



Diversidad de macroinvertebrados acuáticos en cursos de agua dulce con vegetación ribereña nativa de Uruguay

Aquatic macroinvertebrate diversity in freshwater streams with native riparian vegetation of Uruguay

Enrique Morelli y Ana Verdi[✉]

Sección Entomología, Facultad de Ciencias, Universidad de la República. Igúa 4225, Montevideo, Uruguay.

✉ averdi@fcien.edu.uy

Resumen. Uruguay cuenta con una densa red hidrográfica, a pesar de ello, el conocimiento de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos es insuficiente. Sumado a esto, en las últimas décadas se ha producido un avance en la forestación con especies exóticas, provocando cambios en la vegetación ribereña de algunos ríos. El objetivo de esta investigación fue determinar la composición y estructura trófica de la comunidad de macroinvertebrados así como su relación con algunos parámetros fisicoquímicos en 8 ríos donde el bosque nativo se encuentra bien conservado, y sentar las bases para futuros estudios. Las muestras fueron recolectadas entre diciembre de 2006 a diciembre de 2007. Temperatura, oxígeno disuelto, pH y conductividad se midieron *in situ*. Se determinaron la composición y la abundancia taxonómicas y se realizaron análisis de componentes principales y de correspondencia canónica con los parámetros fisicoquímicos y biológicos. La diversidad alfa se calculó utilizando los índices de Shannon-Weaver (H'), dominancia de Simpson (D) y equidad de Pielou (J'). Para la determinación de la diversidad beta se empleó índice de similitud de Bray-Curtis. Un total de 1 291 ejemplares pertenecientes a 92 taxones fueron registrados. Los taxa más abundantes fueron Ephemeroptera (36%), Amphipoda (17%) y Coleoptera (12%). Los ríos muestran una gran diversidad y una baja dominancia. Conductividad, pH y temperatura fueron los factores principales en la determinación de la distribución y composición de los macroinvertebrados.

Palabras clave: biodiversidad, comunidades macrobentónicas, cuenca Río Negro.

Abstract. Uruguay has a dense hydrographic network, nevertheless the knowledge of the aquatic macroinvertebrate community is still lacking. In recent decades afforestation with exotic species has increased which has produced changes in riparian vegetation of some rivers. The aim of this research was to determine the composition and trophic structure of macroinvertebrate community and its relationship to some physicochemical parameters in eight streams where the native forest is still well preserved and provide the basis for future studies. Samples were collected from December 2006 to December 2007. Temperature, dissolved oxygen, pH and conductivity were measured *in situ*. Taxonomic composition and abundance were determined, a principal component analysis and a canonical correspondence analysis were carried out with the physico-chemical and biological parameters. The alpha diversity was calculated using the Shannon-Weaver (H'), dominance of Simpson (D) and Pielou evenness indexes (J'). Beta diversity was determined employing similarity index of Bray-Curtis. A total of 1 291 specimens belonging 92 taxa were recorded. The most abundant taxa were Ephemeroptera (36%), Amphipoda (17%) and Coleoptera (12%). The streams show high diversity and low dominance. Conductivity, pH, and temperature were the main factors in determining the macroinvertebrate distribution and composition.

Key words: biodiversity, macrobenthic communities, Black River basin.

Introducción

Debido al aporte de materia orgánica, la vegetación ribereña juega un papel importante en la estructura y complejidad de los ríos (Boothroyd et al., 2004). La

vegetación riverense se encuentra más conectada a la vida que sucede dentro del río que fuera de él, cumpliendo un rol fundamental en la cadena trófica de estos ambientes y en la determinación de la composición de las comunidades que lo habitan, como son los macroinvertebrados (Vannote et al., 1980; Corbacho et al., 2003). Los cambios en el uso del suelo se reflejan en los recursos hídricos, que sufren degradación de su calidad a través de la contaminación

agroquímica, incremento de la carga orgánica y aumento de la sedimentación (Meza et al., 2012; Suga y Tanaka, 2013).

En las últimas décadas, los cultivos forestales con especies exóticas se han expandido en Uruguay, llegando en la actualidad a casi 1 millón de hectáreas forestadas, compuesta principalmente de eucaliptos. Esto representa, de acuerdo con la Dirección General Forestal (2010), el 56% del total de bosques presentes, siendo según Paruelo et al. (2006) una de las más importantes transformaciones ocurridas en el país. Algunos autores han documentado los cambios que las plantaciones de *Eucalyptus globulus* y *Eucalyptus grandis* producen en la vegetación ribereña de los ríos, lo que trae como consecuencia cambios sobre la estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados (Callisto et al., 2002; Guevara-Cardona et al., 2006; Mancilla et al., 2009). Esto se debe tanto al dosel que controla la penetración de la luz y, consecuentemente, afecta la productividad primaria y la temperatura del agua (Boothroyd et al., 2004) como al aporte directo de las hojas que son tóxicas para muchos organismos (Moliner y Pozo, 2003).

A pesar de la densa y muy ramificada red hidrográfica con que cuenta Uruguay, el conocimiento disponible de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos es aún insuficiente. Los estudios limnológicos realizados hasta el presente en el país, se han centrado, principalmente en caracterizar las lagunas costeras (Arocena et al., 2000, 2003; Arocena y Prat, 2006; Arocena, 2007) y cursos de agua relacionados con la cuenca del Río de la Plata, con importantes áreas de degradación urbana y suburbana, así como aspectos de contaminación orgánica (Pintos et al., 1992; Chalar, 1994; Arocena, 1998, 1996; Boccardi, 2004; Teixeira de Mello y Clemente., 2001; Chalar et al., 2011). Hasta ahora no se han realizado inventarios de fauna bentónica en cursos de agua naturales donde el bosque nativo aún se encuentra bien conservado. El propósito de esta investigación fue determinar la estructura de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos, su estructura trófica y su relación con algunos parámetros fisicoquímicos en 8 ríos donde el bosque nativo aún se encuentra bien conservado, con especial ausencia de vegetación exótica y, así, llenar ese vacío de información con que hoy contamos y sentar las bases para futuros estudios en taxonomía, dinámica poblacional, ecología, biodiversidad y control de la calidad del agua en la zona de estudio.

