

## **IV. ÍNDICES FÍSICO-QUÍMICOS Y BIOLÓGICOS DE CALIDAD DE AGUA PARA ARROYOS VADEABLES DE LA CUENCA DEL RÍO SANTA LUCÍA**

### **INTRODUCCION**

Un objetivo central de la gestión ambiental a menudo visto como paradójico, es el de maximizar el desarrollo económico-social y al mismo tiempo minimizar los impactos que afecten la integridad ecológica (Müller, 2005). Para atender las complejidades socio-ambientales, muchos países han adoptado una metodología (DPSIR: Drivers-Pressure-State-Impact-Response) que tiene como componentes principales las funciones de fuerza del desarrollo económico (Drivers) que ejercen presión (Pressure) en el ambiente y que provocan un cambio de su estado (State), que potencialmente se traduce en un impacto (Impact) sobre la salud humana y/o el funcionamiento del ecosistema, lo que a su vez genera una respuesta de los responsables de la gestión ambiental (Response). Todos los componentes de esta metodología, que conducen a la toma de decisión por parte de los responsables del manejo, se representan mediante indicadores ambientales (Borja & Dauer, 2008)

A escala mundial se crean cada vez más marcos legales para determinar la integridad ecológica de las aguas superficiales, incluyendo ríos, lagos, estuarios y aguas costeras (Oceans Act 2000 de USA, US Clean Water Act (1972 modificado 1977), la European Water Framework Directive (Borja, 2005), la European Marine Strategy (Borja, 2006) y para detener, atenuar, mejorar o para revertir las condiciones ambientales inaceptables y proteger la salud humana (Constanza y Mageau, 2000). En Uruguay sin embargo llevamos un gran retraso en el desarrollo de indicadores ambientales y de integridad ecológica de los cuerpos de agua. Este capítulo tiene por objetivo desarrollar indicadores de calidad de agua basados en la composición física y química del agua y en la composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos. Pretendemos de esta manera contribuir al esfuerzo reciente para monitorear la calidad de agua del sistema fluvial nacional con herramientas que permitan determinar el estado de salud de dichos ecosistemas.

Los criterios de calidad de agua y las medidas de integridad biológica forman parte de la determinación de la integridad ecológica del sistema acuático. Respecto a la calidad de agua y más específicamente para ríos, existen diferentes aproximaciones. Entre otras se destacan los criterios de concentración de nutrientes que establecen valores límites para los diferentes niveles tróficos y los índices de Calidad de Agua (ICA). Si bien los índices propuestos deben ser validados, en esta instancia no lo serán debido a la carencia de una base de datos independiente de la utilizada para la creación de los mismos.

Por su elaboración metodológica, los índices de calidad de agua poseen menos información que los datos brutos y muchos usos del agua no pueden ser evaluados mediante los mismos. Si bien los índices de calidad de agua deben ser tomados con precaución y en forma crítica, poseen la capacidad de resumir y simplificar datos complejos y transformar la información, haciéndola fácilmente entendible por el público, los medios, los usuarios y los responsables de la gestión de los recursos

Con relación a la evaluación de la integridad biológica de los ríos, las comunidades más utilizadas son la de peces, algas bentónicas y principalmente la comunidad de macroinvertebrados bentónicos. Los índices desarrollados a partir de esta comunidad pueden ser clasificados como métricos y sus combinaciones (diversidad, equidad, abundancia, biomasa, especies indicadoras) (Pearson and Rosenberg, 1976, 1978; Quintino et al., 2006), multimétricos que combinan varias medidas de la respuesta de la comunidad al estrés en un único valor (una comparación entre 64 de ellos fue realizada por Diaz et al. 2004) y multivariados, los que describen patrones de agrupamientos asociados a gradientes ambientales (contaminantes) y sitios de referencia. El índice propuesto en este estudio se basa en la clasificación de los sitios dentro del gradiente ambiental encontrado y en los promedios ponderados de los géneros asociados a dicho gradiente. Cada género se encuentra relacionado con un óptimo de tolerancia al estrés ambiental que va de 1- muy tolerante a 10 no tolerante.

Dicho valor en forma conjunta con su desvío estándar nos indica la relevancia de cada género como indicador biológico.

## METODOLOGÍA

### 1. Clasificación fisicoquímica de los cursos de agua

Se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) seguido de un Análisis de Agrupamiento con el objetivo de agrupar los 28 arroyos estudiados en función de las principales variables fisico-químicas. Se utilizaron los tres primeros factores del ACP para agrupar los arroyos utilizando la distancia euclidiana y el método de agrupamiento UPGMA (Unweighted Pair Group Average). El procedimiento adoptado fue el similar al descrito por Menció & Mas-Pla (2008), para determinar el origen del agua superficial y sus interacciones con el agua subterránea en arroyos mediterráneos.

### 2. Índice de Calidad de Agua (ICA)

Un ICA es un número adimensional, comprendido entre 1-100, donde a mayor valor mejor es la calidad del recurso. Los parámetros incluidos en los ICA así como la definición de los rangos se han basado tradicionalmente en las curvas de distribución de las variables o en criterios biológicos en el caso del oxígeno disuelto o el pH (Peterson & Bogue, 1989). En este estudio la selección de las variables se realizó teniendo en cuenta los criterios generales del organismo ambiental de Estados Unidos, la EPA (Hallock, 1990; Cude, 2001) y métodos multivariados para la definición de los grupos de estaciones, a partir de los cuales se definieron los rangos de ponderación para cada clase.

El índice de calidad de agua para la cuenca del Río Santa Lucía (ICA-Sta. Lucía) se estimó mediante la ecuación:

$$ICA = (\sum C_i P_i) / (\sum P_i)$$

donde  $C_i$  es el valor de cada parámetro luego de su normalización y  $P_i$  es la ponderación asignada a cada parámetro. El rango de  $P_i$  utilizado en este trabajo varió entre 1 y 3.

