

Calidad del agua en la microcuenca alta de la quebrada Estero en San Ramón de Alajuela, Costa Rica

Water quality in the upper watershed of the Estero creek in San Ramon, Alajuela, Costa Rica

Cindy Rodríguez-Arias¹ / Margarita Silva Benavides²

Recibido: 6/02/2015 / Aprobado: 20/10/2015

Resumen

La contaminación de las principales cuencas de Costa Rica por las aguas residuales sin tratar es uno de los problemas de mayor incidencia sobre el entorno ambiental del país. La microcuenca de la Quebrada Estero en San Ramón tiene varios humedales que se han sido afectados por el crecimiento urbano, por lo que el objetivo de esta investigación fue determinar la calidad del agua mediante la aplicación del índice Holandés (IHCA-CR) y otros parámetros físico-químicos y microbiológicos complementarios (temperatura, pH, nitratos, fosfatos y coliformes fecales) durante las épocas seca y lluviosa del año 2014. Se determinó que todos los sitios presentaron contaminación entre incipiente y muy severa, tanto en la época seca como en la lluviosa, aunque fue mayor durante la temporada seca y más severa en los puntos más altos de la microcuenca. La variable que más contribuyó al IHCA-CR fue el Porcentaje de Oxígeno Disuelto. Durante la época lluviosa la contaminación disminuyó debido al efecto de la dilución y mayor aireación por aumento del caudal y a la menor temperatura del agua. Tanto el IHCA-CR como los parámetros complementarios indican que la descarga de aguas residuales domésticas sin tratar es la principal causa del deterioro de la calidad del agua en esta microcuenca, por lo que se recomienda recurrir a distintas formas de tratamiento y disposición de estas para controlar la contaminación de estos ecosistemas acuáticos.

Palabras clave: calidad del agua, índice holandés, Quebrada Estero, parámetros físico-químicos y microbiológicos, aguas residuales, contaminación.

Abstract

Contamination of the main basins in Costa Rica by untreated sewage is one of the issues that directly affect the natural environment of the country. The watershed of the Quebrada Estero in San Ramon has several wetlands that have been affected by urban growth, so the aim of this research was to determine the water quality by applying the Dutch index (IHCA-CR for its acronym in Spanish) and other complementary physico-chemical and microbiological parameters (temperature, pH, nitrates, phosphates and fecal coliforms) during the dry and rainy seasons of 2014. It was determined that all sites showed contamination from incipient to very severe both in the dry and the rainy season, although it was higher during the dry season and more severe in the highest points of the watershed. The variable that contributed most to the IHCA-CR was the Dissolved Oxygen Percentage. During the rainy season, contamination decreased due to the effect of dilution and increased aeration of higher flow and lower water temperature. Both the IHCA-CR and the complementary parameters suggest that the discharge of domestic raw sewage is the main cause of the deterioration of water quality in the watershed, so it is recommended to use different forms of treatment and disposal to control pollution in these aquatic ecosystems.

Keywords: water quality, Dutch index, Quebrada Estero, physico-chemical and microbiological parameters, wastewater pollution.

Introducción

El agua es un elemento esencial para la preservación de la vida y es uno de los indicadores del grado de desarrollo social y económico de un país. Su conservación y calidad están estrechamente vinculadas con las actividades económicas y sociales en forma ineludible, así como con la salud de la población (Mora & Calvo, 2011).

En Costa Rica existen problemas relacionados con la calidad del agua debido a una compleja interrelación de aspectos, entre ellos incremento y concentración de la población en algunas cuencas, insuficiente planificación de las actividades urbanas e industriales, uso inadecuado de los suelos, deforestación y manejo inadecuado de desechos

1 Profesora e investigadora. Sección de Biología, Sede de Occidente de la Universidad de Costa Rica. San Ramón, Alajuela. Apdo. 111-4250. Correo electrónico: cindy.rodriguez_a@ucr.ac.cr

2 Escuela de Biología, Universidad de Costa Rica, San Pedro, San José 2060, Costa Rica. Centro de Investigación en Ciencias del Mar y Limnología (CIMAR), Universidad de Costa Rica, San Pedro, San José 2060, Costa Rica. Correo electrónico: ana.silva@ucr.ac.cr

domiciliarios, agropecuarios e industriales (Leandro *et al.*, 2010). Además, existen deficiencias en la cobertura de los servicios de alcantarillado para la recolección de las aguas residuales domésticas y su subsecuente tratamiento antes de ser vertidas a los ríos (Calvo & Mora, 2012), lo cual ha provocado que la contaminación de las principales cuencas por las aguas residuales sin tratar se haya convertido en uno de los problemas de mayor incidencia sobre el entorno ambiental del país (Pérez *et al.*, 2013).

Ante tal situación surge la necesidad de cuantificar y evaluar la calidad de los cuerpos de agua (Carrillo, 2013). La calidad del agua se refiere a su composición y la medida en que es afectada por la concentración de sustancias producidas por procesos naturales y antrópicos (Severiche *et al.*, 2014) como la agricultura, industria y actividades domésticas. Considera factores físicos, químicos y biológicos, complementados con información sobre las formas, intensidad y permanencia de la contaminación (Leandro *et al.*, 2010). Por lo tanto, su monitoreo en sistemas acuáticos debe coleccionar tanto información temporal como espacial, de modo que permita realizar comparaciones con respecto de situaciones de referencia y bajo diferentes escenarios (Ramírez *et al.*, 2005). De ahí la importancia del establecimiento de una línea base para analizar las tendencias a lo largo del tiempo (Zhen-Wu, 2010).

