

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA**

ESCUELA DE POSTGRADO

DOCTORADO EN RECURSOS HIDRICOS



**“EFECTO DE PLAGUICIDAS SOBRE MACROINVERTEBRADOS
BENTÓNICOS Y CALIDAD DEL AGUA, EN CULTIVOS DE ARROZ
DEL BAJO PIURA”**

Presentada por:

FLORENCIA ANDREA TRAMA

**TESIS PARA OPTAR POR EL GRADO DE
*DOCTORIS PHILOSOPHIAE***

Lima, Perú

2014

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA

DOCTORADO EN RECURSOS HIDRICOS

**“EFECTO DE PLAGUICIDAS SOBRE MACROINVERTEBRADOS
BENTÓNICOS Y CALIDAD DEL AGUA, EN CULTIVOS DE ARROZ
DEL BAJO PIURA”**

**TESIS PARA OPTAR POR EL GRADO DE
*DOCTORIS PHILOSOPHIAE***

**Presentada por:
FLORENCIA ANDREA TRAMA**

Sustentada y aprobada ante el siguiente jurado:

.....
Dr. Néstor Montalvo Arquíñigo
PRESIDENTE

.....
Dr. Jesús Abel Mejía Marcacuzco
PATROCINADOR

.....
Dra. Rosemary Vela Cardich
MIEMBRO

.....
Dr. Julio Cesar Jesús Salazar
MIEMBRO

.....
Dr. Jorge Leonardo Jave Nakayo
MIEMBRO EXTERNO

DEDICATORIA

Dedico esta tesis

A mi hijo Lorenzo, por ser el motor de cada día!! Sos mi mayor logro y lo mejor que me pasó en la vida!!

A Federico, mi compañero de vida, gracias por estar siempre!! Te amo!!

A mis padres Susana y Eduardo y a mi hermano Ariel, que siempre me apoyaron en todas mis decisiones, aunque no fueran las esperadas! Los amo!!

A mi cuñada Alejandra, a mis sobrinos Franco y Santy, mis tíos y tías, primas y primos! Gracias por estar siempre!

A toda mi familia y a mis amigos del alma, que siempre están ahí para acompañarme! Los adoro!!

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Abel Mejía Marcacuzco por sus valiosos aportes durante todo el proceso de mi tesis. A los miembros del jurado, Dra. Rosemary Vela, Dr. Néstor Montalvo Arquíñigo, Dr. Julio Jesús Salazar y Dr. Jorge Leonardo Jave Nakayo por brindarme sus recomendaciones y comentarios para mejorar mi documento de tesis en las etapas finales de revisión con la mayor profesionalidad.

A la Fundación Rufford Small Grants por haber financiado este estudio. A las organizaciones Idea Wild y Neotropical Grassland Conservancy por haber donado parte del equipo de campo necesario para realizar la tesis. A la Municipalidad Distrital de Vice por haber colaborado con fondos para la realización de algunos de los análisis de agua. A Julio Peña y a la Junta de Usuarios Sechura (Comisión de regantes) por su colaboración durante todo el proyecto. A Lady Cáceres y Stefany Salcedo por haber colaborado en la separación de las muestras de macroinvertebrados en laboratorio.

A Monika Springer por sus valiosos y generosos aportes en la identificación de los invertebrados. Al Instituto del Bien Común por haber permitido que utilizara su laboratorio durante el año 2011 para analizar parte de mis muestras.

A Alfredo Delgado, por ser mi compañero de campo y acompañarme en los muestreos y entrevistas. A la familia Delgado de Piura que me soportó durante varios meses de trabajo de campo. Gracias

A mis amigos y amigas de Argentina y Costa Rica por estar siempre pendiente de mis locuras y alentarme a continuar!! Gracias pescadas Gaby, Lau, Vani, Machy, Fer y Vane del CAECE!! Las quiero y las extraño!! A mis amigas del Secu!! Las quiero mucho!!!

A Anjali, Ale, Caro, Fati, Luciana, Lara, Ana, Andre, Naty, Marce, Lore, Carlos, Diego, Mike y Montse por estar siempre a la distancia y ser mejores amig@s! A mis amigos de Oxapampa, especialmente a Stefany y Roberto, que en los últimos tiempos de la tesis me

acompañaron con café y charlas para distraerme en la etapa de escritura!! A Kari por estar siempre!

A Lucho y Angie, mis cuñaditos queridos!! Gracias por todo el apoyo que siempre me dieron! A los Viale por estar siempre!!

A Susana por ser más mucho más que mi suegra y soportar todas mis locuras! Gracias por el apoyo y el cariño durante todos estos años!

A mi familia que a la distancia siempre me apoyó!!

A Federico por estar siempre al lado mío, por tu ayuda en el campo y durante toda la tesis.

A todos gracias!!

PRÓLOGO

La presente tesis surge como una inquietud ante diferentes observaciones en campo sobre la aplicación y en algunos casos, uso indiscriminado de productos químicos por parte de los humanos para mejorar los cultivos. La pregunta principal de esta investigación tiene que ver con: ¿Cómo se usan los productos y como pueden afectar la salud ambiental y posiblemente humana?.

El fundamento filosófico de este trabajo se basa en que la sociedad debe de estar involucrada en los cambios y mejoras de la misma, frecuentemente llamado progreso, comprometiéndose con el cuidado del ambiente en el que está inserta y responsabilizándose de las actividades que se lleven a cabo para lograr estas mejoras.

Hoy, lo ecológico ya es comercial y políticamente correcto, mostrándose en los medios de comunicación y publicidades gráficas. Sin embargo, no solo el mensaje es importante, sino también los hechos o acciones que ocasionan estos mensajes. ¿Hasta donde “hacemos caso” y realmente nos interesamos por la información que transmiten estos mensajes?. Y más importante, ¿A quiénes les llegan estos mensajes? ¿A toda la sociedad, o solo a parte de ella?

Menciono dos frases que me parecen clave:

“¿Puede alguno creer que es posible poner esta carga de venenos en la superficie de la tierra sin convertirla en no apta para la vida?”

“Se le pide a la población que asuma los riesgos que imponen quienes ponen en práctica el control de insectos”

Rachel Carson (Primavera Silenciosa)

La primera frase siento que está relacionada con el componente ambiental de mi tesis, en la cual he tratado de evaluar los efectos de los productos utilizados sobre un grupo de fauna acuática que es clave para el ecosistema en cuestión. Considero que las actividades humanas, muchas veces no toman en cuenta nuestra posición y función en el planeta como una especie más, y han comprometido la sostenibilidad de los ecosistemas y otras especies claves para un funcionamiento ecológico adecuado.

La segunda frase está relacionada con el componente social de mi tesis. Considero que hacer una elección significa el haber asumido la responsabilidad y consecuencias y por esto mismo adquiere el carácter de un acto moral comprometido con la sociedad. Sin embargo, en muchos casos no se tiene toda la información necesaria para hacer una elección consciente de las responsabilidades y riesgos que se toman. Muchos agricultores adultos que entrevisté no sabían leer, y completaron las preguntas conmigo. Estas personas muy difícilmente puedan entender los rótulos de los productos químicos que utilizan. Mi pregunta es: ¿Cómo estas personas, que brindan un servicio de producción de alimentos para la sociedad, pueden hacer una elección consciente de sus responsabilidades y riesgos?

Mi educación en biología y manejo y conservación de vida silvestre me ha dado el punto de vista inclusivo e integral necesario que considero se necesita tener a la hora de realizar cualquier estudio en el área ambiental. Los conocimientos adquiridos durante el doctorado han ampliado aún más mi visión hacia otros campos de la ciencia y me permitieron analizar los impactos observados durante este trabajo de forma más profunda.

Los resultados de la investigación ayudarán a que los tomadores de decisión (locales, regionales y nacionales) y actores locales involucrados en el cultivo de arroz (y porqué no otros cultivos), en el manejo del sistema de riego, en la conservación de la biodiversidad, en las acciones que tienen que ver con el uso de productos químicos y la disposición adecuada de los envases, puedan contar con información ecológica y social y de esta forma generar controles, planes de mitigación, nuevas investigaciones y capacitaciones. Todas estas actividades intentarán mitigar algunas de las “consecuencias ambientales y sociales” de las “mejoras” de la agricultura. Por último, considero importante tratar de lograr un cambio de actitud en la sociedad y consecuentemente de acciones de personas responsables conscientemente, con el fin de disminuir los problemas mencionados en este trabajo y encaminar el cultivo del arroz hacia actividades más sostenibles.

RESUMEN

El objetivo fue evaluar el efecto de los agroquímicos (plaguicidas y nutrientes) utilizados en el cultivo de arroz sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y la calidad del agua en la cuenca baja del río Piura y el Manglar de San Pedro de Vice (MSPV). Además, se evaluó el tipo de manejo de agroquímicos realizado por los agricultores. Se tomaron muestras de macroinvertebrados (método sustratos artificiales) y de agua para análisis de nutrientes, fisicoquímicos y plaguicidas en tres puntos principales P1 (entrada de agua de riego), P2 (drenaje principal) y P3 (canal que desemboca en el MSPV) y en tres parcelas de arroz individuales dentro del sistema de riego seleccionado. Se realizaron 102 entrevistas semi-estructuradas al azar, a los agricultores que en ese momento estaban sembrado arroz. Los resultados indican que las comunidades de macroinvertebrados cambiaron al avanzar en el sistema de riego y entre las tres parcelas de arroz. El punto P1 presentó una riqueza total de macroinvertebrados (32) mayor que el punto P2 (31) y P3 (15). El índice de calidad BMWP-Col fue mayor en la entrada de agua (Control - 81) que en el drenaje (59) y que el canal que va al manglar (32) mostrando una calidad de agua aceptable, dudosa y crítica respectivamente. Las parcelas de arroz individuales evaluadas presentaron diferencias entre sí, pero siempre con valores de riqueza, diversidad y abundancia menores que en los puntos principales de muestreo. Se detectaron 8 plaguicidas en los análisis de laboratorio, de los cuales 7 son altamente peligrosos y uno (Clorobencilato) está prohibido para el Perú desde el año 1999. Dos de plaguicidas (Carbosulfán y Etoprofos) fueron detectados en el MSPV y en concentraciones mayores al límite máximo permitido. La mayoría de los agricultores no utilizan medidas de protección para aplicar los plaguicidas y los envases no son dispuestos de forma adecuada.

Palabras clave: calidad de agua, plaguicidas, macroinvertebrados, biodiversidad acuática

ABSTRACT

The objective was to evaluate the effect of agrochemicals (pesticides and nutrients) used in the rice crop on the benthic macroinvertebrate community and the water quality in the lower Piura River basin and in the San Pedro de Vice mangroves (MSPV). In addition, farmers were interviewed to evaluate what agrochemicals and how they applied to the crop. Samples of macroinvertebrates (artificial substrate method) and water for analysis of nutrients, chemical and pesticides in three main points (water inlet) P1, P2 (main drain) and P3 (channel which empties into the MSPV) and in three of rice plots were taken. 102 random semi-structured interviews were carried out to farmers who at that time were working in rice crop. The results suggested that macroinvertebrate communities have changed along the irrigation system and among the three plots of rice. The point P1 presented a total richness of macroinvertebrates (32) greater than the point P2 (31) and P3 (15). The water quality index BMWP-Col was higher in the Control (81) than the drain (59) and the channel that goes to the mangrove (32), showing an acceptable, doubted and critical water quality respectively. The evaluated individual plots of rice presented differences of richness, diversity, and abundance among themselves, but always with values lower than in the main points. 8 pesticides were detected in the water analysis, 7 of which are highly dangerous and one (chlorobenzilate) is prohibited for the Peru since 1999. Two pesticides (Carbosulfan and Ethoprophos) were detected in the MSPV with concentrations above the permissible maximum limit. The majority of farmers do not use protective measures to apply pesticides and containers are not arranged properly.

Key words: water quality, pesticides, macroinvertebrates, aquatic biodiversity

INDICE GENERAL

PRÓLOGO	i
DEDICATORIA	iii
AGRADECIMIENTOS	iv
ÍNDICE	vi
ÍNDICE DE ANEXOS	ix
ÍNDICE DE FIGURAS	x
ÍNDICE DE CUADROS	xii
RESUMEN	xiv
ABSTRACT	xv
I INTRODUCCION	1
1.1 Marco teórico	1
1.2 Desarrollo del problema.....	2
1.3 Justificación	3
1.4 Objetivos	5
1.4.1 Objetivo general	5
1.4.2 Objetivos específicos	5
1.5 Hipótesis de investigación	5
II REVISION DE LITERATURA	6
2.1 Definiciones	6
2.1.1 Macroinvertebrados.....	6
2.1.2 Taxa.....	6
2.1.3 Bioindicador.....	7
2.2 Calidad de agua.....	7
2.3 Macroinvertebrados como indicadores de calidad de agua en arrozales	7

III MATERIALES Y METODOS	10
3.1 Etapa de pre-muestreo.....	10
3.2 Área de estudio	10
3.3 Muestreo en campo	10
3.3.1 Muestreo de macroinvertebrados	14
3.3.2 Muestreo de fisicoquímicos	15
3.3.3 Toma de muestras de agua	15
a Análisis de nutrientes	15
b Análisis de plaguicidas	15
3.3.4 Entrevistas y recorridos.....	17
3.3.5 Análisis de datos	18
a Invertebrados.....	18
b Fisicoquímicos, nutrientes y plaguicidas	19
c Entrevistas.....	19
b Integración de parámetros bióticos y abióticos.....	20
IV RESULTADOS Y DISCUSION.....	25
4.1 Riqueza y abundancia de macroinvertebrados en el sistema de riego	25
4.2 Macroinvertebrados en las parcelas individuales de arroz	31
4.3 Composición y estructura de las comunidades de macroinvertebrados	35
4.4 Factores fisicoquímicos en los puntos principales para todo el periodo de estudio ..	37
4.5 Factores fisicoquímicos en las parcelas de arroz	44
4.6 Concentración de nutrientes en los puntos principales	48
4.7 Plaguicidas	50
4.7.1 Detectados en los puntos principales	50
4.7.2 Productos aplicados en las parcelas evaluadas	58
4.7.3 Plaguicidas, transporte y efecto sobre aguas superficiales y subterráneas	62

4.7.4 Plaguicidas y tratamiento de aguas residuales.....	63
4.8 Relación entre variables de diversidad (bióticas) y las variables físico-químicas, nutrientes y de espacio/tiempo (abióticas)	65
4.9 Índices de calidad de agua	70
4.9.1 BMWP-COL	70
4.9.2 Atributos de los macroinvertebrados	72
4.10 Encuestas realizadas a los agricultores	79
4.11 Capacitación en manejo del cultivo de arroz y los agroquímicos	85
V CONCLUSIONES	87
VI RECOMENDACIONES.....	93
VII REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS	95
VIII ANEXOS	109

INDICE DE ANEXOS

Anexo 1. Encuesta sobre cultivo de arroz en el bajo Piura	110
Anexo 2. Descripción del método BMWP-Col.	112
Anexo 3. Lista de plaguicidas analizados por SENASA durante el presente estudio	114
Anexo 4. Macroinvertebrados sensibles y resistentes a la contaminación	116
Anexo 5. Protocolo para la elaboración de un índice multimétrico	120
Anexo 6. Fotos de agricultores durante las entrevistas y las visitas al campo	122
Anexo 7. Lista de productos (plaguicidas, fertilizantes y asociados) encontrados en las parcelas/mencionados por los agricultores en las entrevistas y fotos de envases vacíos	125

INDICE DE FIGURAS

Figura 1.	Sitio de muestreo localizado en la Cuenca Baja del Río Piura, Distrito de Vice. Se detallan los puntos principales (estrella) y las parcelas de arroz individuales (círculo con punto negro), los canales de riego y de drenaje, el río Piura y el área del manglar de San Pedro de Vice.	12
Figura 2.	Puntos principales de evaluación: P1, canal de riego principal con agua proveniente del reservorio Poechos; b. canal de drenaje donde las aguas de los arrozales llegan inicialmente; c, canal que desemboca en el manglar; d, Manglar de San Pedro de Vice.	13
Figura 3.	Ejemplo de una parcela de arroz seleccionada	13
Figura 4.	Método de sustratos artificiales utilizado en este trabajo	14
Figura 5.	Muestreo de invertebrados en el campo: a y b lavado de las bolsas y el ladrillo de concreto; c, tamizado de la muestra y d, colecta y fijación de la muestra en alcohol 70	16
Figura 6.	Medición de parámetros fisicoquímicos usando el equipo multiparamétrico (a) y el pHmetro (b)	16
Figura 7.	Toma de muestras de agua: a, muestra de agua para nutrientes; b, muestra de agua para plaguicidas	17
Figura 8.	Agricultores entrevistados: a, durante el trabajo de campo; b, durante un taller realizado por Campo Limpio	17
Figura 9.	Diagrama de flujo detallando la metodología y análisis realizados	21
Figura 10.	Análisis de varianza entre los diferentes puntos de muestreo y parcelas evaluadas para todo el estudio: a-c, variables de riqueza de familias, de taxa y abundancia de macroinvertebrados en el sistema de riego, P1, P2 y P3; d-e, Riqueza de familias y de taxa de macroinvertebrados para las tres parcelas de arroz evaluadas	29
Figura. 11.	Valores medios de factores fisicoquímicos por punto de muestreo e interacciones de medias para los muestreos realizados. a y b: Temperatura, c y d: Oxígeno disuelto	41
Figura.12.	Valores medios de factores fisicoquímicos por punto de muestreo e interacciones de medias para los muestreos realizados. a y b: pH, c y d: Turbidez	42
Figura.13.	Valores medios de factores fisicoquímicos por punto de muestreo e interacciones de medias para los muestreos realizados. a y b: Conductividad eléctrica, c y d: Salinidad	43

Figura. 14. Superficie de respuesta estimada para la variable Riqueza de Familias de macroinvertebrados a un GLIM con dos de las variables independientes significativas	68
Figura. 15. Superficie de respuesta estimada para la variable Riqueza de taxa de macroinvertebrados a un GLIM con dos de las variables independientes significativas	69
Figura. 16. Superficie de respuesta estimada para la variable Riqueza de taxa de macroinvertebrados a un GLIM con dos de las variables independientes significativas	69
Figura 17. Proporción (porcentaje) de respuestas relacionadas con la participación de familiares en el cultivo de arroz	80
Figura 18. Proporción (porcentaje) de respuestas relacionadas con la contratación de trabajadores no familiares para las distintas etapas del cultivo de arroz	80
Figura 19. Proporción (porcentaje) de respuestas relacionadas con la cantidad de años que cultivan arroz	81
Figura 20. Proporción (porcentaje) de respuestas relacionadas con el tipo de descarte de los contenedores	82
Figura 21. Proporción (porcentaje) de respuestas relacionadas con el tipo de ropa o protección que usan los agricultores mientras aplican plaguicidas	82
Figura 22. Proporción (porcentaje) de respuestas relacionadas con las acciones realizadas por la presencia de aves en la parcela	84
Figura 23. Proporción (porcentaje) de respuestas relacionadas a suficientes beneficios económicos	84
Figura 24. Proporción (porcentaje) de respuestas relacionadas con las capacitaciones que solicitan o les gustaría recibir	85

INDICE DE CUADROS

Cuadro 1.	Localización de los puntos de muestreo	12
Cuadro 2.	Macroinvertebrados acuáticos registrados durante el estudio. Se indica la abundancia relativa por mes para cada punto de muestreo principal y cada parcela individual (con las correspondientes entradas y salidas) dentro del sistema de riego	26
Cuadro 3.	Pasos para el cultivo de arroz en la campaña chica (agosto-diciembre 2010) para las tres parcelas evaluadas	32
Cuadro 4.	Comparación de valores medios de riqueza de familia, taxa y abundancia de macroinvertebrados para los tratamientos de parcelas, puntos de muestreo (entradas y salidas) y meses evaluados. Se detallan los valores de F, grados de libertad (gl), el p estadístico y la significancia	34
Cuadro 5.	Riqueza y abundancia de macroinvertebrados en porcentaje para cada orden colectado en todos los puntos de muestreo. Datos presentados en porcentaje	36
Cuadro 6.	Parámetros fisicoquímicos para cada parcela de arroz individual, por mes de muestreo y para todo el estudio por punto de muestreo. Se detallan los valores por mes y los valores medios (desviación estándar) para cada punto y parámetro	46
Cuadro 7.	Concentraciones (mg/L) de nutrientes evaluados en los puntos principales de muestreo. Se detalla el tipo de tendencia de los datos durante todo el período (+ o -) y el r^2 . También se detallan los valores medios para cada nutriente en cada punto de muestreo para todos los meses en conjunto	49
Cuadro 8.	Plaguicidas detectados en los puntos de muestreo del sistema de riego y el Manglar de San Pedro de Vice	51
Cuadro 9.	Características de los plaguicidas encontrados en los puntos de muestreo durante el período de estudio	56
Cuadro 10.	Productos aplicados en las parcelas individuales por parte de los agricultores. Se detalla el nombre, tipo y principio activo del producto, la función del producto, los efectos ambientales conocidos y recomendaciones de aplicación del producto. También se menciona si es un producto registrado por SENASA para Perú y si fue testado, detectado o no detectado en los análisis en agua realizados por SENASA	59
Cuadro 11.	Valores de regresión lineal para Riqueza de Familias, de Taxa, y Abundancia (dependientes) según cada variable fisicoquímica o de	67

espacio-tiempo (independientes) y nutrientes, para los tres puntos de muestreo principales.

- | | | |
|-------------------|---|-----------|
| Cuadro 12. | Valores del índice BMWP-Col en cada punto de muestreo del sistema de riego y para cada mes evaluado | 71 |
| Cuadro 13. | Valores del índice BMWP-Col en cada punto de muestreo (entradas y salidas) y cada parcela de arroz para cada mes evaluado | 71 |
| Cuadro 14. | Atributos estimados para los puntos de muestreo y parcelas de arroz evaluados. Se detalla la categoría, el atributo, y la respuesta esperada al impacto | 73 |

I. INTRODUCCIÓN

1.1 MARCO TEÓRICO

Los arrozales son humedales artificiales temporales que alternan períodos de inundación y de sequía. Esta dinámica y su heterogeneidad espacial facilitan el establecimiento de una fauna acuática característica, incluyendo invertebrados, anfibios, peces y aves acuáticas. La fauna de arrozales puede llegar a ser muy abundante constituyendo durante el período de cultivo una fuente de recursos alimenticios para otras especies de fauna asociada (Sedano Cruz; Martínez, 1998; Curcó *et al.*, 2001; Rizo-Patrón, 2003a; Halwart, 2004; Zaccagnini, 2004; Blanco *et al.*, 2006; Rizo-Patrón *et al.*, 2013).

Sin embargo, los humedales naturales de la zona pueden ser afectados por las técnicas que se utilizan en el cultivo del arroz, como por ejemplo debido al incremento en la concentración de sedimentos, aumento de nutrientes y residuos de plaguicidas provenientes de agroquímicos (Quinn *et al.*, 1992). Adicionalmente, las aguas de desecho se vierten a través de los canales de drenaje, hacia los humedales que se encuentran en los alrededores de los proyectos agrícolas o desembocan en el mar. La acumulación de nutrientes y tóxicos modifica las condiciones fisicoquímicas y ecológicas de los humedales en diferentes grados (Martínez, 1998). Por este motivo, las aguas de drenaje de los arrozales pueden afectar la integridad de otros humedales asociados.

Asimismo, estos ecosistemas temporales funcionan como monocultivos presentando una fuente en exceso de alimentos para las plagas (organismos herbívoros o patógenos), muy concentrados tanto físicamente como en uniformidad genética (Hilje *et al.*, 1992). El aumento en las cantidades de algunos organismos hace que los agricultores utilicen plaguicidas para optimizar el rendimiento de sus parcelas. En algunos casos estos productos químicos son extremadamente tóxicos o son utilizados de forma poco controlada (Brenes, 1998; Huang *et al.*, 2003). Estas aplicaciones disminuyen la calidad del hábitat, afectando a la fauna acuática que vive asociada a estos agro-ecosistemas, tales como invertebrados, peces, anfibios, aves acuáticas y algunos mamíferos (Curcó *et al.*, 2001; Denis, 2007).

Adicionalmente, las aguas de desecho se vierten a través de los canales de drenaje, hacia los humedales que se encuentran en los alrededores de los proyectos agrícolas (Huang *et al.*, 2003).

1.2 DESARROLLO DEL PROBLEMA

Se sabe que los agroquímicos y plaguicidas han sido utilizados en los cultivos de arroz en varios países desde la década de 1950 y se han extendido en uso desde la década de 1980 (Pimentel *et al.*, 1997; Pimentel, 1998; Huang *et al.*, 2003). Algunos de los insecticidas utilizados en el cultivo de arroz son productos químicos muy peligrosos, y los agricultores son susceptibles a enfermedades relacionadas a plaguicidas (Rola & Pingali, 1993). En América Latina, muchos países siguen utilizando plaguicidas prohibidos o se les están manejando con poco control. Se sabe que los plaguicidas son muy perjudiciales para la salud humana y el ambiente (Quinn *et al.*, 1992; Yucra *et al.*, 2008) y que la acumulación de sustancias tóxicas modifica las condiciones de los humedales y su fauna y flora asociada (Rizo-Patrón, 2003a). De acuerdo a Castillo (2000), los países con clima tropical se encontrarían más vulnerables que los países con climas templados, debido a que las altas temperaturas incrementarían la solubilidad de algunos de los tóxicos en agua. Asimismo, el oxígeno disuelto disminuye con el aumento de la temperatura, complicando aún más la situación para los organismos sensibles a estos cambios. Sin embargo, un factor limitante en el estudio de los plaguicidas es que generalmente no se incluye el efecto de los metabolitos secundarios producto de la degradación (Castillo, 2000).

En Perú se han realizado algunos estudios referentes al uso de plaguicidas (Beingolea, 1958; Mendoza, 1972; Zaldivar, 1988, 1991; González & Monge, 2002; CONAM *et al.*, 2006; Guerra *et al.*, 2006b; Bernardos & Zaccagnini, 2008; Yengle *et al.*, 2008; Yucra *et al.*, 2008; Montoro *et al.*, 2009; Guerrero-Padilla & Chico-Ruíz, 2011). Varios tipos de agroquímicos, incluyendo los plaguicidas son utilizados ampliamente y casi sin control. Se cuenta con un registro de la cantidad de productos vendidos por región y, en algunos casos, lo que se aplica dependiendo del tipo del cultivo.

En Piura se ha realizado un estudio de plaguicidas en cultivos de tomate y mango, tanto en la fruta y suelo como en las personas usuarias (Guerra *et al.*, 2006b). Sin embargo, no se conoce cuál es el tipo de disposición que se realiza de los envases de plaguicidas

utilizados. Por otro lado, se ha observado que algunos agricultores aplican los plaguicidas sin protección por lo cual se presume que la salud de los arroceros puede estar siendo afectada, dependiendo de la cantidad, frecuencia de aplicación y del manejo de estos productos. En algunos casos, los agricultores lavan los equipos de aplicación en los ríos o los aviones de fumigación botan los restos de su carga de plaguicidas sobre alguna fuente de agua (Hilje *et al.*, 1992; Rizo-Patrón, 2003a; Rizo-Patrón *et al.*, 2013).

En la región del bajo Piura se cultivan anualmente unas 60.000 ha de arroz bajo riego para las cuales se aplican insecticidas, fungicidas, herbicidas, adherentes, acaricidas y otros agroquímicos (Guerra *et al.*, 2006b). Asumiendo que los plaguicidas afectan a los macroinvertebrados en los cultivos de arroz (sobre todo a los insectos) y que pueden estar llegando al ecosistema de manglar en la cuenca baja del río Piura, se considera que el efecto de los plaguicidas no solo puede afectar a los invertebrados si no a la fauna que se alimenta de ellos. Los estudios que se han realizado en arrozales en general se centran en los problemas con las plagas del cultivo (De la Torre, 1961; Casanova, 1970; Herrera & Iman, 1976; Korytkowski, 1982; Castillo & Villareal, 1989; Couturier *et al.*, 1996; Amaya *et al.*, 1997; Amaya & Guerra-Martinez, 1999; Díaz *et al.*, 2003). Solo pocos trabajos han inferido su efecto sobre la vida silvestre y la calidad de las aguas (Mendoza, 1972; Seminario, 2005).

Los problemas centrales que trata de resolver esta tesis incluyen el efecto de los plaguicidas sobre los macroinvertebrados bentónicos, sobre la calidad del agua y la falta de información sobre cómo los agricultores manejan los plaguicidas y la disposición final de los envases.

1.3 JUSTIFICACIÓN

El riesgo ambiental y social producto del cultivo de arroz en la cuenca baja del río Piura es muy alto (MINSA, 2001). La fauna que habita en los arrozales como en el Manglar de San Pedro de Vice, puede estar siendo afectada drásticamente producto del vertimiento de los plaguicidas en altas concentraciones. Por otro lado, el riesgo de toxicidad al que los agricultores y sus familias están expuestos es muy alto en la zona debido a que el 75 por ciento no utiliza ropas y equipo adecuados para la aplicación (Guerra *et al.*, 2006a; Rizo-Patrón *et al.*, 2013), camina sin calzado dentro de la parcela y los niños se bañan en los canales de drenaje (Obs. personal).

La utilización de bioindicadores es una técnica reconocida (Rosenberg & Resh, 1993). Varios estudios han demostrado la capacidad de los macroinvertebrados como bioindicadores de contaminación (Cairns & Pratt, 1993). En otros países los macroinvertebrados bentónicos se utilizan para establecer la calidad de las aguas y priorizar acciones de manejo integrado de plagas o de agricultura orgánica por zonas de aplicación. En el delta del Ebro (España), se han realizado evaluaciones de los aspectos biológicos, físicos y sociales al cultivar arroz bajo diferentes tratamientos (Ecológico, Agroambiental y Convencional). En estos trabajos se observaron invertebrados indicadores de la calidad de hábitat en diferentes proporciones de acuerdo a la aplicación de plaguicidas (Curcó *et al.*, 2001) y se han realizado varios estudios sobre el efecto de los plaguicidas en la diversidad acuática de los cultivos de arroz (Castillo *et al.*, 1997; Martínez, 1998; Rizo-Patrón, 2003a).

Es necesario conocer como los plaguicidas afectan a la vida silvestre en la zona. Conociendo el estado de las comunidades de invertebrados de la zona de arrozales será posible evaluar el grado de contaminación en estos ecosistemas y la calidad de las aguas que desembocan en el ecosistema de manglar, el cual es muy importante para la flora y fauna local y migratoria. Asimismo, existen pescadores artesanales e industriales que dependen directa e indirectamente del ecosistema. De esta forma, si los plaguicidas están llegando a este ecosistema, la integridad del mismo y sus recursos naturales pueden estar en peligro.

Los aportes de esta investigación son: 1. Conocer el estado actual de la calidad del agua en el sistema agrícola evaluado, 2. Contar con un método rápido y poco costoso para evaluar la calidad del agua con indicadores biológicos en la zona, 3. Conocer que plaguicidas son utilizados por los agricultores y cuales son detectados en la zona, 4. Brindar información clave del estado de situación del manejo del cultivo y los productos para ayudar a la implementación de planes de acción, sensibilización y capacitación inmediatos relacionados a mitigar los efectos de la contaminación ambiental y el manejo adecuado de los plaguicidas por parte de los agricultores.

1.4 OBJETIVOS:

1.4.1 OBJETIVO GENERAL:

- Evaluar el efecto de los plaguicidas y otros contaminantes utilizados en el cultivo de arroz sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y la calidad del agua en la cuenca baja del río Piura y humedales naturales asociados

1.4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS:

- Analizar el cambio en las comunidades de macroinvertebrados bentónicos antes y después de la aplicación de agroquímicos (plaguicidas y nutrientes) en el proyecto arrocero del distrito de Vice.
- Identificar los tipos de agroquímicos (plaguicidas y nutrientes) que son aplicados en los cultivos de arroz.
- Identificar especies de macroinvertebrados sensibles y resistentes a la contaminación por agroquímicos (plaguicidas y nutrientes) utilizados en la zona.
- Evaluar el posible efecto de los plaguicidas y otros contaminantes que pueden estar llegando al Manglar de San Pedro de Vice, por medio del canal de drenaje colector de todo el proyecto arrocero.
- Recomendar actividades para el tratamiento de las aguas residuales de los arrozales.
- Recomendar actividades y temas de capacitación para una futura guía de buenas prácticas agrícolas para lograr el uso adecuado de agroquímicos en el cultivo de arroz

1.5 HIPOTESIS DE INVESTIGACION

1.5.1 Existen diferencias entre las comunidades de macroinvertebrados bentónicos a la entrada de agua de riego (control), con respecto al drenaje principal de agua del proyecto de arroz y al canal de drenaje que desemboca en los manglares de San Pedro de Vice.

1.5.2. Existen diferencias entre los niveles de plaguicidas y nutrientes (contaminantes) a la entrada de agua de riego (previsiblemente sin contaminantes o en baja concentración), el canal de drenaje que reúne las aguas de todo el proyecto y posiblemente el ecosistema de manglar de San Pedro de Vice.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 DEFINICIONES

2.1.1 MACROINVERTEBRADOS:

Los macroinvertebrados acuáticos son un grupo variado de organismos que no tienen espina dorsal y que son fáciles de ver sin la necesidad de un microscopio, además de ser una fuente de energía para los animales más grandes (Roldán, 1999). Estos son utilizados para el biomonitoreo por su sensibilidad a cambios externos que afectan la composición de sus poblaciones (Roldán, 2003). Los macroinvertebrados acuáticos pueden recibir varios nombres según el ambiente en el cual se desarrollan (Roldán, 2003). El neuston (neustónicos) se refiere a todos aquellos organismos capaces de desplazarse utilizando la tensión superficial del agua como sustrato. Algunas familias representativas de este grupo son Hydrometridae, Gerridae y Veliidae (Hemiptera). Un segundo grupo está conformado por los individuos que nadan libremente en el agua, denominado necton (nectónicos) con representantes como Corixidae y Notonectidae del orden Hemiptera, Dytiscidae e Hydrophilidae del orden Coleoptera. Por último, está el bentos (bentónicos), todos aquellos organismos adheridos a piedras, rocas y otros materiales en el fondo de los ríos o cuerpos de agua, con representantes en los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Megaloptera y Diptera, además de moluscos y platelmintos.

2.1.2 TAXA:

Se define taxa como el número total de familias, géneros o especies identificadas para un muestreo determinado. Cuando se identifica una especie, la misma vale como un taxa, pero no se incluye al género o la familia en el conteo para no sobreestimar las variables de riqueza. De igual forma si la identificación llegó a género, este es contabilizado como taxa (sin incluir la familia). Si solo se pudo identificar hasta familia, la misma es contabilizada como un taxa (Barbour *et al.*, 1999; Trama & Mejía, 2013).

2.1.3 BIOINDICADOR:

Se considera que un organismo es un indicador biológico o un bioindicador cuando este se encuentra invariablemente en un ecosistema de características definidas y cuando su población es porcentualmente superior o ligeramente similar al resto de los organismos con los que comparte el mismo hábitat (Roldán, 1999). Según De la Lanza (2000), el concepto de bioindicador, aplicado a la evaluación de calidad de agua, es definido como una especie, población o comunidad, que tiene requerimientos específicos con relación a un conjunto de variables físicas o químicas conocidas, de tal modo que la ausencia o los cambios en número de individuos, morfología, fisiología o comportamiento indican que las variables fisicoquímicas dadas están fuera de sus límites preferidos. El indicador ideal es aquel que tiene tolerancias ambientales estrechas; por el contrario, aquellos organismos o poblaciones que tienen tolerancias amplias para diferentes condiciones ambientales y cuyos patrones de distribución y abundancia se afectan poco por variaciones del hábitat, se consideran pobres indicadores de calidad ambiental (Barbour *et al.*, 1999; Roldán, 1999; Prat *et al.*, 2009).

2.2 CALIDAD DE AGUA

La calidad de cualquier masa de agua, superficial o subterránea depende tanto de factores naturales como de la acción humana. Sin la acción humana, la calidad del agua sería determinada por la erosión del substrato mineral, los procesos atmosféricos de evapotranspiración y sedimentación de lodos y sales, la lixiviación natural de la materia orgánica y los nutrientes del suelo por los factores hidrológicos, y los procesos biológicos en el medio acuático que pueden alterar la composición física y química del agua. Por lo general, la calidad del agua se determina comparando las características físicas y químicas de una muestra de agua con unas directrices de calidad del agua o estándares. En el caso del agua potable, estas normas se establecen para asegurar un suministro de agua limpia y saludable para el consumo humano y, de este modo, proteger la salud de las personas. Estas normas se basan normalmente en niveles de toxicidad científicamente aceptables tanto para los humanos como para los organismos acuáticos (Roldán, 2003; Ronco *et al.*, 2004; PNUMA *et al.*, 2008).

2.3 MACROINVERTEBRADOS COMO INDICADORES DE CALIDAD DE AGUA EN ARROZALES:

La utilización de organismos vivos como indicadores de contaminación es una técnica bien reconocida (Roldán, 1988; Rosenberg & Resh, 1993; Lagadic *et al.*, 1994; Alba-Tercedor, 1996; Roldán, 1997; Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1998; Lagadic & Caquet,

1998; Roldán, 1999; Tangorra *et al.*, 2000; Stark *et al.*, 2001; Scheibler, 2003; Mafla, 2005; Silva *et al.*, 2007; Gamboa *et al.*, 2008; Springer, 2010). Varios estudios han demostrado la capacidad de los macroinvertebrados y otros organismos de responder a las alteraciones ambientales, siendo frecuentemente utilizados como bioindicadores de contaminación acuática debido a: 1. se encuentran en la mayoría de los ecosistemas acuáticos, 2. el gran número de especies contenidas dentro de este grupo ofrece un gran espectro de respuestas al estrés ambiental, 3. son básicamente sedentarios lo que permite hacer análisis espaciales de contaminantes o de disturbios en el ecosistema, 4. son fáciles de coleccionar, 5. son un elemento fundamental en la red trófica y 6. tienen ciclos de vida largos comparados con otros grupos lo cual permite observar cambios temporales causados por perturbaciones (Russell-Smit & Ruckert, 1981; Cairns & Pratt, 1993; Domínguez & Fernández, 1998; Rodrigues-Capítulo *et al.*, 2001; Domínguez *et al.*, 2002; Domínguez & Fernandez, 2009).

Los macroinvertebrados bentónicos se utilizan para establecer la calidad de las aguas y priorizar acciones de manejo integrado de plagas o de agricultura orgánica (Bambaradeniya, 2000; Bambaradeniya & Amarasinghe, 2003; Lawler & Dritz, 2005; Liess & Von Der Ohe, 2005; Ávila, 2007; Denis, 2007; Beketov & Liess, 2008). En el delta del Ebro (España), se han realizado evaluaciones de los aspectos biológicos, físicos y sociales del arroz bajo diferentes tratamientos (Ecológico, Agroambiental y Convencional). En estos trabajos se observaron invertebrados indicadores de la calidad de hábitat en diferentes proporciones de acuerdo a la aplicación de plaguicidas (Curcú *et al.*, 2001). Asimismo, en diversos países se han realizado varios estudios sobre el efecto de los plaguicidas sobre la diversidad acuática de los cultivos de arroz (Forés & Comín, 1992; Soto & Agüero, 1992; Soto *et al.*, 1994; Roger *et al.*, 1995; Castillo *et al.*, 1997; Martínez, 1998; Bambaradeniya, 2000; Comin *et al.*, 2001; Pik, 2002; Bambaradeniya & Amarasinghe, 2003; FAO-NACA, 2003; Rizo-Patrón, 2003a; Halwart, 2004; Pastor *et al.*, 2004; Leitão *et al.*, 2007; Mize *et al.*, 2008; Rizo-Patrón *et al.*, 2013). En varios trabajos se evidencia el efecto negativo de la aplicación de plaguicidas y otros agroquímicos sobre la calidad de agua y por consiguiente sobre los macroinvertebrados o fauna de niveles superiores de la red trófica (Thacker & Jepson, 1993; Kreutzweiser *et al.*, 1994; Kreutzweiser, 1997; Kreuger, 1998; Paz, 2002; Pastor *et al.*, 2004; Hasegawa, 2005; Albarino *et al.*, 2007; Bernardos & Zaccagnini, 2008; Baldwin *et al.*, 2009).

En Perú existen varios trabajos sobre macroinvertebrados en diferentes tipos de ambientes acuáticos (Blancas, 1978; Escalante, 1993; Martínez, 2002; Iannacone *et al.*, 2003; Paredes *et al.*, 2004; Paredes *et al.*, 2005; Paredes *et al.*, 2007; Molina *et al.*, 2008; Acosta *et al.*, 2009; Huamantico & Ortiz, 2010; Ortega *et al.*, 2010; Perez *et al.*, 2011; Trama & Mejía, 2013; Trama *et al.*, en prep) y algunos sobre contaminantes en agua o del uso de plaguicidas y el efecto sobre los insectos (Beingolea, 1958; Mendoza, 1972; Aguilar, 1980; Zaldivar, 1988; Sarmiento J. *et al.*, 1991; Zaldivar, 1991; Iannacone & Alvarino, 2002; Iannacone & Alvarino, 2003; Guerra *et al.*, 2006b; Chungkin 2008; Devine *et al.*, 2008; Yucra *et al.*, 2008; Guerrero-Padilla & Chico-Ruíz, 2011). Específicamente en cultivos de arroz se han desarrollado investigaciones sobre todo desde el aspecto de plagas acuáticas que los afectan (De la Torre, 1961; Beingolea, 1962; Casanova, 1970; Mendoza, 1972; Rolf *et al.*, 1974; Herrera & Iman, 1976; Klein-Koch, 1977; Korytkowski, 1982; Castillo & Villareal, 1989; Couturier *et al.*, 1996; Amaya *et al.*, 1997; Amaya & Guerra-Martinez, 1999; Calderón & Serpa, 2003; Díaz *et al.*, 2003; Iannacone & Alvarino, 2005).

III. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 ETAPA DE PRE-MUESTREO

Antes de comenzar con el trabajo de campo propiamente dicho, se realizaron dos visitas preliminares durante las cuales se realizaron reuniones con las autoridades y actores claves en la zona. Se realizaron reuniones con el alcalde y el asesor del alcalde de la municipalidad distrital de Vice. Esto con el fin de establecer puntos de acción en cuanto a objetivos y actividades a desarrollar y conseguir los permisos necesarios para realizar el trabajo de campo. Asimismo, se realizaron contactos con los agricultores y reuniones con el presidente y el encargado de la junta de regantes de Sechura. Por último, se establecieron los puntos de muestreo, las zonas donde se colocaron los sustratos artificiales para el crecimiento de los macroinvertebrados y donde se tomarían las muestras de agua.

3.2 ÁREA DE ESTUDIO

El distrito de Vice se encuentra ubicado en la provincia de Sechura, departamento de Piura noroeste de Perú ($5^{\circ}25'13.03''S$ $80^{\circ}46'26.73''O$). El sitio pertenece a la zona de Ecosistemas Marinos de la Corriente de Humboldt para Perú y Chile, de acuerdo a la Clasificación de Ecoregiones Global 200 del Perú (Olson & Dinerstein, 2002). Asimismo, es considerado parte de la región de Desierto Costero y de acuerdo con el Sistema de zonas de vida de Holdrige y según el Mapa Ecológico del Perú, pertenece a la provincia de Zonas Áridas, (INRENA, 1994). Debido a su ubicación geográfica, el área se caracteriza por un clima extremadamente seco con precipitaciones muy escasas (menos de 50 mm/año). La temperatura media anual es de 26 °C (Amorós & Ota, 2002).

3.3 MUESTREO EN CAMPO

Los muestreos se realizaron en la cuenca baja del río Piura, en el sector de Sechura-Vice (Figura 1). Estos humedales artificiales y temporales se encuentran distribuidos a lo largo del río Piura y sus canales de drenaje, tanto de la margen derecha como izquierda. En este sistema existen canales de riego principales y canales de drenaje generales. El dren Sechura desemboca en el mar formando un estuario en el cual se ha desarrollado el ecosistema natural Manglares

de San Pedro de Vice, el cual recibe todas las aguas de drenaje de los cultivos de la zona. Este humedal es clave para la vida silvestre por proporcionar gran cantidad de hábitats (Tabilo-Valdivieso *et al.*, 1999).

El trabajo en campo se llevó a cabo durante los meses de agosto a diciembre del 2010 abarcando la campaña chica de arroz. El mismo incluyó un periodo de 2 semanas para evaluar la zona, colocar los sustratos artificiales, toma de coordenadas y entrevistas iniciales con los agricultores. El sitio de estudio seleccionado correspondió a un sistema de riego-drenaje cerrado, con una sola entrada principal de riego y una sola salida de drenaje, en la Comisión de Riego llamada “Muñuela Margen Derecha”. Se seleccionó este sector para la evaluación puesto que al ser un sistema cerrado, los resultados observados en el drenaje se deberían a los efectos de manejo dentro del sistema. Se colocaron los sustratos en la entrada principal de agua (canal de entrada o control – P1) (Figura 2a), en el canal de drenaje principal (P2) que colecta todas las aguas del sector (Figura 2b) y en el canal que desemboca en el manglar (MSPV) (P3- Figura 2c y d) (Cuadro 1). El punto de entrada de agua fue considerado como control por traer aguas de los reservorios de la cuenca media y alta, teóricamente libres de plaguicidas. El punto de salida fue el drenaje que colecta las aguas después de los arrozales y de la posible aplicación de plaguicidas. Asimismo, se realizaron muestreos en 3 parcelas individuales de arroz (Parcelas: VAC, MVI y JTT) incluyendo entradas y salidas del agua de riego (Cuadro 1 y Figura 3).

Durante el período de estudio, se realizó la toma de datos cada 25-30 días evaluando: Macroinvertebrados (Puntos principales y parcelas de arroz), Variables fisicoquímicas (Puntos principales y parcelas de arroz), Toma de muestras de agua (nutrientes y plaguicidas) (Puntos principales), Entrevistas y recorridos.

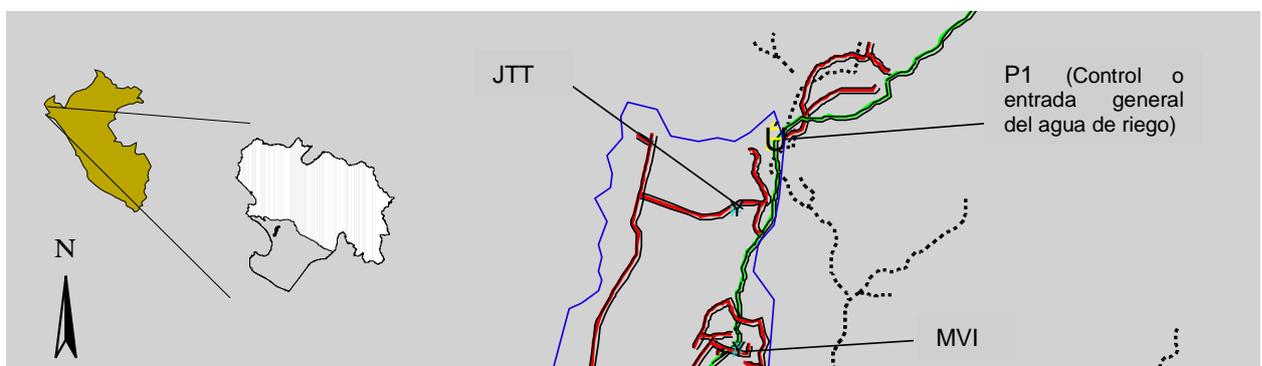


Figura 1. Área de muestreo en la Cuenca Baja del Río Piura, Distrito de Vice. Se detallan los puntos principales, las parcelas de arroz individuales, los canales de riego y de drenaje, el río Piura y el área del manglar de San Pedro de Vice. Elaboración propia.

Cuadro 1: Localización de los puntos de muestreo. Fuente: Elaboración propia

Punto de muestreo	No. punto	Nombre del punto	Latitud	Longitud
Canal de riego	P1	P1	S 5° 25' 20.4"	W 80° 46' 08.1"
Canal de drenaje principal	P2	P2	S 5° 31' 31.0"	W 80° 48' 26.0"
Canal Sechura	P3	P3	S 5° 32' 52.4"	W 80° 49' 42.8"
Manglar de San Pedro de Vice	P4	P4	S 5° 34' 10.0"	W 80° 52' 50.0"
Parcela VAC	VAC	Entrada	S 5° 30' 31.0"	W 80° 47' 58.6"
		Salida	S 5° 30' 33.0"	W 80° 47' 57.3"
Parcela MVI	MVI	Entrada	S 5° 28' 41.0"	W 80° 47' 17.4"
		Salida	S 5° 28' 42.9"	W 80° 47' 16.1"
Parcela JTT	JTT	Entrada	S 5° 26' 10.6"	W 80° 46' 31.9"
		Salida	S 5° 26' 11.2"	W 80° 46' 33.0"



Figura 2. Puntos principales de evaluación: P1, canal de riego principal con agua proveniente del reservorio Poechos; b. canal de drenaje donde las aguas de los arrozales llegan inicialmente; c, canal que desemboca en el manglar; d, Manglar de San Pedro de Vice.



Figura 3. Ejemplo de una parcela de arroz seleccionada

3.3.1 MUESTREO DE MACROINVERTEBRADOS:

Se utilizó el método de sustratos artificiales (Castillo, 2000). Cada sustrato consistió en un bloque de concreto dentro de una bolsa de malla plástica atada a un poste (Figura 4) (Trama *et al.*, 2009). Los sustratos fueron dejados en cada sitio de muestreo durante un mes, para que sean colonizados por los macroinvertebrados durante un mes. Se realizaron un total de 4 muestreos, en cada punto definido durante todo el período de cultivo. Se ubicaron 3 sustratos en cada punto con un esfuerzo de muestreo total de 3 sustratos por muestreo (4) y por punto de muestreo (3) haciendo un total de 36 sustratos durante el tiempo de muestreo.

Además, se tomaron muestras de invertebrados en 3 parcelas de arroz individuales distribuidas a lo largo de toda la comisión de riego (Figura 1 y Cuadro 1). Se pusieron 3 bloques en la entrada de agua de cada parcela y 3 en las salidas (6 para cada parcela, 18 por fecha), durante 4 fechas de muestreo, con un esfuerzo de muestreo total de 72 bloques para este tipo de tratamiento.

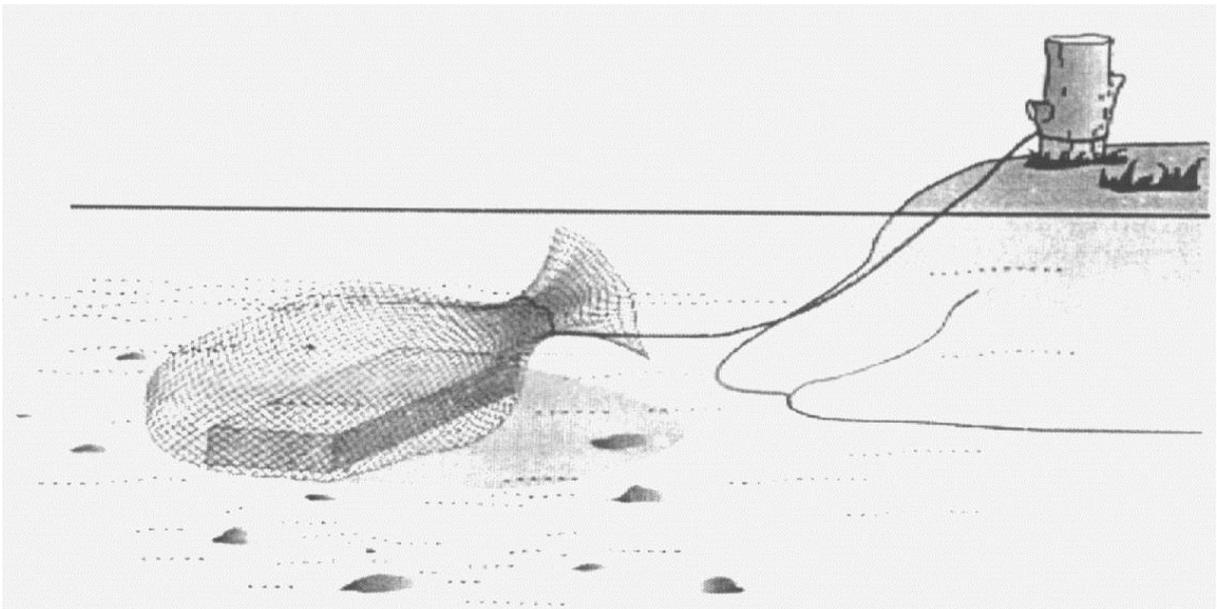


Figura 4. Método de sustratos artificiales utilizado en este trabajo (Fuente: Castillo, 2000).

Para coleccionar los invertebrados se lavaron tanto los bloques como las bolsas dentro de un balde con agua filtrada del mismo canal (Castillo, 2000). La muestra resultante se tamizó utilizando un tamiz de 500 μm y luego se dejaron los sustratos en el mismo lugar para la colonización hasta el muestreo del mes siguiente (Figura 5a-d). Las muestras se preservaron

en alcohol 70° y fueron llevadas al laboratorio para ser analizadas. En el laboratorio, cada una se lavó con agua y se tamizó nuevamente para eliminar todas las partículas de sedimento que pudieran haber quedado. Se analizaron utilizando una Lupa Binocular Estereoscópica 3X (ARCANO) y un microscopio 40X (Olympus) separando los individuos según su parecido morfológico (morfo especies) y luego se clasificaron por medio de las claves generadas por especialistas para la región (Domínguez & Fernandez, 2009) y otras claves generales adicionales (Pennak, 1978; Pennak, 1989; Roldán, 1997; Roldán, 2003).

3.3.2 MUESTREO DE FISICOQUÍMICOS:

En cada punto de muestreo se determinaron los siguientes parámetros: pH mediante un medidor portátil (AD 12 Pocket Tester Waterproof Multiparametrico IP67 pH/Temp.Adwa), temperatura (°C), conductividad (μS), salinidad (ppm) y oxígeno disuelto (mg/L) por medio de un equipo multiparamétrico (YSI-85), turbidez (NTU) utilizando un disco secchi y profundidad con una regla de metal y de 1.5 m de longitud (Figura 6).

3.3.3 TOMA DE MUESTRAS DE AGUA:

- a. Análisis de nutrientes:** Se tomaron muestras de agua en botellas plásticas (con tres lavados previos) (Figura 7a), en los puntos de muestreo principales (P1, P2 y P3) y se transportaron refrigerados inmediatamente para realizar los análisis de nutrientes en mg/L (Nitratos, Nitritos, Amonio, Potasio y Fosfato) contratando el servicio del Centro Productivo de Bienes y Servicios del Área Académica de Ingeniería Química (Universidad Nacional de Piura).
- b. Análisis de plaguicidas:** Se tomaron muestras de agua en frascos de vidrio ámbar para evitar la descomposición de los compuestos en los puntos de muestreo P1, P2 y P3 desde agosto hasta diciembre. Además, se tomó una muestra de agua en el Manglar de San Pedro de Vice (P4) en el mes de diciembre. La toma de agua se realizó antes de cada muestreo de macroinvertebrados con tres lavados previos con el agua de cada punto. Las muestras se transportaron refrigeradas contratando los servicios del Laboratorio de Análisis De Residuos Tóxicos mediante los métodos de Cromatografía gaseosa con detector de espectrómetro de masas (GC-MS y GC-uECD) y Cromatografía líquida acoplada a espectrometría de masa en tándem (LC/MS/MS) (UCCIRT-SENASA) (Figura 7b).



Figura 5. Muestreo de invertebrados en el campo: a y b lavado de las bolsas y el ladrillo de concreto; c, tamizado de la muestra y d, colecta y fijación de la muestra en alcohol 70°.

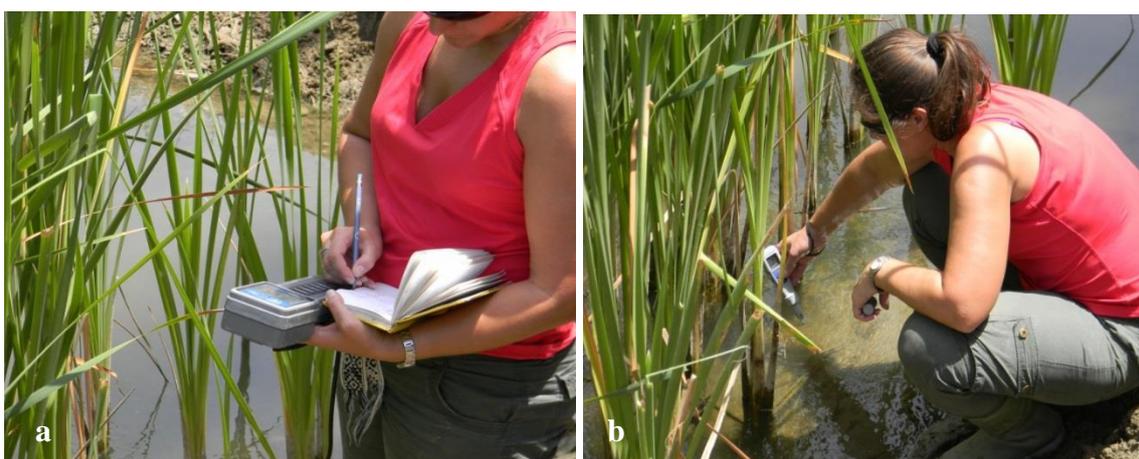


Figura 6. Medición de parámetros fisicoquímicos usando el equipo multiparamétrico (a) y el pHmetro (b).



Figura 7. Toma de muestras de agua: a, muestra de agua para nutrientes; b, muestra de agua para plaguicidas.

3.3.4 ENTREVISTAS Y RECORRIDOS

Se realizaron entrevistas semi-estructuradas (ANEXO 1) (Margoluis & Salafsky, 1998) a los agricultores de las parcelas de arroz del sector para establecer las aplicaciones realizadas durante el estudio. Se entrevistó a un 10% de los agricultores que se encontraban sembrando arroz en la comisión de riego MMD al azar durante los muestreos mensuales. También, se hizo el seguimiento a los 3 agricultores dueños/rentistas de las parcelas individuales donde se tomaron datos de invertebrados (Figura 8). Asimismo, se realizaron recorridos por las parcelas para observar restos de envases de plaguicidas y se tomaron fotos de los envases encontrados.



Figura 8. Agricultores entrevistados: a, durante el trabajo de campo; b, durante un taller realizado por Campo Limpio (www.campolimpio.com.pe).

3.3.5 ANÁLISIS DE DATOS

a. **Invertebrados:** Luego de identificar los macroinvertebrados se contaron los individuos y especies para cada muestra y en cada punto de muestreo/fecha. Con esos datos se realizaron diferentes tipos de análisis tanto en los puntos principales como en las parcelas de arroz individuales:

- En cada punto de muestreo se estimó un valor total de riqueza de familias (sumando el número de familias presentes en cada punto de muestreo en todo el estudio sin repetir), un valor total de riqueza de taxa (sumando el número de taxa presentes en cada punto de muestreo en todo el estudio sin repetir), un valor total de abundancia de macroinvertebrados (sumando el número de invertebrados en cada punto de muestreo en todo el estudio).
- Para cada punto de muestreo se estimó un valor medio de las tres muestras (bloques) tomadas. Entonces se estimó la riqueza media de familias (número de familias en cada muestra), la riqueza media de taxa (número de taxa en cada muestra), la abundancia media de macroinvertebrados (número de macroinvertebrados). Para comparar de forma estadística las diferencias entre las variables evaluadas, entre los diferentes puntos de muestreo, fechas, parcelas de arroz individuales y entradas y salidas, se realizaron análisis de varianza paramétricos usando el programa Statgraphics Centurión XV (Statpoint Technologies, 2007).
- Se estimó para cada punto de muestreo el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H'), Equitatividad (E') y el índice cuantitativo de similaridad de Jaccard (J') para las combinaciones pareadas de puntos de muestreo y parcelas por medio del programa EstimateS 8.20 (Colwell, 2006).
- Se determinó la estructura y composición de la comunidad de macroinvertebrados para cada orden y para cada punto de muestreo (Cummins & Merritt, 1996; Merritt & Cummins, 1996b; Sparks, 2000; Cummins & Merritt, 2001).
- Para evaluar la calidad del agua se probó el índice BMWP/Col (ANEXO 2) en cada punto de muestreo y tratamiento (Fernández, 2002; Roldán, 2003; Mafla, 2005). Asimismo, se establecieron posibles métricas al estimar atributos que se pueden utilizar en la creación de un futuro índice multimétrico para la zona

(Rodrigues-Capítulo, 1999; Tangorra *et al.*, 2000; Rodrigues-Capítulo *et al.*, 2001; Segnini, 2003). Se estimaron los atributos de Comunidad (# total de familias, # total de taxa, # de familias de EPT, # de taxa de Odonata, # de taxa de Ephemeroptera, # de taxa de Plecoptera, # de taxa de Trichoptera, # de taxa de Coleoptera y # de taxa de Chironomidae), de Composición taxonómica (% de familias de EPT, % de Odonata, % de Ephemeroptera, % de Plecoptera, % de Trichoptera, % de Coleoptera y % de Diptera, % de Chironomidae, % de contribución del taxón dominante, % de contribución de los cinco taxa dominantes), de Abundancia (Abundancia de EPT, # total de individuos, Abundancia de Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera, Diptera, y de Chironomidae) de Tolerancia/Intolerancia (BMWP-Col, H', J', # de taxa sensibles, # de taxa tolerantes, % de organismos sensibles, % de organismos tolerantes, % de moluscos tolerantes, % del taxón sensible dominante y % del taxón tolerante dominante), características tróficas y de hábitat (% de filtradores, % de raspadores, % de recolectores, % de desmenuzadores, % de detritívoros, % de depredadores y # y % de animales adheridos) (Barbour *et al.*, 1999; Segnini, 2003; Prat *et al.*, 2009).

- b. Físicoquímicos, nutrientes y plaguicidas:** Los datos físicoquímicos, nutrientes y de residuos de plaguicidas se compararon entre los puntos de muestreo principales, fechas de muestreo, parcelas individuales, entradas y salidas cuando fue posible, por medio de ANOVAs paramétricos y no paramétricos, por medio del programa Statgraphics Centurión XV (Statpoint Technologies, 2007). Asimismo se realizaron regresiones para relacionar estas variables con las variables de diversidad de macroinvertebrados en cada punto de muestreo y en general. Para el caso de los plaguicidas además se realizó una base de datos con los plaguicidas mencionados en las entrevistas, los detectados en los análisis de agua y los mencionados en el seguimiento de las tres parcelas independientes incluyendo información sobre los componentes activos, la categoría toxicológica, el uso usual, el método de acción, su inclusión en el registro de SENANA, si fue detectado o no en los análisis de laboratorio, toxicidad aguda y crónica entre otra información.

- c. **Entrevistas:** Para analizar la información recabada durante las entrevistas, cada pregunta se evaluó por separado calculando porcentajes de acuerdo a las respuestas posibles, para luego graficarlos.

- d. **Integración de parámetros bióticos y abióticos:** Para conocer como se relacionan las variables bióticas (Riqueza de familias, riqueza de taxa y abundancia de macroinvertebrados) con las abióticas se realizaron, cuando fue posible, análisis de regresión simple individuales. Luego para las mismas variables bióticas se realizaron análisis multivariados mediante el uso de Modelos Lineales Generalizados (GLIM).

Toda la metodología utilizada y los análisis de datos realizados se detallan en el diagrama de flujo siguiente (Figura 9).

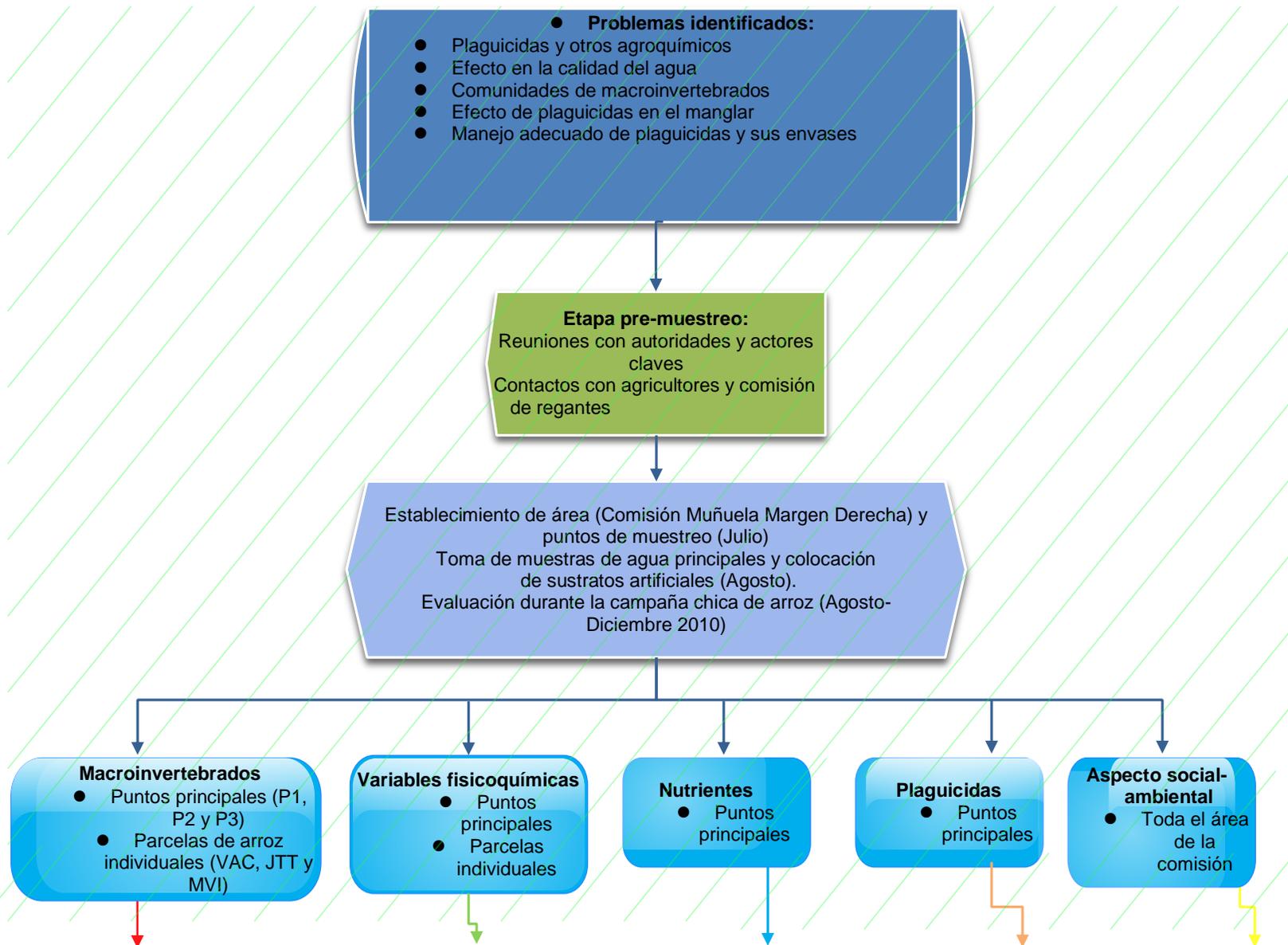


Figura 9. Diagrama de flujo detallando la metodología y análisis realizados

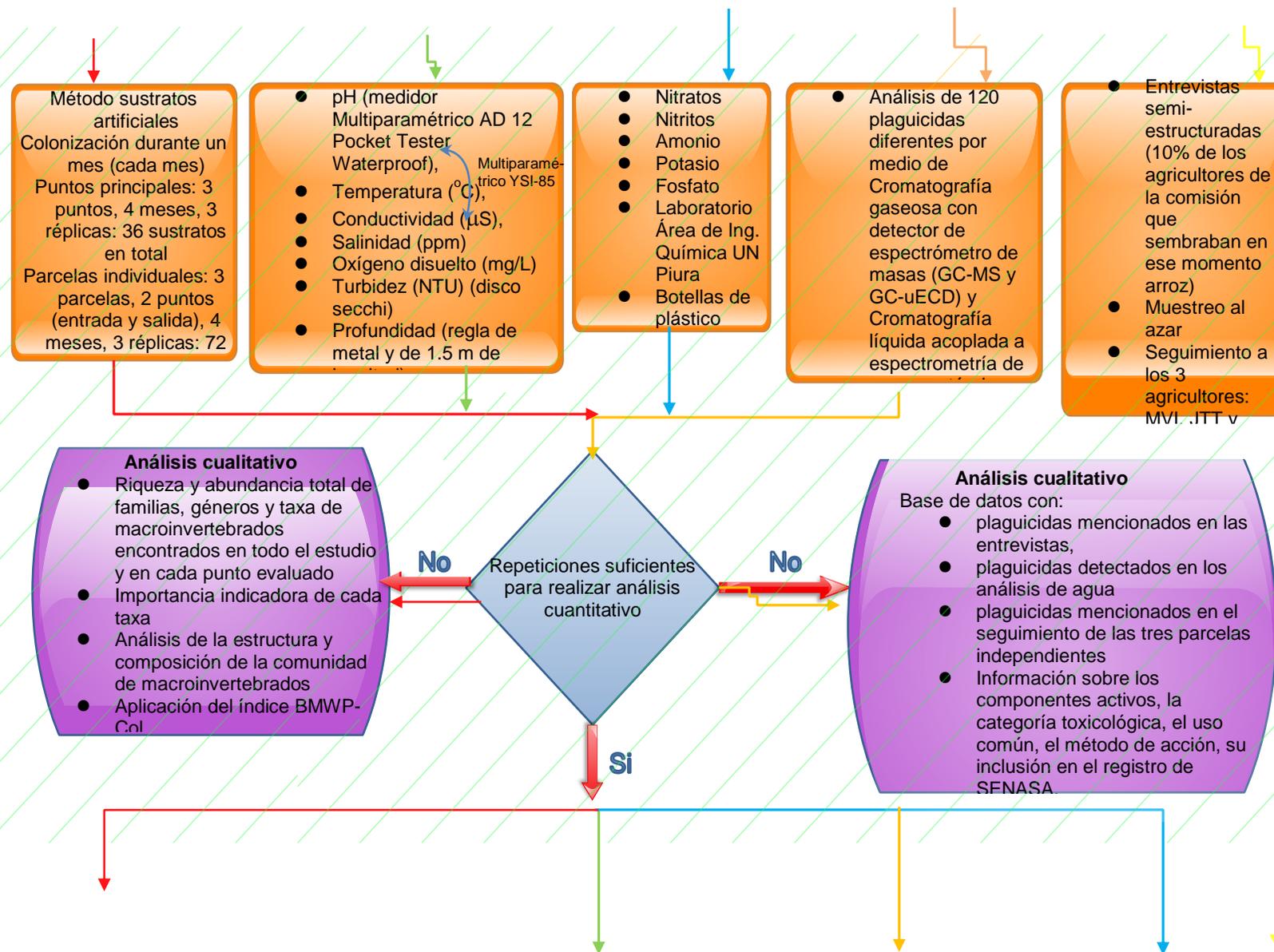


Figura 9. Diagrama de flujo detallando la metodología y análisis realizados (Continuación)

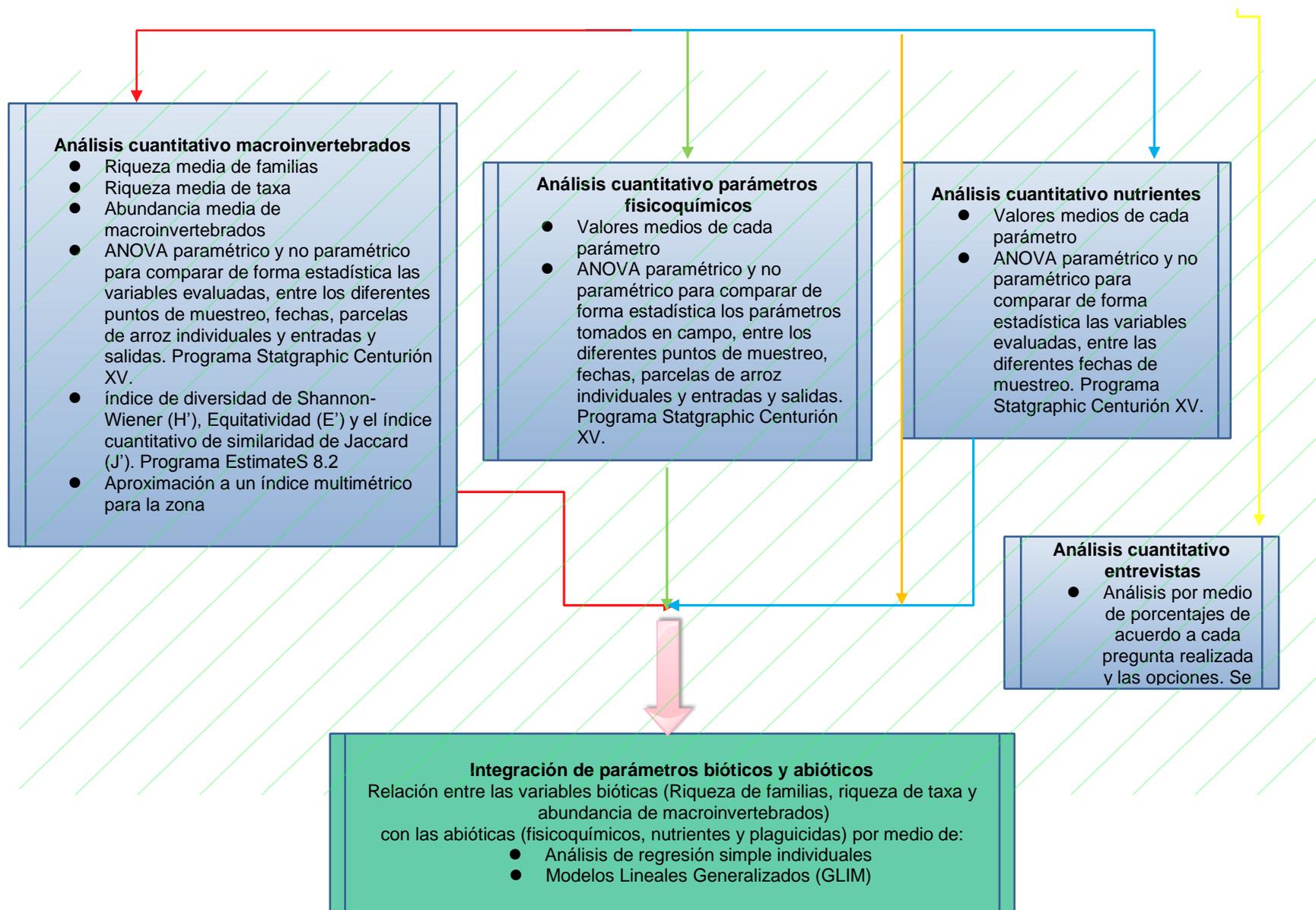


Figura 9. Diagrama de flujo detallando la metodología y análisis realizados (Continuación)

IV. RESULTADOS Y DISCUSION

Durante el estudio se registraron en total 46 familias de invertebrados con 73 taxa y un total de 7916 individuos tanto para los puntos principales (Cuadro 2) como para las parcelas individuales. En el sistema de riego se registraron en total de 32 taxa de macroinvertebrados para el P1, 31 taxa para el P2 y 15 taxa para el P3 siendo 49 taxa en total para los tres puntos. En las parcelas individuales se contabilizaron 44 taxa para la parcela VAC, 26 para MVI y 20 para JTT también con un total de 49 taxa sumando la riqueza (sin repetir taxa) de las tres parcelas evaluadas.

4.1 RIQUEZA Y ABUNDANCIA DE MACROINVERTEBRADOS EN EL SISTEMA DE RIEGO

Los valores totales al sumar todas las familias, taxa de macroinvertebrados e individuos presentes en cada punto mostró que la riqueza total de familia y de taxa en los puntos principales del sistema registraron mayores los puntos P1 y P2. En el caso de la abundancia total se observó que el P1 y el P3 presentaron mayor cantidad de individuos que P2. Específicamente, en P1 se registraron 23 familias, 32 taxa y 2335 individuos, en P2 se registraron 19 familias, 31 taxa y 332 individuos y en el P3 se registraron 11 familias, 15 taxa y 1 029 individuos (Cuadro 2).

Los valores medios de las mismas variables mostraron una tendencia similar a la observada con los valores totales. La riqueza media de familias de macroinvertebrados fue siempre mayor en P1 (inicio del sistema de riego local) que en P2 (drenaje principal) y que en P3 (Canal de drenaje al manglar SPV) para todo el estudio en general ($F=55.76$; $gl=2,32$; $P=0,0001$) (Figura 10a). Asimismo, la riqueza media de taxa de macroinvertebrados fue mayor en el punto P1 que en P2 y P3 ($F=67.09$; $gl=2,32$; $P=0,0001$) para todo el estudio (Figura 10b). Igualmente, la abundancia media de macroinvertebrados fue mayor en el punto P1 que en P2 y en P3 para todo el estudio, con diferencias significativas entre P1 y P2 y P1 y P3 ($F=21.95$; $gl=2,32$; $P=0.01$) (Figura 10c). Sin embargo, al analizar la abundancia considerando a los insectos (sin moluscos ni crustáceos), la diferencia entre los mismos puntos se acentúa aún más ($F=24.33$; $gl=2,32$; $P=0.0001$).

Cuadro 2: Macroinvertebrados acuáticos registrados durante el estudio. Se indica la abundancia relativa por mes para cada punto de muestreo principal y cada parcela individual (con las correspondientes entradas y salidas) dentro del sistema de riego. Elaboración propia.

Clase/Orden	Familia/Taxa	Puntos principales												Parcelas de arroz individuales																							
		P1				P2				P3				VAC				MVI				JTT															
		9	10	11	12	9	10	11	12	9	10	11	12	Entrada		Salida		Entrada		Salida		Entrada		Salida													
Annelida/Hirudinea	Indet/ sp. 1	1	2	1		1										1										2			1								
Mollusca/	Thiaridae/	19	67	87	43	4	5	3	2	266	270	53	241	11	8	2	5				3	62	72	57	1	32	108						2	1	1		
Mesogastro-poda	Melanoides tuberculatus																																				
Basommatophora	Physidae/ sp. 1	2	25	42	15		8	11	22	7	6	4	6	16	28	34	29		77	77	25	63	163	228	24	55	374			5	153	30	4	97	105	51	
	Ancylidae/ sp. 1	27	61	1		54	34			4							1						3							3	1		8				
	Lymnaeidae/ sp. 1																				2					3			7								
	Planorbidae/																																				
	Drepanotrema depressissimum	1					1			1	1			1	7		12		3	1																	
	Planorbidae/ sp. 1														5		4		2			25	13	12	24		2			15	24	32	27	13	23	33	13
Bivalvia/Vene-roidea	Sphaeriidae/ sp.1		16	79	39	5		24	15	1		1		4									3	12									1				
Insecta/	Veliidae/ sp. 1	16	2	5			4		4							3			2	2	3																
Hemiptera	Naucoridae/	3	24	11	5											3						6			1												
	Limnocoris sp.																																				
	Mesoveliidae/															1																					
	Darwinivelia sp.																																				
	Hebridae/ sp. 1								3					1			1	1													2		1				
	Hebridae/ sp. 2								1							2																					
Ephemeroptera	Leptohyphidae/	7	113	13	28																																
	Tricorythodes sp.																																				
	Baetidae/Baetis sp.											1					1							1													
Odonata	Coenagrionidae/		2	1		4	6	6	3	3	1		1				1					1															
	Argia sp.																																				
	Libellulidae/					1				3			2			1					2																
	Peritemis sp.																																				
	Libellulidae/					1		1		8	5		3			1						1															
	Anatya sp.																																				
Collembola	Indet./ sp.1															1																	1				
Coleoptera	Elmidae/			1	2																																
	Macrelmis sp.																																				
	Dytiscidae/			1				2	5																												
	Laccodytes sp.																																				
	Dytiscidae/																																				
	Celina sp.						1		1													1															
	Dytiscidae/																																				
	Termonectes sp.															1								1									1				

**Chironomidae/
Chinorominae/
Chironomus sp.**

47	132	83	43		2				14	33	3	7	30	27	6		16	88		31	10	47	24	
----	-----	----	----	--	---	--	--	--	----	----	---	---	----	----	---	--	----	----	--	----	----	----	----	--

El índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') fue mayor para P2 (2.47) que para P1 (2.24) y P3 (0.86) al igual que el índice de equitatividad E' , mayor en P2 (0.64), que en P1 (0.59) y que en P3 (0.22). El índice de similaridad de Jaccard (I_j) mostró que los tres puntos compartieron menos del 50 por ciento de las especies de macroinvertebrados entre sí: P1 y P2: 38 por ciento, P1 y P3: 28 por ciento y P2 y P3: 42 por ciento.