### 3. Clasificación biológica de los cursos de agua

La clasificación de los distintos arroyos basada en criterios biológicos se realizó mediante un Análisis de Correlación Canónica (ACC) con el programa Canoco 4.02. La matriz biológica se construyó a partir de la suma de las abundancias de los cuatro muestreos. Se excluyeron de este análisis aquellos taxa que no alcanzaron el 1% del total de individuos colectados. De un total de 217 taxa identificados quedaron seleccionados sólo 23 cuyas abundancias fueron transformadas a  $\log(x+1)$ . Las variables ambientales fueron estandarizadas.

Siguiendo la metodología propuesta por Peeters (2001) se inspeccionaron los datos mediante DCA (Detrended Correspondence Analysis), para estimar la longitud del gradiente y así determinar la conveniencia de realizar un análisis unimodal o lineal. Este estudio indicó un gradiente mayor a 1 y menor a 3 por lo cual se consideró adecuado realizar un análisis unimodal. Las variables fisicoquímicas incluidas en el análisis se escogieron mediante el método de *forward selection* conjuntamente con el test de Permutaciones de Montecarlo. De esta forma se incluyeron aquellas que presentaron una contribución significativa con una probabilidad  $p \leq 0.05$ . Posteriormente se investigó el VIF (*Variance Inflation Factor*). Altos valores de VIF indican multicolinealidad entre las variables lo cual no es aconsejable en el ACC. Se procedió a eliminar la variable con el VIF mayor y se repitió el proceso hasta que no quedó ninguna variable con un  $VIF > 20$ .

## RESULTADOS

### 1. Clasificación fisicoquímica de los cursos de agua

Los tres primeros factores del ACP explicaron el 80.3% del total de la varianza (tabla 1). Las únicas variables correlacionadas positivamente con el primer factor (tabla 2), fueron oxígeno y pH, mientras que las más correlacionadas negativamente con el mismo fueron el fósforo reactivo soluble (PRS), el total (PT) y la conductividad, seguidas de SST, NH<sub>4</sub>, NT y alcalinidad. Todas las variables consideradas en el ACP excepto el pH, presentaron correlaciones bajas con el segundo factor al igual que con el tercero excepto el NO<sub>3</sub> (tabla 2).

**Tabla 1. Valores propios de los factores del ACP y varianza explicado por cada factor**

<b>Factor</b>	<b>Eigenvalue</b>	<b>% Total</b>	<b>% acumulado</b>
<b>1</b>	5.740271	57.40271	57.4027
<b>2</b>	1.370289	13.70289	71.1056
<b>3</b>	0.914997	9.14997	80.2556
<b>4</b>	0.768016	7.68016	87.9357
<b>5</b>	0.515988	5.15988	93.0956
<b>6</b>	0.427365	4.27365	97.3693
<b>7</b>	0.181339	1.81339	99.1827
<b>8</b>	0.067276	0.67276	99.8554
<b>9</b>	0.011656	0.11656	99.9720
<b>10</b>	0.002802	0.02802	100.0000

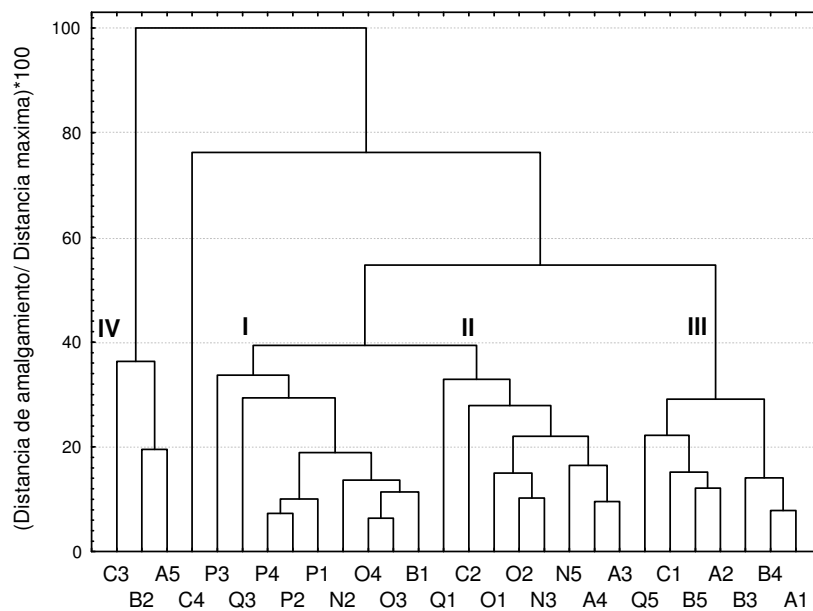
**Tabla 2. Correlación de las variables ambientales con los tres primeros factores del ACP**

	<b>Factor 1</b>	<b>Factor 2</b>	<b>Factor 3</b>
<b>Oxígeno disuelto</b>	0.78	-0.40	0.06
<b>pH</b>	0.49	-0.73	0.37
<b>Conductividad</b>	-0.89	0.17	0.25
<b>Alcalinidad</b>	-0.70	0.38	0.42
<b>Sólidos suspendidos</b>	-0.75	0.08	0.24
<b>NO3</b>	-0.52	-0.03	-0.69
<b>NH4</b>	-0.74	-0.38	-0.07
<b>N total</b>	-0.72	-0.42	-0.05
<b>P reactivo soluble</b>	-0.93	-0.28	-0.04
<b>P total</b>	-0.92	-0.30	0.01

El análisis de agrupamiento de los tramos de arroyos basado en los tres primeros factores del ACP, permitió identificar cuatro grandes grupos con una disimilitud menor al 38%, quedando el tramo correspondiente a C4 aislado del resto (figura 1).

Los grupos definidos según los procedimientos descritos se relacionan directamente con las características fisicoquímicas de los arroyos estudiados y permite clasificar a los mismos de acuerdo con su calidad de agua. En la tabla 3 se presentan las estadísticas de las variables originales de cada agrupamiento.

A partir de estos resultados fisicoquímicos se concluye que los tramos con mejor calidad de agua según los estos criterios corresponden al grupo 1 mientras que los de menor calidad corresponden al grupo 4, siendo los grupos 2 y 3 de calidades intermedias.



