



UNIVERSIDAD DE BUENOS AIRES, FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES

# Integridad ecológica de los humedales del Bajo Delta del Río Paraná bajo diferentes modalidades productivas

Tesis presentada para optar al título de Doctora de la Universidad de Buenos  
Aires en el área: **CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**Lic. Cecilia Pamela Krug**

**Director de tesis:** Dr. Rubén D. Quintana

**Consejero de Estudios:** Dr. Rubén D. Quintana

**Lugar de trabajo:** Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental (3ia),  
Universidad Nacional de San Martín (UNSAM)

Buenos Aires

**Fecha de defensa:** marzo de 2018

# Índice

|  |     |
|--|-----|
| Índice de Figuras .....  | 4   |
| Índice de Tablas .....   | 8   |
| Agradecimientos .....  | 10  |
| Resumen .....  | 12  |
| Abstract .....   | 13  |
| Capítulo 1. Presentación del trabajo .....   | 15  |
| 1.1 Marco conceptual .....   | 15  |
| 1.1.1 Objetivo general .....   | 19  |
| 1.1.2 Objetivos específicos .....  | 19  |
| 1.2 Estructura de la tesis .....   | 20  |
| Capítulo 2. Área de estudio y Diseño de muestreo .....   | 22  |
| 2.1 Área de estudio .....  | 22  |
| 2.1.1 Humedales fluviales del Delta del Paraná .....   | 22  |
| 2.1.2 El Bajo Delta Insular .....  | 24  |
| 2.1.3 Clima .....  | 26  |
| 2.1.4 Suelos .....   | 27  |
| 2.1.5 Manejo del agua .....  | 28  |
| 2.1.6 Principales sistemas productivos: Plantaciones forestales, ganadería y<br>sistemas foresto-ganaderos ..... | 29  |
| 2.2 Diseño de muestreo .....   | 32  |
| 2.2.1 Descripción de los ambientes .....   | 33  |
| Capítulo 3. Factores ambientales .....   | 36  |
| 3.1 Agua .....   | 36  |
| 3.1.1 Introducción .....   | 36  |
| 3.1.2 Objetivo .....   | 38  |
| 3.1.3 Objetivos específicos .....  | 38  |
| 3.1.4 Hipótesis y predicciones .....   | 38  |
| 3.1.5 Materiales y Métodos .....   | 39  |
| • En campo .....   | 40  |
| • En laboratorio .....   | 42  |
| 3.1.6 Resultados .....   | 46  |
| • <i>Variables físico-químicas</i> .....   | 46  |
| • <i>Caracterización según composición vegetal, porcentaje de cobertura y formas<br/>de vida presentes</i> ..... | 51  |
| • <i>Índices de calidad de agua y contaminación</i> .....  | 54  |
| 3.1.7 Discusión .....  | 57  |
| 3.2 Suelos .....   | 61  |
| 3.2.1 Introducción .....   | 62  |
| 3.2.2 Objetivo .....   | 64  |
| 3.2.3 Objetivos específicos .....  | 64  |
| 3.2.4 Hipótesis y predicciones .....   | 64  |
| 3.2.5 Materiales y Métodos .....   | 65  |
| 3.2.6 Resultados .....   | 70  |
| 3.2.7 Discusión .....  | 75  |
| Capítulo 4. Factores Bióticos .....  | 81  |
| 4.1 Vegetación .....   | 81  |
| 4.1.1 Introducción .....   | 81  |
| 4.1.2 Objetivo .....   | 83  |
| 4.1.3 Objetivos específicos .....  | 83  |
| 4.1.4 Hipótesis y predicciones .....   | 84  |
| 4.1.5 Materiales y métodos .....   | 85  |
| 4.1.6 Resultados .....   | 89  |
| 4.1.7 Discusión .....  | 104 |