En las cercanías de la ciudad de San Ramón, existen varios humedales que forman parte de la microcuenca alta de la quebrada El Estero. Los embalses conocidos como El Laguito y El Porvenir son artificiales, creados para evitar inundaciones (Mora, 2007). Las Lagunas Quebrada Estero, conforman un área pantanosa, remanente de un antiguo lago que existió en la zona (Bergoeing & Murillo, 2012). Todos están conectados entre sí por la Quebrada Estero. Sin embargo, a la fecha estos ecosistemas no se encuentran protegidos y presentan problemas de contaminación y degradación debido al crecimiento urbano desordenado en sus alrededores (Quesada, 2003; Mora, 2007). Además,

el humedal denominado Lagunas Quebrada Estero ha sido identificado como una prioridad de conservación por su representatividad y ubicación (Sistema Nacional de Áreas de Conservación SINAC, 2007). El objetivo de esta investigación fue evaluar la calidad físicoquímica y microbiológica del agua de los humedales de la microcuenca alta de la Quebrada Estero y su variación entre la época seca y la lluviosa, con el fin de establecer una línea base de información para evaluar cambios en el futuro y dar evidencia que sirva para contribuir a la toma de decisiones sobre el manejo, conservación y restauración de estos humedales.

Materiales y métodos

Área de estudio: La microcuenca de la quebrada Estero está ubicada entre las coordenadas: 10° 05' 47" y 10° 04' 31" latitud norte y 84° 28' 20" y 84° 29' 41" longitud oeste (Mora, 2007), provincia de Alajuela, Cantón de San Ramón, Distrito de Alfaro. Forma parte de la subcuenca del Río Grande de San Ramón y de la cuenca del Río Grande de Tárcoles (Paaby-Hansen, 2008). Su parte alta tiene un área de 249 Ha, una altitud media de 1078 m.s.n.m. (Mora, 2007) y pertenece a la zona de vida del Bosque Premontano Húmedo. El patrón de lluvias es el característico del Valle Central, donde la época seca va de enero a abril, la lluviosa de mayo a noviembre (Leandro *et al.*, 2010).

El uso del suelo incluye parches de bosque, cultivos (principalmente café), pastos y residencial. Este último es el de mayor aumento en las últimas décadas (Mora, 2007). No existen en la microcuenca grandes industrias ni beneficios de café. Además, es importante resaltar que se brinda el servicio de recolección de basura por parte de la Municipalidad, pero no hay alcantarillado sanitario, por lo que las aguas residuales domésticas de muchas viviendas son vertidas a la quebrada Estero (Méndez, 2005).

El área de estudio incluye varios ecosistemas acuáticos conectados entre sí por la quebrada Estero y un afluente (Figura 1). La selección de los puntos de muestreo (ocho en total) se basó

en la representatividad de cada uno de dichos ecosistemas y su ubicación a lo largo del recorrido de la quebrada y su afluente. La Descripción de los sitios de muestreo es la siguiente:

Quebrada 1 (Q1): primera sección de la quebrada, ubicada en las cercanías de la comunidad de San Pedro. Se encuentra rodeada de casas y recibe la descarga directa de aguas residuales y alcantarillado pluvial.

Afluente (A): este tributario de la quebrada Estero se encuentra rodeado de café y potreros en el punto de muestreo. Sin embargo, es un sitio que experimenta un rápido crecimiento urbano.

En el área pantanosa conocida como “Lagunas Quebrada Estero” (Paaby-Hansen, 2008) o “La ciénaga” (Quesada, 2001) se ubicaron 3 puntos: **Pantano 1 (P1):** es un área pantanosa ubicada en medio de un potrero, rodeado por áreas urbanizadas o en proceso de urbanización. Es alimentado por la Q1 y tienen presencia de ganado.

Pantano 2 (P2): este punto es alimentado por el afluente y está rodeado por áreas de pastos y el bosque demostrativo de la Universidad de Costa Rica Sede de Occidente (UCR-SO). Actualmente

está cubierto casi en su totalidad por el pasto lágrimas de San Pedro.

Pantano 3 (P3): antes de este punto confluyen las aguas provenientes de P1 y P2. Área pantanosa cubierta por vegetación acuática emergente y rodeada por el bosque de la UCR-SO y una urbanización y un área por urbanizar.

Embalse El Laguito (EL): es un antiguo embalse artificial, propiedad de la UCR-SO. Sin embargo, al momento de realizar esta investigación, toda el área tiene características de una zona pantanosa, totalmente cubierta por vegetación acuática emergente. Está rodeada por urbanizaciones en crecimiento, algunas de las cuales descargan sus aguas residuales en él. Sus aguas provienen del sector del P3.

Quebrada 2 (Q2): es otra sección de la quebrada, y es la que desagua el EL. En el punto donde se tomaron las muestras está rodeada por una plantación de café, sin zona de protección.

Embalse El Porvenir (EP): Alimentado por la Q2, rodeado por urbanizaciones y terrenos por construir. Recibe la descarga directa de varias alcantarillas. Es una propiedad municipal.

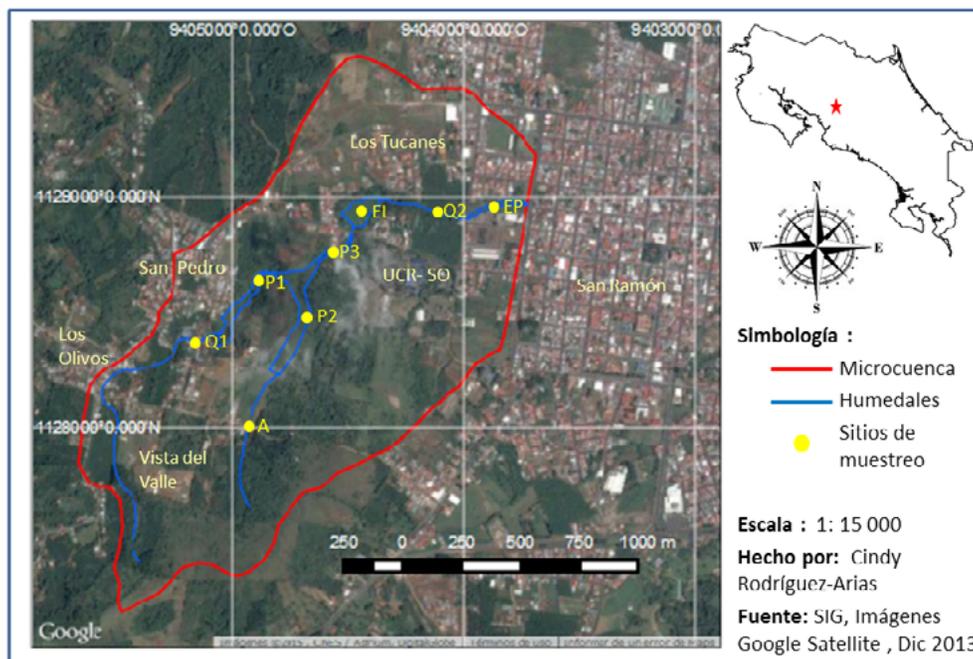


Figura 1. Ubicación de los sitios de muestreo en los ecosistemas acuáticos de la parte alta de la microcuenca de la quebrada El Estero.

