

Influencia del uso del suelo en la calidad del agua en la subcuenca del río Jabonal, Costa Rica¹

Ruth Cecilia Auquilla
auquilla@catie.ac.cr
ruvisa_enero2@hotmail.com
Yamileth Astorga
Universidad de Costa Rica
yastorga@racsa.co.cr
Francisco Jiménez
CATIE. fjimenez@catie.ac.cr

La calidad del agua a nivel físico-químico tuvo alteraciones importantes debido al cambio de uso de suelo, factor principal que influye en la vulnerabilidad del recurso. A la medida que disminuye la franja ribereña de las microcuencas y se incrementa el área de pasturas-ganadería, con el consecuente acceso de los animales al cauce, también aumenta el aporte de materia contaminante. La mayoría de los parámetros no presentaron diferencias entre épocas climáticas.

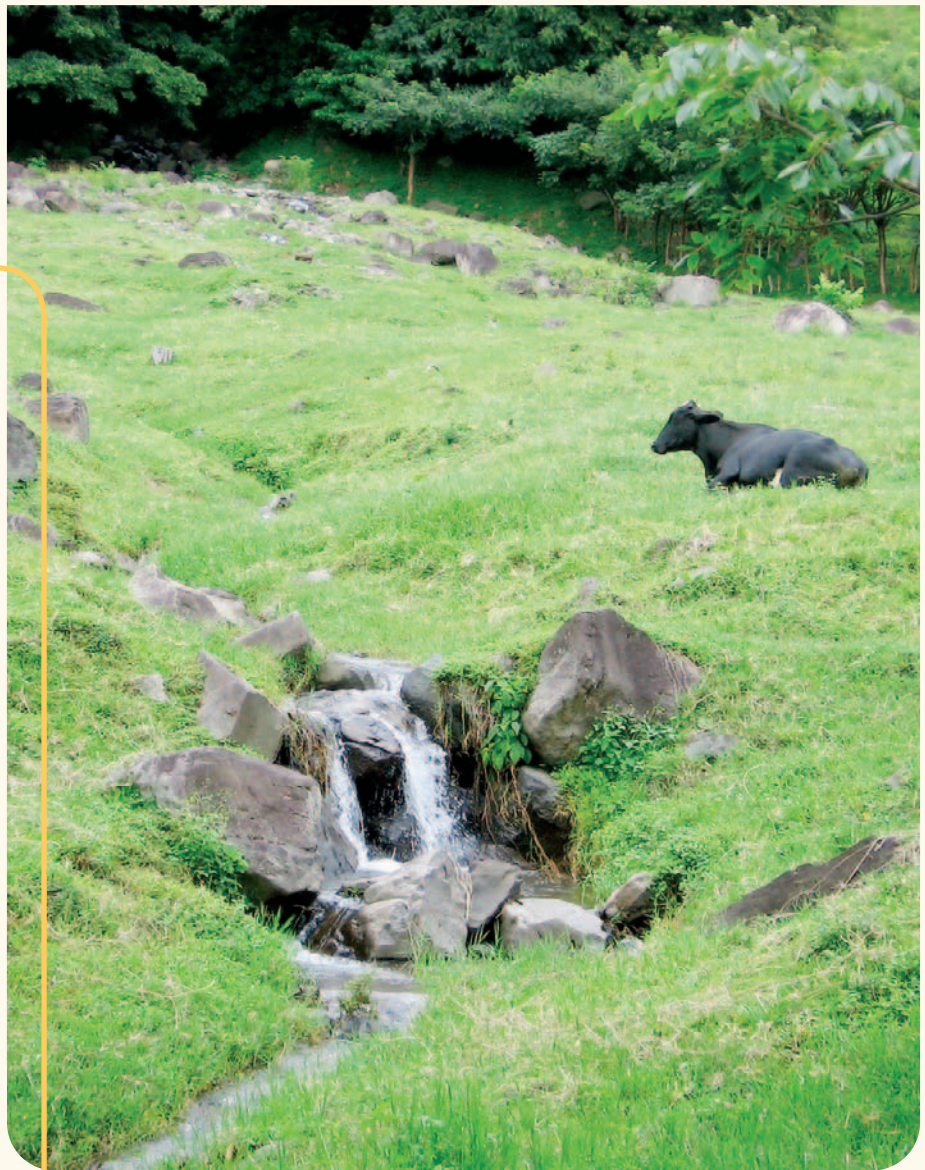


Foto: Ruth Cecilia Auquilla.

¹ Basado en Auquilla Cisneros, RC. 2005. Uso del suelo y calidad del agua en quebradas de fincas con sistemas silvopastoriles en la subcuenca del Río Jabonal, Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 123 p.

Resumen

La subcuenca del río Jabonal, Costa Rica, se caracteriza por el predominio de extensas áreas dedicadas a la producción ganadera. Se seleccionaron ocho microcuencas y se evaluó la calidad del agua a través de análisis físico-químicos y bacteriológicos y una técnica de monitoreo biológico de macroinvertebrados bentónicos. En cada microcuenca se seleccionaron cuatro escenarios de muestreo: naciente, bosque ribereño, pasturas y establos. Se recolectaron muestras en la época seca, en el periodo de transición (seca-lluviosa) y en época lluviosa. El análisis físico-químico demostró que la calidad del agua tuvo alteraciones importantes debido al cambio de uso de suelo. Se determinó que el aporte de contaminantes aumenta a medida que disminuye la franja ribereña de las microcuencas y se incrementa el área de pasturas-ganadería. Sin embargo, la mayoría de los parámetros no presentaron diferencias entre épocas climáticas. Los parámetros de calidad de agua que excedieron el nivel crítico para consumo humano fueron la demanda química de oxígeno, los sólidos suspendidos, el fósforo total y coliformes fecales y totales. Estos parámetros debieran ser de atención prioritaria en monitoreos futuros y en la planificación de acciones de manejo de la subcuenca. El índice biológico BMWP-CR proporcionó información sobre el estado del ecosistema acuático y por su bajo costo y facilidad de aplicación puede ser utilizado para un programa permanente de monitoreo de la calidad del agua en las cuencas.

Palabras claves: Microcuencas; ordenación de cuencas; utilización de la tierra; calidad del agua; vigilancia; organismos indicadores; Costa Rica.

Summary

Influence of the land use in the quality of the water in the subwatershed of the river Jabonal, Costa Rica. Jabonal river subwatershed in Costa Rica is dominated by cattle ranching. In eight microwatershed, water quality was analyzed using physic-chemical and bacterial analysis, and the monitoring of benthic macroinvertebrates. In each microwatershed, four sampling scenarios were selected: riparian forest, pasture, river rise, and cowshed. Samples were taken in both the dry and wet season, and in the transition period. Physic-chemical analysis demonstrated that water quality was strongly altered by land use changes. Pollutants in water incremented as riparian buffer strips shrank and cattle ranching increased. Nonetheless, most of the parameters did not show differences among climatic periods. Water quality parameters that exceeded critical levels for human consumption were: chemical demand of oxygen, suspended solids, total phosphorus, fecal and total coliform. These parameters should be of first priority for future monitoring and planning management actions for the subwatershed. BMWP-CR index provided information about the state of riparian ecosystems. Low cost and easy implementation make of BMWP an useful tool for permanent programs on monitoring watersheds' water quality.

Keywords: Microwatersheds; watershed management; land use; water quality; monitoring; indicator organisms; Costa Rica.