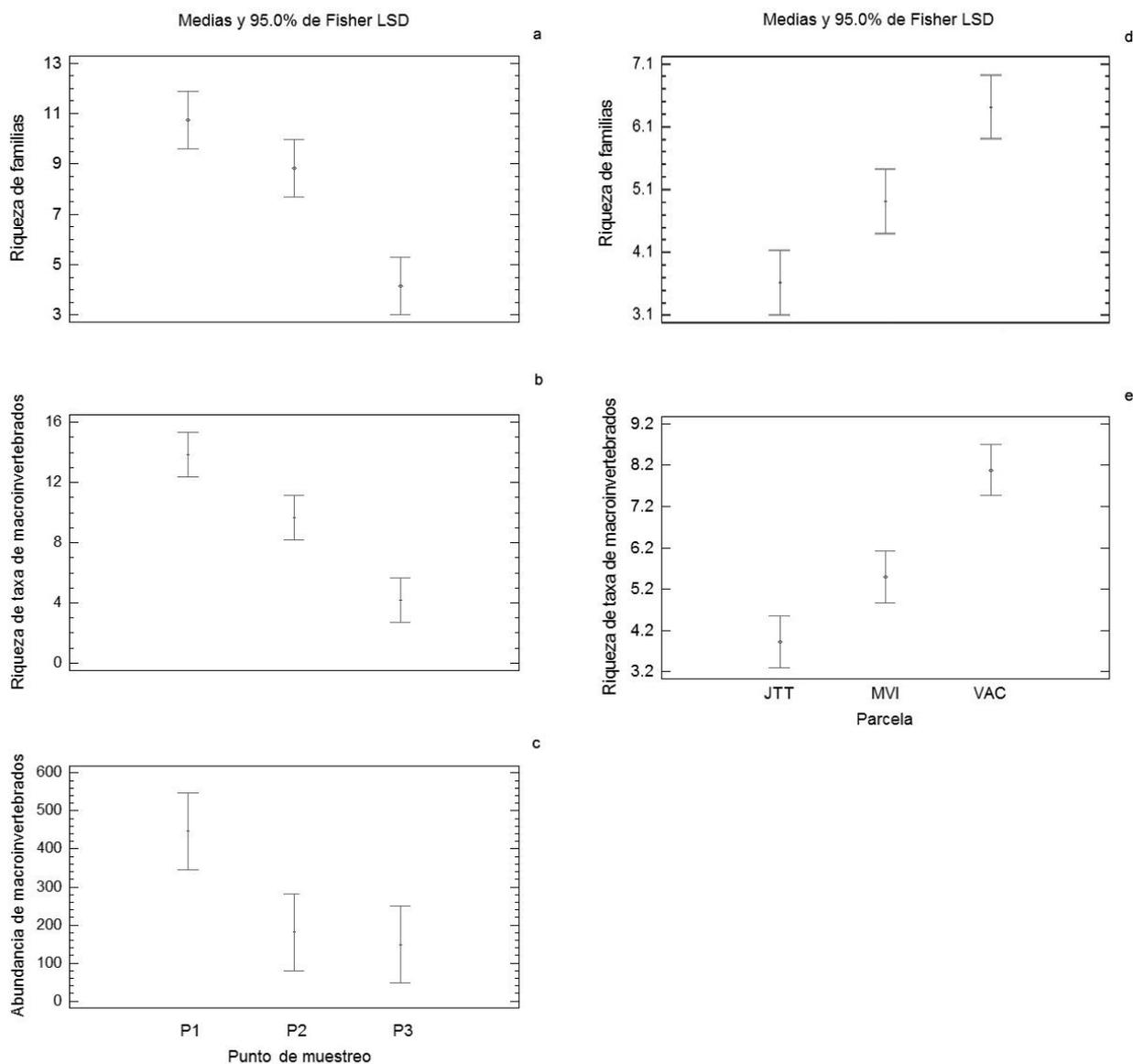


Figura 10. Análisis de varianza entre los diferentes puntos de muestreo y parcelas evaluadas para todo el estudio: a-c, variables de riqueza de familias, de taxa y abundancia de macroinvertebrados en el sistema de riego, P1, P2 y P3; d-e, Riqueza de familias y de taxa de macroinvertebrados para las tres parcelas de arroz evaluadas.

Las variables de riqueza de familias, riqueza de taxa y abundancia de macroinvertebrados mostraron variación en los 3 puntos de muestreo principales. Sin embargo, en términos generales la riqueza fue mayor tanto en promedio como con valores totales en el punto de entrada de riego (P1), presumiblemente sin agroquímicos o con una baja concentración de los mismos, que en los puntos P2 y que en P3 respectivamente. Esto coincide con lo encontrado por varios estudios realizados en arrozales o sistemas de arroz, en los cuales en las aguas de riego se observó una mayor riqueza de familias y taxa de invertebrados y/o insectos que en los drenajes, producto entre otras cosas, del manejo del cultivo y los plaguicidas que se adicionan debido a los cambios que pueden producir estos químicos (Schulz & Liess, 1999; Curcó *et al.*, 2001; Gonzaga de Toledo *et al.*, 2002; Rizo-Patrón, 2003a, b; Molozzi *et al.*, 2006; Molozzi *et al.*, 2007; Rizo-Patrón *et al.*, 2013).

A pesar de que la riqueza de familias y taxa de macroinvertebrados fue siempre mayor en el punto P1 (agua de riego), el índice de diversidad de Shannon-Wiener fue mayor en P2. Esto se debe a que las abundancias de los diferentes taxa para el punto P2, han sido más uniformes que en P1 como muestra el índice de equitatividad E' (proporción equivalente de los diferentes taxa) (Moreno, 2001; Chao & Shen, 2009), el cual mostró que las abundancias relativas en P2 fue más homogénea que en P1. Es decir que un sitio con menos taxa y/o abundancia de macroinvertebrados, como P2, pero con una abundancia relativa similar entre ellos produce un H' mayor puesto que el J' también es mayor. Por otro lado, el índice de similaridad de Jaccard mostró que las especies compartidas fueron pocas, menos del 50 por ciento.

Por otro lado, la abundancia media fue mayor en P1 (más del doble que para P2 y P3) para todo el estudio, mientras que la abundancia total (todos los individuos colectados para el estudio) fue mayor en P1 que en P3 y que en P2. Estos resultados indican que las condiciones de hábitat para los macroinvertebrados serían mucho mejores en el punto de riego. Sin embargo, en P3, es posible que algunos grupos de macroinvertebrados respondan positivamente a la alta concentración de nutrientes, los cuales pueden aumentar notablemente la productividad primaria y como resultado estas especies tengan grupos con grandes tamaños poblacionales (Bambaradeniya & Amarasinghe, 2003). La mayor disminución entre los puntos P1, P2 y P3, al analizar la abundancia de los insectos solamente, sin contar con los moluscos o crustáceos, muestra que los insectos fueron más afectados por el sistema de riego-drenaje de las aguas de cultivo.

4.2 MACROINVERTEBRADOS EN LAS PARCELAS INDIVIDUALES DE ARROZ

En el caso de las parcelas de arroz individuales, con tratamientos de manejo del cultivo similares en actividades, pero variables en los productos y cantidades aplicadas (Cuadro 3), las respuestas de las comunidades de macroinvertebrados fueron estadísticamente diferentes para la riqueza de familias y de taxa, pero no para la abundancia. Al igual que en los puntos principales, los valores totales estimados al sumar todos los taxa de macroinvertebrados en cada parcela mostraron una tendencia similar a la observada en el análisis medio. En VAC se registraron 23 familias, 44 taxa y 1 235 individuos, en MVI 16 familias, 26 taxa y 2032 individuos y en el JTT 13 familias, 20 taxa y 953 individuos (Cuadro 2).

En términos generales y para todo el estudio, la riqueza media de familias y media de taxa de macroinvertebrados fueron mayores en la parcela VAC que en la MVI y que en la JTT (Figura 10d y e) (Cuadro 4). Se observaron diferencias significativas entre los meses y los puntos de muestreo (entrada y salida) para algunas de las variables. Específicamente, las tres parcelas en conjunto presentaron valores mayores de riqueza (familia y taxa) y abundancia en la entrada en comparación de la salida. Durante los meses, también se observaron diferencias significativas con un comienzo bajo y un aumento hacia el final del cultivo (Cuadro 4).

Al analizar las parcelas de arroz de forma individual se observaron diferencias significativas para las variables de riqueza de familias de la parcela JTT entre puntos de muestreo siendo mayor en la salida que en la entrada, y para JTT y MVI a lo largo de los meses de muestreo, no así para la parcela VAC entre los meses o entre los puntos de muestreo (entradas y salidas) (Cuadro 4). En el caso de riqueza de taxa, se observaron diferencias significativas solo entre los meses para las parcelas de JTT y MVI. Por último, en el caso de la abundancia, solo se observaron diferencias significativas entre los meses para la parcela VAC.

El índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') mostró valores similares entre las tres parcelas, ligeramente mayor en MVI (1.49) que en VAC (1.32) y que en JTT (1.16). Sin embargo, el índice de similaridad de Jaccard (I_j) mostro que los tres puntos compartieron pocas especies entre sí. Las parcelas VAC y MVI compartieron el 40 por ciento de las especies de macroinvertebrados, mientras que VAC y JTT solo 25 por ciento y JTT y MVI el 22 por ciento. Por otro lado, el índice J' fue mucho menor al comparar el % de especies

Cuadro 3. Pasos para el cultivo de arroz en la campaña chica (agosto-diciembre 2010) para las tres parcelas evaluadas.

Pasos en el cultivo de arroz	Mes de cultivo	Actividades durante el cultivo	VAC	MVI	JTT
Preparación del suelo	Julio		Preparación de semillero Gradeo y luego nivelado del terreno	Preparación de semillero Gradeo con niveladora Nivelación del suelo e inundación y Fangueo	Preparación de la tierra y semillero Fangueo
Inundación y trasplante	Agosto		Trasplante con agua Parcelas con una entrada de agua y una salida	Trasplante con agua Parcelas con una entrada de agua y una salida	Trasplante con agua Parcelas con una entrada de agua y una salida
Siembra	Agosto	Aplicación inicial	Aplicación de herbicida Saturno 90 (Benthiocarb) y Chem rice (Butachlor).	Aplicación de herbicida a los 8 días de la siembra (Machete) 3 bolsas por ha.	No usa herbicidas Saca hierbas a mano
Período vegetativo	Septiembre		Aplicación de Fungicida Derosal 60 mg/Moch. (Carbendazim), de Insecticida Disparo 35 mg/Moch. (Clorpirifos y Permetrina) y adherente citogel.	Aplicación de Fungicida Derosal (Carbendazim), Folizyme (N, P, Ca y micronutrientes) y Adherente. Aplicación de insecticida Larvin 80(Thiodicarb).	Aplicación de Insecticida Furadan (Carbofuran)
	Septiembre	Abonada inicial	2 sacos de urea, 2 de sulfato y P,K (35,15). Foliar aminofol (Bioestimulante)	Luego de 5 días se seca la parcela para abonar 8 sacos de urea por ha	3 sacos urea y 1 de sulfato por ha
	Octubre	Segunda abonada	5 sacos de urea y 2 de sulfato	8 sacos de urea y 2 de sulfato por ha	2 sacos de urea y 2 de sulfato Foliar Promalina (Acido Giberelico, Citoquininas) y otros.
Formación de la panícula y maduración	Octubre	Manejo de Plagas. Segunda aplicación	Dorsan (isecticida organofosforado) 60 mg/mochila, Insecticida Larvín (Carbamato), Insecticida Ciper mex	Saca hierbas a mano porque herbicida no funcionó.	Aplicación de insecticida (Cipermetrina)

(Cipermetrina) y herbicida Balazo
(Glyphosate) 35 mg/mochila

...continuación

	Noviembre		Aplicación de insecticida Sherpa Cipermetrina).	Aplicación de insecticida Sherpa (1L/Ha) (Cipermetrina).	
	Noviembre	Tercera abonada		4 sacos de urea y 2 sulfato. Aplicación de Aminocat (NPK) con adherente.	3 sulfato y 1 de sacos de urea
	Diciembre	Cuarta abonada	Aplicación de bioestimulante foliar.	Aplicación de Microcat (aminoácidos y micronutrientes) con aminofol (bioestimulante) para abono foliar.	2 sacos sulfato y 1 de urea Aplicación de Ergostin (foliar) 1 L/ha
	Diciembre	Manejo de Plagas. Tercera aplicación		Aplicación de insecticida Sherpa (1L/Ha) (Cipermetrina).	
Cosecha	Diciembre- Enero		Secado de la parcela en diciembre. Cosecha a mano dic-ene.	Secado de la parcela en diciembre. Cosecha a mano dic-ene	Secado de la parcela en diciembre. Cosecha a mano dic-ene

Fuente: Elaboración propia

Cuadro 4. Comparación de valores medios de riqueza de familia, taxa y abundancia de macroinvertebrados para los tratamientos de parcelas, puntos de muestreo (entradas y salidas) y meses evaluados. Se detallan los valores de F, grados de libertad (gl), el p estadístico y la significancia.

Variable	Comparación	F	gl	p	Significancia
Riqueza media de familias	Parcelas	14.94	2,65	0.0001	*
	Entrada vs Salida	21.60	1,65	0.0001	*
	Meses	10.90	3,65	0.0001	*
Riqueza media de taxa	Parcelas	22.98	2,65	0.0001	*
	Entrada vs Salida	16.23	1,65	0.0002	*
	Meses	7.28	3,65	0.0002	*
Abundancia media de macroinvertebrados	Parcelas	0.36	2,65	0.9408	-
	Entrada vs Salida	0.79	1,65	0.1734	-
	Meses	8.88	3,65	0.0003	*
Riqueza media de familias	Entrada vs Salida JTT	4.92	1,17	0.0413	*
	Entrada vs Salida MVI	1.04	1,19	0.3182	-
	Entrada vs Salida VAC	2.11	1,23	0.1604	-
	Meses JTT	7.57	3,17	0.0053	*
	Meses MVI	29.64	2,19	0.0001	*
	Meses VAC	2.04	3,23	0.1412	-
Riqueza media de taxa	Entrada vs Salida JTT	3.48	1,17	0.0804	-
	Entrada vs Salida MVI	0.84	1,19	0.3700	-
	Entrada vs Salida VAC	1.07	1,23	0.3120	-
	Meses JTT	10.81	3,17	0.0012	*
	Meses MVI	32.31	2,19	0.0001	*
	Meses VAC	2.45	3,23	0.0930	-
Abundancia media de macroinvertebrados	Entrada vs Salida JTT	1.54	1,17	0.2323	-
	Entrada vs Salida MVI	2.65	1,19	0.1206	-
	Entrada vs Salida VAC	1.89	1,23	0.1825	-
	Meses JTT	1.22	3,17	0.3243	-
	Meses MVI	1.91	2,19	0.1690	-
	Meses VAC	4.84	3,23	0.0108	*

Fuente: Elaboración propia

compartidas entre las entradas y las salidas sobre todo de las parcelas VAC (11 por ciento), MVI (13 por ciento), siendo mayor en JTT (38 por ciento). De acuerdo a las diferencias observadas en las variables de biodiversidad de riqueza y abundancia de macroinvertebrados entre y dentro de las parcelas de arroz evaluadas, es evidente que el sistema es muy complejo y variable por sí mismo. Sin embargo, las diferencias en el tratamiento del cultivo de arroz (Cuadro 3), en la aplicación de plaguicidas (insecticida, herbicidas y fungicidas) como de agroquímicos (nutrientes y aditivos) y en el manejo del agua podrían explicar parte de la variabilidad encontrada. Esto coincide con un efecto de los diferentes aspectos del manejo del agua y de los productos sobre la biodiversidad de la parcela (Schulz & Liess, 1999; Gonzaga de Toledo *et al.*, 2002; Rizo-Patrón, 2003a; Molozzi *et al.*, 2006; Molozzi *et al.*, 2007; Baumart & Santos, 2011; Rizo-Patrón *et al.*, 2011; Rizo-Patrón *et al.*, 2013).

4.3 COMPOSICION Y ESTRUCTURA DE LAS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS

Los órdenes con mayor diversidad en los puntos principales en términos de riqueza de taxa fueron Tricóptera (23 por ciento), Díptera (17 por ciento) y Coleóptera (12 por ciento) para P1, Coleóptera (19 por ciento), Díptera (13 por ciento) y Hemiptera, Odonata y Basomatophora con 10 por ciento cada uno en P2, y Basomatophora, Díptera y Odonata con 19 por ciento para P3. Los grupos más abundantes, fueron Tricóptera (42 por ciento) y Díptera (25 por ciento) para P1, Basomatophora (41 por ciento) y Díptera (14 por ciento) en P2, y, Díptera (57 por ciento) y Basomatophora (14 por ciento) para P3 (Cuadro 5).

Los órdenes con mayor diversidad en las parcelas de arroz individuales fueron Diptera (29 por ciento) y Coleoptera (21 por ciento) para la parcela VAC, Diptera (29 por ciento), Basomatophora (26 por ciento) y Coleoptera (13 por ciento) para JTT y Diptera (29 por ciento), Basomatophora (14 por ciento) y Coleoptera (21 por ciento) para MVI.

Los grupos más abundantes fueron Diptera (59 por ciento) y Basomatophora (26 por ciento) para VAC y Basomatophora (62 por ciento) Ostradoda y Diptera (18 por ciento) cada uno en JTT, y Diptera (28 por ciento) y Basomatophora (45 por ciento) en MVI (Cuadro 5).

Cuadro 5: Riqueza y abundancia de macroinvertebrados en porcentaje para cada orden colectado en todos los puntos de muestreo. Datos presentados en porcentaje.

Clase /Orden	P1	P2	P3	VAC	MVI	JTT
Riqueza de macroinvertebrados						
Hirudinea	2.94	3.23		1.61	2.94	
Basommatophora	8.82	9.68	18.75	11.29	14.71	26.09
Mesogastropoda	2.94	3.23	6.25	3.23	5.88	4.35
Veneroidea	2.94	3.23	6.25	1.61	2.94	4.35
Ephemeroptera	2.94		6.25	3.23	2.94	
Trichoptera	23.55	9.68	6.25	4.84	2.94	4.35
Odonata	2.94	9.68	18.75	9.68	0.00	4.35
Coleoptera	11.76	19.33	6.25	20.97	20.59	13.04
Collembola				1.61	2.94	4.35
Hemiptera	5.88	9.68		9.68	5.88	4.35
Lepidoptera	2.94					
Diptera	17.65	12.90	18.75	29.03	29.41	30.43
Ostracoda	5.88				8.82	4.35
Acari/acarina		9.68				
Decapoda	5.88	9.68	12.50	3.23		
Conchostraca	2.94					
Abundancia de Macroinvertebrados						
Hirudinea	0.21	0.63		0.08	0.15	
Basommatophora	7.47	41.04	13.92	25.95	44.60	62.62
Mesogastropoda	9.22			2.29	16.18	0.38
Veneroidea	5.72	13.87	1.00	0.28	1.01	0.19
Ephemeroptera	6.86		0.50	0.16	0.07	
Trichoptera	41.80	5.36	7.50	0.32	0.07	0.38
Odonata	0.13	7.04	12.83	0.57		
Coleoptera	0.29	6.04	0.50	2.09	1.09	0.57
Collembola				0.08	0.13	0.19
Hemiptera	2.79	3.47		1.55	0.53	0.47
Lepidoptera	0.04					
Diptera	25.36	14.35	56.75	59.15	28.31	18.15
Ostracoda	0.15				7.87	17.01
Acari/acarina		2.84				
Decapoda	0.13	5.99	7.00	7.45		
Conchostraca	0.04					

Fuente: Elaboración propia

La estructura y composición de la comunidad de macroinvertebrados parecen haber sido influenciadas por el cambio en la calidad del agua dentro del sistema de riego debido a que las mismas variaron entre los diferentes puntos de muestreo. Los tres puntos de muestreo del sistema de riego compartieron menos de 50 por ciento de las especies entre ellas, pero presentaron algunos taxa exclusivos (P1: *Tricorythodes* sp., *Macrelmis* sp., *Limnocoris* sp., *Pyraustinae* sp. *Glossosomatidae* sp., *Neotrichia* sp., *Nectopsyche* sp.1, *Macronema* sp., *Oecetis* sp., *Simulium* sp. *Hemerodromia* sp. *Ostracoda* sp.1 y sp. 2, y *Conchostraca* sp.1.; P2; *Hebridae* sp 1 y sp 2, *Celina* sp., *Ptilodactylidae* sp., *Curculionidae* sp., *Haliplidae* sp., *Alluaudomyia* sp., *Acaridae* sp.1, sp.2 y sp.3, y para P3: *Baetis* sp., *Scatella* sp., fueron los únicos taxa exclusivos. En el caso del punto P1 la presencia de taxa raros (hasta 5 individuos) incrementaron la riqueza de macroinvertebrados por sobre los otros dos tratamientos. De acuerdo a la literatura, los taxa encontrados en el punto P1 suelen hallarse en aguas con baja carga orgánica y con valores de conductividad bajos y oxígeno disuelto altos (Roldán, 2003; Prat *et al.*, 2009). En cambio los taxa encontrados en los puntos P2 y P3 suelen hallarse en aguas con mayor carga de nutrientes y altos valores de conductividad (Bambaradeniya, 2000; Barbosa *et al.*, 2001; Bambaradeniya & Amarasinghe, 2003; Azrina *et al.*, 2006). *Baetis* sp. es considerado como uno de los efemerópteros resistentes a la contaminación (Castillo *et al.*, 2006).

Al igual que en los puntos principales P2 y P3, los ordenes más ricos y abundantes encontrados en las parcelas individuales corresponden a órdenes que frecuentemente se encuentran en sitios con mayor concentración de nutrientes, lo cual incrementa la productividad primaria y favorece la abundancia de los macroinvertebrados que se alimentan de algas como los moluscos (Basomatophora) (Roldán, 1988, 1999; Roldán, 2003; Leitão *et al.*, 2007; Domínguez & Fernandez, 2009; Baumart & Santos, 2011).

4.4 FACTORES FISICOQUÍMICOS EN LOS PUNTOS PRINCIPALES PARA TODO EL PERIODO DE ESTUDIO

Los valores de los parámetros fisicoquímicos variaron en algunos casos entre los diferentes puntos principales y los meses evaluados. Específicamente, la temperatura varió entre 20.5 y 28 y fue mayor en el punto P1 que en P2 y P3 ($F=30.39$; $gl=2,35$; $P=0,0001$) y fue diferente a lo largo de los meses evaluados ($F=124.9$; $gl=3,35$; $P=0,0001$) (Fig. 11 a y b). Asimismo, el oxígeno disuelto fue mayor en el punto P1 en comparación con los puntos P2 y P3. Sin embargo, los últimos dos sitios de muestreo presentaron valores medios muy

similares ($F=803.03$; $gl=2,35$; $P=0,0001$). Asimismo, el oxígeno disuelto varió entre los meses evaluados ($F=133.56$; $gl=3,35$; $P=0,0001$) (Fig. 11 c y d). Por último, la profundidad fue mayor en el punto P3 que en el punto P1 y P2 ($F=22.01$; $gl=2,35$; $P=0,0001$) y no presentó diferencias significativas entre los meses de muestreo ($F=0.56$; $gl=3,35$; $P=0,6436$).

Por otro lado, el pH fue ligeramente mayor para P1 que P2 y P3 los cuales fueron similares entre sí ($F=444.08$; $gl=2,35$; $P=0,0001$), mostrando una pequeña variación entre los meses evaluados ($F=1381.02$; $gl=3,35$; $P=0,0001$) (Fig. 12 a y b). De igual forma la turbidez fue menor en el P1 que en P2 y similar entre P1 y P3 ($F=46.94$; $gl=2,35$; $P=0,0001$) y mostró diferencias significativas entre los meses de muestreo con un aumento importante en noviembre para el punto P3 y un pico considerable en el punto P2 para el mismo mes ($F=46.94$; $gl=2,35$; $P=0,0001$) (Fig. 12 c y d).

La conductividad eléctrica se mantuvo por debajo de $1\ 000.0\ \mu\text{S}$ en el P1 y entre $4\ 000.0$ a $7\ 000.0$ para los puntos P2 y P3, observándose diferencias significativas entre los puntos P1 y P2 y P1 y P3 ($F=50851.94$; $gl=2,35$; $P=0,0001$) (Fig. 13 a). Sin embargo, la misma variable se mantuvo casi constante en P1 durante todos los meses evaluados mientras que en los puntos P2 y P3 se registró un leve aumento hacia el final del estudio en P2 y un aumento constante en P3 durante todo el estudio ($F=778.04$; $gl=3,35$; $P=0,0001$) (Fig. 13 b). Al igual que la variable conductividad eléctrica, la salinidad se mantuvo baja en P1 (menor a $0.5\ \text{ppm}$) y alrededor a $3\ \text{ppm}$ en los puntos P2 y P3 observándose diferencias significativas entre P1 y P2 y P1 y P3 ($F=59513.24$; $gl=2,35$; $P=0,0001$). Por otro lado, la salinidad se mantuvo casi constante para el punto P1 a lo largo del estudio y mostró un aumento progresivo en P2 y P3 hacia el final del estudio ($F=578.74$; $gl=3,35$; $P=0,0001$) (Fig. 13 c y d).

Los factores fisicoquímicos son cruciales para la vida en todos los ambientes acuáticos. La temperatura es crucial porque aporta la energía directamente de la radiación solar, la cual regula numerosos procesos físicos, químicos y biológicos (Roldán, 1992). El punto P1 no se encontraba cubierto por vegetación y por lo tanto se encontraba más expuesto a la radiación solar que los otros dos sitios. Esto fue evidente en el último mes (diciembre), en el cual la temperatura ambiente fue la mayor para todo el estudio. El punto P2 estaba cubierto con gran cantidad de vegetación acuática emergente que hacía sombra, razón por la cual la temperatura puede haber sido menor.

El oxígeno se encuentra disuelto en agua con un punto de saturación cercano a los 10 mg/l, y varía con la salinidad y la temperatura (Roldán, 1992). La solubilidad del oxígeno aumenta a medida que disminuye la temperatura. Sin embargo, la solubilidad del oxígeno disminuye con el aumento de la salinidad y de la cantidad de materia orgánica presente en el cuerpo de agua, puesto que es utilizado para degradarla. En los puntos principales se observó una disminución de OD desde el Punto P1 al P2 y P3. Esto coincide con una mayor salinidad y con un aumento de los nutrientes, producto de la aplicación de fertilizantes en las parcelas de muestreo.

Los valores de pH en ecosistemas naturales neotropicales varían entre 6 y 9. Sin embargo, los iones producto de los efluentes agrícolas puede cambiar el pH dependiendo de si aportan iones + o - (Roldán, 1992). Existen muchos factores que pueden afectar el pH, pero uno de los más importantes es la relación de absorción de nutrientes negativamente cargados (aniones) y positivamente cargados (cationes). En general un exceso en la absorción de cationes sobre aniones provoca una disminución del pH hacia un sistema ácido, mientras que una relación de absorción inversa produce un incremento en el pH (Margalef, 1983). En los puntos principales el pH fue menor en los puntos P2 y en P3 en algunos casos, coincide con una menor concentración de nutrientes especialmente nitrato (NO_3^-) y nitrito (NO_2^-) y una mayor de amonio (NH_4^+) en P1 que en P2. Cuando las plantas absorben amonio, se produce un exceso de carga negativa alrededor de la planta que, la propia planta, intenta neutralizar por medio de la segregación de cationes H^+ , con lo cual baja el pH. En el punto P1 no existe vegetación acuática que pueda absorber el NH_4^+ , pero en los puntos P2 y P3 sí hay plantas acuáticas emergentes que pueden utilizar el amonio. En P3, el amonio fue mucho mayor que en los otros dos puntos. Sin embargo, el pH se mantuvo similar al punto P2. Si bien existen plantas que pueden absorber el amonio, otros efectos que provienen de las aguas del río Piura pueden estar afectando el pH y manteniéndolo bajo.

La turbidez define el grado de opacidad producida en el agua por la materia particulada en suspensión, y determina también la cantidad de radiación solar que puede llegar a zonas más profundas (Roldán, 1992). Los mayores valores de turbidez en el punto P2 se deberían principalmente a un aumento en la cantidad de partículas en suspensión luego del paso por el sistema de parcelas de cultivo. En el punto P3 sin embargo, el valor de turbidez probablemente sea más bajo debido a que la profundidad se incrementó (de 62 cm en P1 a 98 cm en P3). En el punto P2 la profundidad disminuyó con respecto al punto P1 y esto

promueve una remoción de sedimentos del fondo, con las aguas de drenaje que llegan desde los cultivos.

Los sólidos disueltos son aquellos iones o partículas que se encuentran presentes en el agua y dependen de las actividades que se den en la cuenca. En el caso de aguas provenientes de campos agrícolas, los sólidos principales son los nitratos y fosfatos, los cuales son responsables de la productividad primaria (Roldán, 1992). Esto se puede medir a través de la conductividad eléctrica que mide la cantidad total de iones, es decir que a mayor concentración de iones en solución mayor la conductividad. En este caso, la conductividad fue mucho menor en el punto P1 que en P2 y P3. Esto coincide con lo encontrado antes y después de estos agroecosistemas en otras partes del mundo. Rizo Patrón (2003a) encontró un aumento de la conductividad luego de la salida del sistema de arrozales que evaluó en Costa Rica. Asimismo, Curcó *et al.* (2001) encontraron un aumento de la conductividad luego de la aplicación de agroquímicos en los sistemas de arroz, al igual que lo mencionado por otros autores (Bambaradeniya, 2000; Bambaradeniya & Amarasinghe, 2003; Molozzi *et al.*, 2006).

Las condiciones fisicoquímicas en el punto P1 (Oxígeno disuelto, Temperatura y pH mayores y Turbidez, conductividad eléctrica y salinidad menores), comparada con la de los otros dos puntos de muestreo pueden favorecer la colonización de los adultos de diferentes grupos de macroinvertebrados que frecuentemente se encuentran en zonas con condiciones de hábitat moderadas a buenas, como los que se han observado en el canal de riego. Los cambios a peores condiciones de hábitat en términos de condiciones fisicoquímicas generalmente influyen negativamente la posibilidad de colonización por parte de adultos de algunos órdenes y favorecen la dominancia de aquellos que se encuentran en zonas con condiciones de moderadas a bajas (Harding & Winterbourn, 1995; Resh *et al.*, 1996; Roldán, 2003; Death, 2004; Soldner *et al.*, 2004; Camargo & Gonzalo, 2007; Wang *et al.*, 2007; Domínguez & Fernandez, 2009). Esto coincide con lo encontrado en estudios similares en el delta del Ebro, en India y en Costa Rica al estudiar comunidades de macroinvertebrados en estos ecosistemas (Bambaradeniya, 2000; Curcó *et al.*, 2001; Bambaradeniya & Amarasinghe, 2003; Rizo-Patrón, 2003b, a; Rizo-Patrón *et al.*, 2013), en los cuales un porcentaje de oxígeno disuelto mayor, pH mayor y conductividad y salinidad menores favoreció un aumento de la diversidad de macroinvertebrados.

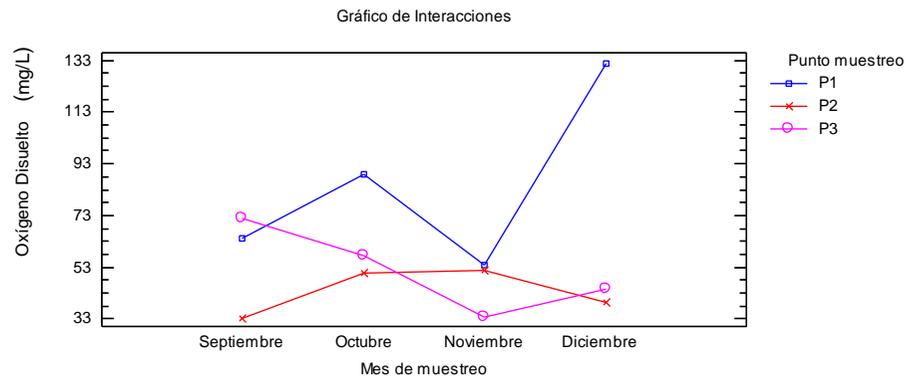
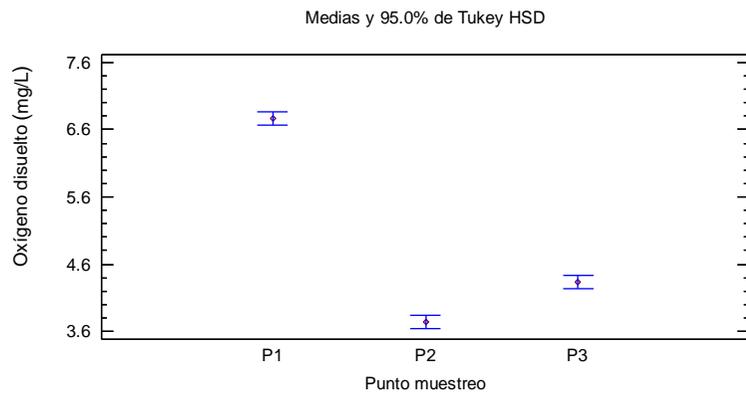
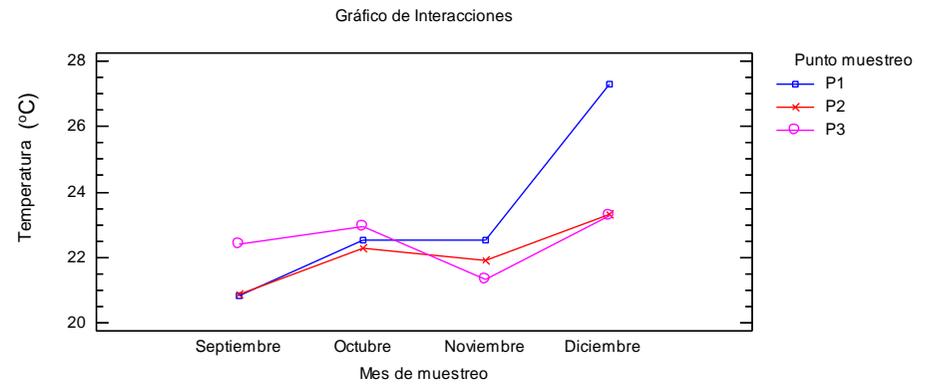
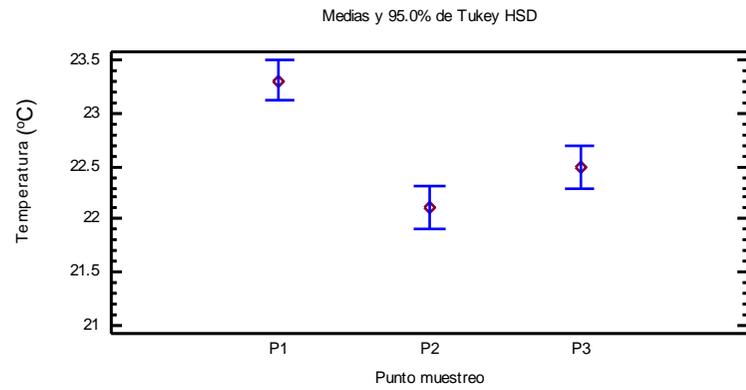


Figura. 11. Valores medios de factores fisicoquímicos por punto de muestreo e interacciones de medias para los muestreos realizados. a y b: Temperatura (°C), c y d: Oxígeno disuelto (mg/L).

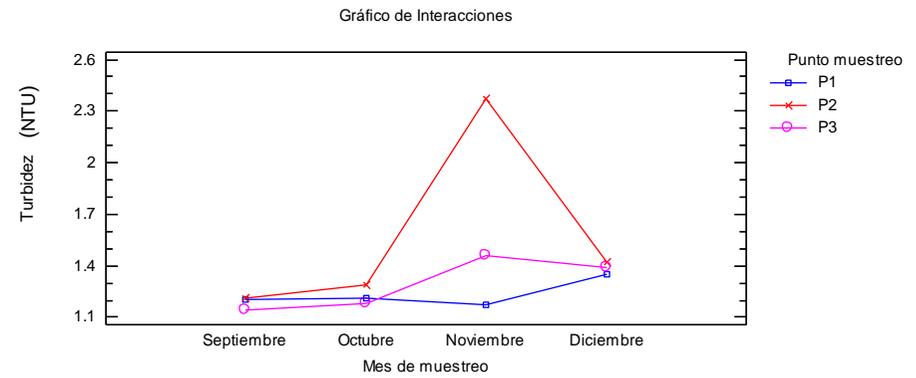
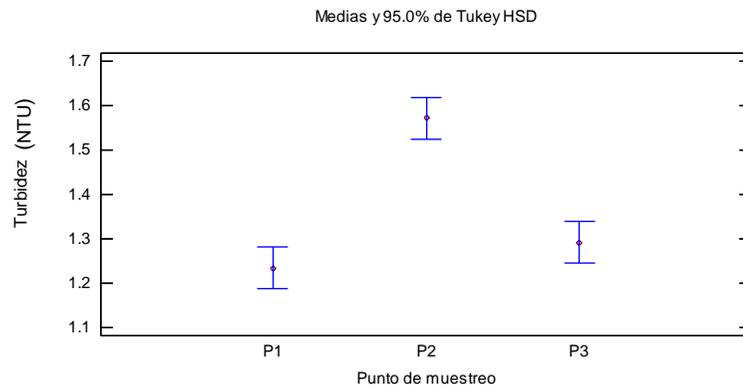
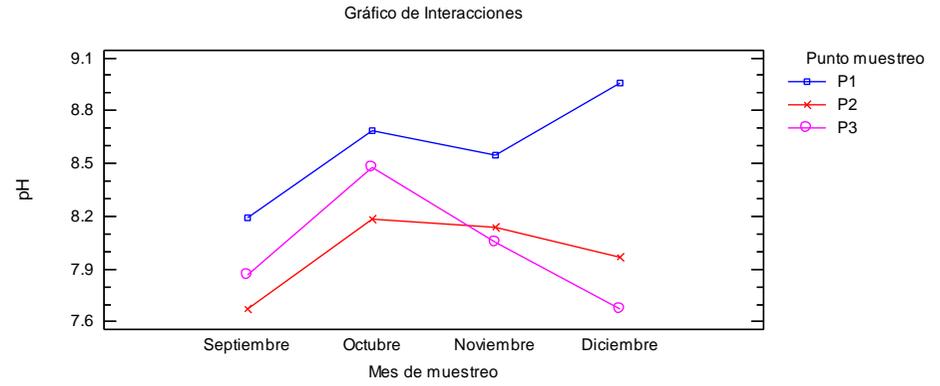
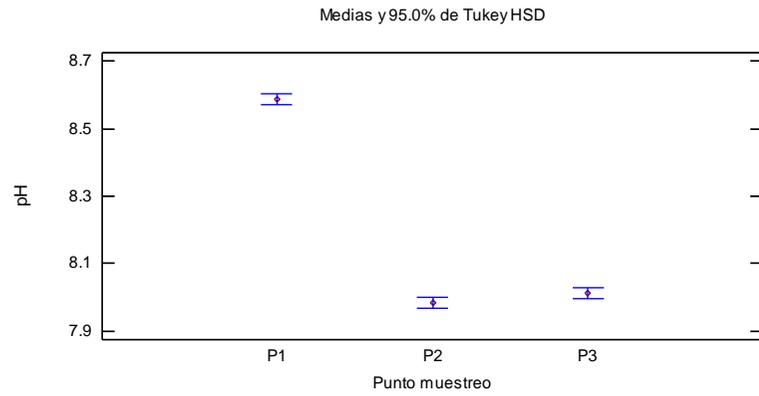


Figura. 12. Valores medios de factores fisicoquímicos por punto de muestreo e interacciones de medias para los muestreos realizados. a y b: pH, c y d: Turbidez (NTU).

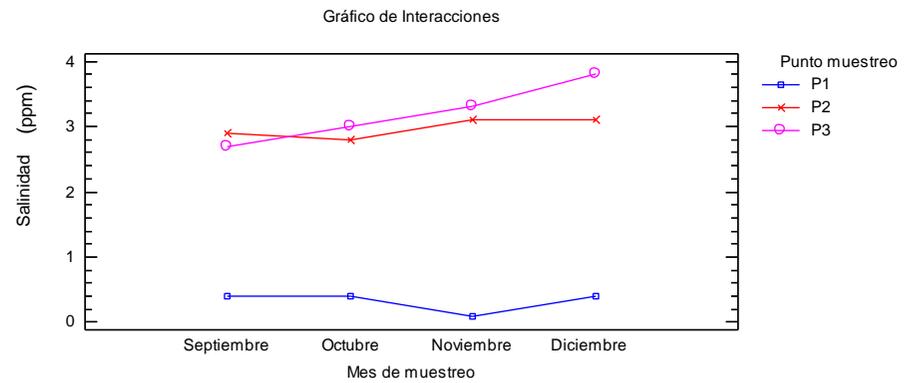
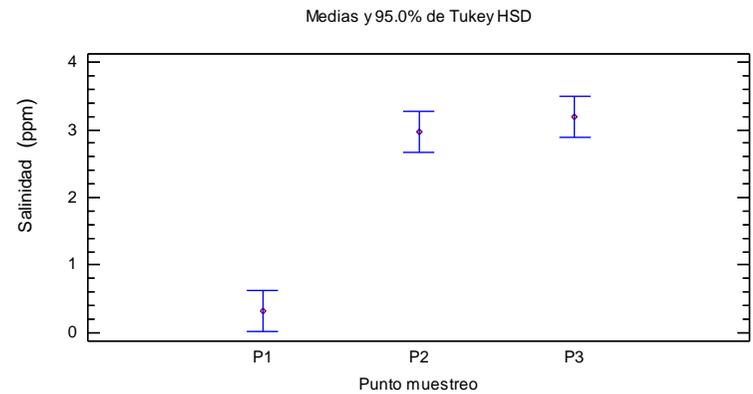
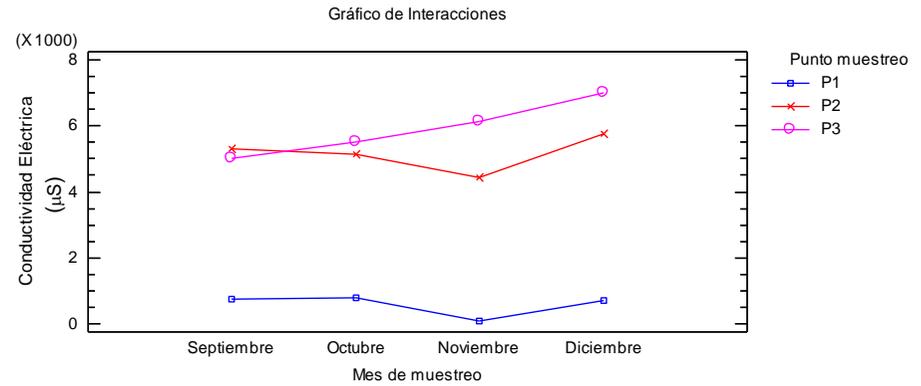
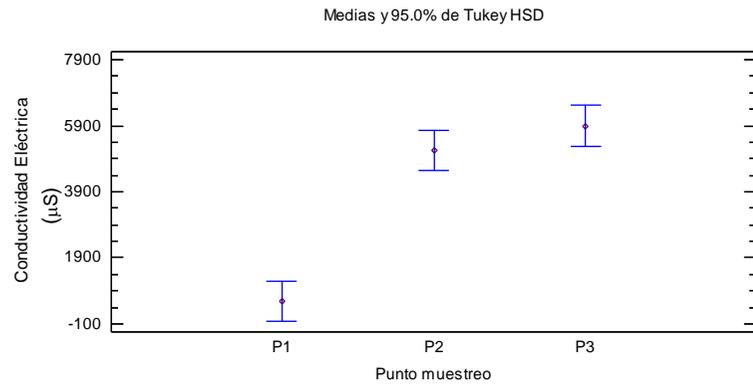


Figura. 13. Valores medios de factores físicoquímicos por punto de muestreo e interacciones de medias para los muestreos realizados. a y b: Conductividad eléctrica (µS), c y d: Salinidad (ppm).

