

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL NORDESTE
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES Y
AGRIMENSURA

**ARTRÓPODOS ASOCIADOS A MACRÓFITAS
ACUÁTICAS EN UN RÍO DE LLANURA DEL CHACO
ORIENTAL**

TESIS PARA OPTAR AL TÍTULO DE DOCTOR EN BIOLOGÍA

AUTOR

LIC. MIRYAM PIERI DAMBORSKY

DIRECTOR

DRA. ALICIA S.G. POI DE NEIFF

CO-DIRECTOR

DR. MIGUEL ARCHANGELSKY

CORRIENTES – ARGENTINA

2008

“En lo tocante a ciencia, la autoridad de un millar no es superior al humilde razonamiento de un hombre”

GALILEO GALILEI

RESUMEN

La investigación se efectuó para conocer y describir distintos aspectos de la estructura de la comunidad de los artrópodos litorales del río Negro y las variaciones temporo-espaciales de la abundancia, diversidad y conformación trófica de los invertebrados fitófilos.

El río Negro es un típico río de llanura del Chaco Oriental, el tramo superior del río se desplaza por la franja central de la provincia, que se caracteriza por la deficiencia de agua y que corresponde al Chaco Central Semiárido, la parte activa lo hace por el Chaco Oriental Húmedo. Posee una cuenca de 8100 Km² y desemboca en un afluente del río Paraná.

El curso recibe aportes de frigoríficos, descargas de efluentes industriales y desagües pluviales y cloacales que provienen su mayoría de la zona densamente poblada del tramo inferior.

Se procesaron 64 muestras provenientes de cinco sitios localizados entre el inicio de la cuenca activa y la desembocadura del río Negro. Salto La Vieja (SV), La Escondida (LE) y Ruta 16 (R16) se localizan en el tramo medio de la cuenca, y Puerto Tirol (PT) y Puente Ejército Argentino (PS) en el tramo inferior. Los muestreos se efectuaron en períodos de escasas precipitaciones (noviembre de 1999, enero, marzo y agosto de 2000, julio y octubre de 2001), y en períodos lluviosos (abril y diciembre 2002). El procesamiento de las muestras incluyó la separación de los invertebrados de la vegetación. La densidad de los artrópodos se expresó como número de individuos por metro cuadrado cubierto por la vegetación (ind.m⁻²) y número de individuos por 100g de materia vegetal seca (ind.100g⁻¹). Cada taxón se categorizó según la frecuencia de hallazgo en el total de muestras y se le asignó un grado de dominancia de acuerdo a su abundancia relativa. La estructura de la colectividad se analizó según riqueza, equitatividad, dominancia y diversidad de unidades taxonómicas reconocibles (UTR). Se consideraron tres niveles espaciales en el cálculo de la diversidad, la diversidad alfa, la diversidad beta y la diversidad de toda el área: diversidad gamma. La afinidad entre los sitios muestreados se calculó mediante índices de similitud cualitativos y

cuantitativos. La evaluación de la calidad del agua se efectuó aplicando distintos índices bióticos, tales como el Índice de Macroinvertebrados de Ríos Pampeanos (IMRP), Índice Biótico para ríos y arroyos PAMPEANOS (IBPAMP) para zonas de potamon y SIGNAL 2. En la evaluación biológica de la calidad del agua como también en la categorización de los grupos tróficos, se incluyeron otros invertebrados asociados a la vegetación (Mollusca, Oligochaeta e Hirudinea) además de artrópodos. Los datos de abundancia, riqueza taxonómica, diversidad y dominancia se compararon mediante el análisis de varianza (ANOVA) o pruebas no paramétricas de Kruskal-Wallis. Se examinó la relación entre variables bióticas, abióticas y la densidad de los artrópodos en los distintos sitios y fechas de muestreo utilizando el análisis de componentes principales (ACP) y el modelo de regresión múltiple paso a paso.

Las macrófitas acuáticas dominantes fueron *Hydrocotyle ranunculoides* L. f., *Panicum elephantipes* Nees ex Trin. y *Paspalum repens* Berg. La comunidad asociada a macrófitas estuvo integrada por siete grupos superiores de artrópodos: Clases Branchipoda, Ostracoda, Copepoda, Branchiura, Malacostraca, Arachnida, y Superclase Hexapoda. La abundancia relativa de insectos fue mayor, aunque en algunos sitios fue superada por los crustáceos. Se identificaron 120 unidades taxonómicas reconocibles, de las cuales 23 correspondieron a Crustacea, dos a la Clase Arachnida y 95 a Hexapoda. De este elevado número de taxones, pocos grupos faunísticos resultaron muy abundantes. Entre los órdenes de la clase Insecta, Diptera y Coleoptera fueron cuantitativa y cualitativamente dominantes, respectivamente.

La densidad media varió entre 79 y 45539 individuos.100g⁻¹, en tanto que osciló entre 197 y 42775 artrópodos.m⁻² cubierto por vegetación. La densidad difirió significativamente entre sitios, fechas y entre sustratos vegetales. La mayor abundancia se detectó en las muestras provenientes de SV y R16. Los valores máximos correspondieron a los meses de enero y octubre y a las muestras asociadas a *H. ranunculoides*.

La densidad tuvo una correlación inversa con la demanda química de oxígeno y directa con la concentración de fosfatos. Las variables tipo de sustrato, es decir la especie vegetal, y biomasa vegetal explicaron el 60% de la variabilidad de la abundancia

Se colectaron en total 76809 artrópodos, entre el 70 y 88% de los grupos faunísticos fueron subrecesivos, con una abundancia que no superó el 1%. *Chironomus* sp., *Parachironomus* sp., una especie de Cladocera y otra de Ephemeroptera fueron eudominantes y *Cytheridella ilosvayi* Daday, *Hyaella curvispina* Shoemaker, *Simocephalus serrulatus* Koch, ninfas de *Callibaetis* sp. y larvas de *Ablabesmyia* sp., dominantes. La presencia de taxones de hábitos terrestres o semiacuáticos caracterizó el sitio PS.

En los meses de escasas precipitaciones (noviembre, enero, marzo, agosto), en los sitios alejados de la acción antrópica, la composición taxonómica se caracterizó mayoritariamente por microcrustáceos que superaron a los restantes grupos. Entre los insectos se destacaron ninfas de Ephemeroptera (*Caenis* sp. y *Callibaetis* sp.), náyades de Zygoptera, larvas de *Chironomus* sp., *Ablabesmyia* sp. y *Parachironomus* sp. (Chironomidae) y adultos de *Hydrocanthus* sp. y *Suphisellus* sp. Se registraron 31 taxones exclusivos del período seco, ninfas de Caenidae y estadios inmaduros de dos especies de Chironomidae (*Goeldichironomus* sp. y *Parachironomus* sp.) fueron las más numerosas.

En el muestreo efectuado en el período de aguas altas (abril y diciembre), *Chironomus* sp., especies de Cladocera y ninfas de *Americabaetis* sp. (Ephemeroptera) representaron, según los sitios, hasta el 75% de la abundancia total. En diciembre la mayor parte de la comunidad de artrópodos estuvo conformada por *H. curvispina*, Trichodactylidae y *C. ilosvayi* en SV y larvas de *Oxyethira* sp. (Trichoptera), *Chironomus* sp. y dos familias de Ephemeroptera en LE.

Diecisiete taxones fueron únicos de la estación lluviosa, *Euryalona* sp., *Sarsilatona serricaudata* Sars y *S. serrulatus* (Cladocera), *Mesocyclops ellipticus* Kiefer (Copepoda) y *Americabaetis* sp. (Ephemeroptera) resultaron numéricamente más representativos.

Los valores descriptivos promedios muestran que la riqueza de taxones y la diversidad, fueron altas en las dos primeras estaciones del tramo medio y disminuyeron a partir de R16. La afinidad entre sitios de acuerdo al análisis cualitativo y cuantitativo, reveló una agrupación más potente entre SV y LE, y segregó a PS. La diversidad beta indicó un relevo faunístico bajo entre los sitios del tramo medio e inferior. La diversidad gamma calculada según la fórmula de Lande, resultó igual a 3,41, de este valor el menor aporte

correspondió a la diversidad beta. En el período de aguas bajas el número de taxones y el índice de diversidad fueron mayores que en el período de lluvias.

La calidad del agua en el tramo medio, basada en la aplicación de los índices bióticos, resultó escasamente afectada, no así en los sitios del tramo final en los que disminuyó la calidad y el valor de los índices indicó un incremento de contaminación.

En el sitio considerado como el inicio del cauce activo del río Negro (SV), los raspadores fueron dominantes numéricos. Además de los raspadores, los recolectores y en algunos sitios los filtradores caracterizaron el período de aguas bajas. También en los meses más lluviosos, el grupo trófico de los recolectores fueron los más numerosos, duplicando al registro en los meses de estiaje. El porcentaje elevado de raspadores y recolectores indicó la abundancia de perifiton y de materia orgánica particulada fina en el ambiente.

Se destaca la cantidad y variedad de los artrópodos asociados a las áreas vegetadas del río Negro. Asimismo, se resalta la importancia del sustrato vegetal en el mantenimiento de la diversidad de la biota acuática y en el funcionamiento del sistema.

INTRODUCCIÓN

El río Negro es un curso de agua de llanura, de baja vectorialidad, que discurre enteramente en sentido Noroeste - Sudeste por la planicie de la provincia del Chaco. Es un río de carácter autóctono, de segunda categoría, con valle fluvial muy reducido, flanqueado por albardones (Popolizio y Serra, 1978).

En los ríos de llanura del Chaco Oriental se diferencian funcionalmente dos sectores, -la cabecera, en la que según la categorización trófica de los invertebrados, la estructura es muy simple debido a la elevada salinidad y -el tramo bajo, de mayor complejidad trófica. Las características de la fitomacrofauna en el tramo inferior dependen de la estacionalidad de las lluvias que determinan fases de aguas bajas y altas (Poi de Neiff, 1990). El tramo inferior resulta interesante porque el régimen de variabilidad está influido por varios patrones de distinta etiología:

- los pulsos propios del río Negro en la llanura chaqueña oriental,
- los pulsos del río Paraná sobre el río Negro,
- el amplio rango salino, propio de los ríos de llanura subtropical con estacionalidad climática,
- el aporte de contaminantes provenientes de los asentamientos urbanos, y
- las transfluencias (aguas, sedimentos, organismos, contaminantes) producidas en el período de inundaciones extremas.

Los estudios realizados hasta el presente en el río Negro, si bien aportaron importante información, no permiten discriminar los efectos de los disturbios respecto de las perturbaciones naturales del sistema sobre la biota. Aunque se reconoce la existencia de un grado de correspondencia entre las propiedades del medio de soporte, la estructura biótica presente y el patrón de variabilidad de la misma, no se dispone de una base conceptual para conocer la influencia de las tendencias naturales y los daños que infringe la creciente carga urbana-industrial.

Uno de los conceptos clásicos en los sistemas lóticos plantea que la estructura y función de las comunidades varía desde las nacientes hacia la desembocadura en un gradiente longitudinal como respuesta a cambios en las condiciones ambientales (Vannote *et al.*, 1980). Esta teoría, así como muchas otras, fueron formuladas para ríos de bajo orden en climas templados fríos donde el aporte de las hojas de los árboles en las nacientes se produce generalmente en otoño y existen invertebrados que procesan la materia orgánica particulada gruesa durante su descomposición.

En grandes ríos que corren por extensas planicies como el Amazonas se generó un concepto que plantea la importancia de los cambios periódicos en el nivel del agua y el intercambio de agua y nutrientes entre la planicie y el cauce principal (Junk *et al.*, 1989). De acuerdo a este concepto el factor que controla la abundancia, diversidad y productividad de la planicie es el pulso de inundación. Para el río Paraná, Neiff (1990) señala que un pulso comprende no solo la potamofase en la cual los sitios presentan conexión con el río sino también una fase de aislamiento, la limnofase. En el citado trabajo se amplían los conceptos ya conocidos, se destaca la importancia de conocer la duración, magnitud y recurrencia de los pulsos y se enfatiza el efecto de aislamientos prolongados de las planicies especialmente en algunas comunidades como los bosques riparios.

En los estudios de los ecosistemas acuáticos las macrófitas y los invertebrados reciben amplia atención. Las plantas acuáticas vasculares o macrófitas acuáticas son aquellas cuyas partes fotosintéticamente activas están, permanentemente o por algunos meses, sumergidas en el agua o flotando en su superficie (Cook, 1996).

La importancia de las macrófitas está ampliamente discutida en la bibliografía, una de las más relevantes es su utilización como bioindicadoras de la calidad del agua en ambientes lóticos y leníticos (Pedralli, 2003).

Además de desempeñar un destacado rol en la producción primaria en ambientes acuáticos, los tallos sumergidos y las raíces retienen una considerable cantidad de material particulado y sirven de sustrato para una comunidad compleja, denominada perifiton y que incluye algas, bacterias, protozoarios y detritos adheridos a un sustrato orgánico o inorgánico (Wetzel, 1993). Los detritos y el perifiton constituyen un importante recurso alimenticio

que determina la presencia y abundancia de invertebrados en las macrófitas (Junk y Piedade, 1993).

Asimismo, las macrófitas acuáticas desempeñan una tarea fundamental en la estructuración de los ambientes en los que se desarrollan y aumentan la heterogeneidad espacial. Las áreas vegetadas constituyen sitios donde los peces desovan y encuentran recursos alimenticios y refugio de los depredadores (Agostinho *et al.*, 2003).

A estas significativas funciones se incorporan la capacidad de las comunidades de macrófitas acuáticas en la reducción de la densidad de bacterias coliformes, en la remoción de compuestos orgánicos de los ambientes acuáticos y en el proceso de depuración de efluentes domésticos (Lopes Ferreira, 1998).

La distribución y abundancia de la vegetación en las cuencas de llanura es un bioindicador sintético de las diferencias zonales y de la fluctuación del ambiente en distintos tramos. La pendiente y en consecuencia la velocidad de escurrimiento del cuerpo de agua, representan factores relevantes que condicionan el desarrollo de la vegetación (Haslam, 1978).

La vegetación acuática en los ríos del Chaco oriental se caracteriza por aflorar en cortos períodos, su desarrollo y permanencia está condicionada por dos factores: la velocidad de escurrimiento y la salinidad. El primer factor es de mayor importancia en aguas altas y el segundo en aguas bajas. El límite de tolerancia a la salinidad de los hidrófitos a esta latitud corresponde a una conductividad de $2000 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Neiff, 1986a).

Los efectos de la alteración del hábitat en la vida de vertebrados, como por ejemplo aves y peces, es fácilmente advertida y la información disponible es amplia (Marshall y Stoleson, 2000; Agostinho *et al.*, 2004). En contraste, los impactos potenciales en la abundancia y diversidad de otros taxones, incluyendo los artrópodos, permanecen aún considerablemente desconocidos (Cartron *et al.*, 2003).

Los invertebrados son utilizados para las evaluaciones de calidad del agua, por su abundancia, su fácil colecta, y por su tamaño que facilita el examen en campo. Son los eslabones en la cadena trófica entre las algas y otros microorganismos y los peces y otros vertebrados (Petts y Calow, 1996). Se emplean también para monitorear la disponibilidad de presas utilizables

para las poblaciones de peces, ya que mientras los microorganismos dominan el ciclo de los nutrientes, los peces son frecuentemente el producto de interés en los sistemas acuáticos (Waters, 1988).

El uso de macroinvertebrados (definidos como aquellos de tamaño mayor a 0,5 mm) como indicadores de calidad de los ríos se ha incrementado en los últimos 50 años (Davies, 2001).

El agua es un recurso natural escaso, estratégico y vital para la salud y supervivencia de los seres vivos (Lefort, 1996), entre otros motivos porque a pesar de representar el 70% de la superficie terrestre tan sólo 3% es agua dulce y una fracción de 1% es agua superficial accesible para el uso humano.

La demanda por este recurso se incrementa y al mismo tiempo crece la necesidad de una valoración rápida y precisa de la calidad del agua de los ríos. El efecto del aporte de desechos de diverso origen en los cursos de agua constituye un motivo de permanente preocupación y estudio. El incremento de contaminantes que reciben estos ambientes intensificó en las últimas décadas las investigaciones tendientes al desarrollo de métodos de evaluación.

Las mediciones químicas son utilizadas con frecuencia para la evaluación de la calidad del agua, la mayoría de los estudios sobre la polución acuática siempre estuvieron referidos a patrones físico-químicos, quizás porque son expresiones numéricas fáciles de interpretar.

Las condiciones físico químicas del sistema acuático ejercen influencia en la flora y fauna, es por eso que la abundancia y composición de la biota representa un registro integral de la historia reciente de un curso de agua. Aunque las mediciones biológicas consumen más tiempo que las determinaciones físico-químicas, como por ejemplo la demanda bioquímica de oxígeno, son más adecuadas porque los efectos en la biota de las descargas químicas en las cuencas pueden ser detectados largo tiempo después de que ocurrieron (Cairns y Dickson, 1971). No obstante, los datos biológicos no reemplazan a las mediciones químicas, más bien se complementan (Cairns, 1995).

El monitoreo biológico se define como la evaluación de la calidad de un cuerpo de agua usando estudios biológicos y otras medidas directas de la biota residente en la superficie del medio acuático (Engel y Voshell, 2002). Consiste básicamente en asociar ciertas especies con determinados factores

ambientales y a partir de estos análisis se elaboran índices basados en la tolerancia a la polución, principalmente a la contaminación orgánica.

El biomonitoreo de las aguas continentales incluye el estudio de variables tales como: composición de especies, riqueza, diversidad, similitud, productividad, biomasa e índices bióticos basados en la estructura de la comunidad. El número, composición y abundancia relativa de las especies son las variables más simples usadas en el monitoreo biológico y ecológico del ambiente.

La idea de que un grupo de seres vivos o comunidades puede utilizarse para evaluar la polución adquirió mayor credibilidad en los últimos años. El método o sistema de saprobios descrito por Kolkwitz y Marsson (1909), considera la presencia de una serie de organismos para determinar el grado de contaminación orgánica de las aguas. Asimismo la identificación de distintos taxones se emplea en la vigilancia (Woodiwiss, 1964) y en el diagnóstico de la calidad del agua en sistemas lóticos (Ghetti *et al.*, 1983; Prat *et al.*, 1985).

La evaluación de un ambiente puede abarcar diferentes rangos a escalas espacio-temporales que dependen del nivel jerárquico empleado. En el nivel de comunidad se incluyen diferentes atributos para describirla tales como abundancia, riqueza, afinidad específica y cenótica, categorías tróficas, evaluados por índices de diversidad, de similitud y bióticos (Rosenberg y Resh, 1996).

Los ríos de planicie son sistemas caracterizados por altos niveles de diversidad de hábitat y fauna adaptada a explotar esa heterogeneidad espacial (Welcome, 2000). En este trabajo seguimos el modelo conceptual de Robinson *et al.* (2002) que plantean la importancia de comparar la riqueza de especies en el nivel jerárquico escogido (por ejemplo, distintos sitios-hábitats en el gradiente longitudinal), usando la beta diversidad. El valor de esta medida, como un integrador de la heterogeneidad del hábitat a través de distintas escalas, ha sido discutida también por Ward *et al.* (1999).

La riqueza específica examina el número de especies presentes en un hábitat y es la medida de diversidad más ampliamente utilizada para describir la comunidad. Sin embargo, la riqueza por sí sola, brinda un enfoque parcial de la diversidad si no se consideran también otros aspectos relacionados con la estructura de la comunidad, tales como la abundancia relativa, o algunos

índices de diversidad que incorporan la riqueza y abundancia en un solo valor (Magurran, 2004).

Los índices de diversidad y similitud son criterios cuantitativos utilizados en el monitoreo de calidad ambiental, mientras que los índices bióticos proporcionan información cualitativa del ambiente y proveen un método de clasificación rápido, sencillo y económico para la categorización ambiental (Spellerberg, 1991).

El análisis de los índices de diversidad para evaluar la calidad del agua tuvo mayor desarrollo en Estados Unidos, y el uso del sistema de saprobios y de índices bióticos es principalmente utilizado en Europa (Cairns y Pratt, 1993). Los índices bióticos sustituyen progresivamente a las medidas de diversidad, ya que tienen en cuenta aspectos cualitativos como el tipo de organismos presentes y la capacidad de adaptarse a los cambios del ambiente (Segnini, 2003).

El empleo de índices de diversidad para evaluar el impacto de las perturbaciones ambientales está basado en la premisa ecológica de que el número de taxones y el valor de los índices decrecen al tiempo que declina la calidad del agua. Los índices relacionan dos de los atributos de una comunidad, la diversidad y estabilidad, y establecen que la estabilidad de una comunidad se incrementa con su complejidad (Rosenberg y Resh, 1996). Sin embargo, la utilización de estos índices presenta dificultades tales como la escasez de claves a nivel específico para estadios inmaduros, que son los comúnmente encontrados en los ambientes acuáticos. Usualmente se resuelve clasificando los invertebrados a nivel de morfoespecie dentro de un género (Hutchenson, 1990) o empleando la denominación riqueza de unidades taxonómicas reconocibles (UTR) en reemplazo de riqueza de especies (Oliver y Beattie, 1993; Rosenberg y Resh, 1996; Tangorra, 2005).

El nivel taxonómico de alto rango (incluso a nivel de orden) ha sido encontrado suficiente para evaluar la respuesta de comunidades de macroinvertebrados a las características ambientales (Bailey *et al.*, 2001; Rader y Shiozowa, 2001; Chessman, 2003; Stewart y Downing, 2008).

El término unidad taxonómica reconocible (UTR) se introduce en 1983 y se define como taxón que difiere claramente de cualquier otro (Rees, 1983).

Asimismo, otros estudios reportan como riqueza al número de géneros o familias (Peláez Rodríguez, 2001).

La fauna fitófila participa en el flujo de energía del ecosistema acuático, consumiendo e integrando la dieta de algunos peces y aves. Entre los invertebrados se reconocen distintos grupos funcionales: partidores, colectores filtradores, recolectores, raspadores y depredadores. Los partidores son los organismos que se alimentan de tejido vegetal vivo o materia orgánica particulada gruesa (MOPG= >1mm) proveniente de tejidos vegetales en descomposición. Se incluye en esta categoría a los herbívoros masticadores o minadores de macrófitos.

Los colectores son detritívoros que consumen materia orgánica particulada fina en descomposición (MOPF= <1mm). Los colectores filtradores ingieren las partículas en suspensión, mientras que los recolectores se alimentan del detrito depositado en el sedimento. El perifiton es la fuente alimentaria dominante de los raspadores, los cuales son considerados herbívoros ramoneadores. Los depredadores se alimentan de tejido animal vivo, atacan a sus presas o succionan sus fluidos ingiriendo toda la presa o parte de ella. El nivel trófico de los raspadores, partidores, colectores de filtro y recolectores corresponde a herbívoros-detritívoros y el de los depredadores al nivel de los carnívoros.

La presencia y abundancia de varios grupos funcionales y la dominancia de representantes con adaptaciones, obligadas o facultativas, es un reflejo directo de la disponibilidad de los recursos alimentarios requeridos y de las condiciones de los parámetros ambientales (Cummins, 1996).

A pesar de su valor, los inventarios poco manifiestan sobre el mantenimiento y dinámica del ambiente, mientras que la categorización de los macroinvertebrados en grupos tróficos funcionales permite diferenciar las funciones que realizan los organismos y sugieren hipótesis acerca de cómo interactúan. Es por eso que la categorización en grupos funcionales se utiliza también para verificar la importancia de las macrófitas como sustrato para los invertebrados (Poi de Neiff y Neiff, 2006).

La abundancia de determinadas categorías tróficas refleja ciertos atributos del ecosistema acuático, tales como la disponibilidad de recursos alimenticios. Es de esperar que cada uno de los grupos aparezca en proporciones abundantes en los sitios donde más se acumula su fuente de

alimentación. Las desviaciones en esas abundancias esperadas pueden indicar perturbación de la comunidad o exposición a un contaminante (Rosenberg y Resh, 1996).

Asimismo, el cociente entre ciertos grupos funcionales permite valorar la influencia de las fuentes alimenticias, como por ejemplo la razón entre partidores/colectores. Esta relación mide la influencia de las partículas de detrito >1mm como fuente de alimento. El cociente entre raspadores y partidores + colectores puede servir como un índice de la participación de las algas perifíticas en la alimentación de los invertebrados. El balance entre los componentes sedimentados (o depositados) y los transportados en suspensión de la MOPF puede ser reflejado en el cociente entre colectores filtradores y recolectores (Petts y Calow, 1996).

Los métodos rápidos de valoración para el estudio de comunidades de macroinvertebrados han sido adoptados para el monitoreo y evaluación de ríos en Australia desde 1990 (Metzeling *et al.*, 2003). Estos métodos incluyen muestreos semicuantitativos, estudios de submuestras de los organismos colectados e identificación a niveles taxonómicos superiores (Resh y Jackson, 1993).

En Argentina diversos estudios de evaluación biológica de la calidad de aguas se realizaron en comunidades bentónicas de arroyos o ríos de moderada a alta pendiente (Gualdoni y Corigliano, 1991; Miserendino y Pizzolón, 1992; Vallania *et al.*, 1996; Corigliano, 1999; Domínguez y Fernández, 1998, Pizzolón y Miserendino, 2001), en ríos de la llanura pampeana (Rodríguez Capítulo *et al.*, 1997; Rodríguez Capítulo, 1999), en el río Paraná (Neiff, 1986b) y en el río de La Plata (César *et al.*, 2000).

Los autores antes mencionados destacan la necesidad de conocer la fauna de invertebrados de los ambientes acuáticos regionales y adaptar los índices para cada cuenca hidrográfica. Este conocimiento es un requisito previo y necesario para determinar la comunidad de referencia local, a partir de la cual se pueda desarrollar el índice biótico del río en estudio. La comunidad de referencia local es definida como la más probable repartición de taxones en la composición de una comunidad de invertebrados de ambientes no contaminados (Corigliano, 1999).

El concepto de que la presencia de ciertas especies indica que se reunieron ciertas condiciones mínimas está basado en observaciones de

sentido común, verificable por cualquiera que tenga contacto con el ambiente. Por otra parte, interpretar el significado de la ausencia es más riesgoso, ya que las especies pueden no estar presentes porque las condiciones ambientales no son adecuadas, porque no tuvieron oportunidad de entrar al área aunque sobrevivirían en ella si fueran introducidas, o bien por que otras especies asumieron su nicho funcional. Por lo tanto, la ausencia de ciertos organismos es menos útil como indicador de condiciones ambientales que su presencia. Es por eso que el concepto de listas de organismos o especies indicadoras se amplió al de comunidades, teniendo en cuenta que una comunidad acuática es un sistema interrelacionado de especies en las que el efecto en una parte influye en el todo (Cairns, 1974).

Los diferentes tramos de un río se caracterizan por la estructura y la riqueza taxonómica de su comunidad y por la presencia de taxones que ante sustancias contaminantes reaccionan con diferentes grados de sensibilidad, desde la tolerancia hasta su desaparición (Gualdoni *et al.*, 1994). Así por ejemplo, los plecópteros, efemerópteros y tricópteros (EPT) son las unidades faunísticas más sensibles a la contaminación y se consideran prioritarios para evaluar la calidad de un ambiente, ya que son muy susceptibles a las alteraciones del medio y desaparecen, en ese orden, a medida que la contaminación aumenta (Gualdoni y Corigliano, 1991). Otros taxones, por ejemplo la mayoría de las especies de quironómidos se caracterizan por su tolerancia a los contaminantes (Paggi, 1999).

Estas respuestas biológicas, traducidas a valores numéricos convencionales constituyen un índice biótico que resulta en un juicio de calidad del tramo de un río (Gualdoni *et al.*, 1994). Un índice biótico es un método de análisis basado en la sensibilidad de algunas unidades faunísticas a los contaminantes que permite definir la calidad biológica de un curso de agua (Ghetti *et al.*, 1983).

Los disturbios físicos y los cambios en variables ambientales, tales como temperatura o salinidad, resultan en variaciones de la composición específica de la comunidad biótica. La respuesta de la biota ante estos cambios resulta útil para monitorear estados del ambiente y para la selección y empleo de diferentes organismos con sentido predictivo con relación a la evaluación ambiental (Spellerberg, 1991). En los ambientes acuáticos la complejidad biótica de diferentes sistemas está regulada no sólo por la

polución sino también por factores tales como los pulsos hidrológicos (Neiff, 2001).

En el área de estudio, la bibliografía disponible con relación a la influencia de distintas condiciones limnológicas en la estructura y en la integración específica de la fauna, asociada a la vegetación acuática, está referida a ambientes leníticos (Poi de Neiff, 1983) y arroyos de bajo orden de la planicie del río Paraná (Poi de Neiff, 1986).

La variación en la estructura de la comunidad en diferentes situaciones hidrológicas, que determinan cambios en las condiciones físicas y químicas del agua, es mencionada por Poi de Neiff (1990). Se destaca también una relación estrecha entre los distintos períodos hidrológicos y la consecuente variación en la abundancia de macroinvertebrados asociados a *Eichhornia crassipes* (Poi de Neiff y Carignan, 1997) y *Eichhornia azurea* (Poi de Neiff, 2003).

Las características de los ríos de llanura definidas por Neiff (1986a) y la influencia sobre la estructura de comunidades ejercida por los cambios en el nivel del agua indican la conveniencia de la realización de muestreos en distintos períodos hidrológicos.

Los antecedentes referidos a invertebrados asociados a la hidrofítia en ambientes subtropicales de Sudamérica son escasos, se destacan los efectuados en la planicie del río Amazonas (Junk, 1970), en el río Orinoco (Blanco-Belmonte, 1990), y en el Alto Paraná (Camargo *et al.*, 1983; Lima *et al.*, 1998; Souza-Franco y Takeda, 2000).

En Argentina se ha estudiado la fauna que vive en diferentes especies de macrófitas en la planicie de inundación del Bajo Paraná, y en la planicie de inundación del Paraná medio (Bruquetas de Zozaya y Neiff, 1991; Paporello de Amsler, 1980, 1987; Poi de Neiff, 1983; Poi de Neiff y Neiff, 1989; Poi de Neiff y Bruquetas de Zozaya, 1989; Poi de Neiff y Carignan, 1997) y en la planicie del río Paraguay (Poi de Neiff, 2003).

Las referencias en el área de estudio en relación a ríos de planicie de bajo orden son escasos (Poi de Neiff, 1990). Asimismo, no existen antecedentes referidos a los invertebrados en las áreas vegetadas del río Negro y sólo se dispone de un relevamiento de la fauna bentónica (Varela *et al.*, 1980).

Los objetivos de este trabajo de tesis fueron:

Objetivo general:

- Conocer la composición de la comunidad de artrópodos asociada a macrófitas en la cuenca activa (tramo medio e inferior) del Río Negro.

Objetivos específicos:

- Analizar la abundancia espacial y temporal de los artrópodos
- Comparar las variaciones en la abundancia y composición en distintos períodos hidrológicos
- Determinar las relaciones entre la comunidad de artrópodos, el sustrato vegetal y las características físico-químicas del agua
- Conocer la estructura de la comunidad de artrópodos
- Medir la diversidad específica y estimar la tasa de cambio de la riqueza de especies entre sitios en diferentes períodos hidrológicos
- Evaluar la calidad del agua y estimar el grado de alteración del ambiente mediante la aplicación de índices bióticos basados en la composición de la comunidad de invertebrados asociados a la vegetación y al bentos
- Caracterizar los grupos tróficos funcionales en distintos tramos de la cuenca

Se contrastaron las siguientes hipótesis:

- Los antecedentes acerca de las características físico – químicas del río indicarían un escaso desarrollo de la fauna de artrópodos asociada a macrófitas.
- La abundancia y riqueza de los artrópodos asociados a las macrófitas es baja debido a la escasez de organismos bénticos y a las características físico químicas del río Negro.
- La estructura y el funcionamiento de la comunidad están condicionados por el régimen hidrológico en la cuenca.
- La composición y estructura de la artropodofauna están influenciadas por diversas acciones antrópicas.

CAPÍTULO I

ÁREA DE ESTUDIO

Características geográficas y climáticas

El río Negro está situado en la región Neotropical en un área comprendida en la subregión Chaqueña, provincia Chaco (Morrone, 2001). Discurre a través de la provincia fitogeográfica del Parque Chaqueño Oriental y tres subregiones ecológicas:

Subregión I- Paraguay-Paraná:

Se extiende al SE de la provincia del Chaco y abarca la llanura de inundación y terrazas del río Paraná-Paraguay. Predominan los pajonales, pirizales, embalsados, camalotales y bosques en isletas en elevaciones topográficas que se intercalan con espacios ocupados por el agua en forma permanente u ocasional. En zonas anegables el árbol pierde su dominancia y aparecen algunos ejemplares aislados en sabanas con gramíneas y leñosas y palmares con pastizales. Extensos palmares de caranday (*Copernicia australis*) y zonas de bosques bajos o sabanas - parque con pajonales de *Panicum prionitis* caracterizan esta subregión.

Subregión III- Deprimida:

Se caracteriza por su relieve extremadamente plano, con cañadas, valles pequeños e interfluvios suavemente ondulados, drenaje difícil, subsuelo impermeable y grandes áreas sujetas a inundaciones en manto. Predomina el sistema de vegetación de montes fuertes en anchas fajas que acompañan pajonales y gramillares de cañadas, sobresalen palmares de caranday (*Copernicia australis*) y grandes masas forestales de madera dura como algarrobales (*Prosopis* sp.) y quebrachales (*Schinopsis balansae* y *Aspidosperma quebracho-blanco*). Estos se asientan en campos de dunas formando bosques altos y bajos, situación que se presenta principalmente en la parte Este. Aparece también la fisonomía de parques mixtos y parques arbóreos y arbustivos a medida que empieza la definición de los canales de escurrimiento.

Las áreas inundables se extienden hasta llegar a formar sabanas en planicies eólicas y superficies estructurales con dominio de leñosas como *Prosopis* sp. y pajonales como elemento herbáceo.

Subregión IV- De esteros, cañadas y selvas de ribera:

En esta subregión el relieve es eminentemente fluvial, con desniveles enérgicos, con contraposición de altos y bajos fluviolacustres, bordeado de selvas y llanuras de inundación que alternan con cañadas, esteros y bosques y montes fuertes en proporciones muy variables.

En la selva de ribera se distinguen *Holocalyx balansae*, *Enterolobium contortisiliquum* (timbó), *Ficus monckii* (ibapoí), *Phytolacca dioica* (ombú), *Pheltophorum dubium* (ibirá pitá) y *Arecastrum romanzoffianum* (palmera pindó). En el monte fuerte se observan los quebrachales de *Schinopsis balansae* y *Aspidosperma* quebracho blanco, *Caesalpinia paraguariensis* (guayacán) y *Bulnelia obtusifolia* (guaraniná) y en los bosques bajos dominan algarrobales de *Prosopis alba* y *Prosopis nigra*. En la transición entre el bosque y la vegetación acuática se alternan pajonales y *Prosopis* con *Copernicia australis*. El juncal es común en la superficie de ríos y lagunas y en tierra firme predomina la paja brava (Morello y Adamoli, 1974).

El clima de esta región es subtropical atlántico, el tramo superior del río se desplaza por la franja central de la provincia, que se caracteriza por la deficiencia de agua y que corresponde al Chaco Central Semiárido, la parte activa lo hace por el Chaco Oriental Húmedo (Bruniard, 1987).

La cuenca está comprendida entre la isohieta de 900 mm al extremo oeste y la de 1300 mm al este, cerca de su desembocadura. El trimestre menos lluvioso corresponde a los meses de junio-julio y agosto (Morello y Adamoli, 1974).

El río fluye por un área que por su geomorfología corresponde a la unidad de primer orden: Chaco y abarca parcialmente 3 sub-unidades de segundo orden: Llanura occidental del Chaco, Llanura oriental del Chaco y Conoides aluviales del Bermejo - Pilcomayo. La cuenca del río Negro se divide en tres subsistemas, uno corresponde al río Negro en sentido estricto y los otros son el arroyo Saladillo y el arroyo Salto de la Vieja, los dos últimos son afluentes del subsistema del río Negro (Popolizio *et al.*, 1975).

El concepto de cuenca, tal como se utiliza en áreas de mayor amplitud de relieve, es de difícil aplicación para describir este tipo de sistemas hidrológicos, ya que su morfología no es una cubeta convergente y los derrames laterales de los cursos de la paleo - red son elementos positivos sobre la planicie, es decir que se encuentran sobrellevados con relación a ella. Sin embargo, se lo utiliza como referencia geográfica para indicar las áreas de aportaciones hídricas (Popolizio y Serra, 1978).

En los ríos autóctonos del Chaco Oriental no es posible distinguir los tramos “de captación” (ritron), “de descarga” (potamon) y “de deyección” (crenon) característicos de los grandes ríos vectoriales. Sin embargo, la interpretación de éstos como un continuo requiere algunas salvedades respecto del caso descrito por Vannote *et al.* (1980). Los flujos de energía, de materiales y de organismos, no son inequívocamente unidireccionales (como en ríos de montaña) y las distintas formas y estados de organización de las cuencas desde las nacientes a la desembocadura dependen más de los tiempos de permanencia del agua y características del escurrimiento que de la posición y orden jerárquico del tramo considerado. Se distinguen al menos 3 tramos funcionalmente distintos:

- 1- con aguas temporarias y flujo muy lento, intermitente, con agua sólo en un período corto del ciclo hidrológico,
- 2- con aguas permanentes y flujo continuo, escasamente alterado por el remanso hidrodinámico de los ríos Paraná o Paraguay,
- 3- con flujo continuo y régimen afectado por la rémora de los ríos Paraná o Paraguay (Neiff, 1986a)

Descripción de la cuenca

El río Negro posee una cuenca de 8100 Km² y es la mayor de las que integran el sistema hídrico del Chaco Oriental. La cota más alta se estima en

125 m sobre el nivel del mar y la cota inferior de 47 m, está dada por la planicie aluvial del valle del Paraná, la amplitud total es de 78 m y la pendiente media de 3% (Popolizio y Serra, 1978).

El límite occidental no es estable ya que depende de las precipitaciones, en años lluviosos los excesos de agua desplazan este límite hacia el Oeste, de manera que su cabecera se remonta hacia el poniente. En años de sequía se traslada hacia el oriente y hay una aguda disminución del caudal (Bruniard, 1975-1978).

Sus nacientes se sitúan 15 km al NO de Juan José Castelli (25° 50'S; 60° 42'O) y configura un cauce inactivo. Se origina en el Riacho Nogueira, en esta zona la alimentación natural son las lluvias, aunque el caudal también puede aumentar por el desborde del Río Bermejo hacia el riacho Nogueira. Divaga por el estero del Negro al norte de Las Garcitas, se abre en varios brazos y forma el Zanjón del Río Negro, donde se movilizan caudales mínimos en los períodos de fuertes lluvias. De aquí en más toma el nombre de Río Negro y termina su curso superior (200 km). Con rumbo sudeste se acerca al Zanjón Salto de La Vieja, se dirige luego a La Escondida donde recibe en su margen derecha al arroyo San Carlos y en Laguna Blanca al arroyo Saladillo, hasta aquí llega su tramo medio (45km), con caudal más permanente, aunque en épocas de bajante suele secarse en algunos tramos (Fernández de Mahave *et al.*, 1972). La cuenca baja abarca un área de 338.28 km² y tiene una longitud de 81 km, se inicia después de la confluencia con el arroyo Saladillo y desemboca en el río Tragadero, el que desagua en el riacho Barranqueras, afluente del Paraná en su margen derecha (Depettris y Rohrmann, 1999).

En una longitud total de 326 Km atraviesa los departamentos General Güemes, Maipú, Quitilipi, 25 de Mayo, Sargento Cabral, Presidencia de La Plaza, General Donovan, 1° de Mayo, Libertad y San Fernando (Figura 1).

El tramo Colonias Unidas-Tragadero, constituye la parte activa de la cuenca actual, producto de aportes hídricos provenientes de grandes humedales periféricos que se integran con el río mediante cauces excavados por erosión regresiva. El cauce activo se define como el canal fluvial con descarga hídrica permanente, sin considerar la regulación artificial (CFI-AFIN).

En el sector terminal de la cuenca el índice de sinuosidad varía entre 2 y 2,5 y la presencia de meandros se acentúa a medida que se aproxima a la

planicie del río Paraná, de tal forma que la ciudad de Resistencia está asentada en áreas de antigua divagación del cauce del río Negro (Popolizio y Serra, 1978).

En este sector los ambientes acuáticos incluyen numerosas lagunas permanentes y semipermanentes y madrejones, meandros antiguos de forma semilunar que son restos de cauces abandonados, anegadizos y repletos de vegetación, reservorios parciales de las aguas pluviales. Este tramo inferior se identifica como sistema fluvio-lacustre del río Negro según el Código de Planeamiento Urbano de Área Metropolitana del Gran Resistencia (AMGR).

En los estudios efectuados por el programa NorChaco en el río Negro, se determinaron para un período de retorno de 50 años, caudales máximos de 90 y 100 m³seg⁻¹. Estos valores se registraron en situaciones excepcionales, correspondientes a años hiperhúmedos; los caudales más frecuentes fluctúan entre 5 y 20 m³seg⁻¹. Durante las fases de aguas bajas, el caudal varía desde cero a 10 m³seg⁻¹ y el río no fluye durante lapsos de 30 a 60 días consecutivos (Patiño, 1995).

El régimen hidrológico de este río es mixto y está condicionado tanto por las precipitaciones sobre su cuenca como por el régimen de crecidas del río Paraná. El flujo del río Negro está influenciado por el nivel hidrométrico del Paraná que durante el período de aguas bajas permite su descarga. Cuando el Paraná supera los 6m en el Puerto de Barranqueras, penetra en su curso inferior y en condiciones de aguas altas extremas, produce una rémora que afecta hasta la localidad de Puerto Tirol.

De acuerdo a los registros históricos del APA las precipitaciones más abundantes se registran entre setiembre a mayo y el periodo seco se extiende desde junio a agosto.

El río Negro es considerado “desajustado o fuera de equilibrio” en razón de que transporta menos agua que en la época en la que fue formado y sus geoformas estarían asociadas a un ambiente de mayor energía y particularmente “subajustado o en desequilibrio negativo” debido a que escurre por un canal más angosto y sinuoso que el original (Zabala, 1999).

Aspectos urbanos-ambientales

En el tramo medio, los principales centros urbanos cercanos a sus riberas son las localidades de Colonias Unidas, Colonia Elisa, La Escondida, La Verde, Makallé, Colonia Popular, en el tramo inferior atraviesa los municipios de Puerto Tirol, Fontana y Resistencia, que junto a los de Barranqueras y Puerto Vilelas conforman el Área Metropolitana del Gran Resistencia (AMGR).

En las tres últimas décadas numerosos pobladores se instalaron en las márgenes del curso y la población se triplicó. En las ciudades de Resistencia y Barranqueras residen 331280 habitantes (Censo Nacional de Población y Vivienda, 2001). Así el tramo bajo que en superficie representa sólo el 4,5% del total de la cuenca, congrega el 42% del total de la población de la provincia.

El curso recibe en este sector altamente urbanizado, la descarga de los desagües pluviales, las conexiones clandestinas de cloacas y el vertido de camiones atmosféricos y basura domiciliaria (Agustoni *et al.*, 1996).

Las inundaciones producidas en la ciudad de Resistencia por la intromisión del río Paraná en el tramo inferior del río Negro, determinó la construcción de un Dique Regulador a 500 m de su confluencia con el riacho Barranqueras, obra que colapsó en 1982. En el mes de diciembre de ese año la crecida del río Paraná, que se prolongó hasta julio del año 1983, alcanzó en el puerto de Barranqueras una altura de 8,6 m. Este dique fue entonces reemplazado por un cierre mediante un terraplén frontal, dotado de un sistema de compuertas que impide, en caso necesario, el ingreso del río Paraná. En 1981 se construyó otro dique, el Dique Derivador, en Laguna Blanca, a efectos de desviar el agua del curso superior hacia el río Salado, se resta entonces ese flujo al tramo inferior, lo que impide el arrastre y depuración natural de las aguas. Estas obras dividen la cuenca activa del río Negro en dos sectores, uno ubicado aguas arriba de Laguna Blanca, que mantiene las crecientes y bajantes en función de las precipitaciones en la cuenca superior. El otro ubicado entre los diques (regulador y derivador), sin aportes importantes del tramo superior y con largos períodos de estancamiento. Entre ambos diques, el río se asemeja más a un cuerpo de agua lenítico que lótico, su funcionamiento es variable según los cierres que se dispongan en su curso (Franco y Sotelo Maciel, 1995).

El tramo inferior es el que más varió respecto a sus condiciones originales, por el crecimiento demográfico de las ciudades cercanas a sus márgenes y porque ya no recibe la totalidad de los excedentes pluviales del tramo anterior, actualmente parte del agua pasa al cauce del río Negro y parte se dirige al canal derivador Negro-Salado.

Antecedentes de las características físico-químicas del río

Algunas características naturales del río fueron narradas en documentos históricos, como la descripción que en 1750 hiciera el misionero Dobrizhoffer: "...a su norte fluye el río Negro, cuyas aguas son tan amargas que hasta las bestias se niegan a beberlas...". Asimismo, en el informe de la comisión exploradora Foster-Seelstrang se menciona también "...el terreno bastante ondulado en partes es cruzado en todas direcciones por cañadas, lagunas y esteros, que si bien ocupan una buena parte de él, proporcionan las ventajas de las aguadas permanentes, inestimables en este lugar, por la circunstancia de ser salobres las aguas del río Negro, hasta el punto de ser impotables..." (López Piacentini, 1968).

El decreto provincial N° 2052/77 es quizás el documento más antiguo que declara de interés público la preservación, recuperación y revitalización de las aguas del Negro en la provincia del Chaco. En su artículo 3° encomienda a la Subsecretaría de Industrias el censo de establecimientos industriales y entes públicos o privados que contaminen las aguas. En el artículo 4° dispone que los establecimientos deberán presentar la nómina de necesidades tendientes a la instalación de plantas depuradoras, las que deberán instalarse antes del 31 de diciembre de 1977. En el censo efectuado por la Subsecretaría de Industrias se identificaron plantas extractoras de tanino y furfural, curtiembres, frigoríficos y una planta depuradora de productos lácteos. El censo, la descripción de la situación y las características de las descargas de los efluentes de los establecimientos se repitió nuevamente en 1982.

Actualmente las plantas asentadas sobre las márgenes del río son: dos extractoras de tanino y furfural instaladas en La Escondida y La Verde, en Puerto Tirol se localizan una extractora de tanino y un frigorífico, y en Fontana y Resistencia dos curtiembres. Todas incorporan sus efluentes al río Negro, con tratamientos de diverso grado o sin ellos durante todo el año.

El uso del suelo como resultado de las actividades agrícolas, industriales y urbanas influye en la calidad de las aguas que escurren por el sistema.

