, C. 1980. *Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane*. 9. *Plecoteri*. Consiglio Nazionale delle Ricerche AQ/1/77. 68 pp.

Da Terra, L. S. W. 1984. Primera cita de *Prosopistoma pennigerum* (Müller, 1785) para la Península Ibérica. *Boletín Asoc. esp. Entomol.*, 8: 283.

De Pauw, N. y R. Vannevel. 1991. Macro-Invertebraten en Waterkwaliteit. *Dossiers stichting Leefmilieu*, 11: 1-316.

Dethier, M. 1985. Heteropteres aquatiques et ripicoles. Genres et principales especes. *Bulletin mensuel de la Societé Linnéenne de Lyon*, 54 (10): 250-261.

Edington, J. M. y A. G. Hildrew. 1981. *A key to the caseless caddis larvae of the British isles with notes on their ecology*. Freshwater Biological Association. Scientific Publication No. 43. 92 pp.

Elliot, J. M. y K. H. Mann. 1979. *A key to the British freshwater Leeches*. Freshwater Biological Association. Scientific Publication No. 40. 72 pp.

Elliot, J. M., U. H. Humpesch y T. T. Macan. 1988. *Larvae of the British Ephemeroptera: A key with ecological notes*. Freshwater Biological Association. Scientific Publication No. 49. 145 pp.

Faust, S. M. y O. M. Aly. 1981. *Chemistry of Natural Waters*. Ann Arbor Science. 400 pp.

Fernández López, J. 1851. *Opúsculos médicos*, 5: 117 pp. Imprenta B. Monfort. Valencia.

Fidalgo, M. L. 1987. About the individual productivity of the freshwater shrimp *Atyaephyra desmarestii* Millet. *Limnetica*, 3: 197-203.

Friday, L. E. 1988. *A key to the adults of British Water Beetles*. F. S. C. Publication 189. 151 pp.

Gallardo, A. 1991. *Respuesta de macroinvertebrados fluviales a la salinidad*. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla. 125 pp.

Gamo García, J. 1987. *Claves de identificación de los turbelarios de las aguas continentales de la Península Ibérica e Islas Baleares*. Asociación Española de Limnología. 35 pp.

García de Bikuña, B. 1988. Importancia ecológica y biogeográfica de los anfípodos (Crustacea) de las aguas superficiales de Bizkaia. *Actas del Congreso de Biología Ambiental. II Congreso Mundial Vasco*. Servicio editorial de la U.P.V., Bilbao: 137-148.

García de Jalón, D. y M. González del Tánago. 1986. *Métodos biológicos para el estudio de la calidad de las aguas. Aplicación a la Cuenca del Duero*. ICONA, Monogr., 45: 1-244.

García Mas, I., F. Martínez-López, A. Pujante y G. Tapia. 1997. Hirudíneos de las aguas continentales de la Comunidad Valenciana (España). *Bol. R. Soc. Esp. Hist. Nat.* (En prensa).

Gasull, L. 1971. Fauna malacológica de las aguas continentales dulces y salobres del Sudeste Ibérico. *Bol. Soc. Hist. Nat. Baleares*, 16: 23-93.

Girod, A., I. Bianchi y M. Mariani. 1980. *Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane. 7. Gasteropodi 1*. Consiglio Nazionale delle Ricerche AQ/1/44. 86 pp.

Giusti, F. y E. Pezzoli. 1980. *Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane. 8. Gasteropodi 2*. Consiglio Nazionale delle Ricerche AQ/1/47. 67 pp.

Gledhill, T., D. W. Sutcliffe y W. D. Williams. 1993. *British Freshwater Crustacea Malacostraca: A Key with Ecological Notes*. Freshwater Biological Association. Scientific publication No. 52. 173 pp.

Golterman, H. L. 1975. Chemistry. En: Whitton, B. A. (ed.) *River Ecology*. Blackwell Scientific Publications. Oxford, pp. 39-80.

González del Tánago, M. y D. García de Jalón. 1984. Desarrollo de un índice biológico para estimar la calidad de las aguas de la cuenca del Duero. *Limnetica*, 1: 263-272.