|  |   |     |
|--|---|-----|
| 4.2  | Comunidades de Anuros .....                   | 108 |
| 4.2.1  | Introducción .....                            | 108 |
| 4.2.2  | Objetivo .....                                | 109 |
| 4.2.3  | Objetivos específicos .....                   | 109 |
| 4.2.4  | Hipótesis y predicciones .....                | 110 |
| 4.2.5  | Materiales y métodos .....                    | 111 |
| 4.2.6  | Resultados .....                              | 114 |
| •  | Uso de microhábitat y análisis de nicho ..... | 126 |
| 4.2.7  | Discusión .....                               | 132 |
| Capítulo 5.  | Integridad Ecológica .....                    | 139 |
| 5.1  | Introducción .....                            | 139 |
| 5.2  | Objetivo .....                                | 140 |
| 5.3  | Objetivos específicos .....                   | 140 |
| 5.4  | Materiales y métodos .....                    | 140 |
| 5.5  | Resultados .....                              | 143 |
| 5.6  | Discusión .....                               | 154 |
| Consideraciones Finales .....                      |   | 158 |
| Conclusiones generales .....                       |   | 158 |
| Recomendaciones para futuras investigaciones ..... |   | 160 |
| Anexo .....  |   | 162 |
| Bibliografía .....                                 |   | 170 |