En relación con los contaminantes de origen industrial, aún cuando esta actividad está actualmente limitada, el río recibe una gran cantidad de efluentes con una carga contaminante, proveniente de los productos que las industrias instaladas en sus márgenes utilizan: bisulfito de sodio, sulfato de aluminio, soda solvay y cáustica, azufre, ácido sulfúrico, ácido fórmico, clorhídrico, ácido nítrico, hipoclorito de sodio, detergentes biodegradables, cloro, cal hidratada, cloruro de sodio, tanino, sulfato de magnesio, entre otros (Zabala, 1999).

La contaminación agrícola está vinculada al uso de agroquímicos y fertilizantes. La actividad en esta área se limita al tipo hortícola, con probable uso de biocidas y fertilizantes y criaderos de cerdos y aves de corral que aportan contaminación orgánica.

Los contaminantes urbanos provienen en su mayoría de la zona densamente poblada del AMGR, donde sólo un 33% de la población cuenta con servicio de cloacas y el resto utiliza los desagües pluviales o pozos absorbentes. El río Negro recibe la descarga directa de estos desagües o indirecta a través de las lagunas que se conectan al río, además de las conexiones clandestinas (Zabala, 1999).

Las descargas cloacales y de las plantas industriales al río se producen tanto en estiaje como en creciente y aportan al curso efluentes cuyos parámetros más significativos superan los valores límites establecidos por la legislación vigente.

Se conocen datos de análisis de calidad de agua del río Negro efectuados desde 1973 por distintos laboratorios. Los resultados constan en informes oficiales elevados a organismos de la Provincia del Chaco, tales como SAMEEP (Servicio de Agua y Mantenimiento Empresa del Estado Provincial) y APA (Administración Provincial del Agua). Las comparaciones resultan difíciles ya que no siempre se detallan los métodos empleados.

En 1973 en los informes efectuados por el Laboratorio de Obras Sanitarias de la Nación (Tabla I), se menciona que el nivel del contenido de sales en el curso superior era bajo, la concentración de O₂ disuelto era alta en todo el curso y superior a los valores informados en los períodos posteriores

(Franco y Sotelo Maciel, 1995). Desde 1979 la conductividad alta, la concentración de fosfatos superior a los límites aceptables y los niveles bajos de O₂ disuelto, nulo en algunas muestras, expresaron cierta constancia en el tiempo. La conductividad aumentó progresivamente aguas abajo y presentó variaciones en función de los períodos de estiaje o creciente y con las descargas de efluentes.

De acuerdo con los valores de pH detectados, se demostró la presencia de bicarbonatos procedentes del anhídrido carbónico disuelto en el agua y de la disolución de material procedente del suelo que determina su alcalinidad (Olivares, 1982). Este autor analizó los registros mínimos y máximos de los parámetros físicos químicos, indicadores de degradación de la materia orgánica, entre los años 1979 y 1982 y resaltó que el área más notoria de alteración de la calidad hídrica era la afectada por la planta de extracción de tanino instalada en Puerto Tirol (Tabla II). En Puerto Tirol se registró el valor más bajo de oxígeno disuelto, mientras que los parámetros indicadores de alta carga orgánica en el agua (oxígeno consumido, demanda de cloro, tanino) junto a los parámetros físico químicos inorgánicos (cloruro, nitrato, conductividad) eran muy elevados, lo que indica el alto contenido salino de los efluentes.

Con anterioridad a esta tesis, el Laboratorio de Aguas de la Provincia del Chaco y el Laboratorio de SAMEEP realizaron análisis químicos y físicos del agua en los períodos 1979-1982 y 1993-1994, respectivamente. En esos análisis se resalta que los parámetros relacionados a la mineralización (conductividad, cloruros y alcalinidad) mostraron picos de máxima que duplicaron los valores mínimos y en 1982 se observó un importante incremento de los valores de estos parámetros (Tabla III). La concentración de las sustancias que aportan nutrientes (compuestos de nitrógeno) fue elevada en ciertos puntos de muestreo. El oxígeno disuelto alcanzó niveles de concentración bajo, a veces ausente. Los valores más altos de concentración de tanino se registraron en Puerto Tirol. De acuerdo a los análisis efectuados en 1993-1994 (Tabla IV), se observa que en La Escondida los valores de oxígeno disuelto fueron superiores a los de las restantes estaciones de muestreo. Los valores de conductividad y cloruros resultaron más elevados a los obtenidos en estudios anteriores. La máxima demanda química de oxígeno (DQO₂) y los registros más altos de fosfatos y de tanino se midieron en Puerto

Tirol. Con relación a los restantes sitios muestreados, el contenido de oxígeno disuelto en la estación Ejército Argentino fue bajo.

El grado de contaminación persistente desde La Escondida hasta el tramo final y las concentraciones de O₂ disuelto inferiores a 2 mg/l fue verificada también por Depettris *et al.* (1995).

El aporte de materia orgánica proveniente de frigoríficos y criaderos de cerdos, los basurales espontáneos que se desarrollan en sus costas, los aportes esporádicos de nutrientes, las descargas de efluentes industriales, los derrames cloacales y los cierres temporarios para el control de inundaciones fueron identificados como las causas más importantes de la contaminación orgánica y química. Estos factores degradan la calidad del agua para consumo humano y reducen la posibilidad de su uso para fines recreativos.

En resumen, el río recibe desechos agrícolas, industriales, cloacales y pluviales. La intensidad de polución y la baja capacidad de autodepuración inhabilitan el río tanto para el uso recreativo como para el consumo. Las descargas influyen en la calidad del agua, provocan un incremento de la temperatura de la misma, pH excesivamente alto o bajo, aumento de la concentración de sales disueltas y elevado contenido de materia orgánica.

La magnitud del asentamiento poblacional desordenado y el desarrollo industrial periférico introdujeron modificaciones intensas en el sistema natural que imponen un alerta y la necesidad de plantear programas de conservación y defensa de largo plazo, teniendo en cuenta que el diagnóstico es sólo el inicio para plantear soluciones de carácter continuo.

Sitios de muestreo

El área involucrada en este estudio abarcó la parte activa de la cuenca. La selección de los sitios de muestreo tuvo en consideración la inclusión de estaciones poco influenciadas por la urbanización, localizadas en los departamentos Sargento Cabral y General Donovan, y otras que incluyeran áreas urbanas, en los departamentos Libertad y San Fernando (Figura 1). Las muestras se obtuvieron en el área litoral vegetada.

Los cinco sitios seleccionados fueron:

SV: localizado en Puente Salto La Vieja, Colonia Elisa, (27°06'49"S, 59°08'44"W), Departamento Sargento Cabral (Lámina I).

LE: Puente sobre ruta provincial N° 32, aguas arriba de La Escondida, (27°06'32"S, 59°27'23"W), Departamento General Donovan (Lámina II).

R16: 3 km al N de la localidad de Makallé, intersección del cauce con el puente sobre la ruta 16, (27°13'08"S, 59°13'14"W), Departamento General Donovan (Lámina III).

PT: Puente de acceso a la localidad de Puerto Tirol, (27°22'26"S, 59°05'02"W), Departamento Libertad (Lámina IV).

PS: Puente Ejército Argentino, localizado en el acceso a la ciudad de Resistencia, (27° 25' 47"S, 58° 57' 45"W), Departamento San Fernando (Lámina V).

El río, hasta R16, no está sometido a los procesos de alteración antrópica tan intensa como sucede desde PT hasta su desembocadura. Los dos últimos sitios reciben la mayoría de las descargas de contaminación de las ciudades que atraviesa y de gran parte del AMGR.

Características físico-químicas de los sitios durante el período de estudio

La planicie chaqueña estuvo influenciada desde setiembre de 1997 hasta agosto de 1998 por el fenómeno "El Niño" que provocó intensas lluvias especialmente en la cuenca inferior. En setiembre de 1998 comenzó el fenómeno opuesto con una marcada disminución de las precipitaciones y por lo tanto del caudal de los ríos que la atraviesan.

En el periodo enero de 1999 - diciembre de 2002 las lluvias fueron marcadamente estacionales. Entre los meses de octubre y abril se registró el 85% de las precipitaciones anuales, en tanto que el período seco se concentró entre mayo y septiembre. Durante el período de estudio los más bajos aportes se produjeron en los años 1999 y 2001, que correspondieron a una sequía extrema (Figuras 2, 3, 4). Estas escasas precipitaciones no se registraban desde 1978.

Las precipitaciones promedio de los años 1999 y 2001 fueron similares (933,7 mm y 999,7 mm, respectivamente), mientras que la lluvia caída en el

año 2002 duplicó esos valores, con un promedio de 1801mm (Figura 5). Los datos de las precipitaciones corresponden a registros efectuados por la Administración Provincial del Agua (APA), en las estaciones pluviométricas ubicadas en las localidades: La Escondida, Makallé, Puerto Tirol y Resistencia, situadas en las márgenes de la cuenca, cercanas a los sitios muestreados.

Las alturas hidrométricas medias del río Paraná, medidas en el puerto de Barranqueras, tuvieron valores inferiores a 6 m (Dirección de vías navegables, Puerto de Barranqueras). En setiembre de 2001 se registró el mínimo nivel de la regla hidrométrica (1,67 m) y en febrero del mismo año alcanzó el máximo (4,87 m). El desagüe del río Negro fue normal y no se verificaron inundaciones en la planicie lateral de la margen derecha del río Paraná.

En las mediciones de las características limnológicas efectuadas en el período de estudio, la profundidad en SV fluctuó entre 54 cm durante el período de escasos aportes de lluvia y 310cm en mayo de 2002 después del período lluvioso (Poi de Neiff *et al.*, 2003). En LE y PT se registraron diferencias semejantes (entre 50 cm y 500 cm), en los otros sitios muestreados los registros fueron fluctuantes (Tabla V).

Durante el período de aguas bajas la medida del Disco de Secchi igualó a la profundidad en SV, en tanto que en abril 2002 la transparencia representó el 10% de la profundidad. En LE la relación profundidad/transparencia tuvo mayores fluctuaciones, sin embargo, con posterioridad al periodo de lluvias (marzo de 2000 y abril 2002) la transparencia disminuyó hasta representar sólo el 13% de la profundidad total.

Los valores de pH variaron desde próximo al punto neutro durante el verano (noviembre 1999, enero 2000 y diciembre 2002), a ligeramente ácido en marzo 2000 y abril 2002 y levemente alcalino en las restantes fechas de muestreo. La temperatura del agua osciló entre 14°C y 31°C, dependiendo de la estacionalidad climática, con mínimos en agosto de 2000 y máximos en diciembre de 2002 (Tabla V).

La concentración de oxígeno disuelto en agua varió entre 0,6 mg.l⁻¹ y 7,4 mg.l⁻¹, según el sitio y fecha de muestreo (Tabla V). Los valores más frecuentes fluctuaron en los rangos de 0,6 a 1,9, 3,1 a 3,8 y 4,2 a 5,3 mg.l⁻¹, medidos en el 70% (24/35) de las muestras. El oxígeno disuelto se incrementó

desde SV hasta PT pero disminuyó nuevamente en Puente Ejército Argentino (PS) y Puente San Martín (PB).

El valor mínimo de oxígeno registrado en SV en enero de 2000 correspondió al 7,5 % de la saturación de oxígeno a la temperatura del agua de la muestra. En este sitio predominan condiciones de aguas quietas y abundante vegetación, por lo tanto el oxígeno disuelto es consumido durante los procesos de descomposición de la materia orgánica. Los porcentajes más elevados de saturación de oxígeno fueron registrados en julio 2001 (44%, 75% y 83%, en SV, R16 y PT, respectivamente). En LE el porcentaje llegó a 65% en agosto de 2000. El porcentaje de saturación rara vez superó el 65% y llegó a 79,7% en LE en noviembre 1999 (Tabla V).

La oxidabilidad del permanganato de potasio, como indicadora de la materia orgánica particulada y disuelta fue variable (Tabla V). Los registros más bajos se midieron en SV y LE, mientras que en el 38% de las muestras provenientes de PT se produjo un incremento importante de materia orgánica que resultó 2 a 6 veces superior al del sitio anterior. El contenido de materia orgánica ($DQO > 385 \text{ mg.l}^{-1}$) fue muy alto en enero de 2000 en PT.

La conductividad eléctrica y la salinidad del agua, expresada como la suma de los iones mayoritarios, aumentaron desde el primer sitio muestreado hacia los sitios más poblados (PT y PS), en los meses de escasos aportes de lluvias (Tablas V y VI). La situación se invirtió con posterioridad a las lluvias en las que ambas variables disminuyeron desde SV a PT. El efecto de dilución del agua se manifestó en valores más bajos de conductividad medidos en marzo 2000 y abril 2002, con respecto a los meses en los que hubo escasos aportes. Los valores de conductividad eléctrica fueron muy altos durante el período de sequía extrema en los sitios con influencia antrópica (PS y PT).

La salinidad fluctuó entre $82,7 \text{ mg.l}^{-1}$ y 6499 mg.l^{-1} , correspondientes a octubre y julio de 2001, respectivamente, valores medidos en la localidad de Puerto Tirol (Tabla VI) y fue relativamente más baja en el tramo superior.

La concentración de los iones mayoritarios en solución tuvo frecuentes cambios en su magnitud y proporción y dieron lugar a distintos tipos iónicos en diferentes fechas de muestreo (Tabla VI). En noviembre de 1999 las aguas fueron sulfatadas sódicas, mientras que en marzo de 2000 y abril 2002 el agua fue predominantemente bicarbonatada sódica. Asimismo se clasificaron tipos intermedios, tales como bicarbonatadas cloruradas sódicas, cloruradas

sódicas, sulfatadas bicarbonatadas sódicas o bicarbonatadas sulfatadas sódicas.

El contenido de sulfatos y cloruro fue elevado en los sitios del tramo inferior (PT y PS). Entre noviembre de 1999 y agosto 2000 la concentración de nitrato más nitrito no superó $85 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, y sólo en PT se registraron $125 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. En octubre 2001 y diciembre 2002 los valores fueron muy elevados en R16, PT, PS y PB. En estos sitios y fechas también fue alta la concentración de amonio (Tabla VI).

El contenido de fósforo total fluctuó entre 75 y $1300 \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ con los valores máximos en SV en agosto 2000, en LE durante enero 2000 y octubre 2001, y en LE y R16 en diciembre 2002.

En los sedimentos de fondo, extraídos simultáneamente en agosto de 2000 en SV, LE, R16 y PT, no se encontraron residuos de plaguicidas. En las determinaciones de metales pesados no se detectó presencia de plomo y cadmio, en cambio se registró entre 14 y $22 \mu\text{g}$ de cromo total por gramo de sedimento seco. Este metal es muy utilizado en la industria de las curtiembres pero es sugestiva su presencia en los sitios localizados aguas arriba de estos establecimientos. En el sedimento, el cromo es rápidamente absorbido por la materia orgánica y en condiciones de alcalinidad el cromo 6 (tóxico) se transforma en cromo 3 formando compuestos no tóxicos. Esto podría indicar que el cromo incorporado al sedimento tiene menor acción tóxica. Sin embargo, la acidificación o la oxigenación de la interfase sedimento-agua pueden transformar nuevamente el cromo3 en cromo6.

Tabla I. Parámetros físico químicos de las aguas del río Negro en distintas estaciones. 1973. Análisis efectuado por Laboratorio de Obras Sanitarias de la Nación (Franco y Sotelo Maciel, 1995).

Estación de muestreo	Fecha	Alcalinidad Ppm	Cloruros ppm	Nitritos ppm	Nitratos ppm	O₂ disuelto ppm	O₂ consumido ppm
La Escondida		200	88	<0,002	0,04	8,4	26
Ruta 16	1973	250	120	<0,002	0,03	6,0	31
Puerto Tirol		200	160	<0,002	<0,01	7,0	3,7
Puente Ejército Argentino		90	70	<0,002	<0,01	8,6	30

Tabla II. Registros mínimos y máximos de parámetros físico químicos de las aguas del río Negro en algunas estaciones. 1979-1982. Análisis efectuado por Dirección de Preservación y Ordenamiento, Provincia del Chaco (Olivares, 1982).

Estación	Fecha		Conductividad ppm	Cloruros ppm	Alcalinidad ppm	Nitritos ppm	Nitratos ppm	O ₂ disuelto ppm	DQO ppm	Tanino ppm
La Escondida	1979-1982	Mínimo	110	2	58	0,025	1	1	19	0
		Máximo	469	16	176	0,2	27	7,4	40	2,5
Puerto Tirol		Mínimo	88,5	2	40	0	0,5	0,4	22	0,5
		Máximo	1617	280	180	0,03	70	6,3	100	20
Puente Ejército Argentino		Mínimo	94	2	40	0	1,5	1,6	16,5	0
		Máximo	516	124	132	0,6	35	7,6	60	12
Puente San Martín		Mínimo	96	7	36	0	1	2,5	16,6	0
		Máximo	516	64	114	0,12	25,6	5,5	65	25

DQO: demanda química de oxígeno

Tabla III. Parámetros físico-químicos de las aguas del río Negro en algunas estaciones, 1979-1982. Análisis efectuado por Laboratorio de aguas de la Provincia del Chaco (Franco y Sotelo Maciel, 1995).

Estación	Fecha	Conductividad ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	Cloruros ppm	Alcalinidad ppm	Nitritos ppm	Nitratos ppm	O ₂ disuelto ppm	O ₂ consumido ppm	Tanino ppm	Fosfatos Ppm
LE	Mínimo	132	4	58	0	3,6	2	27,7	0	-
	Máximo	180	10	80	0,025	2,6	5,4	45,5	2,5	-
PT	Mínimo	105	6	40	0	1,6	1,4	28,3	3,1	-
	Máximo	382	72	72	0,02	23,5	5,4	100	20	-
PS	Mínimo	285	30	79	<0,001	1,8	2,7	27	12	-
	Máximo	412	62	108	0,005	25,6	3,2	60	12	-
PB	Mínimo	112	10	36	0,001	2,4	2,8	22	2,7	-
	Máximo	312	30	108	0,005	73,5	5,5	65	9	-
LE	Mínimo	110	2	64	0	12	1	23	0,7	0,15
	Máximo	185	6	80	0,02	27	4,5	38	1,4	1
PT	Mínimo	160	2	58	0	2	0,4	64	4	0,5
	Máximo	263	26	80	0,03	70	3,7	78	6,2	2,5
PS	Mínimo	110	7	45	0,02	9	2,5	32	3,1	0,3
	Máximo	192	9	50	0,12	15,7	3,2	48	25	0,4
LE	Mínimo	354	16	32	<0,002	1,5	0,6	6	0	-
	Máximo	408	196	200	0,25	8	2	20	1	-
PT	Mínimo	385	60	80	<0,002	1,5	0	24	1	-
	Máximo	1925	368	280	0,2	28	2	62	20	-
PS	Mínimo	154	28	30	<0,002	0	0	11	0	-
	Máximo	1309	210	210	0,6	25	2,8	25,9	2	-
PB	Mínimo	207	20	70	<0,002	0	0,8	0	0	-
	Máximo	592	80	120	0,02	9	6	18	1	-

LE: La Escondida

PT: Puerto Tirol

PS: Puente Ejército Argentino

PB: Puente San Martín

Tabla IV. Parámetros físico-químicos de las aguas del río Negro en algunas estaciones, 1993-1994. Análisis efectuado por Laboratorio de aguas de la Provincia del Chaco (Franco y Sotelo Maciel, 1995).

Estación	Fecha	Conductividad ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	Cloruros ppm	Nitritos ppm	Nitratos ppm	Fosfatos ppm	O ₂ disuelto ppm	DQO ppm	Tanino ppm	Coliformes Ppm
LE	Mínimo	171	16	<0,002	<1	<0,1	1	28	0,02	<2
	Máximo	1264	110	0,008	4,8	1,5	9,5	120	3	11000
PT	Mínimo	797	104	<0,002	1	0,1	1,2	40	0,25	800
	Máximo	9940	2300	0,06	5,4	0,5	7	280	35	4500
PS	Mínimo	300	56	<0,002	1	0,1	0,6	20	0,15	<2
	Máximo	8600	1760	1	8,6	5,38	6	96	7	54000
PB	Mínimo	336	60	<0,002	<1	0,2	0,7	24	0,1	<2
	Máximo	8290	1700	1,5	6,3	5,38	6,2	48	7	54000
LE	Mínimo	183	18	<0,002	<1	0,35	3	-	0,6	<2
	Máximo	1065	70	0,008	9	1,2	7	-	2,5	<20
PT	Mínimo	260	30	<0,002	<1	0	1,1	12	0,6	-
	Máximo	7090	1500	0,01	16,9	0,3	6,5	200	2,5	-
PS	Mínimo	264	44	<0,002	1	0,3	0,9	1	0,7	<2
	Máximo	6710	1470	1,4	10,8	0,6	5,4	64	10	1500
PB	Mínimo	389	44	<0,002	<1	0,1	1,3	-	0,2	240
	Máximo	5160	1100	1	12,9	0,35	6,8	-	4	1500

LE: La Escondida

PT: Puerto Tirol

PS: Puente Ejército Argentino

PB: Puente San Martín

Tabla V. Características físico químicas del agua en los distintos sitios y fechas de muestreo, Río Negro 1999-2002, Análisis efectuados en CECOAL (Poi de Neiff *et al.*, 2003).

Estación	Fecha	pH	Temperatura	O2 disuelto	O2 saturado	Transparencia	Profundidad	Conductividad	DQO	
			(°C)	(mg/l)	(%)	(cm)	(cm)	($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	(mg.L ⁻¹)	Part.
nov-99										
SV		6,7	19	2,2	23,7	54	54	1150	20	16
LE		7,2	21	5,2	79,7	27	65	1500	25	22
R16		7,5	21	7,1	58,4	35	126	2000	54	50
PT		7,5	22,8	-	-	44	50	7100	345	275
en-00										
SV		6,9	27	0,6	7,5	28	28	1600	145	65
LE		7,1	27	3,2	40,1	47	50	1850	192	145
R16		7,0	27	1,7	21,3	21	50	1900	160	90
PT		7,1	27	0,6	7,5	43	45	7500	385	185
PS		7,1	29	-	-	-	-	10500	-	-
mrz-00										
SV		6,8	22	0,7	8,00	51	51	570	38	25
LE		6,7	22	4,2	48,0	32	90	310	56	48
R16		6,4	22	1,2	13,7	s/d	s/d	140	55	51
PT		7,4	22	4,2	48,1	17	s/d	130	57	55
PS		6,4	24	1,2	14,2	9	s/d	230	38	36
PB		7,3	24	1,9	22,5	11	50	288	46	33
ag-00										
SV		7,4	14	2,2	21,3	112	112	800	40	28
LE		7,0	14	6,7	64,9	46	85	480	46	40
R16		7,6	15	4,4	43,6	16	109	270	34	28
PT		7,6	15	6,4	63,5	8	60	700	74	68
PS		7,7	20	3,2	35,2	18	s/d	2400	s/d	s/d
PB		7,7	20	4,2	46,2	18	90	1700	s/d	s/d

continúa

continuación

Estación	Fecha	pH	Temperatura	O2 disuelto	O2 saturado	Transparencia	Profundidad	Conductividad	DQO	
			(°C)	(mg/l)	(%)	(cm)	(cm)	($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	(mg.L ⁻¹)	Part.
Jul-01									Part.	Dis.
SV		7,4	18,3	4,2	44,4	54	54	800	34	30
R16		8,4	20	6,8	74,8	25	42	1440	120	50
PT		7,7	21,2	7,4	83,1	27	110	6000	350	150
Oct-01										
SV		7,4	21,5	3,1	34,8	55	92	1200	42	37
LE		7,8	21,2	3,8	42,6	38	41	950	50	47
R16		7,6	22	2,8	32,0	11	75	810	41	38
PT		6,9	22,2	5,3	60,6	9	120	190	45	41
PS		7,3	22	1,7	19,4	16	64	3300	215	100
PB		7,4	23	1,7	19,8	15	170	1870	68	35
Ab-02										
SV		7,4	20	2,5	27,5	30	310	250	42	37
LE		6,8	21	3,3	37,0	67	500	100	25	23
R16		6,7	21	3,7	41,5	60	s/d	100	29	24
PT		6,8	21,8	4,8	54,9	32	s/d	85	26	21
PS		s/d	s/d	s/d	s/d	s/d	s/d	s/d	s/d	s/d
PB		s/d	s/d	s/d	s/d	s/d	s/d	s/d	s/d	s/d
Dic-02										
SV		7,2	29	2,1	27,3	40	77	1400	s/d	s/d
LE		7,1	29	3,8	49,4	31	54	670	s/d	s/d
R16		7,1	31	3,8	51,1	15	54	900	s/d	s/d
PT		s/d	s/d	s/d	s/d	s/d	s/d	s/d	s/d	s/d
PS		6,9	31	2,0	26,9	12	61	3300	s/d	s/d
PB		s/d	s/d	s/d	s/d	s/d	s/d	s/d	s/d	s/d

Tabla VI. Principales características químicas del río Negro según sitios y fechas de muestreo. Río Negro 2001-2002, Análisis efectuados en CECOAL (Poi de Neiff *et al.*, 2003).

	Bicarbonato (mg.L ⁻¹)	Cloruro (mg.L ⁻¹)	Sulfato (mg.L ⁻¹)	Calcio (mg.L ⁻¹)	Magnesio (mg.L ⁻¹)	Sodio (mg.L ⁻¹)	Potasio (mg.L ⁻¹)	Nitrato + nitrito (µg.L ⁻¹)	Amonio (µg.L ⁻¹)	Fosfato (µg.L ⁻¹)	Fósforo Total (µg.L ⁻¹)
Noviembre 1999											
SV	95	34	198	46	3	120	34	10	30	730	750
LE	109	57	186	41	5	125	30	30	40	645	650
R16	128	122	315	75	5	200	45	80	40	440	450
PT	130	1000	2980	200	15	1500	110	70	100	170	190
Enero 2000											
SV	60	40	15	1,2	0,3	80	7,0	5	5	870	900
LE	75	65	18	1,0	0,4	80	5,6	10	40	1100	1150
R16	80	55	20	1,0	0,3	80	7,0	75	35	650	650
PT	161	1215	2170	180	170	1100	390	45	20	390	400
Marzo 2000											
SV	300	21	60	30	1,5	75	2	5	5	965	1000
LE	190	8,2	18,6	15	1,5	48	2	20	5	845	900
R16	93	4,5	5,4	17	0,6	28	2,3	30	10	710	750
PT	78	6,7	4,4	15	0,6	25	2,2	45	5	500	495
PS	46	8	7,2	2,4	0,2	20	2	10	45	175	180
PB	56,5	11	5,4	2,6	0,3	25	2,4	10	75	195	200
Agosto 2000											
SV	95	39	250	47	1,9	125	3,1	5	10	1155	1200
LE	112	20	27	9	0,8	42	1,7	85	5	390	400
R16	132	12	25	15	1	45	2	20	5	560	550
PT	87	129	86	96	3,8	213	13,8	125	10	372	370
Julio 2001											
SV	264	52	270	75	40	123	81	10	10	185	180
R16	225	60	311	53	43	145	145	10	30	95	100
PT	254	1885	1720	370	260	1200	810	30	150	30	30
Octubre 2001											
SV	299	90	250	55	5	250	10	10	35	1165	1200
LE	212	45	150	45	4	100	24	40	30	1120	1200
R16	132,5	62	83,5	27,5	2,5	130	5,5	120	75	575	580
PT	34,5	10	6,7	14	0,5	15,5	1,5	240	85	325	320
PS	1200	350	658	90	10	800	80	310	350	200	200
PB	935	182	90	45	5	415	40	415	505	265	260
Abril 2002											
SV	99,8	37	40	15	0,7	30	50	90	185	662	660
LE	49,5	14,5	3,5	3,3	0,2	5,1	24	45	20	345	345
R16	48,5	10,5	3,5	3,3	0,1	5	24	40	30	450	450
PT	42,4	12	1,5	2,5	0,1	4,3	24	40	30	490	495
Diciembre 2002											
SV	330	290	130	14,3	2,25	99	91	160	85	1340	1300
LE	161	70	40	11,2	0,70	39	91	150	90	1195	1200
R16	179	170	38	39,0	1,25	70	110	480	130	1150	1200
PB	141	1285	268	75,0	6,00	250	500	200	360	477	500

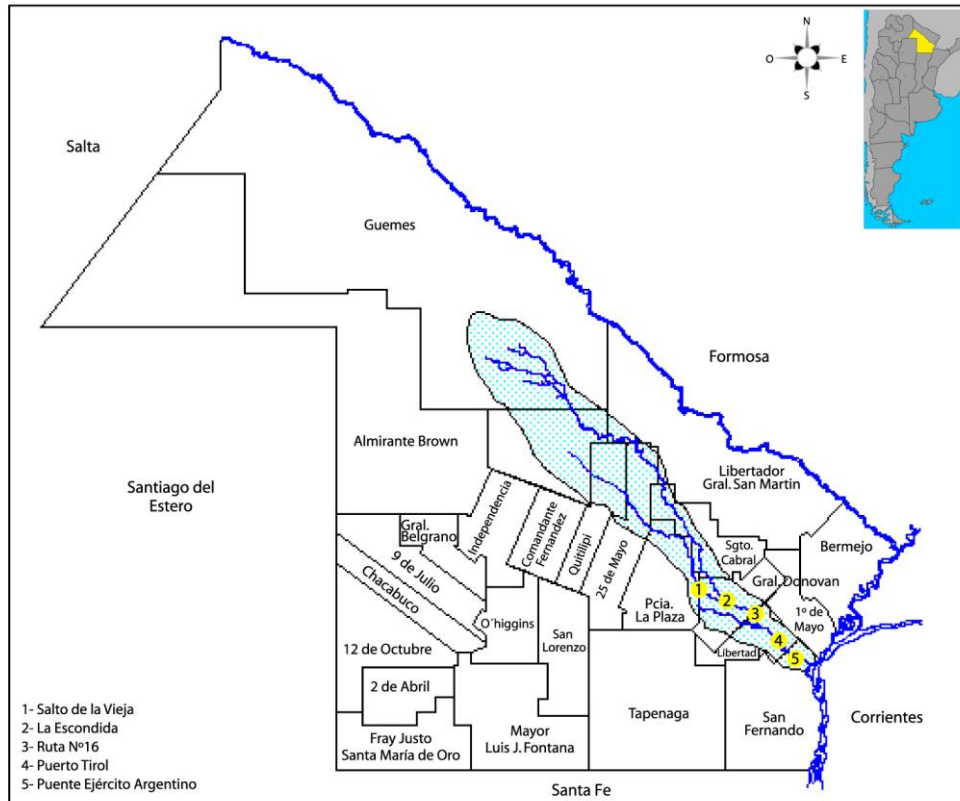


Figura 1. Ubicación geográfica del área de estudio. Localización de los sitios de muestreo. Río Negro. Provincia del Chaco. 1999-2002.

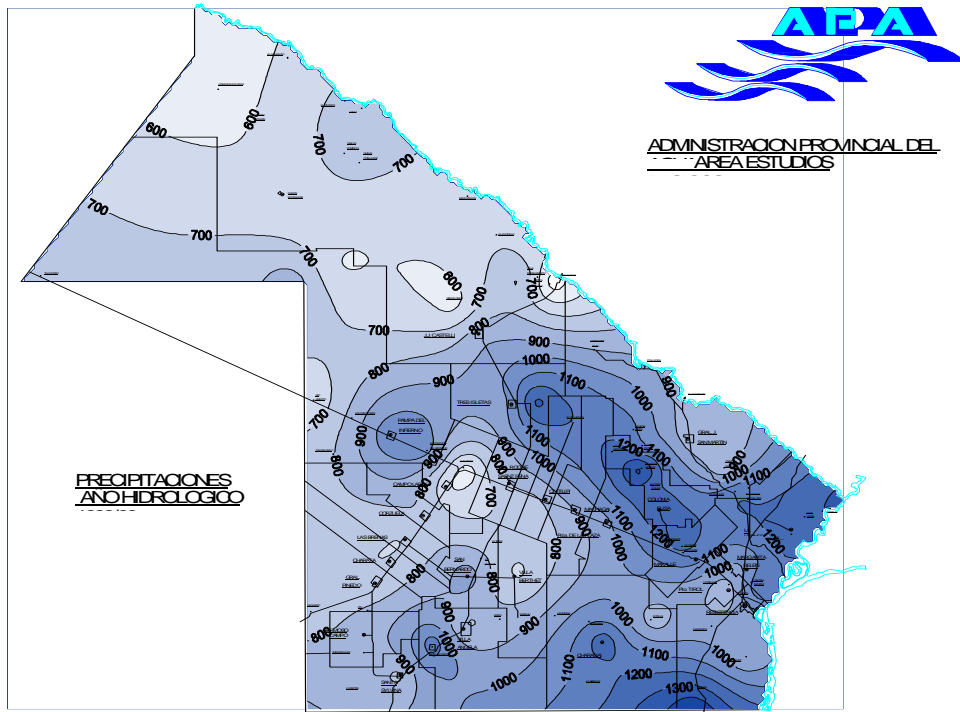


Figura 2- Isohietas correspondientes al período 1999 – 2000. Provincia del Chaco.

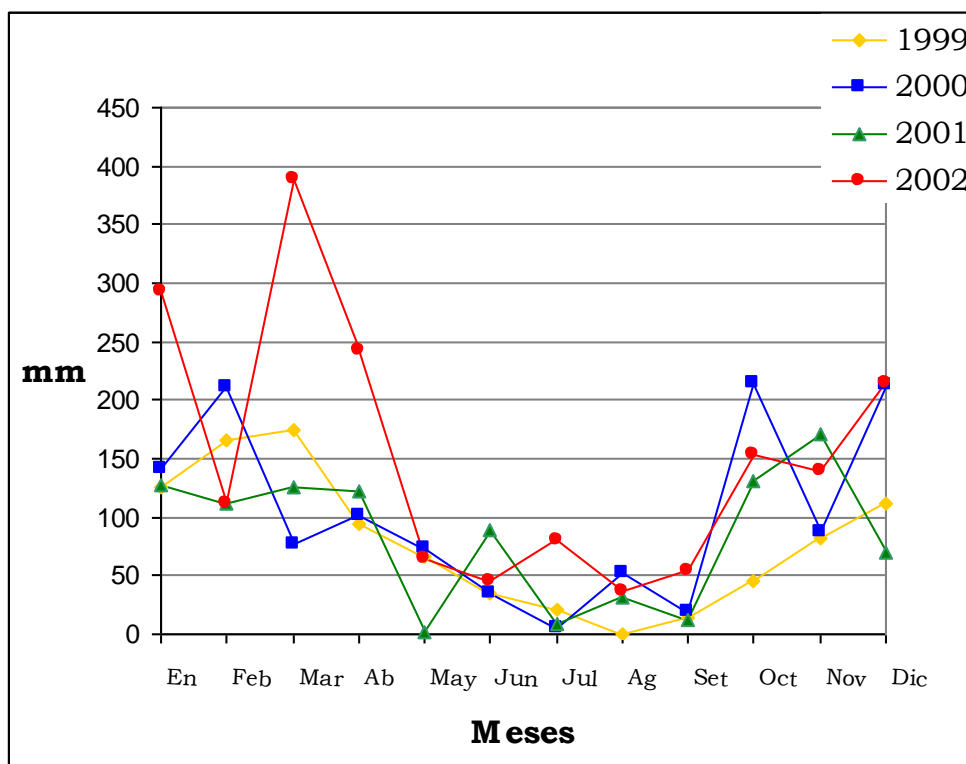


Figura 5. Precipitaciones promedio de los años 1999-2002 registradas en la cuenca del Río Negro. Provincia del Chaco.



Figura 1



Figura 2

Lámina I. Tramo medio de la cuenca, Salto La Vieja. Figura 1: en el período de estiaje. Figura 2: en el período de lluvias. Río Negro. Provincia del Chaco. 1999-2002.



Figura 1



Figura 2

Lámina II. Tramo medio de la cuenca, La Escondida. Figura 1: en el período de estiaje. Figura 2: en el período de lluvias. Río Negro. Provincia del Chaco. 1999-2002.



Figura 1



Figura 2

Lámina III. Tramo medio de la cuenca, Ruta 16. Figura 1: en el período de estiaje. Figura 2: en el período de lluvias. Río Negro. Provincia del Chaco. 1999-2002.



Figura 1



Figura 2

Lámina IV. Tramo inferior de la cuenca, Puerto Tirol. Figura 1: en el período de estiaje. Figura 2: en el período de lluvias. Río Negro. Provincia del Chaco. 1999-2002.



Figura 1



Figura 2

Lámina V. Tramo inferior de la cuenca, Puente Ejército Argentino. Figura 1: en el período de estiaje. Figura 2: en el período de lluvias. Río Negro. Provincia del Chaco. 1999-2002.

CAPÍTULO II

MATERIALES Y MÉTODOS

Los muestreos se realizaron en cinco sitios localizados entre el inicio del tramo activo y la desembocadura del río Negro. Tres de estos sitios pertenecen al tramo medio de la cuenca, Salto La Vieja (SV), La Escondida (LE) y Ruta 16 (R16) y dos al tramo inferior, Puerto Tirol (PT) y Puente Ejército Argentino (PS). En todos se observó un nutrido desarrollo de la vegetación arraigada emergente al inicio de los muestreos.

Se obtuvieron 64 muestras entre Noviembre 1999 y Diciembre 2002 en la vegetación dominante en cada sitio.

Trabajo de campo. Método de muestreo

Los muestreos contemplaron la toma de datos en períodos de escasas precipitaciones (noviembre de 1999, enero, marzo y agosto de 2000, julio y octubre de 2001), y en períodos lluviosos (abril y diciembre 2002). Lamentablemente, durante el transcurso de la investigación el área estuvo afectada por el fenómeno de La Niña, evento que comenzó en 1998 y perdura hasta la fecha. El río se mantuvo en estiaje la mayor parte del tiempo de estudio, sin crecientes de magnitud como las que se registraron en 1997, lo que impidió la obtención de datos en situaciones hidrológicas más contrastadas.

La vegetación y su fauna se colectaron con una red sostenida por un mango de 2m de longitud. La malla de la red tiene una apertura máxima de 250 μm , el aro metálico 35 cm de diámetro y delimita una superficie de 962 cm^2 . Esta superficie fue definida como área mínima en estudios de invertebrados asociados a la vegetación en el Sudeste del Chaco (Poi de Neiff y Neiff, 1984). Asimismo, se destaca que la Agencia de Protección Ambiental de EEUU, recomienda para el muestreo de invertebrados una red en forma de D con 36 cm de diámetro que representa una superficie muy semejante a la utilizada en este trabajo (USEPA, 2002).

La red se sumergió desde la margen del río por debajo de la superficie del agua, se colectó la vegetación y se desecharon las plantas que se proyectaban por fuera del aro. La vegetación y los artrópodos se trasvasaron a bolsas de polietileno, se fijaron en el sitio de muestreo con una solución de formaldehído al 4% durante 24 horas, se trasladaron al laboratorio para su procesamiento y se preservaron en alcohol 70%.

La abundancia de las colectividades de invertebrados asociados a la vegetación presenta en general grandes desvíos de la media y altos coeficientes de variación, una de cuyas causas es la dificultad en procesar un número elevado de muestras debido al tiempo que insume procesarlas.

En cada fecha y sitio de muestreo se tomaron entre 3 y 4 réplicas, aunque en algunas situaciones este número fue menor ($n=2$), debido a la insuficiente extensión de la carpeta vegetal. Cuando se contabiliza en el muestreo previo una densidad de artrópodos superior a 10000 individuos por metro cuadrado, en un área mínima de 900 cm², se aconseja efectuar tres réplicas en estudios de colectividades de invertebrados asociados a la vegetación, (Downing y Cyr, 1985).

Trabajo de laboratorio

El procesamiento de las muestras incluyó la separación de los invertebrados de la vegetación y del detrito, la que se efectuó lavando las plantas sobre tamices de 1mm y 500µm de apertura de malla. El producto obtenido fue teñido con una solución acuosa de rosa de bengala al 1% (Blanco-Belmonte *et al.*, 1998) y separado manualmente de las plantas y del detrito. El material proveniente del tamiz de 1mm se revisó en su totalidad y el retenido en el tamiz de 500µm se llevó a volumen constante (250 ml) y se analizaron alicuotas que representaron el 20% del volumen total. Los artrópodos retenidos en los citados tamices se conservaron en alcohol 70° y posteriormente se cuantificaron e identificaron.

Las plantas se secaron en estufa a 105°C durante 96 horas para obtener el peso seco constante. Se clasificaron por observación directa y con el empleo de claves sistemáticas (Pott y Pott, 2000).

La identificación taxonómica de los invertebrados se efectuó con un microscopio estereoscópico Olympus SZ9 y mediante claves sistemáticas

(Bachmann, 1981; Angrisano y Korob, 2001; Battistoni, 1995; Domínguez. *et al.*, 1995; Lopretto, 1995; Paggi, 1995; 2001; Trémouilles *et al.*, 1995; Merritt y Cummins, 1996; Fernández y Domínguez, 2001; Oliva *et al.*, 2002).

Algunos taxones se identificaron con la ayuda de los especialistas que se citan a continuación: Dr Miguel Archangelsky (Coleoptera), Dr. Axel Bachmann (Hemiptera y Coleoptera), Dr. Eduardo Domínguez (Ephemeroptera), Dra. Analía Paggi (Chironomidae), Dra. Cristina Armúa (Belostomatidae), Dra. Margarita Frutos (Cladocera), Dra. Estela Lopretto y Dr. Collins P. (Paleomonidae y Trychodactylidae).

La identificación a nivel genérico o específico no siempre fue factible, a veces porque se encontraron individuos en los primeros estadios ninfales y larvales, y no se dispone de claves de nivel específico para estadios inmaduros. Esta dificultad se resolvió reportando, para algunos grupos faunísticos, riqueza supraespecífica, morfoespecies o bien UTR (unidad taxonómica reconocible). La identificación de morfoespecies está basada en un patrón morfológico definido, constante e independiente del tamaño, distinguible de los otros patrones morfológicos (Rosenberg y Resh, 1996; Metzeling *et al.*, 2003).

Análisis de la abundancia temporo-espacial de los artrópodos asociados a macrófitas

Se elaboraron matrices de datos con el número de ejemplares obtenidos de cada morfoespecie en los cinco sitios para cada uno de los ocho meses de muestreo.

La densidad de los artrópodos se expresó como número de individuos por metro cuadrado cubierto por la vegetación (ind.m^{-2}) y número de individuos por 100g de materia vegetal seca (ind.100g^{-1}). La comparación entre las dos expresiones de densidad permite verificar si los incrementos se deben al aumento de las poblaciones animales o al aumento de biomasa vegetal (Poi de Neiff y Carignan, 1997). La abundancia total del material proveniente del tamiz de 500 μm se calculó multiplicando por cinco lo obtenido en las alícuotas.

Se estimaron la frecuencia y la abundancia relativa de las poblaciones que componían las colectividades de artrópodos. El grado de dominancia se

estableció según los valores de abundancia relativa (Correia y Trivinho-Strixino, 1998; Smith *et al.*, 2003). Asimismo cada taxón se categorizó según la frecuencia de hallazgo en el total de muestras (Velasco *et al.*, 1993).

Los rangos de valores se adaptaron al presente estudio y se asignaron las siguientes categorías:

Tabla 1. Categorización de los taxones según su abundancia

Categoría	Abundancia relativa	Color asignado
Eudominante	> 10%	negro
Dominante	5-10%	azul
Subdominante	2-5%	rojo
Recesivo	1-2%	verde
Subrecesivo	< 1%	amarillo

Tabla 2. Categorización de taxones según su frecuencia

Categoría	Frecuencia
Constante (C)	> 50%
Ocasional (O)	30% – 50%
Esporádico (E)	15% – 30%
Escaso (S)	< 15%

La abundancia de taxones se describió según modelos de distribución: geométrico, logarítmico, log-normal y de vara quebrada y se representó en gráficos cartesianos de rango-abundancia para cada sitio para comprobar las variaciones espaciales.

Los taxones numéricamente más representativos, con abundancia superior a 3%, fueron considerados para graficar la abundancia relativa en cada fecha de muestreo.

Análisis de la diversidad alfa, beta y gamma

La estructura de la colectividad se analizó en términos de riqueza y diversidad de unidades taxonómicas reconocibles (UTR), unidades sistemáticas (US) o morfoespecies.

Se consideraron tres niveles espaciales en el cálculo de la diversidad, cada sitio de muestreo (diversidad alfa: α), la tasa de cambio de la riqueza de especies entre sitios localizados en el gradiente longitudinal del río (diversidad beta: β) y la diversidad de toda el área (diversidad gamma: γ).

La diversidad total se calculó con los índices de Margalef ($D_{Mg} = S-1/\ln N$), de Shannon – Wiener ($H' = -\sum p_i \ln p_i$) en base exponencial, y el índice de dominancia de Simpson ($\lambda = \sum p_i^2$). Se calculó también el índice alfa de Williams ($S = \ln(1+N/\alpha)$) que es independiente del tamaño muestral (Moreno, 2001).

Se midió la equitatividad de Pielou ($J' = H'/H'_{max}$) y la dominancia con el índice de Berger-Parker ($d = N/N_{max}$). Todos los análisis se realizaron con el programa estadístico Biodiversity Pro (McAleece *et al.*, 1997).

La variación espacial de los parámetros que definen la estructura de la comunidad se analizó en el mes en el que se obtuvieron datos para todos los sitios estudiados (enero 1999). La influencia de la estacionalidad se evaluó comparando los mismos parámetros en: SV, LE y R16 en noviembre (precipitaciones escasas) y abril (incremento de precipitaciones).

La afinidad entre los sitios muestreados se calculó mediante índices de similitud (Moreno, 2001) tanto cualitativos: Jaccard ($I_J = c/a+b-c$) y Sorensen ($I_S = 2c/a+b$), como cuantitativos: Bray-Curtis ($I_{B-C} = 2 \sum p_i \min(a_i, b_i) / (a+b)$) y Morisita-Horn ($I_{M-H} = 2 \sum (a_i \times b_j) / (a+b)(a \times b)$).

La beta diversidad se estimó también con el índice de reemplazo de Whittaker según la modificación de Harrison, (Magurran, 2004)

$$\beta = \{(S/\alpha) - 1\} / (N-1) * 100,$$

S= número total de especies registradas, α = riqueza específica promedio, N= número de sitios. La medida tiene un rango de 0, cuando no hay intercambio de especies entre sitios, a 100, que indica que cada sitio tiene una composición faunística distinta.

Este índice fue usado para estimar la tasa de cambio entre todos los sitios, considerando la riqueza de especies registrada en todas las fechas de

muestreo. Se estimó también la beta diversidad entre sitios del tramo medio analizando por separado ambas situaciones hidrológicas.

Se efectuó un análisis de similitud de conglomerados mediante agrupamiento completo (UPCA, Unweighted- pair group complete average), usando las distancias de Jaccard, (basada en una matriz de presencias-ausencias) y los valores del índice de Bray Curtis, (con datos de abundancia).