Harman, W. N. 1974. Snails (Mollusca: Gastropoda). En: Hart, C. W. y S. L. H. Fuller (eds.). *Pollution ecology of freshwater invertebrates*. Academic Press, New York, San Francisco, London, pp. 275-312.

Hawkes, H. A. 1974. Water quality: biological considerations. *Chemistry and Industry*, 21 Diciembre: 990-1000.

Hawkes, H. A. 1978. Conceptual basis for the biological surveillance of river water quality. En: *Biological Surveillance of River Water Quality*. Proceed. Section K. y British Assoc. Advancement of Sc. Birmingham.

Henry, J. P. y G. Magniez. 1983. Crustacés Isopodes (principalement Asellotes). *Bulletin mensuel de la Société Linnéenne de Lyon*, 52 (10): 319-357.

Hitchman, M. L. 1978. *Measurement of Dissolved Oxygen*. John Wiley & Sons. 255 pp.

Hynes, H. B. N. 1970. *The ecology of running waters*. Liverpool University Press.

Hynes, H. B. N. 1984. *Adults and nymphs of British stoneflies (Plecoptera)*. Freshwater Biological Associations. 17: 1-92.

Jacquemin, G. 1987. Les Odonates de la Merja de Sidi Bou Ghaba (Mehdiya, Maroc). *Bull. Inst. Sci., Rabat*, 11: 175-183.

Kenk, R. 1974. Flatworms (Platyhelminthes: Tricladids). En: Hart, C. W. y S. L. H. Fuller (eds.). *Pollution ecology of freshwater invertebrates*. Academic Press, New York, San Francisco, London, pp. 67-78.

Kolkwitz, R. y M. Marsson. 1902. Grundsartze fur die biologische Beurteilung des Wassersnach seiner Flora und Fauna. *Mitt. a. d. Kgl. Prufungsanst. f. Wasserversory v. Abwasser-beseitigung zu Berlin*, 1: 33-72.

Lafont, M. 1983. Annelides Oligochètes. *Bull. Soc. Linneana Lyon*, 4: 108-135.

Laurent, P. J. 1988. *Austropotamobius pallipes* and *Austropotamobius torrentium* with observations on their interactions with other species in Europe. En: Holdich, D. H. y R. S. Lowery (eds.). *Freshwater Crayfish. Biology, management and exploitation*. Croom Helm, pp. 365-400.

Macan, T. T. 1977. *A key to the British fresh-and brackish-water Gastropods with notes on their ecology*. Freshwater Biological Association. Scientific Publication No. 13. 46 pp.

Margalef, R. 1955. *Los organismos indicadores en la Limnología. Biología de las aguas continentales*. 12. Instituto Forestal de Investigaciones y Experiencias. Madrid. 300 pp.

Margalef, R. 1983. *Limnología*. Omega, S. A. Barcelona. 1010 pp.

Martínez-Ansemil, E. 1984. Oligoquetos dulceacuícolas de Galicia: Catálogo y diversos aspectos ecológicos. *Limnetica*, 1. 311-320.

Martínez-Ansemil, E. y N., Prat. 1984. Oligochaeta from profundal zones of Spanish reservoirs. *Hydrobiologia*, 115: 223-230.

Martínez-López, F., A. Pujante, V. Ribarrocha y G. Tapia. 1994. Macroinvertebrados y calidad de las aguas de la red fluvial de la provincia de Valencia. *Ecología*, 8: 23-62.

Mateo, G. 1996. Sobre la flora y vegetación de las hoces del Cabriel (Cuenca-Valencia). *Flora Montiberica*, 3: 34-43.

McCafferty, W. P. 1983. *Aquatic Entomology*. Jones and Bartlet Publishers, Inc. 448 pp.

McMillan, G. K. 1984. *pH control*. Instrument Society of America. 263 pp.

Milbrink, G. 1980. Oligochaeta communities in pollution Biology. The European situation with special reference to lakes in Scandinavia. En: Brinkhurst, R. O. y D. G. Cook (Eds.). *Aquatic Oligochaete Biology*. Plenum Press, New York, pp. 433-555.

Miller, P. L. 1987. Dragonflies. *Naturalist' Hand books*, 7: 1-84.

Minelli, A. 1979. *Fauna d'Italia: Hirudinea*. Ed. Calderini. Bologna. 152 pp.