# Índice de Figuras

|  |    |
|--|----|
| FIGURA 1.1. ESQUEMA CONCEPTUAL DE LA RELACIÓN ENTRE LA INTEGRIDAD ECOLÓGICA DE UN SISTEMA COMO RESULTADO DE LA BIOTA PRESENTE LOCALMENTE Y ACORDE CON LAS EXISTENCIAS DE MATERIALES Y ENERGÍA. ESTO SE REFLEJA EN LA RELACIÓN ENTRE LAS VARIABLES ESTRUCTURALES Y FUNCIONALES OBSERVABLES QUE Y LA GENERACIÓN DE BIENES Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS (ADAPTADO DE EQUIHUA ZAMORA <i>ET AL.</i> 2014). .....   | 16 |
| FIGURA 1.2. RELACIÓN ENTRE INTEGRIDAD ECOLÓGICA Y GENERACIÓN DE BIENES Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS (BSE). (FUENTE: QUINTANA ET AL. 2014 MODIFICADO DE KARR 2000). .....  | 17 |
| FIGURA 1.3. ESTRUCTURA GENERAL DE LA TESIS .....   | 20 |
| FIGURA 2.1. UBICACIÓN DEL DELTA DEL RÍO PARANÁ EN ARGENTINA Y EN PARTICULAR DEL BAJO DELTA, MOSTRANDO EL ÁREA DE ESTUDIO DE LA PRESENTE TESIS (NÚCLEO FORESTAL). .....   | 23 |
| FIGURA 2.2. UBICACIÓN DEL BAJO DELTA INSULAR DEL RÍO PARANÁ MOSTRANDO LAS UNIDADES DE PAISAJE QUE LO CONFORMAN Y EL NÚCLEO FORESTAL (ÁREA DE ESTUDIO). .....   | 25 |
| FIGURA 2.3. PERFIL DE UNA ISLA TÍPICA DE LA UNIDAD IVA MOSTRANDO LOS PRINCIPALES TIPOS DE AMBIENTES: A) FORESTACIÓN DE SAUCE Y ÁLAMO ENDICADA; B) JUNCAL; C) ESPIRA DE MEANDRO. ALGUNAS ESPECIES DE FAUNA REPRESENTATIVAS (DE IZQUIERDA A DERECHA): LOBITO DE RÍO; COMADREJA OVERA; HURÓN CHICO; TAGUATÓ; COIPO; JUNQUERO; RANA CRIOLLA; PAJONALERA DE PICO CURVO; CULEBRA VERDE; CARPINCHO; GAVIOTA CAPUCHO CAFÉ. (FUENTE: KANDUS <i>ET AL.</i> 2006). .....  | 26 |
| FIGURA 2.4. CLIMATOGRAMA DEL BAJO DELTA DEL PARANÁ. LAS BARRAS GRISES REPRESENTAN LA PRECIPITACIÓN ACUMULADA PROMEDIO MENSUAL PARA EL PERÍODO DE ESTUDIO (2014-2016), LAS BARRAS RAYADAS REPRESENTAN LA PRECIPITACIÓN ACUMULADA PROMEDIO MENSUAL PARA EL PERÍODO DE 2004-2014, AMBOS CON EL EJE A LA DERECHA Y LOS PUNTOS UNIDOS CON LÍNEAS REPRESENTAN LA TEMPERATURA MEDIA MENSUAL CON EL EJE A LA IZQUIERDA. ....   | 27 |
| FIGURA 2.5. AMBIENTES MUESTREADOS EN EL BAJO DELTA INSULAR DEL RÍO PARANÁ: FORESTACIÓN DE ÁLAMO ADULTA SIN GANADO (FA), FORESTACIÓN DE ÁLAMO ADULTO CON GANADO (FGA), FORESTACIÓN DE ÁLAMO JÓVEN SIN GANADO (FJ), FORESTACIÓN DE JOVEN CON GANADO (FGJ), CAMPO GANADERO (G), PAJONAL NATURAL (P). .....  | 35 |