La quebrada Estero mantiene su nivel de estiaje durante los meses de febrero y marzo, cuando el mayor aporte lo constituyen las aguas residuales provenientes de residencias, comercios y servicios existentes en la microcuenca, mientras que en el periodo lluvioso hay un mayor caudal como producto de las precipitaciones pluviales (Quesada, 2001).

Muestreo y análisis de la calidad del agua: para obtener el Índice del Sistema Holandés de Valoración de la Calidad del Agua se midió a demanda bioquímica de oxígeno ($DBO_{5,20}$), el porcentaje de oxígeno disuelto (POD) y la concentración de nitrógeno amoniacal ($N-NH_4^+$). Además, se tomaron en cuenta otros parámetros complementarios físico-químicos y microbiológicos establecidos en el Reglamento para la Evaluación y Clasificación de la Calidad de Cuerpos de Agua Superficiales de Costa Rica (Ministerio de Ambiente y Energía MINAE, 2007), específicamente: temperatura, oxígeno disuelto, pH, turbidez, nitratos, fosfatos y coliformes fecales.

Para realizar dichos análisis, en cada sitio de muestreo se tomaron dos muestras en época seca (abril del 2014) y dos en época lluviosa (octubre del 2014), de las cuales se obtuvo el valor promedio para cada parámetro en cada época. Los muestreos se realizaron entre las 7 am y las 12 md. Fue importante realizar los muestreos en ambas épocas, ya que existen variaciones importantes en el caudal de la quebrada y demás humedales durante la época de lluvias respecto a la seca (Quesada, 2001).

La temperatura, pH, oxígeno disuelto y turbidez se midieron en el campo utilizando un medidor digital multiparámetro, LQ2-WQ-DX LabQuest 2 debidamente calibrado. El porcentaje de oxígeno disuelto (POD) se calculó a partir de los datos de temperatura y mg/L de oxígeno disuelto.

Para los análisis de laboratorio correspondientes a $DBO_{5,20}$, $N-NH_4^+$, nitratos y fosfatos se colectaron 2 muestras en recipientes de plástico oscuro de 1 L cada una y se transportaron al Centro de Investigaciones de Contaminación

Ambiental (CICA) de la Universidad de Costa Rica (UCR) para su respectivo análisis químico.

Para el análisis de la concentración de coliformes fecales se colectaron dos muestras en frascos plásticos estériles de 100 mL y fueron llevadas al Laboratorio de Microbiología de Aguas (LMA) de la UCR.

Todas las muestras se conservaron en una hielera a 4°C y transportaron el mismo día de la colecta a los respectivos laboratorios. Para la toma, transporte y análisis de las muestras se siguieron los procedimientos y cuidados establecidos en el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012).

Para el cálculo del Índice del Sistema Holandés de Valoración de la Calidad del Agua se consideraron los valores de la $DBO_{5,20}$, el POD y el $N-NH_4^+$. La calidad en términos de estas variables se pondera con una puntuación, indicada en el Reglamento para la clasificación y la evaluación de la calidad de cuerpos de agua superficiales (MINAE, 2007). En la aplicación de este índice, la coloración azul indica un agua no contaminada, el verde corresponde a una contaminación incipiente y el amarillo representa una condición moderada, mientras que el anaranjado es sinónimo de contaminación severa y el rojo de muy severa (Calvo & Mora, 2012). Los demás parámetros se interpretaron según los valores establecidos en el mismo reglamento y por la literatura (Pérez-Castillo & Rodríguez, 2008).

Para el análisis de los datos se obtuvieron los promedios y desviación estándar para cada parámetro por sitio y por época. Se aplicó un análisis de varianza no paramétrico ($\alpha=0,05$) para comprobar si hay diferencias significativas en los parámetros entre los diferentes puntos de muestreo o entre la época seca y lluviosa. Estos análisis se realizaron con el programa *IBM SPSS Statistics 21* y no fueron aplicados a aquellos parámetros que presentaron valores por debajo o por encima de sus límites de detección en al menos uno de los sitios muestreados.

Resultados

Índice del Sistema Holandés de Calidad del Agua: Los resultados del índice Holandés se muestran en el cuadro 1, en el que se puede ver que todos los puntos presentaron contaminación en ambas épocas.

El punto más contaminado corresponde a la Q1 en época seca donde se clasificó como muy severa, seguido por P1, P3, Q2, EP con contaminación severa. En los demás fue moderada.

Durante la época lluviosa el valor del índice disminuyó en todos los puntos, excepto en A, donde se mantuvo igual. Además, se nota que durante la época lluviosa el valor del índice es más alto en los puntos ubicados en la parte más alta de la microcuenca, donde fue moderada y disminuye conforme avanza el recorrido de la quebrada a contaminación incipiente. En la época seca no se observó ningún patrón.

Cuadro 1. Resultados del índice Holandés de calidad del agua y segregación de los valores promedio de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_{5,20}), el Oxígeno Disuelto (POD) y el Nitrógeno Amoniacal (N-NH₄⁺) por sitio y por época.