**Figura 1. Agrupamiento de las estaciones basado en los tres primeros factores del ACP**

Los agrupamientos de las estaciones no se corresponden con las regiones previamente definidas. El único patrón a remarcar es que todas las estaciones correspondientes al relieve serrano (P), fueron clasificadas dentro del grupo I, el de mejor calidad de agua. Ello implica que no es posible relacionar directamente la calidad del agua de cada tramo estudiado con la práctica agrícola predominante en la ecoregión, la geología o el tipo de suelo. Sería necesario considerar aspectos particulares de cada microcuenca para explicar los agrupamientos encontrados según su calidad de agua, tales como porcentaje de cobertura de cada uso, sistema e intensidad de la producción, integridad del monte ripario y cobertura natural, impactos locales, entre otros.

**Tabla 3. Media (rango) y desvío estándar de los parámetros ambientales. OD oxígeno disuelto (mg/L), K conductividad ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), Alc. Alcalinidad (mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$ ), SS sólidos suspendidos (mg/L), MO: materia orgánica en suspensión (mg/L), formas de N y P en  $\mu\text{g}/\text{L}$ ,  $\text{SiO}_2$  en mg/L, N y P del sedimento en  $\mu\text{g}/\text{g}$  de peso seco y clorofila *a* del sedimento en  $\mu\text{g}/\text{g}$  de peso fresco**

	GRUPO 1 (N=9)	GRUPO 2 (N=8)	GRUPO 3 (N=7)	GRUPO 4 (N=3)
Temp °C	20 (17-22) 2	21 (18-23) 1	18 (15-21) 2	20 (18-22) 2
OD	9 (8-10) 1	7 (4-9) 2	5 (3-8) 2	5 (4-6) 1
OD %	102 (86-116) 11	79 (39-101) 18	57 (28-91) 24	53 (43-64) 10
pH	8.1 (7.9-8.4) 0.15	7.9 (7.7-8.0) 0.1	7.8 (7.7-8.0) 0.1	7.9 (7.9-8.1) 0.1
K	358(153-560) 135	581 (347-906) 178	958 (882-1194) 108	1209 (1095-1298) 104
Alc.	183 (89-261) 57	276 (187-364) 63	412 (354-504) 53	384 (305-440) 70
SS	6 (3-12) 3	12 (4-23) 6	16 (8-28) 8	25 (24-25) 0
MO	3 (2-7) 2	4 (2-7) 2	5. (3-8) 2	12 (8-16) 4
MO %	57 (37-94) 21	38 (27-59) 11	35 (24-55) 10	47 (32-66) 17
$\text{NO}_3$	98 (30-355) 100	205 (74-798) 243	203 (11-275) 65	641 (427-850) 211
$\text{NH}_4$	13 (3-33) 9	39 (6-165) 55	53 (9-161) 56	570 (267-878) 305
NT	2291 (1071-3212) 749	3426 (2217-6353) 1363	4209 (26-5579) 1025	15488 (8031-27947) 10860
PRS	39 (2-176) 60	115 (22-262) 95	245 (97-442) 134	663 (509-780) 139
PT	73 (17-278) 88	185 (56-383) 132	361 (159-624) 183	1004 (840-1098) 142
$\text{SiO}_2$	8 (4-13) 4	8158 (3567-12573) 3095	9399 (3824-17969) 5146	6810 (5850-7832) 992
PT sed.	14 (4-37) 13	41 (7-74) 26	29. (16-55) 13	95 (49-128) 41
NT sed.	72 (9-333) 100	143 (13-294) 101	46 (10-95) 34	155 (139-170) 16
Clor. <i>a</i>	2 (0-1) 2	1(0-4) 1	2 (0-6) 2	2 (0-2) 1

## 2. ICA - Santa Lucía

Para la normalización de las variables se utilizaron sus promedios de los grupos I y IV del análisis de agrupamiento (Tabla 3). Estos valores definieron los límites superior e inferior, respectivamente. El intervalo comprendido entre dichos límites fue distribuido proporcionalmente entre los tres rangos restantes (Tabla 4). Con este criterio se probaron varias combinaciones de variables y factores de ponderación buscando la mayor concordancia entre la clasificación de los tramos de arroyos con el ICA-Santa Lucía y los grupos definidos por el análisis. La mejor combinación lograda se representa en la ecuación 1.

**Tabla 4. Normalización de los parámetros seleccionados para el ICA- Santa Lucía**

	Factor de Normalización (Ci)				
	100	75	50	25	1
Oxígeno disuelto (mg/l)	>9	9-7.7	7.6-6.3	6.2-5	<5
Conductividad (µS/cm)	<360	360-643	644-926	927-1210	>1210
Sólidos suspendidos totales (mg/l)	<6	6-12	12.1-18.6	18.7-25	>25
Nitrato (µg/l)	<100	100-280	281-460	461-650	>650
Fósforo total (µg/l)	<70	70-380	380-690	690-1000	>1000

El límite determinado para el PT (<70 µg/l), resultó muy alto como para definir una categoría con poca o ninguna influencia antropogénica (oligo –mesotrófico), de acuerdo con los valores indicados en la bibliografía (<25µg/l). Por otra parte el nitrato fue menor a los valores de referencia de la literatura (240-700 µg/l). De todas formas, se debe ser crítico con el uso de estos índices ya que su respuesta debe ser considerada en forma global junto a las demás variables. Las clases de agua se definieron según la tabla 5.