Introducción

La demanda por el acceso y consumo de agua es cada vez mayor en el ámbito mundial, por lo que su protección es un tema de interés global; sin embargo su disponibilidad ha disminuido en fuentes subterráneas y superficiales. El acceso al agua de calidad y cantidad permanente es un derecho de toda la humanidad, no obstante, en el mundo hay más de mil millones de personas sin acceso a agua segura para satisfacer sus niveles mínimos de consumo (GWP 2004). En Centroamérica la principal causa de la degradación del recurso hídrico es el avance de la frontera agropecuaria, con prácticas de uso del suelo tradicionales, como la ganadería extensiva en zonas de fuertes pendientes, sobrepastoreo, riego por inundación, etc, que han causado impactos negativos sobre los ecosistemas, tales como la contaminación por nitratos y agroquímicos de las aguas superficiales de cuencas hidrográficas importantes (FAO 1996). Sin embargo, esas actividades son una fuente importante de ingresos para pequeños productores.

En Costa Rica, el 63% del agua que se consume proviene de nacientes, el 23% de pozos y 10% de quebradas. La demanda por consumo se incrementa, pero la disponibilidad se reduce por la contaminación, especialmente en zonas de recarga de las fuentes de agua, lo cual pone en riesgo la salud de la población y el equilibrio de los ambientes naturales (GWP 2004).

Dentro del paisaje ganadero, el modelo tradicional de pastoreo en praderas sin árboles y la falta de tecnologías para una producción más sostenible han ocasionado el avance de la frontera agrícola. Grandes áreas de bosque natural han sido destruidas; en consecuencia, han aparecido problemas ambientales como pérdida de diversidad biológica, degradación de suelos y contaminación de

fuentes de agua (Murgüeitio et ál. 2003). Los sistemas silvopastoriles, que combinan leñosas perennes con pastos y arbustos, son una alternativa para una producción con mayores beneficios económicos y ambientales. Dichos sistemas podrían ofrecer importantes beneficios en la protección del agua y suelo, ya que su asociación con la vegetación herbácea podría disminuir la escorrentía, pues las raíces funcionan como filtros que atrapan sedimentos y nutrientes, evitando así la alteración de la calidad del agua y del ecosistema acuático (Bremmer 1989).

Para analizar la perturbación sufrida en las fuentes de agua, tradicionalmente se han utilizado métodos físico-químicos que ofrecen información puntual del estado del agua. En la actualidad, se ha empezado a usar el análisis biológico a partir de organismos vivos, el cual brinda información de lo que sucedió días y horas antes de la toma de la muestra. El análisis biológico no reemplaza al físico-químico, sino que lo complementa (Cairns y Dickson 1971, Benfield y Niederlehner 1987).

El propósito de esta investigación fue determinar los cambios en la calidad del agua asociados a la disminución de la franja del bosque ribereño y el incremento de la actividad ganadera en fincas con sistemas silvopastoriles, como un insumo que conlleve a promover acciones para la conservación de fuentes de agua y suelos en la subcuenca del río Jabonal, Costa Rica.

Metodología

El área de estudio

La investigación se realizó en fincas ganaderas ubicadas en la subcuenca del río Jabonal (700 msnm, 3200 mm/año, 22°C, humedad relativa 90%), cuenca del río Barranca, provincia de Puntarenas, Costa Rica (Fig. 1). La subcuenca tiene un área de 42 km²; el 33% del territorio se dedica a la producción ganadera, la cual se desarrolla en zonas de alta vulnerabilidad ecológica. Los suelos se clasifican como inceptisoles, de textura franca a franca arcillosa, quebrados, fuertemente ondulados con zonas escarpadas y pendientes de 30 a 60%.

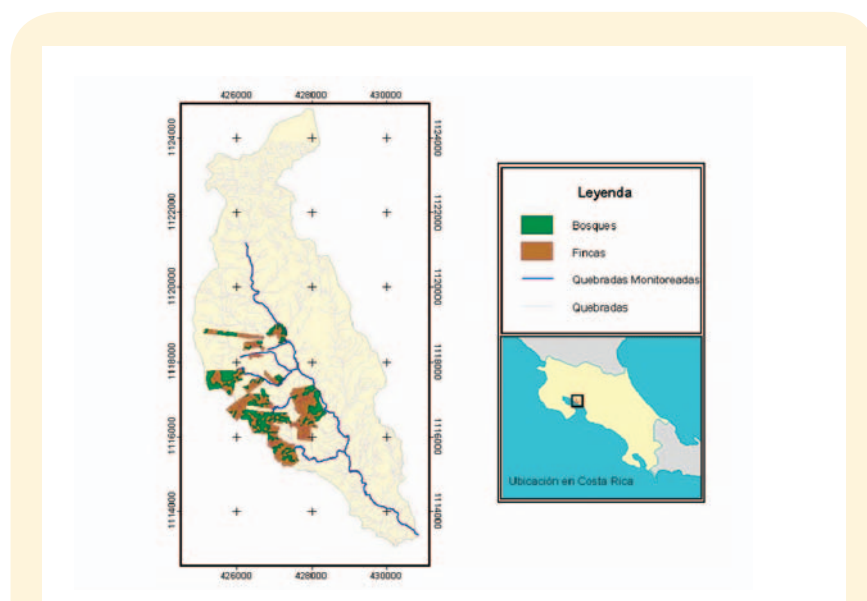


Figura 1. Ubicación de la subcuenca del río Jabonal y fincas ganaderas evaluadas en las comunidades de Peñas Blancas y Cerrillos en donde se realizó el monitoreo de calidad de las fuentes de agua

Ubicación de los sitios de muestreo

Después de un recorrido por la cuenca, se seleccionaron ocho quebradas y un tramo del río Jabonal para realizar los muestreos, todos los cuales fueron georreferenciados. El monitoreo se realizó durante la época seca, transición (entre seca y lluviosa) y lluviosa. En cada quebrada se ubicaron tres puntos de muestreo: el primero en la naciente de agua, el segundo aguas abajo de una franja protegida (bosque ribereño), con un uso de suelo definido (pastura con árboles y pastura degradada) y el tercero aguas abajo, sin presencia de franja ribereña y con predominio de potreros (pastura con árboles, pastura degradada). En dos quebradas se ubicó un cuarto punto para evaluar la presencia de establos como una fuente de contaminación puntual.

Monitoreo para el análisis físico-químico y bacteriológico del agua

De marzo a setiembre del 2005, se realizaron los muestreos en los tres periodos de monitoreo (época seca, transición y lluviosa). Se recolectaron en total 72 muestras de agua para los análisis físico-químico y bacteriológico; en época seca se colectaron 12 muestras en cuatro quebradas, ya que las otras no tenían flujo hídrico en ese momento, 30 en época de transición y 30 durante la época lluviosa.

En el campo se evaluó el oxígeno disuelto (con un medidor portátil Extech, modelo 407510) y la temperatura del agua (con un termómetro digital de precisión, marca Taylor), según el protocolo establecido por el laboratorio del Centro de Investigación en Contaminación Ambiental (CICA) de la Universidad de Costa Rica. Las muestras de agua se colectaron en botellas plásticas estériles de 2 litros de capacidad volumétrica. En botellas de color oscuro se recogieron las muestras para análisis

de demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y en botellas claras las muestras para análisis de demanda química de oxígeno (DQO), sólidos suspendidos, sólidos sedimentables, pH, dureza, turbiedad, nitratos y fosfatos. En bolsas plásticas estériles de 100 ml de capacidad volumétrica se recolectaron las muestras para análisis microbiológico (coliformes fecales y totales). Todos los envases fueron identificados y colocados en una hielera con temperatura promedio de 10°C, para su traslado al laboratorio del CICA donde se realizaron los análisis correspondientes. A partir de los resultados de los parámetros oxígeno disuelto, pH, DBO, DQO y nitratos se calculó el índice de calidad del agua (índice ICA Prati).