Materiales y métodos

Área de estudio. La cuenca del Río Negro se ubica geográficamente en el centro del país, cubriendo una superficie de 52 034 km², articulándose en torno al más

importante curso de agua del interior de Uruguay, el Río Negro, con una longitud de 750 km, siendo el quinto más grande del mundo. Nace en el Nudo de Santa Tecla, en territorio brasileño, en el estado de Río Grande del Sur, cruzando luego el territorio uruguayo en dirección este-oeste, dividiéndolo en 2 partes y desembocando en el río Uruguay. En esta cuenca están ubicadas 3 represas hidroeléctricas y se caracteriza por la cría intensiva de ganado, el cultivo de soja y arroz, así como por plantaciones forestales en los últimos años (Evia y Gudynas, 2000; Achkar et al., 2004)

El estudio se realizó en 3 áreas en los departamentos de Durazno y Tacuarembó, donde existe una intensa actividad forestal. Se establecieron 16 sitios de muestreo en 8 arroyos de bajo orden (< 3), de aguas someras, de velocidad moderada, de fondos arenosos, con presencia de cantos rodados, abundante hojarasca y ausencia de vegetación exótica (Fig. 1; Cuadro 1). Se realizaron 4 salidas de campo entre diciembre de 2006 y diciembre de 2007, una en cada estación del año.

Parámetros fisicoquímicos. Con el fin de describir el hábitat, en cada sitio se registraron *in situ* los parámetros de temperatura, oxígeno y conductividad, empleando una sonda multiparámetro portátil (YSI 556) y el pH, mediante un potenciómetro (Hanna HI 8313).

Parámetros biológicos. La recolección de los macroinvertebrados acuáticos se realizó con red de

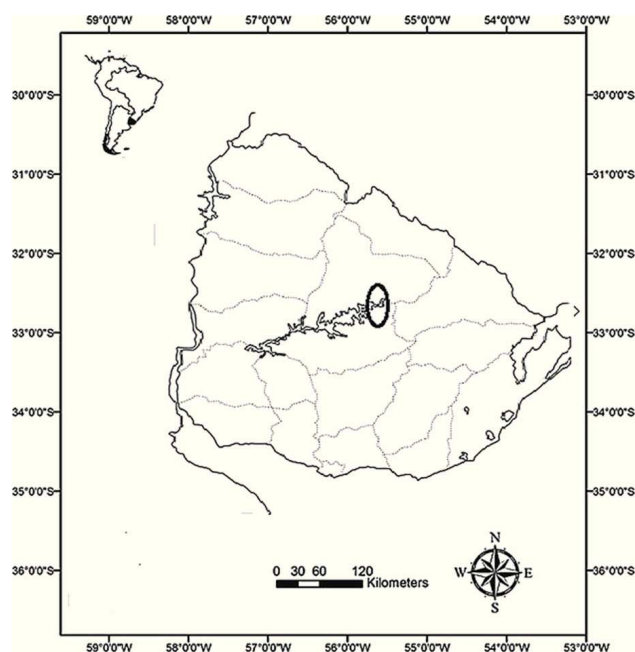


Figura 1. Zona de estudio en la cuenca del Río Negro, Uruguay.

Cuadro 1. Localización geográfica de las estaciones de muestreo y parámetros fisicoquímicos promedios; nacimiento (n), medio (m), desembocadura (d), en arroyos de la cuenca del Río Negro, Uruguay

<i>Estaciones</i>	<i>Localidad</i>	<i>O₂ mg/l⁻¹</i>	<i>pH</i>	<i>T° C</i>	<i>Conduc. µS</i>	
E1	Cañada de los Argentinos (n)	32°24'0.05" S, 55°32'28.5" O	4.13	7.45	24.4	238.0
E2	Cañada del Sauce Amaro (m)	32°21'42.9" S, 55°34'59.6" O	2.45	7.30	15.7	289.2
E3	Cañada del Sauce Amaro (d)	32°21'41.9" S, 55°34'58.6" O	2.20	7.60	15.4	285.9
E4	Arroyo Malo (n)	32°21'19.2" S, 55°35'1.6" O	1.84	7.47	25.7	406.3
E5	Arroyo Malo (m)	32°22'18.4" S, 55°34'6.4" O	2.21	7.40	25.4	392.3
E6	Arroyo Malo (d)	32°23'40.7" S, 55°34'36.9" O	2.13	7.30	27.7	268.4
E7	Arroyo del Estado (d)	32°38'57.1" S, 55°24'48.8" O	2.00	7.40	22.3	78.6
E8	Arroyo del Estado (m)	32°39'11.8" S, 55°27'38.6" O	3.53	7.00	20.2	40.0
E9	Arroyo de las Cañas (m)	32°40'47.18" S, 55°42'35.64" O	1.42	7.25	23.8	346.0
E10	Arroyo Asperezas (m)	32°38'20.2" S, 55°24'58.6" O	5.45	7.25	21.7	52.5
E11	Cañada Tala (d)	32°41'10.32" S, 55°41'28.60" O	2.33	7.30	14.2	275.5
E12	Cañada Tala (m)	32°41'16.51" S, 55°40'26.65" O	2.18	7.50	13.8	270.6
E13	Cañada Tala (n)	32°41'42.76" S, 55°40'12.70" O	2.23	7.45	17.0	100.7
E14	Arroyo Blanquillo (d)	32°40'13.80" S, 55°40'45.03" O	7.96	7.60	19.8	287.6
E15	Arroyo Blanquillo (m)	32°39'42.89" S, 55°41'28.27" O	5.29	7.00	20.2	288.1
E16	Arroyo Blanquillo (n)	32°40'17.73" S, 55°40'24.78" O	3.40	7.50	24.5	110.6

corriente (Kick net) de 250 µm de luz de malla, a lo largo de 100 m en intervalos de 10 m, con un tiempo estandarizado de colecta de 10 minutos con 3 réplicas para cada punto de muestreo. Se realizaron muestreos en las nacientes, tramos medios y desembocaduras.