4.5 FACTORES FISICOQUÍMICOS EN LAS PARCELAS DE ARROZ

Analizando las tres parcelas en conjunto se observaron diferencias significativas para algunas de las variables (Cuadro 6). La turbidez fue mayor en las parcelas JTT y en MVI que en VAC ($F=60.66$; $gl=2,71$; $P=0,0001$), mientras que la profundidad fue mayor en la parcela VAC en comparación con la MVI y JTT ($F=34.29$; $gl=1,71$; $P=0,0001$). El oxígeno disuelto fue mayor en MVI y en VAC que en JTT, siendo similar en las dos primeras y mostrando diferencias significativas con JTT ($F=214.0$; $gl=2,71$; $P=0,0001$). Asimismo, la temperatura media varió entre las tres parcelas, siendo mayor en MVI que en VAC y que en JTT respectivamente ($F=1864.2$; $gl=2,71$; $P=0,0001$). El pH varió entre las parcelas evaluadas y fue mayor en MVI que en VAC y que en JTT ($F=41.75$; $gl=2,71$; $P=0,0001$). La conductividad fue mayor en JTT que en VAC y MVI pero solo mostró diferencias significativas con esta última parcela ($F=3.66$; $gl=2,71$; $P=0,0033$). Por último, la salinidad no presentó diferencias significativas entre las parcelas ($F=0.59$; $gl=2,71$; $P=0,5552$).

Al analizar los factores fisicoquímicos se observó que para las parcelas VAC y MVI no hubo diferencias significativas entre las entradas y las salidas en ninguno de los casos. Sin embargo, para la parcela JTT, la conductividad fue menor en la entrada que en la salida ($F=6.60$; $gl=2,21$; $P=0,0183$), la turbidez fue mayor en la entrada que en la salida ($F=13.59$; $gl=2,21$; $P=0,0015$) y la salinidad menor en la entrada que en la salida ($F=4.15$; $gl=2,21$; $P=0,05$).

Las diferencias entre las tres parcelas puede deberse a las actividades de manejo realizadas y los momentos de aplicación en relación a la toma de datos, al manejo del agua de riego y a los productos aplicados (Curcó *et al.*, 2001). Por ejemplo, la parcela MVI, en septiembre, se seco durante cinco días la parcela para abonar. Este secado (concentración de nutrientes) y posterior llenado de la parcela luego de la aplicación (dilución de nutrientes), afecta las condiciones de conductividad, puesto que en este caso se aplicaron 8 sacos de urea en la parcela y nuevamente quedó inundada. Por otro lado, en JTT el agua fue otorgada cada 5-10 días, produciendo que la parcela se seque casi completamente, lo que probablemente afectó tanto la estabilidad de los factores fisicoquímicos y de las comunidades de macroinvertebrados.

Estas diferencias entre las parcelas y dentro (entradas y salidas) fueron posiblemente debidas a los productos aplicados y a factores propios de la parcela en sí que generan condiciones que pueden ser muy diferentes en cada caso. En el trabajo realizado en el Delta del Ebro algunas de las variables fisicoquímicas fueron diferentes significativamente. La

temperatura fue mayor en la salida que en la entrada de agua (González-Solís & Ruiz, 1996; SEO/Birdlife, 2001). Esto puede deberse a que en la zona del bajo Piura, y por encontrarse en la cola de la cuenca, el agua escasea, por lo que frecuentemente los agricultores cierran la salida de agua para mantener la parcela bajo riego, mientras que en la entrada en general, queda una corriente de agua de entrada que puede facilitar el movimiento y mantener una menor temperatura que en la salida.

Las diferencias en la conductividad, salinidad y turbidez, entre la entrada y la salida de la parcela JTT, explicarían la disminución de las variables de biodiversidad observadas en los muestreos de macroinvertebrados. Esto coincide con SEO/Birdlife (2001), en el cual los valores de conductividad y salinidad fueron mayores en la salida en comparación con la entrada. Estos cambios se atribuyen a la distinta aplicación de productos que se incorpora como partículas en suspensión o en el sedimento y aumenta la conductividad y la salinidad por un aumento en la concentración total de componentes iónicos (Roldán, 2003). Para algunos organismos un aumento en la salinidad afecta su capacidad de osmoregulación y puede ser letal (Roldán, 2003). En cambio, una menor riqueza de familias y de taxa en la parcela JTT podría estar asociada a una baja diversidad de micro hábitats o tal vez a la aplicación de algún plaguicida antes del muestreo.

En las otras dos parcelas, MVI y VAC, si bien se observaron cambios en algunos de los parámetros fisicoquímicos entre las parcelas o entre las entradas y salidas de una misma parcela, no siempre se observaron diferencias significativas. Sin embargo, esas pequeñas modificaciones en las condiciones del hábitat pueden ser suficientemente grandes como para afectar el establecimiento de algunos macroinvertebrados modificando la fauna acuática presente en cada sitio (Roldán, 1988; Merritt & Cummins, 1996a; Roldán, 2003; Domínguez & Fernandez, 2009)

Cuadro 6. Parámetros fisicoquímicos para cada parcela de arroz individual, por mes de muestreo y para todo el estudio por punto de muestreo. Se detallan los valores por mes y los valores medios (desviación estándar) para cada punto y parámetro.

Punto de muestreo	Profundidad (cm)	Conductividad eléctrica (μS)	Salinidad (ppm)	pH	Temperatura ($^{\circ}$C)	Oxígeno Disuelto (mg/l)	NTU turbidez
Septiembre							
Ent VAC	15.0	1 315.00	0.7	8.74	21.4	10.52	1.38
Sal VAC	12.0	1 335.00	0.7	7.79	23.2	3.75	1.79
Ent MVI	10.0	519.00	0.3	8.14	22.3	7.61	1.29
Sal MVI	12.0	792.00	0.30	7.80	24.00	4.40	1.18
Ent JTT	22.0	690.00	0.40	9.00	27.90	8.20	1.51
Sal JTT	24.0	795.00	0.40	9.12	29.00	6.30	1.40
Octubre							
Ent VAC	10.0	1 052.00	0.5	8.14	26.9	5.69	1.29
Sal VAC	14.0	1 150.00	0.6	8.7	28.7	5.46	1.61
Ent MVI	8.0	150.70	0.2	9.81	26.7	7.28	1.58
Sal MVI	12.0	2 342.00	1.20	9.16	32.20	8.68	1.45
Ent JTT	12.0	779.00	0.40	9.11	30.90	10.27	1.45
Sal JTT	15.0	585.00	0.30	9.20	30.00	8.79	1.67
Noviembre							
Ent VAC	5.0	839.00	0.4	7.6	28.3	1.85	2.37
Sal VAC	3.0	440.00	0.2	7.98	27.8	6.25	2.37
Ent MVI	6.0	722.00	0.4	9.09	25.9	5.13	1.23
Sal MVI	15.0	2 469.00	1.30	8.03	28.00	6.65	1.18
Ent JTT	16.0	705.00	0.30	7.77	20.40	3.45	1.55
Sal JTT	12.0	835.00	0.40	7.81	20.90	2.82	1.28
Diciembre							
Ent VAC	5.0	845.00	0.4	9.18	19.7	1.83	2.00
Sal VAC	3.0	979.00	0.5	8.01	20.2	2.07	1.75
Ent MVI	6.0	875.00	0.4	7.84	20.1	1.06	2.23
Sal MVI	5.0	2 505.00	1.30	8.13	20.30	2.70	1.28
Ent JTT	12.0	574.00	0.40	7.71	22.70	3.82	2.08
Sal JTT	20.0	881.00	0.30	7.77	22.30	3.96	1.91

...continuación

Promedio (Desviación Standard) por punto y parcela para todo el estudio							
Ent VAC	8.8 (4.8)	1 012.8 (224.5)	0.5 (0.1)	8.4 (0.7)	24.1 (4.2)	5.0 (4.1)	1.8 (0.5)
Sal VAC	8.0 (5.8)	976.0 (385.8)	0.5 (0.2)	8.1 (0.4)	25.0 (4.0)	4.4 (1.9)	1.9 (0.3)
Ent MVI	7.5 (0.9)	622.1 (175.2)	0.4 (0.1)	8.9 (0.9)	27.9 (3.1)	6.1 (0.7)	1.6 (0.5)
Sal MVI	10.5 (1.0)	1 001.0 (215.4)	0.5 (0.1)	8.4 (0.6)	28.6 (5.1)	7.3 (0.9)	1.8 (0.1)
Ent JTT	9.18 (4.7)	753.1 (84.8)a	0.4 (0.1)a	8.2 (0.14)	20.7 (0.3)	2.4 (0.3)	2.0 (0.08)a
Sal JTT	9.81 (5.3)	1342.2 (162.8)b	0.6 (0.1)b	7.9 (0.14)	20.9 (0.3)	2.89 (0.3)	1.6 (0.08)b
VAC	14.8 (0.24)a	956.0 (65.9)ab	0.49 (0.14)	8.4 (0.2)a	25.4 (0.1)a	6.49 (0.15)a	1.43 (0.4)b
MVI	8.7 (0.24)b	735.87 (84.1)a	0.55 (0.10)	8.7 (0.2)b	28.1 (0.1)b	6.49 (0.12)a	1.73 (0.4)a
JTT	9.8 (0.28)c	1024.88 (69.9)b	0.50 (0.12)	8.0 (0.2)c	20.8 (0.1)c	2.71 (0.20)b	1.76 (0.3)a

Nota: Sal = salida, Ent = entrada. Letras o símbolos diferentes en los valores medios indican diferencias estadísticas ($p < 0.05$).

Fuente: Elaboración propia

4.6 CONCENTRACIÓN DE NUTRIENTES EN LOS PUNTOS PRINCIPALES

Para el caso de los nutrientes, en P1, se observó una menor concentración de nutrientes para casi todos los meses excepto en agosto donde el fosfato presentó un pico y en octubre donde las fuentes inorgánicas de nitrógeno en total también fueron mas altas. Sin embargo, en P2 y P3 tendieron a un ligero aumento (Cuadro 7). En términos generales, los fosfatos aumentaron del punto P1 al P2 y disminuyeron nuevamente al P3. El potasio aumentó de 7.5 veces del punto P1 al P2 y de 5.3 del punto P1 al P3. El amonio disminuyó al punto P2 y volvió a aumentar a P3. Por último el nitrato y nitrito aumentaron del P1 al P2 y disminuyeron luego en el P3.

Al evaluar las tendencias dentro de cada punto durante los meses de muestreo se pudo observar que el potasio aumentó ligeramente en P1 y P3 durante todo el estudio mientras que en P2 disminuyó ligeramente. Los nitritos disminuyeron fuertemente a lo largo del estudio en el punto P2, ligeramente en el punto P1 y aumentaron también ligeramente en P3. El amonio aumentó en el punto P3 y disminuyó en los puntos P1 y P2 durante el estudio. Los nitratos aumentaron en P2 a lo largo de los meses en el orden de 4 a 10 veces. En P3 tendieron a disminuir ligeramente y en P1 los valores se mantuvieron estables. Por último, las formas inorgánicas del N sumadas (nitritos, nitratos y amonio) se combinaron para evaluar la tendencia general del elemento. Este valor aumentó fuertemente en el P2 a lo largo del estudio.

Los cultivos de arroz bajo riego están asociados al uso de nutrientes y aditivos para obtener el mayor rendimiento posible. Sin embargo, estos nutrientes adicionales frecuentemente modifican las condiciones del hábitat acuático (Westcott & Mikkelsen, 1987; Forés & Comín, 1992; Robinson, 1993; Settele *et al.*, 1995; González-Solís & Ruiz, 1996; Bambaradeniya, 2000; Bambaradeniya & Amarasinghe, 2003; FAO-NACA, 2003; Halwart, 2004; Roder *et al.*, 2006; Rizo-Patrón *et al.*, 2013). La tendencia al aumento en la mayoría de los nutrientes evaluados en casi todos los puntos revela una liberación del exceso de nutrientes a los sistemas de riego y drenaje. La aplicación de nitrógeno en los arrozales hace que aumenten los niveles de nitrito y nitrato en los drenajes (Roldán, 1992) como se vio en el presente estudio. Este exceso de nutrientes está relacionado con la eutroficación de los sistemas acuáticos especialmente con los compuestos fosforados o nitrogenados, que favorecen el desarrollo de plancton, algas y/o macrófitas con lo cual el ecosistema sufre cambios drásticos en el ciclo día-noche (Margalef, 1983; Roldán, 2003).

Cuadro 7: Concentraciones (mg/L) de nutrientes evaluados en los puntos principales de muestreo. Se detalla el tipo de tendencia de los datos durante todo el período (+ o -) y el r². También se detallan los valores medios para cada nutriente en cada punto de muestreo para todos los meses en conjunto.

	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre	r ²	Tendencia
Fosfatos							
P1	1.14	0.08	0.12	0.11	0.10	0.485	-
P2	0.49	1.12	0.05	0.20	1.16	0.017	+
P3	0.46	0.60	0.20	0.12	0.84	0.023	+
Potasio							
P1	2.53	2.77	7.11	6.32	7.02	0.739	+
P2	48.32	51.83	35.43	40.27	48.25	0.075	-
P3	30.25	34.12	23.34	30.67	35.12	0.046	+
Amonio							
P1	0.12	0.11	0.10	0.12	0.10	0.225	-
P2	0.10	0.11	0.09	0.10	0.07	0.533	-
P3	0.11	0.16	0.11	0.14	0.16	0.254	+
Nitratos							
P1	0.32	0.05	0.80	0.40	0.22	0.007	+
P2	0.40	0.10	0.10	1.30	1.62	0.651	+
P3	0.90	0.20	0.40	0.30	0.66	0.027	-
Nitritos							
P1	0.09	0.07	0.14	0.16	0.03	0.485	-
P2	0.32	0.09	0.18	0.21	0.07	0.017	-
P3	0.11	0.10	0.16	0.18	0.09	0.023	+
Fuentes inorgánicas N (Nitratos, Nitritos y Amonio)							
P1	0.53	0.23	1.04	0.68	0.35	0.002	+
P2	0.81	0.30	0.34	1.61	1.76	0.541	+
P3	1.11	0.41	0.67	0.62	0.91	0.012	-
Valores medios para cada punto de muestreo/para todos los meses							
	P1	P2	P3				
Fosfatos	0.103	0.633	0.440				
Potasio	5.805	43.945	30.813				
Amonio	0.108	0.093	0.143				
Nitrato	0.368	0.773	0.378				
Nitrato	0.100	0.138	0.133				

Fuente: Elaboración propia

Una cantidad mayor de nutrientes (fosfatos y nitrógeno) en algunos de los meses evaluados en el punto P1 (considerado como control), puede deberse a que el agua que proviene del embalse “Los Ejidos”, es a su vez colectada desde la parte alta de la cuenca, luego de ser probablemente utilizada en otros cultivos. Esto implica que el agua ya llega al sistema con cierta concentración de agroquímicos. En el P2 la concentración de nutrientes fue en general mayor lo que coincide con la confluencia de todas las aguas de los drenajes de los cultivos de arroz.

En P3 las concentraciones de los nutrientes se mantuvieron intermedios en casi todos los meses, probablemente debido a la dilución de los mismos con el agua que proviene del río Piura y que se conecta con el canal de desembocadura al Manglar de San Pedro de Vice (Figura 1).

El aumento de la concentración de nutrientes luego de cultivos agrícolas está asociado a una disminución en la calidad de agua (disminución de oxígeno disuelto, aumento de turbidez y conductividad, cambios en el pH), lo que condiciona el establecimiento de diferentes órdenes de macroinvertebrados (Harding, 1992; Boorman *et al.*, 1994; Pringle & Triska, 1996; Harding *et al.*, 1999; Camargo *et al.*, 2004; Wang *et al.*, 2007; Wilson *et al.*, 2008); (Roldán, 2003). Adicionalmente, parte de los nutrientes pueden quedar por décadas en los arrozales y ser liberados con el tiempo a los cuerpos de agua cercanos (Comin *et al.*, 2001). El cambio de las concentraciones de nutrientes de los puntos: P1 con aguas de riego (poco contaminadas), P2, aguas de drenaje de cultivos con una mayor concentración de nutrientes y por último el P3, aguas del canal que se dirige al ecosistema de Manglar, condicionaría la presencia o ausencia de varios macroinvertebrados.

4.7 PLAGUICIDAS

4.7.1 DETECTADOS EN LOS PUNTOS PRINCIPALES

Las muestras de agua tomadas en los puntos principales fueron analizadas para detectar residuos de plaguicidas. Se tomaron 16 muestras en total, incluyendo una en los Manglares de San Pedro de Vice. Se analizaron 121 plaguicidas diferentes (ANEXO 3) en el laboratorio de SENASA.

En el Cuadro 8 se detallan los plaguicidas y las concentraciones detectadas durante el presente trabajo. Para el mes de agosto (previo a los muestreos de macroinvertebrados), se detectaron tres plaguicidas en el punto P1 y dos en el punto P3. En septiembre detectó solo un plaguicida en el punto P2. En los meses de octubre y noviembre no se detectaron plaguicidas en ningún punto y para Diciembre se detectaron en todos los puntos de muestreo, incluyendo en el ecosistema de Manglar. El 92.9 por ciento de los plaguicidas detectados correspondió a insecticidas o combinaciones de insecticidas/nematicida o acaricida, mientras que el resto correspondió a fungicidas. Asimismo, un 28.6 por ciento de los plaguicidas fue registrado en el punto P2, en P2 y en P3 y un 14.3 por ciento fue detectado en el manglar de San Pedro de Vice.

Cuadro 8: Plaguicidas detectados en los puntos de muestreo del sistema de riego y el Manglar de San Pedro de Vice.

Mes	Punto de muestreo			
	P1	P2	P3	P4
Agosto	Clorobencilato (0.013 ug/L) Benalaxil (0.003 ug/L) Endosulfansulfato (0.02 ug/L)	-	Cipermetrina (0.047 ug/L) Fenvalerato (0.029 ug/L)	
Septiembre	-	Carbofurano (0.06 ug/L)	-	
Diciembre	Etoprofos (0.06 ug/L) Fenvalerato (0.031 ug/L)	Etoprofos (0.06 ug/L) Carbosulfan (0.30 ug/L) Fenvalerato (0.039 ug/L)	Etoprofos (0.03 ug/L) Carbosulfan (0.03 ug/L)	Etoprofos (0.43 ug/L) Carbosulfan (0.14 ug/L)

Fuente: Elaboración propia

Las características de los plaguicidas encontrados se describen en el cuadro 9. En el punto P2 o P3, fue detectado el 37.5 por ciento de los plaguicidas aplicados por los agricultores y que podían ser detectados por los análisis realizados en el UCCIRT de SENASA. Al menos dos plaguicidas fueron detectados simultáneamente en todas las muestras excepto en el punto P2 para el mes de septiembre. Por otro lado, los puntos P2 (Drenaje del sistema seleccionado para este estudio) y P4 (Manglar de San Pedro de Vice) fueron los sitios de muestreo que presentaron las mayores concentraciones de plaguicidas en comparación con el sitio P1 (canal de riego) y el P3 (canal que se dirige al manglar).

Dos de los plaguicidas, el Carbosulfan y el Etoprofos se registraron con valores mayores a los Límites Máximos Permitidos (0.1 ug/L) de acuerdo a el Consejo de la Unión Europea (Directiva 98/83/EC) (CELEX-EUR, 1998) que es el límite utilizado por SENASA para la evaluación de los plaguicidas. Sin embargo, el mismo código establece que la concentración máxima de plaguicidas en un punto y un determinado momento no debe de exceder a 0.5 ug/L. En el presente estudio la combinación de dos de los plaguicidas detectados y considerados como altamente peligrosos sumó una concentración total de 0.57 ug/L para el punto en el Manglar de San Pedro de Vice, sobrepasando el límite establecido por la Unión Europea.

Dos de los plaguicidas detectados son organoclorados (Clorobencilato y Endosulfansulfato) y son considerados altamente peligrosos. Asimismo, los plaguicidas detectados en agua, excepto el Benalaxil, se encuentran en la lista de plaguicidas altamente

peligrosos por la Pesticide Action Network Internacional (PAN) (Neumeister & Weber, 2013). Es importante mencionar que el Clorobencilato se ha utilizado para ácaros en diversos cultivos pero está prohibido en Perú desde el año 1999. Es posible que haya ingresado a Perú por medio del contrabando desde Ecuador (CONAM *et al.*, 2006). Asimismo, está incluido en la lista PAN por ser conocido por causar una alta incidencia de efectos adversos o severos irreversibles (Neumeister & Weber, 2013). Asimismo, está incluido en el PIC del Convenio de Rotterdam (UNEP).

El insecticida y acaricida Endosulfansulfato está incluido en el grupo de toxicidad aguda por la característica H330: “Mortal si se inhala”, por estar en la COP de Estocolmo y por ser considerado como peligroso al tener efectos a largo plazo y tener evidencia de tener “propiedades alteradoras endócrinas” por la Unión Europea (UE) (Neumeister & Weber, 2013). El insecticida piretroide cipermetrina también se encuentra incluido en la lista PAN por ser considerado por la Environmental Protection Agency (EPA) como muy tóxico para abejas y altamente peligroso por la Organización Mundial de la Salud (OMS) (Neumeister & Weber, 2013).

El Fenvalerato se encuentra en la lista PAN por ser considerado por la EPA como posible carcinogénico. Por otro lado, el metabolito secundario Carbofurano está también incluido en la lista PAN por ser considerado por la OMS como “Mortal si se inhala” y altamente peligroso, como insecticida con “potencial de alteración endócrina según categorías 1 y 2 por la UE, por ser muy tóxico para abejas y encontrarse en el PIC de Rotterdam (Neumeister & Weber, 2013). Por último, el insecticida Etoprofos se encuentra también en la lista PAN por ser “Mortal si se inhala” y extremadamente peligroso según la OMS, como posible carcinogénico en humanos, posible toxicidad reproductiva y alteraciones endócrinas por la UE.

Los macroinvertebrados constituyen el eslabón entre la base de la red alimenticia (microorganismos y materia orgánica) y los organismos de niveles tróficos superiores como peces y aves. Los plaguicidas, especialmente los insecticidas pueden causar efectos tóxicos e incluso bioacumularse (Widenfalk, 2005). Se han realizado varios estudios sobre el efecto de plaguicidas sobre los macroinvertebrados en diversas partes del mundo (Muirhead-Thomson, 1978; Rola & Pingali, 1993; Thacker & Jepson, 1993; Soto *et al.*, 1994; Roger *et al.*, 1995; Standley & Sweeney, 1995; Castillo *et al.*, 1997; Barceló, 1998; Kammerbauer & Moncada, 1998; Kreuger, 1998 ; Jensen *et al.*, 1999; Leonard *et al.*, 1999; Castillo, 2000; Castillo *et al.*, 2000a; Castillo *et al.*, 2000b; Cuppen *et al.*, 2000; Castillo LE *et al.*, 2001; Alves *et al.*, 2002;

Rossi, 2003; Schulz *et al.*, 2003; Klemens *et al.*, 2003 ; Castro-Castro, 2005; Heckmann & Friberg, 2005; Jergentz *et al.*, 2005; Lauridsen & Friberg, 2005; Castillo *et al.*, 2006; Beketov & Liess, 2008; Maltby & Hills, 2008; Mize *et al.*, 2008; Baldwin *et al.*, 2009; Daam *et al.*, 2009; Hall *et al.*, 2009; Keithmaleesatti *et al.*, 2009; Musilek *et al.*, 2009; Marchiori *et al.*, 2012). Mientras que en el Perú se han realizado trabajos que mencionan el riesgo de que organismos benéficos sean afectados por los insecticidas (Beingolea, 1958; Rolf *et al.*, 1974; Zaldivar, 1991; Iannacone & Alvarino, 2002; Iannacone & Alvarino, 2003; Iannacone & Alvarino, 2005; Devine *et al.*, 2008).

Específicamente para los plaguicidas detectados Endosulfansulfato, Carbosulfan y Cipermetrina se ha encontrado en la literatura que tienen efectos negativos sobre la fauna local principalmente reduciendo las poblaciones, diezmando o eliminando a los invertebrados sensibles a la contaminación y en algunos moluscos han encontrado evidencias de bioacumulación (Russell-Smit & Ruckert, 1981; Soto *et al.*, 1994; Leonard *et al.*, 1999; Schulz & Liess, 2001; Hose *et al.*, 2002; Jergentz *et al.*, 2004; Castro-Castro, 2005; Jergentz *et al.*, 2005; Beketov & Liess, 2008; Maltby & Hills, 2008; Maund *et al.*, 2009). La presencia de estos plaguicidas en los 3 puntos del sistema de riego-drenaje evaluados amerita establecer medidas para minimizar el impacto de los mismos sobre la fauna y flora local.

Cuando los plaguicidas ya se encuentran en la corriente de agua, pueden ser transportados de dos formas. Una es por dilución en el agua (Hidrofílico) y adherida a partículas de sedimento que viajan con la corriente (Hidrofóbico) (Rizo-Patrón, 2003a). Esto implica que los plaguicidas pueden viajar grandes distancias antes de descomponerse (Walker *et al.*, 2001). Por ejemplo, el Clorobencilato es hidrofóbico, es decir que viaja adherido al sedimento y puede permanecer en el ambiente sin degradarse entre 10 a 35 días. El Endosulfansulfato también es hidrofóbico y en agua tarda en degradarse 30 días, pero en suelo tarda de 50 a 800 días en degradarse dependiendo del metabolito. Asimismo, la cipermetrina se adhiere a partículas de sedimento y se hidroliza lentamente, permaneciendo en el sistema de 50 a 100 días. El Fenvalerato es muy insoluble en agua y viaja adherido a los sedimentos, tiene una permanencia de 15 días a 3 meses en sedimento. El Carbosulfan tiene una persistencia de 7 semanas en el ambiente y es poco soluble en agua. El Benalaxil es poco soluble en agua y viaja adherido a sedimentos. Por último el Carbofurano es soluble en agua y se degrada en contacto con el sol.

Si bien algunos de los plaguicidas han llegado al sistema desde zonas más altas en la cuenca (Clorobencilato, Benalaxil, Endosulfansulfato, Etoprofos y Fenvalerato), solo 2 de ellos

(Etoprofos y Fenvalerato) se detectaron en todos los puntos de evaluación, demostrando que pueden viajar grandes distancias ya sea adheridos a sedimentos o disueltos en agua. El resto de los plaguicidas no detectados pueden haberse degradado en Metabolitos no detectables por los análisis realizados o haber permanecido en alguna de las parcelas irrigadas. En cualquier caso, por el hecho de estar en la parte baja de la cuenca, el peligro de contaminación mixta por varios plaguicidas aumenta. Asimismo, la confirmación de la llegada de algunos de los plaguicidas al Manglar de San Pedro de Vice y en concentraciones totales mayores a las permitidas por los LMP (CELEX-EUR, 1998) a nivel nacional e internacional agrava más la situación.

La presencia de Etoprofos y Carbosulfan en el manglar de San Pedro de Vice coincide con las detecciones realizadas para los otros puntos de muestreo. Etoprofos no fue mencionado ni en las encuestas a los agricultores ni en las entrevistas a los tres dueños de las parcelas evaluadas. Asimismo, este plaguicida fue encontrado en el punto P1 (entrada del agua de riego), con lo que se considera que ha llegado al sistema disuelto en el agua. Por otro lado, Carbosulfan fue encontrado en el punto P2, P3 y P4 para la misma fecha de muestreo con lo que se presume que fue utilizado en alguna/s de las parcelas de arroz y se movilizó por el sistema hasta el Manglar. Es importante mencionar que este plaguicida se moviliza muy rápido por el sistema y el hecho de que haya sido detectado en los tres últimos puntos lo demuestra. Asimismo, es considerado como muy tóxico para organismos acuáticos debido a su acción inhibidora de la colinesterasa como lo registró Alves *et al.* (2002) en un estudio sobre la toxicidad en mejillones (Moluscos).

Los efectos de los plaguicidas sobre la calidad de agua son comúnmente evaluados de acuerdo a la comparación de las concentraciones de los componentes de forma individual y de acuerdo a los estándares para proteger la salud humana (Castillo *et al.*, 2000b), los cuales en el caso de Perú son utilizados como límites máximo permitidos para la utilización humana. Sin embargo, estos estándares pueden no ser adecuados para la vida acuática. Es por eso que se recomienda desarrollar criterios de calidad ecotoxicológica para diferentes organismos como mencionan Crommentuijn *et al.* (2001).

Actualmente, la EPA tiene un programa de plaguicidas y establece valores de referencia del efecto de diferentes plaguicidas sobre la vida acuática (generalmente *Daphnia* sp., Chironomidae y Amphipoda) (U.S-EPA, 2004). Algunos de estos valores de calidad de agua para protección de la vida acuática son más restrictivos que los considerados por SENASA

(CELEX-EUR, 1998) de 0.1 µg/L para casi todos los plaguicidas. Por ejemplo, el LMP de la EPA para la protección de los invertebrados, establece un valor para la Cipermetrina de 0.21 µg/L para efectos agudos y de 0.069 µg/L para efectos crónicos, y en el caso de Fenvalerato un valor de 0.025 µg/L para efectos agudos y 0.017 µg/L para efectos crónicos (EPA, 2004).

Al comparar las concentraciones detectadas en este estudio con los valores de referencia establecidos luego de estudios de ecotoxicidad por la EPA, se observa que las concentraciones de Fenvalerato detectado por este estudio para los 4 puntos principales, fueron menores al LMP de 0.1 µg/L según CELEX-EUR (1998), pero fueron mayores a los valores de referencia de efectos tanto agudos como crónicos (EPA, 2004). Esto implicaría que el Fenvalerato estaría afectando de manera peligrosa a ciertos invertebrados acuáticos sensibles a los plaguicidas.

El área del Manglar de San Pedro de Vice es considerada a nivel internacional como un sitio importante para aves acuáticas, y fauna tanto de agua dulce como salada que llega al manglar para cumplir parte de su ciclo de vida (CNEH-Perú *et al.*, 2007). Además, el ecosistema de estuario es uno de los más productivos, alcanzando valores que fluctúan entre 10-25x 10³ kcal/m² (Roldán, 1992), y depende de los nutrientes aportados por el agua dulce que en este caso llega por el dren Sechura o canal que desemboca en el Manglar. Asimismo, las comunidades de estuario están compuesta típicamente por especies confinadas al estuario y aquellas marinas que ingresan para llevar a cabo parte de su ciclo de vida. Es por esto que la contaminación de origen agrícola es una de las graves amenazas a este ecosistema (Roldán, 1992) debido a que los agroquímicos utilizados pueden llegar al ecosistema magnificados en la red trófica (Rosenberg & Resh, 1993). Es importante mencionar que en los estuarios debido al contacto del agua dulce con el agua salada que ingresa por la bocana, los sedimentos suelen ser depositados y la mayoría de los plaguicidas hidrofóbicos quedan dentro del estuario (Walker *et al.*, 2001). Es por esto, que es necesario realizar más estudios sobre la persistencia y posible efecto de los plaguicidas que llegan a este ecosistema tan importante para la fauna local y para las comunidades locales que obtienen recursos hidrobiológicos del mismo.

Cuadro 9. Características de los plaguicidas encontrados en los puntos de muestreo durante el período de estudio.

Plaguicida	Clase de plaguicida	Toxicidad aguda	Toxicidad crónica	Efectos carcinogénicos, reproductivos o carcinogénicos.	Efectos ecológicos	Vida media	Uso
Clorobencilato	Insecticida organoclorado prohibido en el Perú desde 1999.	Es considerado como Nocivo por la UE y como ligeramente peligroso por su toxicidad aguda cuando es ingerido.	Moderada en humanos, puede afectar sistema nervioso central, hígado y riñones	Sospecha de ser cancerígeno en humanos y otros animales. Posible fitotóxico en algunas plantas. No se reportan efectos reproductivos a dosis de 100mg/día	LC50 8000 ppm en patos (moderado a no toxico para aves) LC50 0.6mg/L en peces (moderado a altamente toxico)	10 a 35 días en suelo y agua subterránea. Hidrofóbico. Viaja en agua adherido a sedimento. En plantas puede permanecer en la cascara de 60 a 160 días. Insoluble en agua	No mencionado para arroz. Se usaba para plátanos y cítricos
Benalaxil	Fungicida. fenilamina, acilalanina.	Baja probabilidad de ser tóxico en humanos. DL50/CL50 oral (ratas): 4200 mg/kg; inhalación (ratas): >10 mg/L; dérmico (ratas): >5000 mg/kg; dérmico (conejos): >2000 mg/kg.	Muy tóxico para organismos acuáticos. Puede causar efectos adversos a largo plazo en el ambiente acuático.	No se conoce	Datos insuficientes	Baja solubilidad en agua.	Se usa en solanáceas, lechuga, vid y varias frutas.
Endosulfan-sulfato	Insecticida y acaricida organoclorado	Altamente tóxico si es ingerido. Moderadamente tóxico si es inhalado. Estimulación del sistema nervioso. Puede afectar hígado, riñones, sangre, y la glándula paratiroidea.	Si es ingerido por ratas puede causar mortalidad en 15 días. Puede reducir el crecimiento, deformación del hígado y cambios en la química de la sangre.	Mutagénico y cambios celulares. Metabolitos del endosulfan han tenido efecto mutagénico en dos especies de mamíferos. Se cree que si la exposición en prolongada puede causar efectos mutagénicos. No hay evidencia carcinogénica. Con dosis de 5 mg/kg/L incrementa mortalidad fetal. Hembras alimentadas con dosis de 0.1 mg/kg/día mostraron daño en los órganos reproductivos.	LC50 18-160 mg/L en ratas, y LC50 de 77 en perros con intoxicación oral. Moderada. Toxicidad moderada a alta para aves. LC50 para patos varía de 31 a 243 mg/kg. Machos de 3 meses de edad tenían las alas cruzadas, temblores, caídas. Es altamente tóxico para peces e invertebrados. LC50 de 96 horas se ha detectado para trucha, pez gato en concentraciones de micro gr. Se ha detectado bioacumulación en bivalvos.	Moderado persistente en suelo con una vida media de 50 días a 800 dependiendo del metabolito. Hidrofóbico. Viaja adherido a sedimentos en suspensión. En agua se degrada en 30 días. Permanece en plantas de 3 a 7 días.	Se usa en arroz y otros cultivos
Carbosulfan	Insecticida N-Methyl Carbamato	Altamente peligroso. Considerado por la OMS como "Mortal si se inhala". Inhibidor de colinesterasa. Moderadamente peligroso. LC50 oral 90-250 mg/kg, inhalación LC50 0.61 mg/L.	Moderado a muy altamente tóxico para peces. Inhibición de actividad de colinesterasa	Poco probable que sea carcinogénico a las dosis probadas en otros animales. Reducción en peso y supervivencia. No es teratogénico a 2 mg/kg/día.	Muy tóxico para abejas. En crustáceos se ha visto que afecta la población. En peces y zooplancton inhibe la colinesterasa y produce muerte.	Se degrada en 2-3 días en metabolitos secundarios (Carbofuran). Poco soluble en agua. Tiene una persistencia de 7 semanas en el ambiente.	Usado en maíz, arroz, papa, caña.

...continuación

Cipermetrina	Insecticida piretroide	Moderadamente tóxica por absorción dérmica o ingestión. Produce desde temblores en las manos y vómitos hasta coma y la muerte en altas dosis. Produce alergias en la piel. Puede causar efectos adversos en el sistema nervioso central, cambios en los tejidos del hígado y riñones.	No se conoce	No es teratogénico, ni mutagénico. Pero se considera como un posible precursor del cáncer en humanos. No se observaron efectos en la reproducción en 3 generaciones de ratas estudiadas.	Moderadamente tóxico para aves. LC50 mayor a 4640 en patos. Extremadamente tóxico para peces e invertebrados acuáticos. LC50 para trucha es de 0.0082 mg/L. Para <i>Daphnia magna</i> el LC50 es de 0.0002 mg/L. Es eliminado lentamente en peces a diferencia de humanos y aves. Es posible la bioconcentración y bioacumulación en organismos acuáticos. Altamente tóxico para abejas. Cambios de comportamiento y muerte en anfibios. En plantas y crustáceos se acumula. Produce intoxicación, acumulación, cambios en el comportamiento, muerte en crustáceos e insectos. Moluscos se acumula, causa intoxicación y mortalidad. Muy tóxico para abejas.	Moderada persistencia en suelo. No soluble en agua y tienen a adherirse a partículas de sedimento. Se hidroliza lentamente, de 50 a 100 días. En plantas puede permanecer de 3 a 27 días.	Usado para muchas plagas tanto en cultivos como en viviendas.
Fenvalerato	Insecticida piretroide	Moderadamente peligroso vía ingestión. Produce mareos, quemazón y picazón. Casos severos incluyen convulsiones, daño a nervios y falta de coordinación. Altamente tóxico para insectos y muy altamente tóxico para crustáceos. Altamente tóxico para comunidades marinas bénticas.	En algunos estudios se menciona pérdida de peso.	No es mutagénico ni teratogénico en las dietas probadas. Tampoco se han encontrado evidencias de cáncer. No se observaron efectos tóxicos en fetos de ratas con dosis de 12.5 mg/Kg/L. Si se observó toxicidad de las madres mostrando que son más sensibles cuando están preñadas.	Altamente tóxico para peces. En el caso de zooplancton y crustáceos produce cambios en la población y mortalidad. Altamente tóxico para aves, un solo gránulo puede matar un ave pequeña. El factor de bioconcentración pasa de 10 en caracoles a 100 en peces. Tóxico para abejas.	Moderadamente persistente en suelo. De 15 días a 3 meses y 21 días en agua. Es hidrofóbico.	Datos insuficientes
Carbofurano	Metabolito secundario de Carbosulfan un insecticida carbamato.	Altamente tóxico por inhalación e ingestión. Causa inhibición de colinesterasa en animales y humanos. Moderada por absorción dérmica. Nauseas, calambres abdominales, dificultades para respirar y muerte si es inhalado en altas dosis. LC50 5-13 mg/kr en ratas	Exposición prolongada en ratas disminuye el peso en dos años y puede mostrar los mismos síntomas que los efectos agudos.	No es teratogénico. No se han informado efectos mutagénicos graves en animales y bacterias. No se considera cancerígeno a las dosis evaluadas. Casos de efecto en testículos en perros a altas dosis. Se prevé que no afecta a los humanos a las dosis probadas.	Altamente tóxico para peces. En el caso de zooplancton y crustáceos produce cambios en la población y mortalidad. Altamente tóxico para aves, un solo gránulo puede matar un ave pequeña. El factor de bioconcentración pasa de 10 en caracoles a 100 en peces. Tóxico para abejas.	Soluble en agua y moderadamente persistente en suelo. Vida media de 30-120 días. Se degrada en contacto con el sol. Tiene un alto potencial contaminante de aguas subterráneas. Muy móvil en terrenos arenosos.	Usado para varias plagas en hojas y frutos.
Etoprofos	Insecticida y Nematicida organofosforado	Altamente tóxico por inhalación, ingestión y absorción por la piel o mucosas. Puede ser mortal.	No se conoce	Probablemente cancerígeno de acuerdo a la EPA. No se conocen efectos en la reproducción o endocrinos.	Muy tóxico para organismos acuáticos. Contaminante marino. Contaminación elevada	Muy soluble en agua. Vida media 20-140 días dependiendo el medio y las	Usado para papas, camote,

para peces y alta para aves y condiciones de pH y
crustáceos. temperatura. frijoles, menta
y otros.

Fuente: Elaboración propia a partir de información de EXTOXNET PIP, Pesticides Database y la lista PAN del 2013 (Neumeister & Weber, 2013).