Se representó, a través de dendrogramas, la similitud faunística entre sitios, analizando la afinidad entre sitios con la totalidad de los datos y también considerando los meses con distinta intensidad de precipitación.

La diversidad gamma se analizó en base a sus componentes alfa y beta, aplicando la fórmula propuesta por Lande (1996) fundamentada en el índice de Shannon,

$H'_{\text{gamma}} = H'_{\text{beta}} + \text{alfa promedio}$, donde

$$H'_{\text{beta}} = -\sum P_i \ln P_i - \sum q_j H_j$$

Alfa promedio corresponde al promedio del índice de Shannon de los distintos sitios.

La riqueza específica del área se estimó con distintas técnicas, de acuerdo a datos de incidencia o de abundancia, Chao 1 ($S_{\text{Chao1}} = S_{\text{obs}} + a^2/2b$), Chao 2 ($S_{\text{Chao2}} = S_{\text{obs}} + L^2/2M$), Jackknife de primer orden ($S_{\text{Jack1}} = S_{\text{obs}} + L(n-1)/n$) y Jackknife de segundo orden ($S_{\text{Jack2}} = S_{\text{obs}} + [L(2n-3)/n - M(n-2)^2/n(n-1)]$), utilizando el programa EstimateS (Colwell, 2006). Se calculó también el porcentaje de singletons, especies representadas por un solo individuo (Coddington *et al.*, 1996). Se consideraron unidades de muestreo cada una de las réplicas en cada sitio y mes.

Aplicación de índices bióticos

Para la evaluación de la calidad del agua se utilizaron distintos índices bióticos, tales como el Índice de Macroinvertebrados de Ríos Pampeanos (IMRP), Índice Biótico para ríos y arroyos PAMPeanos (IBPAMP) para zonas de potamon y SIGNAL 2. Estos índices están basados en el efecto que produce la contaminación sobre distintos taxones. Se incluyeron otros invertebrados (Mollusca, Oligochaeta e Hirudinea) además de artrópodos asociados a la vegetación, en tramos afectados y no afectados por la acción antrópica.

En todos estos índices se consideran datos cualitativos referidos a la presencia de macroinvertebrados y SIGNAL 2 incorpora también datos cuantitativos. Los mismos índices fueron aplicados a datos de la macrofauna bentónica del río Negro obtenidos por Varela *et al.* (1980).

Los índices IMRP e IBPAMP fueron diseñados y son aplicados para ríos de la región pampeana (Rodríguez Capítulo, 1999; Rodríguez Capítulo *et al.*, 2001). Están basados en propuestas de diversos autores (Prat *et al.*, 1999; Corigliano, 1999, entre otros), adaptados a la fauna de invertebrados de ríos pampeanos. El IMRP mide el grado de tolerancia de los invertebrados a diferentes contaminantes, se asigna un valor (Vx) a cada taxón presente en la cuenca en estudio que depende de su sensibilidad ecológica y se aplica la siguiente fórmula:

$$\text{IMRP} = \sum_{x=1}^n V_x$$

El valor Vx es inversamente proporcional al grado de tolerancia a la contaminación y varía desde un valor de 0,1 adjudicado a los invertebrados más tolerantes, como por ejemplo Nematoda y Oligochaeta, hasta 1,9 otorgado a grupos más sensibles tales como larvas de Ephemeroptera.

De acuerdo al valor del índice IMRP, resulta una clasificación de la calidad del agua, que varía desde una contaminación muy fuerte (IMRP= 0-1) hasta una leve o nula (IMRP= 12,1-20).

En cuanto al Índice Biótico para ríos y arroyos PAMPeanos (IBPAMP), el valor final asignado resulta de la presencia de uno de los siete taxones que determinan el ingreso horizontal según se detalla en la Tabla 3.

Tabla 3.

Taxones		N° Total de Unidades Sistemáticas (US) presentes						
		0- 1	2- 5	6- 10	11- 15	16- 20	21- 25	>26
		Índice Biótico						
Trichoptera (Leptoceridae: con estuche)	+ 1 US	-	-	9	10	11	12	13
	1 US			8	9	10	11	12
Otros Trichoptera, Elmidae, Gomphidae	+ 1 US		6	7	8	9	10	11
	1 US		5	6	7	8	9	10
Ancyliidae, Decapoda, Aeshnidae	+ 1 US		4	5	6	7	8	9
	1 US		3	4	5	6	7	8
Otros Coleoptera, Ephemeroptera (excepto Caenidae), Libellulidae	US anteriores ausentes		3	4	5	6	7	-
Coenagrionidae, Caenidae, Heteroptera, Amphipoda	US anteriores ausentes		2	3	4	5		
Oligochaeta, Hirudinea, Chironomidae, Culicidae	US anteriores ausentes	1	1	2	3			
Syrphidae, Psychodidae	US anteriores ausentes	-	0	1	2			

Según el valor obtenido se definen cinco clases de calidad del agua que varían entre muy fuertemente poluída (IBPAMP= 1 – 3) a no poluída (IBPAMP= 10 – 13):

Tabla 4.

Clase	Valor del IBPAMP	Condición del agua
I	10-13	No poluída
II	8-9	Poco poluída
III	6-7	Poluída
IV	4-5	Muy poluída
V	1-3	Fuertemente poluída

El otro índice biótico, SIGNAL 2, es también un sistema de medida del estado ecológico de ríos, basado en un puntaje asignado a macroinvertebrados. Está diseñado para la evaluación biológica rápida (RBA) de ríos de Australia, tiene la ventaja de ponderar no sólo aspectos cualitativos sino también cuantitativos para la emisión de una calificación de la calidad del agua del río del cual procede la muestra analizada (Chessman, 2003). SIGNAL 2 incluye versiones que requieren una identificación de los macroinvertebrados al nivel taxonómico de phylum-orden-clase o familia. A cada familia se le asigna un puntaje que varía entre 1 y 10, de acuerdo a su tolerancia a la polución, al grupo de mayor sensibilidad le corresponde un puntaje más alto. Se asigna otro número, un factor de peso, que varía entre 1-5 según la abundancia absoluta de cada taxón.

El puntaje final resulta de la razón entre la sumatoria del número asignado a cada familia multiplicado por el factor de peso y la sumatoria del factor de peso o valor de corrección:

$$\text{SIGNAL 2} = \frac{\sum (\text{puntaje de familia} \times \text{factor de peso})}{\sum \text{factor peso}}$$

El resultado final se representa en un gráfico de dos ejes, cuya área se divide en cuatro cuadrantes. El puntaje brinda una indicación aproximada acerca la calidad del agua, de los tipos de polución y de factores físicos y químicos que afectan la comunidad de macroinvertebrados. Los ríos con puntaje alto, por ejemplo, tienen probablemente bajo nivel de salinidad, turbidez y nutrientes y alta concentración de oxígeno disuelto.

Se consideró también la propuesta de Staub *et al.* (1970), que categoriza los niveles de contaminación de acuerdo al valor del índice de diversidad de Shannon – Wiener:

Tabla 5.

Valor de H'	Nivel de contaminación
3,0 – 4,5	Débil
2,0 – 3,0	Ligera
1,0 – 2,0	Moderada
0,0 – 1,0	Severa

Clasificación y caracterización de los invertebrados en grupos funcionales

En la categorización de los grupos tróficos se incluyó, además de los artrópodos, otros invertebrados tales como gasterópodos que en varios sitios fueron muy numerosos. Esta información complementa y contribuye a interpretar el papel funcional de los invertebrados en las áreas vegetadas.

Los invertebrados fueron asignados a los siguientes grupos tróficos funcionales basados en el mecanismo de adquisición de su alimento: partidores (P), colectores filtradores (Cf), recolectores (colectores de materia depositada, Cg), raspadores (R), predadores (P) y omnívoros (Om), (Trivinho Strixino y Strixino, 1991; Merritt y Cummins, 1996; Poi de Neiff y Carignan, 1997; Poi de Neiff, 1990; Poi de Neiff, 2003).

Se calculó la relación entre Partidores/Total de Colectores (P/Cf+Cg) para medir la influencia de partículas de detrito mayor de 1mm como fuente de alimento. El cociente Raspadores/Partidores + Total de Colectores (R/P+

Cf+Cg) se utilizó para valorar la ascendencia de las algas perifíticas en la alimentación de los invertebrados y la relación entre Colectores filtradores/Recolectores (Cf/Cg) para reflejar el balance entre material depositado y en suspensión (Petts y Calow, 1996; Poi de Neiff, 2003).

Análisis de datos

Se confeccionó una matriz de datos de abundancia de cada taxón y de las variables físico-químicas para los cinco sitios y muestreos. Previo a su procesamiento estadístico los datos fueron transformados (\log_{n+1}) para normalizar y estabilizar la varianza.

El ajuste al modelo de distribución de abundancia se probó mediante el test χ^2 de bondad de ajuste. En todas las pruebas se utilizó un nivel de significación $\alpha = 0,05$.

Los datos de abundancia, riqueza taxonómica, diversidad y dominancia se compararon mediante el análisis de varianza (ANOVA) o pruebas no paramétricas de Kruskal-Wallis, de acuerdo a los resultados previos de pruebas de normalidad de Shapiro-Wilks y el test de Levene para verificar homogeneidad de varianzas, para comprobar la significación de las diferencias entre fechas y sitios muestreados.

La prueba de Kruskal-Wallis se utilizó para determinar si existían diferencias significativas entre sitios en base a los datos de riqueza y diversidad del mes de enero.

La prueba paramétrica a posteriori de comparaciones múltiples de medias, test de Duncan, se implementó para identificar cuáles son los sitios significativamente disímiles entre sí, de acuerdo a la variable observada.

El grado de asociación entre la abundancia de artrópodos y distintas variables independientes del medio de soporte, tales como las fluctuaciones de las lluvias en la cuenca, la concentración de sales, la carga de sólidos suspendidos, oxígeno disuelto, biomasa de vegetación, se estableció por medio del coeficiente de correlación de Pearson.

El análisis de componentes principales (ACP) se efectuó para examinar la relación entre las condiciones ambientales y la densidad de los artrópodos en los distintos sitios y fechas de muestreo.

El modelo de regresión múltiple paso a paso se utilizó para describir la relación entre la densidad de artrópodos y la influencia de nueve variables independientes, bióticas (tipo de sustrato y biomasa de la vegetación) y abióticas (períodos lluviosos y secos, sitios de muestreo, fecha, conductividad, suma de cationes y aniones, oxígeno disuelto, precipitaciones), se empleó el número correlativo de días como indicativo de estacionalidad climática. La variable peso seco del sustrato sólo fue incluida en el modelo cuando se consideró el número de artrópodos por peso seco de la vegetación. Cada paso en la regresión eliminó la variable ambiental con el efecto parcial más bajo indicado por el p-valor más alto, hasta que sólo persistieron las variables ambientales relacionadas ($p \leq 0,05$) a la abundancia de artrópodos (Zar, 1999). Estas pruebas estadísticas fueron realizadas con el programa InfoStat (2002).

Se examinó el modelo de variación temporal y espacial de la comunidad de artrópodos correspondiente a la abundancia de 16 unidades taxonómicas reconocibles (UTR), de los meses de noviembre, enero, marzo, abril y diciembre. Se utilizó la técnica de ordenación multidimensional no métrica (NMDS), según similitudes de Sorensen con el programa PCORD (McCune y Mefford, 1999). Los taxones incluidos fueron: *Ablabesmyia* sp. (Abla), *Belostoma* spp. (Bel), *Berosus* sp. (Ber), *Caenis* sp. (Cae), *Callibaetis* sp. (Calli), Cladocera (Cl), *Cytheridella ilosvayi* (Cilo), *Chironomus* sp. (Chir), *Hyalella curvispina* (Hy), *Laccophilus* spp. (Lac), *Neoplea* spp. (Neo), Odonata (Od), *Oxyethira* sp. (Oxy), *Palaemonetes argentinus* (Pal), *Suphisellus* sp. (Suphi), *Trichodactylus borellianus* (Tri). Se excluyeron los grupos faunísticos raros a efectos de reducir su influencia en la ordenación. Las especies se seleccionaron teniendo en cuenta su dominancia y valor ecológico. Este análisis es robusto cuando los valores iguales a cero son numerosos. Los resultados o soluciones de NMDS son evaluados con una medida de correspondencia de las distancias entre muestras y entre distancias de la matriz original de datos, con valores de stress cuyo rango varía entre 0 y 100, donde el valor cero describe una solución que se considera perfecta.

CAPÍTULO III

RESULTADOS

Características de la vegetación acuática en el tramo medio y final del río Negro

La vegetación acuática registrada en los sitios estudiados estuvo compuesta por ocho especies, de las cuales sólo tres fueron dominantes. Se observó una presencia discontinua de algunos taxones y una reducción en la abundancia de la vegetación en algunos sitios y meses.

Las macrófitas acuáticas dominantes fueron *Hydrocotyle ranunculoides* L. f., *Panicum elephantipes* Nees ex Trin. y *Paspalum repens* Berg. En algunos sitios se encontraron asociadas a *H. ranunculoides*, *Ceratophyllum demersum* L., *Azolla* sp., *Salvinia* sp., *Lemna* sp. y *Cabomba australis* Speg. (Tabla I).

H. ranunculoides fue el sustrato vegetal constante en el tramo medio de la cuenca (SV y LE), ocasionalmente asociado a praderas libres de *C. demersum* y *Salvinia* sp. y arraigadas de *C. australis*. En SV, la velocidad de escurrimiento, la temperatura del agua, la textura de los sedimentos del fondo y la disponibilidad de nutrientes fueron favorables para el crecimiento de macrófitos. En este sitio, en algunos muestreos, la vegetación fue abundante y llegó a cubrir el 70% del curso debido a la escasa profundidad del río y la lenta velocidad de la corriente.

En LE, *H. ranunculoides* se encontró arraigada al fondo limoso en pequeñas áreas de 0,5 a 2 m de diámetro. En R16, la vegetación estuvo representada por *P. repens* o *H. ranunculoides* junto a *Azolla* sp. o *Lemna* sp.

P. elephantipes y *P. repens* fueron las macrófitas acuáticas exclusivas en PT y PS. Estas especies crecieron enraizadas en las márgenes.

La biomasa de *H. ranunculoides* varió entre 8,2 g/m² y 24,7 g/m² en SV en los meses de noviembre y diciembre, respectivamente. En tanto que en LE en marzo llegó a un peso máximo de 38,4 g/m² (Figura 1).

La máxima biomasa de *P. repens* también se registró en marzo en PS (29,7 g/m²) y la de *P. elephantipes* en PT en noviembre (27,5 g/m²). La menor biomasa se verificó durante el muestreo de enero tanto en R16 (9,9 g/m²), donde la macrófita exclusiva fue *P. repens*, como en PT (12,3 g/m²) y PS (8,2 g/m²), donde se identificaron *P. elephantipes* y *P. repens*.

Comunidad de artrópodos: análisis de la densidad total

En todos los sitios se identificaron representantes de Crustacea, Arachnida y de la Superclase Hexapoda. La abundancia relativa de hexópodos fue superior, aunque en SV y R16 se destacó Crustacea (44,26% y 35,77%, respectivamente) mientras que la Clase Arachnida no superó el 2%, excepto en PS donde representó el 11,28% del total de artrópodos (Figura 2).

La densidad media de artrópodos varió entre 79 y 45539 individuos.100g⁻¹, en tanto que la densidad expresada en número de individuos por metro cuadrado cubierto por vegetación osciló entre 197 y 42775 (Figura 3). **Los desvíos representaron entre 8,3% y 70% respecto del valor medio.**

En términos generales se observó una buena correspondencia entre ambas unidades de referencia y coincidencias en lo vinculado a valores máximos y mínimos en los diferentes sitios y fechas de muestreo. Sin embargo, en algunos casos, por ejemplo en SV en marzo y agosto de 2000 así como en LE en enero 2000, octubre 2001 y diciembre 2002, el incremento en el número de individuos por metro cuadrado estuvo sobreestimado debido a la mayor biomasa de la vegetación. Una situación opuesta, subestimación de la abundancia en individuos/m², se verificó en SV durante noviembre de 1999.

Los resultados referidos a la densidad total de artrópodos difirieron significativamente entre sitios, fechas y entre sustratos, representados por diferentes especies vegetales.

La mayor densidad de artrópodos se observó en SV y R16 y la menor en los sitios que están más afectados por la acción antrópica y corresponden a los de la cuenca baja: PT y PS. El análisis de la varianza reveló diferencias significativas en la abundancia entre sitios (artrópodos.100g⁻¹: F_{4,52}= 14,46, p< 0,0001 y artrópodos.m⁻²: F_{4,52}= 13,65, p< 0,0001). Según el test de Duncan, los sitios PS y SV no presentaron similitud con los restantes (p< 0,05).

Los valores máximos de la densidad total correspondieron a los meses de enero, octubre y abril (Figuras 3b, 3f, 3g). En los dos primeros las precipitaciones fueron escasas. La abundancia disminuyó en diciembre, en coincidencia con el período de mayor aporte de lluvias (Figura 3h).

Asimismo, se verificaron diferencias significativas en la abundancia de artrópodos entre fechas, considerando ambas expresiones de densidad, (artrópodos.100g⁻¹: $F_{7,52} = 6,94$, $p < 0,0001$ y artrópodos.m⁻²: $F_{7,52} = 4,30$, $p = 0,0008$). El test de Duncan reveló que la mayor disparidad correspondió a los meses de marzo, agosto y diciembre en comparación con los restantes ($p < 0,05$).

En todos los meses, excepto octubre, abril y diciembre, la densidad de artrópodos por biomasa de plantas fue mayor en SV. En octubre y diciembre (Figuras 3f, 3h) la densidad fue superior en LE. En abril la abundancia fue elevada en R16, tramo final de la cuenca media, la diferencia con respecto a SV y LE fue notoria (Figura 3g).

La abundancia de artrópodos difirió significativamente entre las distintas especies de macrófitas, teniendo en cuenta tanto el número de individuos por unidad de superficie cubierta ($F_{2,61} = 29,25$, $p < 0,0001$), como el número de artrópodos por peso seco de plantas ($F_{2,61} = 20,06$, $p < 0,0001$).

Según el test de Duncan, la mayor densidad se verificó en las muestras de *H. ranunculoides* ($p < 0,05$) y no se observó diferencia significativa en la abundancia de artrópodos asociados a *P. repens* con respecto a los asociados a *P. elephantipes* ($p > 0,05$).

Se comprobó una correlación inversa entre la densidad de artrópodos y la biomasa de los macrófitos. La mayor biomasa, por ejemplo en PT en noviembre, en comparación a los otros sitios, no resultó en una mayor abundancia de artrópodos y la correlación entre peso y densidad fue negativa ($r = -0,44$ $p < 0,00001$).

El análisis de la abundancia media de los artrópodos confirma la utilidad de comparar ambas unidades de referencia (Figura 4). En la mayoría de los sitios estudiados se observó una estimación similar de la abundancia expresada según metro cuadrado o peso seco de la vegetación, excepto en La Escondida y R16. En el tramo bajo, sin embargo, los elevados valores de biomasa no se tradujeron en un incremento en el número de individuos.

La densidad expresada como artrópodos.m⁻² tuvo una correlación inversa con la demanda química de oxígeno ($r=-0,33$, $p= 0,02$) y directa con la concentración de fosfatos ($r= 0,42$, $p=0$), sin embargo los valores de la correlación fueron bajos.

El análisis de regresión múltiple reveló que la variable tipo de sustrato, es decir la especie vegetal, explicó el 46% de la variabilidad de la abundancia por unidad de superficie cubierta (número de individuos.m⁻²). En tanto, las variables biomasa vegetal y tipo de sustrato aportaron al 60% de la variabilidad expresada como número de artrópodos.100g⁻¹ de peso seco (Tabla II).

El Análisis de Componentes Principales aplicado a las características físico-químicas y densidad de artrópodos, agrupó los sitios del tramo medio de la cuenca activa (SV, LE y R16) del mes de enero junto con los correspondientes a los meses de mayor precipitación (abril y diciembre) y los separó de los restantes meses y sitios. La concentración de fósforo ($-0,32$) y precipitaciones ($-0,32$) fueron las variables que otorgaron el mayor aporte en el cuadrante negativo a la Componente Principal 1 (Figura 5). Las variables composición iónica ($0,41$) y tipo de sustrato ($0,41$) contribuyeron con los valores positivos más altos en la conformación de la Componente Principal 1.

Los datos de los artrópodos por unidad de superficie cubierta, correspondiente a PT de los meses de julio y noviembre y a los sitios PT y PS de enero, se localizaron en el extremo del cuadrante positivo del eje de mayor variabilidad. En los sitios y meses mencionados, la abundancia de artrópodos se asoció a algunas variables físico-químicas relacionadas a la calidad del agua, tales como la composición iónica, una alta conductividad y alta demanda química de oxígeno. Las comunidades de artrópodos de PT de los meses de marzo y agosto, se segregaron de las comunidades de los restantes meses, caracterizados por presentar otro tipo de sustrato, y diferentes características químicas del agua.

Las variables precipitaciones ($-0,41$) y temperatura ($-0,53$) representaron los mayores aportes negativos en la conformación de la Componente Principal 2. Salto La Vieja (agosto), R16 (octubre), PS (marzo), SV y LE (noviembre, marzo y octubre) se relacionaron a la variable biomasa del cuadrante positivo del eje 2. El porcentaje acumulado de varianza explicada por las dos primeras Componentes Principales fue del 53%.

Los ángulos formados entre los vectores de conductividad y demanda química de oxígeno, al igual que los de precipitaciones y período hidrológico, muestran la alta correlación entre estas variables. En tanto que la variable oxígeno disuelto, cuyo vector es opuesto a los de período hidrológico y precipitaciones, evidencia una correlación negativa entre estas variables.

Composición de la comunidad de artrópodos: variaciones espacio temporales de la abundancia

Se colectaron en total 76809 artrópodos, la mínima cantidad se cuantificó en PT en agosto (n= 38) y la máxima en LE en octubre (n= 12166 ejemplares). Esta amplia diferencia se correspondió con una elevada variabilidad en la abundancia de la comunidad de artrópodos.

En los sitios estudiados entre el 70 y 88% de los grupos faunísticos fueron subrecesivos, con una abundancia que no superó el 1%. De acuerdo al número de muestras en los que estuvieron presentes los taxones subrecesivos fueron constantes, ocasionales, esporádicos o escasos. Los taxones eudominantes fueron siempre constantes, con una frecuencia de aparición que superó el 50% de las muestras.

Chironomus sp. fue una especie eudominante y su frecuencia constante en SV, LE y R16 (Tabla III).

En SV además de *Chironomus* sp., otro taxón eudominante, aunque ocasional, fue una especie de Cladocera (10,11%). Seis taxones fueron dominantes, dos correspondieron a Ostracoda: morfoespecie 1 (9,52%) y *Cytheridella ilosvayi* Daday (8,21%), *Hyaella curvispina* Shoemaker (6,26%), Copepoda (5,03%), ninfas de *Callibaetis* sp. (5,98%) y larvas de *Ablabesmyia* sp. (7,12%). Todos estos grupos fueron constantes, estando presentes en más del 50% de los muestreos.

Las ninfas de Ephemeroptera, (Caenidae morfoespecie 2: 14,85%), aunque de escasa frecuencia, fueron eudominantes en LE junto a *Chironomus* sp. Asimismo, estadios inmaduros de otras tres especies de quironómidos *Tanytarsus* sp. (8,24%) *Ablabesmyia* sp. (8,09%), y *Parachironomus* sp. (5,52%) al igual que Copepoda (5,66%) y otros efemerópteros tales como *Caenis* sp. (6,06%) fueron dominantes y caracterizaron la comunidad de

artrópodos en este sitio. Todos fueron constantes excepto *Parachironomus* sp. y *Tanytarsus* sp. cuya frecuencia fue escasa y ocasional, respectivamente.

La comunidad de artrópodos en R16 estuvo representada por un único taxón eudominante ya mencionado (*Chironomus* sp.) y dos dominantes: Cladocera: *Simocephalus serrulatus* Koch (8,89%) y Copepoda (5,09%), de aparición esporádica y constante, respectivamente.

Otra especie de Chironomidae, *Parachironomus* sp., correspondió a la categoría eudominante en PT aunque su presencia fue ocasional. *Chironomus* sp. (9,01%), una especie de Entomobryidae: Collembola (9,82%) y larvas de Culicidae (5%) fueron numerosos y constantes.

La presencia de taxones de hábitos terrestres o semiacuáticos caracterizó el sitio PS, como lo indica la elevada proporción y frecuencia de Formicidae (34,59%), y Araneae (10,42%), y taxones dominantes correspondientes a coleópteros adultos de la familia Staphylinidae (7,30%), y *Lixodes* sp. (6,24%) de la familia Curculionidae, mientras que los crustáceos e insectos acuáticos fueron escasos.

La composición de la fauna de artrópodos fue distinta según las fechas de muestreo. En los meses de escasas precipitaciones (noviembre, enero, marzo, agosto), en los sitios alejados de la acción antrópica, los artrópodos estuvieron mayoritariamente representados por Ostracoda y Copepoda, y en julio y octubre por Cladocera (Figuras 6, 7, 8, 9, 10 y 11; Tablas IV, V, VI, VII, VIII, IX).

En enero la abundancia relativa de Crustacea superó a los restantes grupos en algunos sitios, por ejemplo en SV (68,1%) y R16 (76,5%). Otros crustáceos como *H. curvispina* (Amphipoda) fueron muy numerosos en agosto en SV (Figura 7).

Entre los insectos se destacaron por su abundancia las ninfas de distintas especies de Ephemeroptera (*Caenis* sp. y *Callibaetis* sp., entre otras), náyades de Zygoptera, larvas de *Chironomus* sp., *Ablabesmyia* sp. y *Parachironomus* sp. (Chironomidae) y adultos de *Hydrocanthus* sp. y *Suphisellus* sp. (Coleoptera).

En el período de aguas bajas más extremo (noviembre y enero), en PT y PS los crustáceos no superaron una abundancia relativa del 14%. Fue característico el número elevado de larvas de Culicidae, Chironomidae y Ephydriidae (Diptera), adultos de *Mesovelina* sp. y Gerridae (Hemiptera),

Araneae, Hydracarina (Acarina), Entomobryidae (Collembola), y Formicidae (Figuras 6 y 7).

Durante el período de aguas altas (abril), en SV y R16, *Chironomus* sp. fue más abundante, en R16 tres especies de Cladocera fueron mayoritarias y en LE las larvas de *Chironomus* sp. y ninfas de *Americabaetis* sp. (Ephemeroptera) representaron hasta el 75% del total de la muestra (Figura 12, Tabla X). En diciembre el 70% de la comunidad de artrópodos estuvo conformada por *H. curvispina*, Trichodactylidae y Ostracoda (morfoespecie 1 y *C. ilosvayi*) en SV. Mientras que en LE una proporción semejante correspondió a larvas de *Oxyethira* sp. (Trichoptera), *Chironomus* sp. y dos familias de Ephemeroptera (Figura 13, Tabla XI).

El procedimiento de ordenación con el análisis NMDS, utilizando los taxones dominantes descritos en métodos, mostró una respuesta de ordenamiento bidimensional que explicó el 75% de la variación total de los artrópodos, con 63% adjudicada al eje 2 y 37% al eje 1 (Figura 14). Los ejes explicaron una varianza significativa de acuerdo al test de permutación de Monte Carlo ($p= 0,032$), con un estrés final aceptable (9,6%) y baja inestabilidad ($= 0,00007$).

El análisis agrupó los datos de abundancia de los artrópodos seleccionados correspondientes a LE junto a SV del mes de abril en la parte superior del cuadrante izquierdo. Los datos de SV de los restantes meses y de R16 del mes de noviembre se concentraron en la porción inferior del mismo cuadrante. Las comunidades de PS y PT se separaron de las comunidades de los otros sitios.

Los datos de abundancia de *Chironomus* sp. (Chir: $r= -0,688$), Cladocera (Cla: $r= -0,523$) y *C. ilosvayi* (Cilo: $r= 0,458$) tuvieron mayor relación sobre el eje 1 y los taxa con mayor incidencia sobre el eje 2 fueron *Ablabesmyia* sp. ($r= 0,487$), *C. ilosvayi* ($r= 0,435$) y *Callibaetis* sp. ($r= 0,423$).

Estructura de la comunidad de artrópodos: riqueza y diversidad

La comunidad asociada a macrófitas estuvo integrada por siete grupos superiores de artrópodos (Branchipoda, Ostracoda, Copepoda, Branchiura, Malacostraca, Arachnida y Hexapoda).

Se identificaron 120 unidades taxonómicas reconocibles (morfoespecies o especies), de las cuales 23 correspondieron a la Clase Crustacea, dos a la Clase Arachnida y 95 a Hexapoda, en las 64 muestras colectadas.

Se clasificaron 11 órdenes de la Superclase Hexapoda: Ephemeroptera, Odonata, Hemiptera, Diptera, Coleoptera, Trichoptera y Lepidoptera, que incluyen especies que dependen del ambiente acuático para completar su ciclo de vida, los restantes órdenes: Collembola, Orthoptera, Thysanoptera e Hymenoptera, incluyen individuos independientes de este medio.

Coleoptera fue el orden más diverso, con 14 familias y 38 especies/morfoespecies, seguido por Diptera representado por 8 familias, este orden fue el de mayor abundancia. De este elevado número de taxones, pocos grupos faunísticos resultaron muy abundantes. La distribución de abundancia de taxones en SV ($\chi^2= 5,86$, $p=0,32$, $gl= 8$), LE ($\chi^2= 2,91$, $p=0,71$, $gl= 8$), R16 ($\chi^2= 4,73$, $p=0,44$, $gl= 8$) y PT ($\chi^2= 7,34$, $p=0,19$, $gl= 8$) se ajustó a un modelo normal logarítmico (Figura 15) y a un modelo geométrico en PS ($\chi^2=55,65$, $p=0,0002$, $gl= 6$).

Los valores descriptivos promedios muestran que la riqueza de taxones y la diversidad, medida con cualquiera de los índices, fueron altas en las dos primeras estaciones de la cuenca activa y disminuyeron a partir de R16 (Tabla XII). En los dos sitios del tramo inferior, PT y PS, también fue menor la abundancia de artrópodos y varió entre 14 y 1356 individuos. En R16, donde sólo dos morfoespecies representaron el 50% de abundancia en todos los muestreos, el mayor índice de dominancia de Berger Parker y la menor riqueza se reflejaron en una menor diversidad y equitatividad.

En LE se destaca la alta riqueza de unidades faunísticas y la mayor abundancia promedio ya que se obtuvieron con un menor número de muestras con respecto a SV. Asimismo, la baja riqueza en PT y PS pudo deberse también al número inferior de muestras, por lo tanto se acentúa el valor del índice alfa de Williams (independiente del tamaño de la muestra), con el cual se registró una disminución gradual hacia el tramo inferior.

Para comparar las diferencias de los atributos entre los sitios, sólo se consideró el mes de enero, en este mes las macrófitas acuáticas estaban presentes en cantidad suficiente, lo que permitió tomar tres réplicas en cada localidad muestreada. Se observó que la riqueza específica fue

significativamente mayor en SV ($H' = 9,77$; $gl = 4$; $p = 0,04$), según el test de Duncan PS difirió de los restantes sitios ($p < 0,05$). Los índices de diversidad de Shannon y Simpson fueron superiores en PS. La diversidad estimada para los grupos principales, según el índice de Margalef, fue mayor en SV (Tabla XIII), sin embargo no se verificó diferencia significativa ($p > 0,05$).

La diversidad de taxones, medida según el índice de Shannon, estuvo comprendida entre 1,37 y 2,95 bits en la mayoría de los sitios estudiados y fechas de muestreo. Este parámetro disminuyó notablemente en el mes de abril en SV (1,37), LE (1,60) y R16 (1,53), (Figura 16a-c). Valores mínimos se registraron también en PT en enero (1,70) y julio (1,68) y en PS (1,90) en marzo (Figura 16d).

La afinidad entre sitios de acuerdo al análisis de cluster, basado en la presencia-ausencia de artrópodos, reveló una agrupación más potente, con un valor cercano al 70% entre SV y LE, otra entre R16 y PT (45%) y segregó a PS. Salto La Vieja compartió 40 especies/morfoespecies con R16 y este número ascendió a 54 taxones compartidos con LE. La similitud de PS con SV y LE no fue mayor a 24% (Figura 17). El análisis según datos cuantitativos conformó dos grupos, uno entre SV-LE y R16 y otro entre PT y PS aunque los valores de similitud comparados con los datos cualitativos fueron menores.

La mayor afinidad, según el índice cuantitativo de Morisita-Horn, se comprobó entre SV y R16 y entre SV-LE de acuerdo al índice cualitativo de Sorensen. Los valores de similitud fueron muy bajos entre SV-PS, LE-PS y R16-PS, entre los sitios mencionados tan sólo se compartieron entre 17 y 18 taxones (Tabla XIV).

La diversidad beta medida según la propuesta de Whittaker, resultó igual a $\beta = 17,25$ e indicó un relevo faunístico (turnover) bajo entre los sitios del tramo medio e inferior considerando todas las fechas de muestreo.

La diversidad gamma calculada según la fórmula de Lande, resultó igual a 3,41. De este valor la diversidad beta, resultante del recambio de especies entre sitios representó el 20% y el 80% restante correspondió al aporte de la diversidad alfa promedio.

Durante el período de estudio se colectó entre el 69% y 99% de las especies esperadas, esta variación dependió de los estimadores empleados (Tabla XV). Chao 1 fue el estimador que más se aproximó a la riqueza observada, según este índice en cada sitio se identificó entre el 88% y 99% de

las especies esperadas. Mientras que de acuerdo al estimador Jackknife de segundo orden el muestreo subestimó entre el 10% y 30% del total de UTR. El porcentaje de especies representadas por un solo individuo, otro indicador de la eficiencia de muestreo, reveló valores más altos y similares en SV y PT, con respecto a los restantes sitios.

El muestreo más eficiente correspondió a LE ya que las capturas comprendieron entre 86,2% (Jackknife de primer orden) y 99,4% (Chao1) de UTR (morfoespecies) esperadas y el porcentaje de especies únicas fue el más bajo.

Efectos de la estacionalidad en la composición de la comunidad de artrópodos

En el período de aguas bajas el número de taxones fue mayor que en el período de lluvias. El índice de diversidad de Shannon – Wiener varió entre 1,37 y 2,84 bits, tuvo valores más elevados en el período de aguas bajas (Tabla XVI). El mismo patrón se observó en la equitatividad, mientras que fueron inversos los valores de los índices de dominancia, que resultaron superiores en el mes de mayor precipitación. En SV durante el período lluvioso se constataron los menores valores de riqueza, diversidad y equitatividad.

Se registraron 31 taxones exclusivos del período seco entre los cuales se destacaron por su abundancia náyades de Caenidae (morfoespecie 2) y estadios inmaduros de dos especies de Chironomidae (*Goeldichironomus* sp. y *Parachironomus* sp.). Diecisiete taxones fueron únicos de la estación lluviosa, entre los cuales *Euryalona* sp., *Sarsilatona serricaudata* Sars y *S. serrulatus* (Cladocera), *Mesocyclops ellipticus* Kiefer (Copepoda) y *Americabaetis* sp. (Ephemeroptera) fueron numéricamente más representativos.

El recambio de especies, según la medida de beta diversidad de Whittaker, entre los sitios del tramo medio fue menor en situación de estiaje ($\beta = 35,5$) que durante el mes de mayor precipitación ($\beta = 45,5$).

En situaciones hidrológicas contrastantes las comunidades de artrópodos en las estaciones de la cuenca media tuvieron baja similitud, que varió según el índice de Bray-Curtis, entre 4% (R16 seco – R16 lluvioso) y 37% (LE seco-LE lluvioso). El número de taxones compartidos fue escaso, sólo 37

de un total de 85, y los bajos valores de similitud indican una composición diferencial entre sitios y entre situaciones hidrológicas.

El dendrograma agrupó SV, LE y R16 conformando dos grupos uno correspondiente al período de aguas bajas y otro al lluvioso, las comunidades más similares resultaron las de los sitios en bajante. El análisis de cluster basado en datos de incidencia de todos los taxones reflejó esta segregación. El mismo dendrograma también señaló la mayor disimilitud de R16 en estación lluviosa con las restantes áreas (Figura 18).

Aplicación de los índices bióticos para evaluar la calidad del ambiente

El Índice de Macroinvertebrados Pampeanos (IMRP), que se basa en los distintos grados de tolerancia a la contaminación de los taxones presentes, varió en los distintos tramos del río. Se registraron valores altos en las estaciones del tramo medio, en donde se notó la presencia de artrópodos considerados por este índice como relativamente sensibles a las perturbaciones ambientales, como por ejemplo *H. curvispina*, y especies de *Trichodactylus borellianus* Nobili y *Palaemonetes argentinus* Nobili, entre otros (Tabla XVII).

Los valores disminuyeron hacia el sector con mayor influencia antrópica, a partir del primer sitio muestreado en el tramo inferior, correspondiente a Puerto Tirol, las características físico-químicas limitaron la presencia de algunos taxones principalmente de aquellos de menor tolerancia a la contaminación y favorecieron el desarrollo de grupos tolerantes tales como Chironomidae, Stratiomyidae, Ephidridae, Oligochaeta y Nematoda.

Los organismos de mayor valor ecológico como indicadores ambientales por su mayor sensibilidad, entre los que se citan Amphipoda, Decapoda, Ancyliidae y Trichoptera, no se colectaron en PT. Además de estos elementos faunísticos, en PS tampoco se observaron ejemplares de los órdenes Odonata y Ephemeroptera, como resultado el valor del índice fue bajo en ambos sitios.

La condición de las aguas según estos valores, evaluando la presencia de invertebrados asociados a la vegetación, correspondió a una contaminación escasa en las estaciones del tramo medio (SV, LE y R16). En el tramo urbano

la clase de calidad fue contaminación débil en PT mientras que el estado de degradación fue moderado en PS.

En el zoobentos, de acuerdo a datos aportados por Varela *et al.* (1980), se destacó la presencia abundante de Oligochaeta y Nematoda, en menor número y en algunos sitios se identificaron Gasteropoda, Copepoda, Ostracoda. Entre los Insecta, únicamente se evidenciaron dípteros (especialmente Chironomidae), y Ephemeroptera sólo en el sitio V. Si se consideran los datos de la fauna bentónica, todos los sitios resultan fuertemente contaminados, excepto el sitio V (en proximidades de la Ruta 16) en el cual de acuerdo al valor de IMRP la contaminación fue moderada.

En base a los grupos faunísticos detectados y al número de unidades sistemáticas (US), como fue expuesto en materiales y métodos, se obtuvieron también los valores del IBPAMP en cada sitio muestreado.

El número de unidades sistemáticas presentes en los sitios ubicados en el tramo medio de la cuenca: SV (US= 42), LE (US= 38) y R16 (US= 28), y la presencia en todos ellos de Trichoptera (Hydroptilidae, con estuche) resultó en un valor del IBPAMP que indicó un bajo grado de disturbio en la calidad del agua en estos tres sitios.

En el tramo inferior, en PT, el número de US descendió a 19, y dado el valor del IBPAMP, la condición del agua se calificó como muy contaminada y correspondió a la Clase IV. En tanto en PS no se colectaron ninguno de los organismos más sensibles a perturbaciones ambientales, y sólo se contabilizaron cinco US (entre ellos Mollusca y Coleoptera). A Puente Sarmiento, con mayor influencia antrópica le correspondió un puntaje más bajo de IBPAMP, lo que otorgó el carácter de fuertemente poluído: Clase V al ambiente acuático en este sitio del tramo inferior.

Este mismo grado de disturbio se verificó en todos los lugares en los que se investigó la fauna bentónica que resultaron, de acuerdo a la composición de la fauna y a los valores del IBPAMP, fuertemente poluídos (Tabla XVII).

El puntaje obtenido al aplicar SIGNAL 2 y representado en los gráficos biplot, indicó que todos los sitios excepto PS, quedaran incluidos en el cuadrante 2, correspondiente a zonas con alta salinidad y concentración de nutrientes (Figura 19a). Mientras que a Puente Ejército Argentino (PS), más

afectado por contaminación urbana, agrícola e industrial le correspondió el cuadrante 4.

Al aplicar este índice a los datos de la fauna bentónica, todas las áreas evaluadas quedaron incluidas en el cuadrante 4, al igual que PS (Figura 19b).

En período de estiaje y lluvioso la condición de calidad del agua en los tres sitios del tramo medio, cuando se aplicó el índice IMRP, correspondió a una contaminación escasa, excepto en R16, sitio en el que la contaminación se incrementó en el período lluvioso (Tabla XVIII).

Se comparó también el grado de disturbio medido con el IBPAMP, en situación de estiaje los tres sitios se calificaron con poca contaminación y en el período lluvioso SV y LE no presentaron contaminación mientras que la condición de R16 fue la de un sitio contaminado.

En las apreciaciones resultantes de la aplicación de SIGNAL 2, en estiaje todos los sitios se ubicaron en el cuadrante 2. En el período lluvioso las condiciones ambientales mostraron cierto deterioro, de acuerdo al puntaje de SIGNAL 2, al representar estos en el gráfico biplot, en que se tiene en cuenta también el número de familias, los sitios quedaron situados en el cuadrante 4.

La contaminación, según los resultados del índice de Shannon-Wiener, fue mayor y se calificó como moderada en abril (SV, LE y R16) y en enero, julio y marzo (PT y PS). En los restantes meses y sitios la contaminación disminuyó y resultó ligera.

Estructura trófica de la comunidad de invertebrados

En el sitio considerado como el inicio del cauce activo del río Negro (SV), los raspadores fueron dominantes numéricos en el área vegetada por *H. ranunculoides* durante la mayor parte de los muestreos, excepto en julio 2001 y abril de 2002 (Figuras 20-27). Este grupo representó en aguas bajas hasta el 65% de la abundancia total de macroinvertebrados.

En el cauce más activo del río (La Escondida, Ruta 16, Puerto Tirol) otros grupos tróficos se destacaron por su abundancia, con particularidades según los sitios y los distintos meses de muestreo. En La Escondida (LE) fue mayor la proporción de depredadores en noviembre de 1999, de raspadores en enero y marzo y de colectores en las restantes fechas de muestreo (Figuras 20-

22 y 23, 25-27). En Puerto Tirol (PT) los depredadores fueron dominantes en noviembre, los raspadores en enero y los recolectores en marzo, agosto y julio (Figuras 20-24).

Además de los raspadores, los recolectores y en algunos sitios los filtradores caracterizaron el período de aguas bajas.

Variaciones significativas se encontraron en la frecuencia de las distintas categorías tróficas después de un período con intensas precipitaciones en la cuenca que se inició en diciembre de 2001. Los recolectores fueron los dominantes numéricos en todos los sitios muestreados en abril de 2002 (Figura 26).

En diciembre, en LE se mantuvo la dominancia de recolectores, secundados aunque en menor proporción por depredadores (Figura 27). En promedio, la abundancia de recolectores fue dos veces superior (65,97%) en los meses más lluviosos en comparación de los meses de bajante (31,82%). Los filtradores se destacaron en el período de aguas altas solamente en R16.

Los recolectores más abundantes en todos los sitios fueron los oligoquetos (Naididae) y las larvas de *Chironomus* sp. (Chironomidae). Además de los mencionados taxones, se destacaron por su abundancia en las dos primeras estaciones de la cuenca media *H. curvispina*, y las ninfas de *Callibaetis* sp. y *Caenis* sp. En tanto que los conchostracos sólo en LE (marzo), alcanzaron un máximo de 3%, generalmente no superaron 0,70% de abundancia.

Un elevado número de especies correspondientes al grupo de recolectores fue registrado en SV y LE (variando durante estiaje y de acuerdo a los meses considerados entre 19 y 22 taxones, respectivamente). En PT este número disminuyó, considerando la densidad de población, sólo se destacaron oligoquetos, dos especies de quironómidos y en julio una especie de Collembola. En PS solo se colectaron entre cuatro y seis especies comprendidas en este grupo (Oligochaeta, Collembola, y larvas de Stratiomyidae, *Ephydra* sp., *Chironomus* sp. y *Parachironomus* sp.).

Durante abril y diciembre en SV, casi la totalidad de recolectores correspondió a Oligochaeta, mientras que en LE este grupo trófico estuvo representado por 12 especies, con dominancia de larvas de *Oxyethira* sp. y en proporciones altas también ninfas de dos Familias de Ephemeroptera:

Baetidae (*Americabaetis* sp.) y Leptohyphidae y larvas de diferentes estadios de *Chironomus* sp.

La comunidad típica de colectores filtradores estuvo conformada por distintas especies de Cladocera, Copepoda y *C. ilosvayi* (Ostracoda), con una abundancia significativa en R16 en enero (24,12%). Cladocera representó en algunos sitios y meses un aporte significativo en proporción de hasta el 33,99% (SV en julio).

Cinco taxones caracterizaron al grupo trófico de los raspadores, pero la especie dominante y casi exclusiva fue un gasterópodo (*Littoridina guaranítica*, Doering), se registraron también en muy bajas proporciones otros moluscos, Planorbiidae (*Drepanotrema* sp.) y Ancyliidae (*Gundlachia* sp.).

La abundancia de depredadores fue muy elevada (> 30%) en el mes de noviembre, en tres de los sitios (LE, R16 y PT) investigados (Figura 20). Exceptuando los muestreos mencionados, este grupo contribuyó en promedio con un 10% a la abundancia total (rango 3,4%-18,2%). Entre los depredadores se destacó la dominancia de adultos de *Neoplea semipicta* Horváth, *Suphisellus* sp., *Hydrocanthus* sp., ninfas de primeros estadios de Veliidae y Gerridae, ninfas de Zygoptera, Coenagrionide y larvas de *Ablabesmyia* sp. en noviembre de 1999 y enero 2000. Las larvas de *Ablabesmyia* sp. y ninfas de Zygoptera fueron muy numerosas en los restantes meses y sitios. Además de estos dos taxones fueron depredadores abundantes en Puerto Tirol, otras especies de la familia Chironomidae, tales como *Labrundinia* sp. y *Larsia* sp. Asimismo, en el tramo inferior de la cuenca, Puente Sarmiento (PS), fue notoria la abundancia de Araneae.

El porcentaje de partidores fue elevada sólo en PS (Figura 21) durante el muestreo de enero, sitio poblado por *P. repens*. Se resalta que las especies incluídas en este grupo trófico no eran acuáticas y que los taxones más numerosos fueron herbívoros pertenecientes a las familias Curculionidae y Formicidae.

En proporciones variables los omnívoros se destacaron en R16 (noviembre y enero), en PT (marzo y julio) y en LE (diciembre). En los restantes sitios y meses la abundancia relativa del grupo varió entre 0,18 y 1,65%. *T. borellianus* y *P. argentinus* fueron las especies numéricamente dominantes de este grupo.

En general, el dominio de colectores (recolectores y filtradores) indica la prevalencia de una cadena alimentaria detritívora.