Para el muestreo cuantitativo se utilizó una red Surber (0.3m x 0.3m; 250 µm de abertura de malla), con 3 réplicas para cada punto de muestreo. El material se conservó en etanol al 70%. Los organismos fueron trasladados a la Sección Entomología de la Facultad de Ciencias, donde se separaron y se identificaron hasta género y/o morfotipo, con la ayuda de las claves de Edmunds et al. (1976); Boschi (1981); Rodríguez (1981); Flint (1983); Domínguez et al. (1992); Zolessi y Philippi (1995); Lopretto y Tell (1995); Domínguez y Fernández (2009). De acuerdo con los criterios propuestos por Tomanova et al. (2006); Chará-

Serna et al. (2010) y Rodríguez-Barrios et al. (2011), para taxones neotropicales, los macroinvertebrados fueron clasificados en los siguientes grupos tróficos: colectores-filtradores, colectores-recolectores, raspadores, depredadores y fragmentadores.

Para evaluar la estructura de la comunidad se calculó la riqueza taxonómica, la densidad en individuos por m², la diversidad mediante el índice de Shannon-Wiener (H), la dominancia a través del índice de Simpson (D) y la equidad por medio del índice de Pielou (J'). El número total esperado de taxones en la zona se evaluó utilizando los modelos de estimación de riqueza Chao 2 y Jackknife de primer orden (Jack 1). Para comparar la composición de los diferentes sitios de muestreo se empleó el índice de similitud de Bray-Curtis, utilizando el algoritmo UPGMA (Magurran, 1989; Moreno, 2001).

Para tener una visión acerca de la variabilidad ambiental, se realizó un análisis de componentes principales (ACP) (Mangeaud, 2004; Martínez-Bastida et al., 2006). Las asociaciones entre la estructura de la comunidad, excluyendo los taxa con abundancias de 1 ejemplar por muestra, y las variables ambientales se exploraron mediante un análisis de correspondencia canónica (ACC). Para evaluar la significancia estadística del ordenamiento de los ejes canónicos se realizaron las pruebas de permutaciones de Monte Carlo (1 000 permutaciones, $p < 0.05$). Los análisis estadísticos fueron realizados con los programas Past (Hammer et al., 2001), Bio Diversity Pro 2 (McAlece et al., 1997) y EstimateS (Colwell, 2006).

Resultados

Parámetros fisicoquímicos. Los valores promedio de los parámetros fisicoquímicos se presentan en el Cuadro 1. La temperatura del agua osciló entre 13.8° C en el sitio E12 en invierno y 27.7° C en el sitio E6 en el verano. La conductividad varió de 40.09 μS (E9) a 406.3 μS (E4). El pH varió de 7.00 en los sitios E9 y E15 a 7.60 en E3 y E14. La concentración de oxígeno disuelto osciló entre 1.42 mg/l^{-1} (E8) y 7.9 mg/l^{-1} (E14).

Análisis cualitativo y cuantitativo de los macroinvertebrados. Un total de 1 291 ejemplares de macroinvertebrados fueron colectados, pertenecientes a 92 taxones distribuidos en 46 familias y 14 órdenes (Cuadro 2). La densidad promedio osciló entre 48 ind/m^2 (E8, verano) y 1 488 ind/m^2 (E1, primavera) (Cuadro 3).

La clase Insecta representó el 76% de la muestra con 961 ejemplares recolectados. Dentro de ésta, el orden Ephemeroptera presentó la mayor abundancia con 456 individuos (47% del total de insectos y 36% del total de la muestra), seguido por el orden Coleoptera con 149 individuos (16% del total de insectos y 12% del total de la muestra). Entre los crustáceos, con 215 ejemplares recolectados (17% del total de la muestra), el orden más abundante fue Amphipoda con 120 ejemplares. El orden más diverso en cuanto al número de familias fue Coleoptera con 13, los demás estuvieron representados por 6 (Crustacea) y 1 (Plecoptera) familias. El taxón que estuvo presente en todos los sitios fue el género *Caenis*, con 225 ejemplares, alcanzando la mayor densidad en el sitio de muestreo E4 durante el verano, seguido por *Hyaella* con 120 ejemplares, alcanzando la mayor densidad en el sitio E1 durante la primavera (Cuadro 2).

Los grupos tróficos con mayor abundancia fueron los depredadores (51%) y el colector-recolector (20%) presentes en todos los sitios muestreados. Los colectores-filtradores (10%) se encontraron presentes en 13 sitios,

los fragmentadores (10%) en 10 y los raspadores (9%) en 8 (Fig. 2).

Los valores de los parámetros de diversidad alfa se presentan en el Cuadro 3. La riqueza varió entre 6 especies en los sitios E2 y E3 en el invierno, a 24 especies en el E16 durante la primavera. El sitio que presentó mayor abundancia de individuos fue el E16 (177, primavera) y el de menor el E9 (25, verano). El índice de diversidad de Shannon Wiener (H) varió entre 1.06 en el sitio E14 a 2.55 en el E16. Se registraron bajos valores de dominancia, menos en los sitios E4 y E14, coincidiendo en ellos con bajos valores de equidad (Cuadro 3).

La curva de acumulación de especies observada se aproximó suavemente a la riqueza asintótica, pero siempre por debajo de los estimadores de riqueza. El estimador Chao 2 evidenció que se muestreó el 75% de las especies presentes, mientras que el Jackknife 1, el 77% (Fig. 3).

Los valores de similitud se muestran en la figura 4. El análisis reveló similitudes bajas con una tendencia a la agrupación entre estaciones de nacientes, media y desembocadura. La asociación de macroinvertebrados con mayor similitud se dio entre los sitios E15 y E11 (57%), siendo el sitio E14 el más disímil de todos (20%). El ACP (Fig. 5) indica que la relación entre las variables ambientales puede ser explicada por los 2 primeros ejes en un 65%. El eje 1 presentó una correlación positiva con la conductividad (0.78) y el pH (0.60) y negativa con el oxígeno (-0.57). El eje 2 mostró una correlación positiva con la temperatura (0.90). El ACC (Fig. 6) indica que la varianza acumulada de la relación entre las variables fisicoquímicas y biológicas puede ser explicada por los 2 primeros ejes en un 79%. Las pruebas de permutaciones