| FIGURA 3.1. CURSOS DE AGUA MUESTREADOS EN LOS DIFERENTES AMBIENTES ESTUDIADOS EN EL BAJO DELTA INSULAR DEL RÍO PARANÁ. A) MATRIZ NATURAL (I); B) MATRIZ FORESTAL; C) MATRIZ FORESTO-GANADERA; D) MATRIZ GANADERA. ....   | 40 |
| FIGURA 3.2. CURSO DE AGUA MUESTREADO EN DOS SITUACIONES CONTRASTANTES: A LA IZQUIERDA SE OBSERVA UN CANAL CON UN 100% COBERTURA VEGETAL MIENTRAS QUE A LA DERECHA OTRO QUE PRESENTA UN 100% DE AGUA LIBRE. LA FLECHA NEGRA INDICA EL PUNTO DE MUESTREO, LA FLECHA ROJA INDICA EL ANCHO DE LA FRANJA (2 M) Y LAS LÍNEAS PUNTEADAS AMARILLAS MUESTRAN LA FRANJA CONSIDERADA PARA ESTIMAR LA COBERTURA VEGETAL EN EL PUNTO. ....  | 41 |
| FIGURA 3.3. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES DE LAS MUESTRAS EN EL ESPACIO DE LAS VARIABLES FÍSICO-QUÍMICAS MEDIDAS. COLOREADAS POR ESTACIÓN, EN LOS CURSOS DE AGUA ANALIZADOS EN EL BAJO DELTA DEL RÍO PARANÁ. PT: FÓSFORO TOTAL, MOS: MATERIA ORGÁNICA EN SUSPENSIÓN, SS: SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN, T: TEMPERATURA DEL AGUA, OD: OXÍGENO DISUELTO, CE: CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA, COD: CARBONO ORGÁNICO DISUELTO. ....   | 47 |
| FIGURA 3.4. MEDIAS AJUSTADAS PARA LA COMPARACIÓN DE LOS VALORES DEL CP1. MEDIAS AJUSTADAS ( $\pm$ EE) SEGÚN EL MODELO LINEAL GENERAL CON MODELADO DE VARIANZA PARA LOS SCORES DEL COMPONENTE PRINCIPAL 1 POR AMBIENTE Y ESTACIÓN. LAS COMPARACIONES MÚLTIPLES DE DGC (PRUEBA DE DI RIENTO, GUZMÁN Y CASANOVES) INDICAN, CON LETRAS DISTINTAS, MEDIAS SIGNIFICATIVAMENTE DIFERENTES ( $p < 0,05$ ). ....  | 49 |
| FIGURA 3.5. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES DE LAS MUESTRAS EN EL ESPACIO DE LAS VARIABLES FÍSICO-QUÍMICAS MEDIDAS, COLOREADAS SEGÚN LA MATRIZ AMBIENTAL CIRCUNDANTE (FORESTAL, F; FORESTO-GANADERA, FG; GANADERA, G; PAJONAL, PAJ). LAS ÁREAS COLOREADAS REPRESENTAN LAS ZONAS DE MAYOR CONCENTRACIÓN DE LAS MUESTRAS DE CADA CURSO DE AGUA. AZUL: AMBIENTE NATURAL; VERDE: PREDIO FORESTAL; NARANJA: PREDIO FORESTO-GANADERO; AMARILLO: CAMPO GANADERO. LAS ELIPSES REPRESENTAN EL 95% DE LOS DATOS DE CADA AMBIENTE. .... | 50 |
| FIGURA 3.6. MEDIAS AJUSTADAS ( $\pm$ EE) SEGÚN EL MODELO LINEAL GENERAL CON MODELADO DE VARIANZA PARA LOS SCORES DEL COMPONENTE PRINCIPAL 2. SE MUESTRAN LAS COMPARACIONES DE LOS EFECTOS PRINCIPALES DE LA ESTACIÓN (IZQUIERDA) Y LA MATRIZ (DERECHA). LAS COMPARACIONES MÚLTIPLES DE DGC INDICAN, CON LETRAS DISTINTAS, MEDIAS SIGNIFICATIVAMENTE DIFERENTES ( $p < 0,05$ ). .....   | 51 |