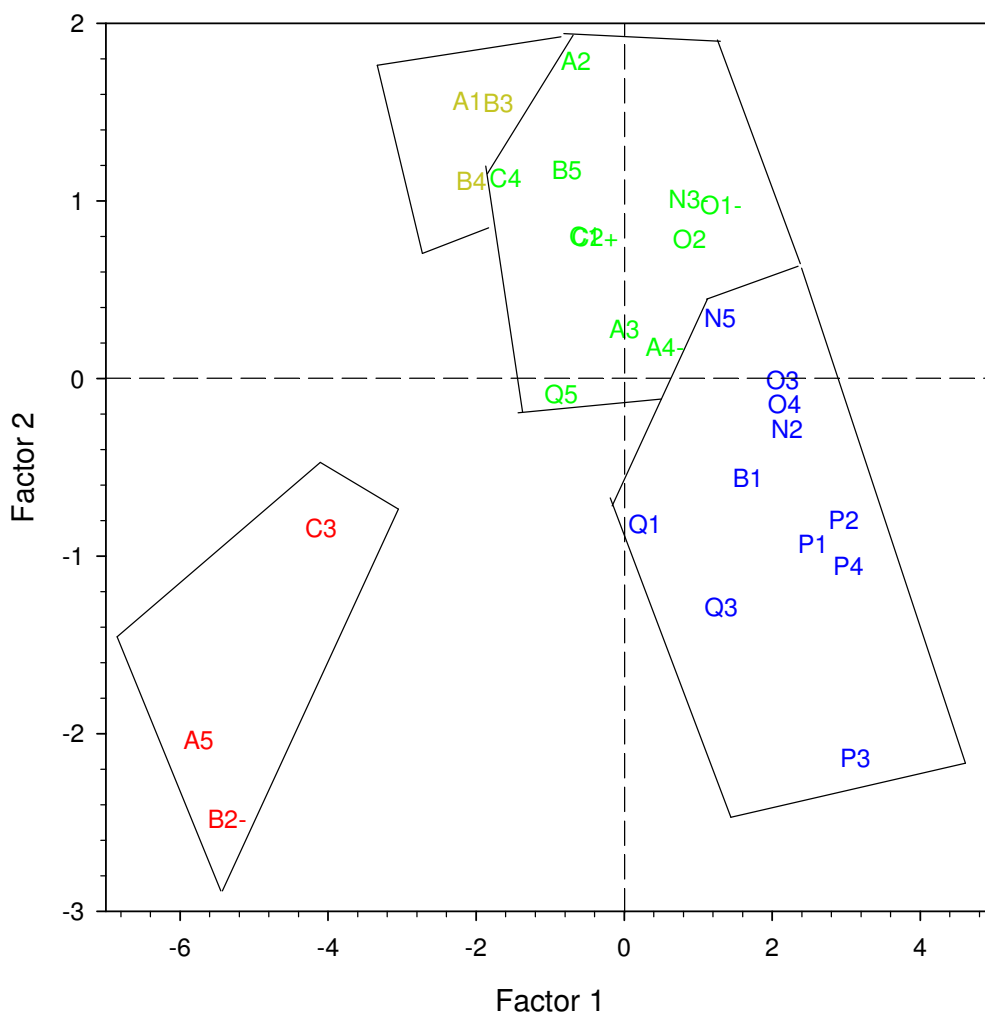
$$(ec. 1) \text{ ICA - Santa Lucía} = (3 \text{ OD} + 3 \text{ Conductividad} + 2 \text{ PT} + 1 \text{ NO}_3 + 1 \text{ SST}) / 10$$

**Tabla 5. Clases de agua según el ICA - Santa Lucía**

Clase	Calidad	ICA- Sta. Lucía
I	Buena	> 75
II	Regular	75 > ICA- Sta. Lucía > 50
III	Mala	50 > ICA- Sta. Lucía > 25
IV	Muy Mala	< 25

En la figura 2 se muestra la ordenación de las estaciones estudiadas respecto a los dos primeros factores del ACP y la clasificación de las mismas de acuerdo con el ICA-Santa Lucía. Las estaciones cuyo valor del índice fue igual al límite de alguna de las clases como por ejemplo la estación B2 (ICA-Santa Lucía = 25), se clasificaron junto a la clase superior o inferior según las estaciones más próximas en la ordenación de ACP y se representan con un signo de + o - de acuerdo con el caso (B2-).

En términos generales se observa una buena coincidencia entre los agrupamientos del análisis de agrupamiento (fig. 1) que utilizamos para determinar los límites superiores e inferiores de los parámetros seleccionados y la clasificación lograda con el ICA-Santa Lucía. El oxígeno disuelto se correlacionó positivamente con el Factor 1 siendo las estaciones con buena calidad de agua las que presentaron una contribución positiva con el mismo. Negativamente a éste se correlacionaron la conductividad, la alcalinidad, los sólidos totales suspendidos y los nutrientes. Las estaciones que presentaron mayor contribución negativa con el Factor 1 correspondieron a las de muy mala calidad de agua, mientras que entre estos dos extremos se ordenaron las estaciones de calidad regular y mala.



**Figura 2. Ordenación de las estaciones estudiadas respecto a los dos primeros factores del ACP y clasificación de las mismas de acuerdo con el ICA-Santa Lucía (azul: buena calidad, verde: aceptable, ocre: mala calidad, rojo: muy mala calidad)**

El segundo factor resulta más difícil de interpretar dadas las bajas correlaciones de las variables originales con el mismo (excepto pH) y la ubicación de las estaciones de una misma ecoregión (A y B) en los extremos del mismo. Resulta de gran relevancia indicar que las estaciones correspondientes al grupo de buena calidad podrían servir como ambientes de referencia en futuros estudios o para su comparación con ambientes de la misma ecoregión. El Índice de Calidad de Agua desarrollado en este estudio es una primera aproximación, que si bien muestra coherencia con los demás resultados (ver clasificación biológica), seguramente pueda ser mejorado al aumentar el número de sitios estudiados y la frecuencia temporal de los muestreos. Por otra parte, la metodología utilizada en su desarrollo ha sido explicitada y es reproducible, lo cual facilitaría modificaciones futuras.

### 3. Clasificación Biológica de los cursos de agua.

En la figura 3, se muestra el patrón de distribución de los sitios de muestreo y de las variables ambientales junto a los dos primeros ejes de ordenación según la composición de macroinvertebrados y las variables explicativas. Del análisis de la misma podemos identificar

cuatro agrupamientos de los sitios. Debido a que algunos sitios se superponen, los grupos se presentan en la tabla 6.