Monitoreo biológico de las quebradas en estudio

Para este monitoreo se analizó la presencia de organismos macroinvertebrados bentónicos como indicadores biológicos. Los momentos de monitoreo fueron los mismos que para el análisis físico-químico y bacteriológico. La recolección de las muestras de macroinvertebrados bentónicos siguió las recomendaciones propuestas por el “Reglamento de evaluación de la calidad de los cuerpos de agua de Costa Rica”, para ríos y quebradas con profundidades iguales o menores a 1 m y ancho igual o menor a 15 metros (MINAE-MINSA 2003). A partir de cada punto de muestreo para el análisis físico-químico, se midió aguas arriba un tramo de 50 metros para recolectar organismos bentónicos. Se empleó una red de mano tipo “D” y durante cinco minutos se tomaron muestras en corrientes rápidas y lentas, pozas y piedras. La separación de los organismos bentónicos se realizó en el campo; la muestra se colocó en una bandeja blanca y con pinzas se tomaron todos los bentos y se colocaron en frascos plásticos con alcohol al 70%, debi-

damente rotulados. En el laboratorio de entomología de la Facultad de Biología de la Universidad de Costa Rica se identificaron los organismos a nivel de género o familia.

Para determinar la calidad biológica del agua se aplicó el índice de calidad BMWP-CR (*Biological Monitoring Working Party modificado para Costa Rica*), el cual se basa en la presencia o ausencia de organismos a nivel de familia, según el grado de tolerancia a la contaminación (Bartram y Ballance 1996). Además, se calcularon los indicadores biológicos siguientes: el índice de diversidad de Shannon-Wiener y el índice de dominancia de Simpson (Magurran 1988).

Análisis de los resultados

Para el análisis estadístico de los datos se aplicó un diseño de bloques incompletos al azar (algunos tratamientos no existen en todos los bloques). Cada quebrada representa un bloque y cada bloque contiene los tratamientos (escenarios de muestreo): naciente, bosque, pastura y establo. Las épocas de muestreo (seca, transición y lluviosa) se consideraron repeticiones en el tiempo. Se realizó un análisis de varianza de las variables físico-químicas y bacteriológicas y se aplicó la prueba de Duncan para detectar diferencias estadísticamente significativas entre medias de los tratamientos y épocas de muestreo.

Para los datos resultantes de la aplicación del BMWP-CR se realizó un análisis de conglomerados mediante el programa SAS (Statistical Analysis Systems). Para las variables que fueron criterio de agrupación de los conglomerados se aplicó un análisis de varianza utilizando un diseño irrestricto al azar. También se realizó un análisis de varianza para los datos correspondientes al índice de diversidad de Shannon-Wiener y al índice de dominancia de Simpson.

Resultados y discusión

Parámetros de calidad físico-química y bacteriológica del agua

Para este análisis se consideraron 13 parámetros físico-químicos de calidad del agua tomados en las tres épocas, pero su número varió de acuerdo con las condiciones y caudal de los sitios de muestreo. Así, se tomaron 15 muestras en las nacientes, 19 en los bosques, 29 en potreros o pasturas y 5 en establos. Estas muestras se distribuyeron así: 11 en época seca, 29 en transición y 28 en época lluviosa. El Cuadro 1 resume los resultados del análisis de varianza para los parámetros de calidad físico-química y bacteriológica evaluados. Hubo diferencias significativas entre bloques (quebradas) para los parámetros demanda bioquímica de oxígeno, demanda química de oxígeno, dureza total, pH, temperatura del

agua, turbiedad y oxígeno disuelto. Además se observaron diferencias significativas entre tratamientos (naciente, bosque, potrero y establo) para fósforo, pH, coliformes totales, turbiedad e índice ICA Prati. Para el oxígeno disuelto hubo diferencias significativas entre los tratamientos y en las épocas de muestreo, mientras que para la temperatura del agua hubo diferencias entre tratamientos y para la interacción tratamiento por época. Los valores promedio y el error estándar respectivo obtenidos para cada uno de los cuatro tratamientos de todos los parámetros evaluados se presentan en el Cuadro 2.

Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)

El análisis estadístico no detectó diferencias significativas entre tratamientos, épocas de muestreo ni

en la interacción tratamientos por época (Cuadro 1). Todos los niveles de DBO estuvieron entre 2,00 y 2,15 mg/l (Cuadro 2) y son inferiores al máximo permisible establecido para agua de consumo humano en Costa Rica (MINAE-MINSA 2003), que establece valores menores a 5 mg/l de DBO en aguas superficiales como ríos, quebradas y lagos. Estos resultados sugieren que la disponibilidad de materia orgánica en los diferentes escenarios de muestreo y análisis (bosque, nacientes, pasturas y establos) en general es baja.

Demanda química de oxígeno (DQO)

No se encontraron diferencias estadísticamente significativas para este parámetro de calidad de agua entre tratamientos, épocas ni en la interacción tratamiento por época

Cuadro 1.

Resultados del análisis de varianza de los parámetros físico-químicos y bacteriológicos del agua en la subcuenca del río Jabonal, Costa Rica

Variable	Bloques			Tratamientos		Épocas		Trat*época	
	CV	F	P<0,05	F	P<0,05	F	P<0,05	F	P<0,05
DBO	9,5	3,24	0,005 *	1,95	0,134	2,71	0,076	0,32	0,983
DQO	11,4	3,36	0,0039 *	2,05	0,118	2,80	0,070	0,33	0,916
Dureza	7,8	9,24	<0,001 *	2,08	0,114	2,72	0,076	0,66	0,680
Fósforo	115,9	1,70	0,1229	2,79	0,049 *	1,04	0,360	1,31	0,273
Nitratos	234,7	1,17	0,334	0,23	0,872	0,30	0,742	0,61	0,723
pH	4,4	6,47	<0,001 *	5,61	0,002 *	0,39	0,682	0,46	0,830
Coliformes totales	6,1	1,26	0,284	3,98	0,013 *	0,56	0,574	1,59	0,171
Coliformes fecales	23,3	1,88	0,5397	1,10	0,358	0,26	0,770	2,37	0,044*
Temperatura agua	8,4	2,14	0,048 *	3,55	0,021 *	2,22	0,119	2,41	0,040 *
Sólidos suspendidos	38,6	0,90	0,525	1,85	0,154	0,32	0,572	0,51	0,679
Sólidos sedimentables	109,3	0,82	0,587	0,17	0,918	0,07	0,928	0,07	0,998
Turbiedad	79,9	3,32	0,005 *	0,82	0,489	0,85	0,434	1,85	0,137
Oxígeno disuelto	12,8	5,91	<0,0001 *	6,85	0,0009 *	6,86	0,0024 *	1,61	0,165
ICA Prati	34,3	0,88	0,5393	5,84	0,0017*	1,81	0,173	0,09	0,997

Bloque = quebrada; Tratamiento = nacimiento, bosque, pastura, establo; Época = seca, transición, lluvia; Trat*época = interacción tratamiento por época; CV = coeficiente de variación; F = frecuencia absoluta; P = probabilidad estadística; DBO = demanda bioquímica de oxígeno; DQO = demanda química de oxígeno; pH= potencial de hidrógeno; ICA = índice de calidad del agua.

Cuadro 2.