El cociente R/P+C fue variable en los distintos sitios y fechas durante el período de aguas bajas (entre 0,02-2,62), los valores extremos se verificaron en SV en julio y noviembre (Tabla XIX). Los valores de la razón entre raspadores y partidores + colectores indica una variable importancia en la utilización del perifiton como recurso trófico.

El cociente entre filtradores/recolectores fue comparativamente bajo con valores que fluctuaron entre 0,09-1,60, cifras superiores se verificaron en R16 en noviembre y enero.

Tanto la relación entre raspadores/partidores y colectores (R/P+C) como entre filtradores y recolectores (Cf/Re) disminuyeron en los meses de mayor precipitación.

La relación partidores/colectores fue siempre igual o cercana a cero, excepto en PS (enero y marzo).

Tabla I. Identificación específica de la vegetación en los sitios de muestreo. Río Negro. Provincia del Chaco. 1999-2002.

Estación de Muestreo	Fecha	Especies vegetales
SV	Noviembre 1999	<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>
LE		<i>H. ranunculoides</i>
R16		<i>H. ranunculoides</i> + <i>Azolla</i> sp.
PT		<i>P. elephantipes</i>
SV	Enero 2000	<i>H. ranunculoides</i>
LE		<i>H. ranunculoides</i>
R16		<i>Paspalum repens</i>
PT		<i>Panicum elephantipes</i> + <i>P. repens</i>
PS		<i>P. elephantipes</i>
SV	Marzo 2000	<i>H. ranunculoides</i>
LE		<i>H. ranunculoides</i>
PT		<i>P. repens</i>
PS		<i>P. repens</i>
SV	Agosto 2000	<i>H. ranunculoides</i> + <i>Ceratophyllum demersum</i>
LE		<i>H. ranunculoides</i>
PT		<i>P. elephantipes</i>
SV	Julio 2001	<i>H. ranunculoides</i>
PT		<i>P. elephantipes</i>
SV	Octubre 2001	<i>H. ranunculoides</i> + <i>Cabomba australis</i>
LE		<i>H. ranunculoides</i> + <i>Salvinia</i> sp
R16		<i>H. ranunculoides</i>
SV	Abril 2002	<i>H. ranunculoides</i>
LE		<i>H. ranunculoides</i>
R16		<i>H. ranunculoides</i> + <i>Lemna</i> sp.
SV	Diciembre 2002	<i>H. ranunculoides</i>
LE		<i>H. ranunculoides</i>

Tabla II. Análisis de regresión múltiple entre la abundancia de los artrópodos y diferentes variables ambientales (n= 9) consideradas. Río Negro. Provincia del Chaco. 1999-2002.

Variables	Estimador	Error Estándar	R² ajustado (%)
N° de individuos.m⁻²			
Constante	4,63	0,12	0,00
Sustrato	-0,56	0,08	46,55
N° de individuos.100g⁻¹			
Constante	5,79	0,26	0,00
Sustrato	-0,56	0,08	37,90
Biomasa	-1,14	0,19	60,15

Tabla III. Categorización de los taxones asociados a macrófitas según valores de abundancia relativa y frecuencia en los distintos sitios. Río Negro. Chaco. 1999-2002.

TAXONES	SV		LE		R16		PT		PS	
	A	F	A	F	A	F	A	F	A	F
CLADOCERA										
morfoespecie 1	■	C	■	O	■	E				
<i>Ilyocryptus paranaensis</i>					■	E				
<i>Euryalona</i> sp.	■	S	■	S	■	E				
<i>Sarsilatona serricaudata</i>					■	E				
<i>Latonopsis</i> sp.	■	S								
<i>Simocephalus serrulatus</i>					■	E				
<i>Diaphanosoma birgei</i>	■	S								
morfoespecie 2			■	S						
CONCHOSTRACA										
<i>Cyclestheria hislopii</i>	■	S	■	S	■	E				
OSTRACODA										
<i>Citheridella ilosvayi</i>	■	C	■	E	■	C				
morfoespecie 1	■	C	■	E	■	E	■	O	■	O
COPEPODA										
morfoespecie 1	■	C	■	C	■	C	■	O		
<i>Mesocyclops ellipticus</i>					■	E				
morfoespecie 2							■	E		
<i>Ectocyclops herbsti</i>	■	S	■	S						
<i>Mesocyclops longisetus</i>							■	S	■	O
AMPHIPODA										
<i>Hyaella curvispina</i>	■	C	■	C	■	C				
BRANCHIURA										
Argulidae										
morfoespecie 1			■	S	■	S	■	S		
DECAPODA										
Palaemonidae										
<i>Palaemonetes argentinus</i>	■	E	■	C	■	O				
<i>Macrobrachium borelli</i>	■	S	■	S	■	O				
Trichodactylidae										
morfoespecie 1	■	E	■	S						
<i>Trychodactylus borellianus</i>	■	C	■	C	■	C				
<i>Dilocarcinus pagei</i>	■	E	■	S	■	E				
ACARINA										
morfoespecie 1	■	O	■	C	■	C	■	C	■	O
ARANEAE										
morfoespecie 1	■	O	■	C	■	C	■	C	■	C
COLLEMBOLA										
Entomobryidae										
morfoespecie 1	■	E	■	O	■	C	■	C	■	C
Sminthuridae										
morfoespecie 1	■	S	■	O						
ODONATA										

Anisoptera									
morfoespecie 1		O		E		E		E	
Gomphidae									
<i>Aphylla</i> sp.		S							

Continúa

Continuación































TAXA	SV		LE		R16		PT		PS	
	A	F	A	F	A	F	A	F	A	F
Libellulidae										
morfoespecie 1		E		E				O		
Zygoptera										
morfoespecie 1		C		C		C		O		
Coenagrionidae										
morfoespecie 1		E		O				E		
EPHEMEROPTERA										
Caenidae										
morfoespecie 1		O		C		C		E		
morfoespecie 2		S		C						
<i>Caenis</i> sp.		E		C						
Baetidae										
morfoespecie 1		S		E		E				
<i>Callibaetis</i> sp.		C		O		C		O		
<i>Americabaetis</i> sp.				E		E		E		
Leptohyphidae										
morfoespecie 1				E						
<i>Trichorythodes</i> sp.				E						
ORTHOPTERA										
Gryllidae										
morfoespecie 1		S		E				E		S
Tettigoniidae										
morfoespecie 1		S		S						
Paulinidae										
<i>Paulinia</i> sp.		S								
HEMIPTERA										
AUCHENORRHYNCHA										
morfoespecie 1		O		S		E		C		O
HETEROPTERA										
morfoespecie 1				S		S				C
Naucoridae										
<i>Pelocoris nigriculus</i>		S		S				S		
Belostomatidae										
<i>Belostoma dentatum</i>						E		S		
<i>B. micantulum</i>		C		C		O		O		E
Veliidae -										
<i>Microvelia</i> sp.		E		E		S		E		
Mesoveliidae										
<i>Mesovelia</i> sp.				O		E		O		
Pleidae-										
<i>Neoplea semipicta</i>		O		C		C		C		

<i>N. maculosa</i>		S		C		E				
Gelastocoridae										
morfoespecie 1				S		O				
Hebridae										
<i>Lypogomphus</i> sp.		S		S		E		E		S
Notonectidae										
<i>Buenoa</i> sp.		E		S		E		E		
Corixidae										
<i>Tenagobia</i> sp.		E		S		S		S		

Continúa





























































Continuación

TAXA	SV		LE		R16		PT		PS	
	A	F	A	F	A	F	A	F	A	F
Gerridae										
morfoespecie 1				S				O		
THYSANOPTERA										
morfoespecie 1		S		S						
DIPTERA										
Chironomidae										
<i>Parachironomus</i> sp.		E		S				O		O
<i>Goeldichironomus</i> sp.		S		S						
<i>Chironomus</i> sp.		C		C		C		C		C
<i>Ablabesmyia</i> sp.		C		C		C		O		C
<i>Larsia</i> sp.		C		O		E		S		
<i>Labrundinia</i> sp.		S		S						
<i>Rheotanytarsus</i> sp.		S		E		S		E		
<i>Tanytarsus</i> sp.		S		O				E		
Stratiomyidae										
<i>Odontomyia</i> sp.		O		C		E		O		O
Culicidae										
morfoespecie 1		E		E		O		O		C
Ephidridae										
<i>Ephydra</i> sp.		O		C		C		C		C
Ceratopogonidae										
<i>Forcipomyia</i> sp.		O		C		C		O		
Tipulidae										
morfoespecie 1		S		S				S		
Dixidae										
morfoespecie 1		S								
Psychodidae										
morfoespecie 1		S								
COLEOPTERA										
Haliplidae										
<i>Haliplus</i> sp.		E								
Helodidae										
<i>Scirtes</i> sp.				S						
Dytiscidae										
morfoespecie 1		C		E		O		O		O
morfoespecie 2		S		S		S				
morfoespecie 3		S		S						

<i>Desmopachria</i> sp.		S		C		E		S		
<i>Laccophilus</i> sp.1		O		O		E				
<i>Laccophilus</i> sp.2		S		S		S		S		
<i>Hypodessus</i> sp.		S		S						
<i>Neobidessus</i> sp.						E				
<i>Copelatus</i> sp.		E				S				
<i>Pachydrus</i> sp.		E		O		O				
<i>Hydrovatus</i> sp.		S		S		E		E		
Noteridae										
morfoespecie 1		E		S		E		E		O
<i>Pronoterus</i> sp.		S		S		E				
<i>Suphisellus</i> sp.		O		C		C		E		

Continúa

Continuación

TAXA	SV		LE		R16		PT		PS	
	A	F	A	F	A	F	A	F	A	F
<i>Hydrocanthus</i> sp. 1		O		O		C		E		
<i>Hydrocanthus</i> sp. 2		S		O						
<i>Hydrocanthus</i> sp. 3		S		S						
Hydrophilidae										
morfoespecie 1		E		O		O		E		C
<i>Helochares</i> sp.		E		E		S				
<i>Phaenonotum</i> sp.		S								
<i>Derallus</i> sp.		S		S		E		E		
<i>Enochrus</i> sp.		S		S		E		S		
<i>Tropisternus</i> sp.						E		S		
<i>Hydrophilus</i> sp.		S		E		S				
<i>Berosus</i> sp.		O		E		O		E		
Hydrochidae										
<i>Hydrochus</i> sp.		E		E				S		
Gyrinidae										
morfoespecie 1				S						
Curculionidae										
morfoespecie 1		O		O		E				
morfoespecie 2		S		C		E		S		O
<i>Lixodes</i> sp.		S		S		S		S		E
Coccinellidae										
morfoespecie 1		S		S				E		O
Staphylinidae										
morfoespecie 1		S		S		S		E		C
Chrysomelidae										
morfoespecie 1		S		S		E				E
Lampyridae										
morfoespecie 1						S				
Scarabaeidae										
morfoespecie 1		E		E				S		E
Carabidae										
morfoespecie 1								S		
HYMENOPTERA										
Formicidae										

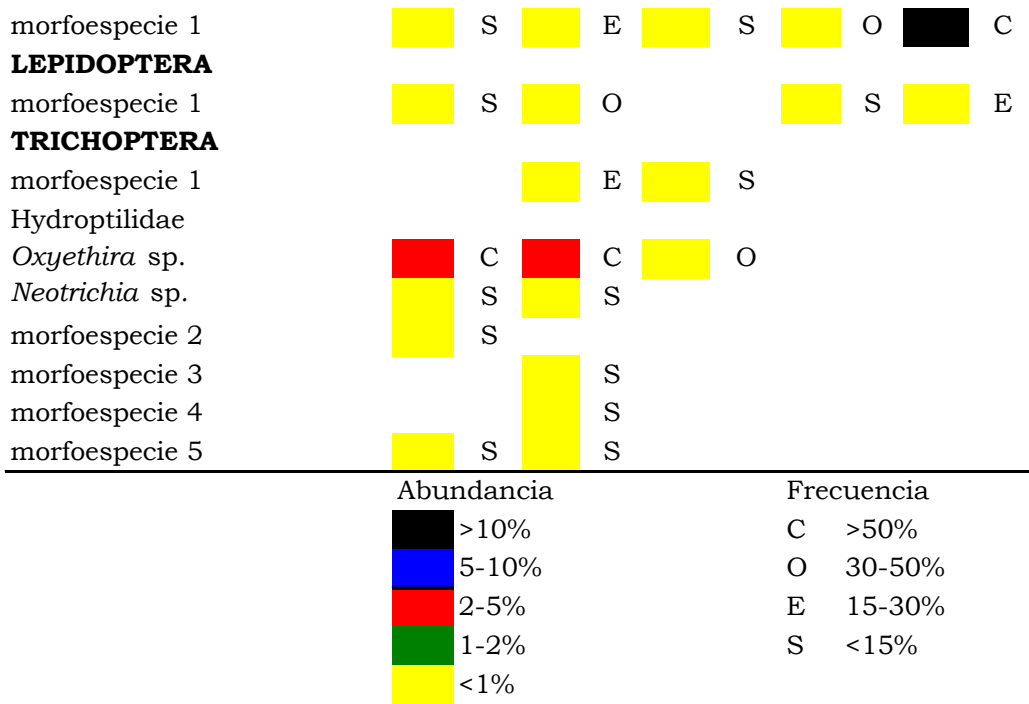


Tabla IV. Taxones identificados y abundancia relativa de artrópodos asociados a macrófitas. Noviembre 1999. Río Negro. Chaco

TAXONES	Sitios			
	SV	LE	R16	PT
CLADOCERA				
morfoespecie 1	5,90	0,60		
<i>Ilyocryptus paranaensis</i>			2,06	
OSTRACODA				
<i>Cytheridella ilosvayi</i>	13,60	0,13	1,88	
morfoespecie 1				1,86
COPEPODA				
morfoespecie 1	6,19	5,62	28,03	2,42
BRANCHIURA				
Argulidae				
morfoespecie 1			0,24	
ACARINA				
morfoespecie 1	2,87	0,38	0,24	
ARANEAE				
morfoespecie 1	0,46	0,60		2,18
COLLEMBOLA				
Entomobryidae				
morfoespecie 1			1,29	5,90
Sminthuridae				
morfoespecie 1		0,04		
ODONATA				
morfoespecie 1				0,48
Libellulidae				
morfoespecie 1	0,29			0,32
Zygoptera				
morfoespecie 1	2,90	14,17	5,82	
Coenagrionidae				
morfoespecie 1	0,29	0,55		6,14
EPHEMEROPTERA				
Caenidae				
morfoespecie 1		15,87	1,00	
morfoespecie 2		11,23		
<i>Caenis</i> sp.	4,14			
Baetidae				
morfoespecie 1		0,09	3,88	
<i>Callibaetis</i> sp.	4,53		0,18	0,08
ORTHOPTERA				
Gryllidae				
morfoespecie 1				0,57
Tettigoniidae				
morfoespecie 1		0,77		
HEMIPTERA				

AUCHENORRHYNCHA

morfoespecie 1		0,09	0,47	1,53
----------------	--	------	------	------

HETEROPTERA

Naucoridae				
------------	--	--	--	--

<i>Pelocoris nigriculus</i>	0,36	0,55		0,24
-----------------------------	------	------	--	------

Belostomatidae				
----------------	--	--	--	--

<i>B. micantulum</i>	0,16	0,30	0,29	2,50
----------------------	------	------	------	------

Continúa

Continuación

Veliidae -				
------------	--	--	--	--

<i>Microvelia</i> sp.	0,33	0,47	0,41	9,69
-----------------------	------	------	------	------

Mesoveliidae				
--------------	--	--	--	--

<i>Mesovelia</i> sp.		0,04		
----------------------	--	------	--	--

Pleidae-				
----------	--	--	--	--

<i>Neoplea semipicta</i>	6,23	1,28	2,12	6,79
--------------------------	------	------	------	------

<i>N. maculosa</i>	0,03	1,06		
--------------------	------	------	--	--

Hebridae				
----------	--	--	--	--

<i>Lypogomphus</i> sp.	0,16	0,09	0,18	
------------------------	------	------	------	--

Notonectidae				
--------------	--	--	--	--

<i>Buenoa</i> sp.	0,03			
-------------------	------	--	--	--

Corixidae				
-----------	--	--	--	--

<i>Tenagobia</i> sp.	0,03			
----------------------	------	--	--	--

DIPTERA

Chironomidae				
--------------	--	--	--	--

<i>Parachironomus</i> sp.	1,73			
---------------------------	------	--	--	--

<i>Goeldichironomus</i> sp.	9,78			
-----------------------------	------	--	--	--

<i>Chironomus</i> sp.	0,68	16,51	3,35	19,95
-----------------------	------	-------	------	-------

<i>Ablabesmyia</i> sp.	2,31	11,79	4,11	
------------------------	------	-------	------	--

<i>Larsia</i> sp.	0,95	0,00	1,82	
-------------------	------	------	------	--

<i>Labrundinia</i> sp.		3,23		
------------------------	--	------	--	--

<i>Rheotanytarsus</i> sp.		0,00		
---------------------------	--	------	--	--

<i>Tanytarsus</i> sp.		0,64		0,32
-----------------------	--	------	--	------

Stratiomyidae				
---------------	--	--	--	--

<i>Odontomyia</i> sp.	2,93	0,13	0,18	1,78
-----------------------	------	------	------	------

Culicidae				
-----------	--	--	--	--

morfoespecie 1	0,33	0,26	0,41	16,64
----------------	------	------	------	-------

Ephidridae				
------------	--	--	--	--

<i>Ephydra</i> sp.	0,03	0,64	0,12	1,53
--------------------	------	------	------	------

Ceratopogonidae				
-----------------	--	--	--	--

<i>Forcipomyia</i> sp.	0,23			5,33
------------------------	------	--	--	------

COLEOPTERA

Haliplidae				
------------	--	--	--	--

<i>Halipus</i> sp.	0,03			
--------------------	------	--	--	--

Dytiscidae				
------------	--	--	--	--

morfoespecie 1			0,18	3,63
----------------	--	--	------	------

morfoespecie 3		1,70		
----------------	--	------	--	--

<i>Desmopachria</i> sp.			0,71	
-------------------------	--	--	------	--

<i>Laccophilus</i> sp.1	1,21			
-------------------------	------	--	--	--

<i>Pachydrus</i> sp.		0,38		
Noteridae				
morfoespecie 1				6,30
<i>Hydrocanthus</i> sp. 3		0,26		
<i>Suphisellus</i> sp.	10,89	6,17	20,62	
<i>Hydrocanthus</i> sp. 1			13,40	
Hydrophilidae				
morfoespecie 1		0,47		1,37
<i>Derallus</i> sp.			0,06	
<i>Tropisternus</i> sp.			0,06	
<i>Hydrophilus</i> sp.		0,04		
<i>Berosus</i> sp.	0,23		0,18	
Hydrochidae				
<i>Hydrochus</i> sp.	0,03			
				Continúa
<i>Continuación</i>				
Curculionidae				
morfoespecie 1	0,16	0,17		
morfoespecie 2		0,43	0,47	
<i>Lixodes</i> sp.				1,37
Coccinellidae				
morfoespecie 1				0,57
Staphylinidae				
morfoespecie 1				0,40
Scarabaeidae				
morfoespecie 1		0,43		0,08
HYMENOPTERA				
Formicidae				
morfoespecie 1		0,17		
LEPIDOPTERA				
morfoespecie 1		0,09		
TRICHOPTERA				
morfoespecie 1		1,45	0,12	
Hydroptilidae				
<i>Oxyethira</i> sp.	6,88	0,17		
<i>Neotrichia</i> sp.	0,49			
morfoespecie 2	0,98			
	88,39	99,02	93,83	100,00
	0,1	0,47	1,23	
	0,07	0,04	0,41	
	0,36	0,04	0,94	
	11,09	0,47	0,06	
			3,53	

Tabla V. Taxones identificados y abundancia relativa de artrópodos asociados a macrófitas. Enero 2000. Río Negro.

TAXONES	Sitios				
	SV	LE	R16	PT	PS
CLADOCERA					
<i>Euryalona</i> sp.	0,93	0,12			
<i>Sarsilatona serricaudata</i>			0,74		
CONCHOSTRACA					
morfoespecie 1			0,74		
OSTRACODA					
<i>Citheridella ilosvayi</i>	22,50	0,03	35,40		
morfoespecie 1	33,69	0,43	20,80	12,90	1,48
COPEPODA					
morfoespecie 1	3,21	1,02	12,98	1,68	
AMPHIPODA					
<i>Hyaella curvispina</i>	2,96		1,18		
BRANCHIURA					
Argulidae					
morfoespecie 1		0,01		0,04	
DECAPODA					
Palaemonidae					
<i>Palaemonetes argentinus</i>	0,04	0,01	3,69		
Trichodactylidae					
<i>Trychodactylus borellianus</i>	5,78	0,61	3,69		
<i>Dilocarcinus pagei</i>	0,21		0,15		
ACARINA					
morfoespecie 1		0,49	2,21	0,04	0,86
ARANEAE					
morfoespecie 1	0,08	2,85	0,59	0,29	11,44
COLLEMBOLA					
Entomobryidae					
morfoespecie 1	0,41		1,62	0,21	2,95
Sminthuridae					
morfoespecie 1	0,21	0,18			
ODONATA					
Anisoptera					
morfoespecie 1	0,02	0,07	0,15		
Libellulidae					
morfoespecie 1	0,02	0,56		0,08	
Zygoptera					
morfoespecie 1	0,17	1,36	0,29	1,68	
Coenagrionidae					
morfoespecie 1	0,08	0,03		1,13	
EPHEMEROPTERA					

Caenidae					
morfoespecie 1	0,89	1,12	1,77	0,92	
<i>Caenis</i> sp.		3,45			
Baetidae					
<i>Callibaetis</i> sp.	0,21	0,40	1,18	2,39	
Leptohyphidae					
<i>Trichorythodes</i> sp.		0,35			
					<i>Continúa</i>
<i>Continuación</i>					
ORTHOPTERA					
Gryllidae					
morfoespecie 1		0,01			1,23
HEMIPTERA					
AUCHENORRHYNCHA					
morfoespecie 1				0,80	2,09
HETEROPTERA					
morfoespecie 1			0,74		3,81
Belostomatidae					
<i>B. micantulum</i>	0,23				
Veliidae -					
<i>Microvelia</i> sp.	0,08	0,04			
Mesoveliidae					
<i>Mesovelia</i> sp.		0,06	0,15	0,08	
Pleidae-					
<i>Neoplea semipicta</i>	0,08	0,04		0,13	
Gelastocoridae					
morfoespecie 1			0,88		
Hebridae					
<i>Lypogomphus</i> sp.	0,33		0,74	0,08	1,23
Notonectidae					
<i>Buenoa</i> sp.				0,04	
Corixidae					
<i>Tenagobia</i> sp.		0,09		0,08	
Gerridae					
morfoespecie 1				9,12	
DIPTERA					
Chironomidae					
<i>Parachironomus</i> sp.	2,53	22,54		57,52	2,71
<i>Goeldichironomus</i> sp.		0,00			
<i>Chironomus</i> sp.	0,50	16,80	4,13	3,82	1,23
<i>Ablabesmyia</i> sp.	17,11	8,25	0,15	1,01	0,37
<i>Larsia</i> sp.	0,66	0,07			
<i>Labrundinia</i> sp.	0,00	0,00			
<i>Rheotanytarsus</i> sp.	0,00	1,25			
<i>Tanytarsus</i> sp.	0,48	33,40		1,26	
Stratiomyidae					
<i>Odontomyia</i> sp.	0,15	0,04		0,67	0,98
Culicidae					

morfoespecie 1	0,15		0,29	0,88	10,82
Ephidridae					
<i>Ephindra</i> sp.	0,35	0,19	0,88	0,04	3,81
Ceratopogonidae					
<i>Forcipomyia</i> sp.	0,97	0,15		0,04	
COLEOPTERA					
Haliplidae					
<i>Haliphus</i> sp.	0,19				
Dytiscidae					
morfoespecie 1	0,81		0,15	0,55	0,98
<i>Desmopachria</i> sp.		0,06			
					<i>Continúa</i>
<i>Continuación</i>					
<i>Laccophilus</i> sp.1	0,17				
<i>Laccophilus</i> sp.2				0,04	
<i>Copelatus</i> sp.	0,35				
<i>Pachydrus</i> sp.	0,12				
<i>Hydrovatus</i> sp.	0,10		0,15	0,29	
Noteridae					
morfoespecie 1	0,06	0,06	0,74	0,08	0,37
<i>Hydrocanthus</i> sp. 3		0,01			
<i>Suphisellus</i> sp.	0,04			0,04	
<i>Hydrocanthus</i> sp. 1	0,15		0,59	0,04	
Hydrophilidae					
morfoespecie 1	0,02	0,03		0,21	1,60
<i>Helochaeres</i> sp.	0,02		0,15		
<i>Derallus</i> sp.	0,04			0,25	
<i>Tropisternus</i> sp.			0,44	0,08	
<i>Hydrophilus</i> sp.	0,12	0,01	0,00	0,00	
<i>Berosus</i> sp.	2,49	0,07	1,47	0,67	
Hydrochidae					
<i>Hydrochus</i> sp.	0,06	0,01		0,04	
Curculionidae					
morfoespecie 1	0,04	0,16			
morfoespecie 2	0,02	0,15			0,74
<i>Lixodes</i> sp.					7,26
Coccinellidae					
morfoespecie 1	0,02	0,03		0,04	0,49
Staphylinidae					
morfoespecie 1			0,74		7,13
Chrysomelidae					
morfoespecie 1					0,12
Scarabaeidae					
morfoespecie 1	0,02				0,37
HYMENOPTERA					
Formicidae					
morfoespecie 1			0,15	0,67	35,30
LEPIDOPTERA					

morfoespecie 1 0,62

TRICHOPTERA

morfoespecie 1 0,18

Hydroptilidae

Oxyethira sp. 0,10 3,17 0,29

Tabla VI. Taxones identificados y abundancia relativa de artrópodos asociados a macrófitas. Marzo 2000. Río Negro. Chaco.

TAXONES	Sitios			
	SV	LE	PT	PS
CLADOCERA				
<i>Latonopsis</i> sp.	17,87			
CONCHOSTRACA				
<i>Cyclestheria hislopai</i>		2,91		
OSTRACODA				
<i>Citheridella ilosvayi</i>	17,42			
morfoespecie 1	0,77			
COPEPODA				
<i>Ectocyclops herbsti</i>	3,56	20,29		
<i>Mesocyclops longisetus</i>			20,50	14,41
AMPHIPODA				
<i>Hyalella curvispina</i>	0,26	0,17		
DECAPODA				
Palaemonidae				
<i>Palaemonetes argentinus</i>	0,18	0,68		
Trichodactylidae				
<i>Trychodactylus borellianus</i>	0,40	0,86		
<i>Dilocarcinus pagei</i>	0,03	0,09		
ACARINA				
morfoespecie 1	0,79	1,11	0,42	0,85
ARANEAE				
morfoespecie 1	0,21	0,26	1,67	3,39
COLLEMBOLA				
Entomobryidae				
morfoespecie 1	0,13	2,65	5,44	9,32
Sminthuridae				
morfoespecie 1		0,09		
ODONATA				
Anisoptera				
morfoespecie 1	0,53	0,34		
Libellulidae				
morfoespecie 1	0,18	0,17		
Zygoptera				
morfoespecie 1	13,54	6,16	0,84	
Coenagrionidae				
morfoespecie 1		0,60		
EPHEMEROPTERA				
Caenidae				
morfoespecie 1		1,28		
<i>Caenis</i> sp.		2,91		

Baetidae				
<i>Callibaetis</i> sp.	12,22	3,42	2,51	
<i>Americabaetis</i> sp.			14,23	
				<i>Continúa</i>
<i>Continuación</i>				
ORTHOPTERA				
Tettigoniidae				
morfoespecie 1	0,03			
Paulinidae				
<i>Paulinia</i> sp.	0,03			
HEMIPTERA				
AUCHENORRHYNCHA				
morfoespecie 1	0,16			
HETEROPTERA				
morfoespecie 1		1,03		
Belostomatidae				
<i>Belostoma dentatum</i>				
<i>B. micantulum</i>	0,13	0,09	1,26	0,85
Pleidae-				
<i>Neoplea semipicta</i>				
<i>N. maculosa</i>		0,09		
Hebridae				
<i>Lypogomphus</i> sp.	0,48			
Notonectidae				
<i>Buenoa</i> sp.	0,61			
Corixidae				
<i>Tenagobia</i> sp.	0,03			
THYSANOPTERA				
morfoespecie 1		0,51		
DIPTERA				
Chironomidae				
<i>Parachironomus</i> sp.	3,88		8,37	
<i>Goeldichironomus</i> sp.	0,79			
<i>Chironomus</i> sp.	4,51	32,28	28,87	17,80
<i>Ablabesmyia</i> sp.	5,91	11,90	16,74	5,08
<i>Larsia</i> sp.	0,29	0,94	0,84	
<i>Labrundinia</i> sp.	0,18			
<i>Rheotanytarsus</i> sp.		0,09		
<i>Tanytarsus</i> sp.		0,17		
Stratiomyidae				
<i>Odontomyia</i> sp.	2,14			
Culicidae				
morfoespecie 1	1,40	0,09		
Ephidridae				
<i>Ephindra</i> sp.	0,03	0,51	0,42	4,24
Ceratopogonidae				
<i>Forcipomyia</i> sp.	0,13	0,43		

COLEOPTERA

Haliplidae

Halplus sp. 0,08

Dytiscidae

morfoespecie 1 4,01 0,09

morfoespecie 2 1,87

morfoespecie 3 0,79

*Continúa**Continuación**Desmopachria* sp. 1,63*Laccophilus* sp.1 0,32 0,26*Laccophilus* sp.2 0,03 0,17*Hypodessus* sp. 0,09*Copelatus* sp. 0,18*Pachydrus* sp. 0,03 0,60

Noteridae

morfoespecie 1 0,24

Hydrocanthus sp. 3 0,16*Suphisellus* sp. 1,48 0,42*Hydrocanthus* sp. 1 0,63*Hydrocanthus* sp. 2 0,29 0,34

Hydrophilidae

morfoespecie 1 0,26

Helochares sp. 0,13*Enochrus* sp. 0,03*Tropisternus* sp.*Hydrophilus* sp.*Berosus* sp. 0,03 0,34

Hydrochidae

Hydrochus sp. 0,03

Gyrinidae

morfoespecie 1 0,09

Curculionidae

morfoespecie 1 0,29 0,94

morfoespecie 2 0,42

Staphylinidae

morfoespecie 1 8,47

Scarabaeidae

morfoespecie 1 0,26 0,09

HYMENOPTERA

Formicidae

morfoespecie 1 0,05 0,34 29,66

TRICHOPTERA

Hydroptilidae

Neotrichia sp. 2,91

Tabla VII . Taxones identificados y abundancia relativa de artrópodos asociados a macrófitas. Agosto 2000. Río Provincia del Chaco.

TAXONES	Sitios		
	SV	LE	PT
CLADOCERA			
<i>Diaphanosoma birgei</i>	2,32		
CONCHOSTRACA			
<i>Cyclestheria hislopü</i>	0,04		
OSTRACODA			
<i>Citheridella ilosvayi</i>	0,42	0,07	
morfoespecie 1	0,30		
COPEPODA			
morfoespecie 1	19,62	30,99	
AMPHIPODA			
<i>Hyaella curvispina</i>	29,83	3,51	
DECAPODA			
Palaemonidae			
<i>Palaemonetes argentinus</i>		1,45	
Trichodactylidae			
<i>Trychodactylus borellianus</i>		0,14	
<i>Dilocarcinus pagei</i>	0,46		
ACARINA			
morfoespecie 1	0,84	1,38	15,79
ARANEAE			
morfoespecie 1		0,14	2,63
COLLEMBOLA			
Entomobryidae			
morfoespecie 1	0,68	0,41	2,63
Sminthuridae			
morfoespecie 1	3,16	0,34	
ODONATA			
Anisoptera			
morfoespecie 1	0,21		
Zygoptera			
morfoespecie 1	4,05	4,27	
Coenagrionidae			
morfoespecie 1	3,80	3,37	
EPHEMEROPTERA			
Caenidae			
morfoespecie 1	0,68	5,92	
morfoespecie 2	0,84	20,45	
Baetidae			
<i>Callibaetis</i> sp.	1,35	7,64	
HEMIPTERA			
AUCHENORRHYNCHA			

morfoespecie 1	0,04		13,16
			<i>Continúa</i>
<i>Continuación</i>			
HETEROPTERA			
Belostomatidae			
<i>B. micantulum</i>	0,13	0,21	
Veliidae -			
<i>Microvelia</i> sp.	0,04		5,26
Mesoveliidae			
<i>Mesovelia</i> sp.			15,79
Pleidae-			
<i>Neoplea semipicta</i>	0,55	0,48	
Gelastocoridae			
morfoespecie 1		0,48	
Notonectidae			
<i>Buena</i> sp.		0,14	
Corixidae			
<i>Tenagobia</i> sp.	0,08		
Gerridae			
morfoespecie 1		0,07	
DIPTERA			
Chironomidae			
<i>Chironomus</i> sp.	6,88	6,20	
<i>Ablabesmyia</i> sp.	11,73	6,13	
<i>Larsia</i> sp.	1,69		
Stratiomyidae			
<i>Odontomyia</i> sp.	1,56	0,07	
Culicidae			
morfoespecie 1		0,07	
Ephidridae			
<i>Ephindra</i> sp.	1,18	0,07	18,42
Ceratopogonidae			
<i>Forcipomyia</i> sp.	0,72	0,07	
Tipulidae			
morfoespecie 1	0,38	0,07	
Dixidae			
morfoespecie 1	0,04		
Psychodidae			
morfoespecie 1	0,25		
COLEOPTERA			
Dytiscidae			
morfoespecie 1	0,13		
<i>Desmopachria</i> sp.	0,93		
<i>Laccophilus</i> sp.1	0,08	1,58	
<i>Pachydrus</i> sp.	0,21		
Noteridae			
morfoespecie 1	0,30	0,34	

<i>Suphisellus</i> sp.	1,27	0,76	
<i>Hydrocanthus</i> sp. 1	0,51	0,14	
Hydrophilidae			
morfoespecie 1	0,17		
<i>Helochares</i> sp.	0,13		
<i>Derallus</i> sp.	0,04		
<i>Enochrus</i> sp.		0,14	
<i>Berosus</i> sp.	0,08		
			<i>Continúa</i>
<i>Continuación</i>			
Hydrochidae			
<i>Hydrochus</i> sp.		0,34	
Curculionidae			
morfoespecie 1	0,13		
morfoespecie 2	1,73	2,00	
Staphylinidae			
morfoespecie 1	0,04	0,07	5,26
Scarabaeidae			
morfoespecie 1	0,04		
Carabidae			
morfoespecie 1			2,63
HYMENOPTERA			
Formicidae			
morfoespecie 1		0,14	2,63
LEPIDOPTERA			
morfoespecie 1	0,13	0,07	15,79
TRICHOPTERA			
Hydroptilidae			
<i>Oxyethira</i> sp.	0,21	0,14	
morfoespecie 2		0,14	

Tabla VIII. Taxones identificados y abundancia relativa de artrópodos asociados a macrófitas. Julio 2001. Río Negro. Chaco.

TAXONES	Sitios	
	SV	PT
CLADOCERA		
morfoespecie 1	36,57	2,25
COPEPODA		
morfoespecie 1	6,16	16,97
AMPHIPODA		
<i>Hyalella curvispina</i>	0,24	
DECAPODA		
Palaemonidae		
<i>Palaemonetes argentinus</i>	0,02	
Trichodactylidae		
morfoespecie 1	0,55	
ACARINA		
morfoespecie 1	0,08	0,75
ARANEAE		
morfoespecie 1	0,08	1,35
COLLEMBOLA		
Entomobryidae		
morfoespecie 1		53,29
ODONATA		
Anisoptera		
morfoespecie 1		0,30
Zygoptera		
morfoespecie 1	1,79	0,60
EPHEMEROPTERA		
Caenidae		
morfoespecie 1	0,17	
Baetidae		
<i>Callibaetis</i> sp.	0,11	
HEMIPTERA		
AUCHENORRHYNCHA		
morfoespecie 1	0,46	1,20
HETEROPTERA		
Belostomatidae		
<i>Belostoma dentatum</i>		0,45
<i>B. micantulum</i>	0,11	0,15
Mesoveliidae		
<i>Mesovelia</i> sp.		4,64
Pleidae-		
<i>Neoplea semipicta</i>	0,09	1,20
Notonectidae		
<i>Buenoa</i> sp.		0,30

Continúa

<i>Continuación</i>		
Corixidae		
<i>Tenagobia</i> sp.	0,02	
Gerridae		
morfoespecie 1		1,50
DIPTERA		
Chironomidae		
<i>Chironomus</i> sp.	41,58	7,03
<i>Ablabesmyia</i> sp.	3,15	2,25
<i>Larsia</i> sp.	1,06	
<i>Labrundinia</i> sp.		
<i>Rheotanytarsus</i> sp.		2,40
Culicidae		
morfoespecie 1		0,15
Ephidridae		
<i>Ephindra</i> sp.		0,45
Ceratopogonidae		
<i>Forcipomyia</i> sp.	0,08	0,30
COLEOPTERA		
Dytiscidae		
morfoespecie 1	0,02	
<i>Desmopachria</i> sp.		0,75
Noteridae		
<i>Suphisellus</i> sp.	0,02	0,15
<i>Hydrocanthus</i> sp. 1		0,90
Hydrophilidae		
morfoespecie 1		
<i>Helochares</i> sp.	0,02	
<i>Derallus</i> sp.		0,15
<i>Enochrus</i> sp.		0,15
HYMENOPTERA		
Formicidae		
morfoespecie 1		0,15
TRICHOPTERA		
Hydroptilidae		
<i>Oxyethira</i> sp.	7,66	

Tabla IX. Taxones identificados y abundancia relativa de artrópodos asociados a macrófitas. Octubre 2001. Río Negro. Chaco.

Taxones	Sitios		
	SV	LE	R16
CLADOCERA			
morfoespecie 1	5,38	2,06	15,97
CONCHOSTRACA			
<i>Cyclestheria hislopii</i>		0,04	
OSTRACODA			
<i>Cytheridella ilosvayi</i>	0,48	0,53	0,12
morfoespecie 1	15,08	0,08	3,15
COPEPODA			
morfoespecie 1	2,72	4,04	4,48
AMPHIPODA			
<i>Hyalella curvispina</i>	6,32	1,61	0,68
DECAPODA			
Palaemonidae			
<i>Palaemonetes argentinus</i>		0,13	
<i>Macrobrachium borelli</i>		0,02	0,07
Trichodactylidae			
<i>Trychodactylus borellianus</i>	1,29	0,26	1,04
ACARINA			
morfoespecie 1	0,35	0,48	1,11
ARANEAE			
morfoespecie 1		0,03	0,39
COLLEMBOLA			
Entomobryidae			
morfoespecie 1	0,02	0,05	0,36
Sminthuridae			
morfoespecie 1		0,01	
ODONATA			
Anisoptera			
morfoespecie 1	0,02	0,04	0,05
Zygoptera			
morfoespecie 1	1,51	3,55	10,96
EPHEMEROPTERA			
Caenidae			
morfoespecie 1	2,29	0,88	5,81
morfoespecie 2	0,40	29,18	
<i>Caenis</i> sp.	0,02	16,04	
Baetidae			
morfoespecie 1	1,61	0,33	
<i>Callibaetis</i> sp.	17,37	2,31	1,89
<i>Americabaetis</i> sp.		2,98	
Leptohyphidae			

morfoespecie 1		1,78	
<i>Trichorythodes</i> sp.		3,99	
			Continúa
Continuación			
ORTHOPTERA			
Gryllidae			
morfoespecie 1		0,02	
HEMIPTERA			
AUCHENORRHYNCHA			
morfoespecie 1		0,04	0,07
HETEROPTERA			
morfoespecie 1		0,02	
Belostomatidae			
<i>Belostoma dentatum</i>			
<i>B. micantulum</i>			
		0,04	0,61
Mesoveliidae			
<i>Mesovelia</i> sp.			
			0,12
Pleidae-			
<i>Neoplea semipicta</i>			
		1,30	1,16
<i>N. maculosa</i>	0,02	1,34	0,44
Gelastocoridae			
morfoespecie 1			0,19
THYSANOPTERA			
morfoespecie 1	0,02		
DIPTERA			
Chironomidae			
<i>Chironomus</i> sp.	32,17	12,81	39,71
<i>Ablabesmyia</i> sp.	5,64	6,81	4,07
<i>Larsia</i> sp.	0,73	0,95	0,10
<i>Labrundinia</i> sp.	0,00	0,00	
<i>Rheotanytarsus</i> sp.	0,03	0,06	0,22
Stratiomyidae			
<i>Odontomyia</i> sp.		0,12	0,17
Ephidridae			
<i>Ephydra</i> sp.		0,05	0,53
Ceratopogonidae			
<i>Forcipomyia</i> sp.	0,16	0,24	0,99
Psychodidae			
morfoespecie 1			
COLEOPTERA			
Dytiscidae			
morfoespecie 1		0,02	0,73
morfoespecie 2		0,35	
morfoespecie 3		0,00	
<i>Desmopachria</i> sp.		0,63	0,12
<i>Laccophilus</i> sp.1		0,29	0,24

<i>Laccophilus</i> sp.2			0,05
<i>Hypodessus</i> sp.	0,10		
<i>Neobidessus</i> sp.			0,05
<i>Pachydrus</i> sp.		0,26	0,58
<i>Hydrovatus</i> sp.		0,04	0,05
Noteridae			
<i>Pronoterus</i> sp.	0,02	0,04	0,17
<i>Suphisellus</i> sp.	0,13	1,85	0,77
			<i>Continúa</i>
<i>Continuación</i>			
<i>Hydrocanthus</i> sp. 1	0,16	0,16	1,21
<i>Hydrocanthus</i> sp. 2		0,18	
Hydrophilidae			
morfoespecie 1		0,02	0,07
<i>Helochares</i> sp.		0,02	
<i>Derallus</i> sp.		0,02	0,02
<i>Enochrus</i> sp.			0,02
<i>Hydrophilus</i> sp.		0,02	0,05
<i>Berosus</i> sp.	0,02	0,00	
Hydrochidae			
<i>Hydrochus</i> sp.		0,01	
Curculionidae			
morfoespecie 1		0,05	0,15
morfoespecie 2		0,04	0,24
<i>Lixodes</i> sp.		0,01	
Staphylinidae			
morfoespecie 1		0,01	
Chrysomelidae			
morfoespecie 1			0,05
Lampyridae			
morfoespecie 1			0,02
LEPIDOPTERA			
morfoespecie 1		0,02	
TRICHOPTERA			
Hydroptilidae			
<i>Oxyethira</i> sp.	1,84	1,70	0,94
<i>Neotrichia</i> sp.	1,13		
morfoespecie 4		0,02	
morfoespecie 5	2,98	0,03	

**Tabla X. Taxones identificados y abundancia
relativa de artrópodos asociados a macrófitas.
Abril 2002. Río Negro. Chaco.**

Taxa	Sitios		
	SV	LE	R16
CLADOCERA			
morfoespecie 1		0,82	
<i>Euryalona</i> sp.			7,61
<i>Sarsilatona serricaudata</i>			7,35
<i>Simocephalus serrulatus</i>			15,92
CONCHOSTRACA			
<i>Cyclestheria hislopii</i>			0,02
OSTRACODA			
<i>Cytheridella ilosvayi</i>	0,07		
COPEPODA			
morfoespecie 1	4,85	0,27	
<i>Mesocyclops ellipticus</i>			5,87
AMPHIPODA			
<i>Hyalella curvispina</i>	5,00	0,05	0,02
DECAPODA			
Trichodactylidae			
<i>Trychodactylus borellianus</i>	0,30		
ACARINA			
morfoespecie 1	0,07	0,27	0,89
COLLEMBOLA			
Entomobryidae			
morfoespecie 1	0,07		
ODONATA			
Zygoptera			
morfoespecie 1	0,45	2,01	
EPHEMEROPTERA			
Caenidae			
morfoespecie 1			1,28
<i>Caenis</i> sp.	0,75	0,60	
Baetidae			
<i>Callibaetis</i> sp.			1,17
<i>Americabaetis</i> sp.		47,85	0,09
Leptohyphidae			
<i>Trichorythodes</i> sp.		1,14	
HEMIPTERA			
AUCHENORRHYNCHA			
morfoespecie 1	0,22		
HETEROPTERA			
Belostomatidae			
<i>Belostoma dentatum</i>			0,04
<i>B. micantulum</i>		0,27	0,06

Veliidae -			
<i>Microvelia</i> sp.		0,11	
Mesoveliidae			
<i>Mesovelia</i> sp.		0,05	
			Continúa
<i>Continuación</i>			
Pleidae-			
<i>Neoplea semipicta</i>		0,05	0,02
<i>N. maculosa</i>			0,05
Gelastocoridae			
morfoespecie 1		0,11	
Notonectidae			
<i>Buenoa</i> sp.			0,23
Corixidae			
<i>Tenagobia</i> sp.			0,16
DIPTERA			
Chironomidae			
<i>Chironomus</i> sp.	65,45	27,33	56,20
<i>Ablabesmyia</i> sp.	7,61	6,53	0,53
<i>Larsia</i> sp.	0,30	1,63	
Stratiomyidae			
<i>Odontomyia</i> sp.		0,05	0,01
Culicidae			
morfoespecie 1			0,06
Ephidridae			
<i>Ephydra</i> sp.	1,49	0,05	0,01
Ceratopogonidae			
<i>Forcipomyia</i> sp.	8,28	1,42	0,70
Tipulidae			
morfoespecie 1		0,05	
COLEOPTERA			
Dytiscidae			
morfoespecie 1	0,37	0,33	0,24
morfoespecie 2		0,05	0,01
<i>Desmopachria</i> sp.		0,33	
<i>Laccophilus</i> sp.1	0,07	0,05	0,05
<i>Copelatus</i> sp.			0,02
<i>Pachydrus</i> sp.		0,05	0,02
Noteridae			
<i>Suphisellus</i> sp.	0,07	0,22	0,53
<i>Hydrocanthus</i> sp. 1		0,22	0,11
<i>Hydrocanthus</i> sp. 2		0,11	
Hydrophilidae			
morfoespecie 1	0,22		0,58
<i>Helochaers</i> sp.		0,05	
<i>Enochrus</i> sp.			0,09

<i>Phaenonotum</i> sp.	0,22	
Curculionidae		
morfoespecie 1	0,37	
<i>Lixodes</i> sp.		0,05
Scarabaeidae		
morfoespecie 1	0,22	
LEPIDOPTERA		
morfoespecie 1		0,27
TRICHOPTERA		
Hydroptilidae		
<i>Oxyethira</i> sp.	3,51	7,62

**Tabla XI. Abundancia relativa de artrópodos
asociados a macrófitas
Diciembre 2002. Río Negro. Chaco.**

Taxones	Sitios	
	SV	LE
OSTRACODA		
<i>Cytheridella ilosvayi</i>	15,32	
morfoespecie 1	21,31	
COPEPODA		
morfoespecie 1	0,70	0,72
AMPHIPODA		
<i>Hyalella curvispina</i>	18,66	0,26
DECAPODA		
Palaemonidae		
<i>Palaemonetes argentinus</i>		0,52
Trichodactylidae		
morfoespecie 1	15,04	4,59
<i>Trychodactylus borellianus</i>	7,24	0,10
<i>Dilocarcinus pagei</i>	0,70	0,26
ACARINA		
morfoespecie 1		0,88
ARANEAE		
morfoespecie 1	0,42	0,15
COLLEMBOLA		
Entomobryidae		
morfoespecie 1		0,10
ODONATA		
Anisoptera		
morfoespecie 1	0,56	
Gomphidae		
<i>Aphylla</i> sp.	0,97	
Zygoptera		
morfoespecie 1	9,19	1,76
EPHEMEROPTERA		
Caenidae		
morfoespecie 1	0,14	0,93
Baetidae		
morfoespecie 1		12,03
Leptohyphidae		
morfoespecie 1		15,95
ORTHOPTERA		
Gryllidae		
morfoespecie 1	0,14	
HEMIPTERA		
AUCHENORRHYNCHA		
morfoespecie 1	0,42	
HETEROPTERA		

Naucoridae		
<i>Pelocoris nigriculus</i>	0,28	
Belostomatidae		
<i>B. micantulum</i>	0,14	
<i>Continuación</i>		
Veliidae -		
<i>Microvelia</i> sp.	0,14	
Pleidae-		
<i>N. maculosa</i>		0,10
Gerridae		
morfoespecie 1		0,21
DIPTERA		
Chironomidae		
<i>Goeldichironomus</i> sp.		7,54
<i>Chironomus</i> sp.	0,14	16,99
<i>Ablabesmyia</i> sp.	0,14	11,72
<i>Larsia</i> sp.		0,00
<i>Labrundinia</i> sp.		0,00
<i>Rheotanytarsus</i> sp.		0,15
Stratiomyidae		
<i>Odontomyia</i> sp.	0,84	0,31
Ephidridae		
<i>Ephindra</i> sp.	0,70	0,05
Ceratopogonidae		
<i>Forcipomyia</i> sp.		1,76
Tipulidae		
morfoespecie 1	0,56	
COLEOPTERA		
Helodidae		
<i>Scirtes</i> sp.		0,15
Dytiscidae		
morfoespecie 1	2,23	
<i>Desmopachria</i> sp.		0,05
<i>Laccophilus</i> sp.1		0,05
<i>Hypodessus</i> sp.		0,05
<i>Pachydrus</i> sp.	0,14	
Noteridae		
<i>Suphisellus</i> sp.		0,21
<i>Hydrocanthus</i> sp. 1	0,14	
<i>Hydrocanthus</i> sp. 2		0,10
Hydrophilidae		
morfoespecie 1	0,42	0,05
<i>Berosus</i> sp.	0,14	0,10
Curculionidae		
morfoespecie 1	1,81	
morfoespecie 2		0,72

<i>Lixodes sp.</i>	0,56	
Chrysomelidae		
morfoespecie 1	0,14	0,05
LEPIDOPTERA		
morfoespecie 1	0,28	
TRICHOPTERA		
Hydroptilidae		
<i>Oxyethira sp.</i>	0,42	21,37

Tabla XII. Diversidad de la fauna de artrópodos en los sitios de muestreo. Río Negro. Provincia del Chaco. 1999-2002.