Sitio	Época seca				Época Lluviosa			
	IHCA-CR	POD	N-NH ₄ ⁺ mg/L	DBO ₅ mg/L	IHCA-CR	POD	N-NH ₄ ⁺ mg/L	DBO ₅ mg/L
Q1	13	21,80	3,59	10,81	7	23,33	<0,03	< 1,3
P1	12	7,87	1,75	13,18	7	21,85	0,04	< 1,3
A	7	13,33	0,04	1,25	7	13,87	<0,03	< 1,3
P2	7	16,39	0,11	2,66	6	44,14	0,07	< 1,3
P3	12	16,07	8,93	5,32	6	42,24	0,33	< 1,3
EL	9	16,71	0,28	7,19	6	42,88	0,04	< 1,3
Q2	10	11,35	1,18	4,4	5	51,07	<0,03	< 1,3
EP	10	27,49	1,76	5,1	5	59,77	0,03	2,27

Al segregar los parámetros que conforman el IHCA-CR (Cuadro 1), se encuentra que durante la época seca el POD (con valores entre 7,9 y 27,5%) aportó cinco puntos al índice en todos los sitios, por lo que también fue el parámetro más importante para el IHCA-CR, mientras que el Amonio y el DBO_{5,20} variaron entre sitios y aportaron puntajes de uno a cuatro y uno a cinco respectivamente.

Durante la época lluviosa los resultados de la DBO_{5,20} y el N- NH₄⁺ indican que la

contaminación por materia orgánica y nitrogenada fue baja. El DBO_{5,20} estuvo por debajo del límite de detección (< 1,3 mg/L O₂) en todos los puntos excepto en EP con 2,27 mg/L O₂., pero mantuvo un valor de 1 en el IHCA-CR. La concentración de Amonio máxima fue en el P3 (0,33 mg/L NH₄⁺), con lo que ambos aportaron un valor de uno al índice. Por lo tanto, el parámetro que contribuyó más al deterioro del IHCA-CR fue el POD, que aportó cinco puntos al índice en los sitios ubicados

en la parte más alta de la microcuenca, cuatro puntos en los intermedios y tres puntos en los dos sitios más bajos.

A los datos de Amonio y DBO_{5,20} no se les aplicó análisis estadístico debido a que presentaron valores inferiores a los límites de detección en varios puntos. En el caso de POD, no se encontraron diferencias significativas entre sitios ni en la época seca ($p=0,09$) ni en la lluviosa ($p=0,06$), pero sí se encontraron diferencias significativas entre épocas ($p=0,00$), con una media de $16,43 \pm 6,4$ % en la seca y una de $37,37 \pm 15,9$ % en la lluviosa.

Parámetros complementarios: Los promedios obtenidos en cada sitio y época se presentan en el Cuadro 2.

Temperatura: Durante la época la seca tuvo una media de $23,56 \pm 2,70$ °C, con diferencias significativas entre sitios ($p=0,05$). En la lluviosa tuvo una media de $21,11 \pm 0,35$ °C, y no se encontraron diferencias significativas entre sitios ($p=0,65$). Sí se encontraron diferencias significativas entre épocas ($p=0,00$).

pH: Durante la época seca tuvo una media de $5,87 \pm 0,77$ y en la lluviosa de $6,23 \pm 0,24$. No se observaron diferencias significativas entre sitios

durante la época seca ($p=0,1$) ni en la lluviosa ($p=0,4$), tampoco entre épocas ($p=0,33$).

Turbidez: Durante la época seca tuvo una media de $169,70 \pm 177,71$ NTU y en la lluviosa de $52,94 \pm 35,20$ NTU. No se observaron diferencias significativas entre sitios durante la época seca ($p=0,10$) ni durante la lluviosa ($p=0,88$), tampoco entre épocas ($p=0,20$).

Nitratos: En la época seca los puntos Q1, P2, Q2 y EP presentaron concentraciones inferiores al límite de detección, mientras que los demás puntos estuvieron entre los 0,37 y 0,56 mg/L. Durante la estación lluviosa aumentó en todos los sitios excepto en A, con un valor máximo de 8,36 mg/L en Q1 y un mínimo de 0,34 mg/L en P3.

Fosfatos: Solamente el punto Q1 presentó una concentración de 1,17 mg/L durante la época seca. Los demás estuvieron por debajo del límite de detección (0,60 mg/L).

Coliformes fecales: Durante la época seca todos los sitios presentaron concentraciones superiores al límite de detección (1600 NMP/100ml). En la lluviosa esta condición disminuyó solamente en A, P2 y EL, con 175, 48 y 240 NMP/100ml respectivamente.

Cuadro 2. Resultados promedio de los parámetros complementarios durante la época seca (S) y lluviosa (LI) por sitio de muestreo

Sitio	Temperatura °C		pH		Turbidez NTU		Nitratos mg/L		Fosfatos mg/L		Coliformes NMP/100mL	
	S	LI	S	LI	S	LI	S	LI	S	LI	S	LI
Q1	27,05	20,9	6,79	6,20	84,95	75,75	<0,25	8,385	1,17	<0,6	>1600	>1600
P1	28,1	21,6	5,61	6,25	566,3	66,5	0,56	6,520	<0,6	<0,6	>1600	>1600
A	24,25	21,05	5,15	6,11	17,45	96,25	0,52	3,419	<0,6	<0,6	>1600	175
P2	21,55	20,85	5,06	6,12	157,2	85,25	<0,25	<0,25	<0,6	<0,6	>1600	48
P3	21,65	20,85	5,08	6,21	134,6	29	0,53	0,339	<0,6	<0,6	>1600	>1600
EL	21,75	20,85	6,33	6,01	157,9	18,5	0,37	0,769	<0,6	<0,6	>1600	240
Q2	20,95	21,25	6,55	6,39	205,3	23,35	<0,25	1,778	<0,6	<0,6	>1600	>1600
EP	23,2	21,55	6,40	6,55	33,95	28,9	<0,25	2,736	<0,6	<0,6	>1600	>1600

Discusión

Índice Holandés de Calidad del Agua:

El IHCA-CR categoriza los cuerpos de agua superficiales según su grado de contaminación de acuerdo con el contenido de contaminación orgánica y nitrogenada, cuyo efecto en el sistema acuático se evalúa mediante el POD. Estas condiciones se reflejan en las aguas superficiales que reciben descargas de aguas residuales productos de las actividades humanas (Zhen-Wu, 2010), como es el caso de los sitios estudiados, los cuales presentaron distintos grados de contaminación tanto en la época seca como en la lluviosa.