4.7.2 PRODUCTOS APLICADOS EN LAS PARCELAS EVALUADAS

La información recabada durante el seguimiento de las tres parcelas de arroz individuales VAC, MVI y JTT, se encuentra detallada en el Cuadro 10. De todos los productos aplicados por los agricultores en las parcelas evaluadas un 26.6 por ciento correspondieron a herbicidas y un porcentaje igual a bioestimulantes vegetales, un 40 por ciento a insecticidas y un 6.6 por ciento a fungicidas.

Luego de la aplicación de la combinación de Fungicida Derosal 60 mg/Moch. (Carbendazim), de Insecticida Disparo 35 mg/Moch. (Clorpirifos y Permetrina) y adherente citogel en septiembre en la parcela MVI (Cuadro 3), se pudo observar una disminución en las familias, taxa y abundancia total de macroinvertebrados comparando la entrada (8, 14 y 143 respectivamente) con la salida (3,6 y 118 respectivamente) de la parcela (Cuadro 2). Asimismo, de septiembre a octubre se observó una disminución considerable de familias, taxa y abundancia entre las entradas (Octubre-entrada: 6,11 y 89 respectivamente). Sin embargo, entre las salidas hubo un aumento de familias, taxa y abundancia de un mes al otro con una dominancia de moluscos, dípteros y coleópteros principalmente.

Lo mismo ocurrió en la parcela VAC luego de la aplicación de Derosal (Carbendazim), Folizyme (N, P, Ca y micronutrientes) y Adherente y de Larvin 80 (Thiodicarb) (Cuadro 3). Los organismos más sensibles a los insecticidas (Trichoptera, Hemiptera, Odonata, y algunas familias de coleoptera: Staphilinidae, Dytiscidae) desaparecieron por completo o redujeron su abundancia a pocos individuos entre la entrada y la salida de la parcela. El insecticida y molusquicida Larvin 80 (considerado como muy tóxico para organismos acuáticos) se recomienda usar a un pH de 5-7.5 para evitar la hidrólisis del producto. En la parcela y en el momento en que se utilizó el pH fue mayor tanto en la entrada como en la salida. Esto implica que podría haberse hidrolizado antes de lo previsto y no haber tenido el efecto deseado en la plaga del cultivo. Sin embargo, en el mes de septiembre, luego de la aplicación no se recolectaron moluscos pulmonados (Mesogastropoda) y solo se encontró un taxa de no pulmonados (Basommatophora) pero solo en la entrada y no se observaron en la salida. Esto evidencia un efecto negativo del plaguicida sobre los moluscos, uno de los grupos para los cuales se ha diseñado. Asimismo, en ese mes solo se recolectaron dos taxa de insectos en la entrada y ninguno en la salida evidenciando un efecto muy negativo del insecticida utilizado en ese mes.

Cuadro 10. Productos aplicados en las parcelas individuales por parte de los agricultores. Se detalla el nombre, tipo y principio activo del producto, la función del producto, los efectos ambientales conocidos y recomendaciones de aplicación del producto. También se menciona si es un producto registrado por SENASA para Perú y si fue testeado, detectado o no detectado en los análisis en agua realizados por SENASA.

Nombre producto	Tipo de producto	Principio activo	Función	Efectos ambientales y clase de riesgo	Recomendaciones	Registrado en SENASA	Detectado en los análisis
Larvin 80	Insecticida	Thiodicarb-Carbamato	Control de larvas de lepidópteros. Inhibe síntesis de colinesterasa	Moderadamente tóxico para peces y abejas. No utilizar en fuentes y curso de agua. Posiblemente carcinogénico según EPA. Muy tóxico para organismos acuáticos.	Se recomienda aplicación a un pH de 5-7.5 para evitar hidrólisis del producto. Ideal para soya.	Si	No
Saturno 90 (Sartun)	Herbicida	Tiocarbamato Benthiocarb	Control de malezas (<i>Echinochloa</i> spp., <i>Cyperus difformis</i> , <i>Digitaria sanguinalis</i> y otras) en varios cultivos. Inhibidor del crecimiento en plantas. No inhibe síntesis de ACC en animales.	Tóxico para ganado, abejas, peces y crustáceos. No contaminar con residuos de la mezcla, ni con el agua que se utilizó para lavar el equipo de aplicación, zanjas, canales de riego, pozos, charcos, alcantarillas, lagos, ríos o estanques. Proteja las fuentes de agua, la misma no debe ser liberada a drenajes, sino que debe drenar en la parcela. Muy tóxico para organismos acuáticos.	No contaminar arroyos, ríos, o canales de agua con el químico o los envases. No usar en zonas con barro. No usar para otras malezas que no son las indicadas	Si	No testeado
Machete	Herbicida	Butachlor	Controla el crecimiento de malezas gramíneas y algunas de hojas anchas. Selectivo al arroz; control preemergente de gramíneas anuales, ciperáceas, y malezas de hoja ancha y acuáticas en arroz.	Considerado por la EPA como posiblemente carcinogénico. Muy tóxico para organismos acuáticos.	No menciona	Si	No

...continuación

Chem rice	Herbicida	Butachlor	Controla el crecimiento de malezas gramíneas y algunas de hojas anchas.	Considerado por la EPA como posiblemente carcinogénico. Muy tóxico para organismos acuáticos.	No menciona	Si	No
Folizyme	Bioestimulante	N, P, Ca y micronutrientes	Estimulante crecimiento y llenado de granos	No se menciona	Dosis recomendada 3-5 L / ha. No mezclar con aceite mineral o con productos a base de cobre amoniacal.	No	No testado
Furadan 4F	Insecticida	Carbofurano	Sistémico, estomacal y de contacto. Se absorbe por raíces y se trasloca al resto de la planta. Se usa para el control de Cicadellidae o Chrysomelidae; en el suelo para control de Elateridae, Pyralidae y nemátodos en muchos cultivos.	Considerado altamente peligroso y con toxicidad altamente aguda (Clase Ib), como H330 "Mortal si se inhala". Con Evidencia de alteración endócrina. Muy tóxico para abejas y posiblemente carcinogénico por la EPA. Muy tóxico para organismos acuáticos.	No menciona	Si	Si
Disparo	Insecticida	Chlorpyrifos, Cypermethrin	No sistémico, de contacto, estomacal y residual. Actúa sobre el sistema nervioso y disuade la alimentación.	Considerada como muy tóxico para abejas según la EPA. Muy tóxico para organismos acuáticos.		Si	No
Dorsan	Insecticida	Chlorpyrifos	No sistémico, contacto, estomacal y respiratorio. Inhibe la colinesterasa. Control de insectos minadores, chupadores y cortadores en el suelo y follaje, en varios cultivos; plagas domésticas (Blattellidae, Muscidae, Isóptera).	Considerada como muy tóxico para abejas según la EPA. Muy tóxico para organismos acuáticos.		Si	No testado

...continuación

Derosal	Fungicida	Carbendazim	Sistémico, protector y curativo. Absorbido por hojas, raíces y tejido verde y traslocado vía xilema. Afecta la síntesis de ergosterol. Control de enfermedades fungosas en muchos cultivos.	Considerado posiblemente carcinogénico por la EPA, y con efectos endócrinos, mutagénicos y teratogénicos por la EU.	No se menciona	Si	No
Aminofol	Bioestimulante	Aatc - Acido N-Acetil Tiazolidin-4-	Bioestimulante del crecimiento de la panícula.	No se menciona	No se menciona	Si	No testeado
Cipermex	Insecticida	Alpha-Cypermethrin	No sistémico, de contacto, estomacal y respiratorio. Previene la transmisión del impulso nervioso. En muy bajas dosis afecta el sistema nervioso periférico.	Considerada como muy tóxico para abejas según la EPA. Muy tóxico para organismos acuáticos.	No se menciona	Si	Si
Sherpa	Insecticida	Cypermethrin	No sistémico, de contacto, estomacal y residual. Actúa sobre el sistema nervioso y disuade la alimentación Control de un amplio rango de insectos, como Lepidóptera, Coleóptera, Díptera, Hemíptera en varios cultivos, en el ámbito doméstico, salud pública y para control de ectoparásitos en animales.	Considerada como muy tóxico para abejas según la EPA. Muy tóxico para organismos acuáticos.	No se menciona	Si	Si
Ergostim	Bioestimulante	AATC derivado de L-Cisteina y Ácido fólico	Bioestimulante del crecimiento de la panícula.	No se menciona	No se menciona	No	No testeado
Balazo	Herbicida	Glyphosate	Sistémico. Penetra por el follaje. Inhibe la síntesis de aminoácidos aromáticos que forman proteínas	Considerado de alta preocupación ambiental por ser según REACh* altamente persistente (>180 días en sedimento de agua dulce) Muy tóxico para organismos acuáticos.	No se menciona	Si	No testeado
Promalina	Bioestimulante	Acido giberélico, citoquininas	Hormonas estimulantes del crecimiento y desarrollo.	No se menciona	No se menciona	Si	No testeado

Fuente: Elaboración propia. * Reglamento de la Unión Europea de Registro, Evaluación, Autorización y Restricción de Sustancias Químicas (REACH).

Los efectos encontrados en las parcelas evaluadas coinciden con lo encontrado otros autores en estos ecosistemas o en aguas contaminadas con residuos agrícolas en los cuales la diversidad de organismos sensibles disminuye luego de aplicar plaguicidas (Wayland & Boag, 1990; Kreutzweiser *et al.*, 1994; Kreutzweiser, 1997; Leonard *et al.*, 1999; Schulz & Liess, 1999; Perez *et al.*, 2000; Alves *et al.*, 2002; Cuppen *et al.*, 2002; Hose *et al.*, 2002; Rizo-Patrón, 2003a, b; Jergentz *et al.*, 2005; Mesléard *et al.*, 2005; Molozzi *et al.*, 2007; Beketov & Liess, 2008; Daam *et al.*, 2008; Rizo-Patrón & Trama, 2008; Baldwin *et al.*, 2009; Rizo-Patrón *et al.*, 2011; Rizo-Patrón *et al.*, 2013).

4.7.3 PLAGUICIDAS, TRANSPORTE Y EFECTO SOBRE AGUAS SUPERFICIALES Y SUBTERRANEAS

Como se mencionó anteriormente, el transporte en agua de los plaguicidas se da por dos formas: diluidos en agua o adheridos al sedimento (Walker *et al.*, 2001). Esto significa que es necesario evaluar el cómo y hasta donde se produce el transporte de plaguicidas para predecir los niveles de exposición en aguas subterráneas y aguas superficiales. Esto permitiría proponer un sistema de protección de la vulnerabilidad de los ecosistemas y la salud humana.

Existen diferentes tipos de modelos que se han utilizado para simular el transporte de los plaguicidas tanto en suelo, como en agua (Chua & Mariño, 2004). Se ha utilizado el modelo SWAT para simular el transporte de dos plaguicidas a lo largo de un arroyo en California (Luo & Zhang, 2009). Sin embargo, el transporte de los plaguicidas depende de un grupo de factores físicos y procesos bioquímicos amplios, de las propiedades de los plaguicidas, condiciones climáticas, hidrogeológicas y prácticas agronómicas. Sin embargo, también se involucra al cultivo como tal a la hora de aplicar el plaguicida (Chua & Mariño, 2004). De acuerdo al mismo autor, en el caso que querer desarrollar un modelo del transporte de los plaguicidas es necesario tener en cuenta las siguientes variables: la concentración de plaguicida aplicado al cultivo, concentración de plaguicida aplicado al suelo, la cantidad de plaguicida incorporado al suelo, la concentración del plaguicida disuelto en agua, el volumen de agua, el coeficiente de distribución, el coeficiente de difusión del plaguicida vaporizado, el flujo de agua, la tasa de degradación del plaguicida y la tasa de escorrentía del plaguicida, la tasa de erosión del plaguicida, la tasa de absorción por parte de las plantas, la vida media del plaguicida, y el factor retardante. Todos los procesos involucrados en el transporte son la vaporización, volatilización, disolución, absorción, lixiviado, erosión y liberación del exceso. Es por esto que de realizar un modelo de transporte

de plaguicidas desde las parcelas hasta los cursos de agua asociados se deberían tomar en cuenta todos estos factores y otros adicionales de acuerdo a cada caso de estudio.

En la zona del bajo Piura, el agua es suministrada por medio del proyecto hidráulico especial Chira-Piura en su segunda etapa, a través de la presa de derivación los Ejidos, el canal principal bajo Piura, canales secundarios y terciarios. La población beneficiada con este proyecto es de 1, 070.000 habitantes de las zonas de Sullana, Paita, Piura, Talara y la zona de los fosfatos de Bayóvar (ANA, 2010). Según el mismo autor, en la zona media y baja del valle de Piura existe una reserva de agua subterránea de 140 Hm³, y el acuífero superficial tiene una reserva explotable de 250 Hm³ mostrando una variación de 0.40 m a 70 m de profundidad. Por otro lado, en toda la zona del medio y bajo Piura existen 219 pozos de extracción de agua, con un uso principalmente doméstico. De acuerdo al análisis fisicoquímico realizado se menciona que las aguas presentan valores de baja (dulce) a alta mineralización (salobres), con solo algunas aptas para la agricultura. Por otro lado, la potabilidad en el valle varía de buena a moderada, mientras que en algunas zonas de buena a mala y la presencia de coliformes totales y fecales hace que los principales poblados rurales tengan aguas no potables (ANA, 2010).

Durante la evaluación mencionada no se han realizado análisis para detectar plaguicidas en aguas subterráneas, por lo que no se cuenta con esa información. Si bien la mayoría de los plaguicidas detectados son insolubles en agua, tomando en cuenta la profundidad a la que en algunas zonas se encuentra el acuífero es posible que los plaguicidas lo alcancen. Asimismo, existe una gran cantidad de plaguicidas que no han sido detectados en los análisis, probablemente por su descomposición en metabolitos secundarios, los cuales también pueden estar llegando a las aguas subterráneas y por consiguiente tener algún tipo de efecto sobre la salud humana y ambiental. Modelar el transporte de estos plaguicidas en aguas superficiales y hacia aguas subterráneas, junto con el análisis de plaguicidas en las aguas subterráneas es esencial para evaluar el efecto potencial sobre la salud de los pobladores en la zona no se ve afectada.

4.7.4 PLAGUICIDAS Y TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

La remediación de la contaminación con plaguicidas es una actividad que se está realizando en muchas partes del mundo ante el incremento de la contaminación de suelos, aguas superficiales y aguas subterráneas (Shimp *et al.*, 1993 ; Briggs *et al.*, 1998; Agdi *et al.*, 2000; Zhang & Qiao, 2002; Arora *et al.*, 2003; Felsot *et al.*, 2003; Karthikeyan *et al.*, 2004). Algunos

de los métodos utilizados incluyen procesos de oxidación de radicales directos, la bioestimulación con procesos metabólicos, la fitoremediación con plantas o algas (Kearney & Roberts, 1998). Otros han evaluado la eliminación de plaguicidas organofosforados con la utilización de diatomeas con resultados de remoción del 55% al 95% dependiendo del plaguicida (Agdi *et al.*, 2000). Por otro lado, se menciona la posibilidad de utilizar dos métodos, uno con cepas de microorganismos mejorados y otros con la utilización de enzimas aisladas (Zhang & Qiao, 2002). Sin embargo, esto supone la liberación al ambiente de microorganismos alterados genéticamente con los problemas asociados que esto conllevaría al competir o alterar el ecosistema de los microorganismos nativos de la zona. La utilización de una estrategia basada en el uso de enzimas pareciera menos peligrosa y más factible.

Por otro lado, se han utilizado estrategias de remediación utilizando tecnologías electroquímicas para suelos, sedimentos y aguas subterráneas (Reddy & Cameselle, 2009). En estas investigaciones se ha eliminado un 25 % de los plaguicidas clorados luego de un tratamiento de 3 días con un proceso de electrocinética con 0.4 V. Asimismo, la adición de surfactantes puede facilitar el transporte a través del cátodo o el ánodo. Esto ocurre porque cuando la concentración del surfactante se incrementa de forma importante se produce un cambio en la solubilidad y las moléculas de los plaguicidas tienen a asociarse para formar micelios que pueden ser retirados del medio.

También se han empleado humedales artificiales para tratar las aguas residuales de cultivos para reducir la cantidad de plaguicidas, especialmente los organoclorados y atrazina (Kadlec & Knight, 1996). Sin embargo, este autor menciona que es dudoso que los humedales puedan proveer un mecanismo efectivo para la degradación, sino que en cambio, actúan como trampas de sedimento que llevan adheridos a los plaguicidas. Por otro lado, se menciona que en el caso de la atrazina se han encontrado evidencias de que se ha hidrolizado, removido de la zona de conexión del agua y la adhesión a los sedimentos y materia orgánica (Kadlec & Knight, 1996). También se menciona que se han usado sistemas basados en vegetación que no es afectada por plaguicidas utilizados para remediar los suelos y aguas contaminadas con plaguicidas y otros contaminantes orgánicos provenientes de cultivos (Cunningham *et al.*, 1996; Fernandez *et al.*, 1999; Karthikeyan *et al.*, 2004). Se menciona además que los plaguicidas que son absorbidos por las plantas pueden ser transformados en formas menos tóxicas y puede ser degradadas posteriormente o incorporadas a la biomasa como lignina (Karthikeyan *et al.*, 2004). Asimismo, el mismo autor menciona que las raíces de las plantas proveen un ambiente ideal para la

degradación de contaminantes. Es en esta zona en donde se realiza el metabolismo de los compuestos indeseables por parte de un consorcio de poblaciones microbianas. Además, las raíces permiten la adhesión de algunos plaguicidas y las raíces muertas adicionan materia orgánica al suelo lo cual facilita la adhesión de más plaguicidas. Por otro lado, las plantas acuáticas poseen una superficie amplia que se cubre con una cutícula rica en lípidos, con lo cual tienen el potencial de absorber plaguicidas afines a los lípidos (Karthikeyan *et al.*, 2004). Asimismo, la tolerancia de las plantas a los plaguicidas se da debido primero al transporte en los rizomas, y luego dentro de la planta son distribuidos en forma acropétala (desde abajo hacia arriba) desde la raíz hasta las hojas y son volatilizados vía el proceso de difusión.

Debido a que los plaguicidas se han detectado desde el punto de entrada al sistema evaluado, en el drenaje principal, en el canal que va al manglar y en el mismo manglar de San Pedro de Vice, es necesario buscar la forma de remediar estos efectos de la agricultura en varios puntos del sistema, incluso antes de llegar a la parte baja de la cuenca. Algunas de las plantas acuáticas que pueden utilizarse para tratar aguas con plaguicidas son: *Canna* sp., (Lirios de agua), *Myriophyllum aquaticum*, *Spirodela oligorrhiza* y *Elodea Canadensis* (Elodea), *Pontederia cordata*, *Lemna* sp. y *Eichornia* sp. En el Perú no se encuentra el género *Canna* sp., pero se encuentran diferentes especies de los géneros *Elodea* sp., *Eichornia* sp., *Myriophyllum* sp. incluyendo la especie *M. aquaticum*, varias especies de los géneros *Pontederia* sp. y *Spirodela* sp (Kahn *et al.*, 1993).

4.8 RELACIÓN ENTRE VARIABLES DE (BIOTICAS) DIVERSIDAD Y LAS VARIABLES (ABIOTICAS) FÍSICO-QUÍMICAS, NUTRIENTES, PLAGUICIDAS Y DE ESPACIO/TIEMPO

Las regresiones lineales realizadas para las variables de diversidad biológica (riqueza de familia y de taxa y abundancia de macroinvertebrados) y las variables ambientales medidas se presentan en el Cuadro 11. La riqueza de familia estuvo relacionada de forma significativa con las variables de conductividad eléctrica, salinidad y punto de muestreo. La riqueza de taxa estuvo relacionada significativamente además de las mencionadas anteriormente con el pH (positiva) y con el plaguicida Carbofurano (negativa). La abundancia se encontró relacionada de forma significativa con las variables de pH, conductividad y salinidad.

Las regresiones individuales mostraron que algunas variables son más importantes y están estrechamente relacionadas con las variables biológicas evaluadas. Esto coincide con lo

encontrado por Rizo-Patrón (2003a, b), el cual pudo relacionar algunas variables fisicoquímicas con las respuestas observadas en los macroinvertebrados. La conductividad es una medida indirecta de la cantidad de sólidos disueltos en agua, los que al igual que la salinidad suelen afectar negativamente a los macroinvertebrados, sobre todo a los grupos de insectos más sensibles a los cambios en la calidad del agua (Harding, 1992; Goetsch & Palmer, 1997; Posada *et al.*, 2000; D'Heygere *et al.*, 2001; Heugens, 2003; Monkiedje *et al.*, 2004; Hall & Killen, 2006; Hassell *et al.*, 2006; Duran & Suicmez, 2007). Esto principalmente ocurre debido a que tanto la transparencia como la concentración de iones son modificadas y esto puede modificar la temperatura, aumentar la biomasa de productores primarios, modificando la concentración de oxígeno disuelto. Además, varios grupos de macroinvertebrados, tienden a nivelar la diferencia de salinidad por medio del ingreso o salida de agua hacia o desde el ambiente acuático, lo que puede ocasionar la muerte si los cambios son muy drásticos.

El ajuste de la variable dependiente de Riqueza de Familias a un Modelo Lineal General (GLIM) fue fuerte ($F=18.64$, $gl=7$, 32 , $p\leq 0.0001$, $R^2=83.9\%$) con siete variables independientes de predicción: el plaguicida Carbosulfan ($F=28.62$, $gl=1,32$, $p\leq 0.00001$), Etoprofos ($F=22.80$, $gl=1$, 32 , $p\leq 0.0001$), Fenvalerato ($F=16.43$, $gl=1$, 32 , $p\leq 0.0004$), Fósforo ($F=11.47$, $gl=1$, 32 , $p\leq 0.0023$), Potasio ($F=11.93$, $gl=1$, 32 , $p\leq 0.0020$), Oxígeno disuelto ($F=5.25$, $gl=1$, 32 , $p\leq 0.0306$), y salinidad ($F=43.36$, $gl=1$, 32 , $p=0.00001$) (Fig. 14). Las otras variables no fueron significativas. La variable independiente con la relación mas fuerte con la riqueza de familias fue el oxígeno disuelto (Wilks' lambda=0. 8264; $F=5.25$; $p=0.0306$).

El ajuste de la variable dependiente de Riqueza de taxa a un Modelo Lineal General (GLIM) fue fuerte ($F=24.90$, $gl=6$, 32 , $p\leq 0.00001$, $R^2=85.2\%$) con seis variables independientes de predicción: el plaguicida Carbosulfan ($F=25.32$, $gl=1,32$, $p\leq 0.00001$), Etoprofos ($F=19.50$, $gl=1$, 32 , $p\leq 0.0002$), Fenvalerato ($F=11.41$, $gl=1$, 32 , $p\leq 0.0023$), Fósforo ($F=11.08$, $gl=6$, 32 , $p\leq 0.0026$), Potasio ($F=5.93$, $gl=1$, 32 , $p\leq 0.0220$), y salinidad ($F=38.50$, $gl=1$, 32 , $p=0.00001$) (Fig. 15). Las otras variables no fueron significativas. La variable independiente con la relación mas fuerte con la riqueza de familias fue el potasio (Wilks' lambda=0. 8142; $F=5.93$; $p=0.0220$).

Cuadro 11: Valores de regresión lineal para Riqueza de Familias, de Taxa, y Abundancia (dependientes) según cada variable fisicoquímica o de espacio-tiempo (independientes) y nutrientes, para los tres puntos de muestreo principales. Se detalla el F estadístico, los grados de libertad (gl), su significancia (P), el R² en porcentaje y tendencia de pendiente (+ positiva, - negativa) en el bajo Piura, 2010.

Variabes de Biodiversidad vs. Variabes Físico-Químicas, nutrientes, plaguicidas o de Espacio-Tiempo	F	gl	P	R² (%)	Tendencia
Riqueza de Familia					
O ₂	1.41	1, 10	0.2631	12.32	+
Conductividad eléctrica	10.40	1, 10	0.0091	50.9	-
Profundidad	0.26	1, 10	0.6209	2.53	-
Temperatura	0.01	1, 10	0.91	0.13	+
pH	2.46	1, 10	0.1479	19.74	+
Punto de muestreo	15.90	1, 10	0.0026	61.38	-
Fecha de muestreo	0.00	1, 10	0.9867	0.0002	-
Turbidez	0.16	1, 10	0.69	1.59	+
Salinidad	7.09	1, 10	0.0238	41.50	-
P	1.56	1, 10	0.2405	13.47	-
Nitrito	0.00	1, 10	0.9825	0.000	+
Nitrato	0.43	1, 10	0.5269	4.12	+
K	2.11	1, 10	0.1773	17.4	-
Carbofurano	3.45	1, 32	0.0472	10.01	-
Fenvalerato	0.99	1, 32	0.3273	3.10	+
Etoprofos	0.38	1, 32	0.5397	1.22	+
Carbosulfan	0.16	1, 32	0.6912	0.51	+
Riqueza de Taxa					
O ₂	3.22	1, 10	0.1028	24.37	+
Conductividad eléctrica	17.47	1, 10	0.0019	63.59	-
Profundidad	0.10	1, 10	0.7632	0.94	-
Temperatura	0.35	1, 10	0.56	3.41	+
pH	5.33	1, 10	0.0436	34.76	+
Punto de muestreo	26.12	1, 10	0.0005	72.35	-
Fecha de muestreo	0.12	1, 10	0.7382	1.16	+
Turbidez	0.19	1, 10	0.67	1.88	+
Salinidad	11.49	1, 10	0.0069	53.46	-
P	2.54	1, 10	0.1419	20.27	-
Nitrito	0.03	1, 10	0.8683	0.28	-
Nitrato	0.43	1, 10	0.5262	4.13	+

...continuación

K	4.25	1, 10	0.0662	29.82	-
Carbofurano	4.52	1, 32	0.0417	12.7	-
Fenvalerato	2.16	1, 32	0.1521	1.22	+
Etoprofos	1.35	1, 32	0.2542	4.17	+
Carbosulfan	1.00	1, 32	0.324	3.13	+
Abundancia					
O ₂	4.04	1, 10	0.0723	28.75	+
Conductividad eléctrica	9.27	1, 10	0.0124	48.09	-
Temperatura	0.38	1, 10	0.55	3.63	+
Profundidad	0.64	1, 10	0.4417	6.02	-
pH	7.22	1, 10	0.0228	41.93	+
Punto de muestreo	4.43	1, 10	0.0616	30.7	-
Fecha de muestreo	0.05	1, 10	0.8334	0.46	+
Turbidez	0.28	1, 10	0.60	2.76	+
Salinidad	6.25	1, 10	0.0315	38.45	-
P	2.80	1, 10	0.1250	21.89	-
Nitrito	0.56	1, 10	0.4713	5.31	+
Nitrato	0.55	1, 10	0.4761	5.19	+
K	4.25	1, 10	0.0661	29.84	-
Carbofurano	1.24	1, 32	0.2735	3.8	-
Fenvalerato	0.07	1, 32	0.7971	1.22	-
Etoprofos	0.05	1, 32	0.8274	0.15	-
Carbosulfan	0.49	1, 32	0.487	1.57	+

Fuente: Elaboración propia

El ajuste de la variable dependiente de abundancia de macroinvertebrados a un GLIM fue fuerte ($F=8.79$, $gl=7$, 32 , $p\leq 0.00001$, $R^2=71.12\%$) con siete variables independientes de predicción: el plaguicida Fenvalerato ($F=4.78$, $gl=1$, 32 , $p\leq 0.0385$), Conductividad ($F=12.75$, $gl=7$, 32 , $p\leq 0.0015$), Nitrato ($F=4.89$, $gl=1$, 32 , $p\leq 0.0363$), Nitrito ($F=4.81$, $gl=1$, 32 , $p\leq 0.0377$), Oxígeno disuelto ($F=16.84$, $gl=1$, 32 , $p\leq 0.0004$), Fósforo ($F=4.86$, $gl=1$, 32 , $p\leq 0.0369$) y salinidad ($F=18.05$, $gl=1$, 32 , $p=0.0003$) (Fig. 16). Las otras variables no fueron significativas. La variable independiente con la relación mas fuerte con la abundancia fue el plaguicida Fenvalerato (Wilks' lambda=0. 8142; $F=5.93$; $p=0.0220$).

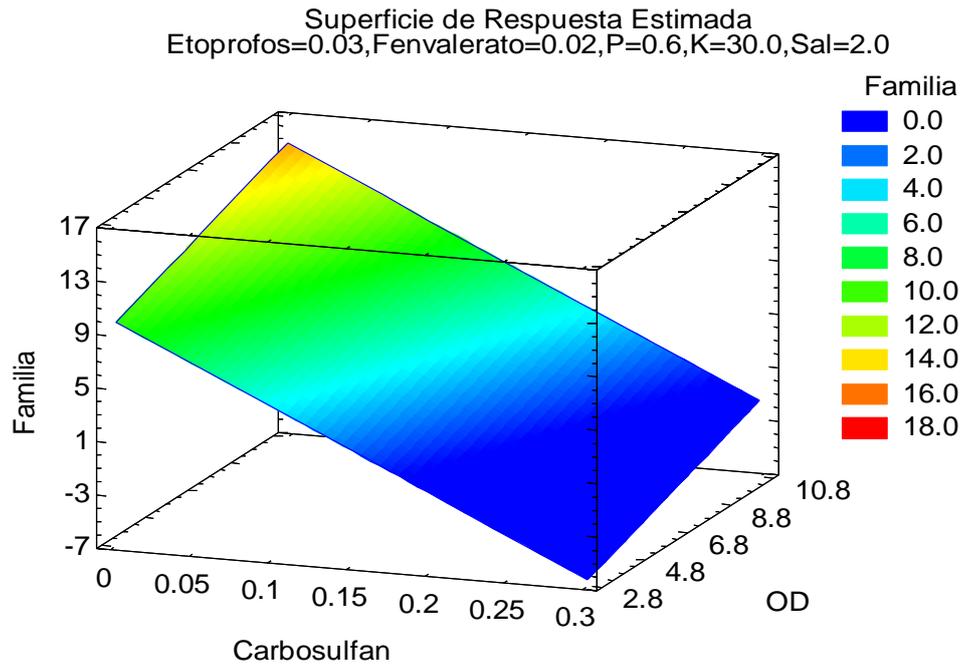


Figura. 14. Superficie de respuesta estimada para la variable Riqueza de Familias de macroinvertebrados a un GLIM con dos de las variables independientes significativas.

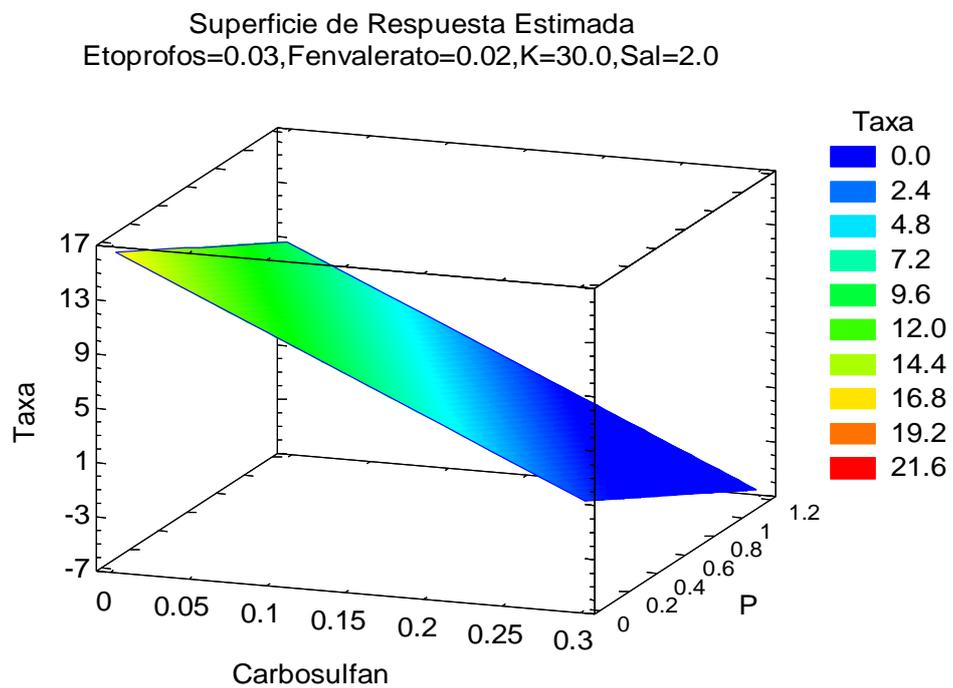


Figura. 15. Superficie de respuesta estimada para la variable Riqueza de taxa de macroinvertebrados a un GLIM con dos de las variables independientes significativas.

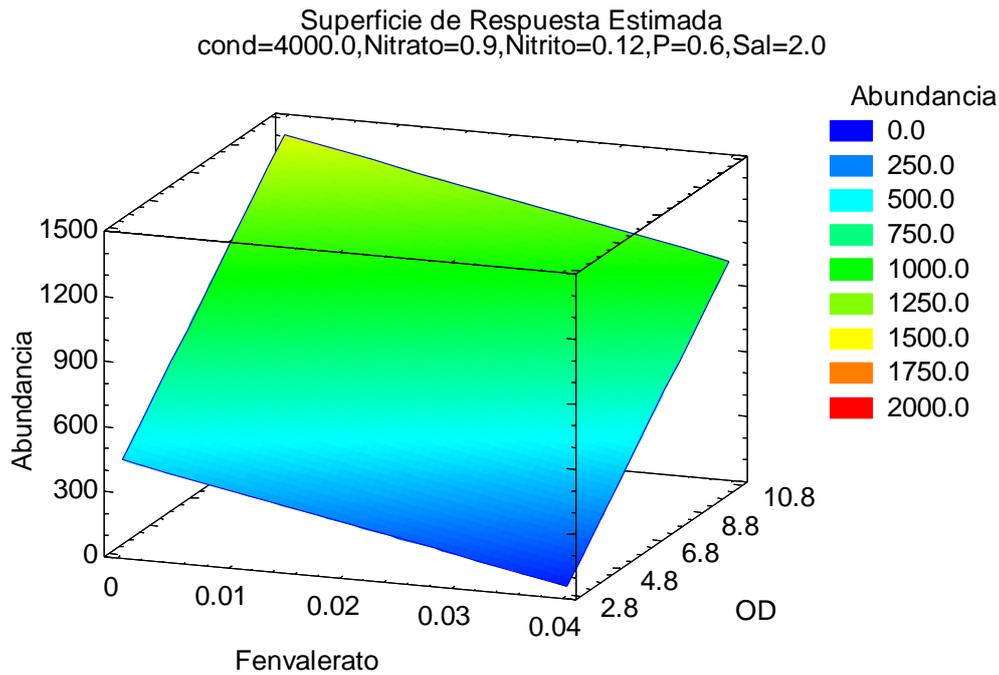


Figura. 16. Superficie de respuesta estimada para la variable Riqueza de taxa de macroinvertebrados a un GLIM con dos de las variables independientes significativas.

Al analizar todas las variables en el modelo GLIM, la riqueza de familias y de taxa fueron explicadas por la existencia de tres de los cuatro plaguicidas detectados en el estudio. El Carbosulfan, Etoprofos y Fenvalerato junto con otras variables fisicoquímicas y algunos nutrientes explicaron el comportamiento del cambio en los tres puntos de muestreo principales. Esto implica que no siempre se puede reducir la explicación de un cambio a un solo factor, mientras que es necesario tomar en cuenta todos los factores que contribuyen a disminuir o aumentar las variables biológicas. Esto significa que no solo la presencia de algunos plaguicidas, sino también la combinación de la concentración de oxígeno disuelto y potasio condicionaron la riqueza de macroinvertebrados en términos de familias y taxa.

La variable abundancia de macroinvertebrados fue explicada por la presencia de uno de los plaguicidas (Fenvalerato) y a la concentración de nutrientes al igual que algunas variables fisicoquímicas. Esta diferencia de variables condicionantes de los resultados biológicos se debe principalmente a que la riqueza como medida de diversidad responde a la presencia de especies que puedan adaptarse a determinadas condiciones. Sin embargo, la abundancia es una característica de cada especie, y en general dependen tanto de las condiciones fisicoquímicas como de los nutrientes que se encuentran en el agua.

4.9 INDICES DE CALIDAD DE AGUA

4.8.1 BMWP-Col

De acuerdo al índice BMWP-Col, hubo más familias de organismos sensibles a la contaminación en el punto P1 (ANEXO 4). En promedio (meses evaluados) las aguas del punto P1 correspondieron a Aceptables o Ligeramente Contaminadas (color verde), en P2 a Aguas dudosas o Moderadamente Contaminadas (color amarillo) y Aguas Críticas o Muy Contaminadas en P3 (color naranja) (Cuadro 12-ANEXO 2). El mismo índice mostró que el valor del índice de calidad de agua promedio para las parcelas de arroz individuales fue de Aguas Moderadamente Contaminadas a Muy Contaminadas (Cuadro 13). Para las parcelas VAC y MVI las entradas mostraron una mejor calidad de calidad de agua para las entradas que para las salidas y pareció ser todo lo contrario en la parcela JTT, aunque sin embargo el índice promedio dio una calidad de agua crítica o aguas muy contaminadas.

Si bien no existe un índice de calidad de aguas para la zona estudiada o para la costa de Perú, se probó el uso del BMWP adaptado para Colombia, puesto que los índices originales BMWP y BMWP' fueron creados para Europa principalmente (Alba-Tercedor, 1996; Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega, 1998). Debido a que los índices de calidad de agua se construyen con las familias que se observan en cada zona (Wallace *et al.*, 1996; Domínguez & Fernández, 1998; Rodrigues-Capítulo, 1999; Tangorra *et al.*, 2000; Rodrigues-Capítulo *et al.*, 2001; Prat *et al.*, 2009), es necesario adaptar una versión de este u otro índice a la región de Piura preferiblemente.

Cuadro 12: Valores del índice BMWP-Col en cada punto de muestreo del sistema de riego y para cada mes evaluado.

Índice BMWP-Col	Puntos principales											
	P1				P2				P3			
	Sep	Oct	Nov	Dic	Sep	Oct	Nov	Dic	Sep	Oct	Nov	Dic
Valor del índice por mes	71	92	85	76	40	71	54	69	45	26	22	33
Valor del índice por punto de muestreo	81				59				32			

Cuadro 13: Valores del índice BMWP-Col en cada punto de muestreo (entradas y salidas) y cada parcela de arroz para cada mes evaluado.

Índice BMWP-Col	Parcelas individuales																							
	EntVac				SalVac				Ent MVI				Sal MVI				Ent JTT				Sal JTT			
	Sep	Oct	Nov	Dic	Sep	Oct	Nov	Dic	Sep	Oct	Nov	Dic	Sep	Oct	Nov	Dic	Sep	Oct	Nov	Dic	Sep	Oct	Nov	Dic
Valor del índice por mes	66	37	66	64	11	54	50	45	23	58	34	50		22	23	22	2	24	17	14	19	51	15	37
Valor del índice por punto de muestreo	58				40				41				22				14				34			
Valor del índice por parcela de arroz	49								33								23							

4.9.2 ATRIBUTOS DE LOS MACROINVERTEBRADOS

Los atributos estimados para los puntos principales se detallan en el Cuadro 14. Para el caso de los atributos de comunidad, el # total de familias, de taxa, familias de EPT, de Ephemeroptera, de Trichoptera, y de Chironomidae disminuyeron al avanzar en el sistema de riego y el # de taxa de Coleoptera y de Odonata aumentaron.

La composición taxonómica varió dependiendo del atributo estimado. El % de EPT, % de Trichoptera disminuyeron, el % de Odonata aumentó y el % de Diptera y de Chironomidae aumentaron salvo en el punto P2. Los demás atributos fueron variables. Sin embargo, el % de contribución del taxón dominante, aumentó desde el P1 al P3, pero con diferentes grupos: en P1 *Hydroptila* sp. (Trichoptera), en P2 y en P3 Ancyliidae (Mollusca:Basommatophora) y en P3 *Melanoides tuberculatus* (Mollusca:Gastropoda).

En el caso de los atributos de abundancia, las variables estimadas de abundancia de EPT, de Ephemeroptera, de Trichoptera, de Diptera y Chironomidae disminuyeron y Coleoptera aumentó. Por otro lado, para las categorías de tolerancia/sensibilidad, los índices BMWP-Col, H', el # de taxa sensible, el % de organismos sensible, y el % del taxón dominante sensible disminuyeron y los atributos de # de taxa tolerantes, % de organismos tolerantes, % de moluscos tolerantes y el % del taxón dominante tolerante aumentaron.

Por otro lado, las características tróficas variaron de acuerdo al atributo estimado. Los % de filtradores, recolectores y depredadores aumentaron de P1 a P2 y luego disminuyeron en P3. Los % de raspadores y desmenuzadores disminuyeron y los detritívoros aumentaron de P1 a P3. Por último, el # y % de animales adheridos disminuyó de P1 a P3.

En el caso de las parcelas individuales, se pudo observar que VAC y MVI mostraron un comportamiento similar para casi todos los atributos medidos. En cambio JTT, tuvo respuestas contrarias a las esperadas y/o a las de las otras dos parcelas para casi todas las variables. En VAC y MVI, el # total de familias, taxa, familias de EPT, taxa de Ephemeroptera, de Trichoptera, Coleoptera y Chironomidae disminuyeron desde la entrada a la salida dentro de cada parcela, mientras que en JTT aumentaron. Asimismo, en el caso de los valores de composición taxonómica los atributos se comportaron como se esperaba excepto en JTT.