El grupo I se caracterizó por presentar un tipo de sedimento de tamaño grande y altos niveles de oxígeno disuelto en el agua. Por el contrario el grupo IV, se caracterizó por presentar una alta concentración de fósforo total (PT) en el agua. El PT se correlacionó en forma positiva y significativa (Spearman,  $n=28$ ,  $p<0.05$ ) con la conductividad, sólidos suspendidos totales,  $\text{NO}_3$ ,  $\text{NH}_4$ , NT,  $\text{PO}_4$  y PT en sedimentos y negativamente con la concentración de oxígeno disuelto, indicando una alta carga de nutrientes y materia orgánica en estas estaciones. El grupo II se vinculó a las estaciones con predominio de arena y aguas bien oxigenadas, mientras que el grupo III se asoció a sedimentos finos (limo) y en forma negativa al oxígeno disuelto. La estación B2 presentó una alta contribución positiva con el segundo eje, pero alejada de las demás estaciones.

**Tabla 6. Agrupamientos definidos en base al ACC**

Grupo	Estaciones de Muestreo
I	A1, B1, N2, N3, P1, P2, P3, P4, Q1
II	C1, N5, O1, O2, O3, O4, Q3
III	A2, A3, A4, B5, C2, C4, Q5
IV	A5, B3, B4, C3
Sin Agrupar	B2

La ordenación de las especies y los sitios a lo largo del primer eje se relaciona principalmente con la calidad de agua. En este sentido los géneros, *Smicridea* (Trichoptera), *Limnius* (Coleoptera), *Simulium* (Díptera), *Psephenus* (Coleoptera) y *Paragripopteryx* (Plecoptera), serían los mejores indicadores buena calidad ambiental. Mientras que *Chironomus* (Diptera), *Biomphalaria* (Gastropoda), *Eupera* (Bivalvia), *Helobdella* (Hirudinea) y *Hyaella* (Amphipoda), indicarían ambientes afectados por aportes orgánicos y de nutrientes. Ambos grupos de taxa han sido frecuentemente relacionados con los dos tipos de ambientes descritos y son los más utilizados para la elaboración de diferentes tipos de Índices Bióticos.

Se realizó un ANOVA no paramétrico (Mann Whitney, U-test), para comparar la diversidad de Shannon y abundancia media de los grupos de estaciones definidos por el ACC. El mismo indicó una mayor diversidad en los grupos I y II respecto a los grupos III y IV ( $p<0.05$ ) y una menor abundancia de individuos en el grupo II, respecto a los demás grupos ( $p<0.05$ ). La disminución de la diversidad en función de los aportes orgánicos y/o nutrientes se encuentra abundantemente documentada, al igual que la baja abundancia de organismos en sustratos de arena con bajo contenido de materia orgánica. La ordenación de las estaciones de muestreo respecto al segundo eje se explicaría por las características del sustrato. Por ello a diferencia del ICA, la composición biológica estaría integrando además de la calidad fisicoquímica del agua, otras características propias de la ecoregión en la que habitan los organismos (tipo de sedimentos, entre otras).

#### Índice de Invertebrados Bentónicos (IIB-Santa Lucía)

Si bien el ACC resultó ser una herramienta eficaz para la clasificación de los arroyos según su composición biológica, es una metodología compleja y que implica la toma de decisiones antes y durante la corrida del mismo. Por ello al igual que desarrollamos el ICA-Santa Lucía, nos parece importante contar con una herramienta simple para determinar la calidad ambiental de los arroyos basada en datos biológicos. Utilizando los resultados del ACC que indicaban al primer eje como el gradiente de impacto en la calidad de agua calculamos la posición de cada arroyo en base a sus contribuciones con este eje, previa estandarización de las mismas. La estandarización fue realizada mediante una regresión lineal otorgándole a la máxima contribución el valor 1 (sitio más impactado) y a la mínima el valor 10 (sitio menos impactado). El eje con su nueva escala representa la distribución de los sitios a lo largo del gradiente de impacto abarcado en este estudio. Estos nuevos valores pueden ser utilizados en un modelo basado para ponderar las abundancias de los invertebrados bentónicos de cada tramo de arroyo.

El promedio ponderado establece el óptimo de cada taxón, asumiendo que éstos tienen una respuesta unimodal respecto al gradiente ambiental.

El IIB - Santa Lucía expresa en forma numérica la posición de un arroyo en el gradiente ambiental “poco impacto – gran impacto.”

$$IIB = \left( \sum_{i=1}^n S_{10} W_i A_i \right) / \left( \sum_{i=1}^n W_i A_i \right)$$

$S_{10}$  – Es el valor óptimo de cada género determinado a partir del promedio ponderado. El mismo está comprendido entre 1 y 10 según nuestro rango escogido. Aquellos géneros restringidos a sitios no perturbados asumirán valores cercanos a 10, mientras que los más tolerantes a la contaminación resultarán próximos a 1.

$W_i$  – En los modelos basados en la estimación de promedios ponderados, el desvío estándar de la abundancia ponderada o tolerancia (tol), refleja la amplitud ecológica del taxón a lo largo del gradiente ambiental de impacto. Los taxa que poseen una distribución restringida dentro del gradiente ambiental son buenos indicadores, mientras que los que presentan una distribución achatada y ocupan un amplio rango del gradiente son de poco valor como indicadores. Existen varios métodos para ponderar el valor de determinado taxón como indicador. En este trabajo se utilizó  $W_i = 1 / tol^2$  por considerarlo objetivo y con resultados similares o mejores a las demás opciones.

$A_i$  – Es la abundancia de cada taxón expresada en número de individuos por unidad de esfuerzo (tiempo de arrastre de la red). En este estudio fueron sumados todos los individuos colectados en cada estación en los 4 muestreos y agrupados y contados según el género al que pertenecieron. Dicha abundancia fue transformada a  $\log(x + 1)$ .