Además, se debe tener en cuenta que la calidad del agua superficial es diferente según la estación (Carrillo, 2013). En esta investigación, los mayores índices de contaminación se detectaron en la época seca, lo cual es causado por una mayor concentración de los contaminantes en las aguas al disminuir el caudal de los ríos en forma sustancial, especialmente en zonas altamente densas en población donde el agua residual doméstica es vertida durante todo el año, de ahí que en el verano la concentración de los contaminantes se incremente (Calvo & Mora, 2012).

El hecho de que en la época lluviosa el valor del índice disminuya conforme el agua fluye de la parte más alta de la microcuenca hacia la más baja se debe a características como la pendiente del terreno y la presencia de desniveles que, junto con un mayor caudal de las aguas, facilitan el proceso de oxigenación constante y valores más altos de POD que favorecen la autodepuración del agua (Leandro *et al.*, 2010). Este comportamiento concuerda con lo encontrado por Calvo & Mora (2007) y Zhen-Wu (2010) en otros ríos y quebradas de Costa Rica. Por otro lado, durante la época seca, la disminución del POD concuerda con valores bajos de caudal y a una menor aireación del medio, lo que concuerda con los resultados obtenidos por Zhen-Wu (2010).

Según Pérez-Castillo & Rodríguez (2008), esta variable es muy importante en los ecosistemas acuáticos porque define en gran parte la

biodiversidad y la supervivencia de la comunidad biótica. La mayoría de los peces toleran una concentración baja de oxígeno disuelto por cierto periodo de tiempo. Sin embargo, reducciones por debajo del porcentaje de saturación generan efectos negativos sobre la biodiversidad, el crecimiento, la reproducción y la actividad de ellos. Además, si su concentración es muy baja contribuye a que los organismos sean más susceptibles al envenenamiento con metales pesados y plaguicidas.

En los ecosistemas estudiados, en ambas épocas los valores promedio de POD presentaron valores inferiores al 60%, porcentaje mínimo recomendado para aguas superficiales (Leandro *et al.*, 2010), aunque fueron más altos durante la época lluviosa, cuando el sitio EP fue el único que tuvo un porcentaje cercano al 60% (Cuadro 1). El valor más bajo de POD se registró en P1 en la época seca. En este caso, también hay que considerar que una característica inherente de ciertos humedales es tener bajos niveles de oxígeno (Nahlik & Mitsch, 2006), especialmente en las áreas inundadas, debido a la acumulación de material biodegradable en el fondo y por el lento flujo del agua que limita la capacidad de intercambio gaseoso con el aire (Pérez-Castillo & Rodríguez, 2008) como ocurre en los pantanos. Adicionalmente, el aporte de aguas residuales hace que las concentraciones de oxígeno resulten insuficientes para compensar su consumo por la descomposición del material alóctono que continuamente se incorpora desde las orillas (Martínez *et al.*, 2013).

Por otro lado, el paso del agua por las zonas pantanosas disminuye el valor del índice debido al conocido valor de los humedales para purificación del agua (Pérez *et al.*, 2013), ya que las plantas acuáticas tienen una alta capacidad para remover grandes concentraciones de contaminantes (Nahlik & Mitsch, 2006), entre ellos el amonio, otro componente del IHCA-CR, cuya formación se debe a la descomposición bacteriana de urea y proteínas (Schlam *et al.*, 2006). Por lo tanto, aunque el $N-NH_4^+$ se encuentra normalmente

en aguas superficiales y subterráneas, cambios en los niveles de concentración conllevan sospechas de contaminación antropogénica. En general, la fuente de N-NH_4^+ se atribuye a la contaminación por fertilizantes o a la contaminación fecal humana y animal. Además, en los ecosistemas estudiados, la reducción sustancial del caudal durante la época seca favorece la disminución en la calidad del agua por concentración de este contaminante, lo que coincide con los resultados de Calvo & Mora (2012) en zonas urbanizadas.

La demanda bioquímica de oxígeno, o $\text{DBO}_{5,20}$, indica la cantidad de oxígeno que requieren las bacterias durante la estabilización de la materia orgánica susceptible de descomposición en condiciones aeróbicas (Martínez *et al.*, 2013). Representa, por tanto, una medida indirecta de la concentración de materia orgánica e inorgánica degradable o transformable biológicamente (Abarca, 2007).

En los sitios estudiados, durante la época lluviosa los valores de DBO fueron bajos, por lo que se consideran sin contaminación por materia orgánica (MINAE, 2007), mientras que en la estación seca sólo el A y el P2 tuvieron esta condición. Los demás sitios presentaron una contaminación entre incipiente y moderada, con valores superiores a 3 mg/L que indican aguas superficiales con descargas de aguas residuales crudas, principalmente de origen municipal (Abarca, 2007) y que se encuentran más concentradas durante la época seca por la disminución del caudal. Esto coincide con los resultados obtenidos por Leiva (2007) en varias cuencas del país. Asimismo, niveles altos de DBO están relacionados con niveles de oxígeno disuelto bajos (Abarca, 2007), ya al disminuir el caudal en la época seca, el efecto de la descomposición de la materia orgánica es mayor y las bacterias consumen ese oxígeno en gran cantidad. Además, un porcentaje importante del caudal de la quebrada en la época seca proviene del drenaje de aguas residuales domésticas en la zona.

Parámetros complementarios:

Temperatura: Aunque no existe un estándar oficial para la temperatura del agua (Rasoloariniaina *et al.*, 2014), las temperaturas inferiores a 20.2 °C y superiores a 34.2 °C son los valores a partir de los cuales el agua se clasifica como mala (Martínez *et al.*, 2013), por lo que los resultados obtenidos se encuentran dentro del ámbito normal. La diferencia significativa entre épocas para este parámetro se debe a la cantidad de radiación solar que es mayor en la estación seca; la diferencia entre sitios en esta última temporada tuvo relación con la hora a la que fueron tomadas las muestras, ya que los valores más altos corresponden a las que fueron tomadas cerca del mediodía.