Cuadro 14: Atributos estimados para los puntos de muestreo y parcelas de arroz evaluados. Se detalla la categoría, el atributo, y la respuesta esperada al impacto.

Categoría de atributos	Atributo	Respuesta esperada al impacto	Punto de muestreo			VAC		MVI		JTT	
			P1	P2	P3	Entrada	Salida	Entrada	Salida	Entrada	Salida
Comunidad	# total de familias	Disminución	23	19	11	23	18	13	7	5	13
	# total de taxa	Disminución	32	31	15	37	26	20	11	11	18
	# de Familias de EPT	Disminución	5	2	2	9	4	2	2	0	1
	# de Taxa de Odonata	Aumento	2	3	3	3	3	0	0	1	1
	# de Taxa de Ephemeroptera	Disminución	2	0	1	2	1	1	1	0	0
	# de Taxa de Plecoptera	Disminución	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	# de Taxa de Trichoptera	Disminución	8	2	1	7	3	1	1	0	1
	# de Taxa de Coleoptera	Disminución	4	6	1	19	11	4	5	0	1
	# de Taxa de Chironomidae	Disminución	4	3	2	4	2	3	2	1	1
	% de Familias de EPT	Disminución	48.55	5.12	0.97	2.61	0.13	1.10	0.00	0.00	2.00
Composición taxonómica	% Odonata	Aumento	0.13	6.73	2.49	0.61	0.40	0.29	0.30	0.78	0.52
	% Ephemeroptera	Disminución	6.84	0	0.97	0.20	0.13	0.10	0.00	0.00	0.00
	% Plecoptera	Disminución	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	% Trichoptera	Disminución	41.71	5.12	1.46	2.41	0.00	1.00	0.00	0.00	2.00
	% Coleoptera	Disminución	0.29	5.77	0.97	2.56	1.79	0.78	0.50	0.00	0.52
	% de Diptera	Aumento	25.31	13.71	11.03	59.02	59.25	15.47	34.87	21.74	20.59
	% de Chironomidae	Aumento	25.11	13.40	8.89	34.06	32.57	13.88	27.70	10.53	12.32
	% Contribución del taxón dominante	Variable	29.13	26.50	80.60	21.68	23.99	44.18	44.95	48.58	44.59
	% Contribución de los cinco taxa dominantes	Variable	70.06	70.63	95.17	80.87	79.51	77.58	93.80	69.80	65.36
	Abundancia de EPT	Disminución	1134	17	16	6	2	2	1	0	2
Abundancia	# total de individuos	Disminución	2335	332	1029	489	746	1 027	1 006	383	570
	Abundancia de Ephemeroptera	Disminución	160	0	1	2	2	1	1	0	0
	Abundancia de Plecoptera	Disminución	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Abundancia de Trichoptera	Disminución	974	17	15	4	0	1	0	0	2
	Abundancia de Coleoptera	Aumento	7	19	1	13	13	8	5	0	2
	Abundancia de de Diptera	Aumento	591	46	114	289	442	159	351	84	119
	Abundancia de de Chironomidae	Aumento	587	45	92	167	243	143	279	41	71

...continuación											
Tolerancia/ Sensibilidad	BMWP-Col	Disminución	81	59	32	58	40	41	22	14	34
	H'	Disminución	2.28	2.48	0.86	2.25	1.94	1.69	1.58	1.36	1.68
	E'	Variable	0.59	0.64	0.22	0.57	0.49	0.42	0.40	0.34	0.41
	# de taxa sensibles	Disminución	14	10	5	12	7	6	2	3	4
	# de taxa tolerantes	Aumento	3	4	4	6	9	9	5	3	7
	% de organismos sensibles	Disminución	82.35	71.43	55.56	32.43	26.92	30.00	18.18	27.27	22.22
	% de organismos tolerantes	Aumento	17.65	28.57	44.44	16.22	34.62	45.00	45.45	27.27	38.89
	% de moluscos tolerantes	Aumento	22.35	56.62	83.46	34	25	72	64	76	62
	% del taxón dominante sensible	Disminución	29.12	0.30	0	4.09	0.54	0.00	0.00	0.00	0.00
	% del taxón dominante tolerante	Aumento	9.19	4.16	80.56	22	24	44	45	49	45
Características tróficas y Hábitat	% Filtradores	Variable	6.10	15.66	0.20	0.72	0.00	1.49	0.00	0.00	0.17
	% Raspadores	Variable	36.73	5.69	1.49	0.20	0.00	0.10	0.00	0.00	0.35
	% Recolectores	Variable	0.04	0.36	0.10	0.20	0.67	0.10	0.00	0.00	0.00
	% Desmenuzadores	Disminución	12.08	1.07	0.20	4.70	0.54	0.00	0.00	0.00	0.00
	% Detritívoros	Aumento	29.87	51.42	86.99	61.62	58.82	65.74	75.17	71.68	68.08
	% Depredadores	Variable	15.19	25.68	11.06	29.75	26.97	14.02	19.53	2.33	0.95
	% de animales adheridos	Disminución	975	17	15	4.00	0.00	1.00	0.00	0.00	2.00
	# de animales adheridos	Disminución	41.77	5.12	1.46	0.82	0.00	0.10	0.00	0.00	0.35

Fuente: Elaboración propia (Características y atributos modificados de Barbour *et al.* (1999), Segnini (2003) y Prat *et al.* (2009))

Para los atributos de abundancia se observaron resultados esperados excepto para el # total de individuos, y la abundancia de Coleoptera. Por otro lado, en el aspecto de tolerancia/sensibilidad, se observaron también resultados esperados excepto en la parcela JTT que presentó un índice BMWP-Col, un H' y un J' mayor en la salida que en la entrada. Asimismo, el número de taxa tolerantes y el % de moluscos tolerantes no se comportaron como se esperaba. Por último, el % de detritívoros disminuyó en vez de aumentar en las parcelas VAC y JTT.

La mayoría de los atributos estimados para los puntos principales y las parcelas VAC y MVI mostraron tendencias similares a las esperadas de acuerdo a Barbour et al. (1999), Segnini (2003) y Prat et al. (2009). Esto indicaría que las condiciones de calidad de agua y hábitat son mejores para la mayoría de los macroinvertebrados y sobre todo para los que son sensibles a la contaminación en P1 en comparación a los puntos P2 y P3. Esto coincide con lo registrado en la literatura para estudios similares en agroecosistemas (Castillo & Villareal, 1989; Ascanio, 1990; Forés & Comín, 1992; Settele *et al.*, 1995; González-Solís & Ruiz, 1996; Amaya *et al.*, 1997; Martínez, 1998; Amaya & Guerra-Martínez, 1999; Bambaradeniya, 2000; Elphick, 2000; Comin *et al.*, 2001; Curcó *et al.*, 2001; Bambaradeniya & Amarasinghe, 2003; Richardson & Taylor, 2003; Rizo-Patrón, 2003a; Rossi, 2003; FAO, 2004; Halwart, 2004; Ávila, 2007; Denis, 2007; Medina & Navia, 2008; Marchiori *et al.*, 2012; Rizo-Patrón *et al.*, 2013; Trama & Mejía, 2013).

Es importante mencionar que aunque las parcelas individuales tuvieron tendencias similares a los puntos de muestreo principales, los valores de los atributos fueron bastante menores para casi todos. Esto implicaría que la calidad del agua en las parcelas individuales comienza en un estado de contaminación dudosa (color amarillo) a crítica (color naranja) a diferencia del punto P1 en que el agua tenía una calidad aceptable (color verde) (Roldán, 2003). Asimismo, si bien algunos de los taxa sensible se encontraron en las parcelas (generalmente en entradas), los números y porcentajes relativos fueron mucho menores que en el punto P1. Esto también encuentra coincidencia en algunos trabajos en los que se menciona que el agua que ingresa a las parcelas no se encuentra completamente libre de contaminantes (Rizo-Patrón, 2002, 2003a), en los cuales se menciona que frecuentemente los agricultores lavan las mochilas que utilizan para fumigar, en los canales de riego.

El # y % total de familias, de taxa, familias de EPT, de Ephemeroptera, de Trichoptera, y de Chironomidae disminuyeron al avanzar en el sistema de riego y entre las

entradas y las salidas de las parcelas VAC y MVI como se esperaba. Lo mismo pasó con las variables de abundancia de los mismos grupos. Esto puede explicarse, en el sistema de riego, por un aumento en los nutrientes del punto P1 al P3, un aumento en la conductividad o la presencia de algunos plaguicidas en P2 y P3. Por otro lado, las diferencias observadas en los atributos entre las parcelas evaluadas podrían ser explicadas por las diferencias en el tratamiento del cultivo de arroz, tanto en la aplicación de plaguicidas como de agroquímicos (nutrientes y aditivos). Esto se reflejaría en una mayor aplicación de nutrientes (urea y fosfatos) en la parcela MVI en comparación con las otras dos evaluadas, lo que coincide con una abundancia de casi el doble de macroinvertebrados en esta parcela. Más aún los macroinvertebrados abundantes en la parcela MVI (con mayor aplicación de agroquímicos) corresponden al orden Basomatophora, los cuales suelen indicar condiciones de eutroficación por exceso de nutrientes (Roldán, 1999; Roldán, 2003).

En las parcelas, estos cambios pueden deberse a diferencias en las condiciones fisicoquímicas tales como el pH, la conductividad eléctrica, a la profundidad o a alguna variable no medida (plaguicidas o manejo del agua). En el caso de la parcela JTT se considera que algo ha ocurrido en la entrada de la misma puesto que todas las variables son menores a la salida, lo cual normalmente no ocurre a menos que haya un evento de fumigación o alguna variable que no se haya medido y que esté influenciando el cultivo.

Una disminución de las variables de diversidad (riqueza de familias, de taxa y de grupos específicos de taxa), refleja un detrimento en la salud de la comunidad y sugiere una disminución de espacios, hábitats, fuentes de alimento para el adecuado desarrollo de la comunidad de macroinvertebrados (Barbour *et al.*, 1999). Esto significa que son atributos muy importantes a la hora de comparar una comunidad en el tiempo o el cambio entre dos comunidades en un mismo sistema.

Con respecto a la composición de los macroinvertebrados es importante mencionar que a pesar de que se presume que la contribución de los taxa dominantes puede ser variable, en el presente estudio se ha encontrado que los taxa dominantes variaron en cada punto de muestreo. En P1 la dominancia la tuvo un género de Trichoptera con alta sensibilidad, mientras que en P2 y en P3 los taxones dominantes fueron moluscos. En cambio en las parcelas la dominancia tanto en entrada como en salida estuvo dada por moluscos de la familia Physidae y en segundo lugar por un Chironomidae detritívoro. Puesto que la medida

de la composición (abundancia relativa) de los diferentes taxa provee información de cómo está construida la comunidad y la contribución relativa de las diferentes especies, una representación proporcional es consistente con un hábitat más saludable y debido a esto una comunidad más estable (Barbour *et al.*, 1999). Es decir que la dominancia de un organismo tolerante a la contaminación como el taxón de la familia Ancyliidae en el punto P2 o de *M. tuberculatus* en P3 (dos organismos intermedios en la escala de sensibilidad/tolerancia según Roldán (2003)), demuestra que las relaciones interespecíficas se pueden haber modificado debido al cambio de la abundancia relativa de los taxa en cada sitio. Asimismo, es importante destacar que el molusco dominante en el P3 es una especie exótica e invasiva que suele encontrarse en sitios con alta concentración de nutrientes (Gutiérrez *et al.*, 1995; Guimarães *et al.*, 2001). Es por esto, que la presencia de esta *Melanoides tuberculatus* implicaría interacciones negativas posibles para las especies nativas (Barbour *et al.*, 1999). En el caso de las parcelas, los dos organismos que dominaron tanto las entradas como las salidas son tolerantes a la contaminación.

Los atributos de tolerancia/sensibilidad intentan ser representativos de la sensibilidad a la perturbación (Roldán, 2003; Prat *et al.*, 2009). Algunos índices pueden ser independientes de la taxonomía (H' y J') y otros pueden estar asociados a taxa específicos (BMWP-Col, taxa sensibles/tolerantes, % de moluscos o taxa dominantes, y otros.). En los puntos de muestreo principales hubo una disminución de los taxa sensibles y un aumento de los tolerantes a la contaminación, tanto en riqueza como en abundancia. Esto significa que en términos de calidad de agua el punto P1 fue mucho mejor que el P2 y P3. En el caso de las parcelas de arroz, los taxa sensibles se encontraron en una menor abundancia y riqueza que en los puntos de riego y drenaje. Sin embargo, la calidad de agua varió entre las entradas y salidas y entre las parcelas. La parcela VAC tuvo en promedio en entrada y salida agua de calidad dudosa, en MVI la entrada fue dudosa y la salida crítica y en el caso de JTT ambas, entrada y salida, tuvieron una calidad de agua crítica. La aplicación diferencial de plaguicidas puede haber influenciado la calidad del agua. En la parcela VAC se sugiere un efecto negativo fuerte de los plaguicidas en la parcela puesto que en la entrada se registraron tricópteros indicadores de moderada calidad de agua y en la salida ya no se encontraron y puede ser debido a la utilización de 4 insecticidas diferentes a lo largo del ciclo de cultivo. La parcela MVI el efecto negativo podría ser dado tanto por una diferencia significativa en el aumento de la conductividad eléctrica, la salinidad o por el uso de insecticidas. La parcela JTT parece haber estado afectada por un evento de procesamiento de químicos o lavado de

mochilas cerca de la entrada de la parcela, puesto que los valores de los atributos en general son menores a la salida y mucho menores a las entradas de las otras dos parcelas.

La variable H' fue menor en el punto P1 comparado con P2, contrario a lo que se esperaba. Como ya se mencionó anteriormente este efecto se debe a una mayor homogeneidad de las abundancias de los diferentes taxa el punto P2 comparado con P1 y P3. En el caso de las parcelas VAC y MVI respondió como se esperaba, no así en el caso de la parcela JTT en la cual se comportó al contrario de lo esperado.

Las características tróficas y hábitat proveen información sobre el balance de las estrategias de alimentación (adquisición y morfología) de la comunidad. Si existen situaciones de estrés en el ambiente acuático, estas se reflejan en un desbalance de los grupos funcionales de alimentación (Barbour *et al.*, 1999). Se reconoce que los grupos de raspadores y desmenuzadores son en general más sensibles a la calidad de agua mostrando variaciones en los porcentajes en condiciones de estrés. En este estudio, ambos grupos disminuyeron desde el punto P1 al P3 mostrando que existe una disponibilidad menor de hábitat/alimento. Por otro lado, los detritívoros suelen aumentar con una disminución de la calidad de agua (Barbour *et al.*, 1999), como se observado en el sistema de riego-drenaje.

En el caso de las parcelas, si bien la tendencia respondió como se esperaba, los porcentajes de los raspadores y desmenuzadores fueron mucho más bajos que en los puntos de muestreo principales, mientras que los detritívoros fueron dominantes desde la entrada de la parcela y durante todo el ciclo de cultivo. Algunas de los atributos estimados no se comportaron como se esperaban: Ej; # de taxa de Coleoptera, % de Coleoptera, Chironomidae y Diptera, abundancia de Chironomidae y Diptera. Esto podría indicar que estos atributos no serían los más idóneos para ser utilizados al construir un índice multimétrico (ANEXO 5).

4.10 ENCUESTAS REALIZADAS A LOS AGRICULTORES

Se realizaron 102 entrevistas a los agricultores (ANEXO 6), tanto durante las salidas de campo como en los talleres que realizó la comisión de regantes del bajo Piura en La Unión, o de la organización Campo Limpio.

Las primeras preguntas (1-4) de la encuesta fueron de carácter informativo general incluyendo fecha, nombre, cuantos años hace que cultiva arroz, si su familia colabora en el cultivo y número de trabajadores/familiares. Los resultados revelaron que la ayuda familiar es muy importante para los agricultores con un 73 por ciento de parientes colaborando en todas las etapas o parte del cultivo (Figura 17) ($X^2= 20.74$, $gl= 1$, $P= 0.00001$). Sin embargo, un 61 por ciento de los encuestados aseguró que contrata temporalmente a personal externo a su familia para realizar todas las labores del cultivo durante cada campaña (Figura 18) ($X^2= 37.24$, $gl= 2$, $P= 0.00001$).

El cultivo de arroz es uno de los cultivos que más personas/jornales involucra cuando se realiza de forma artesanal como se lleva a cabo en Piura (Rola & Pingali, 1993). Asimismo, a pesar de que la familia es importante y participa en parte del cultivo, es necesario contar con mayor cantidad de personas para trabajar en la parcela, sobre todo en las etapas de semillero, trasplante y cosecha.

El área promedio que poseen los agricultores entrevistados fue de 1.74 ha. Con un mínimo de 0.25 ha y un máximo de 12 ha. La mayoría de los agricultores tienen una antigüedad de 6 a 10 años cultivando arroz, después les siguen los de mayor cantidad de años en este cultivo (Figura 19) ($X^2= 23.24$, $gl= 3$, $P= 0.00003$).

La pregunta 5 pretendió conocer los pasos que realizan para el cultivo del arroz. Las respuestas fueron más o menos completas dependiendo del agricultor, pero todos coincidieron con el los pasos de alguna de las 3 parcelas evaluadas individualmente (Cuadro 3).

La pregunta 6 estuvo relacionada a los productos químicos que aplica en el cultivo de arroz en su parcela. Los agricultores mencionaron el uso de 53 productos en total (ANEXO 7). El 37 por ciento correspondió a insecticidas, el 33 por ciento a herbicidas, 13 por ciento a fertilizantes y el resto correspondieron a fungicidas, reguladores de crecimiento para plantas, reguladores de crecimiento de insectos y surfactantes.

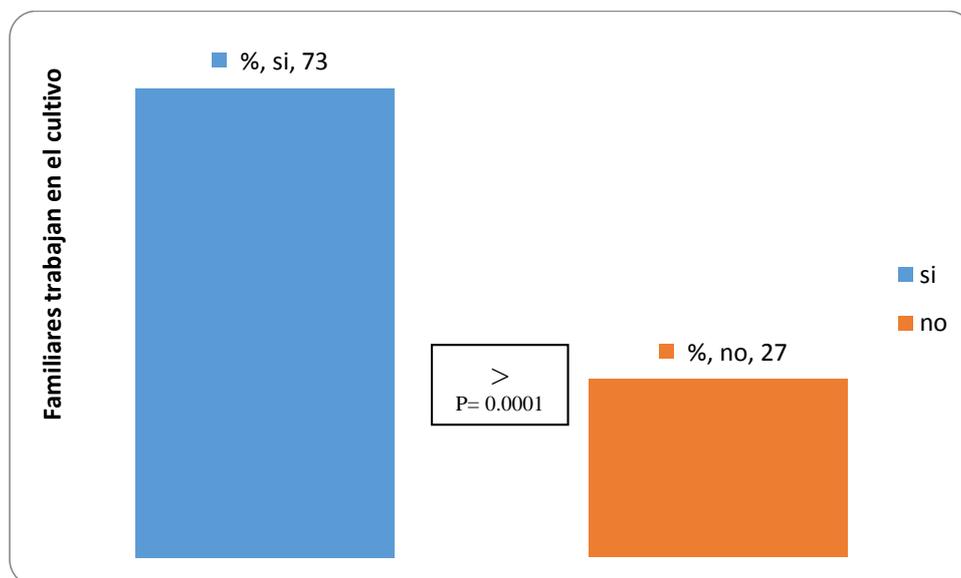


Figura 17. Proporción (porcentaje) de respuestas relacionadas con la participación de familiares en el cultivo de arroz.

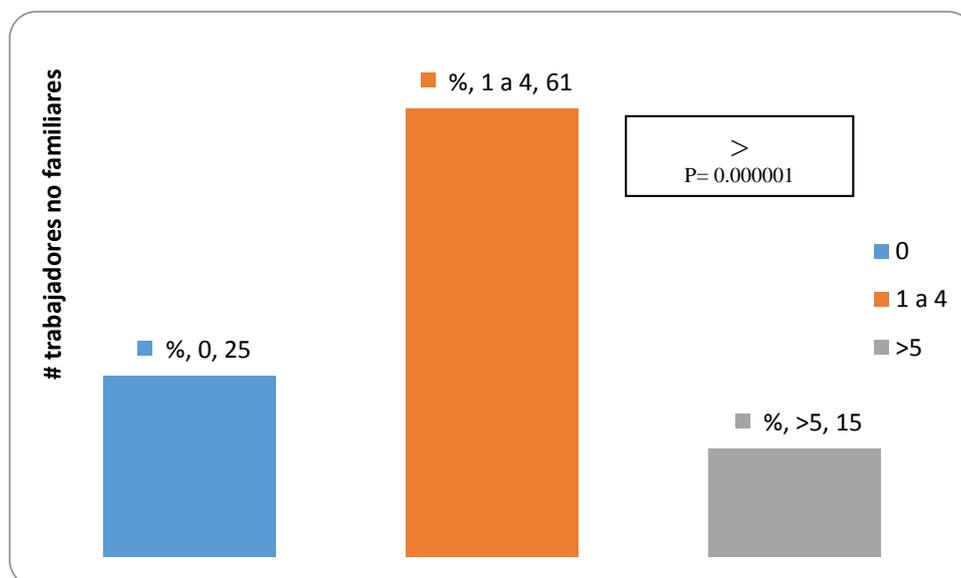


Figura 18. Proporción (porcentaje) de respuestas relacionadas con la contratación de trabajadores no familiares para las distintas etapas del cultivo de arroz.

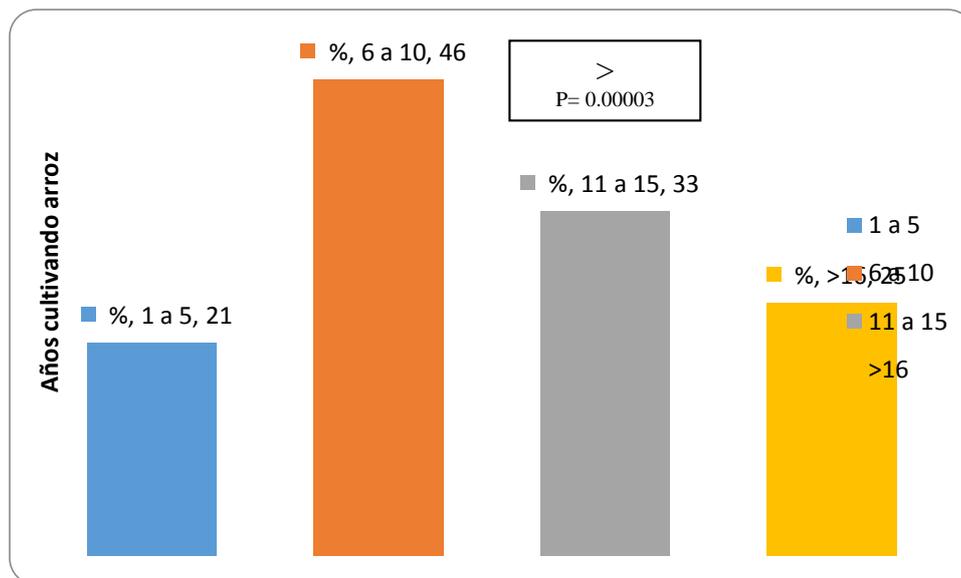


Figura 19. Proporción (porcentaje) de respuestas relacionadas con la cantidad de años que cultivan arroz.

Es importante mencionar que en el caso de los productos que aplican, nombres, dosis, y función. Solo un 18 por ciento conocía que producto aplicaba, el nombre correcto, la función y utilizaba la dosis recomendada en la etiqueta del producto. El resto de los agricultores entrevistados no supo contestar alguno de los puntos relacionados a la pregunta 6. Esto denota la falta de conocimiento y por ende el riesgo de aplicar los productos en una forma inadecuada con el resultado de que no funcione para el objetivo propuesto o que tenga efectos negativos sobre el cultivo o la fauna que lo habita.

A la pregunta 7 todos los agricultores (100 por ciento) mencionaron que es necesario realizar aplicaciones por distintos motivos principalmente: para evitar plagas, para que el arroz produzca, para aumentar el rendimiento fueron las razones expuestas. Por otro lado, con respecto a la pregunta 8, el 42 por ciento de los agricultores mencionó que bota los contenedores de plaguicidas en o cerca de la parcela. La segunda opción fue “los entierra” (24 por ciento) y la tercera que los “quema” (17 por ciento) (Figura 20) ($X^2 = 39.9$, $gl = 4$, $P = 0.0000005$).

Con respecto a la pregunta 9, más del 65 por ciento de los agricultores respondió que “usa la ropa de todos los días” cuando aplica plaguicidas y solo un 31 por ciento mencionó que usa mascarillas (Figura 21) ($X^2 = 138.35$, $gl = 4$, $P = 0.0000001$).

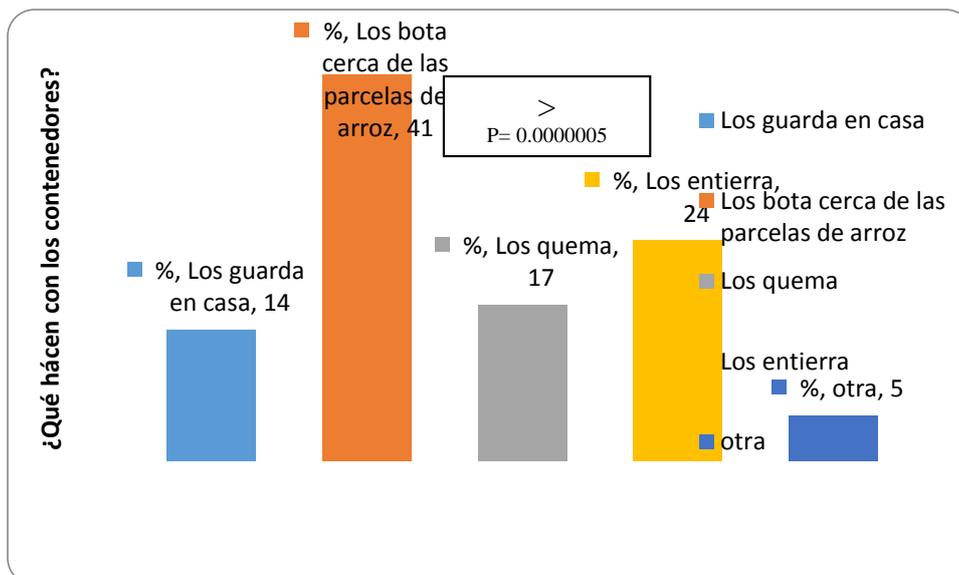


Figura 20. Proporción (porcentaje) de respuestas relacionadas con el tipo de descarte de los contenedores.

La pregunta 9 dejó entrever que ninguno de los agricultores realiza el triple lavado y disposición adecuada de los envases de plaguicidas. Más aún, la mayoría de los agricultores deja los envases de plaguicidas en la parcela o zonas cercanas. Esto coincide con lo encontrado en otros estudios realizados en arroceras (Rizo-Patrón, 2003a, b; Rizo-Patrón & Trama, 2008; Rizo-Patrón *et al.*, 2013)

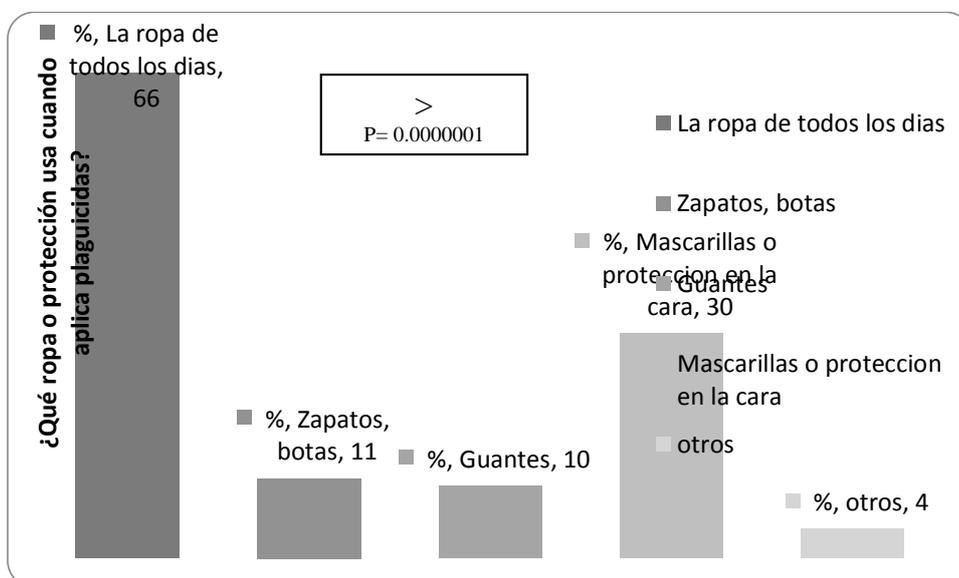


Figura 21. Proporción (porcentaje) de respuestas relacionadas con el tipo de ropa o protección que usan los agricultores mientras aplican plaguicidas.

Que la mayoría de los agricultores utilicen su ropa de todos los días en la parcela, incluso cuando aplican plaguicidas agrava aún más la situación de no utilizar ropa adecuada, debido a que luego esa ropa es depositada en alguna parte de la casa para ser utilizada al día siguiente. Esto produce que otras personas de la familia se puedan ver expuestas a algunos de los plaguicidas que se utilizan en los cultivos. Por otro lado, que solo un 11 por ciento utiliza algún tipo de calzado y el resto camine descalzo en el cultivo indica la falta de información de los posibles efectos tóxicos que pueden tener algunos de los productos.

Los agricultores respondieron de forma variable ante la pregunta 10, correspondiente al impacto o no de las aves como problema para el cultivo (Figura 22). El 34 por ciento considera que no hacen daño y por lo tanto no toman ningún tipo de acción. Mientras que el resto sostiene que hay algún tipo de daño, sobre todo en las fases iniciales del cultivo por el pisoteo, o en la época de llenado del grano. Las respuestas de acciones tienen que ver en un mayor porcentaje con el ahuyentamiento con diferentes tipos de métodos, desde el uso de banderines, banderas, espantapájaros y con personas directamente ahuyentando a las aves. Algunos pocos mencionaron la cacería para controlar a las aves y otros mencionaron el “aviso” de la presencia de insectos “que pueden ser malos para el cultivo” ante lo cual fumigan la parcela para eliminar la posible amenaza.

Ante la pregunta 11 de si obtiene suficientes recursos económicos, solo el 44 por ciento respondió que Si. El resto estuvo dividido entre No y a veces (Figura 23).

De acuerdo a la pregunta 12 sobre temas de capacitación que solicitan recibir, el 24 por ciento respondió que necesitan conocer y aprender más sobre el manejo del agua de riego en el cultivo. Por otro lado, han mencionado la necesidad de recibir capacitaciones en diferentes temas tales como: el manejo del cultivo de arroz, manejo de otros cultivos, manejo de plagas y de también sobre manejo de precios de mercado (Figura 24).

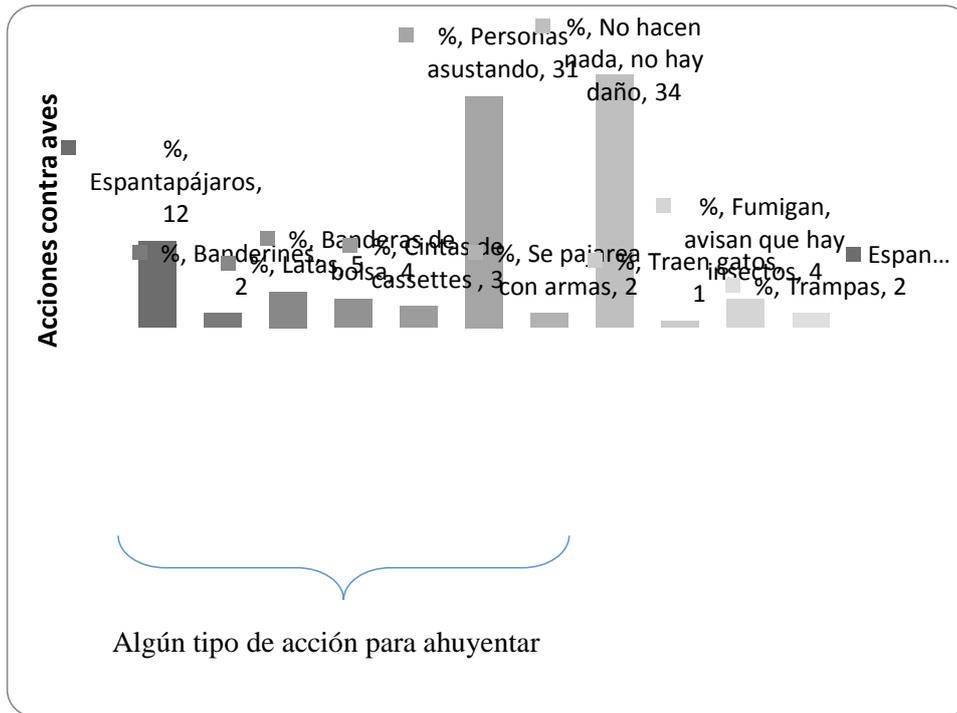


Figura 22. Proporción (porcentaje) de respuestas relacionadas con las acciones realizadas por la presencia de aves en la parcela.

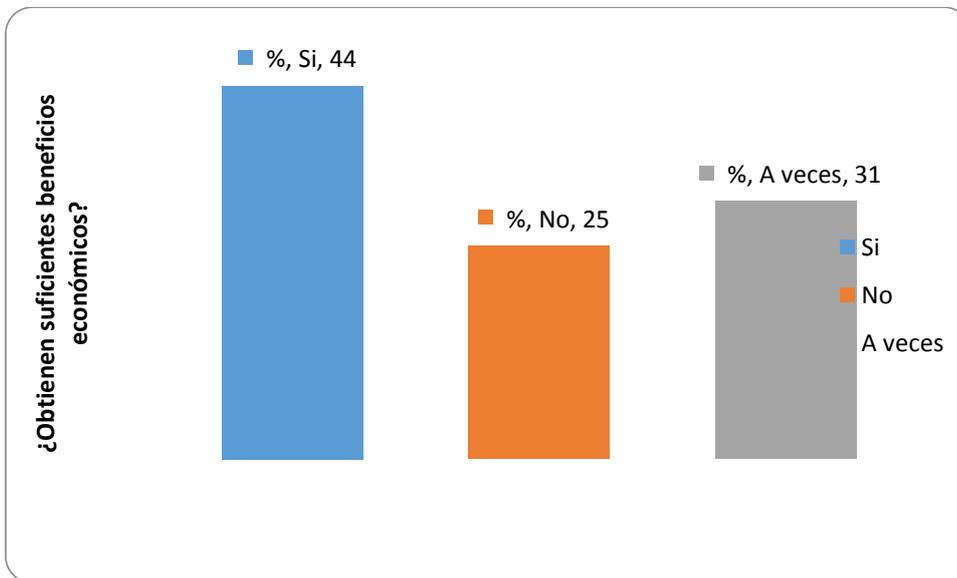


Figura 23. Proporción (porcentaje) de respuestas relacionadas a suficientes beneficios económicos.

3. Nutrición y fertilización del arroz: manejo de los nutrientes N,P,K, problemas con suelos salinos
4. Control de plagas: introducción al manejo integrado de plagas, control de malezas, identificación de malezas, estado del desarrollo y cálculo del herbicida a utilizar si es necesario para no aplicar subdosis o sobredosis, lectura del marbete o etiqueta del producto, manejo y reconocimiento de plagas del arroz para evitar la aplicación de plaguicidas como preventivos, uso de los productos permitidos por ley solo cuando es necesario y no hay otro método de control, uso de productos que garanticen la máxima eficacia contra la plaga, conocimiento de los modos de acción de los plaguicidas, rotación de productos, equipos y ropas necesarias para la aplicación.
5. Manejo del riego: uso total del agua por ha (aproximadamente 13.000 m³/Ha), control de pérdidas de agua, momento de inicio del riego, calidad del agua, altura de la lámina de agua, finalización del riego.
6. Cosecha: tecnologías existentes.
7. Manejo de envases de agroquímicos y plaguicidas: Disposición final de envases vacíos (residuos peligrosos) y equipos, triple lavado, agua residual luego del triple lavado, evitar la reutilización o venta de los envases para evitar el reuso o adulteración de productos, recomendaciones en caso de intoxicación.

V. CONCLUSIONES

1. Los plaguicidas (Carbofuran, Carbosulfan, Etoprofos y Fenvalerato), y los nutrientes (Potasio, Fósforo y fuentes nitrogenadas) utilizados en el sistema de riego-drenaje en el sector Muñuela Margen Derecha afectaron negativamente a las comunidades de macroinvertebrados en el punto P2 (drenaje principal) en comparación con P1 (control) como se predijo en la hipótesis de investigación general.
2. El punto control tuvo siempre mayores valores de riqueza de familias y taxa, tanto total como media y los puntos de drenaje y el canal que va al manglar (P3) perdieron biodiversidad. Además, el punto control presentó siempre una abundancia de más del doble para la mayoría de los órdenes y específicamente para los insectos, en comparación con el drenaje general, coincidiendo con lo predicho en la primera hipótesis de investigación.
3. Solo un 50 por ciento de las especies fueron compartidas entre los puntos evaluados mostrando una pérdida de complejidad estructural de la comunidad de macroinvertebrados del punto control al drenaje del sistema y luego al canal que va al manglar.
4. Las especies sensibles de macroinvertebrados identificadas en el punto control fueron (*Tricorythodes sp.*, *Macrelmis sp.*, *Limnocois sp.*, *Pyraustinae sp.*, *Glossosomatidae sp.*, *Neotrichia sp.*, *Nectopsyche sp.1*, *Macronema sp.*, *Oecetis sp.*)
5. En el canal de drenaje y el canal que se dirige al manglar se observó un aumento de moluscos (organismos detritívoros) que coincide con un aumento de la contaminación orgánica producto de las aguas agrícolas y domésticas.
6. El manejo realizado a las parcelas de arroz modificó los factores fisicoquímicos en el agroecosistema, condicionando el establecimiento de varios grupos de

macroinvertebrados. El manejo de la parcela VAC presentó un mejor efecto en los macroinvertebrados que el manejo de MVI y el de JTT respectivamente. Mientras que dentro de cada parcela el manejo del cultivo tuvo un efecto negativo sobre la riqueza y abundancia de macroinvertebrados evidenciándose en la disminución de las variables de biodiversidad desde la entrada a la salida.

7. Las comunidades de macroinvertebrados de las parcelas de arroz individuales fueron similares a la de los puntos de muestreo del drenaje principal y el canal del manglar, evidenciando que la calidad del hábitat no es el óptimo para sostener a todos los órdenes y taxa que se han encontrado en la zona.
8. La dinámica de las parcelas de arroz individuales es muy compleja y pueden estar influenciadas por otros factores no evaluados en esta investigación, tales como: el manejo del agua de riego (permanencia y altura de la lámina de agua), la forma de aplicación de fertilizantes (si se seca la parcela o no), la forma de aplicación y combinación de plaguicidas utilizados.
9. Los factores fisicoquímicos importantes y dependientes de las actividades de manejo en el sistema evaluado fueron: la temperatura, el oxígeno disuelto, la profundidad, la turbidez, el pH, la conductividad eléctrica y la salinidad. En las parcelas de arroz en conjunto fueron: la turbidez, la profundidad, el oxígeno disuelto, la temperatura, el pH y la conductividad.
10. La tendencia al aumento de los nutrientes evaluados en casi todos los puntos revela una liberación del exceso de nutrientes a los sistemas de riego y drenaje: principalmente para el potasio que aumentó alrededor de 7 veces entre el punto control y el drenaje y 6 veces del control al canal del manglar; para el fosfato que aumentó 6 veces del control al drenaje y 4 del control al canal del manglar; y el nitrato que aumentó 2 veces del punto control al drenaje. En el punto del canal que va al manglar habría un efecto de dilución por las aguas que se adicionan en el dren Sechura y que provienen del río Piura.
11. El agua de riego en el punto control no se hallaba libre de plaguicidas como se predijo en la segunda hipótesis. Es evidente que existe un transporte de plaguicidas y nutrientes

a lo largo del sistema de riego/drenaje, y algunos de ellos llegan al sistema estudiado de partes más altas de la cuenca.

12. El aumento de la concentración de nutrientes del punto control al drenaje y al canal del manglar produjo una disminución de la calidad de agua en términos de una baja en el oxígeno disuelto, aumento de turbidez y conductividad y cambios en el pH). Esto modificó el establecimiento de diferentes órdenes de macroinvertebrados en los otros dos puntos de muestreo evaluados.
13. De los 8 plaguicidas detectados en los puntos evaluados, el 92 por ciento correspondió a insecticidas y al menos dos plaguicidas fueron detectados simultáneamente en un punto y fecha dada. El Carbosulfan y el Etoprofos tuvieron valores mayores que los LMP para el Perú.
14. La combinación de dos plaguicidas (Carbosulfan y Etoprofos) en el Manglar de San Pedro de Vice tuvo una concentración total mayor al LMP para dos o más plaguicidas simultáneamente, lo cual aumenta más el riesgo tanto de efectos agudos como crónicos y una posible bioacumulación y biomagnificación en estos ecosistemas tan productivos.
15. El plaguicida Clorobencilato, a pesar de estar prohibido desde el año 1999 en el Perú (Listado de plaguicidas prohibidos en el Perú), fue encontrado en punto control evidenciando que fue transportado a través del sistema de canales de riego desde zonas de la cuenca media o alta.
16. Todos los plaguicidas detectados en agua, salvo el Benalaxil, se encuentran en la lista PAN, por ser considerados medianamente o altamente peligrosos, especialmente los organoclorados Clorobencilato y el Endosulfansulfato. Esto implica, que aunque los plaguicidas no se hayan utilizado en el sistema de arroz evaluado, llegaron con el agua de riego posibilitando una mezcla de plaguicidas que puede tener un efecto sinérgico más fuerte que los efectos negativos de cada uno por separado.