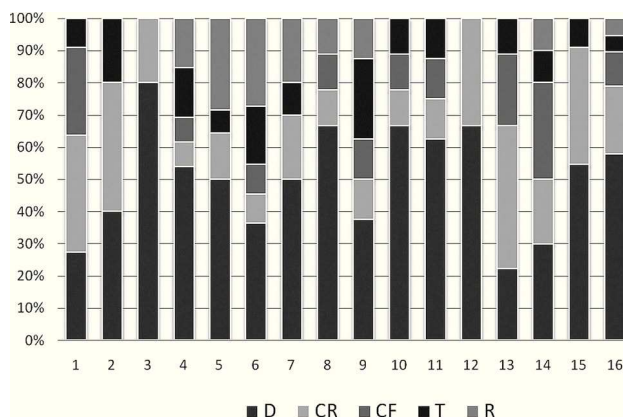


Figura 2. Grupos tróficos por cada estación de muestreo en arroyos de la cuenca del Río Negro, Uruguay. R, raspadores; T, fragmentadores; CF, colectores-filtradores; CR, colectores-recolectores; D, depredadores.

Cuadro 2. Lista taxonómica de los macroinvertebrados recolectados y sus abundancias totales en arroyos de la cuenca del Río Negro, Uruguay

<i>Clase</i>	<i>Orden</i>	<i>Familia</i>	<i>Género</i>	<i>Núm.</i>		
Insecta	Ephemeroptera	Caenidae	<i>Caenis</i>	225		
			Baetidae	<i>Callibaetis</i>	24	
				<i>Americabaetis</i>	105	
				<i>Cloeodes</i>	62	
				<i>Paracloeodes</i>	3	
			Siphonuridae	<i>Metamorus</i>	14	
			Leptohiphidae	<i>Haplohyphes</i>	13	
		<i>Tricorythodes</i>		2		
			Leptophlebiidae	<i>Askola</i>	3	
		Odonata	Libellulidae	<i>Libellula</i>	22	
				<i>Erythrodiplax</i>	4	
				<i>Perithemis</i>	2	
				Coenagrionidae	<i>morfo2</i>	51
				Corduliidae	<i>Rialla</i>	1
				Protoneuridae	<i>Peristicta</i>	24
				Gomphidae	<i>Zoonophora</i>	1
					<i>Progomphus</i>	1
	<i>Phyllocycla</i>				1	
	<i>Gompoides</i>				1	
	Plecoptera	Gripopterygidae	<i>morfo3</i>	34		
			<i>Claudioperla</i>	21		
	Hemiptera	Corixidae	<i>Sigara</i>	46		
			<i>morfo4</i>	7		
		Gerridae	<i>Halobatopsis</i>	4		
		Veliidae	<i>Microvelia</i>	14		
			<i>Euvelia</i>	19		
		Belostomatidae	<i>Belostoma</i>	22		
		Hydrometridae	<i>Hydrometra</i>	1		
		Trichoptera	Hydropsychidae	<i>Smicridea</i>	11	
			Leptoceridae	<i>morfo5</i>	1	
		Coleoptera	Gyrinidae	<i>Triplectides</i>	15	
	<i>Gyrinus</i>			2		
	<i>Gyretes</i>			3		
	<i>Andogyrus</i>			4		
	Elmidae			<i>Austrolimnius</i>	1	
				<i>Mycrocylloepus</i>	1	
				<i>Xenelmis</i>	1	
	Hydrophilidae		<i>Derallus</i>	4		
			<i>Crenitis</i>	1		
			<i>Anacaena</i>	4		
			<i>Berosus</i>	3		
			<i>Phaenonotum</i>	1		
			<i>Georissus</i>	17		
			<i>Paracymus</i>	6		
			Noteridae	<i>Hydrocanthus</i>	6	
				<i>Suphisellus</i>	1	
			Dytiscidae	<i>Notaticus</i>	6	
<i>Megadytes</i>	2					
<i>Laccophilus</i>	41					
<i>Liodessus</i>	3					
<i>Laccornellus</i>	8					

Cuadro 2. Continues

<i>Clase</i>	<i>Orden</i>	<i>Familia</i>	<i>Género</i>	<i>Núm.</i>
			<i>Hemibidessus</i>	4
			<i>Celina</i>	1
		Limnichidae	<i>morfo6</i>	6
		Dryopidae	<i>Pelonomus</i>	2
		Scirtidae	<i>morfo7</i>	6
			<i>morfo8</i>	9
		Haliplidae	<i>Haliplus</i>	1
		Hydrochidae	<i>Hydrochus</i>	3
		Curculionidae	<i>Hyodites</i>	1
			<i>Notiodes</i>	3
			<i>Lissorhoptrus</i>	1
		Sphaeriidae	<i>Sphaerius</i>	1
		Chrysomelidae	<i>morfo11</i>	1
	Diptera	Chironomidae	<i>morfo12</i>	24
		Dixidae	<i>morfo13</i>	23
		Simulidae	<i>morfo14</i>	1
		Sciomyzidae	<i>morfo15</i>	1
		Culicidae	<i>morfo16</i>	4
Crustacea	Cladocera		<i>morfo18</i>	14
	Ostracoda		<i>morfo17</i>	52
		Cypridae	<i>Cyprella</i>	13
	Amphipoda	Hyalellidae	<i>Hyalella</i>	120
	Decapoda	Trichodactylidae	<i>Trichodactylus</i>	1
		Palaemonidae	<i>Macrobrachium</i>	2
		Aegidae	<i>Aegla</i>	13
Pelecípoda	Eulamelibranchia	Hyriidae	<i>Diplodon</i>	8
Gastropoda	Basommatophora	Planorbidae	<i>Biomphalaria</i>	28
			<i>Littoridina</i>	8
		Sphaeriidae	<i>Pisidium</i>	2
	Mesogastropoda	Ampullaridae	<i>Pomacea</i>	7
		Hydrobiidae	<i>Helobia</i>	6
Hirudinea			<i>morfo19</i>	22
Nematoda			<i>morfo20</i>	6
			<i>morfo21</i>	28
				1 291

de Montecarlo (1 000) muestran que ambos ejes fueron altamente significativos ($p=0.001$). Esto confirma que la distribución de los taxones no fue debida al azar, lo que indica que la mayor parte de la variación explicable de los datos fue tomada en cuenta por las variables ambientales medidas.