pH: Según Pérez-Castillo & Rodríguez (2008), sólo en el intervalo de 6.5 a 8.5, el agua es apropiada para la subsistencia de muchos sistemas biológicos, mientras que valores mayores a 9.0 y menores de 5.8 producen limitaciones al desarrollo y a la fisiología de los organismos acuáticos. En los ecosistemas estudiados, sólo Q1 y Q2 se mantuvieron dentro del primer rango en la época seca y solamente el EP durante la época lluviosa. Además, durante la época seca el afluente y los pantanos tuvieron pH inferiores a 5.8, lo que dificulta la presencia de vida acuática. Los cambios observados entre épocas se deben a que el pH depende de los procesos heterotróficos que ocurren en el cuerpo de agua, principalmente la descomposición aeróbica de la materia orgánica presente durante el periodo de aguas bajas (sequía) y comienzo de la temporada de lluvia cuando aumenta la carga de materia orgánica producto del lavado y escurrimiento de los ecosistemas asociados al sistema fluvial (Martínez *et al.*, 2013). Además, el pH afecta la toxicidad de algunos compuestos, como el amoníaco, al controlar su ionización, así como, la disponibilidad biológica de ciertos contaminantes, como los metales pesados y los cambios en el pH pueden indicar el ingreso de fertilizantes y de procesos de eutrofización (Pérez-Castillo & Rodríguez, 2008).

Turbidez: puede ser causada por la presencia de partículas suspendidas y disueltas de gases, líquidos y sólidos tanto orgánicos como inorgánicos, con un ámbito de tamaños desde el coloidal hasta partículas macroscópicas, dependiendo del grado de turbulencia (Carrillo, 2013). Es importante porque puede causar efectos perjudiciales en el ecosistema acuático. Por ejemplo, al aumentar la turbidez, las partículas suspendidas absorben el calor del sol y por ello aumenta la temperatura del agua, lo que a su vez reduce los niveles de oxígeno disuelto. Además, como las partículas dispersan la luz, impiden que esta alcance a las plantas más profundas, afectando la actividad fotosintética y causando su muerte (Elmore & Welch, 2010).

Los valores obtenidos durante la época seca concuerdan con los de cuerpos de agua de clase 3 y en época lluviosa con la clase 2 (MINAE, 2007). La disminución de este parámetro en la estación de lluvias se debe a que el muestreo se hizo en plena época lluviosa, cuando la tierra estaba ya muy saturada y los materiales que son fácilmente arrastrables ya habían sido acarreados en los meses anteriores. En relación a esto, en otras investigaciones se determinó un aumento en la turbidez en la época lluviosa (Leandro *et al.*, 2010) debido al arrastre de materiales provocado por la erosión pluvial (Sánchez, 2007). Por lo tanto, los resultados de esta investigación sugieren que el arrastre de sedimentos no es un problema grave en esta microcuenca y que la principal causa de turbidez en el agua son las aguas residuales.

Nitratos: El agua puede contener nitratos en pequeñas concentraciones como parte de su composición química normal; sin embargo, su elevada concentración en aguas superficiales es un indicador de contaminación por aguas industriales y comunales, con fertilizantes y heces. Al igual que los fosfatos, provienen generalmente del escurrimiento de tierras agrícolas y pastos, aguas negras, detergentes, desechos de animales y sistemas sépticos con fugas (Schlam *et al.*, 2006). El ion nitrato, en condiciones naturales, rara vez excede

de 0.45 mg NO₃/L, lo que concuerda con el estudio sobre lagos de Costa Rica de Horn & Haberyan (1993 citado por Pérez-Castillo & Rodríguez, 2008). Valores de 0.5 a 1 mg/L son los adecuados para prevenir los procesos de eutrofización en los sistemas acuáticos (Espinal *et al.*, 2013). Durante la época seca todos los sitios presentaron concentraciones dentro o por debajo del ámbito anterior, sin embargo, durante la época lluviosa Q1, P1, A, Q2 y EP tuvieron concentraciones superiores, lo que tiende a estimular el crecimiento de las algas e indicar una posible condición eutrófica (Pérez-Castillo & Rodríguez, 2008).

Fosfatos: El fósforo es un componente esencial del ciclo biológico en los cuerpos de agua y generalmente es el agente limitante del crecimiento de las algas y plantas acuáticas en humedales de agua dulce, por lo que su concentración sirve de criterio para reconocer un problema de eutrofización. En un ambiente sin contaminación las concentraciones de fósforo total son menores a 0,05 mg P Total/L, y en uno de calidad de regular a mala el fósforo total presenta valores de 0,051 mg/L a 0,100 mg/L. A partir de 0,100 mg/L de fósforo total, un reservorio se considera en estado hipereutrófico, de calidad muy mala y no apta para la vida acuática (Pérez-Castillo & Rodríguez, 2008). Solamente el punto Q1 presentó concentraciones de fosfatos superiores al límite de detección durante la época seca. Esta concentración, de 1,17 mg/L, está muy por encima del límite de concentraciones superiores a 0,3 mg/L que corresponden a cuerpos de agua eutróficos (Espinal *et al.*, 2013), incluso llega a ser hipereutrófico. Esto se debe a que este punto recibe la descarga directa de aguas residuales domésticas de la comunidad de San Pedro, cargadas de residuos de detergentes, una de las principales fuentes de fosfatos en aguas superficiales (Capó, 2007).

Coliformes fecales: Aunque se encuentran en el ambiente de forma natural (Rasoloariniaina *et al.*, 2014), sus altas concentraciones son consecuencia de los aportes antrópicos de efluentes domésticos y cría de ganado en las márgenes (Martínez *et al.*,

2013). En Costa Rica, los estudios realizados a las aguas superficiales de las principales cuencas hidrográficas han mostrado alta contaminación microbiana debida, principalmente, a la descarga de aguas residuales domésticas no tratadas a los cuerpos de agua. Sin embargo, otras causas de contaminación son escorrentías y descargas orgánicas producto del beneficiado de café, la utilización de tanques sépticos hasta en un 77% de la población y la erosión por efecto de la deforestación, lo que contribuye a aumentar la turbiedad en aguas superficiales (Barrantes *et al.*, 2013). En esta microcuenca, durante la época seca todos los sitios presentaron concentraciones de coliformes superiores al límite de detección (1600 NMP/100ml), cuando lo recomendado para aguas naturales es 200 NMP/100 ml (Leandro *et al.*, 2010) y a partir de los 1000 NMP/100ml el agua ya se considera contaminada (MINAE, 2007). En la época lluviosa esta condición se mantuvo en 5 sitios y disminuyó en A, P2 y EL, pasando a la categoría de contaminación incipiente (entre 20 y 1000 NMP/100ml según MINAE, 2007). Este nivel de contaminación es importante debido a que esta quebrada llega a desbordarse cuando ocurren lluvias muy fuertes, lo que expone a la población a una mayor probabilidad de enfermarse por diarrea y gastroenteritis infecciosa al entrar en contacto con el agua (Barrantes *et al.*, 2013).