El error estándar ponderado del IIB, puede ser estimado como:

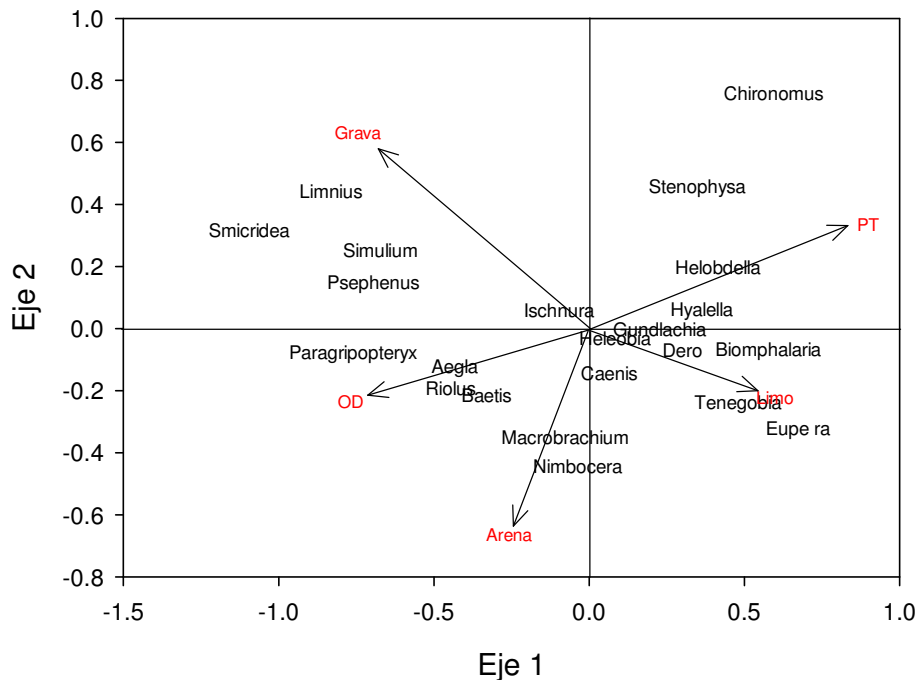
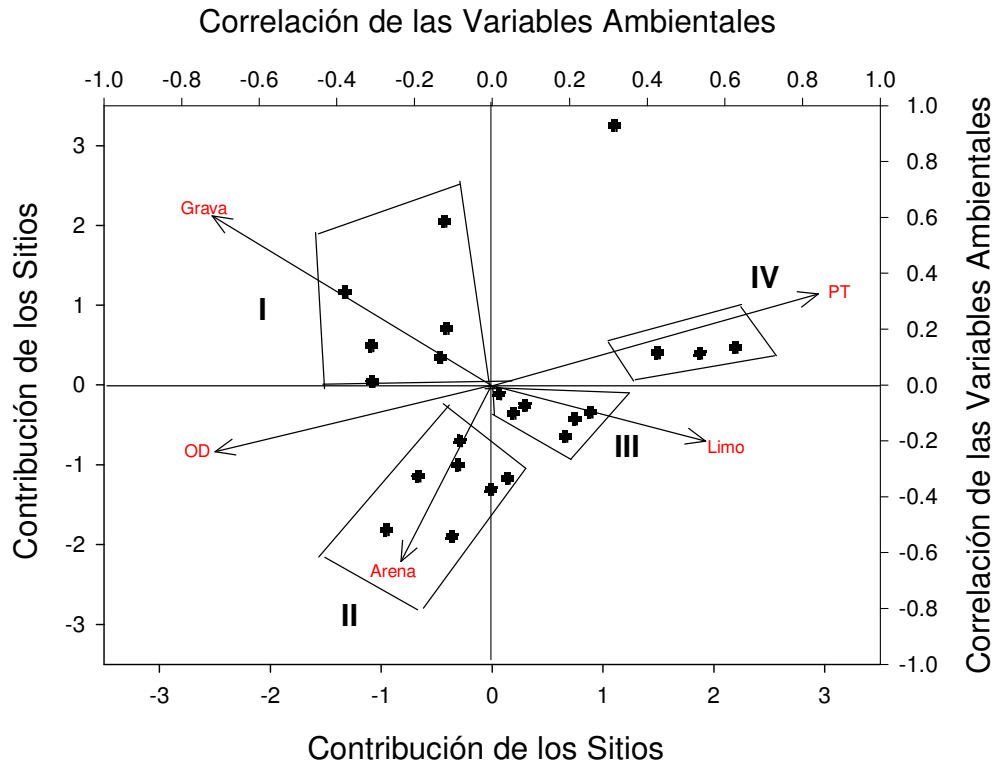
$$EE = \pm \left( \frac{\sum_{i=1}^n (S_{10} - IIB)^2 W_i A_i}{(n-1) \sum_{i=1}^n W_i A_i} \right)^{0.5}$$

En la tabla 7 se muestran los valores  $S_{10}$  y tolerancia de los 23 géneros empleados (abundancia >1% del total).

A partir de los datos presentados en la tabla 7 se estimó el Índice de Invertebrados Bentónicos (IIB), para cada arroyo (fig. 4). El índice varió aproximadamente entre 5.5 y 8.5 correspondiendo a las estaciones de mayor y menor impacto, respectivamente. Siguiendo los criterios de proporcionalidad anteriormente utilizados, se tomó dicho rango (3) y se lo dividió en 4 clases a los efectos de definir los límites entre las diferentes categorías asimilando el gradiente de impacto a la calidad de agua (fig. 4). Los límites extremos definidos fueron:

$IIB < 6.25$	muy mala calidad de agua
$7.00 > IIB > 6.25$	mala calidad de agua
$7.75 > IIB > 7.00$	calidad de agua regular
$IIB > 7.75$	buena calidad de agua





**Figura 3. Posición de los arroyos y de las variables ambientales en el diagrama de ordenación. El diagrama muestra las posiciones respecto a los dos primeros ejes del ACC. La longitud de las flechas es una medida de la importancia de la variable e indican la dirección en que aumenta su influencia (arriba). Posición de los géneros y las variables ambientales en el diagrama de ordenación (abajo).**