	SV	LE	R16	PT	PS	Total
Abundancia X	1375,67	1730,31	1474,20	414,82	155,17	1200,14
(rango)	(133-4136)	(377-4696)	(118-5547)	(14-1356)	(22-396)	(14-5547)
n (n° de muestras)	21	16	10	11	6	64
S	95	99	74	58	27	120 (11-59)
Indice de Margaleff (DMg)	10,06	10,56	8,30	7,55	5,15	16,78
Alfa	23,18	22,81	16,42	18,35	9,44	33,2
Indice de Shannon (H')	2,95	3,06	2,43	2,75	2,43	3,34
(rango)	(1,38-2,84)	(1,60-2,59)	(1,59-2,40)	(1,68-2,67)	(1,90-2,37)	(1,37-2,84)
Equitatividad J'	0,65	0,66	0,57	0,67	0,73	0,70
Indice de Simpson λ	0,09	0,08	0,21	0,12	0,15	0,07
1/ λ	11,48	12,74	4,83	7,97	6,61	13,65
Indice de dominancia d	0,21	0,16	0,43	0,30	0,34	0,22

Tabla XIII. Valores de los Índices de diversidad y dominancia en los sitios de muestreo en el mes de enero 2000. Río Negro. Provincia del Chaco.

	SV	LE	R16	PT	PS
S	50	44	34	39	25
Índice de Margalef (DMg)	6,64	5,56	6,08	5,69	4,28
Índice de Shannon (H')	2,10	2,03	2,23	1,70	2,35
Índice de Simpson λ	0,20	0,20	0,18	0,35	0,16
$1/\lambda$	5,00	4,98	5,31	2,79	6,13
Índice de dominancia d	0,34	0,33	0,35	0,57	0,35
n (n° de muestras)	3	3	3	3	3

Tabla XIV. Valores de similitud entre sitios según los Índices de Morisita-Horn y Sorensen. Río Negro. Provincia del Chaco. 1999-2002.

	LE	R16	PT	PS
SV				
Índice de Morisita-Horn	0,57	0,71	0,32	0,08
Índice de Sorensen	0,81	0,66	0,52	0,37
LE				
Índice de Morisita-Horn		0,52	0,35	0,07
Índice de Sorensen		0,68	0,56	0,40
R16				
Índice de Morisita-Horn			0,26	0,08
Índice de Sorensen			0,55	0,41
PT				
Índice de Morisita-Horn				0,16
Índice de Sorensen				0,62

Tabla XV. Estimadores de riqueza de los sitios muestreados. Río Negro. Provincia del Chaco. 1999-2002.

	SV	LE	R16	PT	PS
Riqueza observada	95	99	74	58	27
Riqueza estimada					
Chao 1	108,0	99,6	74,7	62,2	28,0
Chao 2	125,4	103,9	79,8	63,9	29,5
Jackknife de 1° orden	120,7	114,9	89,3	71,6	32,8
Jackknife de 2° orden	136,6	109,4	88,7	72,8	34,3
N° de muestras	21	16	10	11	6
N° de individuos	28889	27685	14742	4562	931
N° de singletons	12	4	4	7	2
N° de doubletons	4	9	8	4	1
N° de uniques	27	17	17	15	7
N° de duplicates	10	25	20	15	7
Porcentaje de singletons	12,6%	4,0%	5,4%	12,1%	7,4%

Tabla XVI. Valores de los Índices de diversidad, equitatividad y dominancia en períodos lluviosos y de sequía. Río Negro. Provincia del Chaco. 1999-2002.

Sitio	Periodo	Riqueza	Diversidad	Equitatividad	Dominancia
		S	H'	J'	(Berger Parker)
SV	LL	22	1,37	0,44	0,65
	S	40	2,84	0,77	0,13
LE	LL	31	1,64	0,47	0,47
	S	44	2,59	0,68	0,16
R16	LL	32	1,53	0,43	0,56
	S	35	2,39	0,67	0,28

Tabla XVII. Valores de distintos Índices bióticos aplicados a la fauna asociada a macrófitos y a la fauna bentónica*, discriminados según sitios. Río Negro. Provincia del Chaco. 1999-2002.

Sitios	IMRP	IBPAMP	SIGNAL 2
SV	12,65	9	2,80
LE	10,95	9	2,90
R16	11,55	8	2,49
PT	7,75	4	2,65
PS	3,00	3	2,03
Sitio I*	1,68	2	2,47
Sitio II*	2,48	2	2,10
Sitio V*	4,03	4	4,33
Sitio VII*	1,38	2	1,99
Sitio XI*	1,98	2	2,66

* Datos de la fauna macrobentónica (Varela *et al.*, 1980)

Tabla XVIII. Índices bióticos aplicados a la fauna asociada a macrófitas discriminados en períodos lluviosos y de sequía. Río Negro. Provincia del Chaco. 1999-2002.

Periodo	Índice biótico	Sitios		
		SV	LE	R16
	IMRP	11,45	11,15	11,35
Seco	IBPAMP	9	8	8
	SIGNAL 2	2,95	2,56	2,67
	IMRP	10,85	9,25	7,75
Lluvioso	IBPAMP	11	10	7
	SIGNAL 2	2,96	3,344	2,53

Tabla XIX. Comparación de la razón entre grupos funcionales de invertebrados en los sitios de muestreo. Río Negro. Provincia del Chaco. 1999-2002.

Meses	Razón entre grupos funcionales	Sitios de muestreo				
		SV	LE	R16	PT	PS
Noviembre	R/P+C	2,62	0,17	0,02	0,15	
	Cf/Cg	0,57	0,15	2,27	0,72	
	P/Cf+Cg	0,003	0,03	0,01	0,04	
Enero	R/P+C	1,37	0,77	0,27	1,09	0,55
	Cf/Cg	1,68	0,74	2,24	0,18	0,96
	P/Cf+Cg	0,002	0,004	0,001	0,007	1,89
Marzo	R/P+C	2,02	0,89		0,27	0,71
	Cf/Cg	1,09	0,43		0,11	0,54
	P/Cf+Cg	0,006	0,02		0,005	0,56
Agosto	R/P+C	0,81	0,04		0,53	
	Cf/Cg	0,51	0,45		0,000	
	P/Cf+Cg	0,03	0,03		0,14	
Julio	R/P+C	0,02			0,14	
	Cf/Cg	0,99			0,22	
	P/Cf+Cg	0,000			0,002	
Octubre	R/P+C	1,77	0,49	0,87		
	Cf/Cg	0,37	0,09	0,47		
	P/Cf+Cg	0,000	0,003	0,006		
Abril	R/P+C	0,008	0,001	0,000		
	Cf/Cg	0,09	0,01	0,60		
	P/Cf+Cg	0,01	0,004	0,001		
Diciembre	R/P+C	0,93	0,003			
	Cf/Cg	0,31	0,01			
	P/Cf+Cg	0,005	0,01			

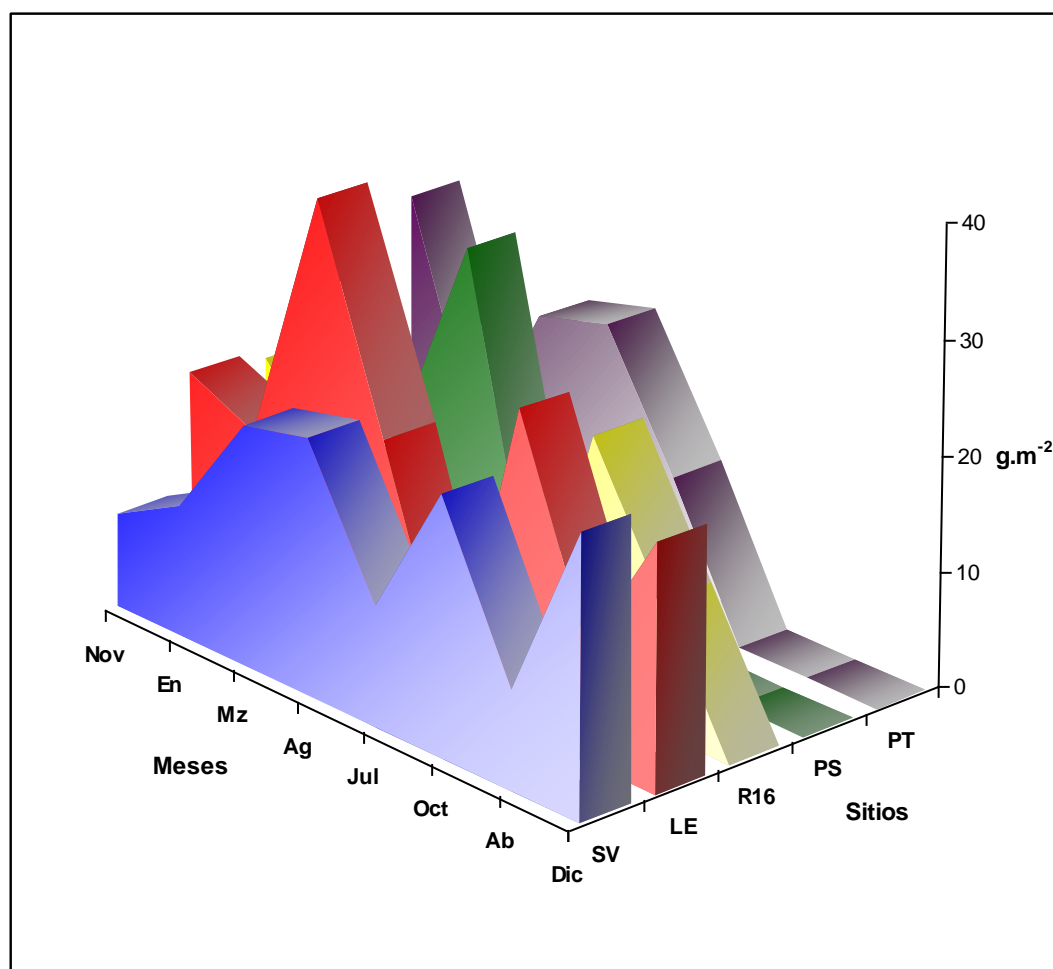


Figura 1. Biomasa de la vegetación en los distintos sitios y meses de muestreo. Río Negro. Provincia del Chaco. 1999-2002.

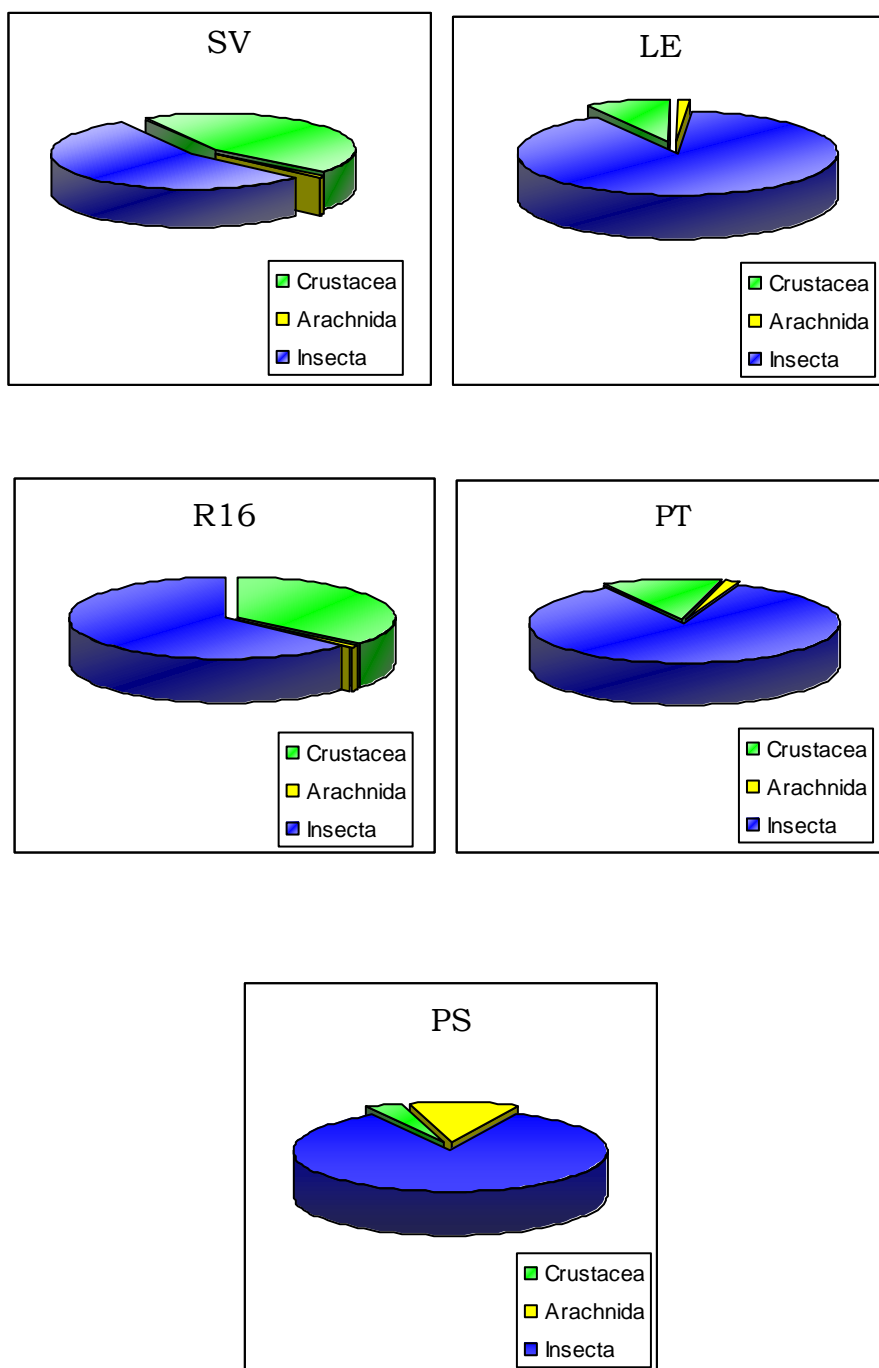
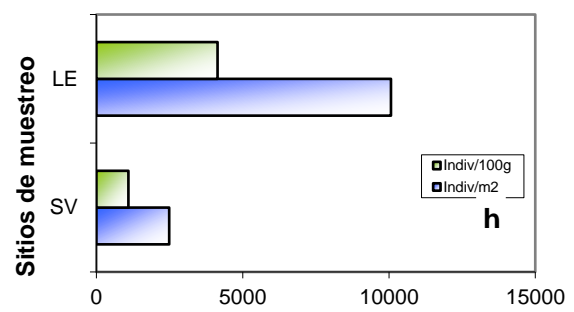
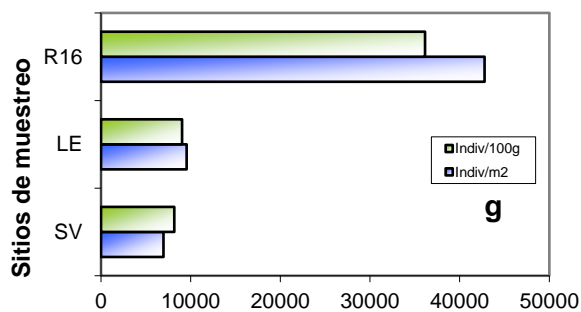
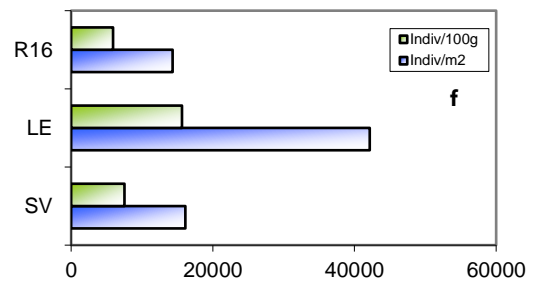
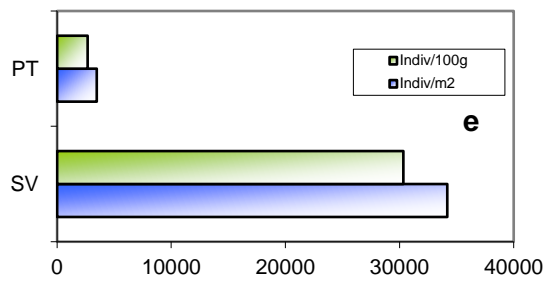
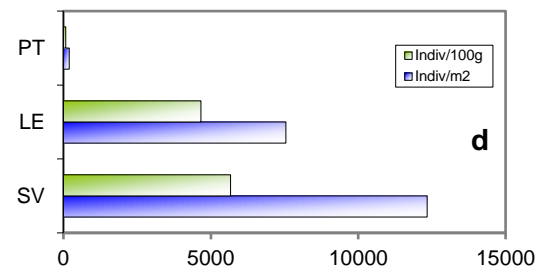
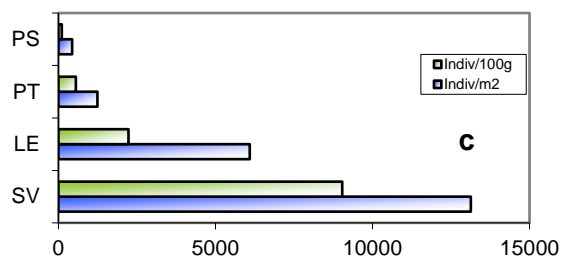
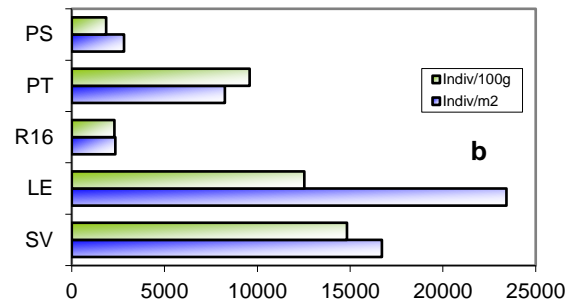
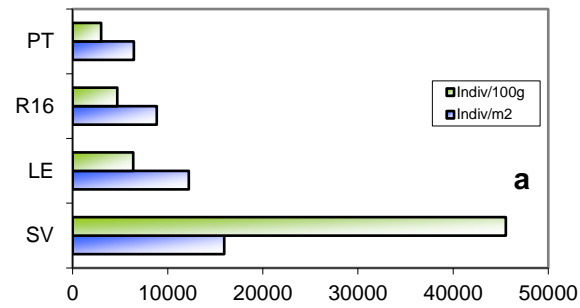


Figura 2. Abundancia relativa de los taxones de alto rango en los sitios muestreados. Río Negro. Provincia del Chaco. 1999-2002.



Abundancia de artrópodos

Abundancia de artrópodos

Figura 3. Variación temporal de la densidad de artrópodos/m² y artrópodos/biomasa vegetal. Río Negro. Provincia del Chaco. 1999 - 2002.

(a=Noviembre, b= Enero, c=Marzo, d= Agosto, e=Julio, f= Octubre, g=Abril, h= Diciembre).

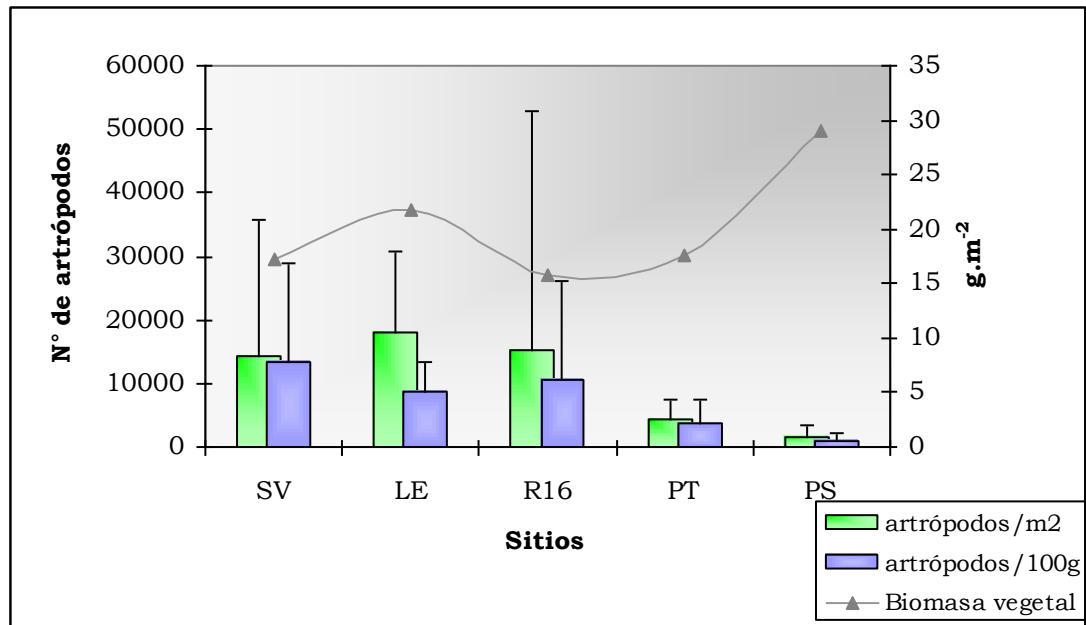


Figura 4. Abundancia media de artrópodos y biomasa vegetal en los distintos sitios. Río negro. Provincia del Chaco. 1999-2002.

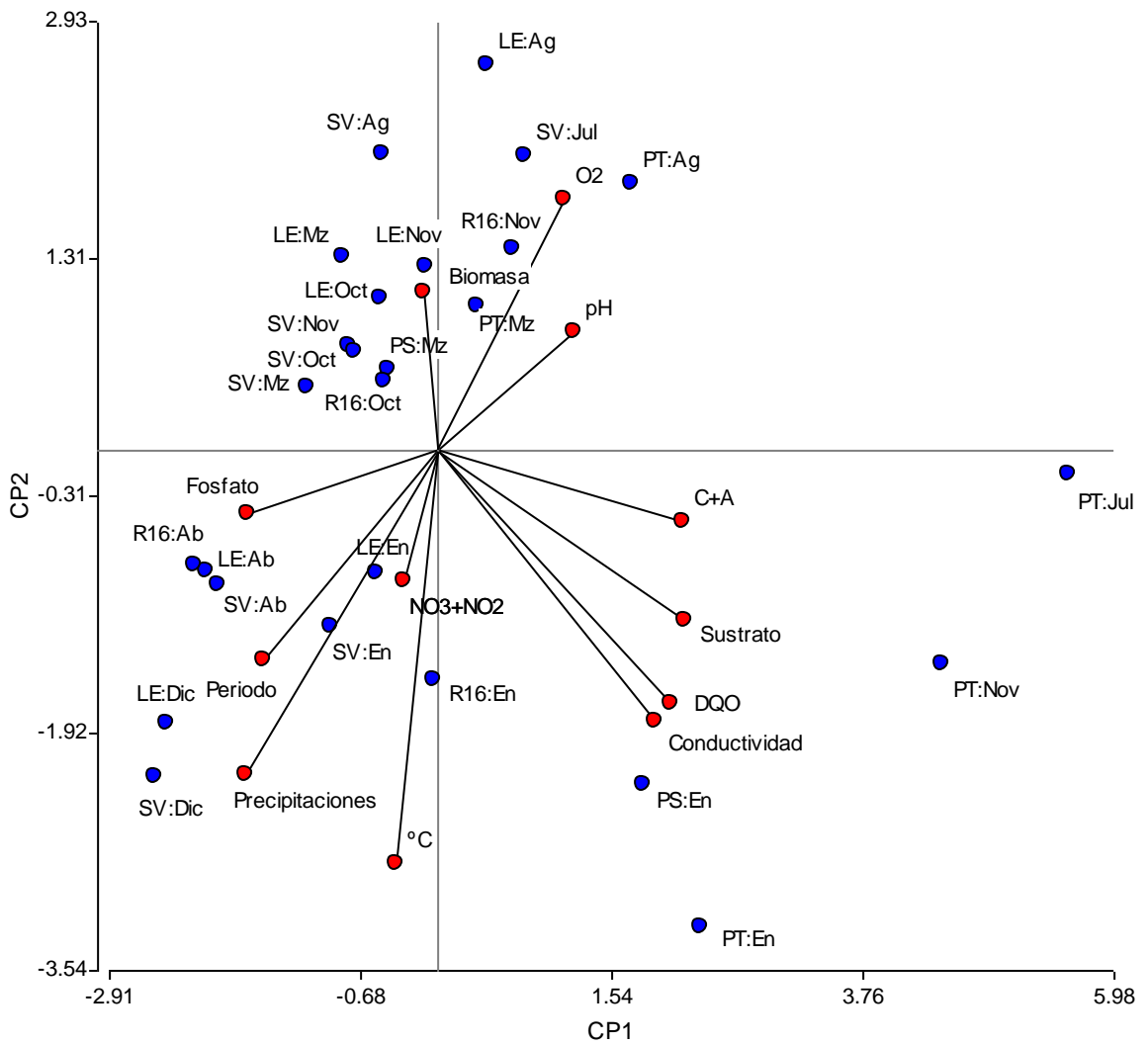


Figura 5. Análisis de componentes principales. Relación entre variables ambientales y densidad de artrópodos según sitios y meses. Río Negro. Chaco. 1999-2002.

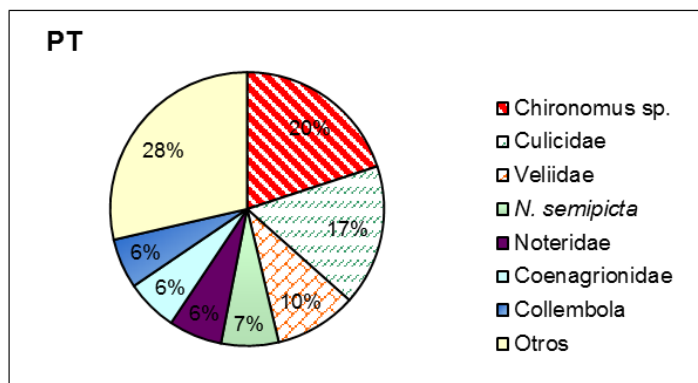
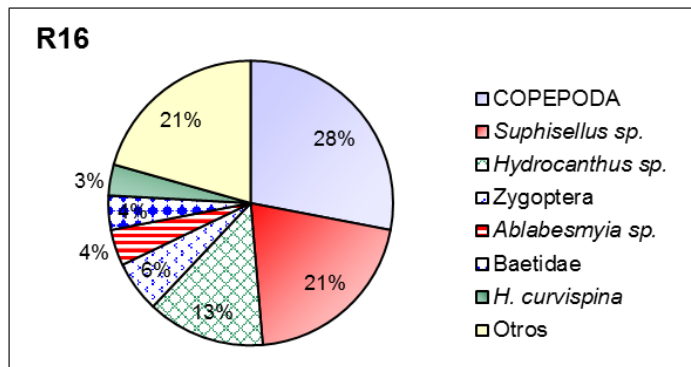
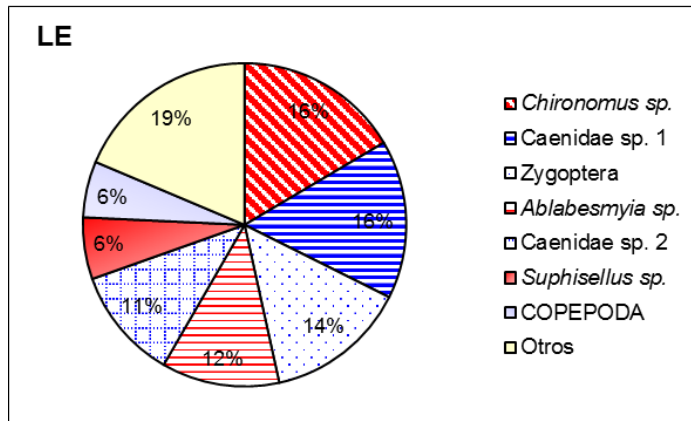
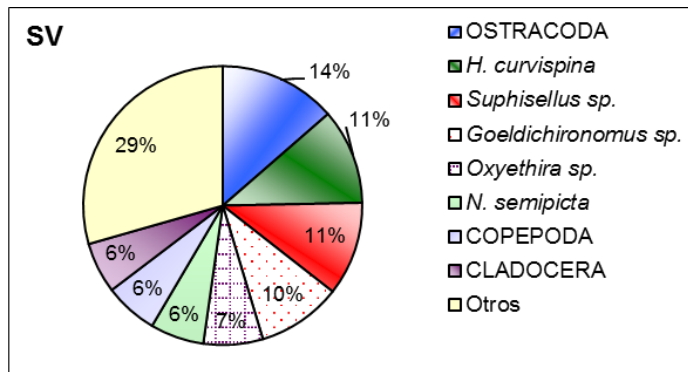


Figura 6. Abundancia relativa de artrópodos asociados a macrófitas. Noviembre 1999. Río Negro. Provincia del Chaco. 1999-2002.

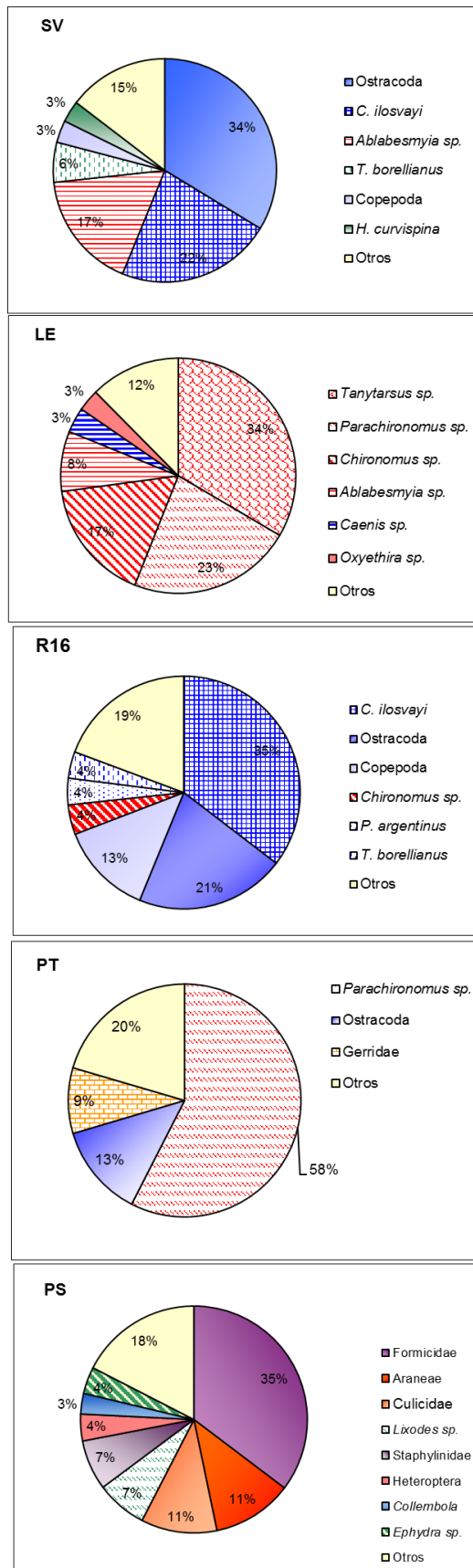


Figura 7 . Abundancia relativa de artrópodos asociados a macrófitas
Enero 2000. Río Negro. Provincia del Chaco. 1999-2002.

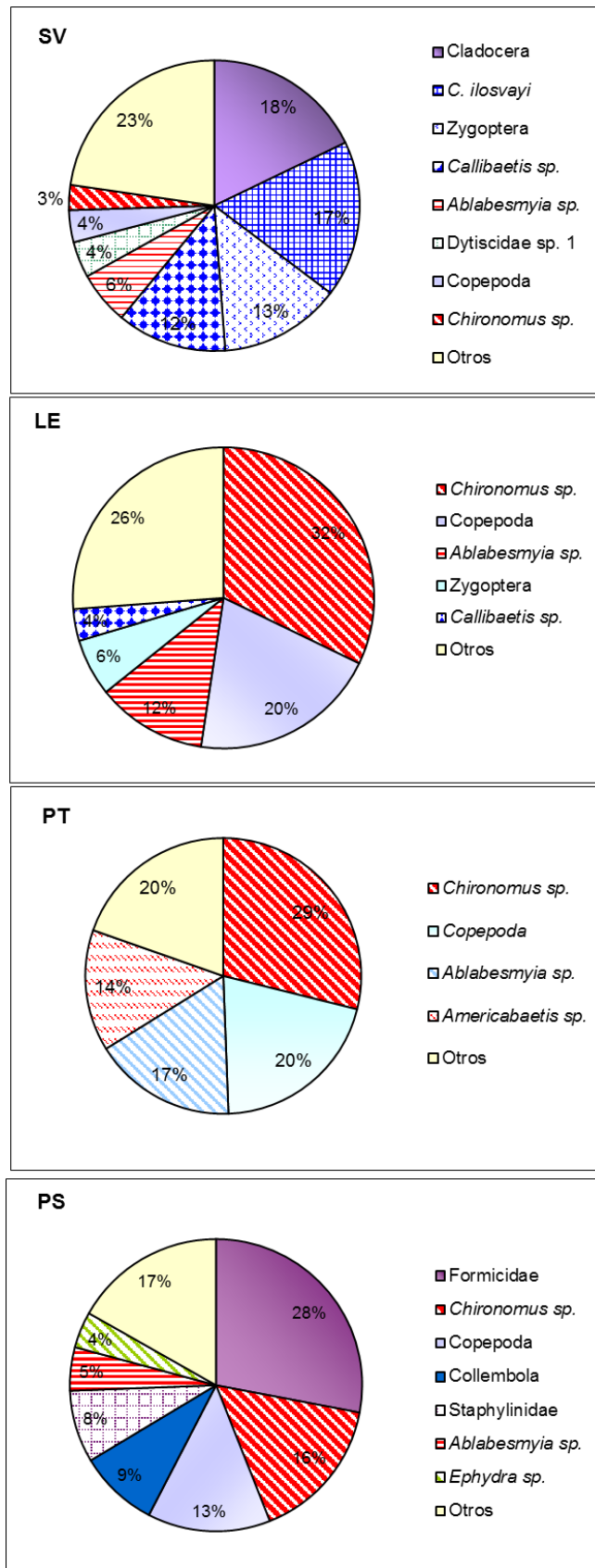


Figura 8. Abundancia relativa de artrópodos asociados a macrófitas. Marzo 2000. Río Negro. Provincia del Chaco. 1999-2002.

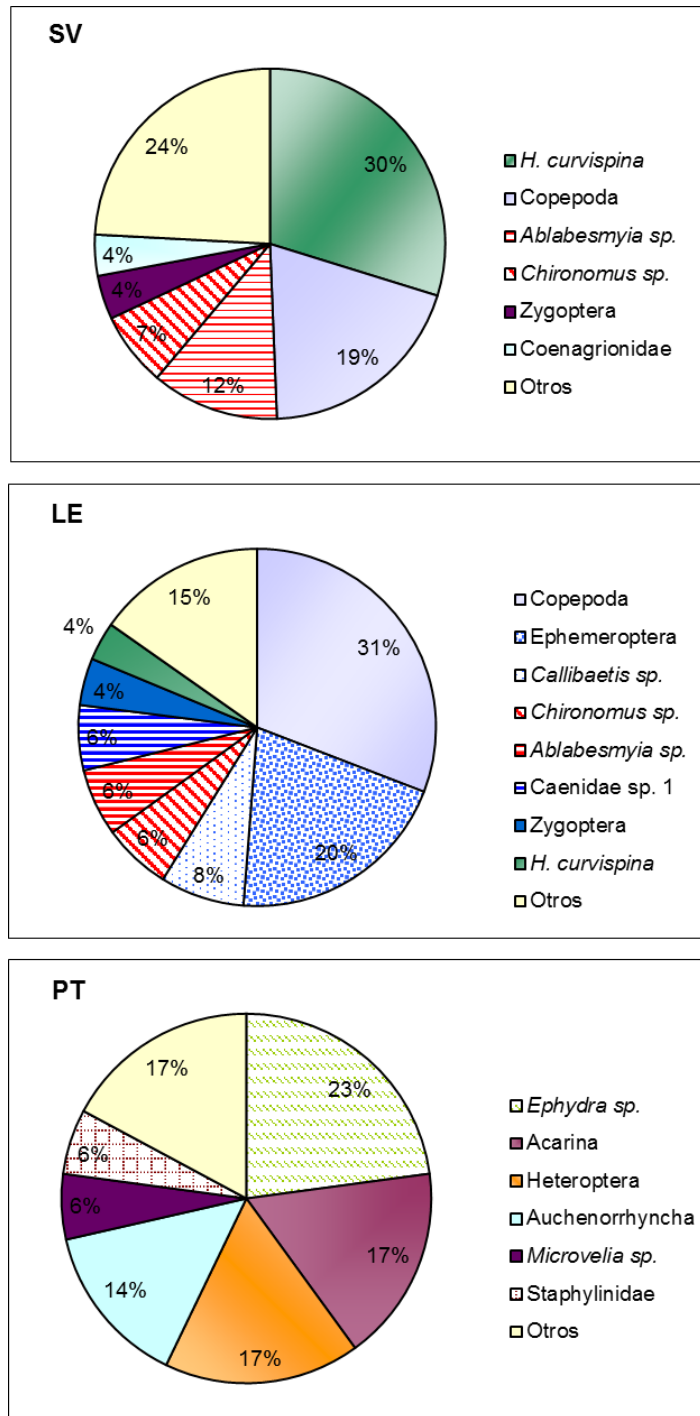


Figura 9. Abundancia relativa de artrópodos asociados a macrófitas. Agosto 2000. Río Negro. Provincia del Chaco. 1999-2002.

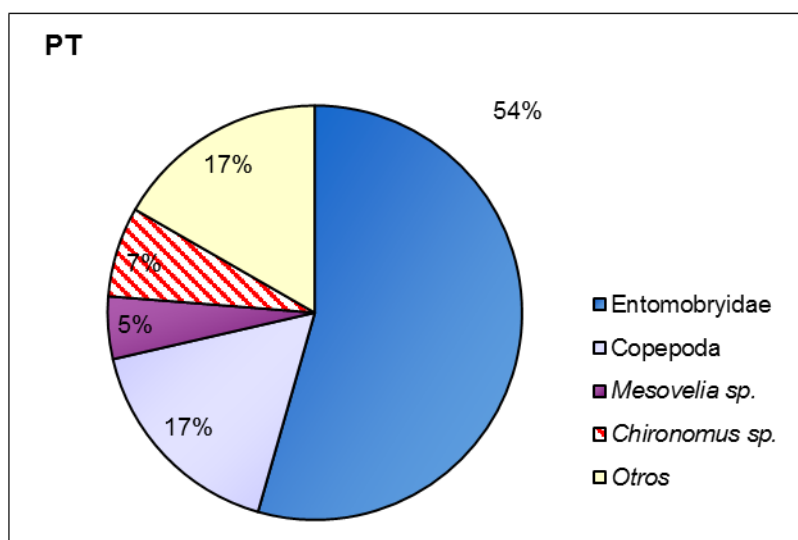
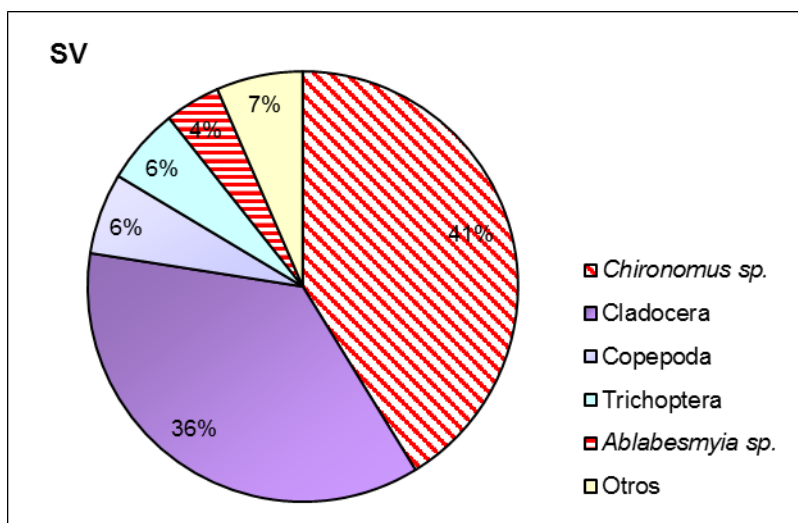


Figura 10. Abundancia relativa de artrópodos asociados a macrófitas. Julio 2001. Río Negro. Provincia del Chaco. 1999-2002.

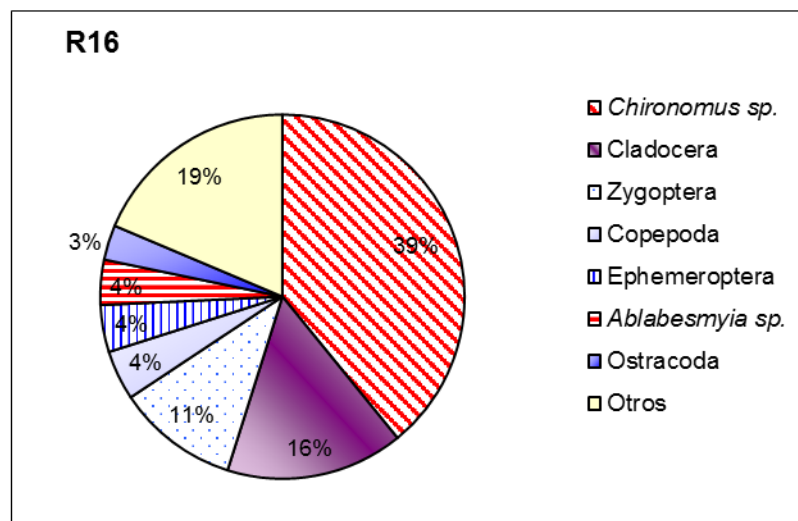
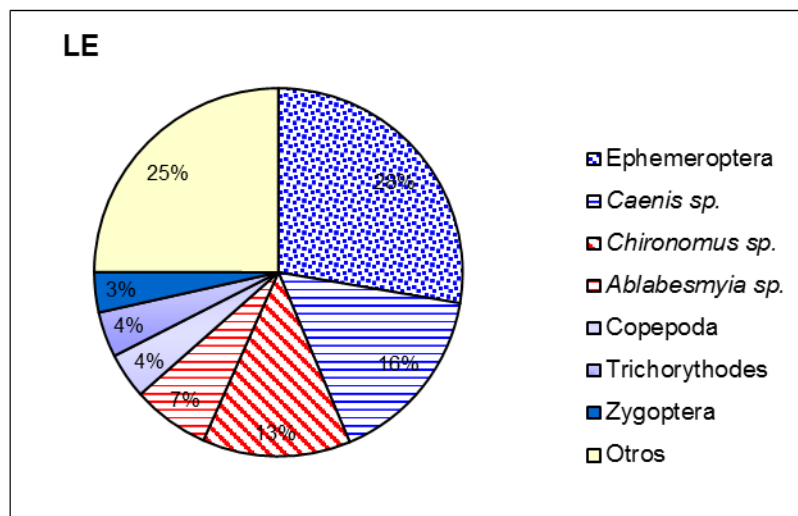
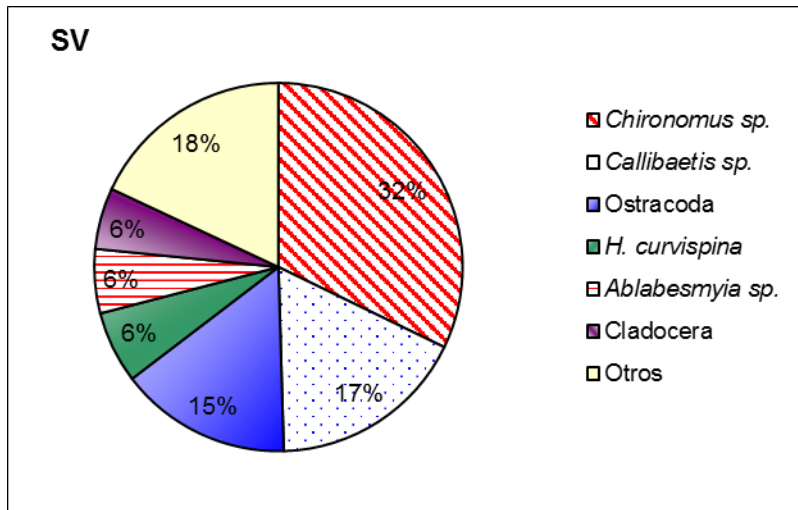


Figura 11. Abundancia relativa de artrópodos asociados a macrófitas. Octubre 2001. Río Negro. Provincia del Chaco. 1999-2002.