La concentración de coliformes fecales, turbidez y DBO presentan valores mayores en la época seca, lo que sugiere que el arrastre de materiales provenientes de la erosión pluvial no es tan importante en esta microcuenca en comparación con el impacto de las aguas residuales, ya que ocurrió lo contrario a lo encontrado en otras investigaciones en el país (Zhen *et al.*, 2010; Leandro *et al.*, 2010; Calvo & Mora, 2012; Barrantes *et al.*, 2013; Martínez *et al.*, 2013), donde estos parámetros son más altos durante la temporada de lluvias debido al aumento en la erosión y arrastre de materiales por escorrentía.

En conclusión, los ecosistemas acuáticos de la microcuenca de la quebrada Estero muestran niveles de contaminación que varían de incipiente a muy severa, siendo más alta durante la época seca debido al menor caudal que disminuye el POD y al efecto de dilución. Los puntos más contaminados son los ubicados en la parte más alta de la microcuenca, donde reciben importantes descargas de aguas residuales domésticas de la comunidad de San Pedro. En los sitios más bajos la contaminación disminuye debido al aumento del caudal y consecuente aumento de la aireación, y al paso del agua a través de la vegetación de las zonas pantanosas que disminuye la carga de nutrientes.

Debido a que la contaminación en esta microcuenca proviene principalmente de las aguas residuales domésticas no tratadas, se recomienda la creación de un alcantarillado sanitario y plantas de tratamiento para su disposición adecuada, así como un mantenimiento adecuado de los tanques sépticos. Además, la implementación de humedales artificiales o biojardineras permitiría la remoción de contaminantes y la fijación de sedimentos con bajo consumo energético y modesto costo de mantenimiento (Espinal *et al.*, 2013).

También se recomienda la protección de las zonas pantanosas por su importante papel en la remoción de la contaminación, así como la reforestación de los márgenes de todos estos humedales y adecuadas prácticas agrícolas y de ordenamiento territorial en la microcuenca para reducir al máximo los efectos de la erosión y otros aportes por escorrentía.

Finalmente, debido a que la calidad del agua de un río o quebrada cambia en el espacio y en el tiempo, es necesario analizar la calidad del agua continuamente (Schlam *et al.*, 2006), por lo que se recomienda establecer un sistema de monitoreo permanente en estos humedales que incluya muestreos en las épocas seca y lluviosa. También debe incluir indicadores biológicos, ya que los datos fisicoquímicos permiten analizar las causas del problema pero indican una condición puntual

del agua, mientras que los índices biológicos, en los cuales se registra la abundancia y la diversidad de macroinvertebrados bentónicos, permiten estimar el efecto acumulado de las intervenciones humanas en el ambiente a lo largo del tiempo (Pérez-Castillo & Rodríguez, 2008).

Agradecimientos

Las autoras expresan sus agradecimientos a la Dirección y a la Coordinación de Investigación de la Sede de Occidente de la UCR por el apoyo financiero y logístico, a la UCR que por medio de las Becas SEP-CONARE aportó la jornada de la primera autora. También agradecemos CICA y LMA de la UCR por su valiosa colaboración con el proyecto. Este artículo forma parte del tema de tesis de la primera autora en el Programa Doctorado en Ciencias Naturales para el Desarrollo (DOCINADE), por lo que también agradecemos al Ministerio de Ciencia y Tecnología, que mediante el Programa de Incentivos del CONICIT hizo posible que se realizara esta investigación. Finalmente agradecemos a las personas que colaboraron con el trabajo de campo: Marco Zumbado, Oscar Pérez, Diego Salazar, Carlos Rodríguez, Elías Chaves y Enzo Barrientos.

Bibliografía

- ABARCA, F. 2007. Técnicas para evaluación y monitoreo del estado de los humedales y otros ecosistemas acuáticos. En: *Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México*. Instituto Nacional de Ecología (INE-Semarnat). pág: 113-144.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION APHA. 2012. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation. Washington, D.C., USA. 75 p.
- BARRANTES, K., CHACÓN, L., SOLANO, M. & ACHÍ, R. 2013. Contaminación fecal del agua superficial de la microcuenca del río Purires, Costa Rica, 2010-2011. *Revista de la Sociedad Venezolana de Microbiología*. 33(1), 40-45.
- BERGOEING, J & MURILLO, M. 2012. El asentamiento precolombino en San Ramón y su imbricación geomorfológica. *Revista Geográfica*. 151: 113-128.
- CALVO, G. & MORA, J. 2007. Evaluación y clasificación preliminar de la calidad de agua de la cuenca del Río Tárcoles y el Reventazón. Parte III: Calidad de cuerpos receptores de agua, según el Sistema Holandés de Valoración. *Tecnología en Marcha*. 20: 59-67.
- CALVO, G. & MORA, J. 2012. Análisis de la calidad de varios cuerpos de agua superficiales en el GAM y la Península de Osa utilizando el Índice Holandés. *Tecnología en Marcha*. 25 (5): 37-44.
- CAPÓ, M. 2007. *Principios de ecotoxicología: diagnóstico, tratamiento y gestión del medio ambiente*. Tébar. Madrid, España. 320 p.
- CARRILLO, J. 2013. Análisis geoestadístico de los índices de calidad del agua y su representación cartográfica en el río Armería, en el periodo comprendido desde el año 2000 al 2006. Tesis de Maestría. Universidad de Colima. Colombia. 117 p.
- ELMORE, B. & WELCH, J. 2010. *Condiciones, Físicas, Químicas, y Biológicas de Aguas Superficiales en Monteverde, Costa Rica*. Programa de Adopte-Una-Quebrada Monteverde. Instituto Monteverde. (En línea). Monteverde, CR. Consultado 20 set. 2013. Disponible en: http://www.monteverde-institute.org/assets/files/Adopt-A-Stream%20Reports/Informe%20Tecnico_2009-2010_Monteverde%20Adopte-Una-Quebrada.pdf