Mouthon, J. 1980. *Contribucion à l'écologie des mollusques des eaux courantes*. Thèse 3e cycle. Univ. Paris, VI. 169 pp.

Mouthon, J. 1981. Les mollusques et la pollution des eaux douces: Ebauche d'une gamme de poluosensibilidad des espèces. *Bijdragen tot de Dierkunde*, 51 (2): 250-258.

National Water Council. 1981. *River Quality: the 1980 survey and further outlook*. NWC, London.

Pattée E. y N. Gourbault. 1981. Turbellariés triclades paludicoles (planaries d'eau douce). *Bulletin de la Société Linneenne de Lyon*, 9: 279-303.

Pérez Cueva, A. J. 1987. El Clima. En: *El medio ambiente en la Comunidad Valenciana*. Generalitat Valenciana, pp. 36-43.

Pesson, P. 1976. *La pollution des eaux continentales*. Gauthier-Villars Ed. 285 pp.

- Prat, N., M. A. Puig, G. González y M. J. Tort. 1982. *Predicció i control de la qualitat de les aigües dels rius Besòs i Llobregat. I. Els factors físics i químics del medi*. Estudis i Monografies del Servei del Medi Ambient de la Diputació de Barcelona, 6: 206 pp.
- Prat, N., M. A. Puig y G. González. 1983. *Predicció i control de la qualitat de les aigües dels rius Besòs i Llobregat. II. El poblament faunístic i la seva relació amb la qualitat de les aigües*. Estudis i Monografies del Servei del Medi Ambient de la Diputació de Barcelona, 9: 164 pp.
- Puig, M. A. 1984. *Efemerópteros y Plecópteros de los ríos catalanes*. Tesis Doctoral. Universidad de Barcelona. 533 pp.
- Puig, M. A., J. Velasco y I. Muñoz, 1989. The nymphs of *Procloeon concinum* (Eaton, 1883-88) and new records of mayflies for mediterranean spanish rivers. Vith International Ephemeroptera Conference, Granada, p. 71.
- Pujante, A. 1993. *Macroinvertebrados y calidad de aguas de los ríos de la Comunidad Valenciana*. Tesis Doctoral. Universitat de València. 239 pp.
- Richoux, P. 1982. Coleopteres aquatiques (genres: adults et larves). *Bulletin mensuel de la Société Linnéenne de Lyon*, 51 (4): 105-304.
- Rivosecchi, L. 1984. *Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane*. 28. *Ditteri*. Consiglio Nazionale delle Ricerche AQ/1/206. 177 pp.
- Robles, F. 1987. La constitución geológica. En: Sanchis Moll, J. (ed.). *El medio ambiente en la Comunidad Valenciana*. Generalitat Valenciana, pp. 20-27.
- Rodier, J. 1981. *Análisis de las aguas*. Ed. Omega. Barcelona. 1059 pp.
- Rosenberg, D. M., H. V. Danks y D. M. Lehmkühl. 1986. Importance of Insects in Environmental Impact Assessment. *Environmental Management*, 10 (6): 773-783.
- Sanchís, E. J. 1991. Contaminación por nitratos de las aguas subterráneas. *Estudio del Medio Ambiente su análisis y control*. Colegio Oficial de Químicos de Valencia. Valencia, Febrero-Marzo, 1991.
- Sanchís, E. J., T. Rodríguez & I. Morell. 1989. Geología. In: *Guía de la Naturaleza de la Comunidad Valenciana*. Levante-El Mercantil Valenciano, pp. 403-460.
- Sawyer, R. T. 1974. Leeches (Hirudinea). In: Hart, C. W. & S. L. H. Fuller (eds.), *Pollution ecology of freshwater invertebrates*. Academic Press, New York and London, 81-142.
- Senet, M. 1990. Los recursos hídricos amenazados. Situación actual y perspectivas. Seminario impartido dentro del curso: *Problemas ambientales en la región mediterránea española. Procesos y respuestas*. U.I.M.P. Valencia.
- Schwoerbel, J. 1975. *Métodos de Hidrobiología*. Ed. H. Blume. Madrid. 262 pp.
- Silvestre, J. J., A. Camacho y E. Vicente. 1996. Comunidades de microorganismos fotosintéticos y quimioautotóficos del manantial sulfuroso de Fuente Podrida (Valencia). *VIII Congreso Español de Limnología, Mallorca*, pp. 103.
- Tachet, H., M. Bournaud y P. Richoux. 1987. *Introduction a l'étude des macroinvertebrés des eaux douces*. Univ. Lyon Publ. 154 pp.
- Tapia, G. 1996. *La fauna de invertebrados de las fuentes de Valencia y Castellón y su relación con las propiedades físico-químicas del agua*. Tesis Doctoral. Universitat de València. 265 pp.