Resultados del análisis físico-químicos y bacteriológicos del agua en los diferentes tratamientos, subcuenca del río Jabonal, Costa Rica

Parámetro	Bosques		Nacientes		Pasturas		Establos	
	Promedio	Error estándar	Promedio	Error estándar	Promedio	Error estándar	Promedio	Error estándar
Demanda bioquímica de oxígeno (mg/l)	2,1	± 0,06	2,0	± 0,07	2,00	± 0,03	2,0	± 0,00
Demanda química de oxígeno (mg/l)	19,6	± 2,5	19,7	± 2,5	23,7	± 5,8	16,0	± 0,00
Dureza (mg/l)	54,6	± 4,9	49,8	± 7,5	84,1	± 7,2	56,0	± 5,80
Fósforo (mg/l)	0,09	± 0,02	0,13	± 0,05	0,12	± 0,02	0,35	± 0,19
Nitratos (mg/l)	2,0	± 1,2	0,80	± 0,00	1,00	± 0,10	0,80	± 0,00
Potencial de hidrógeno (pH)	7,6	± 0,1	7,1	± 0,1	7,7	± 0,1	7,6	± 0,10
Coliformes fecales (NMP/100 ml)	474	± 112	330	± 108	713	± 106	1014	± 359
Coliformes totales (NMP/100 ml)	1511	± 51	1065	± 141	1522	± 77	1760	± 160
Temperatura (°C)	23,4	± 0,4	22,6	± 0,4	25,5	± 0,5	24,6	± 1,1
Sólidos suspendidos (mg/l)	16,88	± 6,71	14,07	± 2,88	51,91	± 24,80	14,00	± 6,00
Sólidos sedimentables (mg/l)	0,11	± 0,01	0,12	± 0,01	0,18	± 0,04	0,12	± 0,02
Turbiedad (UNT)	1,20	± 0,20	0,90	± 0,20	1,60	± 0,30	1,00	± 0,20
Oxígeno disuelto (mg/l)	7,81	± 0,28	6,94	± 0,27	6,57	± 0,26	5,50	± 0,40
Índice de calidad del agua	1,10	± 0,04	1,18	± 0,05	1,53	± 0,12	1,80	± 0,13

(Cuadro 1). Los valores más bajos (16,0 mg/l) se presentaron en el tratamiento establos y los más altos (23,7 mg/l) en pasturas (Cuadro 2). La concentración máxima de DQO permitida para agua de consumo humano es de 20 mg/l en aguas superficiales. Por lo tanto, el agua con influencia del área de pasturas solo puede utilizarse para actividades agropecuarias. Hooda et ál. (2000) asocian niveles altos de DQO al incremento del pastoreo, la concentración demográfica y vertidos orgánicos e inorgánicos. Los valores de DQO siempre son mayores que los de DBO, ya que muchas sustancias orgánicas de aguas residuales y contaminación difusa pueden oxidarse químicamente, pero no biológicamente.

Dureza total

La dureza indica la concentración de iones Ca y Mg en el agua. Hubo diferencias significativas únicamente entre bloques (quebradas), pero no entre tratamientos, épocas de muestreo, ni en la interacción tratamiento por época (Cuadro 1). Aunque la dureza del agua no tiene efecto en la seguridad del agua para consumo humano, puede resultar en la acumulación de sarro (mayormente carbonatos) en la tubería de distribución del agua. Las muestras correspondientes al tratamiento pastura presentaron la mayor concentración de CaCO₃ (84,1 mg/l) que corresponde a aguas moderadamente duras (IWD 1979); para los otros tratamientos, los niveles de CaCO₃ encontrados clasifican las aguas como suaves (Cuadro 2).

Fósforo total (mg/l)

El fósforo total presentó diferencias significativas solamente para tratamientos (Cuadro 1). En los bosques se encontró la menor concentración de fósforo (0,09 mg/l), aunque la prueba de Duncan no mostró diferencias significativas entre los tratamientos nacientes, pasturas y bosque (Fig. 2). La mayor concentración de fósforo en sitios de muestreo influenciados por los establos (0,34 mg/l) se debe posiblemente a que el estiércol y efluentes líquidos, que son muy ricos en este mineral, son lavados y arrastrados desde los establos y las viviendas, y actúan como una fuente puntual importante de contaminación del agua. Este proceso se ve favorecido por la ausencia de bosque ribereño que ayudaría a retener estos residuos (Schultz et ál. 2004).

Solamente en los bosques ribereños la concentración de fósforo en el agua fue menor al límite permitido para consumo humano para fuentes de agua superficiales (0,1 mg/l) en Costa Rica (MINAE-MINSA 2003). En los demás tratamientos, este valor supera el mínimo requerido, en las diferentes épocas de muestreo. Debido a que el agua de varias nacientes de la zona se utiliza para consumo de la población, existe el peligro de que la salud humana se vea afectada por el consumo de agua con concentraciones altas de fósforo, puesto que una concentración mayor a 1 mg/l indica niveles altos de contaminación por fósforo (Hooda et ál. 2000).

Nitratos (mg/l)

No se encontraron diferencias significativas en el análisis de esta variable para tratamientos, época ni en la interacción tratamiento por época (Cuadro 1). Los niveles de nitratos en todos los tratamientos y épocas de muestreo fueron en promedio inferiores a 2 m/l (Cuadro 2), el cual está por debajo del límite máximo permisible para consumo humano en aguas superficiales (5 mg/l, según MINAE-MINSA (2003)). Generalmente, la principal fuente de nitratos en las áreas de pasturas son los fertilizantes nitrogenados y el estiércol del ganado (Meneses 2003). No obstante, los suelos de la zona son deficientes en nitrógeno, por lo que la cobertura vegetal absorbe rápidamente la mayor parte de los nitratos para su crecimiento, lo que reduce la pérdida y lavado hasta los cauces de las quebradas por escorrentía superficial. Los niveles de nitratos encontrados no ofrecen problemas para la vida acuática; según Lemly (1982), las concentraciones de nitratos mayores a 25 mg/l disminuye la diversidad de especies de macroinvertebrados.

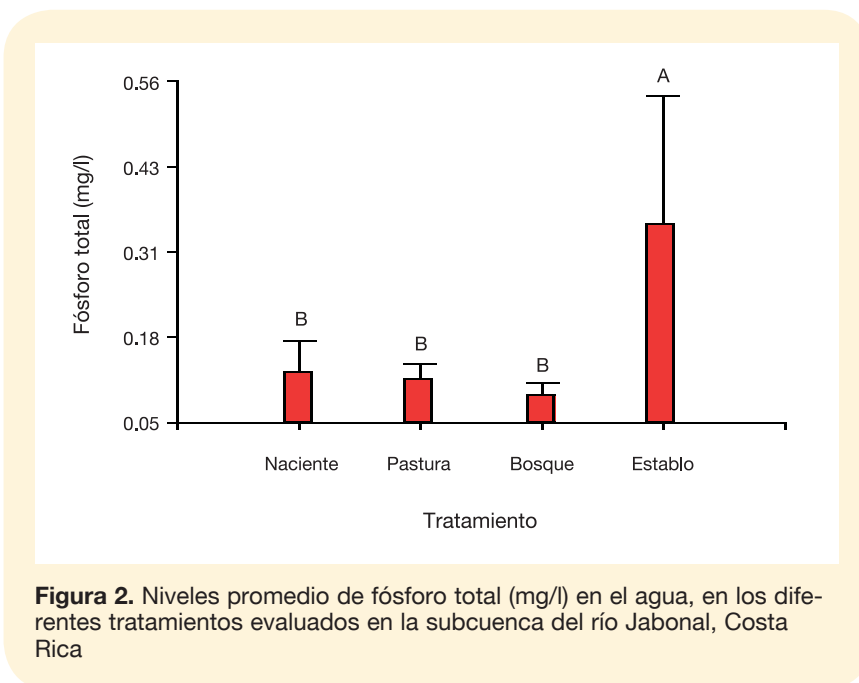


Figura 2. Niveles promedio de fósforo total (mg/l) en el agua, en los diferentes tratamientos evaluados en la subcuenca del río Jabonal, Costa Rica

Potencial de hidrógeno (pH)

Esta variable presentó diferencias significativas solamente entre tratamientos (Cuadro 1). Los valores promedio más altos (7,7) se presentaron en el tratamiento pasturas (Cuadro 2), aunque la prueba de Duncan mostró diferencias significativas entre las medias de los tratamientos pasturas, bosques y establos con respecto a nacientes, que tuvo el promedio menor de pH (7,1). Lemly (1982) también reporta valores más altos de pH en zonas ganaderas con pastoreo permanente. En todos los tratamientos y las diferentes épocas, el pH del agua permaneció entre 7,1 y 7,7, dentro del rango de valores permisibles (6,5 a 8,5) para agua de consumo humano y para la conservación y estabilidad de los ambientes acuáticos (MINAE-MINSA 2003).