- ESPINAL, T., SEDEÑO, J. E., & LÓPEZ, E. 2013. Evaluación de la calidad del agua en la Laguna de Yuriria, Guanajuato, México, mediante técnicas multivariadas: un análisis de valoración para dos épocas 2005, 2009-2010. *Revista internacional de contaminación ambiental*. 29(3), 147-163.
- LEANDRO, H., COTO, J. & SALGADO, V. 2010. Calidad del agua de los ríos de la microcuenca IV del Río Virilla. *Uniciencia*. 24: 69-74
- LEIVA, L. 2007. Valoración de la calidad del agua en los principales ríos de las cuencas Grande de Tárcoles y Reventazón, mediante el análisis de la PSO, DBO Y NH₄, para la clasificación mediante el Sistema Holandés. Informe de práctica de especialidad. Instituto Tecnológico De Costa Rica. Cartago, Costa Rica. 82 p.
- MARTÍNEZ, G., FERMÍN, I., BRITO, F., MÁRQUEZ, A., DE LA CRUZ, R., RODRÍGUEZ, G. & PINTO, F. 2013. Calidad de las Agua del Caño Mánamo, Delta del Río Orinoco, Venezuela. *Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela*. 52(1): 17-27
- MÉNDEZ, R. 2005. Diseño preliminar del alcantarillado sanitario para la ciudad de San Ramón. (Tesis. Ing. Civil) Universidad de Costa Rica. San José. 120 p.
- MINISTERIO DE AMBIENTE Y ENERGÍA MINAE (2007). Reglamento para la clasificación y la evaluación de la calidad de cuerpos de agua superficiales. No 33903 MINAE-S. Gaceta #178, 17 de septiembre de 2007. San José, Costa Rica.
- MORA, C. 2007. Nueva propuesta de diseño para el embalse de regulación y uso múltiple "El Laguito", con el fin de prevenir las inundaciones en la ciudad de San Ramón. (Tesis. Ing.) Universidad de Costa Rica. San José. 154 p.
- MORA, J. & CALVO, G. 2011. Evaluación y clasificación de la calidad de varios cuerpos de agua en la Península de Osa. *Tecnología en Marcha*. 24 (3):15-29
- NAHLIK, A. M., & MITSCH, W. J. 2006. Tropical treatment wetlands dominated by free-floating macrophytes for water quality improvement in Costa Rica. *Ecological Engineering*. 28(3), 246-257.
- PAABY-HANSEN, P. 2008. Vacíos en los esfuerzos de conservación de la biodiversidad en aguas continentales de Costa Rica. *Recursos Naturales y Ambiente*. 54:28-36.
- PÉREZ-CASTILLO, A. G., & RODRÍGUEZ, A. 2008. Índice fisicoquímico de la calidad de agua para el manejo de lagunas tropicales de inundación. *Revista de Biología Tropical*. 56(4), 1905-1918.
- PÉREZ-CASTILLO, A. G., BARBOZA-MORA, R., & RAMOS-MATARRITA, J. F. 2013. Calidad del agua del refugio mata redonda y los arrozales colindantes, Guanacaste, Costa Rica. *Agronomía Mesoamericana*. 24(2), 379-392.
- QUESADA, M. 2001. Evaluación socioambiental de la microcuenca quebrada Estero, San Ramón Costa Rica: Informe de investigación. San Ramón, CR. Coordinación de Investigación, Sede de Occidente de la Universidad de Costa Rica. 78 p.
- QUESADA, M. 2003. Análisis cronológico de los desbordamientos de la Quebrada Estero, San Ramón. *Pensamiento Actual*. 4 (5): 35-41.
- RAMÍREZ, A., FERNÁNDEZ, N., & SOLANO, F. 2005. Dinámica fisicoquímica y calidad del agua en la microcuenca el Volcán, municipio de Pamplona, Colombia. *Bistua: Revista de la Facultad de Ciencias Básicas*, 3(1), 5-16.

- SÁNCHEZ, Ó. 2007. Ecosistemas acuáticos: diversidad, procesos, problemática y conservación. En: *Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México*. Eds. Ó. Sánchez, M. Herzig, E. Peters, R. Márquez-Huitzil y L. Zambrano. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. México. p: 11.
- SEVERICHE, C., BARRETO, A. & ACEVEDO, S. 2014. Efecto de las Lluvias sobre la Calidad del Agua en La Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Avances Investigación en Ingeniería*. 10 (1): 58-67.
- SCHLAM, F. H., SALGADO, G. M., LÓPEZ, F. P., DÍAZ, O. M., SERRANO, F. R., & MERINO, P. C. 2006. Monitoreo de la calidad del agua en el río Texcoco mediante sensores selectivos de iones. *Agrociencia*. 40(3), 277-287.
- SINAC (Sistema Nacional de Áreas de Conservación, CR). 2007. *Gruas II. Análisis de vacíos de conservación en Costa Rica: Análisis de Vacíos en la Representatividad e Integridad de la Biodiversidad de los sistemas de aguas continentales*. San José, CR. SINAC-MINAE. V 2, 102 p.
- RASOLOARINIAINA, J., GANZHORN, J. & RAMINOSOA, N. 2014. Physicochemical and Bacteriological Water Quality Across Different Forms of Land Use on the Mahafaly Plateau, Madagascar. *Water Quality, Exposure and Health*. 1-14.
- ZHEN, B., VALVERDE, C., VALIENTE, C., & JIMÉNEZ, F. 2010. Evaluación de la calidad del agua como base para la formulación del plan de cogestión del recurso hídrico en la microcuenca de la quebrada Victoria, Costa Rica. *Comunicación Técnica. Recursos Naturales y Ambiente*. (56-57), 134-142.
- ZHEN-WU, B. Y. 2010. Índices de calidad del agua en la microcuenca de la quebrada Victoria, Guanacaste, Costa Rica (2007-2008). *Research Journal of the Costa Rican Distance Education University*, 2(1): 45-61.