Thorp, J. F. y M. L. Cothran. 1984. Regulation of freshwater community structure at multiple intensities of dragonfly predation. *Ecology*, 65 (5): 1546-1555.

Thorp, J. F. y A. P. Covich. 1991. *Ecology and classification of North American Freshwater Invertebrates*. Academic Press. 911 pp.

Vázquez, A. y M. Baena. 1986. Las familias y géneros de los Hemípteros acuáticos de España. *Claves para la identificación de la fauna española*. 9. Publicaciones de la Universidad Complutense de Madrid, 31 pp.

Vidal, M. y P. Membiela. 1993. Algunos factores abióticos de distribución de los Ephemeropteros y Plecópteros (Insecta) en las Sierras de Segundera, Cabrera y Teleno (NW Península Ibérica). *Limnetica*, 9: 99-106.

Wallace, I. D., B. Wallace y G. N. Philipson. 1990. *A key to the case-bearing caddis larvae of Britain and Ireland*. Freshwater Biological Association. Scientific Publication No. 51. 237 pp.

Wilber, C. G. 1969. *The biological aspects of water pollution*. Thomas CC. publisher. 296 pp.

Williams, D. D. y B. W. Felimate. 1992. *Aquatic Insects*. C.A.B. International. 358 pp.

ANEXO FOTOGRÁFICO



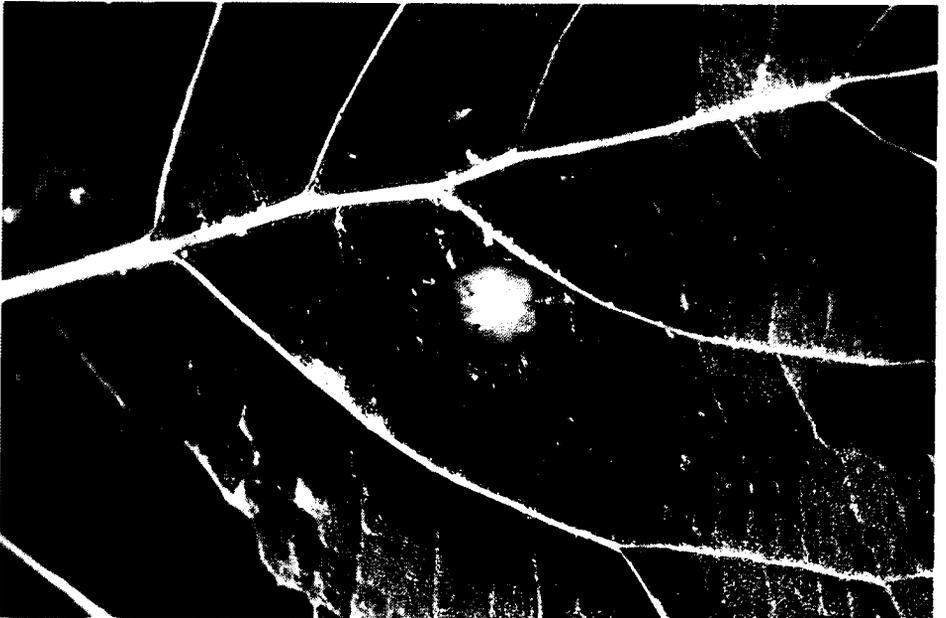
Río Cabriel en El Retorno (C-2).



Río Cabriel en Villatoya (C-3).



Río Cabriel en Casillas del Río Cabriel (C-4).



Larva de *Prosopistoma pennigerum*.



Arroyo de Tetuán (Te-1).



Manantial de Cilanco (Ci-1), pilón.