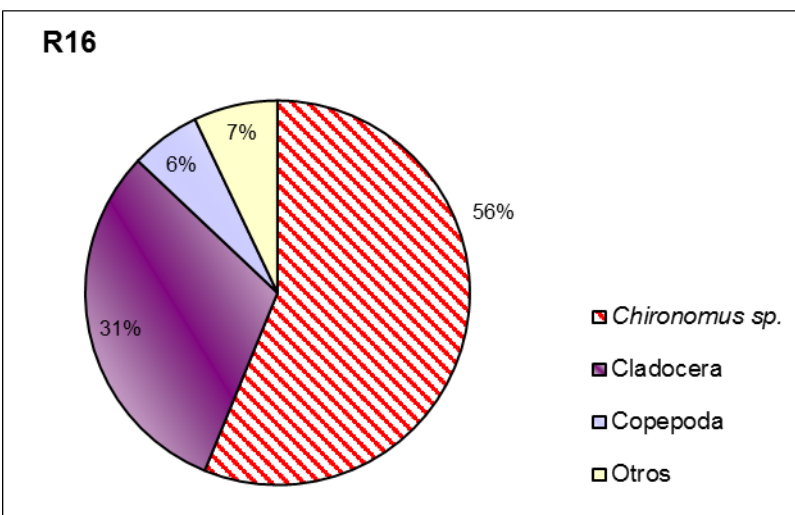
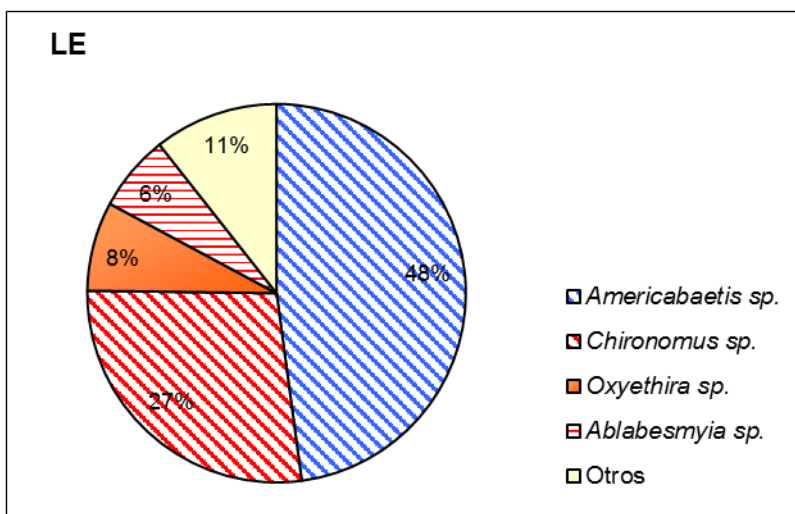
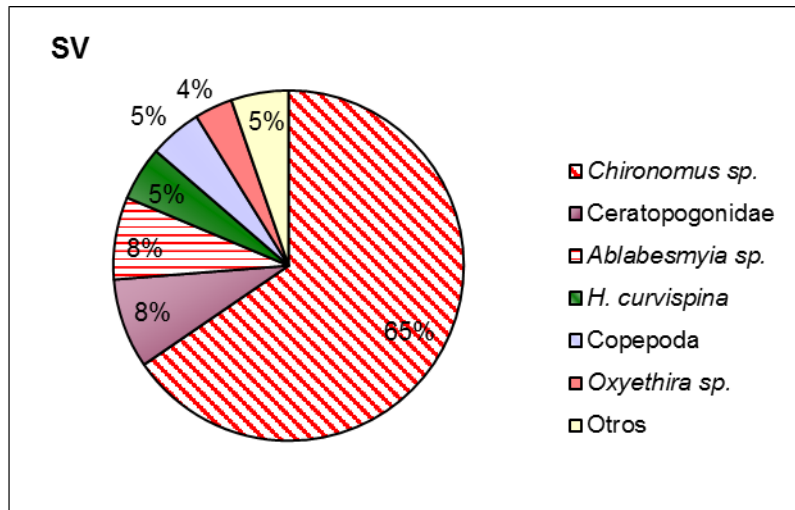


Figura 12. Abundancia relativa de artrópodos asociados a macrófitas. Abril 2002. Río Negro. Provincia del Chaco. 1999-2002.

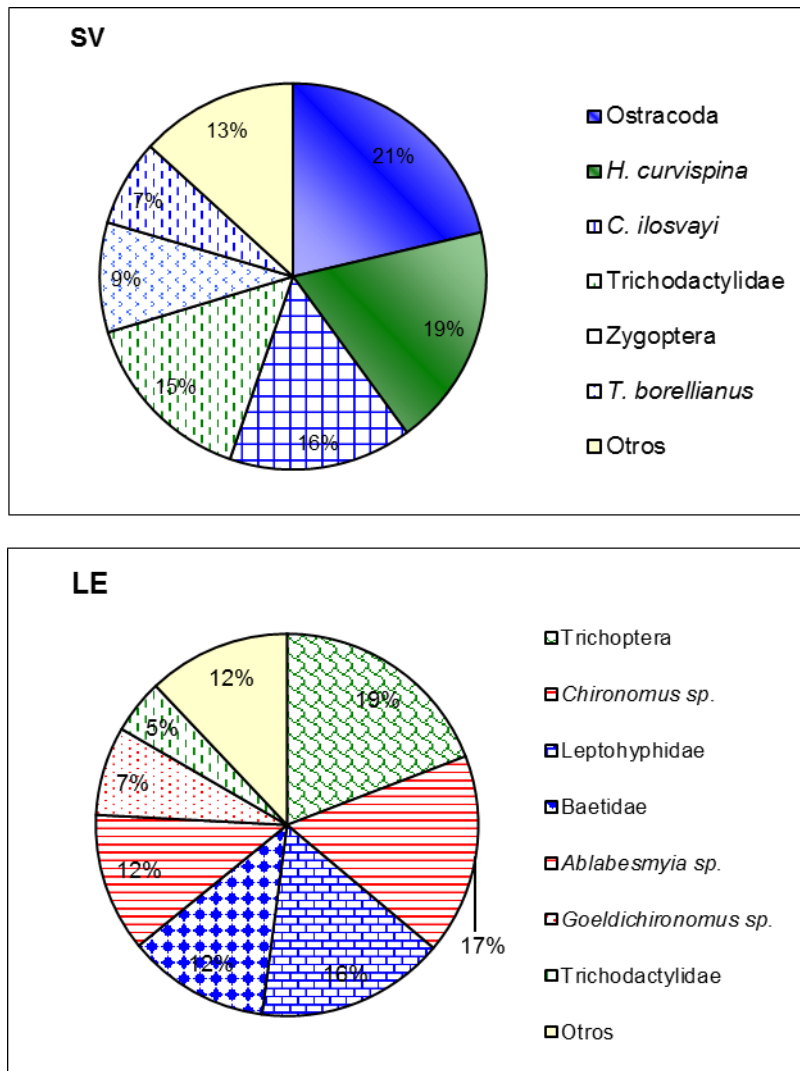


Figura 13. Abundancia relativa de artrópodos asociados a macrofitas. Diciembre 2002. Río Negro. Provincia del Chaco. 1999-2002.

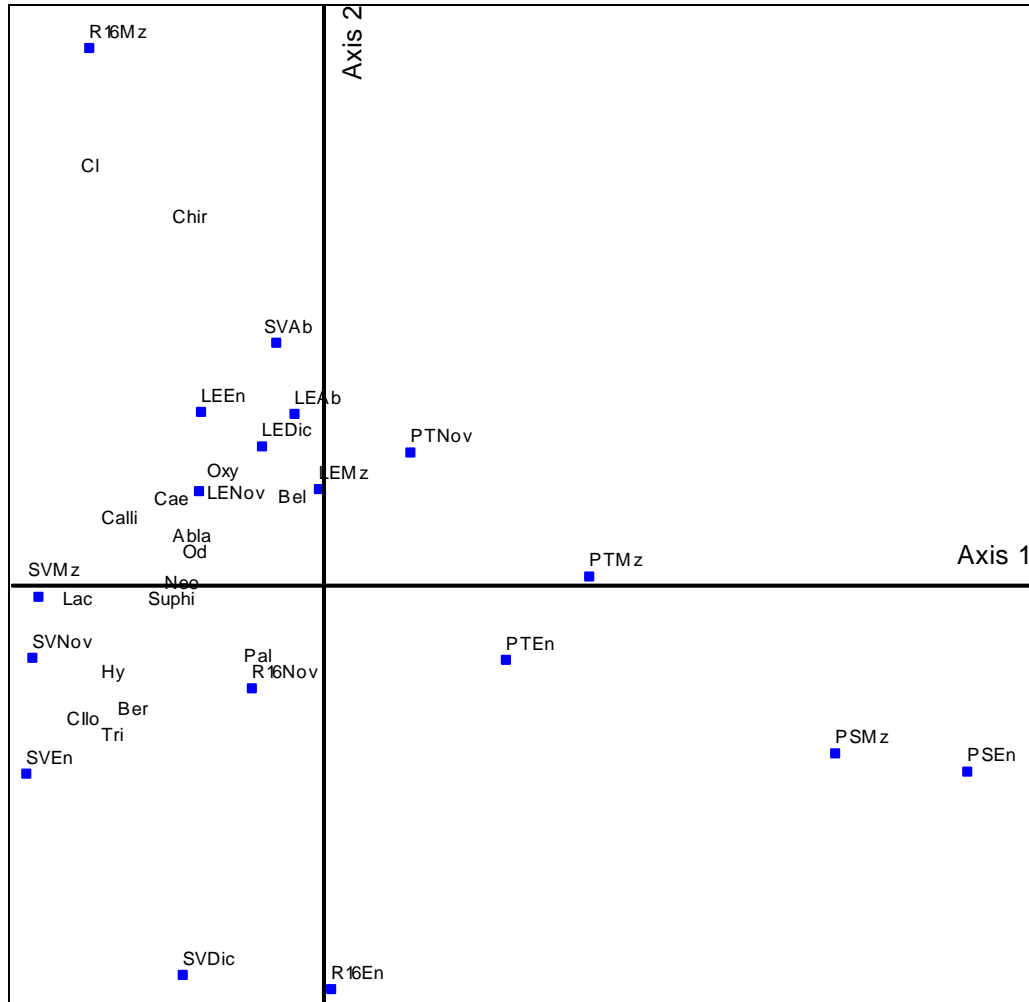


Figura 14. Ordenamiento bidimensional de la abundancia de 16 taxones de acuerdo a sitios y meses. Río Negro. Provincia del Chaco. 1999-2002.

Ablabesmyia sp. (Abla), *Belostoma* spp. (Bel), *Berosus* sp. (Ber), *Caenis* sp. (Cae), *Callibaetis* sp. (Calli), Cladocera (Cl), *Cytheridella ilosvayi* (Cilo), *Chironomus* sp. (Chir), *Hyaella curvispina* (Hy), *Laccophilus* spp. (Lac), *Neoplea* spp. (Neo), Odonata (Od), *Oxyethira* sp. (Oxy), *Palaemonetes argentinus* (Pal), *Suphisellus* sp. (Suphi), *Trichodactylus borellianus* (Tri).

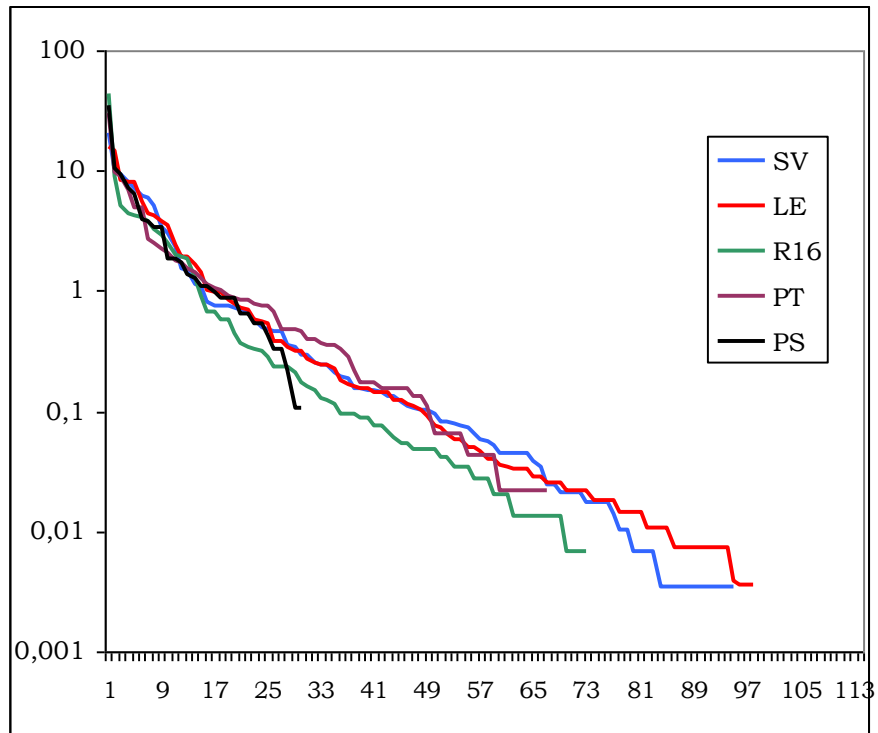


Figura 15. Distribución de la abundancia de taxones en los sitios muestreados. Río Negro. Provincia del Chaco. 1999-2002.

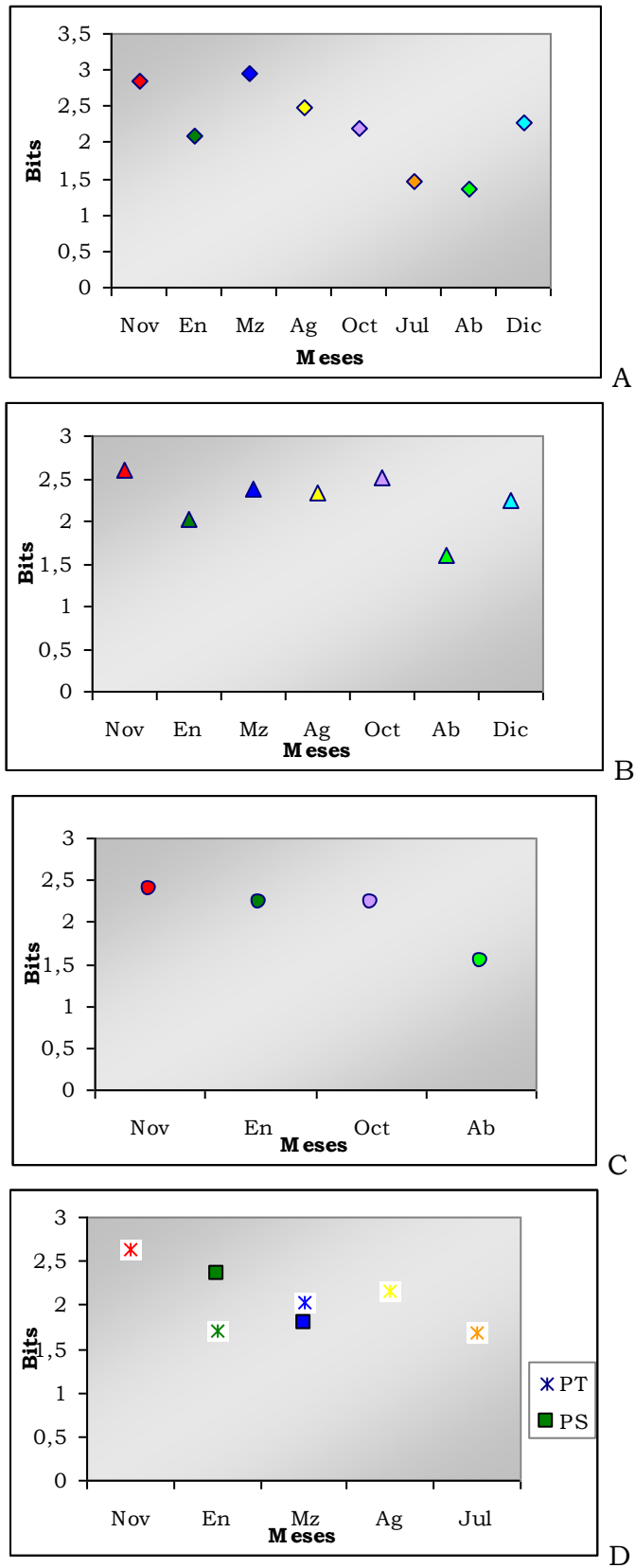


Figura 16. Variación de la diversidad (índice de Shannon) en los sitios y meses muestreados. Río Negro. Provincia del Chaco. 1999-2002. A: Salto La Vieja, B: La Escondida, C: Ruta 16, D: Puerto Tirol y Puente Ejército Argentino

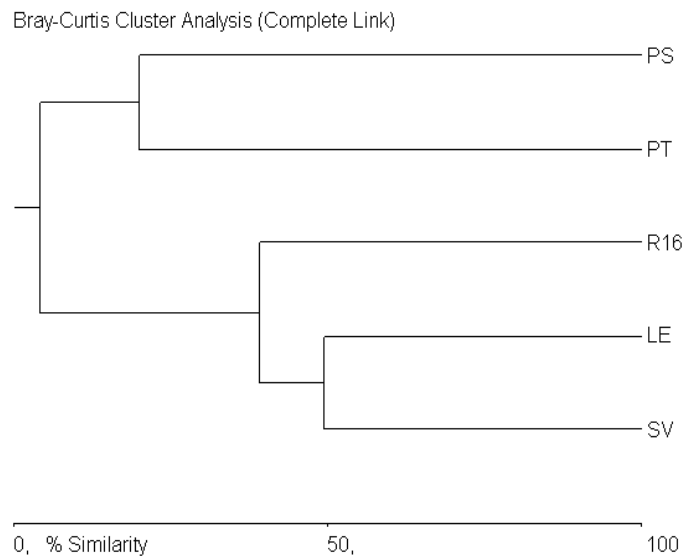
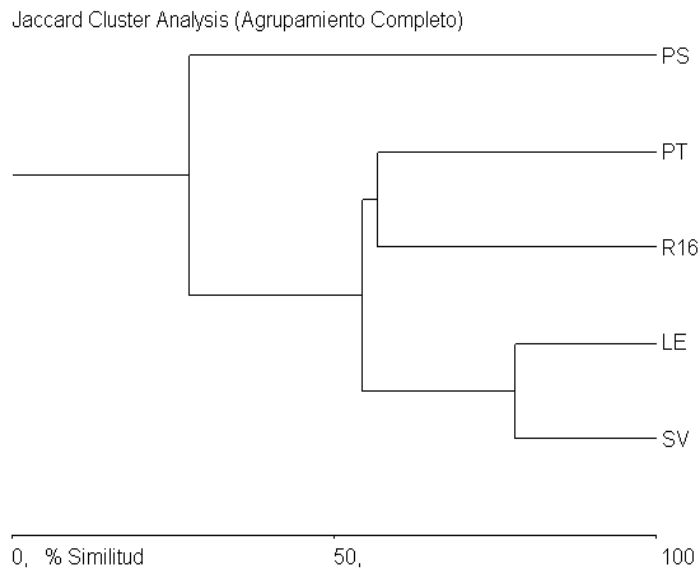
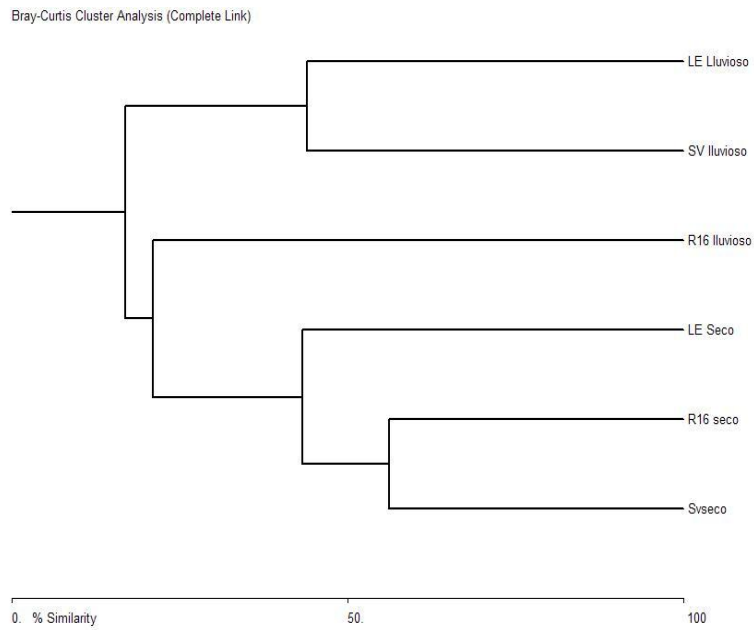
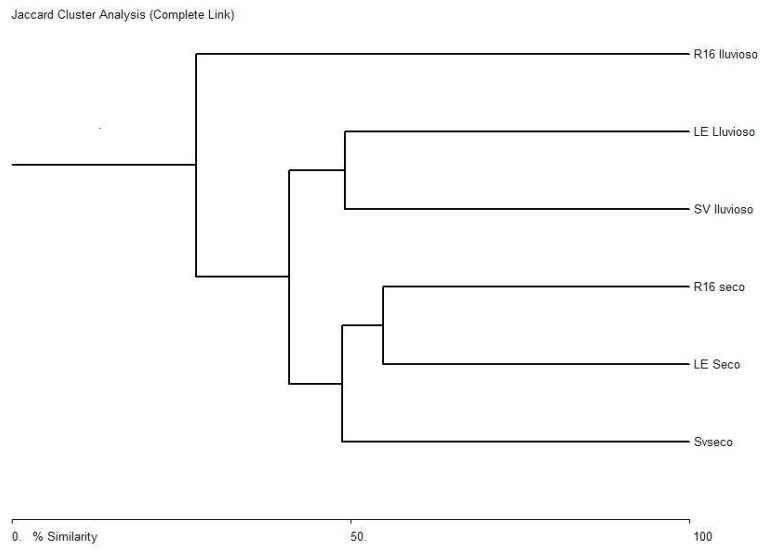


Figura 17. Fenogramas de similitud entre sitios según Jaccard y Bray-Curtis. Río Negro. Provincia del Chaco. 1999-2002.



**Figura 18. Fenogramas de similitud entre sitios .
en situaciones contrastantes según Jaccard y Bray-Curtis.
Río Negro. Provincia del Chaco. 1999-2002.**

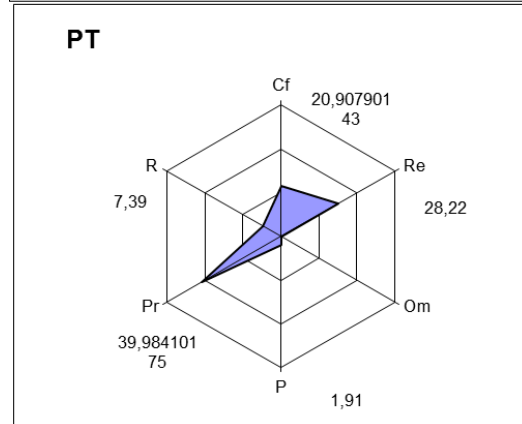
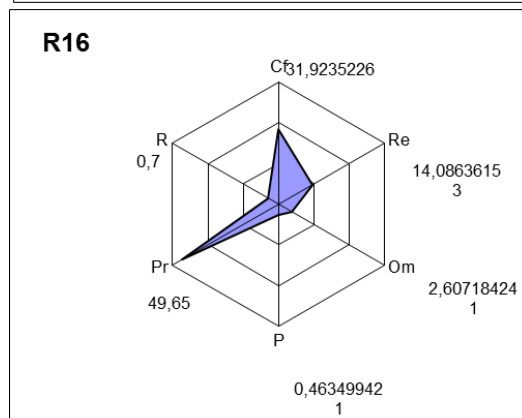
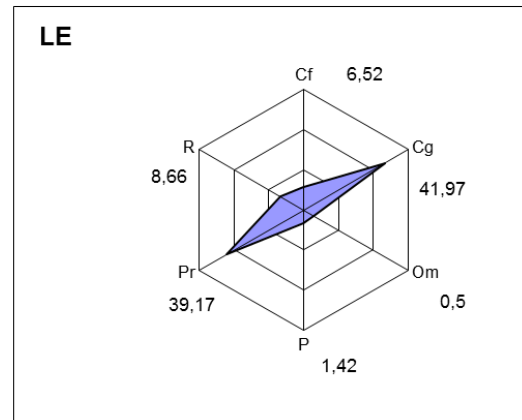
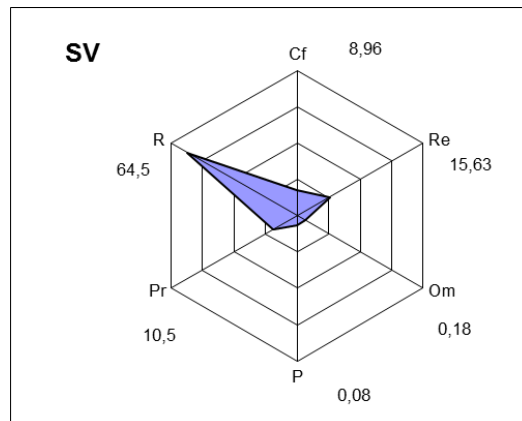


Figura 19. Composición de la comunidad de invertebrados según grupos tróficos funcionales. Noviembre 1999. Río Negro. Chaco.

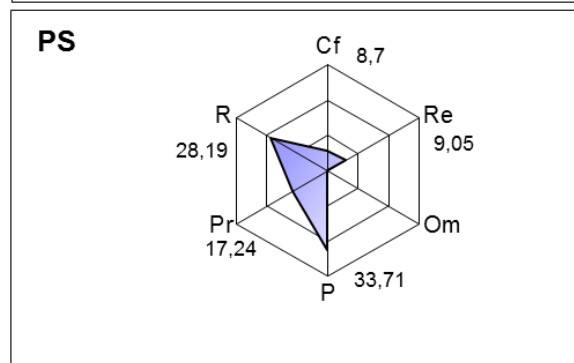
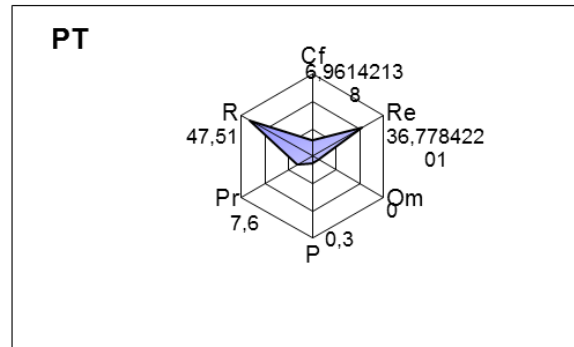
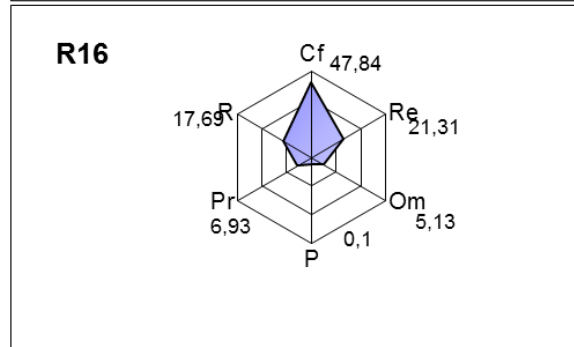
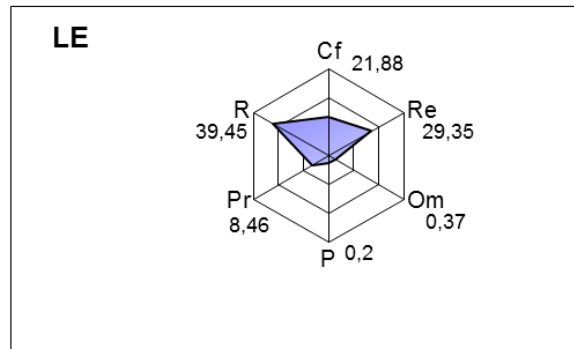
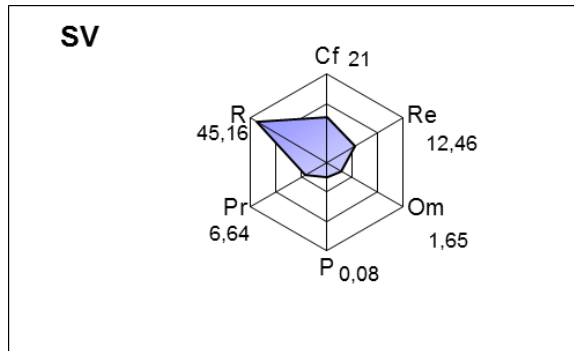


Figura 20. Composición de la comunidad de invertebrados según grupos tróficos funcionales. Enero 2000. Río Negro. Chaco.

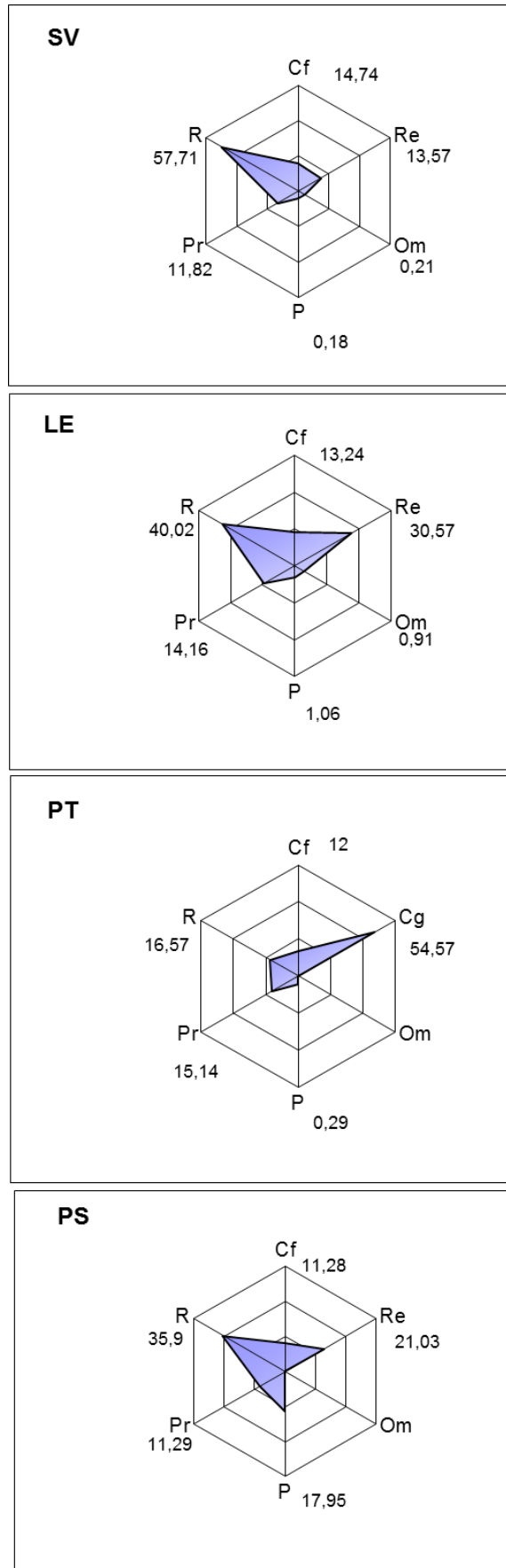


Figura 21. Composición de la comunidad de invertebrados según grupos tróficos funcionales. Marzo 2000. Río Negro. Chaco.

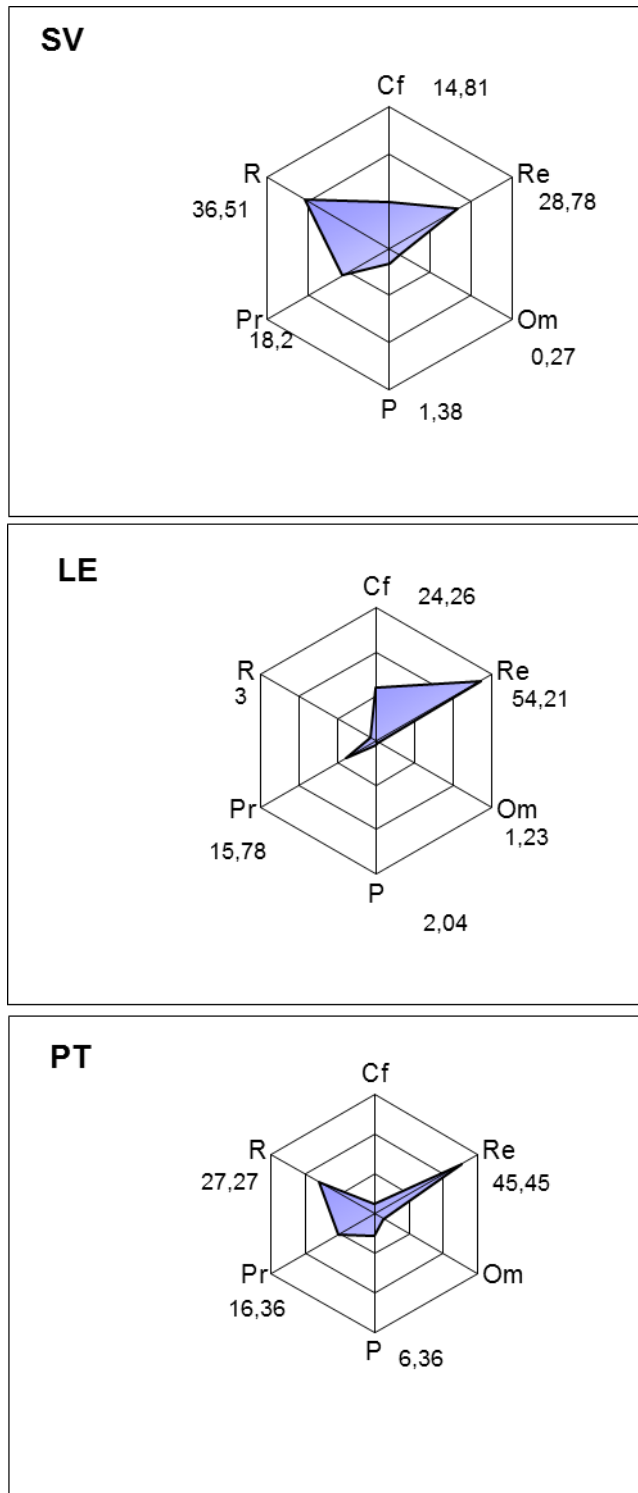


Figura 22. Composición de la comunidad de invertebrados según grupos tróficos funcionales. Agosto 2000. Río Negro. Chaco.

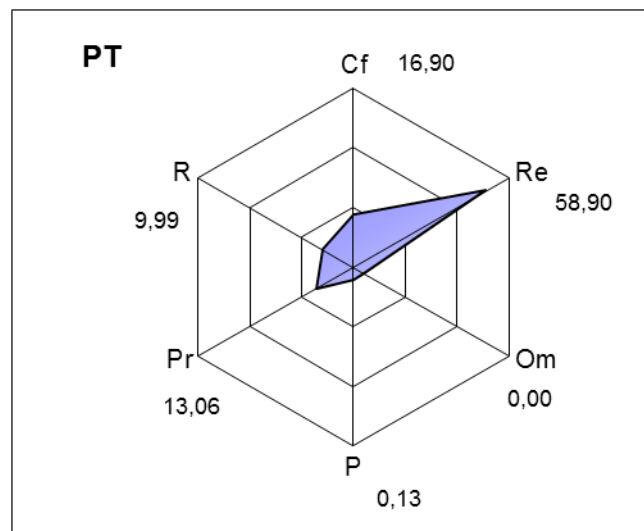
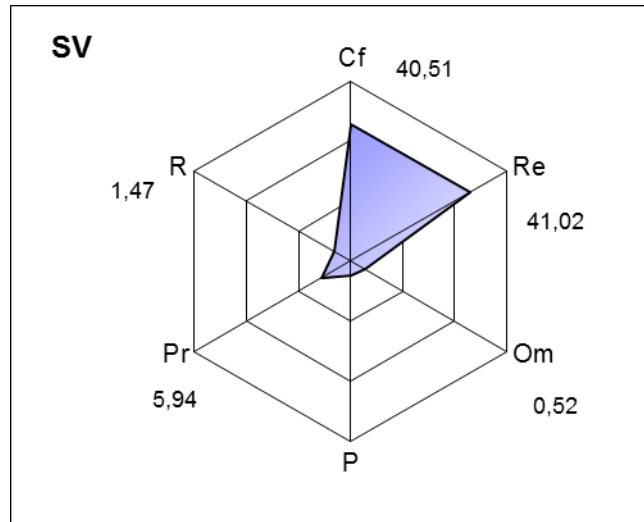


Figura 23. Composición de la comunidad de invertebrados según grupos tróficos funcionales. Julio 2001. Río Negro. Chaco.

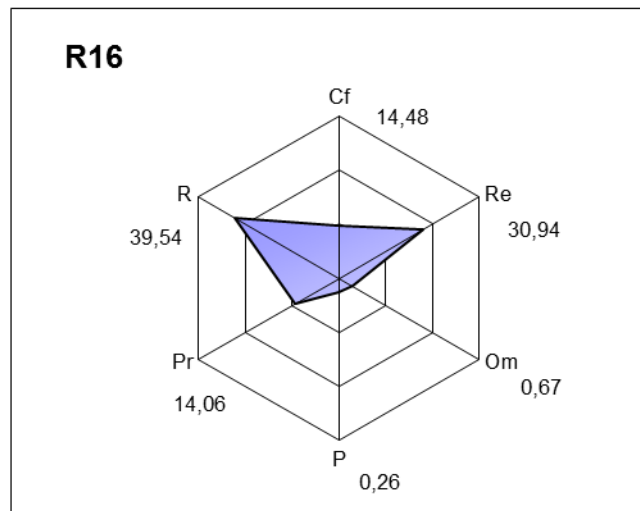
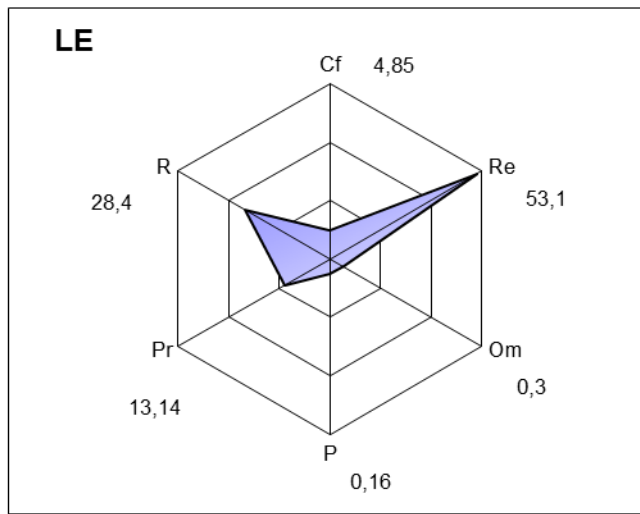
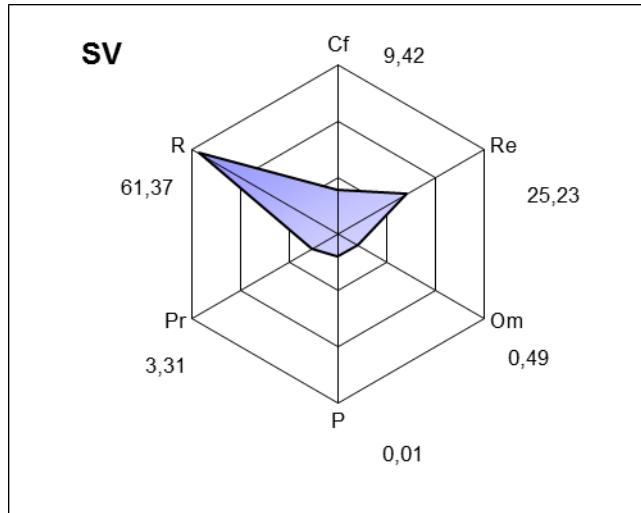


Figura 24. Composición de la comunidad de invertebrados según grupos tróficos funcionales. Octubre 2001. Río Negro. Chaco.

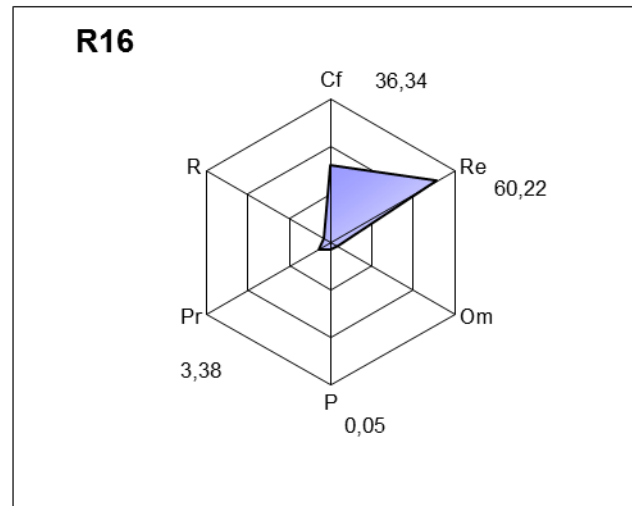
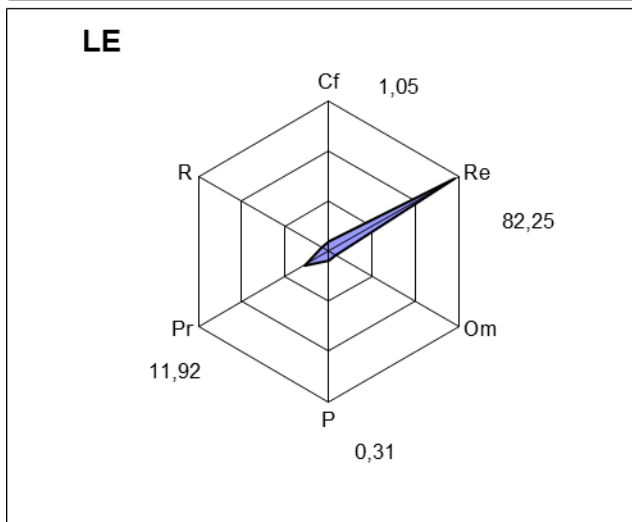
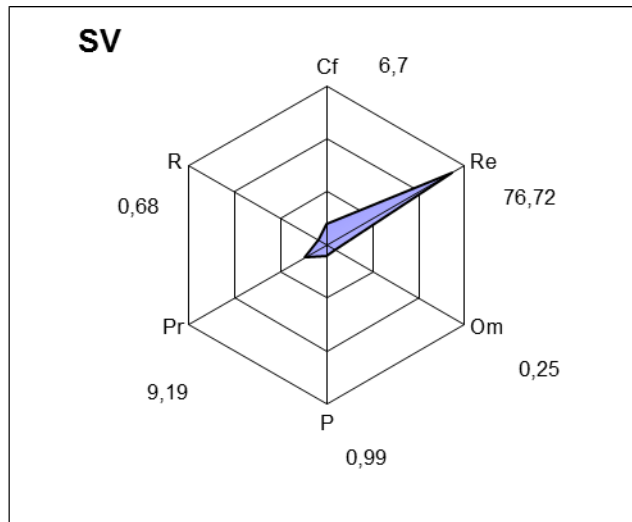


Figura 25. Composición de la comunidad de invertebrados según grupos tróficos funcionales. Abril 2002. Río Negro. Chaco.

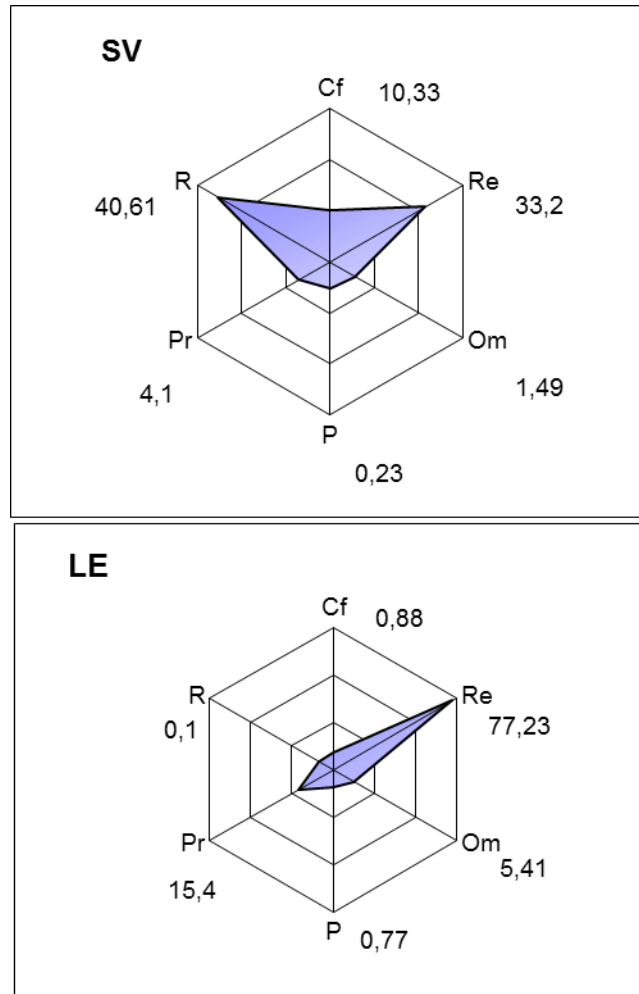


Figura 26. Composición de la comunidad de invertebrados según grupos tróficos funcionales. Diciembre 2002. Río Negro. Chaco.

CAPÍTULO IV

DISCUSIÓN

Características de la vegetación acuática

La vegetación acuática tuvo baja diversidad y difirió de la registrada en lagunas de la planicie del río Paraná (Poi de Neiff y Carignan, 1997) y en otros arroyos del Chaco Oriental en los que dominan flotantes libres tales como *Pistia stratiotes*, *Azolla caroliniana*, *Salvinia herzogii*, *Eichhornia crassipes* y *E. azurea*. La comunidad de invertebrados asociados a estas especies de macrófitas, está ampliamente descripta en Argentina (Poi de Neiff, 1977, 1983, 2003; Poi de Neiff y Neiff, 1980), no así la fauna asociada a *H. ranunculoides*, *P. elephantipes* y *P. repens*, dominantes en distintos tramos del río Negro.