17. Los plaguicidas Benalaxil, Carbosulfan, Fenvalerato y Carbofurano detectados en este estudio, y alguno de los aplicados por los agricultores que son solubles en agua, podrían llegar al acuífero en las zonas en donde se encuentra muy cercano a la superficie.
18. La presencia de plaguicidas en el Manglar de San Pedro de Vice coincide con la segunda hipótesis de investigación de este trabajo, demostrando que algunos de estos viajan grandes distancias y ser depositados en los estuarios debido al choque del agua dulce y el agua salada.
19. La riqueza y de abundancia de macroinvertebrados en las parcelas individuales de arroz evidencia un efecto de los plaguicidas (sobre todo insecticidas) sobre los organismos más sensibles a la contaminación. Esto se evidencia por: (1). La disminución de la riqueza de taxa de macroinvertebrados sensibles en la parcela MVI luego de la aplicación de una combinación de un fungicida y un insecticida tanto entre el mes de la aplicación y el siguiente, como entre la entrada y la salida en el mismo mes de aplicación; (2). La desaparición de los organismos sensibles a insecticidas en la parcela VAC luego de la aplicación de dos insecticidas en septiembre; (3). Al efecto negativo que produjo el molusquicida/insecticida larvin 80, que afectó a la población de moluscos pulmonados y no pulmonados durante el mes de septiembre.
20. El modelo lineal generalizado (GLIM) evidenció que tres de los plaguicidas (Fenvalerato, Carbosulfan y Etoprofos), los nutrientes (Potasio, Nitrito, Nitrato y Fósforo), la salinidad, conductividad y el oxígeno disuelto, fueron las variables que más fuertemente expresaron los cambios observados en la biodiversidad y abundancia de macroinvertebrados.
21. De acuerdo al índice BMWP-Col, la calidad del agua en el punto control fue “aceptable” mientras que en el drenaje correspondió a “dudosa” y en el canal del manglar a “crítica”. En las parcelas de arroz, el agua ya ingresó en las parcelas con una menor calidad de agua que en el punto control de “dudosa a crítica” dependiendo de la parcela en cuestión.

22. Los atributos de comunidad, composición taxonómica, abundancia, tolerancia/sensibilidad, y de características tróficas y de hábitat que respondieron de acuerdo a lo esperado, pueden ser utilizados para construir un índice multimétrico que se ajuste a este tipo de agroecosistema y el sistema de riego y drenaje local.
23. Un cambio en la composición y estructura de la comunidad de macroinvertebrados se produjo tanto en el sistema de riego como entre las entradas y las salidas de las parcelas. Esto puede evidenciarse en: (1). Un aumento del porcentaje de filtradores, recolectores y depredadores del control al drenaje y luego una disminución en el canal del manglar; y (2). Una disminución del porcentaje de raspadores, desmenuzadores, animales adheridos, y un aumento de detritívoros del control al canal del manglar. En las parcelas individuales esto se evidenció por: (1). La disminución del número y porcentaje total de familias, de taxa, familias de EPT, de Ephemeroptera, de Trichoptera, y de Chironomidae entre las entradas y las salidas de las parcelas VAC y MVI. En todos los casos se han producido desbalances de los grupos funcionales de alimentación, lo que demuestra una situación de estrés en el ambiente.
24. Los taxa dominantes indican el tipo de perturbación que tiene cada sitio que se evalúa. Esto se evidenció al encontrar en el punto control la dominancia de un género de Trichoptera con alta sensibilidad a la contaminación (sitio poco perturbado), mientras que en el drenaje y en el canal del manglar los taxones dominantes fueron moluscos con mediana y alta resistencia a la contaminación (sitios con mediana y alta perturbación). En las parcelas, la dominancia no varió entre las entradas y las salidas y siempre estuvo dominada por dos especies de moluscos (*Melanooides tuberculatus* y Physidae sp.1) y chironómidos (Diptera), los cuales tienen una alta resistencia a la contaminación (De acuerdo al índice BMWP-Col). Esto demuestra que tanto la entrada como la salida tuvieron una perturbación de mediana a alta dependiendo de la parcela evaluada, reiterando la mediana o baja calidad con que el agua ingresó a las parcelas individuales.
25. En las parcelas individuales de arroz, la riqueza y diversidad de macroinvertebrados siempre fue menor que en los puntos principales de muestreo, especialmente que en el control y en el canal de drenaje, mostrando que las parcelas como tal, ofrecerían hábitat

adecuado solo para algunos grupos de macroinvertebrados y no para todos los que podrían establecerse en el área.

26. La comunidad de macroinvertebrados en el punto del canal que se dirige al manglar ha estado influenciada por la dilución de los contaminantes producto de la confluencia de las aguas de drenaje de los cultivos con otras aguas provenientes del río Piura y un cambio en las condiciones fisicoquímicas probablemente por efectos de las mareas provenientes del estuario del Manglar de San Pedro de Vice.
27. El cultivo de arroz es uno de los más importantes para la zona y permite que personas de la familia participen, disminuyendo la mano de obra a contratar. Sin embargo, muchas familias tienen que contratar trabajadores externos con lo que varios trabajadores temporales acceden a trabajo remunerado al menos estacionalmente.
28. La mayoría de los agricultores no realizan prácticas agrícolas adecuadas desde el punto de vista de salud y del ambiente, debido al uso y abuso de algunos plaguicidas y fertilizantes utilizados, tanto en dosis como en forma de aplicación en las parcelas.
29. Los agricultores desconocen los peligros que puede traer aparejado la utilización de forma inadecuada de plaguicidas, debido a que no utilizan calzado, mascarillas o ropa adecuada y generalmente utilizan la ropa de uso diario.
30. Los envases de plaguicidas no tienen una correcta disposición, la mayoría de los agricultores solo los bota cerca de la parcela o en el canal de drenaje y no realizan el triple lavado recomendado.
31. Varios agricultores almacenan los plaguicidas dentro de la casa, muchas veces en la cocina con el peligro que esto conlleva.

VI. RECOMENDACIONES

- Con el fin de disminuir la concentración de nutrientes y algunos plaguicidas en el sistema evaluado, se recomienda mantener vegetación en los canales de drenaje y en el canal que se dirige al manglar para oficiar como humedales o filtros. Se pueden dejar zonas con plantas de tifa y otra vegetación acuática (*Lemna* sp, *Myriophyllum* sp. entre otras), las cuales son muy buenas captadoras de nutrientes, especialmente N y P.
- Considerar que los macroinvertebrados son organismos muy importantes para otros organismos superiores como fuente de alimento, por lo que mantener una alta diversidad de estos grupos beneficiará consecuentemente a la diversidad de anfibios, peces y aves en la zona. Se recomienda realizar más investigación para elaborar un índice multimétrico con las variables recomendadas en la presente investigación.
- Realizar estudios más intensivos en zonas similares y en parcelas de arroz establecidas y con mayor cantidad de análisis de plaguicidas, para así contar con una mayor cantidad de muestras.
- Realizar estudios de bioacumulación de plaguicidas en organismos importantes a nivel ecosistémico y a nivel hidrobiológico tanto en los canales principales de riego y drenaje como en el manglar de San Pedro de Vice.
- Realizar análisis de plaguicidas y nutrientes en aguas subterráneas de la zona para establecer si los contaminantes están llegando a los acuíferos, y pueden estar siendo ingeridos en el agua bombeada en esta zona para uso doméstico.
- Establecer un programa de capacitación constante sobre el uso y correcta disposición de los envases de plaguicidas. Existe un programa de recojo de envases de plaguicidas en Piura que podría ser de apoyo para la parte baja de la cuenca del río Piura. Se recomienda que las autoridades contacten a la organización Campo Limpio para coordinar acciones

con el fin de disminuir la contaminación por envases de plaguicidas y el riesgo para la salud humana.

- Trabajar con los organismos gubernamentales regionales y locales para lograr mejorar el uso y manejo de los plaguicidas en toda la cuenca del río Piura. Es importante, tratar de reducir la llegada de los plaguicidas a los cuerpos de agua, para evitar efectos no deseados tanto sobre la salud humana como sobre el ambiente.

VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acosta R, Ríos B, Rieradevall M & Prat N. 2009. Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (C.E.R.A) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. *Limnetica*. 28 (1): 35-64.
- Agdi K, Bouaid A, Martin Esteban A, Fernandez Hernando P, Azmania A & Camara C. 2000. Removal of atrazine and four organophosphorus pesticides from environmental waters by diatomaceous earth-remediation method. *J. Environ. Monit.* 2: 420-423.
- Aguilar P. 1980. Apuntes sobre el control biológico y el control integrado de las plagas agrícolas en el Perú. *Revista Peruana de Entomología*. 23(1): 83-110.
- Alba-Tercedor J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV. *Siaga*. . II: 203-213.
- Alba-Tercedor J & Sánchez-Ortega S. 1998. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de hellawell (1978). *Limnetica*. 4: 51-56.
- Albarino R, Venturino A, Montagna CM & De D'Angelo AMP. 2007. Environmental effect assessment of Magnacide (R) H herbicide at Rio Colorado irrigation channels (Argentina). Tier 4: In situ survey on benthic invertebrates. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 26(1): 183-189.
- Alves SR, Severino PC, Ibbotson DP, da Silva AZ, Lopes FR, Saenz LA & Bainy AC. 2002. Effects of furadan in the brown mussel *Perna perna* and in the mangrove oyster *Crassostrea rhizophorae*. *Mar Environ Res*. 54(3-5): 241-245.
- Amaya GJ & Guerra-Martinez A. 1999. Diagnóstico del gusano rojo del arroz (Diptera: Chironomidae) en el alto valle Jequetepeque, Cajamarca, Perú. *Revista Peruana de Entomología*. 41: 143-145.
- Amaya GJ, Guerra-Martinez A & Rebaza M. 1997. El gusano rojo del arroz en el alto valle Jequetepeque, Cajamarca, Perú. *Revista Peruana de Entomología*. 40: 139-153.
- Amorós SK & Ota SN. 2002. Evaluación de Fauna Silvestre en los Humedales de Sechura. Informe Final. . APECO, Lima, Perú.
- ANA. 2010. Recursos hídricos en el Perú. MINAG, Lima.
- Arora K, Mickelson SK & Baker JL. 2003. Effectiveness of vegetated buffer strips in reducing Pesticide transport in simulated runoff. *Agricultural and Biosystems Engineering Publications and Papers*. 46(3): 635-644.
- Ascanio RA. 1990. A comparison of bird diversity between a refuge and a rice marsh. *OTS*. 109-112.
- Ávila DD. 2007. Composición y estructura de las comunidades de organismos acuáticos asociados a las etapas anegadas del cultivo del arroz. *Agroecología*. 34(4): 77-82.
- Azrina MZ, Yap CK, Rahim Ismail A, Ismail A & Tan SG. 2006. Anthropogenic impacts on the distribution and biodiversity of benthic macroinvertebrates and water quality of the Langat River, Peninsular Malaysia. *Ecotoxicol Environ Saf*. 64(3): 337-347.
- Baldwin DH, Spromberg JA, Collier TK & Scholz NL. 2009. A fish of many scales: extrapolating sublethal pesticide exposures to the productivity of wild salmon populations. *Ecol Appl*. 19(8): 2004-2015.

- Bambaradeniya CNB. 2000. Ecology and biodiversity in an irrigated rice field ecosystem in Sri Lanka. University of Peradeniya, Sri Lanka. 525.
- Bambaradeniya CNB & Amarasinghe FP. 2003. Biodiversity Associated with the Rice Field Agro-ecosystem in Asian Countries: A Brief Review, Colombo, Sri Lanka.
- Barbosa FAR, Callisto M & Galdean N. 2001. The diversity of benthic macroinvertebrates as an indicator of water quality and ecosystem health: a case study for Brazil. Taylor and Francis and AEHMS. 4(1): 1463-4988.
- Barbour MT, Gerritsen J, Snyder BD & Stribling JB. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish. U.S Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C.
- Barceló D. 1998. Transformation of pesticides in the aquatic environment. IRET, Universidad Nacional, Costa Rica. 19-23.
- Baumart JS & Santos S. 2011. The Impact of Herbicides on Benthic Organisms in Flooded Rice Fields in Southern Brazil, Págs: 370-382. *In*: A. Kortekamp (eds.). Herbicides and Environment. Vol. 17. INTECH, Croacia.
- Beingolea O. 1958. Resistencia de los insectos a los insecticidas, con ejemplos en el Perú. *Revista Peruana de Entomología Agrícola*. 1(1): 51-58.
- . 1962. Regulación Natural de las Poblaciones de Animales. - Control Biológico, Control Químico y Control Integrado de Plagas de la Agricultura. *Revista Peruana de Entomología Agrícola*. 5(1).
- Beketov MA & Liess M. 2008. Potential of 11 pesticides to initiate downstream drift of stream macroinvertebrates. *Arch Environ Contam Toxicol*. 55(2): 247-253.
- Bernardos JN & Zaccagnini ME. 2008. Evaluación del riesgo de toxicidad aguda para aves por uso de insecticidas en arrozceras. Wetlands International, Buenos Aires, Argentina.
- Blancas H. 1978. Insectos que habitan las aguas de Villa (Lima). *Revista Peruana de Entomología*. 21(1): 105-108.
- Blanco DE, López-Lanús B, Antunes Dias R, Azpiroz A & Rilla F. 2006. Uso de arrozceras por chorlos y playeros migratorios en el sur de América del Sur. Implicancias de conservación y manejo. Wetlands International, Buenos Aires, Argentina. 114.
- Boorman LA, Hazelden J, Loveland PJ, Wells JG & Levasseur JE. 1994. Comparative relationships between primary productivity and organic and nutrient fluxes in four European salt marshes, Págs: 181-200. *In*: W. J. Mitsch (eds.). Global wetlands old word and new. Elsevier Science B.V., Amsterdam, The Netherlands.
- Brenes B. 1998. Reduction of pesticides use. IRET, Universidad Nacional, Costa Rica. 70.
- Briggs JA, Riley MB & Whitwell T. 1998. Quantification and Remediation of Pesticides in Runoff Water from Containerized Plant Production. *Journal of Environmental Quality*. 27(4): 814-820.
- Cairns JJ & Pratt JR. 1993. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates, Págs: 10-27. *In*: D. M. Rosenberg & V. H. Resh (eds.). Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman & Hall, Inc., New York, USA.
- Calderón A & Serpa R. 2003. Efectos del paraquat sobre el crecimiento y la morfología de la microalga *Dunaliella tertiolecta*. *Ecología Aplicada*. 2(1): 99-102.
- Camargo JA, Alonso A & de la Puente M. 2004. Multimetric assessment of nutrient enrichment in impounded rivers based on benthic macroinvertebrates. *Environ Monit Assess*. 96(1-3): 233-249.
- Camargo JA & Gonzalo C. 2007. Physicochemical and biological changes downstream from a trout farm outlet: Comparing 1986 and 2006 sampling surveys 'A. *Limnetica*. 26(2): 405-414.

- Casanova P. 1970. *Sogata oryzicola* Muir (Delphacidae: Homopt.) Nueva Plaga del Arroz en el Perú. *Revista Peruana de Entomología*. 13(1): 96-98.
- Castillo LE. 2000. Pesticide impact of intensive banana production on aquatic ecosystems in Costa Rica. Stockholm University, Stockholm, Sweden. 18.
- Castillo LE, Ruepert C & Pinnock M. 2001. Acute Toxicity and pesticide residues in surface waters in a pineapple growing area of Costa Rica., Quebec City.
- Castillo LE, De la Cruz E & Ruepert C. 1997. Ecotoxicology and pesticides in tropical aquatic ecosystems of Central America. *Environ Toxicol Chem*. 16: 41-51.
- Castillo LE, Martínez E, Gileck M, Pinnock M, Ruepert C & Savage C. 2000a. Water quality and macroinvertebrate community response following pesticide application in a banana plantation, Limon, Costa Rica. 35.
- Castillo LE, Martínez E, Ruepert C, Savage C, Gileck M, Pinnock M & Solis E. 2006. Water quality and macroinvertebrate community response following pesticide applications in a banana plantation, Limon, Costa Rica. *Science of the Total Environment*. 367: 418-432.
- Castillo LE, Ruepert C & Solis E. 2000b. Pesticide residues in the aquatic environment of banana plantation areas in the North Atlantic zone of Costa Rica. *Environ Toxicol Chem*. 19: 1942-1950.
- Castillo P & Villareal J. 1989. *Diatraea saccharalis* en Piura: ciclo biológico en arroz. *Revista Peruana de Entomología*. 32: 87-88.
- Castro-Castro V, Siu-Rodas, Y., González-Huerta, L. V. y Sokolov, M.Y. 2005. Efecto tóxico de DDT y endosulfan en postlarvas de camarón blanco, *Litopenaeus vannamei* (Decapoda: Penaeidae) de Chiapas, México. *Revista de Biología Tropical*. 53(1-2).
- CELEX-EUR. 1998. COUNCIL DIRECTIVE 98/83/EC: on the quality of water intended for human consumption. 32-54.
- Chao A & Shen TJ. 2009. User's Guide for Program SPADE. Species Prediction And Diversity Estimation, Taiwan.
- Chua X & Mariño MA. 2004. Semidiscrete pesticide transport modeling and application. *Journal of Hydrology*. 285 19-40.
- Chungkin B. 2008. Control de los contaminantes químicos en el Perú. *Rev Peru Med Exp Salud Pública*. 25(4): 413-418.
- CNEH-Perú, EDHUCO-Perú., MDV & CNEH. 2007. Ficha informativa de Humedales Ramsar (FIR): Manglares de San Pedro de Vice (Piura, Perú). Expediente para reconocimiento del área de conservación como humedal de importancia internacional - Sitio Ramsar. CNEH-Perú. 68.
- Colwell RK. 2006. EstimateS, Version 8.0: Statistical Estimation of Species Richness and Shared Species from Samples (Software and User's Guide). Freeware for Windows and Mac OS.
- Comin FA, Romero BA, Hernandez O & Menendez M. 2001. Restoration of Wetlands from Abandoned Rice Fields for Nutrient Removal, and Biological and Community Landscape Diversity. *Restoration Ecology*. 9(2): 207-208.
- CONAM, DIGESA & SENASA. 2006. Inventario nacional de plaguicidas COP. PNUMA-GEF, Lima. 68.
- Couturier G, Inga H & Tanchiva E. 1996. Insectos plaga del arroz en Loreno, Amazonía peruana. *Revista Peruana de Entomología*. 39: 131-134.
- Crommentuijn T, Sijm D, van de Guchte C & van de Plassche E. 2001. Deriving ecotoxicological risk limits for water and sediment in The Netherlands. *Australasian Journal of Ecotoxicology*. 7: 31-42.

- Cummins KW & Merritt RW. 1996. Ecology and distribution of aquatic insects, Págs: 74-86. *In*: R. W. Merritt & K. W. Cummins (eds.). An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque, Iowa. USA.
- . 2001. Application of invertebrate functional groups to wetland ecosystem function and biomonitoring, Págs: 85-112. *In*: R. B. Rader, D. P. Batzer & S. A. Wissinger (eds.). Bioassessment and management of North American freshwater wetlands. John Wiley & Sons., New York, U.S.A.
- Cunningham SD, Anderson TA, Schwab AP & Hsu FC. 1996. Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants. *Adv. Agron.* 56: 55-114.
- Cuppen JG, Crum SJ, Van den Heuvel HH, Smidt RA & Van den Brink PJ. 2002. Effects of a mixture of two insecticides in freshwater microcosms: I. Fate of chlorpyrifos and lindane and responses of macroinvertebrates. *Ecotoxicology.* 11(3): 165-180.
- Cuppen JG, Van den Brink PJ, Camps E, Uil KF & Brock TC. 2000. Impact of the fungicide carbendazim in freshwater microcosms. I. Water quality, breakdown of particulate organic matter and responses of macroinvertebrates. *Aquat Toxicol.* 48(2-3): 233-250.
- Curc6 A, Canicio A, Escolano MA, Fores E, Ib6nez C, Luque P & Riera X. 2001. Mejora de la gesti3n del h6bitat en la Zepa del Delta del Ebro (Catalu6a, Espa6a). SEO/Birdlife, Catalu6a. 151.
- D'Heygere T, Goethals P, van Griensven A, Vandenberghe V, Bauwens W, Vanrolleghem P & De Pauw N. 2001. Optimisation of the discrete conductivity and dissolved oxygen monitoring using continuous data series obtained with automated measurement stations. *Meded Rijksuniv Gent Fak Landbouwk Toegep Biol Wet.* 66(3a): 149-153.
- Daam MA, Crum SJ, Van den Brink PJ & Nogueira AJ. 2008. Fate and effects of the insecticide chlorpyrifos in outdoor plankton-dominated microcosms in Thailand. *Environ Toxicol Chem.* 27(12): 2530-2538.
- Daam MA, Satapornvanit K, Brink PJ & Nogueira AJ. 2009. Sensitivity of macroinvertebrates to carbendazim under semi-field conditions in Thailand: implications for the use of temperate toxicity data in a tropical risk assessment of fungicides. *Chemosphere.* 74(9): 1187-1194.
- de la Lanza G. 2000. Criterios generales para la elecci3n de bioindicadores, Págs: 17-42. *In*: G. de la Lanza, S. Hern6ndez & J. L. Carbajal (eds.). Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminaci3n (bioindicadores). Plaza y Vald6z, S.A de C.V., M6xico.
- De la Torre G. 1961. La Mariposa Blanca *Rupela albinella* Cram., un nuevo insecto en el arroz. *Revista Peruana de Entomolog6a Agr6cola.* 4(1): 74-76.
- Death RG. 2004. Patterns of spatial resource use in lotic invertebrate assemblages. *Hydrobiologia.* 513: 171 - 182.
- Denis D. 2007. Composici3n y estructura de las comunidades de organismos acu6ticos asociados a las etapas anegadas del cultivo del arroz. *Centro Agr6cola.* 34(4): 77-82.
- Devine GJ, Eza D, Ogusuku E & Furlong MJ. 2008. Uso de insecticidas: contexto y consecuencias Ecol3gicas. *Rev Peru Med Exp Salud P6blica.* 25(1): 74-100.
- D6az W, Valencia L & Zamora J. 2003. El gorgojo acu6tico del arroz, *Lissorhoptrus gracilipes* Kuschel (Coleoptera: Curculionidae) nuevo registro para el Per6. *Revista Peruana de Entomolog6a.* 43: 21-23.
- Dom6nguez E & Fernandez H. 2009. Macroinvertebrados Bent3nicos Sudamericanos: Sistem6tica y Biolog6a. Fundaci3n Miguel Lillo, Tucum6n. 656.

- Domínguez E & Fernández HR. 1998. Calidad de los ríos de la cuenca del Salí (Tucumán, Argentina) medida por un índice biótico. *Serie Conservación de la Naturaleza*. 12: 1-40.
- Domínguez E, Zuñiga MC & Molineri C. 2002. Estado actual del conocimiento y distribución del orden ephemeroptera (insecta) en la región amazónica. *Caldasia*. 24(2): 459-469.
- Duran M & Suicmez M. 2007. Utilization of both benthic macroinvertebrates and physicochemical parameters for evaluating water quality of the stream Cekerek (Tokat, Turkey). *J Environ Biol*. 28(2): 231-236.
- Elphick CS. 2000. Functional equivalency between rice fields and seminatural wetland habitats. *Conservation Biology*. 14(1): 181-191.
- EPA. 2004. Overview of the Ecological Risk Assessment Process in the Office of Pesticide Programs. US-EPA, Washington, D.C. P. Office of Prevention, and Toxic Substances: Office of Pesticide Programs.
- Escalante J. 1993. Versión preliminar de los insectos acuáticos de Cusco. *Revista Peruana de Biología*. 35: 151-152.
- FAO-NACA. 2003. Traditional use and availability of aquatic biodiversity in rice-based ecosystems. FAO, Rome.
- FAO. 2004. Rice and water: a long and diversified story. Food and Nutrition Division. FAO, Italy. 2.
- Felsot AS, Racke KD & Hamilton DJ. 2003. Disposal and Degradation of Pesticide Waste. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. 177: 123-200.
- Fernández L. 2002. Uso de insectos acuáticos como bioindicadores de la calidad de agua de ríos utilizados por beneficios de café en la provincia de Alajuela, Costa Rica. Universidad de Costa Rica, San José. 69.
- Fernandez RT, Whitwell T, Riley MB & Bernard CR. 1999. Evaluating semiaquatic herbaceous perennials for use in herbicide phytoremediation. *J. Am. Soc. Hortic. Sci*. 124(5): 539-544.
- Forés E & Comín FA. 1992. Ricefields, a limnological perspective. *Limnetica*. 10: 101-109.
- Gamboa M, Reyes R & Arrivillaga J. 2008. Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de salud ambiental. *Boletín de malariología y salud ambiental*. XLVIII(2): 109-120.
- Goetsch P & Palmer CG. 1997. Salinity tolerances of selected macroinvertebrates of the Sabie River, Kruger National Park, South Africa. *Arch Environ Contam Toxicol*. 32(1): 32-41.
- Gonzaga de Toledo L, Deschamps FC, Nicoletta F, Noldin JA & Eberhardt DS. 2002. Impacto Ambiental da Cultura do Arroz Irrigado com Uso de Índice de Qualidade de Água (IQA), Jaguariúna, SP. p. e. a. Ministerio de agricultura. 3.
- González-Solís J & Ruiz X. 1996. Succession and secondary production of gastropods in the Ebro Delta ricefields. *Hydrobiologia*. 337: 85-92.
- González DM & Monge G. 2002. Plán de acción del proyecto TCC Perú-Ecuador "Manejo Adecuado de Plaguicidas". CEPIS/OPS-OMS. 16
- Guerra E, Gutierrez A, Tongo P, Guzman F, Jiménez M & Chávez H. 2006a. A comparison of benthic macro invertebrates' communities between conventional and organic flooded rice, in Guanacaste, Costa Rica. *Universalía*. 11(2): 24-32.
- . 2006b. Detección significativa de plaguicidas en agricultores, frutos, y suelos del alto y bajo Piura. *Universalía*. 11(2): 24-32.
- Guerrero-Padilla AM & Chico-Ruiz J. 2011. Uso de pesticidas en el Valle Santa Catalina, La Libertad (Perú). *Rebiol*. 31(2): 8.

- Guimarães CT, Pereira CS & Delza SM. 2001. Possible Competitive Displacement of Planorbids by *Melanoides tuberculata* in Minas Gerais, Brazil. *Mem Inst Oswaldo Cruz*. 96: 173-176.
- Gutiérrez AA, Perera GP, Yong MY, Ferrer JRL & Sanchez JN. 1995. Distribución y posible competencia entre *Melanoides tuberculata* y *Tarebia granifera* (Prosobranchia: Thiaridae) en el lago Hanabanilla, Cuba. *Revista Cubana de Medicina Tropical*: 1-6.
- Hall LW, Jr. & Killen WD. 2006. Historical assessments and comparisons of benthic communities and physical habitat in two agricultural streams in California's San Joaquin watershed. *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng*. 41(11): 2635-2664.
- Hall LW, Jr., Killen WD & Alden R, 3rd. 2009. Long-term historical analysis of benthic communities and physical habitat in an agricultural stream in California's San Joaquin River watershed. *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng*. 44(6): 543-556.
- Halwart M. 2004. Aquatic biodiversity in rice fields. Inland Water Resources and Aquaculture Service. Fisheries Department. FAO, Italy. 2.
- Harding JS. 1992. Physico-chemical parameters and invertebrate faunas of three lake inflows and outlets in Westland, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*. 26: 95-102.
- Harding JS & Winterbourn MJ. 1995. Effects of contrasting land use on physico-chemical conditions and benthic assemblages of streams in a Canterbury (South Island, New Zealand) river system. *New Zealand journal of marine and freshwater reserch*. 29: 479-492.
- Harding JS, Young RG, Hayes KA & Stark JD. 1999. Changes in agricultural intensity and river health along a river continuum. *Freshwater Biology*. 42: 345-357.
- Hasegawa H, Furukawa, Y. and Kimura, S.D. 2005. On-farm assessment of organic amendments effects on nutrient status and nutrient use efficiency of organic rice fields in Northeastern Japan. *Elsevier Science*. 108: 350–362.
- Hassell KL, Kefford BJ & Nugegoda D. 2006. Sub-lethal and chronic salinity tolerances of three freshwater insects: *Cloeon* sp. and *Centroptilum* sp. (Ephemeroptera: Baetidae) and *Chironomus* sp. (Diptera: Chironomidae). *J Exp Biol*. 209(Pt 20): 4024-4032.
- Heckmann LH & Friberg N. 2005. Macroinvertebrate community response to pulse exposure with the insecticide lambda-cyhalothrin using in-stream mesocosms. *Environ Toxicol Chem*. 24(3): 582-590.
- Herrera J & Iman E. 1976. Daños de *Diatraea saccharalis* fabr. en cultivos de arroz de Piura. *Revista Peruana de Entomología*. 19(1): 73-78.
- Heugens EHW. 2003. Predicting effects of multiple stressors on aquatic biota. University of Amsterdam, Amsterdam, The Netherlands. 167.
- Hilje L, Castillo LE, Thrupp LA & Wesseling I. 1992. Uso de los plaguicidas en Costa Rica. EUNED-Heliconia, San José, Costa Rica. 151 pp.
- Hose GC, Lim RP, Hyne RV & Pablo F. 2002. A pulse of endosulfan-contaminated sediment affects macroinvertebrates in artificial streams. *Ecotoxicol Environ Saf*. 51(1): 44-52.
- Huamantico AA & Ortiz W. 2010. Clave de géneros de larvas de Trichoptera (Insecta) de la Vertiente Occidental de los Andes, Lima, Perú. *Revista Peruana de Biología*. 17(1): 075- 080.
- Huang J, Qiao F, Zhang L & Rozelle S. 2003. Farm Pesticide, Rice Production, and Human Health. IDRC, Ottawa, Canada.
- Iannacone J, Mansilla J & Ventura K. 2003. Macroinvertebrados en las lagunas de puerto viejo, Lima – Perú. *Ecología Aplicada*. 2(1): 116-124.

- Iannacone OJ & Alvarino FL. 2003. Evaluación del riesgo ambiental del insecticida rotenona sobre cuatro especies de invertebrados. *Revista Peruana de Entomología*. 43: 69-78.
- Iannacone OJ & Alvarino FL. 2002. Evaluación del riesgo ambiental del insecticida cartap en bioensayos con tres invertebrados. *Agricultura Técnica*. 62: 366-374.
- . 2005. Selectividad del insecticida cartap empleando bioensayos con Organismos no destinatarios. *Ecología Aplicada*. 4(1,2): 91-104.
- INRENA. 1994. Mapa ecológico del Perú: guía explicativa. Ministerio de Agricultura, INRENA, República del Perú. I. Ministerio de Agricultura. 228.
- Jensen T, Lawler SP & Dritz DA. 1999. Effects of ultra-low volume pyrethrin, malathion, and permethrin on nontarget invertebrates, sentinel mosquitoes, and mosquitofish in seasonally impounded wetlands. *J Am Mosq Control Assoc*. 15(3): 330-338.
- Jergentz S, Mugni H, Bonetto C & Schulz R. 2005. Assessment of insecticide contamination in runoff and stream water of small agricultural streams in the main soybean area of Argentina. *Chemosphere*. 61(6): 817-826.
- Jergentz S, Pessacq P, Mugni H, Bonetto C & Schulz R. 2004. Linking in situ bioassays and population dynamics of macroinvertebrates to assess agricultural contamination in streams of the Argentine pampa. *Ecotoxicol Environ Saf*. 59(2): 133-141.
- Kadlec RH & Knight RL. 1996. *Treatment Wetlands*. CRC / LEWIS, Boca Raton, Florida U.S.A. 893 pp.
- Kahn F, León B & Young. KR. 1993. Las plantas vasculares en las aguas continentales del Perú. IFEA, Lima, Perú.
- Kammerbauer J & Moncada J. 1998. Pesticide residue assessment in three selected agricultural production systems in the Choluteca River Basin of Honduras. *Environmental Pollution*. 103: 171-181.
- Karthikeyan R, Davis LC, Erickson LE, Al-Khatib K, Kulakow PA, Barnes PL, Hutchinson SL & Nurzhanova AA. 2004 Potential for Plant-Based Remediation of Pesticide-Contaminated Soil and Water using Nontarget Plants such as Trees, Shrubs, and Grasses. *Critical Reviews in Plant Sciences*. 23(1).
- Kearney PC & Roberts T. 1998. Pesticide remediation in soils and water. , Págs: 381. *In:* (eds.). *Pesticide remediation in soils and water*.
- Keithmaleesatti S, Varanusupakul P, Siritwong W, Thirakhupt K, Robson M & Kitana N. 2009. Contamination of Organochlorine Pesticides in Nest Soil, Egg, and Blood of the Snail-eating Turtle (*Malayemys macrocephala*) from the Chao Phraya River Basin, Thailand *World Academy of Science, Engineering and Technology*. 52: 444-449.
- Klein-Koch C. 1977. Acción de reguladores del crecimiento e inhibidores del desarrollo en insectos y ácaros. *Revista Peruana de Entomología*. 20(1): 13-17.
- Klemens JA, Wieland MS, Flanagin VJ, Frick JA & Harper RJ. 2003 A cross-taxa survey of organochlorine pesticide contamination in a Costa Rican wildland. *Environmental Pollution*. 122 245-251.
- Korytkowski CA. 1982. La mosca minadora del arroz en el Perú, *Hydrellia wirthi* nueva especie (Diptera: Ephyridae). *Revista Peruana de Entomología*. 25(1): 1-4.
- Kreuger J. 1998 Pesticides in stream water within an agricultural catchment in southern Sweden, 1990-1996. *The Science of the Total Environment*. 216: 227-251.
- Kreutzweiser DP. 1997. Nontarget effects of neem-based insecticides on aquatic invertebrates. *Ecotoxicol Environ Saf*. 36(2): 109-117.
- Kreutzweiser DP, Capell SS, Wainio-Keizer KL & Eichenberg DC. 1994. Toxicity of a new molt-inducing insecticide (RH-5992) to aquatic macroinvertebrates. *Ecotoxicol Environ Saf*. 28(1): 14-24.

- Lagadic L & Caquet T. 1998. Invertebrates in Testing of Environmental Chemicals: Are They Alternatives? *Environmental Health Perspectives*. 106(2): 593-611.
- Lagadic L, Caquet T & Ramade R. 1994. The role of biomarkers in environmental assessment (5). Invertebrate populations and communities. *Ecotoxicology*. 3: 193-208.
- Lauridsen RB & Friberg N. 2005. Stream macroinvertebrate drift response to pulsed exposure of the synthetic pyrethroid lambda-cyhalothrin. *Environ Toxicol*. 20(5): 513-521.
- Lawler SP & Dritz DA. 2005. Straw and Winter Flooding Benefit Mosquitoes and Other Insects in a Rice Agroecosystem. *Ecological Applications*. 15(6): 2052-2059.
- Leitão S, Pinto P, Pereira T & Brito MF. 2007. Spatial and temporal variability of macroinvertebrate communities in two farmed Mediterranean rice fields. *Aquatic Ecology*. 41: 373-386.
- Leonard AW, Hyne RV, Lim RP & Chapman JC. 1999. Effect of endosulfan runoff from cotton fields on macroinvertebrates in the Namoi river. *Ecotoxicol Environ Saf*. 42(2): 125-134.
- Liess M & Von Der Ohe PC. 2005. Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 24(4): 954-965.
- Luo Y & Zhang M. 2009. Management-oriented sensitivity analysis for pesticide transport in watershed-scale water quality modeling using SWAT. *Environmental Pollution*. xxx: 1-9.
- Mafla MH. 2005. Guía para Evaluaciones Ecológicas Rápidas con Indicadores Biológicos en Ríos de Tamaño Mediano Talamanca - Costa Rica. Macroinvertebrados (BMWP - CR -Biological Monitoring Working Party) y Hábitat (SVAP -Stream Visual Assessment Protocol). Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), Turrialba, Costa Rica. 87.
- Maltby L & Hills L. 2008. Spray drift of pesticides and stream macroinvertebrates: experimental evidence of impacts and effectiveness of mitigation measures. *Environ Pollut*. 156(3): 1112-1120.
- Marchiori A, Baumart JS & Santos S. 2012. Immatures of Chironomidae (Insecta – Diptera) under the action of pesticides in irrigated rice field. *Ecohydrology & Hydrobiology*. 12(1): 43-52.
- Margalef R. 1983. *Limnología*. Ediciones Omega, S.A., Barcelona, España. 1010 pp.
- Margoluis R & Salafsky N. 1998. *Measures of success. Designing, managing, and monitoring conservation and development projects* Island Press, Washington, D.C., USA. 363 pp.
- Martínez E. 1998. Utilización de organismos acuáticos macro-bentónicos en la determinación de la calidad de las aguas naturales en los arrozales de Bagatzí, Guanacaste. Universidad Nacional, Heredia, Costa Rica. 89.
- Martínez N. 2002. Evaluación de la calidad ambiental de un ecosistema de Manglar empleando macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores. Laboratorio de Entomología. Facultad de Ciencias Biológicas, UNMSM, Lima, Perú.
- Maund S, Biggs J, Williams P, Whitfield M, Sherratt T, Powley W, Heneghan P, Jepson P & Shillabeer N. 2009. The influence of simulated immigration and chemical persistence on recovery of macroinvertebrates from cypermethrin and 3,4-dichloroaniline exposure in aquatic microcosms. *Pest Manag Sci*. 65(6): 678-687.
- Medina KR & Navia DM. 2008. Estudio del efecto de la fertilización mineral y orgánica sobre la incidencia y severidad de malezas en el cultivo de arroz (*Oriza sativa L.*), Quito, Ecuador. 7pp.

- Mendoza JS. 1972. Influencia de los pesticidas sobre la fauna benéfica del arroz. *Revista Peruana de Entomología*. 15(2): 370-372.
- Merritt RW & Cummins KW. 1996a. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. Kendall - Hunt Publishing Company, Iowa. 862.
- . 1996b. Trophic relations of macroinvertebrates, Págs: 453-474. *In*: F. R. Hauer & G. A. Lamberti (eds.). *Methods in stream ecology*. Academic Press, Inc., San Diego, USA.
- Mesléard F, Garnero S, Beck N & Rosecchi E. 2005. Uselessness and indirect negative effects of an insecticide on rice field invertebrates. *Elsevier Science*. 328: 955–962.
- MINSA. 2001. Metodología para la Evaluación de Riesgos Ambientales de plaguicidas en la actividad agrícola. MINSA, Lima. O. G. d. Epidemiología. Serie de Informes Técnicos de Vigilancia Epidemiológica de Riesgos y Daños: 111.
- Mize SV, Porter SD & Demcheck DK. 2008. Influence of fipronil compounds and rice-cultivation land-use intensity on macroinvertebrate communities in streams of southwestern Louisiana, USA. *Environ Pollut*. 152(2): 491-503.
- Molina CI, Gibon FG, Pinto J & Rosales C. 2008. Estructura de macroinvertebrados acuáticos en un río Altoandino de la cordillera real, Bolivia: variación anual y Longitudinal en relación a factores ambientales. *Ecología Aplicada*. 7(1,2): 105-116.
- Molozzi J, Hepp LU & Dias AdS. 2007. Influence of Rice Crop on the Benthic Community in Itajaí Valley (Santa Catarina, Brazil). *Acta Limnol. Bras*. 19(4): 383-392.
- Molozzi J, Pinheiro A & Rivail da Silva M. 2006. Qualidade da água em diferentes estádios de desenvolvimento do arroz irrigado. *Pesq. agropec. bras., Brasília*, v.41, n.9, p., set.: 1393-1398.
- Monkiedje A, Njinel T, Meyabeme Elono AL, Zebaze SH, Kemka N, Tchounwou PB & Djomo JE. 2004. Freshwater microcosms-based assessment of eco-toxicological effects of a chemical effluent from the Pilcam industry in Cameroon. *Int J Environ Res Public Health*. 1(2): 111-123.
- Montoro Y, Moreno R, Gomero L & Reyes M. 2009. Características de uso de plaguicidas químicos y riesgos para la salud en agricultores de la sierra central del Perú. *Revista Peruana de Medicina Experimental y Salud Pública*. 26(4): 466-472.
- Moreno CE. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. *M&T–Manuales y Tesis SEA*, Zaragoza. 84.
- Muirhead-Thomson RC. 1978. Relative susceptibility of stream macroinvertebrates to temephos and chlorpyrifos, determined in laboratory continuous-flow systems. *Arch Environ Contam Toxicol*. 7(2): 129-137.
- Musilek K, Dolezal M, Gunn-Moore F & Kuca K. 2009. Design, evaluation and structure-Activity relationship studies of the AChE reactivators against organophosphorus pesticides. *Med Res Rev*.
- Neumeister L & Weber C. 2013. Lista de Plaguicidas Altamente Peligrosos (HHP) de PAN Internacional. Pesticide Action Network Internacional, Hamburgo, Alemania.
- Olson DM & Dinerstein E. 2002. The Global 200: Priority ecoregions for global conservation. *Annals of the Missouri Botanical Garden*. 89(2): 199-224.
- Ortega H, Chocano L, Palma C & Samanez I. 2010. Biota acuática en la Amazonia Peruana: diversidad y usos como indicadores ambientales en el Bajo Urubamba (Cusco – Ucayali). *Revista Peruana de Biología*. 17(1): 029-035.
- Paredes C, Iannacone J & Alvariano L. 2007. Biodiversidad de invertebrados de los humedales de Puerto Viejo, Lima, Perú. *Neotropical Helminthology*. 11(1): 21-30.
- Paredes C, Iannacone O.J. & Alvariano F. L. 2004. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores biológicos de la calidad de agua en dos ríos de Cajamarca y Amazonas, Perú. *Revista Peruana de Entomología*. 44: 107-118.