**Tabla 7. Valores óptimos ( $S_{10}$ ) y desvío estándar (tolerancia), de cada género en el gradiente de impacto ambiental, estimados mediante el modelo de promedios ponderados de la abundancia.**

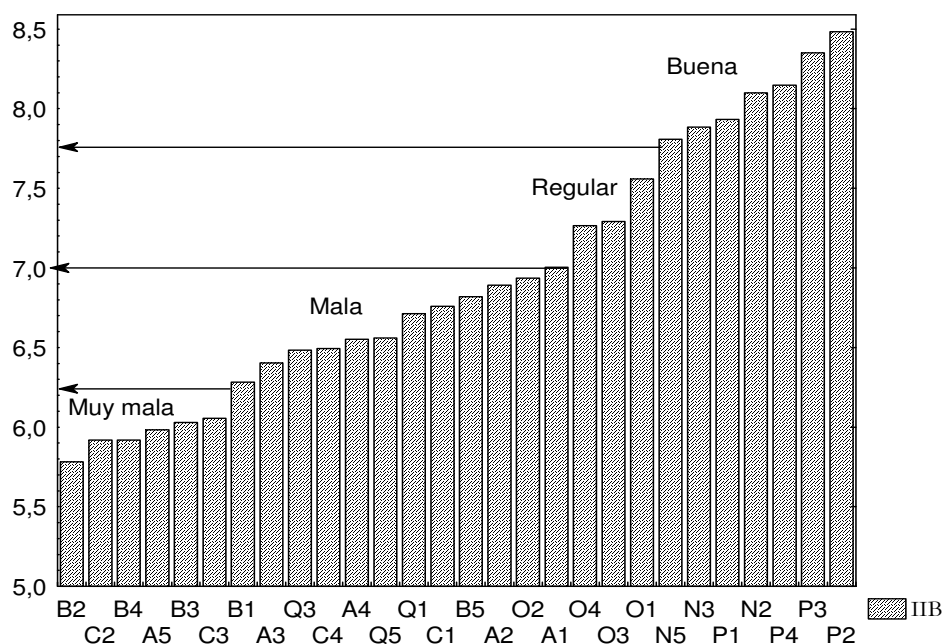
Género	$S_{10}$	Tolerancia
<i>Dero</i>	5.7	2,6
<i>Helobdella</i>	5.6	2,6
<i>Eupera</i>	4.9	2,6
<i>Gundlachia</i>	6.0	2,7
<i>Heleobia</i>	6.4	2,5
<i>Biomphalaria</i>	5.1	2,7
<i>Stenophysa</i>	5.7	2,6
<i>Hyalella</i>	5.7	2,5
<i>Macrobranchium</i>	6.8	2,2
<i>Aegla</i>	7.7	2,2
<i>Caenis</i>	6.4	2,6
<i>Baetis</i>	7.4	2,0
<i>Ischnura</i>	6.9	2,5
<i>Paragripopteryx</i>	8.6	1,3
<i>Riolus</i>	7.7	2,0
<i>Limnius</i>	8.7	2,0
<i>Psephenus</i>	8.4	2,2
<i>Smicridea</i>	9.4	0,8
<i>Chironomus</i>	5.1	2,5
<i>Nimbecera</i>	6.7	2,3
<i>Rheotanytarsus</i>	7.9	2,1
<i>Simulium</i>	8.3	1,9
<i>Tenegobia</i>	5.4	2,8

## CONCLUSIONES

De los análisis realizados podemos concluir que la región serrana es la única que presentó en su totalidad una buena calidad ambiental (tabla 8), tanto según el ICA - Santa Lucía (criterios fisicoquímicos), como según el IIB-Santa Lucía (criterios biológicos). Esta región no posee suelos propicios para el desarrollo de una agricultura intensiva por lo que los usos principales se restringen a ganadería extensiva (ovina y bovina) y más recientemente a la forestación. En estos análisis en particular, no se incluyó la estación P5 que recibe los efluentes de la planta de tratamiento de la ciudad de Minas. La ecoregión N correspondiente a afluentes derechos del medio Santa Lucía (Florida), también presentó dos arroyos (N2 y N5) con buena calidad de agua según ambos índices, siendo el otro tramo (N3), clasificado como de buena calidad por el IIB - Santa Lucía y como regular por el ICA - Santa Lucía. Estos arroyos podrían servir de referencia para el resto de la región.

En el otro extremo se ubican las estaciones A5 (Canelón Grande), B2 (Las Piedras), B3 (Canelón Chico), B4 (Gigante) y C3 (Cagancha), que al menos en una de las dos clasificaciones (ICA o IIB-Santa Lucía) se definieron como de muy mala calidad. De esto se desprende que la ecoregión B, ubicada en la planicie platense sedimentaria de Canelones, cuyo uso es agrícola, industrial y urbano es la más alterada por las actividades humanas.

La otra ecoregión que aparece con un alto grado de deterioro es la C, que también se ubica sobre la planicie platense sedimentaria, pero de San José, cuya actividad principal es la lechería. En esta región, la estación que presentó peores condiciones fue la C3 (Cagancha), pero la C1 (Sarandí Grande), C2 (Gregorio) y C4 (La Paja), también presentaron signos de deterioro, especialmente si consideramos los criterios biológicos. En estas regiones sería necesario definir acciones inmediatas para revertir el proceso de deterioro ambiental.



**Figura 4. Índice de Invertebrados Bentónicos para los tramos de arroyo de la cuenca del Río Santa Lucía (IIB-Sta. Lucía). Las flechas indican los límites entre las clases de agua.**

En la ecoregión O predominantemente ganadera, los tramos fueron clasificados como de buena calidad y calidad regular, excepto O2 que se clasificó como de mala calidad según el IIB-Santa Lucía. Mientras que en la ecoregión Q predominantemente lechera, los tramos se clasificaron entre buena calidad y mala calidad de acuerdo al ICA y todos como de mala calidad según el IIB.