H. ranunculoides, se distribuye en América tropical y subtropical, desde América del Norte hasta el sur de América del Sur. Su hábitat más frecuente es la margen de cuerpos de agua poco profundos y de corrientes lentas. Se la encuentra en diferentes bioformas: arraigada en suelos arcillosos húmedos con hojas emergentes del agua (hasta 40 cm) o con los peciolos flotando libremente. Es invasora en aguas ricas en fosfatos, puede duplicar su biomasa cada tres días y constituye un serio problema en América Central (Pott y Pott, 2000).

P. elephantipes y *P. repens* se caracterizan por crecer en lugares con alto tenor de materia orgánica. *P. elephantipes* ("carrizo") crece también en los bordes del río Paraná y en canales interiores (Neiff, 1986b). Estos "canutillales" y "carrizales" perecen si la conductividad se mantiene superior a 5000 $\mu\text{S. cm}^{-1}$, por períodos mayores a un año (Neiff, 1986a).

Los camalotes y la vegetación flotante libre no prosperan en aguas con conductividad mayor a 1000 $\mu\text{S. cm}^{-1}$, mientras que las formaciones de *Pistia stratiotes* son vulnerables al agua salina alcalina y desaparecen cuando la conductividad alcanza 2000 $\mu\text{S. cm}^{-1}$ (Poi de Neiff *et al.*, 2003).

La conductividad en el área de estudio alcanzó valores muy elevados, el límite de tolerancia de los hidrófitos a la salinidad fue superado en PT en

noviembre, enero y julio, y en PS en todos los meses excepto marzo, sitios en los que *P. elephantipes* y *P. repens* fueron exclusivas y crecieron enraizadas en las márgenes.

Variaciones en la abundancia según el sustrato vegetal

El número promedio de artrópodos que albergaban las comunidades de *H. ranunculoides* fue, en algunos sitios, mayor a la abundancia de macroinvertebrados asociados a *E. crassipes* en el cauce principal y cauces secundarios del río Paraná y en lagunas de la llanura de inundación del mencionado río (Paporello de Amsler, 1987; Poi de Neiff y Carignan, 1997). Mientras que se mantuvo dentro del rango de abundancia de la mesofauna asociada a otros hidrófitos flotantes, algunos de estructura muy simplificada tales como *Lemna gibba*, *Azolla caroliniana* y *Pistia stratiotes* (Poi de Neiff y Neiff, 1984).

La menor abundancia de invertebrados en *P. repens* con relación a las otras macrófitas es atribuible a la arquitectura de estas plantas emergentes con una menor superficie relativa para la colonización de organismos acuáticos (Takeda *et al.*, 2003) y a sus tejidos duros, ricos en sílice. El número de artrópodos por unidad de superficie cubierta por *P. repens* fue menor a la densidad por metro cuadrado asociada a la misma macrófita en el río Amazonas medio (Junk, 1973) y en la llanura de inundación del río Orinoco (Blanco-Belmonte, 1990; Blanco-Belmonte *et al.*, 1998). Como también a la registrada en una laguna del tramo medio del río Paraná (Paporello de Amsler, 1996) y a la contabilizada en el complejo *P. repens* - *Salvinia herzogii* en el alto Paraná (Poi de Neiff, 1981).

Los resultados del análisis de regresión múltiple indican que de las nueve variables independientes consideradas en el análisis, el tipo de sustrato y el peso seco de la vegetación son los factores que explicaron más del 50% de la variabilidad de la abundancia.

La composición específica de las macrófitas acuáticas, junto a la presencia de peces predadores, son factores biológicos significativos para la comunidad de invertebrados en los humedales (Wissinger, 1999), como también lo son la disponibilidad de alimento y el tipo de sustrato que afectan la distribución de determinados grupos taxonómicos (Paggi, 2003). La

variación en la densidad de macroinvertebrados en sitios con diferentes especies vegetales es citada también por Cyr y Downing (1988a) y Wissinger (1999), mientras que otros autores no encuentran asociaciones significativas entre estas variables (Kratzer y Batzer, 2007).

De la misma manera la biomasa de las plantas acuáticas en un determinado ambiente influye en la abundancia y en la riqueza de invertebrados (Poi de Neiff y Neiff, 2006). La mayor densidad de artrópodos por peso seco de plantas como por unidad de superficie se observó en orden decreciente en *H. ranunculoides* > *P. elephantipes* > *P. repens*, con una mayor abundancia de artrópodos a menor biomasa vegetal.

Variaciones en la abundancia según características del medio

Conjuntamente con los factores bióticos, la fecha de muestreo, el período hidrológico y los factores fisico-químicos del medio acuático, tales como el oxígeno disuelto, salinidad, pH, sedimentos suspendidos, influyen en la composición y abundancia de invertebrados (Cyr y Downing, 1988a; Batzer y Wissinger, 1996).

El fósforo decreció en el tramo inferior del río Negro, esta disminución hacia los centros más poblados es sugestiva y fue anteriormente mencionada (Ruberto, 1999). Las concentraciones elevadas en los sitios más alejados de la influencia urbana otorgan mayor viabilidad a la hipótesis de que el aporte de fósforo no es el resultado de la eutrofización antrópica sino que proviene de los suelos de los humedales por lavado durante las lluvias (Poi de Neiff *et al.*, 2003). Los valores de fósforo total fueron altos en comparación con los valores límites mencionados para mesotrofia y eutrofia citados para ambientes subtropicales (Poi de Neiff *et al.*, 1999). El fósforo al igual que el amonio, nitritos y nitratos son los iones que más información aportan para definir la calidad del agua (Pratt *et al.*, 1999).

El contenido de materia orgánica y la salinidad fueron en todos los casos superiores a los mencionados por Varela *et al.*, (1980) y alcanzaron niveles semejantes a los medidos en los años 1993-1994 (Franco y Sotelo Maciel, 1995). El aumento de la salinidad en el período de aguas bajas y con caudales próximos a cero, junto con otros procesos de deterioro (disminución del O₂ disuelto, aumento en los tenores de materia orgánica) provoca la

inutilización del agua durante el período en que disminuyen las lluvias (Patiño, 1995).

El incremento de la demanda química de oxígeno (DQO) en sitios como PT está en relación con los aportes de tanino vertidos por la industria taninera que alcanzaron hasta 14 mg.l^{-1} (Ruberto, 1999). La Organización Panamericana de Salud (OPS, 1987) recomienda tratamientos intensivos y desinfección total del agua para valores $>30 \text{ mg.l}^{-1}$, éste es el valor guía obligatorio para el agua de consumo.

De acuerdo a la concentración de los iones mayoritarios en solución en algunos meses las aguas fueron sulfatadas sódicas, mientras que en otros fue predominantemente bicarbonatada sódica, en coincidencia con registros anteriores (Varela *et al.*, 1980). La concentración de sulfatos excedió en PT y PS, en algunos muestreos, el límite permitido para aguas superficiales destinadas al abastecimiento público (400 mg.l^{-1} ; OPS, 1985). En estos dos sitios fue también elevada la presencia de cloruros, que aunque no es perjudicial para la salud, otorgan al agua sabor salobre que la hace inapropiada para el consumo (Olivares, 1982).

En algunos sitios la concentración de oxígeno disuelto fue baja pero la abundancia de artrópodos fue alta, en particular en aquellos alejados de la acción antrópica. La dificultad de indicar un valor mínimo de oxígeno disuelto aceptable para el desarrollo de la biota es mencionada por la OPS (1987), puesto que otros componentes influyen para alcanzar un nivel óptimo. La solubilidad del oxígeno depende de la temperatura del agua y en menor grado de la salinidad. El valor de 5 mg.l^{-1} , es considerado el mínimo para sustentar la vida acuática (Donoso *et al.*, 2000), pero este valor es discutido debido a su diferente significado para distintas especies de peces y condiciones térmicas (Cole, 1983). En el río Negro se reportaron con anterioridad hallazgos de peces en sitios con concentración de oxígeno de 2 mg.l^{-1} e incluso con concentraciones menores (Ruberto, 1999; Poi de Neiff *et al.*, 2003). En PS, donde se registró baja concentración de oxígeno, fueron dominantes taxones que no dependen del oxígeno disuelto en agua.

En los sedimentos de fondo el único metal pesado detectado fue el cromo, en concentraciones inferiores a $50 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$, que corresponde al valor guía para el cromo total presente en el agua de acuerdo a OPS (1985), que aunque

no menciona valores límites para el sedimento, resalta sus efectos cancerígenos. En los ríos Salado y Santa Fe que atraviesan áreas urbanas de la provincia homónima, donde desembocan cloacas y efluentes industriales, se reportan concentraciones superiores en sedimentos (55 mg.g^{-1} , José de Paggi y Paggi, 1998).

En el río Pilcomayo en áreas contaminadas con metales pesados las densidades de macroinvertebrados son bajas y la contribución de Chironomidae varía entre 85% y 99% y está combinada a una inexpresiva presencia de Ephemeroptera y ausencia total de Crustacea y Mollusca (Smolders *et al.*, 1996). En el río Negro, aún cuando se detectó cromo, si bien Chironomidae fue dominante en numerosas oportunidades, se destacaron otras unidades faunísticas, entre ellas Crustacea.

El análisis de componentes principales mostró que, además del tipo de sustrato y biomasa de plantas, la composición iónica del agua, la concentración de fósforo, la lluvia caída en la cuenca y la temperatura influyen en la densidad de artrópodos. Estos resultados se corroboran con la correlación positiva, aunque débil, entre la abundancia de artrópodos y algunas variables, como por ejemplo la concentración de fosfatos en el agua.

La relación entre la abundancia de invertebrados con los niveles de fósforo total en el agua es mencionada por Cyr y Downing (1988b), esta relación es atribuida a que la biomasa de algas (planctónicas y epífitas), que constituyen el alimento de los invertebrados, está ligada a la concentración de fósforo total en la columna de agua (Cattaneo y Kalff 1980).

Variación temporo-espacial en la abundancia

Con respecto a la variación temporal, se verificó mayor densidad de artrópodos en situación de estiaje del río y menor en diciembre, mes con mayor aporte de precipitaciones y mayor caudal. En coincidencia, distintos autores señalan un aumento en la densidad de la mesofauna en el período de bajante en ambientes acuáticos temporarios del Chaco, en el río Curundú en Panamá y en el río Itaúna en Brasil (Poi de Neiff y Neiff, 1984; Medianero y Samaniego, 2004; Kikuchi y Sanches Uieda, 2005). Sin embargo, la abundancia de invertebrados asociados a *Eichhornia crassipes* en la llanura de inundación del río Paraná es mayor en el periodo de aguas altas, debido a la

arquitectura de esta planta cuyas raíces péndulas favorecen la retención de organismos y sedimentos transportados durante las crecidas (Poi de Neiff y Carignan, 1997). En relación a otra especie vegetal (*Eichhornia azurea*) no se registraron diferencias estacionales significativas en la abundancia de macroinvertebrados asociados a ésta especie en el río Paraguay (Poi de Neiff, 2003).

Estudios en el río Negro acerca del zooplancton (cladóceros, copépodos, rotíferos, protozoos) revelan alta densidad de esta comunidad en bajante debido al efecto de concentración (Frutos, 1998). En esta tesis, la densidad de cladóceros asociados a la vegetación resultó mayor en estiaje, al igual que la de ostrácodos y copépodos.

El análisis NMDS separó los sitios del tramo medio de los sitios del tramo bajo de la cuenca. En muchos ríos se menciona también un gradiente longitudinal en algunas comunidades como las zooplanctónicas o la de invertebrados (Frutos *et al.*, 2006). Sin embargo en el caso del río Negro no es fácil discernir si las diferencias entre tramos pueden atribuirse a cambios graduales desde el nacimiento a la desembocadura, o si son debidas a que el tramo bajo está afectado por la acción antrópica.

Variaciones de la composición taxonómica

La comunidad litoral de artrópodos es frecuentemente evaluada como más importante que la planctónica en la producción anual (Wetzel, 1993). La comunidad litoral de los cuerpos de agua dulce se caracteriza por su diversidad, comprende poblaciones de cladóceros junto a copépodos (ciclopoideos y harpacticoideos), ostrácodos, anfípodos, ácaros, nematodos, oligoquetos, estados larvales de quironómidos, tricópteros, coleópteros y ninfales de corixidos, notonéctidos, efemerópteros, odonatos y otros grupos (Dodson y Frey, 2001). En número variable todos estos taxones se identificaron asociados a macrófitas en el río Negro, la mayoría de los géneros identificados son también abundantes en otros ambientes acuáticos subtropicales y tropicales (Poi de Neiff, 1977; Neiff y Poi de Neiff, 1979; Correia y Trivinho-Strixino, 1998; Nessimian *et al.*, 1998).

Entre la fauna del bentos del río Negro, las poblaciones de Chironomidae son numerosas en aquellas áreas más afectadas por aportes

cloacales y de frigoríficos y curtiembres, mientras que Cladocera, Copepoda y Ostracoda se identifican en lugares cercanos a centros urbanos y *Caenis* sp. (Ephemeroptera), en áreas de poca perturbación (Varela *et al.*, 1980). En los muestreos comprendidos entre 1999-2002, Chironomidae fue un taxón eudominante no sólo en PT sino también en SV, LE y R16, sitios no afectados por aportes cloacales, mientras que *Caenis* sp. sólo se registró en sitios más alejados de la actividad humana (SV y LE). Los cladóceros no se registraron en ninguna de las muestras provenientes de proximidades a centros urbanos (PT y PS).

La dominancia numérica de la familia Chironomidae en los ambientes acuáticos es referida en numerosas investigaciones efectuadas en un tramo del río Paraná (Paporello de Amsler, 1980; 1996) como también en ríos de otros países (Trivinho-Strixino *et al.*, 2000; Moretto *et al.*, 2003; Medianero y Samaniego, 2004; Mastrantuono y Mancinelli, 2005; Peralta *et al.*, 2007).

Se identificaron dos subfamilias de Chironomidae: Tanytopodinae y Chironominae, de las tres subfamilias citadas en la zona tropical de la región Neotropical y que además son las de presencia más notoria en ríos de llanura pampeana (Paggi, 2003). Las larvas de *Chironomus* sp. prevalecieron tanto en el período de estiaje como en los meses de lluvias, esta dominancia en ambas fases es también señalada por Correia y Trivinho-Strixino (1998).

Otros estadios larvales del Orden Diptera, *Ephydra* sp., fueron constantes en sitios con salinidad, turbidez y temperatura del agua elevadas, este género es mencionado en ambientes con características similares (Lizarralde de Grosso, 2001).

Algunos efemerópteros son considerados sensibles a la polución como por ejemplo *Caenis* sp., presente en ambientes con menor perturbación (Spellerberg, 1991; Domínguez *et al.*, 2001). Sin embargo este concepto no puede ser interpretado como una generalidad, algunas especies toleran altas concentraciones de sulfatos, alcalinidad y en el caso de *Caenis* sp., oxígeno disuelto menor a 4 ppm, (Roback, 1974). Este género fue detectado en alta cantidad en sitios donde se registró una concentración de O₂ que varió entre 3,2 y 5,2 mg/L.

Las especies de las familias Leptophlebiidae y Leptohephidae desaparecen cuando se producen alteraciones fisico-químicas en el medio acuático (Domínguez y Fernández, 1998), sólo en LE se identificaron

individuos de la familia Leptohyphidae, que alcanzaron la máxima abundancia en diciembre.

Odonata fue uno de los cinco grupos más abundantes en algunas áreas. Aunque algunos autores no le asignan susceptibilidad para detectar variaciones ambientales (Roback, 1974, Spellerberg, 1991), por el contrario, Tangorra (2005) considera a las familias Coenagrionidae y Libellulidae como poco tolerantes a disturbios antrópicos, en tanto que Kratzer y Batzer (2007) clasifican a este orden en general junto a Ephemeroptera, Trichoptera, algunos Hemiptera y Coleoptera como sensibles a condiciones ambientales.

En el río Negro se identificaron 14 familias del orden Coleoptera de las 26 que incluyen representantes acuáticos en América del Sur, entre ellas Hydrophilidae y Dytiscidae, comunes en aguas salobres y otras que son primordialmente terrestres (Staphylinidae, Chrysomelidae, Curculionidae) pero que incluyen algunas especies acuáticas (Archangelsky, 2001).

Aunque *Hydrocanthus* sp. y *Suphisellus* sp. (Noteridae), fueron numerosos en el período de extrema bajante, los Coleoptera no se destacaron por su abundancia, resultados similares informan Peralta *et al.* (2007) en lagos interdunarios en México.

Larvas y pupas de *Oxyethira* sp. (Trichoptera) y ninfas de Ephemeroptera resultaron más numerosas en los meses con mayor promedio de lluvias, composición semejante a la mencionada en situaciones de inundación por Poi de Neiff y Bruquetas de Zozaya (1983; 1989) y Poi de Neiff (1990). Los tricópteros tienen cierto grado de tolerancia a la eutrofización (Basaguren y Orine, 1990); y algunas especies elevada sensibilidad a los cambios de condiciones ambientales (Angrisano y Korob, 2001).

Se resalta que en PT y PS donde la bioforma vegetal correspondió a *P. repens* o *P. elephantipus*, no se colectaron anfipodos ni tricópteros, como tampoco efemerópteros en PS, artrópodos que sí estuvieron asociados a estas macrófitas pero en otros ambientes con mejores condiciones físico-químicas (Junk, 1973; Poi de Neiff y Bruquetas de Zozaya, 1991; Poi de Neiff y Neiff, 2006).

Las características físicas y químicas del agua condicionan la distribución y abundancia de ostrácodos, cladóceros y copépodos (Delorme, 2001). En este estudio el valor de pH estuvo comprendido entre 6,7 y 7,8 y en estas condiciones se colectaron ejemplares de tres taxones de

microcrustáceos: ostrácodos, cladóceros y copépodos. La acidificación afecta más acentuadamente la distribución de cladóceros, la mayoría prefiere aguas neutras o alcalinas, mientras que los copépodos requieren un rango de valores de pH de 4,5 a 7,2 (Williamson y Reid, 2001). El rango de tolerancia al pH de muchas especies de ostrácodos es más amplio, entre 5,2 y 13, y no se ha verificado una correlación significativa entre la abundancia de ostrácodos y la alcalinidad (Creuzé des Chatelliers y Marmonier, 1993).

Mientras que los ostrácodos se desarrollan en un rango de salinidad amplio, desde 10 a 74800 mg/l, este factor limita la distribución y abundancia de Cladocera, que pueden soportar valores extremos de hasta 39g/l, pero unas pocas especies sobreviven en condiciones más restringidas y resisten concentraciones de 5-10%. (Delorme, 2001). Esta restricción en la distribución fue notoria en este estudio, *Ilyocryptus paranaensis* (Cladocera), fue la única especie que resistió un máximo de 890 mg/l⁻¹ de salinidad, mientras que Ostracoda y Copepoda se distribuyeron en sitios con una concentración de sales de hasta 5935 y 6499 mg/l⁻¹, respectivamente. Así, la frecuencia de copépodos fue constante en los sitios del tramo medio y escasa hacia el tramo final (PT y PS).

El oxígeno disuelto es un requerimiento importante para la supervivencia de algunas especies de ostrácodos, el promedio requerido varía entre 2,9 a 9,5 mg/L (Delorme, 2001). Sin embargo en el río Negro *Cytheridella ilosvayi* fue muy abundante en Salto La Vieja y R16 (enero y marzo), con concentraciones bajas de oxígeno disuelto (0,6 mg/l).

H. curvispina (Amphipoda) estuvo presente en seis de los ocho meses muestreados, en sitios con valores de conductividad eléctrica que variaron entre 100 y 2000 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ y una concentración de fósforo entre 400 y 1300 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. La abundancia promedio fue de 10 a 3222 individuos.m⁻², y la mayor densidad se registró en un sitio con conductividad elevada (1150 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Una relación significativa fue encontrada entre la abundancia de este anfípodo y la conductividad en lagunas de las provincias de Chaco y Corrientes (Galassi *et al.*, 2006). Su preferencia por ambientes que reúnen estas características es mencionada para otros arroyos del sur de Argentina (Miserendino y Pizzolón, 2000). Esta especie está frecuentemente asociada a la vegetación litoral y es empleada en ensayos para medir los efectos de contaminación y eutrofización

(Peralta, 2001).

Riqueza y diversidad

En la Clase Insecta se reconocen 10 órdenes con representantes en ambientes acuáticos (Hilsenhoff, 1991), de los que en esta investigación se identificaron siete. La dominancia de Insecta, y su contribución a la abundancia y riqueza de la comunidad con respecto a las otras clases es verificada también en la fauna asociada a *E. crassipes* en otro río de la cuenca del Bajo Paraná (Paporello de Amsler, 1987).

La mayor diversidad de Coleoptera asociada a la abundancia de Diptera es un resultado frecuente en muestreos efectuados en diferentes tipos de cuerpos de agua localizados en distintas latitudes (Poi de Neiff y Carignan, 1997; Trivinho-Strixino *et al.*, 2000; Poi de Neiff y Neiff, 2006; Peralta *et al.*, 2007).

De los cuatro modelos de distribución de abundancia descritos, en cuanto al número de individuos de cada taxón, se verificaron dos. Los modelos de distribución de abundancia se interpretan en términos de distribución de recursos y la abundancia responde a la porción de nicho ocupado por cada especie (Piera, 1999). En PS los artrópodos presentaron una distribución geométrica, que tal como indica Magurran (2004) es un patrón que caracteriza ambientes pobres en cuanto a la riqueza taxonómica, pocas especies ocuparon los escasos nichos disponibles.

Los restantes sitios se ajustaron al modelo de distribución log-normal, con muchas unidades faunísticas con abundancia intermedia, en este modelo son numerosos los factores que determinan el número de individuos por especie (Moreno, 2001). Esta distribución aproximada a una log-normal es encontrada en invertebrados asociados a dos especies de macrófitas en la planicie del río Paraná en situación de estiaje, mientras que la distribución geométrica se describe para el período de creciente (Poi de Neiff y Bruquetas de Zozaya, 1989).

Los menores valores de diversidad se comprobaron en las áreas con mayor influencia antrópica, en conformidad con estudios efectuados en ríos de

la región pampeana (César *et al.*, 2000; Pave y Marchese, 2005; Rodrigues Capítulo *et al.*, 2007; Tangorra, 2005) y en cuerpos de agua en otros países (Medianero y Samaniego, 2004), en investigaciones referidas al zoobentos o a la fauna asociada a macrófitas.

La riqueza de taxones, el parámetro más comúnmente usado para describir la comunidad de macroinvertebrados, se basa en la premisa de que el número de unidades faunísticas declina al tiempo que disminuye la calidad del agua (Rosenberg y Resh, 1996). Este atributo decreció en el río Negro desde el tramo medio hacia el sector más comprometido por las actividades humanas.

El número total de morfoespecies resultó semejante a las registradas en macrófitas flotantes del río Paraná y es valorada como elevada (Poi de Neiff y Neiff, 2006) y mayor al número de taxones asociados a *E. crassipes*, identificados en tributarios del tramo medio del río Paraná (Paporello de Amsler, 1987).

El porcentaje de singletons (taxones representados por un solo individuo), resultó bajo en especial en LE, es así que la riqueza observada en este sitio de muestreo se aproximó a la estimada. Coddington *et al.* (1996) sugiere que este porcentaje llega a valores relativamente bajos en aquellos sitios con escaso número de especies o que han sido intensamente muestreados. En este estudio podría deberse a que se logró una buena representatividad del área de muestreo o bien, el número de especies únicas puede incrementarse si se alcanza un análisis más detallado a nivel taxonómico.

Los índices de diversidad, riqueza y equitatividad resultaron con valores más altos en estiaje, en coincidencia con la diversidad constatada en la misma situación hidrológica en otras latitudes (Medianero y Samaniego, 2004; Kikuchi y Sanches Uieda, 2005; Peralta *et al.*, 2007). Sin embargo otros autores encuentran un menor valor del índice en la estación seca y lo atribuyen al incremento de concentración de poluentes y a la reducción de oxígeno disuelto (Bendati *et al.*, 1998).

La disminución de la diversidad en el período de mayor aporte de lluvias se interpreta como una respuesta al incremento de caudal, que provoca la deriva de la fauna (Peláez Rodríguez, 2001). En relación al zooplancton se

comprueba una mayor riqueza y diversidad en creciente, debido a efectos de dilución de la concentración salina (Frutos, 1998). Los resultados concuerdan con Neiff (2001) que afirma que en los humedales de Sudamérica se verifican variaciones en la complejidad biótica, abundancia y diversidad entre períodos hidrológicos.

La tasa de cambio (diversidad beta) fue baja si la comparamos con la obtenida en otras comunidades acuáticas de ríos. Valores de beta diversidad entre 33% y 40% se midieron entre sitios de la planicie del río Paraná analizando zooplancton (José de Paggi y Paggi, 2007) y peces (Neiff *et al.*, en prensa). En otros grandes ríos como el Danubio, la tasa de cambio para anfibios, moluscos y peces entre estaciones de muestreo varía entre 6% y 34% (Ward *et al.*, 1999).

La comunidad de artrópodos de los tres sitios del tramo medio, de acuerdo a los índices de incidencia como de abundancia, alcanzaron mayor similitud en estiaje que indica entonces una composición más semejante de la comunidad de artrópodos en los distintos sitios en este período. La menor similitud en aguas altas es también señalada para otra comunidad, la zooplanctónica, en el río Paraguay (Frutos *et al.*, 2006), no así entre los macroinvertebrados de *E. crassipes* que resultaron con mayor similaridad en el período de inundación del río Paraná (Poi de Neiff y Carignan, 1997).

Índices bióticos

Los ríos de la región pampeana comparten varias características con el río Negro, son cauces con escasa pendiente, abundante materia orgánica y elevada turbiedad, dureza y conductividad (Rodríguez Capítulo *et al.*, 2004), es por eso que se seleccionaron los índices de ríos pampeanos para valorar las condiciones en el río Negro.

La fauna acuática de la región no incluye endemismos, al menos a nivel supragenérico, por lo que se probó un índice aplicado en otro país, SIGNAL 2, que requiere una identificación de los macroinvertebrados a un nivel taxonómico de alto rango. Asimismo la fauna del río Negro comparte un mayor número de unidades taxonómicas a nivel de familia (n=43) con la fauna valorada por éste índice (Chessman, 2003) que con la evaluada para la obtención del índice para ríos patagónicos: BMPS (n=24) que también está

basado en la sensibilidad a la polución de familias de macroinvertebrados (Miserendino y Pizzolón, 1999).

Los valores de IMRP (variaron entre 3 y 12), obtenidos del estudio cualitativo de la fauna asociada a macrófitas, resultó semejante a los adjudicados para la zona de cabecera del río Matanza - Riachuelo (Rodríguez Capítulo *et al.*, 2004).

Las secciones PT y PS que resultaron fuertemente poluídas al igual que todas las zonas bentónicas, evaluadas mediante IBPAMP, coinciden con el alto grado de contaminación verificada en El Gato, cuerpo de agua muy afectado por la producción industrial y desechos domésticos. Mientras que SV, LE y R16 son comparables con la sección media y baja de El Pescado y Buñirigo, que presentan condiciones lénticas y están moderadamente afectados como resultado de las prácticas agrícolas (Rodríguez Capítulo *et al.*, 2001), al igual que el río Negro.

Los dípteros quironómidos, culícidos y efídridos y algunas familias de oligoquetos son resistentes a bajo nivel de oxígeno y su presencia exclusiva determina aguas mediana o altamente contaminadas (Fernández y Schnack, 1977). La comunidad bentónica estudiada según datos de Varela *et al.* (1980) presentó una fauna simplificada y con componentes tolerantes, que se interpretó con niveles altos de contaminación, similar a la comprobada en ríos urbanos (Pavé y Marchese, 2005).

Ephemeroptera, Trichoptera y otros órdenes que no están presentes en esta región (Plecoptera, Megaloptera), se caracterizan por su sensibilidad, desaparecen ante una leve disminución de oxígeno y poseen por lo tanto la máxima puntuación en los cálculos de los índices bióticos (Domínguez y Fernández, 1998). Cuando se aplican IMRP o IBPAMP, al no ser métodos cuantitativos, la presencia de algunos de estos grupos asegura un puntaje alto de los índices e indicaría aguas de buena calidad. En algunos casos esta apreciación puede resultar errónea ya que la presencia por sí sola de una especie tiene un uso limitado como indicadora de polución, debe registrarse también su abundancia relativa (Spellerberg, 1991).

Sin embargo, son varios los elementos a tener en cuenta en la emisión de un juicio de calidad. Algunos taxones tienen un nivel alto de tolerancia, por ejemplo Chironomidae. Evaluados R16 y PT con IBPAMP, se registró una mayor contaminación en PT, sin embargo si se considera sólo la abundancia

relativa de Chironomidae, resulta que fue mayor en R16 (82%) con respecto a PT (64%), la diferencia entre ambos estuvo en el menor número de unidades sistemáticas en este último sitio y a la presencia de Ephemeroptera y Trichoptera en R16. Algunas especies de Chironomidae se emplean para identificar ambientes alta o medianamente contaminados, ninguna indica aguas limpias, *Goeldichironomus* sp. está asociada a ambientes poco contaminados, es sensible a niveles de contaminación moderada (IMRP= 2,6-3,9), mientras que *Chironomus* sp. soporta una contaminación fuerte, es más tolerante (IMRP= 1,5). Por debajo de este valor no se localizan quironómidos. En lugares muy contaminados incluso Chironomidae está ausente (Paggi, 2003), en los muestreos del río Negro no se verificó su presencia en PT en agosto, como tampoco crustáceos ni ningún grupo que dependiera exclusivamente del medio acuático.

De los índices bióticos aplicados SIGNAL 2 fue más sensible en revelar, durante los meses de incremento de precipitación, el deterioro ambiental. Mientras que los otros dos índices sólo percibieron este aumento de polución en R16. Esta desmejora en la calidad del agua en el período de aguas altas no fue la esperada, sin embargo la situación de empeoramiento en aguas altas fue detectada en algunas estaciones de la subcuenca del río Carcarañá, que Corigliano (1999) atribuye a la simplificación de la estructura del hábitat. En la cuenca alta del río Jacaré-Guaçu (Brasil), se citan condiciones menos óptimas no sólo en sectores urbanizados sino también en el período de lluvias, en este caso como resultado posiblemente del aumento de flujo de agua y deriva de la fauna (Pelaéz Rodríguez, 2001).

El área comprendida entre Salto la Vieja y Puerto Tirol y los tres sitios estudiados en períodos de bajante, quedaron incluidos en el cuadrante 2 de acuerdo a SIGNAL2. Como resultado de las condiciones ambientales desmejoradas, tanto PS como los sitios evaluados en los meses lluviosos, quedaron incluidos en el cuadrante 4. La ubicación en el cuadrante 2 se atribuye a ríos que atraviesan áreas cultivadas y con altos niveles de salinidad y turbidez, y en el cuadrante 4 a aquellos influidos por una o más formas de impacto antrópico. A ningún sitio le correspondió el cuadrante 1 que refleja ambientes con condiciones óptimas, ausencia de químicos tóxicos, concentraciones bajas de salinidad y nutrientes del medio y tampoco el cuadrante 3, asignado a lugares con condiciones físicas severas,

contaminación con metales o cuando la técnica de muestreo es inadecuada (Chessman, 2003).

Las mayores concentraciones de nutrientes se registraron en el período de incremento de precipitación, cuando se reconoció una menor calidad de acuerdo al análisis con el índice biótico SIGNAL 2. Asimismo, en PT y PS la demanda química de oxígeno (DQO) y la conductividad aumentaron entre tres y cinco veces, respectivamente en relación a los valores del tramo medio. Las variables físico-químicas asociadas a una calidad deficiente medida con el IBPAMP es verificada en ríos de la provincia de Buenos Aires (Tangorra, 2005).

SIGNAL 2 es un índice diseñado para responder a las formas más comunes de contaminación, tales como la orgánica y el enriquecimiento de nutrientes, en ríos de Australia, y presenta méritos a tener en cuenta. Una de las principales ventajas de SIGNAL es que puede ser puesto en práctica por estudiantes y sus maestros, o por voluntarios de la comunidad con breves periodos de entrenamiento. En un país como Australia con extensa superficie, baja densidad poblacional, con presupuestos limitados para la evaluación de los ríos y donde se torna crítico maximizar la relación costo/beneficio, esta utilidad es importante (Metzeling *et al.*, 2003), tendría también validez su aplicación en Argentina, que comparte con Australia todas las citadas características.

En el análisis promedio de todos los sitios, si se considera la propuesta de clasificación de Staub (1970), que relaciona los valores de diversidad del índice de Shannon con diferentes condiciones ambientales, la contaminación fue ligera en todas las áreas muestreadas, no se midieron niveles de contaminación severa ni débil. Siempre de acuerdo a las estimaciones de este autor, la contaminación fue superior en el mes de mayor precipitación.

Sin embargo, en enero el índice de diversidad de Shannon, no reflejó el gradiente esperado, es así que fue menor en aquellas áreas alejadas de la acción antrópica y aunque disminuyó en PT, el mayor valor se registró en PS, el sitio más influido por la urbanización. Esto es debido a que la distribución de las especies en las áreas vegetadas en PS tuvo alta equitatividad, lo que condujo a un aumento de la diversidad, aunque la riqueza de taxones fue baja. Sin embargo, la pérdida de diversidad se considera previsible tanto en áreas afectadas por altos como por bajos niveles de disturbio (Ward y

Stanford, 1983).

Los índices de diversidad si bien son ampliamente empleados en evaluaciones de la calidad del agua, deben utilizarse sólo como herramientas complementarias en esas evaluaciones (Washington, 1984), ya que un alto valor de diversidad no asegura indefectiblemente un alto valor ecológico del ambiente (Dunn, 1994).

En algunas áreas afectadas por varios contaminantes el índice indica una aparente mayor diversidad, cuando en realidad el ambiente presenta una calidad inferior (Pinheiro Silveira, 2004). Así también Pavé y Marchese (2005) hallan valores altos de diversidad en ríos urbanos y Marchese y Ezcurra de Drago (1999) registran un valor menor a 1,0 en condiciones prístinas en el río Paraná. Todos estos resultados advierten acerca de la aplicación aislada del índice de Shannon y su ineficacia en la determinación del grado de polución en ríos de llanura.

Las medidas de diversidad no toman en cuenta el tipo de organismos presentes, y esta incapacidad para diferenciar las interacciones contribuyó a restringir su empleo (Segnini, 2003). En el caso de la comunidad de PS en enero, excepto por la presencia de una especie de Ostracoda y algunos Chironomidae con adaptaciones especiales a baja concentración de oxígeno, los restantes organismos detectados no dependen del oxígeno disuelto en el agua.

Es por eso conveniente el empleo combinado de una amplia variedad de medidas indicadoras que son utilizadas frecuentemente en el biomonitoreo: medidas de riqueza, inventarios, índices de diversidad y de similitud y medidas tróficas (Resh y Jackson, 1993).

Los estudios del bentos del río Negro revelan una fauna escasa en este hábitat (Varela *et al.*, 1980), en comparación con la riqueza y abundancia de la fauna de artrópodos asociada a macrófitas registrada en esta investigación. En coincidencia, se señalan las características ventajosas de las raíces de las macrófitas para albergar una densidad poblacional y un índice de diversidad de invertebrados superior a la hallada en los sedimentos en ambientes lóticos y lénticos (Trivinho-Strixino y Strixino, 1993; Peiró y Alves, 2004). Igualmente los resultados obtenidos en el análisis de los parámetros que definen la estructura de la comunidad concuerdan con Merritt y Cummins (1996) en cuanto a que la riqueza, abundancia y diversidad de invertebrados asociados a

macrófitas exceden la fauna del sedimento de la misma localidad.

En virtud de la diferencia lograda en la categorización ambiental del río Negro al evaluar la fauna asociada a la vegetación con respecto a la bentónica, se resalta la necesidad de preservar las macrófitas ya que su erradicación impide o retarda la recuperación biológica del ambiente. Esta recomendación es también efectuada por Rodríguez Capítulo *et al.* (2004).

A pesar que la calidad del agua se encuadró a veces en categorías de semi poluídas o no poluídas, teniendo en cuenta los indicadores físico-químicos, y de acuerdo al Código Alimentario Argentino, las aguas del río Negro son salobres, de mala a regular calidad, inadecuadas para el abastecimiento doméstico, sólo podría utilizarse para bebida de animales y para riego restringido.

Categorías tróficas

La dominancia de raspadores en el inicio del cauce activo del río Negro (SV), es coincidente con los hallazgos en la llanura de inundación del río Orinoco (Blanco y Belmonte *et al.*, 1998) y en las nacientes del río Guaycurú (Poi de Neiff, 1990). Este río de llanura del Chaco oriental nace en paleocauces salinos donde la única vegetación fueron las praderas de *Chara* sp., cuyos talos estaban colonizados por algas epifitas del género *Audouinella*. En este sitio, que presentó condiciones de alta salinidad y aguas quietas, *Littoridina guaranítica* conforma el 98% de los invertebrados que habitan el área vegetada.

Los partidores son numerosos en las cabeceras de ríos de regiones templadas (Vannote *et al.*, 1980), sin embargo su imperceptible contribución en la composición trófica en zonas tropicales y subtropicales fue ampliamente comprobada por distintos autores (Blanco-Belmonte, 1990; Benke y Meyer, 1988; Dudgeon y Wu, 1999; Poi de Neiff y Bruquetas de Zozaya, 1991; Poi de Neiff y Carignan, 1997; Trivinho-Strixino *et al.*, 2000; Marchese *et al.*, 2002). Neiff y Poi de Neiff (1990) señalan incluso su ausencia en la broza de *T. integrifolia*, reafirmando el conocimiento de la escasez o inexistencia de partidores en ambientes tropicales y subtropicales. Esta particularidad es explicada en razón que la actividad microbiana en la descomposición del detrito en las áreas tropicales es más eficiente que en otras latitudes y

reemplaza a la función que desempeñan los partidores (Irons *et al.*, 1994). Otra potencial explicación es que la escasa concentración de oxígeno en el detrito inhibe la colonización de partidores y por lo tanto se produce acumulación de materia orgánica (Wissinger, 1999).

La escasez de partidores indica la baja tasa de utilización por los invertebrados acuáticos del tejido vivo de las plantas vasculares, debido probablemente a la limitada digestibilidad de los mismos (Dvorak y Best, 1982; Strixino y Trivinho-Strixino, 1984). Asimismo, el río Negro tiene características de un cuerpo de agua léntico al igual que los paleocauces de la cuenca alta del Chaco Oriental (Poi de Neiff, 1990) y a los ríos de la cuenca del río Salado. Las propiedades de estos ambientes no favorecen el desarrollo de poblaciones de partidores, que muestran preferencia por condiciones lóxicas, con aguas más oxigenadas (Aguiar *et al.*, 2002).

En muestreos efectuados en periodos de estiaje en un afluente del río Amazonas (Nessimian *et al.*, 1998) y en el río Paraguay (Poi de Neiff, 2003) los gremios dominantes fueron raspadores, recolectores y, según el sitio, filtradores. Esta composición trófica fue también caracterizada en el río Negro en la misma situación hidrológica. Asimismo, la abundancia de recolectores y filtradores coincide con la estructura descrita en algunas áreas muestreadas en la llanura de inundación del río Paraná (Poi de Neiff y Carignan, 1997; Blanco-Belmonte *et al.*, 1998). Sin discriminar la situación hidrológica, se evidencia la dominancia de invertebrados colectores y la baja proporción de raspadores asociados a otras macrófitas (Poi de Neiff y Neiff, 2006).

En el periodo de mayor precipitación en cambio, la proporción de recolectores, fue superior al 33% y alcanzó hasta el 77% del total. La considerable abundancia de colectores indica una elevada acumulación y disponibilidad de detritos y puede constituir un indicio del enriquecimiento trófico del ambiente (Correia y Trivinho-Strixino, 1998; Trivinho-Strixino *et al.*, 2000; Peiró y Alves, 2004).

Entre los recolectores, las larvas del tricóptero *Oxyethira sp.*, son abundantes en esteros y cañadas y su prevalencia en creciente está relacionada con el ingreso de material de arrastre (Gore, 1982; Poi de Neiff, 1983; Poi de Neiff y Bruquetas de Zozaya, 1991).

La dominancia de colectores en el período lluvioso es también

comprobada en otros estudios realizados en Brasil (Correia y Trivinho-Strixino, 1998). Asimismo, el incremento de depredadores y recolectores durante el aumento del caudal debido a las lluvias fue demostrado en lagunas de inundación del río Orinoco (Blanco-Belmonte, 1990).

Aún cuando los filtradores son característicos del periodo de aguas altas en lagunas de la planicie del río Paraná y en otros cauces del Chaco Oriental (Poi de Neiff, 1990; Poi de Neiff y Carignan, 1997), en este estudio sólo se destacaron en condiciones hidrológicas semejantes en R16.

La abundancia de recolectores también es señalada en el bentos de grandes ríos (Marchese *et al.*, 2002; Buss *et al.*, 2002) y en el de arroyos de la llanura de la región pampeana (Tangorra, 2005). Estos autores la atribuyen a la dominancia de oligoquetos y quironómidos, que son los grupos faunísticos del bentos más representativos de los ríos de llanura.

Los depredadores fueron muy abundantes en bajante especialmente en noviembre, al igual que lo descrito por Poi de Neiff y Carignan (1997). Exceptuando el muestreo de noviembre, este grupo trófico contribuyó con un porcentaje relativo estable a la abundancia total, esta participación bastante constante es coincidente con Cummins (1996).

En general, el dominio de colectores (recolectores y filtradores) y la escasa participación de partidores indican la prevalencia de una cadena alimentaria detritívora más que de una cadena de herbivoría. Mientras que la alta proporción de raspadores está relacionada con la mayor oferta de perifiton (Correia y Trivinho-Strixino, 1998; Blanco-Belmonte, 1990).

El alto valor de la relación entre raspadores y partidores más colectores evidencia un desarrollo significativo del perifiton y su óptima utilización como recurso trófico, en especial en aquellos sitios en los que la biomasa fue escasa. De acuerdo a estos resultados *H. ranunculoides* sería un sustrato adecuado para la colonización de organismos que conforman el perifiton. En cambio, en otras macrófitas como por ejemplo *E. crassipes*, el desarrollo de esta comunidad compleja es escaso debido a la interferencia de las hojas y tallos al paso de la luz incidente (Planas y Neiff, 1998).

Los resultados del cociente entre raspadores/partidores y colectores (R/P+C) y entre partidores y colectores que fueron mayores en aguas bajas resultaron similares a los mencionados en el río Paraguay (Poi de Neiff, 2003)

pero inversa en cuanto la relación filtradores/recolectores ya que en este río se incrementa durante el periodo de aguas altas.

Los bajos valores de la relación partidores/colectores están relacionados con la escasez de herbívoros partidores, como consecuencia existe una marcada dificultad de acondicionamiento de materia orgánica particulada gruesa (MOPG) a materia orgánica particulada fina (MOPF) si se tiene en cuenta que cerca del 30% de esta actividad se atribuye a la acción de partidores (Cummins y Merritt, 1996). Asimismo, la escasez de partidores afecta probablemente el crecimiento de colectores, en especial de filtradores (Short y Maslin, 1977).

En el tramo bajo del río Negro y en los meses con mayor precipitación, la estructura trófica fue más simple, teniendo en cuenta el escaso número de taxones incluidos en cada grupo. La simplificación de las comunidades es un indicativo de un sistema afectado por la contaminación (Medianero y Samaniego, 2004).

Algunos autores proponen la evaluación de la calidad del agua basada en la estructura trófica como más adecuada que la fundamentada en la estructura taxonómica (Rabeni *et al.*, 1985). Asimismo, recientes estudios sugieren que no sólo las características físico-químicas sino también la dinámica de la cadena alimenticia definen la calidad del agua (Kitchell, 1992). La hipótesis de la dinámica de la cadena alimenticia es una hipótesis central en ecología, dada la perspectiva que provee y el potencial que tiene para explicar la diversidad de sistemas naturales (Fretwell, 1987).

CONSIDERACIONES FINALES

La abundancia de los artrópodos asociados a la vegetación del río Negro tuvo variaciones espaciales y temporales.

El patrón espacial presentó cambios en la abundancia y diversidad desde el tramo medio hacia el tramo inferior. Las variaciones en densidad de los artrópodos estuvieron relacionadas con variables bióticas (tipo de sustrato vegetal) y con algunas variables químicas del agua tales como la composición iónica del agua y la concentración de fósforo.

El patrón temporal estuvo relacionado con los cambios en el nivel hídrico que dependió de las lluvias caídas en la cuenca. El número de especies y de individuos fue mayor en el período de estiaje que en el período de creciente.

Cabe mencionar que los resultados de este trabajo corresponden a un ciclo prolongado de escasas precipitaciones con diferencias poco acentuadas entre periodos de aguas bajas y altas del río Negro. De haberse producido un mayor aumento del caudal como el ocurrido durante el evento El Niño (octubre 1996-octubre 1998), se podrían haber constatado mayores entre fases hidrológicas.

A pesar del alto número de unidades taxonómicas reconocidas ($S=120$) se observaron pocos taxones dominantes asociados a escasas unidades acompañantes.

El ordenamiento bidimensional de los taxones dominantes de artrópodos en el espacio, separó los sitios ubicados en el tramo medio de los localizados en el tramo inferior.

La tasa de cambio de la riqueza específica fue baja cuando la medida de alfa promedio incluyó todos los sitios y las diferentes fechas de muestreo. En cambio, el valor de la beta diversidad aumentó al analizar los sitios del tramo medio en situaciones hidrológicas contrastadas.

Los resultados de los análisis cualitativos y cuantitativos de similitud indican baja afinidad entre los sitios estudiados, excepto por el par formado por los primeros sitios del tramo medio.

Los grupos incluidos en Hexapoda y Crustacea fueron los componentes más importantes en la estructuración de la comunidad asociada a macrófitas en el río Negro.

Dos especies de Chironomidae: *Chironomus* sp. y *Parachironomus* sp. caracterizaron todos los sitios del tramo medio y uno del tramo inferior. Otros insectos eudominantes en el tramo medio de la cuenca activa fueron los efemerópteros.

Copépodos y cladóceros dominaron en estiaje, junto a coleópteros adultos: *Hydrocanthus* sp. y *Suphisellus* sp.

Hyaella curvispina, *Trichodactylus borellianus* y *Dilocarcinus pagei* prevalecieron en los meses más lluviosos, al igual que *Oxyethira* sp. y efemerópteros, entre éstos *Americabaetis* sp. fue exclusiva de este período, como también tres especies de Cladocera y una de Copepoda.