Discusión

Los organismos recolectados en este estudio son típicos de sistemas lóticos con poca intervención antrópica (Castellanos y Serrato, 2008). Del mismo modo, es bien sabido que existe una relación directa entre el número de taxones y los tipos y variedad de sustratos (Richards et

al., 1993). Por lo general, los ríos con fondos arenosos o arenoso-limosos que albergan pocas especies, con pocos individuos por especie (Pintos et al., 1992; Chalar, 1994; Arocena, 1998; Boccardi, 2004), ya que son sustratos especializados y muy inestables con las corrientes de agua. En contraste, los fondos pedregosos suelen ser más ricos, ya que ofrecen una mayor superficie para el crecimiento de la biopelícula de la cual se alimentan diversos consumidores primarios; los sustratos dominados por hojarasca brindan una mayor disponibilidad de recursos para organismos fragmentadores, lo que además de presentar una alta riqueza de especies permiten sostener una mayor densidad de organismos (Burdet y Watts, 2009; Meza et al., 2012). Esto concuerda con lo observado en el presente estudio, donde

Cuadro 3. Parámetros comunitarios para cada estación en arroyos de la cuenca del Río Negro, Uruguay. Riqueza (S), número de individuos (Núm.), índice de Simpson (D), índice de Shannon (H), equidad de Pielou (J'), densidad promedio (ind/m²)

Estaciones	S	Núm.	D	H	J'	ind/m ²
E1	19	140	0.14	2.33	0.79	1 488
E2	6	83	0.31	1.27	0.71	796
E3	6	27	0.37	1.27	0.70	628
E4	15	86	0.49	1.33	0.50	724
E5	20	80	0.17	2.33	0.77	589
E6	13	96	0.17	2.00	0.78	659
E7	13	42	0.16	2.12	0.82	1 088
E8	10	25	0.18	2.11	0.91	48
E9	10	66	0.13	1.92	0.83	272
E10	10	31	0.18	1.96	0.85	109
E11	16	52	0.21	2.05	0.74	190
E12	13	43	0.19	2.02	0.79	185
E13	14	99	0.14	2.20	0.83	210
E14	12	132	0.56	1.06	0.42	288
E15	16	77	0.13	2.34	0.84	688
E16	24	177	0.10	2.55	0.80	784

los Ephemeroptera (36%), Amphipoda (17%) y Coleoptera (12%) fueron los taxones más representativos. Esto difiere con lo observado para otros ríos de Uruguay (Pintos et al., 1992; Chalar, 1994; Arocena, 1998; Boccardi, 2004) y de Sudamérica (Leiva, 2004; Buckup et al., 2007; Carvacho, 2012) donde predominaron Diptera y Gasteropoda, grupos más afines a los sustratos arenosos-limosos. Asimismo, la composición de taxones registrados, pudo deberse a que estos ríos tienen buenos mecanismos de autolimpieza que permiten la supervivencia de las comunidades (Fierro et al., 2012). Esto se ve reflejado en la estabilidad de los parámetros físicos y químicos, los cuales a pesar de las

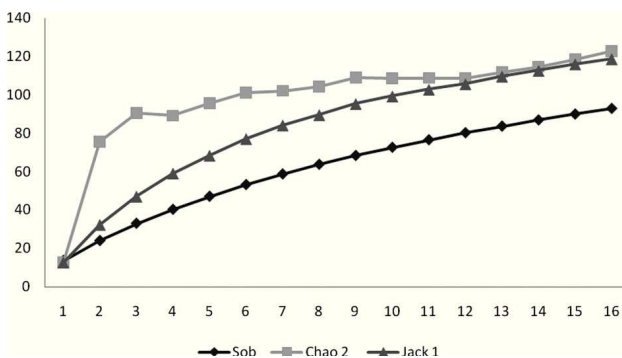


Figura 3. Estimación de riqueza para cada sitio de muestreo en arroyos de la cuenca del Río Negro, Uruguay. Sob, riqueza observada; Chao 2, estimador no paramétrico Chao 2; Jack 1, estimador paramétrico Jackknife 1.

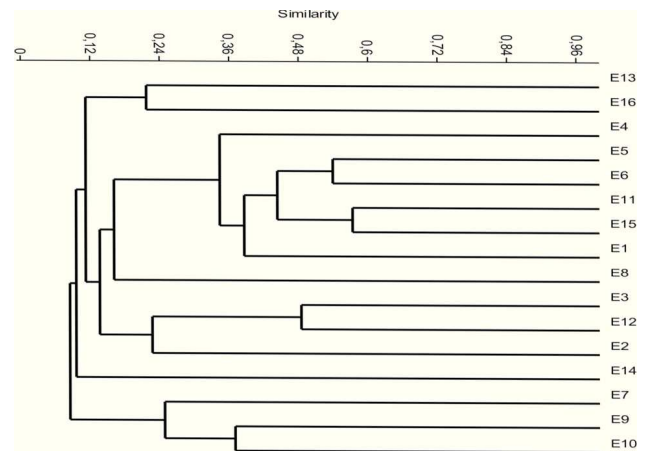


Figura 4. Dendrograma de similitud que agrupa los sitios de muestreo en arroyos de la cuenca del Río Negro, Uruguay, basado en la presencia/ausencia de los taxa.

variaciones estacionales no difieren significativamente (Edokpayi y Osimen, 2001).

Los grupos tróficos que dominaron en la riqueza general de los ríos fueron los depredadores (51%) y colectores-recolectores (20%), presentes en todas los sitios, similar a lo observado por Rodríguez-Barríos et al. (2011). La presencia de varios grupos tróficos en cada sitio de muestreo, estaría relacionada con la existencia de una diversidad de nichos tróficos donde los organismos explotan diferentes hábitats y los recursos disponibles en su entorno, reduciendo los efectos de la competencia (Copatti et al., 2011; Meza et al., 2012).