- Paredes C, Indacochea A, Cardoso F & Ortega K. 2005. Familia Ellobiidae (Gastropoda: Archaeopulmonata) en el litoral peruano. *Revista Peruana de Biología*. 12:1 69-76.
- Pastor D, Sanpera C, González-Solís J, Ruiz X & Albaigés J. 2004. Factors affecting the organochlorine pollutant load in biota of a rice field ecosystem (Ebro Delta, NE Spain). *Chemosphere*. 55: 567-576.
- Paz OW. 2002. Aplicación de plaguicidas en arrozales inundados y exposiciones potenciales de aves acuáticas: caso Bagatzi, Guanacaste, Costa Rica. Universidad Nacional, Heredia. 76.
- Pennak R. 1978. Fresh water invertebrates of the United States. Willey-Interscience, New York. 803.
- Pennak RW. 1989. Freshwater invertebrates of the United States: Protozoa to Mollusca. Jonh Wiley and Sons, Inc, New York, USA. 628.
- Perez CJ, Alvarado P, Narváez C, Miranda F, Hernández L, Vanegas H, Hruska A & Shelton AM. 2000. Assessment of Insecticide Resistance in Five Insect Pests Attacking Field and Vegetable Crops in Nicaragua. *J. Econ. Entomol.* 93(6): 1779-1787.
- Perez ZS, Bocanegra CI & Alvan MA. 2011. Evaluación de comunidades de macroinvertebrados Asociados a tres especies de macrófitas acuáticas en la Laguna de Moronacocha, Iquitos. *Ciencia Amazónica*. 1(2): 96-103.
- Pik AJ, Dangerfield, J.M., Bramble, R.A., Angus, C. and Nipperess, D.A. 2002. The use of invetebrates to detect small-scale habbitat heterogeneity and its application to restoration practices. *Environmental Monitoring and Assessment*. 75: 179-199.
- Pimentel D. 1998. Environmental and economic issues associated with pesticide use. IRET, Universidad Nacional, Costa Rica. 73-78.
- Pimentel D, Wilson C, McCullum C, Huang R, Dwen P, Flack J, Tran Q, Saltman T & Cliff B. 1997. Economic and environmental benefits of biodiversity. *BioScience*. 47(11): 747-757.
- PNUMA, ERCE & UNESCO. 2008. Water Quality for Ecosystems and Human Health. UNESCO.
- Posada JA, Roldan G & Ramirez JJ. 2000. Physicochemical and biological characterization of the water quality in the Piedras Blancas basin, Antioquia, Colombia. *Revista Biología Tropical*. 48(1): 59-70.
- Prat N, Ríos B, Acosta R & Rieradevall M. 2009. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas, Págs: 631-654. *In: E. Domínguez & H. Fernández (eds.). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.*
- Pringle CM & Triska FJ. 1996. Effects of nutrient enrichment on periphyton, Págs: 607-624. *In: F. R. Hauer & G. A. Lamberti (eds.). Methods in stream ecology. Academic Press, Inc., San Diego, USA.*
- Quinn JM, Davies-Colley RJ, Hickey CW, Vickers ML & Ryan PA. 1992. Effects of clay discharges on streams. 2. Benthic invertebrates. *Hydrobiologia*. 248: 235-241.
- Reddy KR & Cameselle C. 2009. Electrochemical remediation technologies for polluted soils, sediments and groundwater. Wiley.
- Resh VH, Myers MJ & Hannaford MJ. 1996. Macroinvertebrates as biotic indicators of environmental quality, Págs: 647-667. *In: F. R. Hauer & G. A. Lamberti (eds.). Methods in stream ecology. Academic Press, Inc., San Diego, USA.*
- Richardson AJ & Taylor IR. 2003. Are rice fields in Southeastern Australia an adequate substitute for natural wetlands as foraging areas for egrets? *Waterbirds*. 26(3): 353-363.
- Rizo-Patrón F. 2002. Informe preliminar de datos obtenidos en el Proyecto Tamarindo entre febrero y abril 2001. OET, Guanacaste, Costa Rica. 8.

- . 2003a. Estudio de los arrozales del Proyecto Tamarindo: agroquímicos y macroinvertebrados bentónicos en relación al Parque Nacional Palo Verde, Guanacaste, Costa Rica. Universidad Nacional, Heredia. 91.
- . 2003b. Monitoreo de los arrozales del Proyecto Tamarindo: estudio de los agroquímicos y macroinvertebrados bentónicos en relación al Parque Nacional Palo Verde, Guanacaste, Costa Rica. OTS, Estación Biológica Palo Verde, Bagaces, Guanacaste, Costa Rica. 7.
- Rizo-Patrón F, Kumar A, McCoy MBC, Springer M & Trama FA. 2013. Macroinvertebrate communities as bioindicators of water quality in conventional and organic irrigated rice fields in Guanacaste, Costa Rica. *Ecological Indicators*. 29 68-78.
- Rizo-Patrón F, Santo-Domingo A & Trama FA. 2011. Evaluación de macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de la calidad de agua en arrozceras bajo riego en el noreste de Argentina, Págs: 19-40. *In: D. E. Blanco & V. de la Balze (eds.). Conservación de los recursos acuáticos y la biodiversidad en arrozceras del noreste de Argentina. Fundación para la Conservación y el Uso Sustentable de los Humedales, Buenos Aires*
- Rizo-Patrón F & Trama FA. 2008. Contaminantes agrícolas y sus efectos sobre la vida silvestre en arrozales de Costa Rica. *Wetlands International, Buenos Aires, Argentina*. 1-10.
- Robinson TH. 1993. Fate and transport of agricultural contaminants from rice paddies; impact sampling strategies and the potential environmental degradation to dry tropical coastal wetlands - Guanacaste, Costa Rica University of California, Santa Barbara, California. 163.
- Roder W, Schurmann S, Chittanavanh P, Sipaseuth K & Fernandez M. 2006. Soil fertility management for organic rice production in the Lao PDR. *Renewable Agriculture and Food Systems*. 21(4): 253-260.
- Rodrigues-Capítulo A. 1999. Los macroinvertebrados como indicadores de la calidad de ambientes lóticos en el área pampeana. *Rev. Soc. Entomol. Argent*. 58(1-2): 208-217.
- Rodrigues-Capítulo A, Tangorra M & Ocón C. 2001. Use of benthic macroinvertebrates to assess the biological status of Pampean streams in Argentina. *Aquatic Ecology*. 35: 109-119.
- Roger P, Simpson I, Official B, Ardales S, Jimenez R & Cagauan A. 1995. An experimental assessment of pesticide impacts on soil and water fauna and microflora in wetland ricefields of the Philippine, Págs: 309-345. *In: P. L. Pingali & P. Roger (eds.). Impact of pesticides on farmer health and the rice environment. KAP, London*
- Rola AC & Pingali PL. 1993. Pesticides, rice productivity, and farmers' health: an economic assessment. *In: (eds.). Pesticides, rice productivity, and farmers' health. International Rice Research Institute (IRRI) and World Resources Institute (WRI)*.
- Roldán G. 1988. Guía Para el Estudio de los Macroinvertebrados Acuáticos del Departamento de Antioquia. Fondo FEN Colombia. 217.
- . 1992. Fundamentos de limnología neotropical. Editorial Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia. 529.
- . 1997. Macroinvertebrados acuáticos como indicadores de calidad de agua. Sociedad Colombiana de Entomología/Universidad Nacional de Colombia, Universidad Nacional de Colombia. 203-207.
- . 1999. Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad de agua. *Revista Académica Colombiana Ciencias*. 23(88): 376-387.
- Roldán GA. 2003. Bioindicación de la calidad del agua en Colombia. Uso del método BMWP/Col. Editorial Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia. 170.

- Rolf G, Mendoza JS & Carrasco RS. 1974. Control químico de *Sitophilus oryzae* (L.) Espolvoreando Insecticidas sobre semillas de arroz. *Revista Peruana de Entomología*. 17(1): 100-102.
- Ronco A, Díaz MC & Pica Y. 2004. Monitoreo ambiental, Págs: 23-30. *In: G. Castillo (eds.). Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas: estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones.* Centro Internacional de Investigaciones para el Desarrollo, Ottawa, Canadá.
- Rosenberg D & Resh V. 1993. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates.* Chapman & Hall, New York.
- Rossi V, Benassi, G., Veneri, M., Bellaverde, C., Menozzi, P., Moroni, A. and McKenzie, K.G. 2003. Ostracoda of the Italian ricefields thirty years on: new synthesis and hypothesis. *J. Limnol.* 62(1): 1-8.
- Russell-Smit A & Ruckert E. 1981. The effects of aerial spraying of endosulfan for tsetse fly control on aquatic invertebrates in the Okavango swamps, Botswana. *Environmental Pollution*. 24: 57-73.
- Sarmiento J., Sánchez G. & J. H. 1991. Plagas de los cultivos de caña de azúcar, maíz y arroz. Departamento de Entomología. Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima. 231 pp.
- Scheibler EE. 2003. Biodiversidad de insectos acuáticos en zonas áridas del centro - oeste andino (Mendoza, Argentina). *IADIZA, Mendoza*. 19-26.
- Schulz R & Liess M. 1999. A field study of the effects of agriculturally derived insecticide input on stream macroinvertebrate dynamics. *Aquatic Toxicology*. 46: 155-176.
- . 2001. Acute and chronic effects of particle-associated fenvalerate on stream macroinvertebrates: a runoff simulation study using outdoor microcosms. *Arch Environ Contam Toxicol*. 40(4): 481-488.
- Schulz R, Moore MT, Bennett ER, Farris JL, Smith S, Jr. & Cooper CM. 2003. Methyl parathion toxicity in vegetated and nonvegetated wetland mesocosms. *Environ Toxicol Chem*. 22(6): 1262-1268.
- Sedano Cruz RE. Los humedales y la ocupación de aves en los cultivos de arroz. Asociación CALIDRIS.
- Segnini S. 2003. El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotropicos*. 16(2): 45-63.
- Seminario HP. 2005. Diagnóstico ecológico de la Laguna de Los Patos Querecotillo - Sullana Región Piura. APECOINCA – PERU, Perú. 61pp.
- SEO/Birdlife. 2001. Mejora de la gestión del hábitat en la Zepa del Delta del Ebro (Cataluña, España). Memoria técnica: Seguimiento agrnómico. Seguimiento científico. SEO/Birdlife, Madrid, España. 159.
- Settele J, Martin K, Achilles T & Koch W. 1995. Phillipine rice terraces -conservation of biodiversity by agricultural intensification Págs: 630-632. *In: J. A. Bissonette & P. R. Krausman (eds.). Integrating people and wildlife for a sustainable future.* The Wildlife Society, Bethesda, Maryland, USA.
- Shimp JF, Tracy JC, Davis LC, Lee W, Huang W, Erickson LE & Schnoor JL. 1993 Beneficial effects of plants in the remediation of soil and groundwater contaminated with organic materials. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 23(1): 41-77.
- Silva FL, Moreira DC, Bochini GL & Ruiz SS. 2007. Desempenho de dois índices biológicos na avaliação da qualidade das águas do Córrego Vargem Limpa, Bauru, SP, através de macroinvertebrados bentônicos. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*. 2(3): 231-234.

- Soldner M, Stephen I, Ramos L, Angus R, Wells NC, Grosso A & Crane M. 2004. Relationship between macroinvertebrate fauna and environmental variables in small streams of the Dominican Republic. *Water Res.* 38(4): 863-874.
- Soto A & Agüero R. 1992. Combate químico de malezas en el cultivo de arroz. Editorial de la Universidad de Costa Rica, San José, Costa Rica. 81 pp.
- Soto AM, Chung KL & Sonnenschein C. 1994. The Pesticides Endosulfan, Toxaphene, and Dieldrin Have Estrogenic Effects on Human Estrogen-Sensitive Cells. *Environmental Health Perspectives.* 102(4): 380-383.
- Sparks T. 2000. *Statistics in ecotoxicology.* John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, England. 33-68.
- Springer M. 2010. Biomonitoring acuático. *Rev Biol Trop.* 58 (4): 53-59.
- Standley LJ & Sweeney BW. 1995. Organochlorine pesticides in stream mayflies and terrestrial vegetation of undisturbed tropical catchments exposed to long-range atmospheric transport. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 14(1): 38-49.
- Stark JD, Boothroyd IKG, Harding JS, Maxted JR & Scarsbrook MR. 2001. Protocols for sampling macroinvertebrates in wadeable streams. Prepared for the Ministry for the Environment. 57.
- Statpoint Technologies I. 2007. Statgraphics Centurion. Statpoint Technologies, Inc., USA: www.statgraphics.com/statpoint.htm.
- Tabilo-Valdivieso E, McCoy M & Fallas J. 1999. Comparación de técnicas para el inventario de humedales en Costa Rica. *Vida Silvestre Neotropical.* 7(1): 35-38.
- Tangorra M, Ocon C & Rodríguez-Capítulo A. 2000. Aplicación de índices bióticos en cuerpos lóticos Pampásicos, Sgo. Del Estero, Argentina. 101–109.
- Thacker JRM & Jepson PC. 1993. Pesticide Risk Assessment and Non-Target Invertebrates: Integrating Population Depletion, Population Recovery, and Experimental Design. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 51: 523-531.
- Trama FA & Mejía AM. 2013. Biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos en el sistema de cultivo de arroz en el sector Muñuela Margen Derecho en Piura, Perú. *Ecología Aplicada.* 12(2).
- Trama FA, Mejía AM & Rizo-Patrón F. en prep. Macroinvertebrados indicadores de la calidad de agua en arrozales de la cuenca baja del río Piura, Perú.
- Trama FA, Rizo-Patrón F & Springer M. 2009. Macroinvertebrados bentónicos del humedal de Palo Verde, Costa Rica. *Revista Biología Tropical.* 57(1): 275-284.
- U.S-EPA. 2004. Overview of the Ecological Risk Assessment Process in the Office of Pesticide Programs. US-EPA, Washington, D.C. P. Office of Prevention, and Toxic Substances: Office of Pesticide Programs.
- UNEP. Listado en el Anexo III del Convenio de Rotterdam: PIC Rotterdam. UNEP, Switzerland. S. o. t. R. Convention.
- Walker CH, Hopkin SP, Sibly RM & Peakall DB. 2001. *Principles of ecotoxicology.* Taylor & Francis, London. 309 pp.
- Wallace B, Grubaugh J & Matt W. 1996. Biotic indices and stream ecosystem processes; results from an experimental study. *Ecological Applications.* 6(1): 140 - 151.
- Wang L, Robertson DM & Garrison PJ. 2007. Linkages between nutrients and assemblages of macroinvertebrates and fish in wadeable streams: implication to nutrient criteria development. *Environ Manage.* 39(2): 194-212.
- Wayland M & Boag DA. 1990. Toxicity of carbofuran to selected macroinvertebrates in prairie ponds. *Bull Environ Contam Toxicol.* 45(1): 74-81.
- Westcott MP & Mikkelsen DS. 1987. Comparison of Organic and Inorganic Nitrogen Sources for Rice. *Agronomy Journal.* 79(September-October): 937-943.

- Widenfalk A. 2005. Interactions between Pesticides and Microorganisms in Freshwater Sediments: Toxic Effects and Implications for Bioavailability. Swedish University, Uppsala. 38.
- Wilson AL, Watts RJ & Stevens MM. 2008. Effects of different management regimes on aquatic macroinvertebrate diversity in Australian rice fields. *Ecol Res.* 23: 565–572.
- Yengle M, Palhua R, Lescano P, Villanueva E, Chachi E, Yana E, Zaravia R, Ambrosio J, Clemente J, Cornejo J & Gutiérrez C. 2008. Prácticas de utilización de plaguicidas en agricultores en el distrito de Huaral-Perú. *Revista Peruana de Epidemiología.* 12(1): 1-6.
- Yucra S, Gasco M, Rubio J & Gonzales GF. 2008. Exposición ocupacional a plomo y pesticidas organofosforados: Efecto sobre la salud reproductiva masculina. *Rev Peru Med Exp Salud Pública.* 25(4): 394-402.
- Zaccagnini ME. 2004. Los patos en las arroceras del noreste de Argentina: ¿plagas o recursos para caza deportiva y turismo sostenible? Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria - INTA, Dirección de Investigación y Desarrollo Tecnológico.
- Zaldivar RS. 1988. Apreciaciones sobre la disponibilidad de plaguicidas de uso agropecuario en el Perú. *Revista Peruana Entomología.* 31: 129-138.
- . 1991. Riesgo real de los plaguicidas en el Perú: El caso de los insecticidas en el agro nacional. *Revista Peruana Entomología.* 34: 109-120.
- Zhang JL & Qiao CL. 2002. Novel approaches for remediation of pesticide pollutants. *International Journal of Environment and Pollution.* 18(5): 423-433.

VIII. ANEXOS

ANEXO 1

Encuesta sobre cultivo de arroz en el bajo Piura

Fecha:

1. Nombre.....
2. Número de familiares que trabajan en la parcela.....
 - a. Su esposa lo ayudó en el último mes/campaña de arroz?
 - b. Sus hijos lo ayudan en el cultivo de arroz? Cuántas veces?
Todos los días,
Casi siempre,
A veces.
3. Número de asistentes o trabajadores no familiares.....
4. Hace cuántos años cultiva arroz?.....
5. Cuáles son los pasos del cultivo del arroz. Qué hace primero?

6. Qué productos aplica durante el cultivo? Que aplicó en el último mes? Pide facturas por los productos que compra?

Fecha	Producto	Cantidad/Concentración	Razón de la aplicación

7. Usted piensa que las aplicaciones que realiza son buenas para el cultivo? Cambiaría algo?

8. Qué hace con los contenedores?

- a. Los guarda en casa
- b. Los bota cerca de la parcela de arroz
- c. Los quema
- d. Entierra
- e. Otra

9. Qué ropa o protección usa cuando aplica plaguicidas?

- a. La ropa que usa todos los días para el cultivo
- b. Zapatos, botas?
- c. Guantes
- d. Mascarillas o protección en la cara?
- e. Otros:

10. Qué pájaros, aves, pajaritos ve en las parcelas de arroz? Cuándo? Le hacen algún daño a su cultivo? Usted que hace para evitarlo?

11. Obtiene suficientes beneficios económicos?

12. Algo que quiera agregar? Manejo del agua? Información o cursos que le gustaría recibir?

ANEXO 2

Descripción del método BMWP-Col

El método BMWP/Col fue adaptado por (Roldán, 2003) para Colombia en el año 2003. Es un método que permite medir de una forma sencilla y rápida la calidad del agua. El puntaje va de 1 a 10 de acuerdo con la tolerancia de las diferentes familias de macroinvertebrados a la contaminación orgánica (Cuadro 1). Las familias más sensibles obtendrán el punta de 10 y las más tolerantes de 1. La suma de todos los puntajes proporciona el puntaje total del índice que está ligado directamente a las categorías de calidad de agua, que se pueden indicar con los colores mostrados en el cuadro 2.

Cuadro 1. Puntajes de las familias de macroinvertebrados acuáticos para el índice BMWP/Col (Tomado de Roldán (2003)).

Familia	Puntajes
Anomalopsychidae, Atriplectididae, Blephariceridae, Calamoceratidae, Ptilodactylidae, Chordodidae, Gomphidae, Hydridae, Lampyridae, Limnesiidae, Odontoceridae, Oligoneuriidae, Perlidae, Polythoridae, Psephenidae	10
Ampullariidae, Dytiscidae, Ephemeridae, Euthyplociidae, Gyrinidae, Hydraenidae, Hydrobiosidae, Leptophlebiidae, Philopotamidae, Polycentropodidae, Polymitarcydae, Xiphocentronidae	9
Gerridae, Hebridae, Helicopsychidae, Hydrobiidae, Leptoceridae, Lestidae, Palaemonidae, Pleidae, Pseudothelpusidae, Saldidae, Simuliidae, Veliidae	8
Baetidae, Caenidae, Calopterygidae, Coenagrionidae, Corixidae, Dixidae, Dryopidae, Glossosomatidae, Hyaellidae, Hydroptilidae, Hydropsychidae, Leptohyphidae, Naucoridae, Notonectidae, Planariidae, Psychodidae, Scirtidae.	7
Aeshnidae, Ancylidae, Corydalidae, Elmidae, Libellulidae, Limnichidae, Lutrochidae, Megapodagrionidae, Sialidae, Staphylinidae	6
Belostomatidae, Gelastocoridae, Mesoveliidae, Nepidae, Planorbiidae, Pyralidae, Tabanidae, Thiaridae	5
Chrysomelidae, Stratiomyidae, Haliplidae, Empididae, Dolichopodidae, Sphaeridae, Lymnaeidae, Hydrometridae, Noteridae	4

Ceratopogonidae, Glossiphoniidae, Cyclobdellidae, Hydrophilidae, Physidae, Tipulidae	3
Culicidae, Chironomidae, Muscidae, Sciomyzidae, Syrphidae	2
Tubificidae	1

Cuadro 2. Categorías establecidas por el índice BMWP/Col de acuerdo a la suma de puntajes de todas las familias para un punto en particular (Tomado de Roldán (2003).

Valores del índice	Calidad	Significado de calidad de agua	Categoría de colores
<= 15	Muy crítica	Aguas fuertemente contaminadas	
16 - 35	Crítica	Aguas muy contaminadas	
36 - 60	Dudosa	Aguas moderadamente contaminadas	
61 - 100	Aceptable	Aguas ligeramente contaminadas	
101 - 120 y >=150	Buena	Aguas limpias a muy limpias	

ANEXO 3

Lista de plaguicidas analizados por SENASA durante el presente estudio

A) Cromatografía líquida acoplada a espectrometría de masa en Tándem (LC/MS/MS) con los Límites Máximos permisibles (LMP)

Nº	Plaguicida	Límite detección (ug/L)	Dir 98/83/EC LMP (ug/L)	Nº	Plaguicida	Límite detección (ug/L)	Dir 98/83/EC LMP (ug/L)	Nº	Plaguicida	Límite detección (ug/L)	Dir 98/83/EC LMP (ug/L)
1	Acetamiprid	0.04	0.1	21	Diniconazol	0.04	0.1	41	Miclobutanilo	0.04	0.1
2	Aldicarb	0.04	0.1	22	Diuron	0.05	0.1	42	Ometoato	0.1	0.1
3	Aldicarb Sulfoxido	0.05	0.1	23	Etiofencarb	0.04	0.1	43	Oxadixil	0.04	0.1
4	Aldoxicarb	0.04	0.1	24	Fenamifos	0.04	0.1	44	Oxamil	0.04	0.1
5	Asulam	0.05	0.1	25	Fenarimol	0.04	0.1	45	Oxicarboxina	0.04	0.1
6	Atrazina	0.04	0.1	26	Fenexamida	0.04	0.1	46	Penconazol	0.04	0.1
7	Azinfos metilo	0.04	0.1	27	Fenoxicarb	0.04	0.1	47	Pimetrozina	0.04	0.1
8	Azoxistrobin	0.1	0.1	28	Fentoato	0.05	0.1	48	Pirimetamil	0.04	0.1
9	bupirimato	0.04	0.1	29	Flusilazol	0.04	0.1	49	Pirimicarb	0.04	0.1
10	Buprofezin	0.02	0.1	30	Fosfamodón	0.04	0.1	50	Profenofos	0.04	0.1
11	Carbaril	0.04	0.1	31	Hexitiazox	0.05	0.1	51	Propiconazol	0.5	0.1
12	Carbendazim	0.05	0.1	32	Imidacloprid	0.05	0.1	52	Tebuconazol	0.04	0.1
13	Carbofurano	0.04	0.1	33	Isoprothiolano	0.04	0.1	53	Tebufenocida	0.04	0.1
14	Carboxina	0.04	0.1	34	Isoxaflutol	0.1	0.1	54	Tetraconazol	0.04	0.1
15	Cimoxanilo	0.1	0.1	35	Kresoxim-metilo	0.04	0.1	55	Tiabendazol	0.04	0.1
16	Ciproconazol	0.04	0.1	36	Linuron	0.1	0.1	56	tiacloprid	0.04	0.1
17	Clofentezina	0.04	0.1	37	Metalaxilo	0.05	0.1	57	Tiodicarb	0.04	0.1
18	Dicrotofos	0.04	0.1	38	Metiocarb	0.04	0.1	58	Triadimenol	0.04	0.1
19	Dietofencarb	0.02	0.1	39	Metomilo	0.04	0.1	59	Triadimefon	0.04	0.1
20	Dimetomorfo	0.05	0.1	40	Metoxifenoazida	0.04	0.1	60	Trifloxystrobin	0.04	0.1

B) Cromatografía gaseosa con detector espectrómetro de masas (GC-MS) y GC-uECD.

Nº	Plaguicida	Límite detección (ug/L)	Dir 98/83/EC LMP (ug/L)	Nº	Plaguicida	Límite detección (ug/L)	Dir 98/83/EC LMP (ug/L)	Nº	Plaguicida	Límite detección (ug/L)	Dir 98/83/EC LMP (ug/L)
61	2-fenilfenol	0.013	0.1	82	Diazinon	0.044	0.1	103	HCH-delta	0.005	0.1
62	4,4'-DDD	0.020	0.1	83	Diclofention	0.008	0.1	104	Hexaclorobenceno	0.004	0.1
63	4,4'-DDE	0.006	0.1	84	Dieldrin	0.012	0.03	105	Heptacloro	0.008	0.1
64	4,4'-DDT	0.017	0.1	85	Disulfoton (demeton)	0.031	0.1	106	Heptacloroepoxido	0.009	0.1
65	Alachlor	0.032	0.1	86	Endosulfan SI	0.008	0.1	107	Lindano (HCH- gamma)	0.004	0.1
66	Aldrin	0.006	0.03	87	Endosulfan alfa (1)	0.005	0.1	108	Malation	0.018	0.1
67	Atrazina	0.052	0.1	88	Endosulfan sulfato	0.093	0.1	109	Metaloclor (dual)	0.028	0.1
68	Benalaxil	0.027	0.1	89	Endosulfan beta (2)	0.060	0.1	110	Methoxicloro	0.030	0.1
69	Bupirimate	0.012	0.1	90	Endrin	0.009	0.1	111	Metil paration	0.016	0.1
70	Butaclor	0.007	0.1	91	Endrin aldehido	0.025	0.1	112	Metribuzin	0.048	0.1
71	Captan	0.026	0.1	92	Endrin cetona	0.016	0.1	113	Paration	0.091	0.1
72	Ciflutrin SI	0.020	0.1	93	Etoprofos	0.006	0.1	114	Permetrina SI	0.047	0.1
73	Cipermetrina SI	0.036	0.1	94	Etridiazol	0.005	0.1	115	Prometrina	0.017	0.1
74	Clordano alfa (cis clordano)	0.051	0.1	95	Fenitrotion	0.023	0.1	116	Propacloro	0.020	0.1
75	Clordano, gamma	0.008	0.1	96	Fenoxaprop-P-etil	0.042	0.1	117	Simacina	0.067	0.1
76	Clorobencilato	0.017	0.1	97	Fentoato	0.017	0.1	118	Sulfotep	0.006	0.1
77	Cloroneb	0.013	0.1	98	Fenvalerato SI	0.041	0.1	119	Tau Fluvalinato	0.014	0.1
78	Clorotalonilo	0.018	0.1	99	Folpet	0.033	0.1	120	Tionazin	0.017	0.1
79	Clorpirifos	0.100	0.1	100	Forate	0.034	0.1	121	Trifluralina	0.014	0.1
80	Dactal (DCPA)	0.047	0.1	101	HCH-alfa	0.003	0.1	122	Vinclozolina	0.026	0.1
81	Deltametrin	0.024	0.1	102	HCH-beta	0.009	0.1				

SI (Suma de Isómeros)

ANEXO 4
Macroinvertebrados sensibles a la contaminación

Fam. Leptohiphidae: <i>Tricorythodes</i> sp.	Fam. Hydropsychidae: <i>Macronema</i> sp.	Fam. Leptoceridae: <i>Nectopsyche</i> sp 1.
		
Fam. Leptoceridae: <i>Nectopsyche</i> sp 2.	Fam. Leptoceridae: <i>Oecetis</i> sp.	Fam. Hydroptilidae: <i>Neotrichia</i> sp.
		

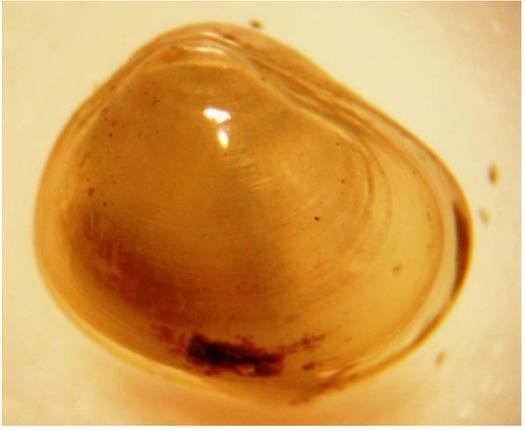
Fam. Hydroptilidae: *Oxytira* sp.



Fam. Hydroptilidae: *Hydroptila* sp.



Macroinvertebrados resistentes a la contaminación

<p>Fam. Coleoptera: <i>Berosus</i> sp.</p>	<p>Fam. Empididae: <i>Hemerodromia</i> sp.</p>	<p>Fam. Chironomidae: Sub. Fam. Tanipodinae</p>
		
<p>Fam. Tabanidae: sp 1.</p>	<p>Fam. Thiaridae: <i>Melanoides tuberculatus</i> sp.</p>	<p>Fam. Sphaeriidae: sp. 1</p>
		

Fam. Physidae: sp 1.



**Fam. Planorbiidae: *Drepanotrema depressissimum*
sp.**



ANEXO 5

Protocolo para la elaboración de un índice multimétrico

La combinación de métricas es específica para cada índice y se debería adaptar a cada región. De acuerdo a Segnini (2003), existen diferentes fases y pasos para el desarrollo de índice

A) Fase I. Elaboración del índice

I) Clasificación de los sitios de muestreo y selección de los sitios de referencia.

Una manera de lograr esto, es agrupando los sitios en clases relativamente homogéneas en cuanto a características físicas, químicas y biológicas. Con éste proceder se intenta minimizar la variación dentro de los grupos y maximizar la varianza entre grupos. Por lo general ésta clasificación se hace *a priori* en función de parámetros preestablecidos que no son afectados por las actividades humanas.

Dentro de cada grupo se seleccionan sitios de referencia, que son aquellos con poca o ninguna intervención o de menor impacto. Estos no deben estar afectados, y de estarlo debe ser en forma mínima, por factores tales como fuentes puntuales y no puntuales de descarga de aguas no tratadas, obras de ingeniería, cambios del uso de la tierra, etc.

II) Atributos biológicos indicadores.

Para escoger los atributos se debe considerar: i) ser una característica relevante de la condición biológica, ii) tener una respuesta consistente con los diferentes niveles de acción de los factores de perturbación y iii) producir repuestas que discriminen la variación natural.

En ésta etapa se deben eliminar los atributos indicadores con una frecuencia de aparición muy baja, los que no añaden información adicional por estar fuertemente correlacionados con otros atributos y aquellos con una variabilidad natural tan grande que les impide discriminar sitios con distintas condiciones ecológicas. El análisis de percentiles es adecuado para evaluar la variabilidad de un bioindicador.

III) Selección de los bioindicadores más eficaces.

Un bioindicador será eficaz en la medida que pueda discriminar entre sitios poco o nada perturbados (condición de referencia) y sitios impactados. La selección de los dos tipos de ambientes debe hacerse con base a criterios no biológicos como son los relacionados con el uso de la tierra, la calidad fisicoquímica del agua y la condición del hábitat. La capacidad de discriminación de un bioindicador se puede evaluar comparando la distribución de sus valores en un conjunto de sitios impactados contra su distribución en un conjunto de sitios en buenas condiciones

IV) Generación del Índice de Integridad Biótica.

La información que contienen los bioindicadores seleccionados se puede integrar en un único valor o índice. Sin embargo, los valores de diferentes bioindicadores se expresan en unidades diferentes, por lo que se hace necesario normalizar o igualar sus unidades para poder construir el índice. La normalización implica asumir que todos los bioindicadores tienen la misma importancia. Una manera de normalizar los indicadores, es utilizando los percentiles de la distribución de valores de cada atributo en la condición de referencia. La

distribución de valores esperados es dividida, por ejemplo, en tres secciones: superior, media y baja.

En éste caso el percentil del 25% marca el límite que separa las secciones superior y media de las distribuciones de cada variable. La parte media de la distribución quedó comprendida entre el percentil del 25% y la mitad de la amplitud del percentil del 25%. Por debajo del límite inferior de la sección intermedia se le asigna un valor. Por ejemplo, a la sección superior se le asigna un valor de 5, que representa la condición esperada (= óptima) para cada indicador en los sitios de referencia. A la sección media que representa una condición de degradación intermedia se le asigna un valor de 3 y a la sección inferior que representa la condición de mayor degradación se le asigna un valor de 1.

Para los atributos cuyo valor incrementa con la degradación, el valor límite de referencia es el percentil del 75%. A los valores por debajo de éste percentil se le asigna el valor de 5. Finalmente se obtiene un valor para el índice integrado sumando los valores de ponderación asignado a cada bioindicador en cada sitio. El poder de discriminación del índice integrado se prueba comparando la distribución de los valores en la condición de referencia contra la distribución de sus valores en los sitios impactados.

V) Determinación de valores críticos

Dependiendo del número de atributos seleccionados y de los valores de normalización asignados, la magnitud del índice integrado variará dentro de un intervalo definido. El índice integrado puede alcanzar un valor máximo de 40 y mínimo de 8. A fin de establecer valores críticos que permitan clasificar los sitios de estudio de acuerdo al estado de su condición biológica, el rango de valores del índice se divide en varias categorías y a cada una se le asocia un determinado nivel de la condición biológica.

B) Fase II

Una vez desarrollado el índice integrado y establecido el sistema de clasificación de la condición biológica, se debe iniciar un programa de bioevaluación de sitios potencialmente perturbados.

ANEXO 6

Fotos de agricultores durante las entrevistas y las visitas al campo



Agricultor descalzo en el campo durante una entrevista



Agricultores descalzos aplicando plaguicidas



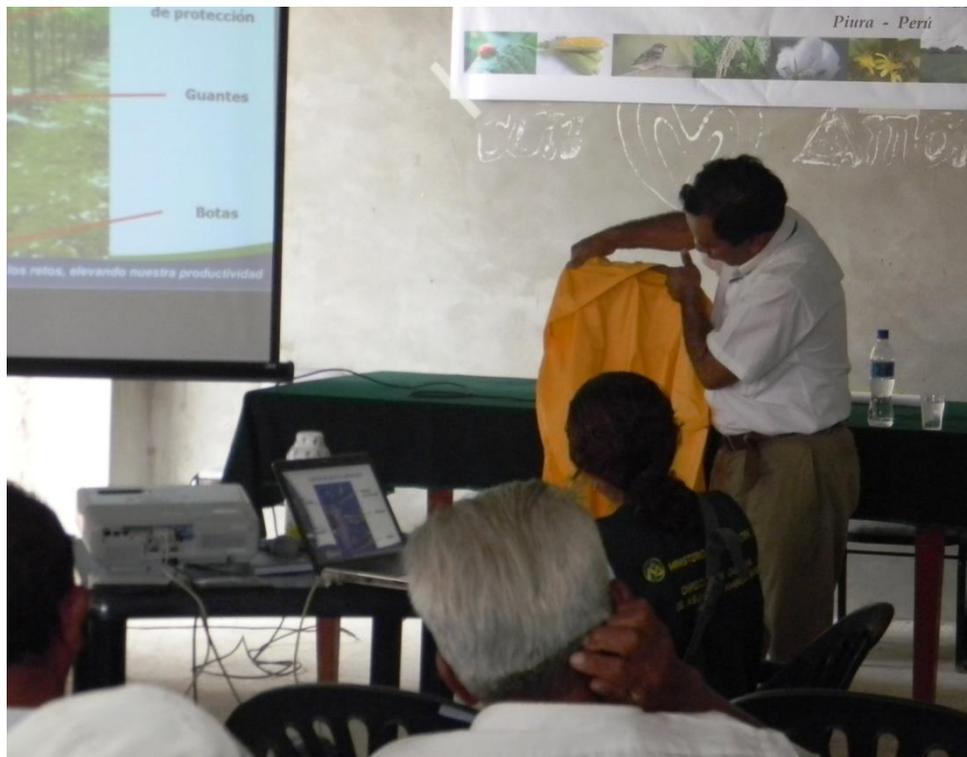
Agricultores en el campo durante una entrevista



Agricultores durante un taller de capacitación



Agricultores durante un taller de capacitación



Explicación de cómo se usa el equipo especial de aplicación de plaguicidas

ANEXO 7

Lista de productos (plaguicidas, fertilizantes y asociados) encontrados en las parcelas/mencionados por los agricultores en las entrevistas y fotos de envases vacíos

Nombre comercial	Tipo de producto	Ingrediente activo
Amina 6	Herbicida	2,4 d
Bala	Insecticida	Cartap
Balazo	Herbicida	Glyphosate
Baytroide	Insecticida	Cyfluthrin
Belmark	Insecticida	Fenvalerate
Beta-baytroide 125 sc	Insecticida	Beta-cyfluthrin
Buonarroz 60% ce	Herbicida	Butachlor
Bronco	Insecticida	Chlorpyrifos, alpha-cypermethrin
Carbodan 48 f	Insecticida	Carbofuran
Chem rice 5g	Herbicida	Butachlor
Cyperklin 25	Insecticida	Cypermethrin
Cipersol 25 ec	Insecticida	Cypermethrin
Cipermex super 10 ce	Insecticida	Alpha-cypermethrin
Terbutryn mr combi	Herbicida	Atrazina+triazina+terbutrina
Curathane	Fungicida	Mancozeb, cymoxanil
Decis 2.5 ec	Insecticida	Deltamethrin
Dorsan 48 ec	Insecticida	Chlorpyrifos
Ectran	Herbicida	Bispyribac sodium
Embate 480 sl	Herbicida	Glyphosate
Fastac	Insecticida	Alpha-cypermethrin
Folidol	Insecticida	Parathion-methyl
Fuego	Herbicida	Glyphosate
Furadan	Insecticida	Carbofuran
	Insecticida	Imidacloprid
Lannate	Insecticida	Methomyl
Larvin 375 f	Insecticida	Thiodicarb
Lorsban 2.5% ps	Insecticida	Chlorpyrifos
Machete	Herbicida	Butachlor
Pyrinex 25 cs	Insecticida	Chlorpyrifos
Protexin 500 fw	Fungicida	Carbendazim
Purarroz g	Herbicida	Butachlor, pyrazosulfuron-ethyl
Rarroza	Herbicida	Pyrazosulfuron ethyl + butachlor
Regent sc	Insecticida	Fipronil
Roundup	Herbicida	Glyphosate

Sanfosato	Herbicida	Glyphosate
Saturno 90	Herbicida	Benthiocarb
Sherpa	Insecticida	Cypermethrin
Silvacur combi 300 ec	Fungicida	Triadimenol, tebuconazole
Tamaron	Insecticida	Methamidophos
Tifon	Insecticida	Chlorpyrifos
Trigard 75 wp	Regulador del Desarrollo de insectos	Cyromazine
Agrostemin	Regulador de crecimiento de plantas	Nutrientes y aminoacidos
Cytex	Regulador de crecimiento de plantas	Citoquininas
Ergostin	Regulador de crecimiento de plantas	
Triggrr foliar	Regulador de crecimiento de plantas	Citoquininas
Baylofan	Fertilizante foliar	N,P, Fe, Mn, Bo, Cu, Zn
	Fertilizante	Sulfato de amonio
Nitrofosca	Fertilizante	
Urea	Fertilizante	
	Fertilizante	Cloruro de potasio
Promalina		6-benziladenina
Razormin	Fertilizante	NPK
Maxi-cover	Surfactante	Polyether-polymethylsiloxano

* Plaguicidas encontrados en los análisis y mencionados por los agricultores

Fotos de los agroquímicos encontrados al recorrer las parcelas