Coliformes totales (NMP/100 ml)

Hubo diferencias significativas solamente para tratamientos (Cuadro 1). Las nacientes presentaron la menor carga de coliformes totales (1065 NMP/100 ml) y los establos, la mayor (1760 NMP/100 ml) (Cuadro 2). La prueba de Duncan mostró diferencias entre las medias de los

tratamientos bosque, pasturas y establos con respecto al tratamiento nacientes. Los valores obtenidos en el análisis microbiológico muestran que las aguas de las quebradas no son aptas para consumo humano, la Organización Mundial de la Salud recomienda un valor máximo de 5 NMP/100 ml (OMS 2002).

El alto nivel de coliformes totales presentes de todos los tratamientos fue evidencia directa de la presencia de ganado, el pastoreo permanente con libre acceso al cauce y la descomposición de material vegetal que provee condiciones favorables para el desarrollo de todo tipo de organismos patógenos. Howell et ál. (1995) indican que áreas dentro de la corriente y aledañas al cauce se convierten en reservorios importantes de bacterias de origen animal y de descomposición de material vegetal. Chará (2003) en estudios realizados en el trópico colombiano registró niveles mayores a 40.000 NMP/100 ml de coliformes totales en zonas ganaderas. Niemi y Niemi (1991) diferencian los coliformes totales provenientes de escorrentía en suelos agrícolas y ganaderos, y sugieren que la ganadería controla-

da tiene menores efectos en la contaminación por coliformes fecales en pequeñas quebradas; sin embargo, el impacto aumenta conforme se incrementa el número de animales por hectárea.

Coliformes fecales (NMP/100 ml)

No hubo diferencias significativas entre tratamientos ni entre épocas, solamente para la interacción tratamiento por época. Posiblemente la alta variabilidad de los datos (Cuadro 2) fue la causa de que no hubiera diferencias entre tratamientos, ya que los valores variaron desde 330 hasta 1014 NMP/100 ml. Los tratamientos establos y pasturas presentan los mayores niveles de contaminación por coliformes fecales debido a la presencia de animales y la acumulación de estiércol. Howell et ál. (1995) indican que la principal fuente de contaminación por bacterias fecales en zonas rurales es la ganadería tradicional donde es común encontrar niveles mayores de 200 NMP/100 ml de coliformes fecales en áreas de pastoreo permanente. Por el contrario, los bosques atrapan sedimentos de la escorrentía superficial y actúan como barreras para el ingreso de los animales hasta las fuentes de agua, con lo que se reducen los niveles de contaminación (Niemi y Niemi 1991).

Los valores encontrados sobrepasan los niveles máximos requeridos para agua de consumo humano en Costa Rica, donde el nivel máximo permitido de coliformes es menos de 20 NMP/100 ml en aguas superficiales. Los niveles registrados de coliformes fecales permiten desarrollar únicamente actividades agropecuarias y el consumo de agua solo para animales en abrevaderos.

Sólidos suspendidos (mg/l), sólidos sedimentables (mg/l) y turbiedad (UNT)

No hubo diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos, épocas ni para la interacción trata-

miento por época para ninguno de los parámetros (Cuadro 1). En el caso de los sólidos suspendidos, la ausencia de diferencias entre tratamientos se debió posiblemente a la alta variabilidad de los datos, principalmente en el tratamiento pasturas, el cual triplica la carga de sedimentos con respecto a bosques, nacientes y establos (Cuadro 2). En general, los niveles de sólidos en la mayoría de los sitios excedieron el límite requerido para aguas de consumo humano en Costa Rica, pues la concentración de los sólidos suspendidos debe ser menor a 10 mg/l (MINAE-MINSA 2003). El exceso de sedimentos como producto del pastoreo continuo degrada el ecosistema acuático y disminuye la población de insectos y peces, característica observada en el monitoreo de los macroinvertebrados en este estudio. Armour et ál. (1991) asociaron la disminución de abundancia y riqueza de insectos con el incremento de sedimentos, especialmente en suspensión.

En el caso de los sólidos sedimentables, los niveles encontrados en todos los tratamientos fueron muy bajos, lo cual concuerda con la baja turbiedad del agua. En ambos casos, los niveles determinados están muy por debajo de los límites máximos permisibles para agua de consumo humano en Costa Rica (MINAE-MINSA 2003).

Oxígeno disuelto (mg/l)

Para este parámetro, el análisis de varianza mostró diferencias significativas entre tratamientos y épocas (Cuadro 1). El tratamiento bosques presentó el agua con mayor contenido de oxígeno y el tratamiento establos el menor (Cuadro 2). En la época seca también se tuvo la menor concentración de oxígeno disuelto en agua (5,75 mg/l); se encontraron diferencias estadísticamente significativas con respecto a la época lluviosa (7,34 mg/l) y al periodo de transición (6,95 mg/l).

Por las condiciones morfológicas y de composición de las quebradas con influencia de bosques, el agua tuvo más capacidad para tomar oxígeno y disponerlo en los procesos biológicos en que interviene. La mayor concentración de oxígeno se observó en la época lluviosa como efecto de mayores corrientes y el incremento de caudales en las quebradas. Por otra parte, la concentración de sólidos suspendidos en las pasturas, aunado a la disminución de corrientes rápidas y lentas y la menor cantidad de rocas presentes en el cauce, redujo la capacidad de atrapar oxígeno.

Los niveles registrados de oxígeno disuelto en los tratamientos bosque, naciente y pasturas no constituyen limitaciones para consumo humano ni para la supervivencia de grupos de organismos acuáticos, ya que en condiciones normales toleran hasta un mínimo de 6,5 mg/l de agua. En el tratamiento establo en la época seca, sin embargo, sí se presentaron niveles que pueden reducir la diversidad de organismos. El oxígeno disuelto está asociado a la DBO y a la DQO, pues los procesos de descomposición de la materia orgánica e inorgánica demandan oxígeno. Así, los niveles de oxígeno disuelto en el agua, excepto en el caso del tratamiento establos, fueron suficientes para abastecer los procesos naturales de descomposición que ocurrieron en esos escenarios.

Índice de calidad del agua (ICA)

Los resultados mostraron diferencias estadísticamente significativas para tratamientos en este parámetro compuesto (Cuadro 1). Los tratamientos bosques y nacientes presentaron mejor calidad del agua con respecto a las pasturas y los establos (Cuadro 2). Los resultados evidencian el efecto acumulativo negativo sobre la calidad del agua conforme se desciende desde la parte alta y más protegida de la subcuenca hacia la parte baja

y con mayor intervención antrópica y usos de la tierra más impactantes sobre la calidad del agua, como la ganadería. En todos los casos, los valores de ICA clasifican el agua de los diferentes tratamientos como de calidad aceptable, con tendencia a levemente contaminada.