De acuerdo con Leiva (2004), los altos valores de diversidad se relacionan directamente con un buen balance en las comunidades y con las condiciones del hábitat. Esto concuerda con los parámetros comunitarios analizados en el presente estudio, que indican comunidades estables. El alto valor de dominancia y bajo valor de equidad presentes en los sitios E4 (verano) y E14 (primavera), se debe a la dominancia de los géneros *Caenis* y *Americabaetis*, respectivamente. Flowers y De la Rosa (2010) afirman que la tolerancia de *Americabaetis* a la contaminación se desconoce, pero *Caenis* puede soportar un amplio rango de condiciones ambientales. En el caso estudiado, la abundancia de estos géneros, debido a la época muestreada, podría corresponder de acuerdo con Hanson et al. (2010) a una futura emergencia masiva.

El análisis de agrupamiento reveló similitudes bajas con una tendencia a la agrupación entre estaciones de nacientes, media y desembocadura, lo que se refleja también en el análisis de correspondencia canónica. Según Montoya (2007, 2008), esto puede ser atribuido a fluctuaciones del caudal y los ciclos de recolonización de biotopos.

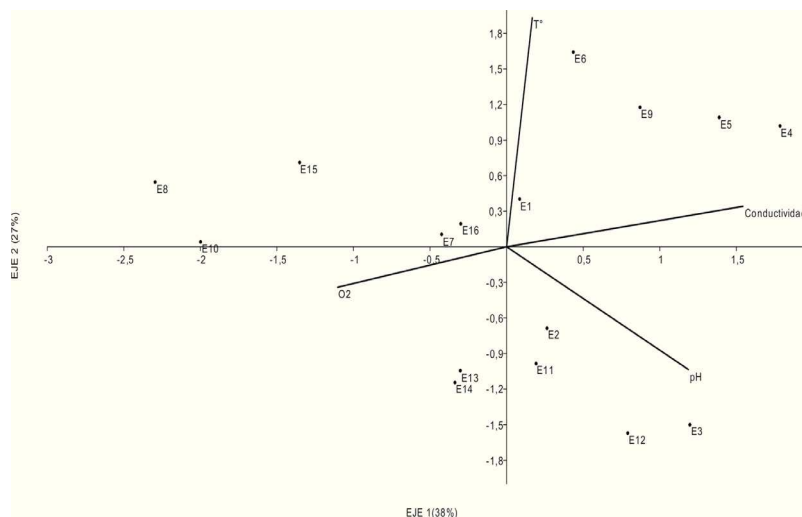


Figura 5. Ordenamiento de los sitios de muestreo de arroyos en la cuenca del Río Negro, Uruguay según al análisis de componentes principales (ACP) de acuerdo con las variables ambientales. Temperatura (T), conductividad (Con), pH, oxígeno (O2).

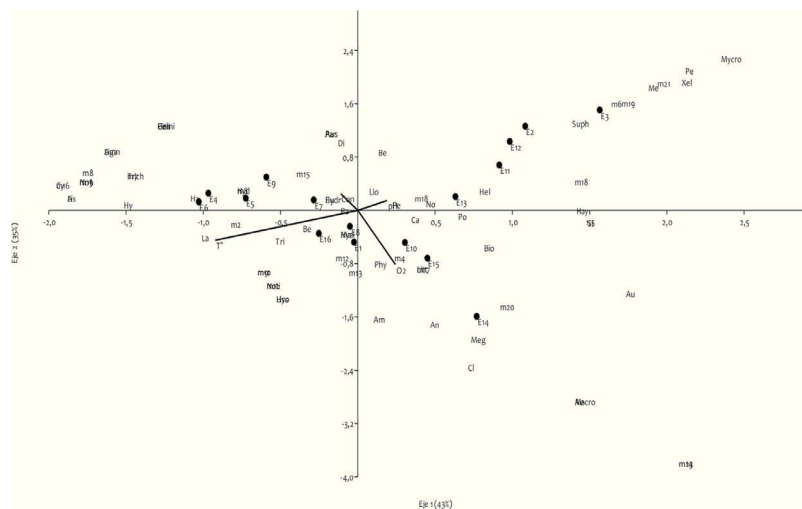


Figura 6. Diagrama de ordenación del análisis de correspondencia canónica (CCA), mostrando la relación entre los taxa presentes en arroyos de la cuenca del Río Negro, Uruguay y las variables ambientales consideradas (vectores). Temperatura (T), conductividad (Con), pH, oxígeno (O2).

Diferentes autores resaltan que los factores fisicoquímicos del medio acuático, como pH, conductividad, oxígeno disuelto y temperatura, son determinantes en la distribución de los macroinvertebrados acuáticos y son, además, los parámetros a los que los organismos son más sensibles (Quinn y Hickey, 1990; Roldán, 1996; Toro et al., 2002; Domínguez y Fernández, 2009; Carvacho, 2012; Meza et al., 2012). Esto concuerda con lo observado en el

presente estudio, donde el ACP resaltó la importancia de las variables: conductividad, pH y temperatura, demostrando así su influencia sobre la comunidad estudiada. En otras investigaciones se han documentado resultados similares. Chalar (1994) encontró en el Arroyo Toledo que el oxígeno es la variable con mayor influencia sobre las comunidades de macroinvertebrados, mientras que para el río Santa Lucía lo fueron el oxígeno y la conductividad

(Arocena et al., 2008). Distintos autores para otras regiones neotropicales encontraron que la temperatura, el oxígeno, la conductividad y los sólidos disueltos son las variables que mejor explican el funcionamiento de los sistemas lóticos (Mancilla et al., 2009; Carvacho, 2012).

Según esta investigación, los ríos estudiados presentan comunidades diversas y estables, propias de sistemas no alterados por actividades antrópicas. Con base en la perspectiva del avance de la reforestación con especies exóticas, es necesario avanzar en las investigaciones para poder realizar monitoreos físicos, químicos y biológicos periódicos que permitan implementar y aplicar planes de manejo y conservación de la biodiversidad presente en los sistemas lóticos de Uruguay.