Chironomus sp. y ostrácodos fueron característicos tanto en sequía como en los meses de mayor precipitación.

El análisis de los grupos tróficos permite inferir que los artrópodos asociados a la vegetación utilizan la materia orgánica particulada fina y las algas perifíticas como principal fuente de alimentación.

De los cinco sitios evaluados con los índices bióticos, tres fueron clasificados con disturbio bajo, uno como muy contaminado y otro severamente impactado. Los índices IBPAMP y SIGNAL2 son los que mejor reflejaron las condiciones del ambiente.

Dada las diferencias registradas en la fauna de microcrustáceos y decápodos, ausentes en el tramo bajo, en combinación al dominio de larvas de *Chironomus* sp., estos taxones pueden ser los indicadores más efectivos para la caracterización del tipo de ambiente.

Se requiere un ajuste regional de los índices bióticos propuestos para ríos de la región pampeana como también de SIGNAL2 para una efectiva aplicabilidad y mejor desempeño de los índices bióticos en ríos del Chaco Oriental.

En el río Negro no se detectaron restos de pesticidas y metales pesados en los sedimentos durante el periodo de muestreo. Los altos niveles de materia orgánica en el tramo inferior podrían estar relacionados con el aporte de las industrias tanineras. Por otra parte, el tramo medio, con baja acción antrópica, recibe altos niveles de fósforo aportados por los suelos salinos de los humedales que rodean la cuenca durante el periodo lluvioso. En función de estos resultados la comunidad de artrópodos estuvo afectada por variables que dependen de las particulares características de esta cuenca y de otras derivadas de la acción antrópica.

Los sistemas fluviales poseen una capacidad de dilución que depende del caudal, de la cantidad, tipo, frecuencia y duración de los aportes que reciben, de la efectividad del desagüe y de la ausencia de obstáculos permanentes al flujo. En periodos secos el río Negro presenta condiciones fisico-químicas del agua poco favorables para diferentes usos.

Las áreas vegetadas del río Negro sirven de refugio, lugar de oviposición y alimento a un considerable número de especies de artrópodos que son el nexo entre los productores primarios (vegetación acuática macroscópica y microscópica), los peces y las aves. La conservación de estas áreas y el mantenimiento del régimen de flujo debe ser analizada en los planes futuros de manejo de la cuenca.

BIBLIOGRAFÍA CITADA

- 4- AGOSTINHO A.A., GOMES L. C. y FERREIRA J. H. 2003. Relações entre macrófitas e fauna de peixes. En: *Ecologia e manejo de macrófitas acuáticas*, Thomaz S. M. y Bini L.M. (eds.), Editora da Universidade Estadual de Maringá, EDUEM, pp. 261-279.
- 5- AGOSTINHO A.A., BINI L.M., GOMES L.C., FERREIRA JÚLIO H., PAVANELLI C.S. y AGOSTINHO C.S. 2004. Fish assemblages En: Thomaz S. M., Agostinho A. A.y Hahn N.S. (eds.), *The upper Parana river and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation*, Backhuys Publishers, The Netherlands, pp. 223-246.
- 6- AGUIAR F.C. y FERREIRA M.T. 2002. Relative influence of environmental variables on macroinvertebrate assemblages from an Iberian basin. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 21(1): 43-53.
- 7- AGUSTONI R., PEREZ R., BOIRY L. y GUIDI G. 1996. Diagnóstico y términos de referencia del estudio integral del sistema fluvio lacustre del Río Negro, Chaco. Ministerio del Interior. Secretaría de asistencia para la reforma económica provincial. Sub-unidad central de coordinación para la emergencia. S.U.C.C.E. Términos de referencia. Vol 3: 34pp.
- 8- ANGRISANO E.B. y KOROB P.G. 2001. Trichoptera. En: Fernández H.R. y Domínguez E. (eds.), *Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos*, Editorial Universitaria de Tucumán, pp. 55-92.
- 9- ARCHANGELSKY M. 2001. Coleoptera. En: Fernández H. R. y Domínguez E. (eds.), *Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos*, Editorial Universitaria de Tucumán, pp. 131-153.
- 10- BACHMANN A.O. 1981. Claves para determinar las familias, las subfamilias y los géneros de Hydrophiloidea acuáticos y las especies de Hydrophilinae, de la República Argentina (Coleoptera). *Rev. Soc. Entomol. Argent.*, 40 (1-4): 1-9.
- 11- BAILEY R.C., NORRIS R.H. y REYNOLDSON T.B. 2001. Taxonomic resolution of benthic macroinvertebrate communities in bioassessments. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 20: 280-286.

- 12- BASAGUREN A. y ORINE E. 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.
- 13- BATTISTONI P. 1995. Copepoda. En: Lopretto E.C. y G. Tell (dirs.), *Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio*, Ediciones Sur, La Plata, pp. 953-971.
- 14- BATZER D.P. y WISSINGER S.A. 1996. Ecology of insect communities in nontidal wetlands. *Ann. Rev. Ent.* 41: 75-100.
- BENDATI M.M.A., MAIZONAVE C.R.M., OLABARRIAGA E.D. y ROSADO R.M. 1998. Use of the benthic macroinvertebrate community as a pollution indicator in the Gravataí River. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 26: 2019-2023.
- BENKE A.C., MEYER J.L. 1988. Structure and function of a blackwater river in the Southeastern USA. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 23: 1029-1218.
- BLANCO-BELMONTE L. 1990. Estudio de las comunidades de invertebrados asociados a las macrófitas acuáticas de tres lagunas de inundación de la sección baja del Río Orinoco, Venezuela. *Memoria Soc. Cs. Nat. La Salle*, 50 (133-134): 71-107.
- 15- BLANCO-BELMONTE L., NEIFF J.J y POI DE NEIFF A.S.G. 1998. Invertebrate fauna associated with floating macrophytes in the floodplain lakes of the Orinoco (Venezuela) and Paraná (Argentina). *Verh. Int. Verein. Limnol.* 26: 2030-2034.
- 16- BRUNIARD E. 1975-1978. El Gran Chaco Argentino. Facultad de Humanidades. UNNE. Resistencia, Chaco. *Geográfica* 4: 1- 259.
- 17- BRUNIARD E. 1987. Atlas geográfico de la Provincia del Chaco. El medio natural. Instituto de Geografía. Facultad de Humanidades. UNNE. Resistencia, Chaco. *Geográfica* 5: 1-61.
- 18- BRUQUETAS de ZOZAYA I.Y. y NEIFF J.J. 1991. Decomposition and colonization by invertebrates of *Typha latifolia* L. Litter in Chaco cattail swamp (Argentina). *Aquat. Bot.* 59(3-4): 195-215.
- 19- BUSS D.F., BAPTISTA D.F., SILVEIRA M. P. NESSIMIAN J.L. y DORVILLÉ L.F.M. 2002. Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil. *Hydrobiologia*, 481: 125-136.
- 20- CAIRNS J.Jr. 1974. Indicator species vs. the concept of community structure as an index of pollution. *Wat. Res. Bull.* 10 (2): 338 – 347.

- 21- CAIRNS J.Jr. 1995. Chemical versus Biological Pollution Monitoring. En: B. C. Rana (ed.), *Pollution and Biomonitoring*, McGraw-Hill Publ. New Delhi, India, pp. 8-25.
- 22- CAIRNS J. y DICKSON K.L. 1971. A simple method for the biological assesment of the effects of waste discharges on aquatic bottom dwelling organisms. *J. Wat. Poll. Cont. Fed.* 43 (5): 756-772.
- 23- CAIRNS J. Jr. y PRATT J.R. 1993. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates, En: D. M. ROSENBERG y RESH V. H. (eds.), *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*, Chapman y Hall, N.Y., pp. 10-27.
- 24- CAMARGO A.F.M., ISHII I.H. y ESTEVES F.A. 1983. Liberação de compostos orgânicos e inorgânicos para a coluna d'água durante o processo de decomposição de duas espécies de macrófitas aquáticas tropicais. En: Seminário Regional de Ecologia 3, Sao Carlos: UFSCar: 87-99.
- 25- CARTRON J.L.E., MOLLES M.C., SCHUETZ J.F., CRAEFORD C.S., DAHM C.N. 2003. Ground Arthropods as potential indicators of flooding regime in the riparian forest of the middle Rio Grande, New Mexico. *Env. Ent.*, 32(5): 1075-1084.
- 26- CATTANEO A. y KALFF J. 1980. The relative contribution of aquatic macrophytes and their epiphytes to the production of macrophyte beds. *Limnol. Oceanogr.* 25: 280-289.
- 27- CESAR I. I., OCON C., PAGGI A.C., RODRIGUEZ CAPITULO A., SPACCESI F., TANGORRA M. y TASSARA M. P. 2000. Diversidad de Invertebrados bentónicos del Río de La Plata. *Biología Acuática* 19: 27-63.
- 28- CHESSMAN B. 2003. *SIGNAL 2 A scoring system for macro invertebrate ("water bugs") in Australian rivers*, Monitoring river health initiative. Technical Report n° 3, Commonwealth of Australia, Canberra.
- 29- CODDINGTON J.A., YOUNG L.H. y COYLE F.A. 1996. Estimating spider species richness in a southern appalachian cove hardwood forest. *J. Arachnol.* 24: 111-128.
- 30- COLE G.A. 1983. *Manual de limnología*. Hemisferio Sur, Uruguay. 405 p.
- 31- COLWELL R. K. 2006. EstimateS 7.5.1. Statistical estimation of species richness and shared species from samples.

<http://viceroy.eeb.uconn.edu/estimates>.

- 32- CORIGLIANO M.C. 1999. Indices bióticos: Aplicaciones y alcances. *Rev. Soc. Entomol. Argent.* 58 (1-2): 193-201.
- 33- CORREIA L.C.S. y TRIVINHO-STRIXINO S. 1998. Macroinvertebrados da rizosfera de *Scirpus cubensis* na lagoa do Infernã (Estação ecológica de Jataí-SP): estrutura e função. *Acta Limnol. Bras.*, 10(1): 37-47.
- 34- COOK C.D.K. 1996. *Aquatic Plant Book*. The Hague, The Neatherlands: SPB Academic Publishing, 228p.
- 35- CREUZÉ des CHATELLIERS M. y MARMONIER P. 1993. Ecology of benthic and interstitial ostracoda (Crustacea) of the Rhone river, France. *J. Crustac. Biol.* 13(2): 268-279.
- CUMMINS K.W. 1996. Diversity and dynamics selected extracts from the rivers handbook. Invertebrates. En: Petts G y Calow P. (eds.), *River biota*, Blackwell Science, pp. 75-91.
- CUMMINS K.W. y MERRITT R.W.:1996. Ecology and distribution of aquatic insects. En: Merritt R. W y Cummins K. W. (eds.), *An introduction to the aquatic insects of North America*, Kendall-Hunt Publ, pp. 74-86.
- CYR H. y DOWNING J.A. 1988a. The abundance of phytophilous invertebrates on different species of submerged macrophytes. *Freshwat. Biol.* 20: 365-374.
- CYR H. y DOWNING J.A. 1988b. Empirical relationships of phytomacrofaunal abundance to plant biomass and macrophyte bed characteristics. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 45: 976-984.
- 36- DAVIES A. 2001. The use and limits of various methods of sampling and interpretation of benthic macro-invertebrates. *J. Limnol.*, 60 (Suppl. 1): 1-6.
- 37- DELORME L.D. 2001. Ostracoda. En: Thorp J.H. y Covich A.P. (eds.), *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates*, American Press, pp. 811-848.
- 38- DEPETTRIS C.A., RUBERTO A.R. y CANO E.O. 1995. Caracterización hidroquímica de la cuenca inferior del Río Negro (Chaco). S.G.C.Y.T. UNNE. Corrientes, Argentina. *Paradigmas* 1(2).
- 39- DEPETTRIS C.A. y ROHRMANN U.R. 1999. Plan de manejo pluvial para la cuenca inferior del Río Negro dentro del área metropolitana del Gran

- Resistencia. Provincia del Chaco. Etapa II. Informe final. SUPCE (Subunidad Provincial de Coordinación para la Emergencia). AFIN (Asociación de Apoyo a la Facultad de Ingeniería de la UNNE). 46 pp.
- 40- DODSON S.I. y FREY D.G. 2001. Cladocera and other Branchiopoda. En: Thorp J.H. y Covich A.P. (eds.), *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates*, American Press, pp. 849-914.
- 41- DOMÍNGUEZ E. y FERNÁNDEZ H.R. 1998. *Calidad de los ríos de la cuenca del Salí (Tucumán, Argentina) medida por un índice biótico*. Serie Conservación de la Naturaleza. 12. Fundación Miguel Lillo. 40 p.
- 42- DOMÍNGUEZ E., HUBBARD M.D. y PETERS W. 1995. Ephemeroptera. En: Lopretto EC. y G. Tell (dirs.). *Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio*, Ediciones Sur, La Plata, pp. 1069-1089.
- 43- DOMÍNGUEZ E., HUBBARD M.D., PESCADOR M.L., MOLINERI C. 2001. Ephemeroptera. En: Fernández H. R. y Domínguez E. (eds.), *Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos*, Editorial Universitaria de Tucumán, pp. 17-53.
- 44- DONOSO T., NÚÑEZ J. y BARRA J. 2000. Calidad fisico-química del agua del río Damas, Osorno, Chile. *Rev. Medio Ambiente*: 13(2): 97-119.
- 45- DOWNING J.A. y CYR H. 1985. Quantitative estimation of epiphytic invertebrate populations. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 42: 1570-1579.
- 46- DUDGEON D. y WU K.K.Y. 1999. Leaf litter in a tropical stream: food or substrate for macroinvertebrates? *Arch. Hydrobiol.* 141 (1): 65-82.
- 47- DUNN C. 1994. Gaps in GAP. *Plan. Sci. Bull.* 40: 120-121.
- 48- DVOŘÁK J. y BEST E.P.H. 1982. Macro-invertebrate communities associated with the macrophytes of Lake Vechten: structural and functional relationships. *Hydrobiologia* 95: 115-126.
- ENGEL S.R. y VOSHELL J.R. 2002. Volunteer biological monitoring: can it accurately assess the ecological condition of streams?. *Am. Ent.*, 48 (3): 164 – 177.
- FERNÁNDEZ H.R. y DOMÍNGUEZ E. 2001. *Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos*. Editorial Universitaria de Tucumán. 282 p.
- 49- FERNÁNDEZ DE MAHAVE A., FERNÁNDEZ DE SAEZ A. y FERNÁNDEZ REY G.F. 1972. *Apuntes sobre los ríos del Chaco*. Ed. Moro, Resistencia, Chaco, 65 p.

- FERNÁNDEZ L. y SCHNACK J.A. 1977. Estudio preliminar de la fauna bentónica en tramos poluidos de los arroyos Rodríguez y Carnaval (Provincia de Buenos Aires). *Ecosur* 4: 103-115.
- 50- FRANCO J.R. y SOTELO MACIEL A. 1995. El Río Negro, un frágil ecosistema. Informe a Servicio de Agua y Mantenimiento Empresa del Estado provincial (SAMEEP), Resistencia, Chaco, 115 p.
- 51- FRETWELL S.J. 1987. Food chain dynamics: the central theory of ecology? *Oikos* 50: 291-301.
- 52- FRUTOS S.M. 1998. Densidad y diversidad del zooplankton en los ríos Salado y Negro-Planicie del río Paraná-Argentina. *Rev. Brasil. Biol.* 58(3): 431-444.
- 53- FRUTOS S.M., POI de NEIFF A.S.G. y NEIFF J.J. 2006. Zooplankton of the Paraguay river: a comparison between sections and hydrological phases. *Ann. Limnol.*, 42 (4): 277-288.
- 54- GALASSI M.E., FRANCESCHINI M.C. y POI de NEIFF A.S.G. 2006. Population estimates of *Hyaella curvispina* Shoemaker (Amphipoda) in aquatic vegetation of Northeastern Argentinian ponds. *Acta Limnol. Bras.* 18(1): 101-108.
- 55- GHETTI P.F., BERNINI G., BONAZZI A., CUNSOLO A. y RAVANETTI U. 1983. *Mapaggio biologico di qualità dei corsi d'acqua della provincia di Piacenza*. Amministrazione Provinciale di Piacenza, CNR Progetto di trasferimento. 101p.
- 56- GORE J.A. 1982. Benthic invertebrate colonization: source distance effects on community composition. *Hydrobiologia* 94: 183-193.
- 57- GUALDONI C.M. y CORIGLIANO M.C. 1991. El ajuste de un índice biótico para uso regional. *Rev. UNRC* (1): 43-49.
- 58- GUALDONI C.M., OBERTO A.M. y RAFFAINI G.B. 1994. La aplicación de índices bióticos en la subcuenca del río Chocancharava (Cuarto) (Córdoba, Argentina). *Rev. UNRC* 14 (1): 39-53.
- 59- HASLAM S.M. 1978. *River plants, the macrophytic vegetation of watercourses*. Cambridge University Press. London, 396 p.
- 60- HILSENHOFF W.L. 1991. Diversity and classification of Insects and Collembola. En: J.H. Thorp y A.P. Covich (eds.), *Ecology and Classification*

- of North American freshwater invertebrates, Academic Press, California, pp. 593-663.
- 61- HUTCHENSON J. 1990. Characterization of terrestrial insect communities using quantified, malaise-trapped Coleoptera. *Ecol. Entomol.* 15: 143-151.
- 62- InfoStat. 2002. *InfoStat version 1.1*. Grupo InfoStat, Facultad de Ciencias Agropecuarias. Universidad Nacional de Córdoba. Argentina.
- 63- IRONS J.G., OSWOOD M.W., STOUT R.J. y PRINGLE D.M. 1994. Latitudinal patterns of leaf litter breakdown: is temperature really important? *Freshwat. Biol.* 32: 401-411.
- 64- JOSÉ de PAGGI S.B. 1998. Zooplankton de ambientes acuáticos con diferentes estado trófico y salinidad. *Neotropica*, 44(111-112): 95-106.
- 65- JOSÉ de PAGGI S. B. y PAGGI J.C. 2007. Zooplankton. En: Iriundo M.H., Paggi J. C. y Parma M.J. (eds.), *The middle Paraná river. Limnology of a subtropical wetland*, Springer, Dordrecht, 382 p.
- 66- JUNK W.J. 1970. Investigations on the ecology and production-biology of the floating meadows (*Paspalo-Echinochloetum*) on the Middle Amazon. Part I. The floating vegetation and its ecology. *Amazoniana* 2(4): 449-495.
- 67- JUNK W.J. 1973. Investigations on the ecology and production biology of the "floating meadows" (*Paspalo-Echinochloetum*) on the Middle Amazon. Part II. The aquatic fauna in the root zone of floating vegetation. *Amazoniana* 4(1): 9-102.
- 68- JUNK W.J., BAILEY P.B. y SPARKS R.E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. p. 101-127. In: Dodge D.P. (ed.) Proceedings of the International Large River Symposium. *Can. Special Publ. Fish. Aquat. Sci.* 106.
- 69- JUNK W.J. y PIEDADE M.T.F. 1993. Biomass and primary-production of herbaceous plant communities in the Amazon floodplain. *Hydrobiologia*, 263: 155-162.
- 70- KIKUCHI R.M. y SANCHES UIEDA V. 2005. Composição e distribuição dos macroinvertebrados em diferentes substratos de fundo de um riacho no município de Itatinga, São Paulo, Brasil. *Entomología y Vectores*, 12(2): 193-231.
- 71- KITCHELL J.F. 1992. *Food web management: a case study of Lake Mendota*. Springer, New York. 553 p.

- 72- KOLKWITZ R. y MARSSON M. 1909. Okologie der tierischen saprobien. Beiträge zur Lehre von der biologischen. Gewässerbeurteilung. *Int. Revue Ges. Hydrobiol. Hydrogr.* 2: 126-152.
- 73- KRATZER E.B. y BATZER D.P. 2007. Spatial and temporal variation in aquatic macroinvertebrates in the Okefenokee swamp, Georgia, USA. *Wetlands* 27 (1): 127-140.
- 74- LANDE R. 1996. Statistics and partitioning of species diversity and similarities among multiple communities. *Oikos* 76: 5-13.
- 75- LEFORT R. 1996. Down to the last drop. UNESCO Sources. N° 84. p. 7.
- 76- LIMA A.F., LANSAC-TÔHA F.A., VELHO L.F.M. y BINI L.M. 1998. Environmental influence on planktonic cladocerans and copepods in the floodplain of the Upper River Paraná, Brazil. *Studies on Neotropical Fauna y Environment, Lisse*, 33 (2-3): 188-196.
- 77- LIZARRALDE DE GROSSO M. 2001. Diptera: Ephydriidae. En: Fernández H. R. y Domínguez E. (eds.), *Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos*, Editorial Universitaria de Tucumán, pp. 221-236.
- 78- LÓPEZ PIACENTINI C:P. 1968. *La muerte de un río*. Biblioteca Central UNNE. Resistencia, Chaco. 31 p.
- 79- LÓPEZ FERREIRA C. 1998. Redução das concentrações de nitrogênio e fósforo dos efluentes domésticos lançados na lagoa Imboassica, através de uma região colonizada por macrófitas aquáticas. En: Assis Esteves F (ed), *Ecologia das lagoas costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubaíba e do município de Macaé*, Universidad Federal do Rio de Janeiro, pp. 345-389.
- 80- LOPRETTO E.C. 1995. Crustacea Eumalacostraca. En: Lopretto EC. y G. Tell (dirs.), *Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio*, Ediciones Sur. La Plata, pp. 1001-1039.
- 81- MAGURRAN A.E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. Oxford, Blackell Publishing. 256 pp.
- MARCHESE M. y EZCURRA de DRAGO I. 1999. Use of benthic macroinvertebrates as organic pollution indicators in lotic environments of the Parana River drainage basin. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 46(3-4): 233-255.

- MARCHESE M., EZCURRA de DRAGO I. y DRAGO E.C. 2002. Benthic macroinvertebrates and physical habitat relationships in the Paraná river flood-plain system. En: M. E. Mc Clain (ed.), *The ecohydrology of South American rivers and wetlands*, UNESCO Ecohydrology Programme, International Association of Hydrological Sciences, IHAS, Special Publication N° 6, Wallingford, pp. 111-113.
- MARSHALL R.M. y STOLESON S.H., 2000. Threats. En: D.M. Finch y S.H. Stoleson (eds.), *Status, ecology, and conservation of the Southwestern Willow Flycatcher*, General Technical Report RMRS-60. U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Fort Collins, CO, pp. 13-24.
- MASTRANTUONO L. y MANCINELLI T. 2005. Littoral invertebrates associated with aquatic plants and bioassessment of ecological status in Lake Bracciano (Central Italy). *J. Limnol.* 64(1): 43-53.
- McALEECE N., LAMBSHEAD P.J.D. y PATERSON G.L.J. 1997. BiodiversityPro. The Natural History Museum, London
URL: <http://www.sams.ac.uk/>
- McCUNE B. y MEFFORD M.J. 1999. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data. Version 4. MjM Software Design, Gleneden Beach, OR, USA.
- MEDIANERO E. y SAMANIEGO M. 2004. Comunidad de insectos acuáticos asociados a condiciones de contaminación en el río Curundú, Panamá. *Folia Entomol. Mex.* 43(3):279-294.
- MERRITT R.W. y CUMMINS K.W. 1996. *An introduction to the aquatic insects of North America*. Kendall-Hunt Publ. 862 p.
- METZELING L., CHESSMAN B., HARDWICK R. y WONG V. 2003. Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: the role of experience, and comparisons with quantitative methods. *Hydrobiologia.* 510: 39-52.
- 82- MISERENDINO M.L. y PIZZOLÓN L.A. 1992. Un índice biótico de calidad de aguas corrientes para la región andino-patagónica. En: II Congreso Latinoamericano de Ecología, Minas Gerais, 1992, pp. 39-40.
- 83- MISERENDINO M.L. y PIZZOLÓN L.A. 1999. Rapid assessment of river water quality using macroinvertebrates: a family level biotic index for the Patagonic Andean zone. *Acta Limnol. Bras.* 11: 137-148.

- 84- MISERENDINO M.L. y PIZZOLÓN L.A. 2000. Macroinvertebrates of a fluvial system in Patagonia: altitudinal zonation and functional structure. *Arch. Hydrobiol.* 150: 55-83.
- 85- MORELLO J. y ADAMOLI J. 1974. *La vegetación de la República Argentina. Las grandes unidades de vegetación y ambiente del Chaco Argentino.* Segunda Parte: Vegetación y ambiente de la Provincia del Chaco, INTA, Serie fitogeográfica N° 13, 130p.
- 86- MORENO C.E. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad.* M y T- Manuales y Tesis SEA, Zaragoza, 83 p.
- 87- MORETTO Y. HIGUTI J. y TAKEDA A.M. 2003. Spatial variation of the benthic community in the Corumbá reservoir, Goiás, Brazil. *Acta Scientiarum: Biolog. Sc.* 25(1): 23-30.
- 88- MORRONE J.J. 2001. *Biogeografía de América Latina y el Caribe.* M y T- Manuales y Tesis SEA, Zaragoza, 148 p.
- 89- NEIFF J.J. 1986a. Sinopsis ecológica y estado actual del Chaco oriental. *Ambiente Subtropical* 1: 5-35.
- 90- NEIFF J.J. 1986b. Aquatic macrophytes of Parana River. En: Walker K. F. y Davies B.R. (eds.), *The ecology of river systems*, Junk Publ., The Neatherlands. pp. 599-621.
- 91- NEIFF J.J. 1990. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia*, 15(6): 424-441.
- 92- NEIFF J.J. 2001. Diversity in some tropical wetland systems of South América En: Gopal B., Junk W.J. y Davis J.A. (eds.), *Biodiversity in wetlands: Assessment, Function and Conservation*, Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 157-186.
- 93- NEIFF J.J. y POI DE NEIFF A.S.G. 1979. Estudios sucesionales en los camalotales chaqueños y su fauna asociada. I. Etapa seral. *Pistia stratiotes - Eichhornia crassipes.* *Physis* 37(95): 29-39.
- 94- NEIFF J.J. y POI DE NEIFF A.S.G. 1990. Litterfall leaf decomposition and litter colonization of *Tessaria integrifolia* (compositae) in the Paraná river floodplain. *Hydrobiologia* 203: 45-52.
- 95- NEIFF J.J., POI DE NEIFF A.S.G. y CANÓN VERÓN M. B. *en prensa.* The role of vegetated areas on fish assemblage of the Paraná river floodplain: effects of different hydrological conditions. *Neotrop. Ichtiol.*

- 96- NESSIMIAN J.L., DORVILLÉ L.F.M., SANSEVERINO A.M. y BAPTISTA D.F. 1998. Relation between flood pulse and functional composition of the macroinvertebrate benthic fauna in the lower Río Negro, Amazonas, Brazil. *Amazoniana*, 15 (1-2): 35-50.
- 97- OLIVA A., FERNANDEZ L.A. y BACHMANN A.O. 2002. Sinopsis de los Hydrophiloidea acuáticos de la Argentina (Insecta, Coleoptera). *Monografías del Museo Argentino de Ciencias Naturales*, 2: 1-67.
- 98- OLIVARES R. 1982. Evaluación de la contaminación en el Río Negro. Dirección de Preservación y Ordenamiento. Gobierno de la Provincia del Chaco. Ministerio de Agricultura y Ganadería. Subsecretaría de Recursos Hídricos. 45 p.
- 99- OLIVER I. y BEATTIE A.J. 1993. A possible method for the rapid assessment of Biodiversity. *Conserv. Biol.* 7(3): 562-568.
- 100- ORGANIZACIÓN PANAMERICANA DE LA SALUD (OPS). 1985. *Guías para la calidad del agua potable*. Publicación Científica 481, volumen 1. Recomendaciones. OPS. Washington. 136p.
- ORGANIZACIÓN PANAMERICANA DE LA SALUD (OPS). 1987. *Guías para la calidad del agua potable*. Publicación Científica 506, volumen 2. Criterios relativos a la salud y otra información de base. OPS. Washington. 350 p.
- PAGGI J.C. 1995. Crustacea Cladocera. En: Lopretto EC. y G. Tell (dirs.), *Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio*, Ediciones Sur, La Plata, pp. 909-951.
- 101- PAGGI A.C. 1999. Los Chironomidae como indicadores de calidad de ambientes dulceacuícolas. *Rev. Soc. Entomol. Argent.* 58(1-2): 202 – 207.
- 102- PAGGI A.C. 2001. Diptera: Chironomidae. En: Fernández H. R. y Domínguez E. (eds.) *Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos*, Editorial Universitaria de Tucumán, pp. 167-193.
- 103- PAGGI A.C. 2003. Los quironómidos (Diptera) y su empleo como bioindicadores. *Biología Acuática* 21: 50-57.
- 104- PAPORELLO DE AMSLER G. 1980. Fauna asociada a las raíces de *Eichornia crassipes* en el río Correntoso (Provincia de Santa Fe); estudio preliminar. *Rev. Asoc. Cienc. Nat. Lit.* 14(2): 133-147.

- 105- PAPORELLO de AMSLER G. 1987. Fauna asociada a las raíces de *Eichhornia crassipes* en cauces secundarios y tributarios del río Paraná en el tramo Goya – Diamante. *Rev. Asoc. Cienc. Nat. Lit.* 18(1): 37-50.
- 106- PAPORELLO de AMSLER G. 1996. Organismos asociados a la hidrofítia en una laguna del valle aluvial del río Paraná. Tesis para obtención del grado académico de magíster en Ecología acuática continental. INALI, Santa Fe, 73 p.
- 107- PATIÑO C.A. 1995. Obras de mitigación de inundaciones y posible impacto ambiental por contaminación en el Río Salado. 1995. En: *Contaminación en cursos de agua del Chaco oriental*. Centro de Ecología Aplicada del Litoral. Consejo Federal Asesor. Superior Gobierno de la Provincia del Chaco. Presidencia de la Nación. Secretaría de Ciencia y Técnica. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. 148p.
- 108- PAVÉ P. J. y MARCHESE M. 2005. Invertebrados bentónicos como indicadores de calidad del agua en ríos urbanos (Paraná-Entre Ríos, Argentina). *Ecol. Austral* 15(2): 183-197.
- 109- PEDRALLI G. 2003. Macrófitas acuáticas como bioindicadoras da qualidade da água: alternativas para usos múltiplos de reservatórios. En: Thomaz S.M. y Bini L.M. (eds.), *Ecología e Manejo de Macrófitas Aquáticas*. Editora da Universidade Estadual de Maringá, EDUEM, pp. 171-188.
- 110- PEIRÓ D.F. y DA GAMA ALVES R. 2004. Levantamento preliminar da entomofauna asociada a macrófitas acuáticas da região litoral de ambientes lênticos. *Rev. Uniara* (15): 177-188.
- 111- PELAEZ RODRÍGUEZ M. 2001. Avaliação da qualidade da água da bacia do Alto Jacaré-Guaçu/SP (Ribeirão do Feijoo e Rio do Monjolinho) a través de varáveis físicas, químicas e biológicas. Tese Doctor em Ciências da Engenharia Ambiental: Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 137p.
- 112- PERALTA M.A. 2001. Crustacea: Eumalacostraca. En: Fernández H. R. y Domínguez E. (eds.) *Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos*. Editorial Universitaria de Tucumán, Pp 257-282.
- 113- PERALTA L.A., DELOYA C. y MORENO-CASASOLA P. 2007. Insectos acuáticos asociados a los lagos interdunarios de la región Central del estado de Veracruz, México. *Neotrop. Entomol.* 36(3): 342-355.

- 114- PETTS G. y CALOW P. 1996. *River Biota, diversity and dynamics*. Blackwell, Oxford. 257 p.
- 115- PIERA M.F. 1999. Apuntes sobre biodiversidad y conservación de insectos: dilemas, ficciones y ¿soluciones? *Bol. SEA*, 20: 25-55.
- 116- PINHEIRO SILVEIRA M. 2004. *Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios*. Embrapa Meio Ambiente, Brasil, Documentos 36, 68p.
- 117- PIZZOLON L. y MISERENDINO M.L. 2001. The performance of two regional biotic indices for running water quality in Northern Patagonian Andes. *Acta Limnol. Bras.* 13(1): 11-27.
- 118- PLANAS D. y NEIFF J.J. 1998. Is periphyton important in the *E. crassipes* meadows? *Verh. Int. Verein. Limnol.* 26: 1865-1870.
- 119- POI de NEIFF A.S.G. 1977. Estructura de la fauna asociada a tres hidrófitos flotantes en ambientes leníticos del Nordeste argentino. *Comunicaciones Científicas CECOAL* 6:1-16.
- 120- POI de NEIFF A.S.G. 1981. Mesofauna relacionada a la vegetación acuática en una laguna del valle del alto Paraná argentino. *ECOSUR* 8(16): 41-53.
- 121- POI de NEIFF A.S.G. 1983. Observaciones comparativas de la mesofauna asociada a *Pistia stratiotes* L. (Araceae) en algunos ambientes acuáticos permanentes y temporarios (Chaco, Argentina). *Physis (Buenos Aires)*, 41(101): 95-102.
- 122- POI de NEIFF A.S.G. 1986. Distribución de invertebrados asociados a plantas acuáticas en arroyos del Chaco Oriental. *Ambiente Subtropical* 1: 148-159.
- 123- POI de NEIFF A.S.G. 1990. Categorización funcional de los invertebrados en ríos de llanura del Chaco Oriental (Argentina). *Rev. Brasil. Biol.* 50 (4): 875-882.
- 124- POI de NEIFF A.S.G. 2003. Macroinvertebrates living on *Eichhornia azurea* Kunth in the Paraguay river. *Acta Limnol. Bras.* 15(1): 55-63.
- 125- POI de NEIFF A.S.G. y BRUQUETAS DE ZOZAYA I.Y. 1983. Fauna fitófila de *Eichhornia crassipes* en ambientes leníticos afectados por las crecidas del río Paraná. *Ecosur* 10 (19-20): 127-137.

- 126- POI de NEIFF A.S.G. y BRUQUETAS DE ZOZAYA I.Y. 1989. Efecto de las crecidas sobre las poblaciones de invertebrados que habitan macrófitas emergentes en islas del río Paraná. *Rev. Hydrobiol. trop.* 22 (1): 13 - 20.
- 127- POI de NEIFF A.S.G. y BRUQUETAS DE ZOZAYA I.Y. 1991. Colonización por invertebrados de macrófitas emergentes durante su descomposición en el río Paraná. *Rev. Hydrobiol. trop.* 24(3): 209-216.
- 128- POI de NEIFF A.S.G. y CARIGNAN R. 1997. Macroinvertebrates on *Eichhornia crassipes* roots in two lakes of the Paraná river floodplain. *Hydrobiologia* 345: 185-196.
- 129- POI de NEIFF A.S.G. y NEIFF J.J. 1980. Los camalotales de *Eichhornia crassipes* en aguas lóaticas del Paraná y su fauna asociada. *Ecosur* 7(14): 185-199.
- 130- POI de NEIFF A.S.G. y NEIFF J.J. 1984. Dinámica de la vegetación flotante y su fauna en charcos temporarios del sudeste del Chaco (Argentina). *Physis* 42(103): 53-67.
- 131- POI de NEIFF A.S.G. y NEIFF J.J. 1989. Dry weight loss and colonization by invertebrates of *Eichhornia crassipes* litter under aerobic conditions. *Trop. Ecol.* 30 (2): 175-182.
- 132- POI de NEIFF A.S.G., NEIFF J.J., PATIÑO C., RAMOS O., CACERES J., FRUTOS S.M. y CANON VERON M.B. 1999. Estado trófico de dos lagunas en planicies anegables con áreas urbanas de la provincia de Corrientes, *FACENA* 15: 93 – 110.
- POI de NEIFF A.S.G. y NEIFF J.J. 2006. Riqueza de especies y similaridad de los invertebrados que viven en plantas flotantes de la planicie de inundación del Río Paraná (Argentina). *Interciencia* 31 (3): 220-225.
- 133- POI de NEIFF A.S.G., PATIÑO C., NEIFF J.J. y RAMOS O. 2003. Características limnológicas del tramo bajo del Río Negro (Chaco, Argentina). *FACENA* 19: 67-85.
- 134- POPOLIZIO E., SERRA P. y HORTT G. 1975. La clasificación taxonómica del Chaco. Publicación del Centro de Geociencias Aplicadas. Fac. de Humanidades- Facultad de Ingeniería. UNNE. Serie C. Investigación. 3 (1): 1-34.
- 135- POPOLIZIO E. y SERRA P. Y. 1978. *Fotointerpretación aplicada al estudio de la cuenca del Río Negro (Provincia del Chaco)*. Publicación del

- Centro de Geociencias Aplicadas. Facultad de Humanidades - Facultad de Ingeniería. UNNE. Serie C. Investigación. 14 (1): 1-46.
- 136- POTT V.J. y POTT A. 2000. Plantas acuáticas do Pantanal. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro do Pesquisa Agropecuária do Pantanal. Ministerio da Agricultura e do Abastecimento, Brasil, 404 p.
- 137- PRAT N., GONZALEZ G., MILLET X. y PUIG M. A. 1985. *El Foix: entre l'eixutesa y la contaminació*. Estudis i Monografies, 11. Servei del Medi Ambient. Barcelona.
- 138- PRAT N., MUNNÉ A., SOLÁ C., BONADA N. y RIERADEVALL M. 1999. Perspectivas en la utilización de los insectos acuáticos como bioindicadores del estado ecológico de los ríos. Aflicción a ríos mediterráneos. *Rev. Soc. Entomol. Argent.* 58: 181-192.
- 139- RABENI C.F., DAVIES S.P. y GIBBS K.E. 1985. Benthic invertebrate response to a pollution abatement: structural changes and functional implications. *Water Resour. Bull.*, 21: 489-498.
- 140- RADER R.B. y SHIOZAWA D.K. 2001. General principles of establishing a bioassessment program. En: R.B. Rader, D.P. Batzer and S.A. Wissinger (eds.), *Bioassessment and management of North American freshwater wetlands*. Wiley y Sons, N.J. USA, pp. 13-43.
- 141- REES C.J.C. 1983. Microclimate and the flying Hemiptera fauna of a primary lowland rainforest in Sulawesi. In: Sutton S.L., Withmore T. C. y Chadwick A. C. (ed.), *Tropical rainforest: Ecology and management*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, England, pp. 121-136.
- 142- RESH V.H. y JACKSON J.K. 1993. Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates, En: D.M. Rosenberg y V.H. Resh (eds.), *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*, Chapman y Hall, New York, pp. 195 – 233.
- 143- ROBACK SS. 1974. Insects (Arthropoda: Insecta). En: F. Hart y S. Fuller (eds.) *Pollution Ecology of freshwater invertebrates*. Academic Press, pp. 313-376.
- 144- ROBINSON C.T., TOCKNER K. y WARD J.V. 2002. The fauna of dynamic riverine landscapes. *Freshwat. Biol.*, 47: 661-677.
- 145- RODRÍGUES CAPÍTULO A., CESAR I., TASSARA M., PAGGI A. y REMES LENICOV M. 1997. Zoobentos. En: Consejo Permanente para el monitoreo de la calidad de las aguas de la franja costera sur del río de La Plata (ed.),

- Calidad de las aguas de la Franja Costera Sur del Río de la Plata (San Fernando – Magdalena)*, Buenos Aires, pp. 131-142.
- 146- RODRÍGUES CAPÍTULO A. 1999. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de ambientes lóticos en el área pampeana. *Rev. Soc. Entomol. Argent.* 58(1-2): 208-217.
- RODRÍGUES CAPÍTULO A., TANGORRA M. y OCÓN C. 2001. Use of benthic macroinvertebrates to assess the biological status of Pampean streams in Argentina. *Aquat. Ecol.* 35: 109-119.
- RODRÍGUES CAPÍTULO A., OCÓN C. y TANGORRA M. 2004. Una visión bentónica de arroyos y ríos pampeanos. *Biología Acuática*, 21: 1-18.
- ROSENBERG D.M. y RESH V.H. 1996. Use of aquatic insects in biomonitoring, En: Merritt R.W. y Cummins K.W. (eds.), *An introduction to the aquatic insects of North America*, Kendall-Hunt Publ., pp. 87-97.
- 147- RUBERTO A.R. 1999. Hidroquímica en la cuenca inferior del Río Negro (Chaco). Tesis de Maestría en Gestión Ambiental y Ecología. Facultad de Arquitectura. Universidad Nacional del Nordeste, 37 p.
- 148- SEGNINI S. 2003. El uso de macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotropicos* 16(2): 45-63.
- 149- SHORT R.A. y MASLIN P.E. 1977. Processing of leaf litter by a stream detritivore: effect on nutrient availability to collectors. *Ecology* 66: 1491-503.
- 150- SMITH H., WOOD P.J. y GUNN J. 2003. The influence of habitat structure and flow permanence on invertebrate communities in karst spring systems. *Hydrobiologia* 510: 53 – 66.
- 151- SMOLDERS A.J.P., VAN HENGSTUM G., LOERMANS J., MONTESBARZÓN A., RIZO H. y CASTILLO I. 1996. Efectos de la contaminación minera sobre la composición de la macrofauna bentónica en el río Pilcomayo. *Rev. Boliv. Ecol. Cons. Amb.*, 6: 229- 237.
- 152- SOUZA-FRANCO G.M. y TAKEDA A.M. 2000. Invertebrates associated with *Paspalum repens* (Poaceae) at the mouth of Caracu Stream (1991-1992), affluent of the Paraná River, Porto-Rico (PR) Brazil. *Braz. arch. biol. technol.* 43(3): 317-325.
- 153- SPELLERBERG I. F. 1991. *Monitoring Ecological Change*. Cambridge University Press. 334p.

- 154- STAUB R., APPLING J.W., HOFSTETTER A.M. y HASS J. 1970. The effects of industrial wastes of Memphis and Shelby County on primary planktonic producers. *Bioscience* 20: 905-912.
- 155- STEWART T.W. y DOWNING J.A. 2008. Macroinvertebrates communities and environmental conditions in recently constructed wetlands. *Wetlands* 28 (1): 141-150.
- 156- STRIXINO G. y TRIVINHO-STRIXINO S. 1984. Macroinvertebrados asociados a tapetes flotantes de *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, de um reservatório. *An. Sem. Reg. Ecol.* 4: 375-397.
- 157- TAKEDA A.M., SOUZA-FRANCO G.M., MELO S.M., MONKOLSKI A. 2003. Invertebrados asociados às macrófitas aquáticas da planície de inundação do alto rio Paraná (Brasil). En: Thomaz S.M. y Bini L.M (eds.), *Ecología e Manejo de Macrófitas Aquáticas*. Editora da Universidade Estadual de Maringá, EDUEM, pp. 243-260.
- 158- TANGORRA M.C. 2005. Colonización y descomposición de especies vegetales en sistemas lóticos pampásicos Tesis doctoral. Universidad Nacional de La Plata, 122p.
- 159- TRÉMOUILLES E.R., OLIVA A. y BACHMANN A.O. 1995. Insecta Coleoptera. En: Lopretto EC. y G. Tell (dirs.), *Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio*, Ediciones Sur, La Plata, pp. 1133-1197.
- 160- TRIVINHO-STRIXINO S., CORREIA I.C.S. y SONODA K. 2000. Phytophilous Chironomidae (Diptera) and other macroinvertebrates in the Ox-Bow Infernão Lake (Jatí Ecological Station, Luiz Antônio, SP, Brazil). *Rev. Brasil. Biol.* 60(3): 527-535.
- 161- TRIVINHO-STRIXINO S. y STRIXINO G. 1991. Estrutura da comunidade de insetos aquáticos associados a sedimento de reservatórios. Significado dos diferentes povoamentos. *An. Sem. Reg. Ecol.* 6: 151-168.
- 162- TRIVINHO-STRIXINO S., STRIXINO G. 1993. Estrutura da comunidade de insetos aquáticos associados à *Pontederia lanceolata* Nuttall. *Rev. Brasil. Biol.* 53(1): 103 -111.
- 163- USEPA. 2002. Methods for evaluating wetland condition: an invertebrate index of biological integrity for wetlands. United States. Environment Protection Agency. Office of Water, Washington DC, USA. EPA-822- R-02-019.

- 164- VALLANIA E.A., GAREUS E.S., TRIPOLE E.S. y GIL M.A. 1996. Un índice biótico para las Sierras de San Luis (Argentina). *Revista UNRC* 16: 129-136.
- 165- VANNOTE R.L., MINSHALL W.G. CUMMINS K.W. SEDELL J.R. y CUSHING C.E. 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 130-137.
- 166- VARELA M.E., DI PERSIA D.H. y BONETTO A.A. 1980. La fauna bentónica y su relación con la contaminación orgánica en el Río Negro, Provincia del Chaco (Argentina). Estudio preliminar. *ECOSUR* 7 (14): 201-221.
- 167- VELASCO J., MILLAN A. y RAMIREZ – DIAZ L. 1993. Colonización y sucesión de nuevos medios acuáticos I. Composición y estructura de las comunidades. *Limnética*. 9: 73 – 85.
- 168- WARD J.V. y STANFORD J.A. 1983. The intermediate disturbance hypothesis: an explanation for biotic diversity patterns in lotic ecosystems. En: Fontaine T. D. y Bartell S. M. (eds.), *Dynamics of lotic ecosystems*, Ann Arbor Sci. Pub., pp. 347-356.
- 169- WARD J.V., TOCKNER K. y SCHIEMER F. 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. *Regulated Rivers: Research and Management*, 15: 125-139.
- 170- WASHINGTON H. G. 1984. Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Wat. Res.* 18(6): 653-694.
- 171- WATERS T.F. 1988. Fish production-benthos production relationships in trout streams. *Polskie Arch. Hydrobiol.* 35: 548-561.
- 172- WELCOMME R.L. 2000. Fish biodiversity in floodplains and their associated rivers. En: Gopal B., W. Junk and J.A. Davis (eds.), *Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation*. Leiden, Backhuys Publishers, pp. 61-87.
- 173- WETZEL R.G. 1993. *Limnology*. 919 p.
- 174- WILLIAMSON C.E. y REID J.W. 2001. Copepoda. En: Thorp J.H. y Covich A.P. (eds.), *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates*, American Press, pp. 915-954.
- 175- WISSINGER S.A. 1999. Ecology of wetland invertebrates. Synthesis and applications for conservation and management. En: Batzer D.P., Rader

- R.B. y Wissinger S.A. (eds), *Invertebrates in Freshwater wetlands of North America: Ecology and management*, Wiley y Sons, New York, pp. 1043-1086.
- 176- WOODIWISS F.S. 1964. The biological system of stream classification used by the Trent river board. *Chemistry and Industry* 14: 443-447.
- 177- ZABALA M.T. 1999. El valle aluvial del Río Negro. Programa de Gestión Ambiental. Tesis de Maestría. Facultad de Arquitectura y Urbanismo - Facultad de Ciencias Exactas y Naturales y Agrimensura. UNNE. 142p.
- 178- ZAR J.H. 1999. *Biostatistical Analysis*, Prentice Hall, NJ. 718 p.