Población de macroinvertebrados bentónicos

El estudio de macroinvertebrados se realizó simultáneamente con el análisis físico-químico. Se consideraron ocho quebradas afluentes y el mismo río Jabonal para el monitoreo. Se recolectaron organismos bentónicos en 29 sitios. Se tomaron un total de 65 muestras: 12 en nacientes, 19 en bosques ribereños, 29 en pasturas y 5 en establos, distribuidas entre las tres épocas: seca, transición y lluviosa. Durante el estudio se recolectaron 6084 individuos, agrupados en 17 órdenes, 53 familias y 89 géneros de macroinvertebrados acuáticos. El mayor número de individuos registrado fue en el tratamiento pasturas (33%) y el menor el tratamiento nacientes, posiblemente como efecto del menor caudal observado.

En la época de transición se encontró el mayor número de individuos (3060); las familias predominantes fueron Baetida, Leptohiphidae, Hydropsichidae, Ptylodactilidae, Amphipodae, Simuliidae, Chironomidae, Tipuliidae, Belostomatidae. Estas familias por lo general se encuentran en aguas ligeramente contaminadas, con moderada presencia de oxígeno y materia orgánica en descomposición. En la época seca se registraron solamente 603 individuos, lo cual podría deberse al menor número de sitios muestreados.

Las familias predominantes en las nacientes fueron Hyalellidae, Baetidae e Hydropsichidae, comunes en ecosistemas con predominio de corrientes lólicas; los especímenes se encontraron adheridos a rocas y sitios con vegetación en

descomposición, característica de las nacientes con bosques ribereños. En menor cantidad se encontró la familia Perlidae, la cual es la mejor indicadora de ambientes acuáticos saludables, agua limpia y con mayor diversidad de hábitats. Esta familia se encontró en mayor número en los bosques ribereños. Además, se encontraron las familias Hydropsichidae, Coenagrionidae, Baetidae, Leptohiphidae, Leptophlebiidae, Ptilodactilidae, típicas de aguas lólicas y lólicas, debajo de troncos, piedras y orillas con vegetación, indicadores de aguas con buena y mediana calidad.

En las pasturas predominaron las familias Chironomidae, Simuliidae, Tipulidae, características de aguas con menor cantidad de oxígeno que toleran la contaminación orgánica. Algunos géneros de estas familias se pueden encontrar en aguas muy contaminadas y en aguas limpias.

La Fig. 3 muestra la presencia de algunas familias de organismos bentónicos y su variación según el uso de suelo. La familia Hyalellidae se encuentra en mayor número en las nacientes y en los bosques ribereños; sin embargo, su presencia disminuye

a medida que la contaminación se incrementa, aunque estos organismos pueden adaptarse a diferentes niveles de contaminación. La familia Perlidae (sensible a contaminación) se encuentra en mayor número en los bosques ribereños, aunque también se la observó en menor número en nacientes, debido al bajo caudal y por consiguiente menor concentración de oxígeno. Esta familia también apareció en pastura, posiblemente arrastrados desde el bosque ribereño por el caudal. La familia Chironomidae, indicadora de contaminación orgánica, se encontró en mayor número en los establos y pasturas, y en menor cantidad en las nacientes y bosques ribereños. La familia Hydropsichidae se encuentra presente en aguas lólicas, características de los bosques ribereños y de las pasturas (Roldán 2003). Las familias Baetidae y Leptohiphidae se encuentran en aguas con mediana contaminación, con materia orgánica y aguas lólicas; se encontraron en cantidades similares en pasturas y bosques ribereños, sin embargo, su intolerancia a la alta contaminación hizo que casi no se encontraran en los establos.

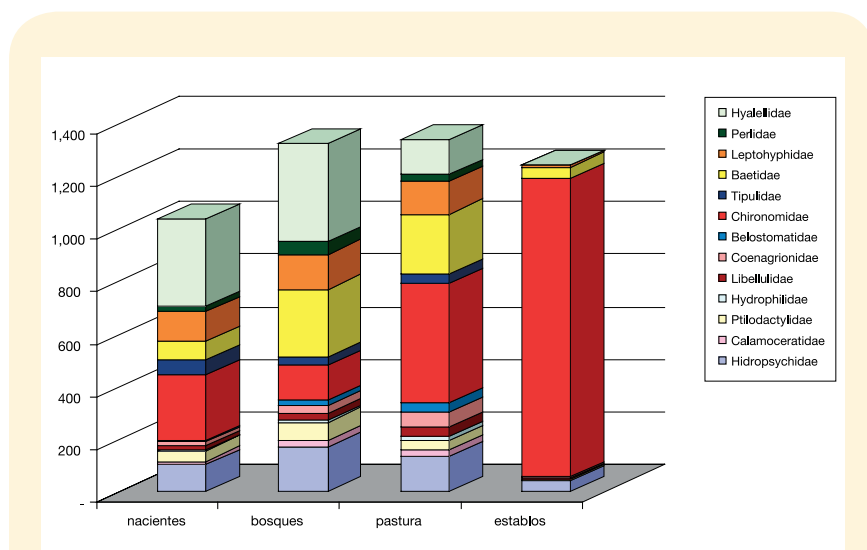


Figura 3. Familias de organismos bentónicos más representativas en diferentes sitios de muestreo de las quebradas de la subcuenca del río Jabonal, Costa Rica

Al analizar estadísticamente la variación entre el número de familias de macroinvertebrados, no se encontraron diferencias significativas entre tratamientos ($p=0,45$) ni entre épocas ($p=0,863$). El tratamiento bosques presentó el mayor número promedio de familias (14,9), seguido de nacientes (13,6), pasturas (12,1) y establos (10,1). El mayor número de familias de macroinvertebrados en bosques se debe, posiblemente, a la estabilidad del hábitat, material vegetal presente, características químicas y mayor caudal. El número de familias encontradas por época varió muy poco: 12,3 en la época seca, 13,0 en la lluviosa y 13,2 en la época de transición.

En las nacientes se observó un número máximo de 246 individuos, valor que estuvo afectado por el mínimo caudal observado en la época seca. En los bosques se contaron individuos en el rango de 109 a 489, valores beneficiados por la mayor presencia de corrientes rápidas y lentas y la formación de pozas o piscinas, así como la disponibilidad de sustrato (arena, grava, hojas, etc.) para formar hábitats.

En las pasturas, la abundancia de insectos varió de 109 a 556 individuos y fue el tratamiento con más registro de organismos, debido principalmente a la presencia de los órdenes Diptera y Ephemeroptera. En los establos se encontraron de 356 a 1026 individuos, y predominaron los dípteros. Esto demuestra que a mayor contaminación y deterioro de hábitats, menor diversidad de especies y mayor número de individuos por especie.

Análisis de calidad del agua y de macroinvertebrados aplicando el índice biológico BMWP-CR

La Fig. 4 muestra la variación del índice BMWP-CR entre tratamientos. Los bosques y las nacientes presentaron un nivel de contaminación moderada, con agua de calidad regular (color verde). Aguas abajo, donde no existe una franja de bosque ribere-

ño y donde el impacto de actividades antrópicas es mayor (tratamientos pasturas y establos), la contaminación de las aguas aumenta hasta alcanzar un nivel de mala calidad (color amarillo), no recomendable para consumo humano. Las aguas de buena calidad deben tener valores de BMWP-CR entre 101 y 120 y las de excelente calidad valores mayores a 120 (Bartram y Ballance 1996). En cuanto a épocas, se pudo observar que en la medida en

que se incrementó la lluvia, el nivel de calidad del agua mejoró debido posiblemente al efecto de la dilución de los contaminantes.