Literatura citada

- Achkar, M., A. Domínguez y F. Pesce. 2004. Diagnóstico socioambiental participativo en Uruguay. REDES-AT. Programa Uruguay Sustentable. Tomate Verde Ediciones, Montevideo. 157 p.
- Arocena, R. 1996. La comunidad bentónica como indicadora de zonas de degradación y recuperación en el Arroyo Toledo (Uruguay). *Revista Biología Tropical* 44:659-671.
- Arocena, R. 1998. Statistical analysis of benthic communities to assess suspected degradation and recuperation zones in an urban stream (Uruguay). *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 26:1188-1192.
- Arocena, R. 2007. Effects of submerged aquatic vegetation on macrozoobenthos in a coastal lagoon of the Southwestern Atlantic. *International Revue of Hydrobiology* 92 1:33-47.
- Arocena, R. y N. Prat. 2006. Efectos de la eutrofización en el zoobentos de una laguna costera: experimentos con mesocosmos. In *Eutrofização na América do Sul: causas, consecuencias e tecnologias de gerenciamento e controle*, J. G., Tundisi, T. Matsumura-Tundisi y C. Sidagis (eds.). Instituto Internacional de Ecología, San Pablo. p. 387-412.
- Arocena, R., D. Fabián y J. Clemente. 2000. Las causas naturales versus la contaminación orgánica como factores estructuradores del zoobentos en tres afluentes de una laguna costera. *Limnética* 18:99-113.
- Arocena, R., N. Prat y A. Rodrigues. 2003. Design and evaluation of benthic mesocosms for coastal lagoons. *Limnética* 22:119-130.
- Arocena, R., G. Chalar, D. Fabián, L. De León, E. Brugnoli, M. Silva, E. Rodó, I. Machado, J. P. Pacheco, R. Castiglioni y L. Gabito. 2008. Índices físico-químicos y biológicos de calidad de agua para arroyos vadeables de la cuenca del río Santa Lucía en evaluación en cursos de agua y biomonitoreo. Informe final, *Limnología-Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Montevideo*. 13 p.
- Boccardi, L. 2004. Caracterización de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos de la cañada del Dragón (Montevideo). Tesis, Fac. de Ciencias, Universidad de la República, Montevideo. 80 p.
- Boothroyd, I., J. Quinn, E. Langer, K. Costley y G. Steward. 2004. Riparian buffers mitigate effects of pine plantation logging on New Zealand streams I. Riparian vegetation structure, stream geomorphology and periphyton. *Forest Ecology and Management* 194:199-213.
- Boschi, E. 1981. Fauna de agua dulce de la República Argentina. Vol. XXVI. Decapoda Natantia. Fundación para la Educación la Ciencia y la Cultura, Buenos Aires. 61 p.
- Buckup, L., A. Bueno, G. Bond-Buckup, M. Casagrande y F. Majolo. 2007. The benthic macroinvertebrate fauna of highland streams in southern Brazil: composition, diversity and structure. *Revista Brasileira de Zoologia* 24:294-301.
- Burdet, A. y R. J. Watts. 2009. Modifying living space: an experimental study of the influences of vegetation on aquatic invertebrate community structure. *Hydrobiologia* 618:161-173.
- Callisto, M., F. A. R. Barbosa y P. Moreno. 2002. The influence of *Eucalyptus* plantations on the macrofauna associated with *Salvinia auriculata* in Southeast Brasil. *Brazilian Journal of Biology* 62:63-68.
- Carvacho, C. 2012. Estudio de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y desarrollo de un índice multimétrico para evaluar el estado ecológico de los ríos de la cuenca del Limari en Chile. Tesis, Fac. de Biología, Universidad de Barcelona, Barcelona. 62 p.
- Castellanos, P. y C. Serrato. 2008. Diversidad de macroinvertebrados acuáticos en un nacimiento de río en el páramo de Sarturban, norte de Santander. *Revista Academia Colombiana de Ciencias* 32:79-86.
- Chalar, G. 1994. Composición y abundancia del zoobentos del Arroyo Toledo (Uruguay) y su relación con la calidad del agua. *Revista Chilena de Historia Natural* 67:129-141.
- Chalar, G., R. Arocena, J. P. Pacheco y D. Fabián. 2011. Trophic assessment of streams in Uruguay: a Trophic State Index for Benthic Invertebrates (TSI-BI). *Ecological Indicators* 11:362-369.
- Chará-Serna, A., J. Chará, M. Zúñiga, G. Pedraza y L. Giraldo. 2010. Clasificación trófica de insectos acuáticos en ocho quebradas protegidas de la ecorregión cafetera colombiana. *Universitas Scientiarum* 15:27-36.
- Colwell, R. K. 2006. EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples (software and user's guide). Versión 8.0 URL: <http://purl.oclc.org/estimates>; última consulta: 04.II.2014.
- Copatti, C. E., F. Schirmer y J. V. Machado. 2010. Diversidade de macroinvertebrados bentônicos na avaliação da qualidade ambiental de uma microbacia no sul do Brasil. *Perspectiva, Erechim* 34:79-91.
- Corbacho, C., J. M. Sánchez y E. Costillo. 2003. Patterns of structural complexity and human disturbance of riparian vegetation in agricultural landscapes of Mediterranean area. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 95:495-507.
- Dirección General Forestal. 2010. Monitoreo de los Recursos Forestales. Inventario Forestal Nacional. Proyecto: UNJP/URU/027/UNJ. Ministerio de Agricultura y Pesca (eds.).