Considerando el gradiente de impacto (buena calidad - muy mala calidad), se aprecia una buena concordancia en las clasificaciones obtenidas por los dos índices desarrollados, principalmente en las categorías extremas. No obstante, se observa una mayor "exigencia" del IIB con relación al ICA y demás métodos de clasificación, con una tendencia a la baja de la clasificación de calidad (relación 1:1, figura 5).

En consecuencia, sería aconsejable el uso de varios indicadores a la hora de evaluar la calidad ambiental de la cuenca teniendo así un mayor soporte para la toma de decisiones. Los tramos clasificados como de buena calidad son importantes para el mantenimiento de las condiciones de referencia de la ecoregión a la que pertenecen y debieran ser preservados y en algunos casos mejorados. Los de calidades regular y mala es importante detener su degradación y dar comienzo a una fase de restauración ecológica, mientras que en los de muy mala calidad, es necesaria una respuesta inmediata para revertir el proceso de degradación ambiental.

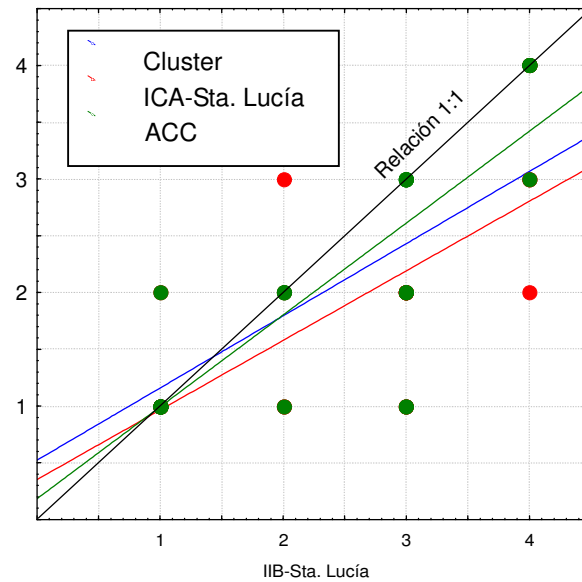


Figura 5. Relación entre IIB - Santa Lucía y los demás métodos de agrupamiento. Se indica la relación 1:1

Tabla 8 Comparación de la clasificación de los tramos de arroyo estudiados según las diferentes metodologías y criterios empleados (\*muy mala calidad, \*\* buena calidad).

Arroyo	Criterio de clasificación			
	Fisicoquímico		Biológico	
	Cluster	ICA-Santa Lucía	ACC	IIB
A1	3	3	1	2
A2	3	2	3	3
A3	2	2	3	3
A4	2	2	3	3
A5*	4	4	4	4
B1	1	1	1	3
B2*	4	4	-	4
B3	3	3	4	4
B4	3	3	4	4
B5	3	2	3	3
C1	3	2	2	3
C2	2	2	3	4
C3*	4	4	4	4
C4	-	2	3	3
N2**	1	1	1	1
N3	2	2	1	1
N5**	2	1	2	1
O1	2	2	2	2
O2	2	2	2	3
O3	1	1	2	2
O4	1	1	2	2
P1**	1	1	1	1
P2**	1	1	1	1
P3**	1	1	1	1
P4**	1	1	1	1
Q1	2	1	2	3
Q3	1	1	1	3
Q5	3	2	3	3

## BIBLIOGRAFIA

- Borja A & Dauer DM. 2008. Assessing the environmental quality status in estuarine and coastal systems: Comparing methodologies and indices. *Ecological indicators* 8: 331 - 337
- Borja A. 2005. The European water framework directive: a challenge for nearshore, coastal and continental shelf research. *Continent. Shelf Res.* 25: 1768–1783
- Borja A. 2006. The new European Marine Strategy Directive: difficulties, opportunities and challenges. *Mar. Pollut. Bull.* 52, 239–242
- Constanza R. & Mageau M. 1999. What is a healthy ecosystem? *Aquatic Ecology* 33: 105–115
- Cude C. 2001. Oregon Water Quality Index: A Tool for Evaluating Water Quality Management Effectiveness. *Journal of the American Water Resources Association* 37(1): 125-137
- Diaz RJ, Solan M & Valente RM. 2004. A review of approaches for classifying benthic habitats and evaluating habitat quality. *J. Environ. Manage.* 73, 165–181
- Hallock D. 1990. Results of the 1990 Water Quality Index Analysis. Washington Department of Ecology, Memorandum to Dick Cunningham, July 18, 1990. Washington Department of Ecology, Environmental Investigations and Laboratory Services Program, Olympia, WA.
- Menció A & Mas-Pla J. 2008. Assessment by multivariate analysis of groundwater–surface water interactions in urbanized Mediterranean streams *Journal of Hydrology*, 352: 355– 366
- Müller F. 2005. Indicating ecosystem and landscape organisation. *Ecol. Indicat.* 5, 280–294
- Pearson T & Rosenberg R. 1976. A comparative study of the effects on the marine environment of wastes from cellulose industries in Scotland and Sweden. *Ambio* 5, 77–79
- Pearson T & Rosenberg R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol.: Annu. Rev.* 16, 229–311
- Peeters ETHM 2001. Benthic macroinvertebrates and multiple stressors. PhD Thesis Wageningen University, The Netherlands 168p.
- Pesce S & Wunderlin DA. 2000. Use of water quality indices to verify the impact of Córdoba city (Argentina) on Suquia river. *Wat. Res. Vol.* 34 (11): 2915-2926
- Peterson R & Bogue B. 1989. Water Quality Index (Used in Environmental Assessments), EPA Region 10, Seattle WA.
- Quintino V, Elliott M & Rodrigues AM. 2006. The derivation, performance and role of univariate and multivariate indicators of benthic change: case studies at differing spatial scales. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 330, 368–382
- Said A, Stevens DK & Sehlke G. 2004. Environmental Assessment. An Innovative Index for Evaluating Water Quality in Streams *Environmental Management Vol.* 34(3):406–414