Para analizar los cambios de la composición de macroinvertebrados entre los diferentes escenarios y periodos de muestreo, se realizó un análisis multivariado por conglomerados. Los resultados mostraron dos grupos (Fig. 5). Para el análisis se incluyeron los tratamientos: nacien-

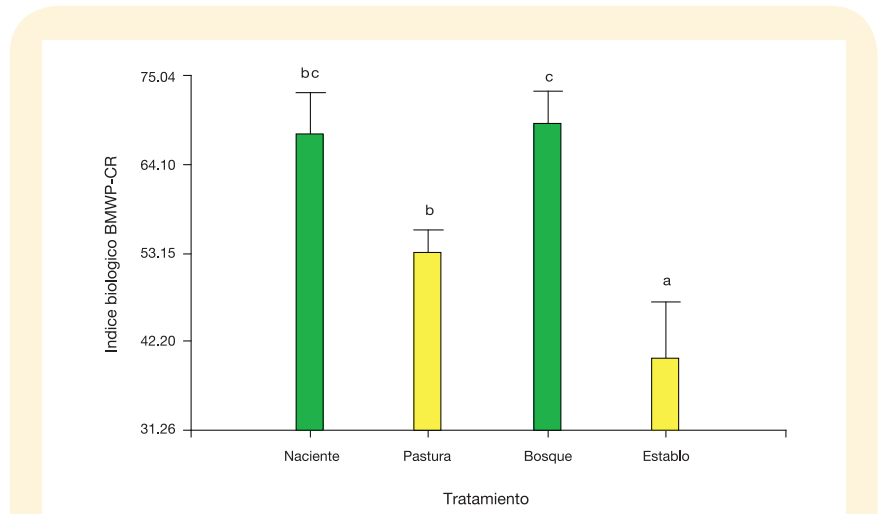


Figura 4. Índice biológico de calidad de agua (BMWP-CR) para los diferentes tratamientos de análisis de calidad de agua en la subcuenca del río Jabonal, Costa Rica

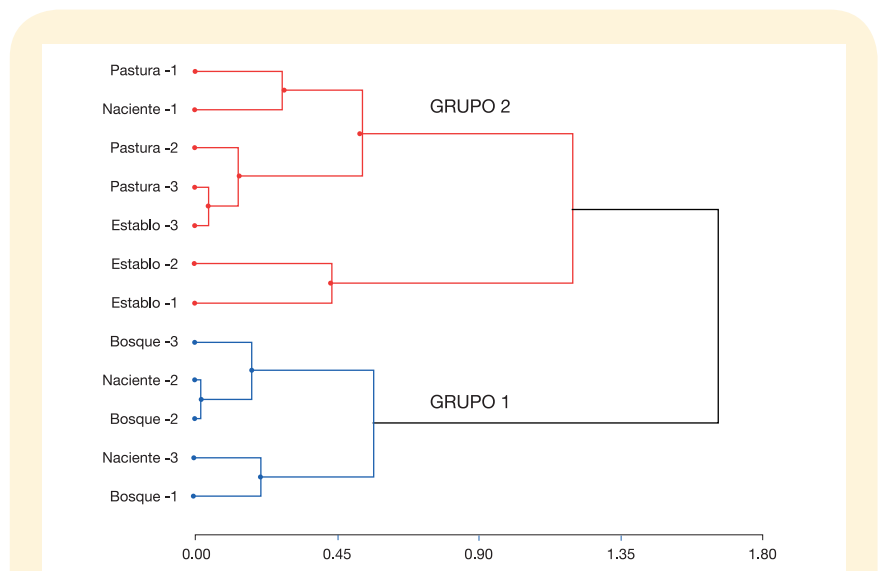


Figura 5. Análisis de conglomerados para el índice de calidad del agua BMWP-CR, subcuenca del río Jabonal, Costa Rica

tes, bosques, pasturas y establos; además se incluyó la época para cada tratamientos, seca (1), transición (2) y lluvia (3). El grupo 1 se conformó así: bosques-3, bosques-2, nacientes-2, nacientes-3 y bosque-1. El grupo 2 se conformó por pastura-1, nacimiento-1, pastura-2, pastura-3, establo-3, establo-2 y establo-1.

En el grupo 1 se encontraron familias del orden Trichoptera, como: Leptoceridae (*Nectopsyche* sp.), Philopotamidae, (*Chimarra* sp.), Hydropsichidae (*Smicridea* sp.), Hydroptilidae (*Ochotrichia* sp.), (*Hydroptila* sp.). Del orden Odonata, se encontraron las familias siguientes: Libellulidae (*Brenthmoroga* sp.) y Gomphidae (*Progomphus* sp.); del orden Megaloptera, la familia Corydalidae (*Corydalis* sp.); del orden Coleoptero se encontró la familia Elmidae (*Noelmis* sp.), del Lepidoptero, la familia Pirlidae (*Petrophila* sp.); y del Díptero, la familia Stratiomyidae (*Stratiomyidae* sp.).

En el grupo 1 se ubicaron los bosques ribereños en sus tres épocas de muestreo y las nacientes en la época de transición y lluviosa. Philopotamidae (*Chimarra* sp.) se encuentra en corrientes lénticas y

fondos pedregosos, indicadores de aguas oligotróficas (Roldán 2003). Gomphidae tiene un rango estrecho de tolerancia, lo cual puede significar un indicio de que las condiciones en el sedimento no son del todo desfavorables, aunque pueden existir factores de alteración menores, lo cual podría notarse en la cantidad de individuos encontrados (Guerrero et ál. 2003). Corydalidae vive en aguas corrientes y limpias, debajo de troncos y vegetación, indicadoras de agua oligotrófica o levemente mesotrófica (Roldán 1988).

En el grupo 2 se agruparon las pasturas y los establos en sus tres épocas de muestreo, además de una nacimiento en la época seca. Las familias mejor representadas fueron: Pseudothelphusidae (*Hypolobocera* sp.) del orden Crustacea, Tabanidae (*Chrysops* sp.) y Culicidae (*Anopheles* sp.) del orden Díptera, Glossiphonidae (*Glossiphonidae* sp.) del orden Hirudiniforme. Las familias presentes en este grupo predominan en sitios con aguas lénticas, soportan niveles bajos de oxígeno, presencia de materia orgánica en descomposición y se adhieren a sustratos como hojas, ramas y tallos (Roldán 1988).

Índice de diversidad de Shannon-Wiener e índice de dominancia de Simpson

El índice de Shannon-Wiener está basado en el concepto de equidad, el cual expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies presentes en la muestra (Magurran 1988). Este índice asume que todos los individuos son seleccionados al azar y todas las especies tienen representación en la muestra. Cuando los valores se acercan a cero significa que hay una sola especie, y cuando los valores se alejan de cero existe mayor diversidad de especies. La mayor diversidad según Shannon-Wiener se registró en los bosques ribereños (2,07), aunque no hubo diferencias significativas con respecto a los tratamientos pasturas y nacientes, pero sí con respecto al tratamiento establos (Fig. 6). En término de calidad del agua, todos los valores obtenidos están entre 1 y 3 y corresponden a la clasificación de aguas ligeramente contaminadas (Wilhm y Dorris 1968). La mayor diversidad se encontró en la época seca, debido a la estabilidad de los sustratos colonizados, menor pérdida de material vegetal y disminución de corrientes fuertes que pueden arrastrar a los organismos.