- Montevideo. 32 p.
- Domínguez, E. y H. R. Fernández. 2009. Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y Biología. Fundación Miguel Lillo, Tucumán. 656 p.
- Domínguez, E., M. D. Hubbard y W. L. Petters. 1992. Clave para ninfas y adultos de las familias y géneros de Ephemeroptera (Insecta) Sudamericanos. *Biología Acuática* 16: 32 p.
- Edmunds, G., S. Jensen y L. Berner. 1976. The mayflies of North and Central America. University of Minnesota Press, Minneapolis. 331 p.
- Edokpayi, C. y E. Osimen. 2001. Hydrobiological studies on Ibiekuma River at Ekpoma, Southern Nigeria, after impoundment: the faunal characteristics. *African Journal of Science and Technology (AJST)* 2:72-81.
- Evia, G. y E. Gudynas. 2000. Ecología del paisaje en Uruguay. Aportes para la conservación de la diversidad biológica. MVOTMA, AECI y Junta de Andalucía, Sevilla. 120 p.
- Fierro, P., C. Bertrán, M. Mercado, F. Peña-Cortés, J. Tapia, E. Hauenstein y L. Vargas-Chacoff. 2012. Benthic macroinvertebrate assemblages as indicators of water quality applying a modified biotic index in a spatio-seasonal context in a coastal basin of Southern Chile. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 47:23-33.
- Flint, O. S. 1983. Studies of neotropical caddisflies. New species from austral South America. (Trichoptera). *Smithsonian Contribution to Zoology* 337:1-4.
- Flowers, R y C. De la Rosa. 2010. Ephemeroptera. *Revista de Biología Tropical* 58:2-34.
- Guevara-Cardona, G., C. Jara, M. Mercado y S. Elliot. 2006. Comparación del macrozoobentos presente en arroyos con diferente tipo de vegetación ribereña en la Reserva Costera Valdiviana, Sur de Chile. *Neolimnos* 1:98-105.
- Hammer, Ø., D. A. T. Harper y P. D. Ryan. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4: 9. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm; última consulta: 5.X.2013.
- Leiva, M. 2004. Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de calidad de agua en la cuenca del estero Peu Peu comuna de Lautaro IX Región de la Araucanía. Tesis, Fac. de Ciencias de la Universidad Católica de Temuco, Araucanía. 94 p.
- Lopretto, E. y G. Tell. 1995. Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio. Tomo III. Primera edición. Ediciones Sur, La Plata. 1401 p.
- Magurran, A. E. 1989. Diversidad ecológica y su medición. Edición Vedral, Barcelona. 200 p.
- Mancilla, G., C. Valdovinos, M. Azocar, P. Jorquera y R. Figueroa. 2009. Efecto del reemplazo de la vegetación nativa de ribera sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en arroyos de climas templados, Chile central. *Hidrobiología* 19:193-203.
- Mangeaud, A. 2004. La aplicación de técnicas de ordenación multivariadas en la Entomología. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina* 63:1-10.
- Martínez-Bastida, J. J., M. Arauzo y M. Valladolid. 2006. Diagnóstico de la calidad ambiental del río Oja (La Rioja, España) mediante el análisis de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos. *Limnética* 25:733-744.
- McAleece, N, J. D. Gage, J. Lamshead y G. L. J. Paterson. 1997. Biodiversity professional. The Natural History Museum y The Scottish Association for Marine Science, Programa de cómputo libre.
- Meza, S., A. M., J. M. Rubio, L. G. Dias y J. M. Walteros. 2012. Calidad de agua y composición de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca alta del río Chinchiná. *Caldasia* 34:443-456.
- Molinero, J y J. Pozo. 2003. Balance de hojarasca en dos arroyos forestados: impacto de las plantaciones de eucalipto en el funcionamiento ecológico de un sistema lótico. *Limnética* 22:63-70.
- Montoya, Y. 2007. Colonización de sustratos rocosos por los macro-invertebrados acuáticos en la quebrada de los Andes, El Carmen del Viboral, Antioquia, Colombia. *Revista Universidad Católica de Oriente* 23:89-106.
- Montoya, Y. 2008. Caracterización de la biodiversidad acuática y de la calidad de las aguas de la Quebrada de los Andes, El Carmen del Viboral, Antioquia. *Revista Institucional Universidad Tecnológica del Chocó: Investigación, Biodiversidad y Desarrollo* 27:85-91.
- Moreno, C., 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T-Manuales y Tesis SEA. Vol. 1. Zaragoza. 84 p.
- Paruelo, J. M., J. P. Guerschman, G. Piñeiro, E. G. Jobbágy, S. R. Verón, G. Baldi y S. Baeza. 2006. Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencias* 2:47-61.
- Pintos, W., D. Conde y W. Norbis. 1992. Contaminación orgánica en el río Uruguay (Paysandú, Uruguay). *Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral* 23:21-29.
- Quinn, J. M. y C. Hickey. 1990. Characterization and classification of benthic invertebrate communities in 88 New Zealand rivers in relation to environmental factors. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 24:387-409.
- Richards, C., G. E. Host y J. W. Arthur. 1993. Identification of predominant environmental factors structuring stream macroinvertebrate communities within a large agricultural catchment. *Freshwater. Biology* 29:285-294.
- Rodríguez, G. 1981. Decapoda. *In Aquatic Biota of Tropical South America, Part I: Arthropoda*, S. H. Hurlbert, G. Rodríguez y N. Dias dos Santos (ed.). San Diego State University, San Diego. p. 41-50.
- Rodríguez-Barrios, J., R. Ospina-Tórres y R. Turizo-Correa. 2011. Grupos funcionales alimentarios de macroinvertebrados acuáticos en el río Gaira, Colombia. *Revista Biología Tropical* 59:1537-1552.
- Roldán, G. A. 1996. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia. Fondo FEN Colombia, Colciencias. Universidad de Antioquia, Medellín. 217 p.
- Suga, C. M. y M. O. Tanaka. 2013. Influence of a forest remnant on macroinvertebrate communities in a degraded tropical stream. *Hydrobiologia* 703:203-213.

- Tomanova, S., E. Goitia y J. Helešic. 2006. Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia* 556:251-264.
- Toro, M., S. Robles, J. Avilés, C. Nuño, S. Vivas, N. Bonada, N. Prat, J. Alba-Tercedor, J. Casas, C. Guerrero, P. Jáimez-Cuéllar, J. Moreno, G. Moyá, G. Ramón, M. Suárez, M. Vidal-Abarca, M. Álvarez e I. Pardo. 2002. Calidad de las aguas de los ríos mediterráneos del proyecto GUADALMED. Características físico-químicas. *Limnética* 21:63-75.
- Teixeira de Mello, F. y J. Clemente. 2001. Caracterización de los arroyos Miguelete y Pantanoso (Montevideo, Uruguay) mediante la utilización de la Comunidad Bentónica. VI Jornadas de Zoología del Uruguay. Facultad de Ciencias. Universidad de la República, Montevideo. 75 p.
- Vannote, R., G. W. Minshall, K. W. Cummins, J. R. Sedell y C. E. Cushing. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37:130-137.
- Zolessi, L. y M. Philippi. 1995. Lista sistemática de Decapoda del Uruguay. *Comunicaciones Zoológicas del Museo de Historia Natural, Montevideo* 12:1-23.