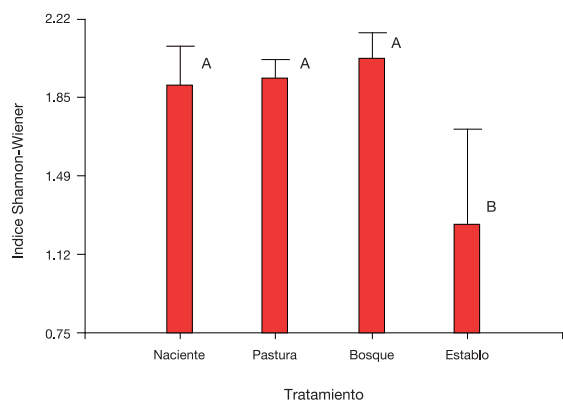


Figura 6. Índice de diversidad Shannon-Wiener para los diferentes tratamientos de evaluación de la calidad del agua en la subcuenca del río Jabonal, Costa Rica

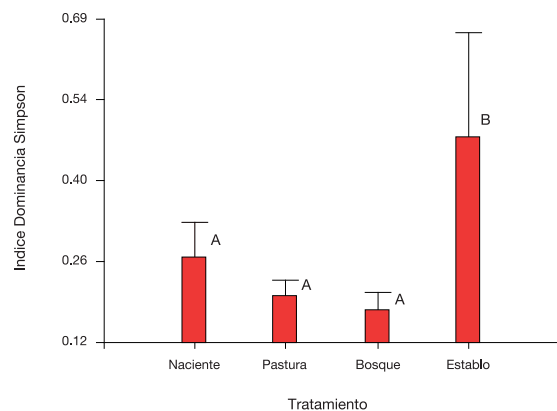


Figura 7. Índice de dominancia de Simpson para los diferentes tratamientos de evaluación de la calidad del agua en la subcuenca del río Jabonal, Costa Rica


El índice de dominancia de Simpson está basado en la dominancia de especies en una comunidad, y toma en cuenta la representatividad de especies con mayor valor de importancia sin evaluar la contribución de las demás especies (Magurran 1988). La mayor diversidad y riqueza de taxa, según el índice de Simpson, se presentó en el tratamiento bosques, correspondiente con zonas de abundante vegetación y sustratos más homogéneos, aunque no hubo diferencias estadísticamente significativas con respecto a los tratamientos pasturas y nacientes, pero sí con respecto a establos (Fig. 7). Entre épocas también hubo diferencias; la época seca presentó mayor diversidad en cuanto a la dominancia de especies (menor índice de dominancia de Simpson), aunque no fue estadísticamente diferente de la época lluviosa, pero sí con respecto al periodo de transición.

Conclusiones

La calidad del agua a nivel físico-químico tuvo alteraciones importantes debido al cambio de uso de suelo, factor principal que influye en la vulnerabilidad del recurso. A la medida que disminuye la franja ribereña de las microcuencas y se incrementa el área de pasturas-ganadería, con el consecuente acceso de los animales al cauce, también aumenta el aporte de materia contaminante. Sin embargo, la mayoría de los parámetros no presentaron diferencias entre épocas climáticas.

Los parámetros de calidad de agua que excedieron el nivel crítico para consumo humano fueron la demanda química de oxígeno, los sólidos suspendidos, el fósforo total y coliformes fecales y totales. En monitoreos futuros y en la planificación de acciones de manejo de la subcuenca, estos parámetros deberían recibir atención prioritaria.

En el tratamiento bosques ribereños, el agua tiene menor concentración de coliformes fecales, sólidos suspendidos, nitratos y fósforo total, por la capacidad del ecosistema de retener sedimentos que circulan en el cauce. Asimismo, en este tratamiento se observó la mayor diversidad de macroinvertebrados bentónicos. Estos resultados debieran propiciar acciones de recuperación de los bosques ribereños.

El índice biológico BMWP-CR proporcionó información rápida sobre el estado del ecosistema acuático y los factores que lo perturban; por su bajo costo y facilidad de aplicación puede ser utilizado para un programa permanente de monitoreo de la calidad del agua en las cuencas. 

Literatura citada

- Armour, J; Wetzel, RG; Likens, GE. 1991. *Limnological Analyses*. New York, US Springer-Verlag. Ed. 2. 392 p.
- Auquilla Cisneros, RC. 2005. *Uso del suelo y calidad del agua en quebradas de fincas con sistemas silvopastoriles en la subcuenca del Río Jabonal, Costa Rica*. Tesis Mag. Sc. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 123 p.
- Bartram, J; Ballance, R. 1996. *Water quality monitoring; a practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes*. Londres, UK, UNEP/WHO. 383 p.
- Benfield, EF; Niederlehner, BR. 1987. Efecto de la polución sobre invertebrados de agua dulce. *Water Science Technology* 19(11): 107-112.
- Bremmer, CN. 1989. Highland-lowland interactions in the Ganges-Brahmaputra river basin: A review of published literature. Kathmandu. 45 p. (ICIMOD Occasional Paper no. 11).
- Cairns, J; Dickson, KL. 1971. A simple method for the biological assessment of the effects of the waste discharges on aquatic bottom-dwelling organism. *Journal Water Pollution Control Federation* 43(5): 755-772.
- Chará, J. 2003. *Manual para la evaluación biológica de ambientes acuáticos en microcuencas ganaderas*. Cali, CO, CIPAV. 52 p.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, IT). 1996. *Control of water pollution from agriculture*. Rome, IT. 101 p. (FAO Irrigation and Drainage Papers Vol. no. 55).
- Guerrero, F, Manjares, A, Núñez, N. 2003. Los macroinvertebrados bentónicos de Pozo Azul y su relación con la calidad del agua. *Acta Biológica Colombiana* 8(2): 43-56.
- GWP (Global Water Partnership, CR). 2004. *Régimen del recurso hídrico; el caso de Costa Rica*. San José, CR, GWP. 55 p.
- Hooda, P; Edwards, A; Anderson, H; Miller, A. 2000. A review of water quality concerns in livestock farming areas. *The Science of the Total Environment* 250:143-167.
- Howell, JM; Coyne, MS; Cornelius, R. 1995. Fecal bacteria in agricultural waters of the bluegrass region of Kentucky. *Journal of Environmental Quality* 24:411-419.
- IWD (Inland Water Directorate, Canada). 1979. *Water quality sourcebook: a guide to water quality parameters*. Ottawa, Canada, Water Quality Branch. 68 p.
- Lemly, D. 1982. Modification of benthic insect communities in polluted streams: combined effects of sedimentation and nutrient enrichment. *Hidrobiología* 87: 229-245.
- Magurran, A. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. New Jersey, US, Princeton University Pres. 179 p.
- Meneses, JL. 2003. *Calidad del agua en la microcuenca Los Hules-Tinajones, cuenca del Canal, Panamá*. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR, CATIE/UCR. 74 p.
- MINAE (Ministerio de Ambiente y Energía, CR) - MINSA (Ministerio de Salud, CR). 2003. *Propuesta de reglamento para la evaluación y clasificación de la calidad de cuerpos de agua superficiales de Costa Rica*. San José, CR. 22 p.
- Murgüeitio, E; Ibrahim, M; Ramírez, E; Zapato, A; Mejía, C; Casasola, F. 2003. *Uso de la tierra en fincas ganaderas; guía para el pago de servicios ambientales en el proyecto "Enfoques silvopastoriles integrados para el manejo de ecosistemas"*. Cali, CO, CIPAV. 97 p.
- Niemi, R; Niemi, J. 1991. Bacterial pollution of waters in pristine and agricultural lands. *Journal of Environmental Quality* no. 20:620-627.
- OMS (Organización Mundial de la Salud). 2002. *Conferencia sobre la evaluación y estrategias de gestión de recursos hídricos en América Latina y el Caribe*. San José, CR. 23 p.
- Roldán, G. 1988. *Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia*. Antioquia, CO, Editorial Presencia. 217 p.
- _____. 2003. *Bioindicación de la calidad del agua en Colombia; uso del método BMWP/Col*. Antioquia, CO, Universidad de Antioquia. 170 p.
- Schultz, R; Isenhardt, I; Simpkins, W; Colleti, J. 2004. *Riparian forest buffers in agroecosystems. Lesson learned from the bear Creek Watershed, Central Iowa*. *Agroforestry Systems* 61:35-50.
- Wilhm, JL; Dorris, TC. 1968. Biological parameters of water quality. *Bioscience* 18: 477-481.