|   |    |
|---|----|
| FIGURA 3.7. PORCENTAJE PROMEDIO DE COBERTURA VEGETAL DE LOS CURSOS DE AGUA INMERSOS EN CADA MATRIZ PRODUCTIVA (FORESTAL, F; FORESTO-GANADERA, FG; GANADERA, G) Y EN LA MATRIZ NATURAL (PAJONAL, P) A LO LARGO DE LAS 4 ESTACIONES DEL AÑO EN EL BAJO DELTA INSULAR DEL RÍO PARANÁ. ....   | 52 |
| FIGURA 3.8. PORCENTAJE PROMEDIO DE COBERTURA DE CADA UNA DE LAS FORMAS DE VIDA EN LOS CURSOS DE AGUA INMERSOS EN CADA MATRIZ PRODUCTIVA (FORESTAL, F; FORESTO-GANADERA, FG; GANADERA, G) Y EN LA MATRIZ NATURAL (PAJONAL, P) A LO LARGO DE LAS 4 ESTACIONES DEL AÑO EN EL BAJO DELTA DEL RÍO PARANÁ. ....   | 53 |
| FIGURA 3.9. MEDIAS AJUSTADAS ( $\pm$ EE). SEGÚN EL MODELO LINEAL GENERAL CON MODELADO DE VARIANZA DE LA CONCENTRACIÓN DE CLOROFILA A (CHL A) SEPARADOS POR ESTACIÓN (A LA IZQUIERDA) Y POR AMBIENTE (A LA DERECHA) EN LOS CUERPOS DE AGUA DEL BAJO DELTA INSULAR DEL RÍO PARANÁ. ....   | 54 |
| FIGURA 3.10. VALORES DEL ÍNDICE DE CALIDAD DE AGUA DE WATER RESEARCH CENTER EN LOS CURSOS DE AGUA INMERSOS EN CADA MATRIZ PRODUCTIVA (FORESTAL, F; FORESTO-GANADERA, FG; GANADERA, G) Y EN LA MATRIZ NATURAL (PAJONAL, P) A LO LARGO DE LAS 4 ESTACIONES DEL AÑO EN EL BAJO DELTA INSULAR DEL RÍO PARANÁ. ....  | 54 |
| FIGURA 3.11. VALORES DEL ÍNDICE DE CONTAMINACIÓN TRÓFICO (ICOTRO) QUE REFLEJA LA CONCENTRACIÓN DE FÓSFORO TOTAL PROMEDIO EN LOS CURSOS DE AGUA INMERSOS EN CADA MATRIZ PRODUCTIVA (FORESTAL, F; FORESTO-GANADERA, FG; GANADERA, G) Y EN LA MATRIZ NATURAL (PAJONAL, P) A LO LARGO DE LAS 4 ESTACIONES DEL AÑO EN EL BAJO DELTA INSULAR DEL RÍO PARANÁ. ....   | 55 |
| FIGURA 3.12. VALORES DEL ÍNDICE DE CONTAMINACIÓN POR SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN (ICOTRO) PROMEDIO EN LOS CURSOS DE AGUA INMERSOS EN CADA MATRIZ PRODUCTIVA (FORESTAL, F; FORESTO-GANADERA, FG; GANADERA, G) Y EN LA MATRIZ NATURAL (PAJONAL, P) A LO LARGO DE LAS 4 ESTACIONES DEL AÑO. ....   | 56 |
| FIGURA 3.13. VALORES PROMEDIO DEL ÍNDICE DE CONTAMINACIÓN EN FUNCIÓN DEL VALOR DE PH (ICOPH) EN LOS CURSOS DE AGUA INMERSOS EN CADA MATRIZ PRODUCTIVA (FORESTAL, F; FORESTO-GANADERA, FG; GANADERA, G) Y EN LA MATRIZ NATURAL (PAJONAL, P) A LO LARGO DE LAS 4 ESTACIONES DEL AÑO EN EL BAJO DELTA DEL RÍO PARANÁ. VALORES MÁS CERCANOS A CERO IMPLICAN UN PH DENTRO DEL RANGO NORMAL DE VARIACIÓN (6-8), VALORES MÁS CERCANOS A UNO REFLEJAN PH POR ENCIMA O POR DEBAJO DEL RANGO NORMAL. ....   | 56 |
| FIGURA 3.14. SITIOS SELECCIONADOS PARA EL MUESTREO DE SUELOS, VEGETACIÓN Y ANUROS DENTRO DE CADA AMBIENTE EN EL BAJO DELTA DEL RÍO PARANÁ. ....   | 67 |
| FIGURA 3.15. BARRENO PARA MUESTREO DE SUELO. A LA IZQUIERDA UN ESQUEMA DEL DISPOSITIVO Y A LA DERECHA UNA MUESTRA TOMADA EN CAMPO. ....   | 68 |
| FIGURA 3.16. MUESTREADOR DE DENSIDAD APARENTE (MÉTODO DEL CILINDRO). A LA IZQUIERDA UN ESQUEMA DEL DISPOSITIVO Y A LA DERECHA UNA MUESTRA TOMADA A CAMPO. ....  | 68 |
| FIGURA 3.17. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES DE LAS MUESTRAS EN EL ESPACIO PARA LAS VARIABLES EDÁFICAS OBTENIDAS EN LOS DIFERENTES AMBIENTES DEL BAJO DELTA DEL PARANÁ: PORCENTAJE DE HUMEDAD (%H), PORCENTAJE DE MATERIA ORGÁNICA (%MO), CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA (CE) Y PH. ....   | 72 |
| FIGURA 3.18. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES DE LAS MUESTRAS EN EL ESPACIO PARA LAS VARIABLES EDÁFICAS OBTENIDAS EN LOS DIFERENTES AMBIENTES DEL BAJO DELTA DEL PARANÁ: PORCENTAJE DE HUMEDAD (%H), PORCENTAJE DE MATERIA ORGÁNICA (%MO), CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA (CE) Y PH. LOS DIFERENTES COLORES INDICAN EL TIPO DE AMBIENTE (FORESTAL ADULTO, FA; FORESTO-GANADERO ADULTO, FGA; FORESTAL JOVEN, FJ; FORESTO-GANADERO JÓVEN, FGJ; GANADERA, G; PAJONAL, PAJ). LAS ELIPSES REPRESENTAN EL 95% DE LOS DATOS DE CADA AMBIENTE. .... | 73 |
| FIGURA 3.19. MEDIAS AJUSTADAS ( $\pm$ EE) SEGÚN EL MODELO LINEAL GENERAL CON MODELADO DE VARIANZA PARA LOS SCORES DEL COMPONENTE PRINCIPAL 2. SE MUESTRAN LAS COMPARACIONES DE LOS EFECTOS PRINCIPALES DE LA ESTACIÓN. ....   | 74 |
| FIGURA 3.20. DENSIDAD APARENTE DE LOS SUELOS DE LOS DISTINTOS AMBIENTES (FORESTAL ADULTO, FA; FORESTO-GANADERO ADULTO, FGA; FORESTAL JOVEN, FJ; FORESTO-GANADERO JÓVEN, FGJ; GANADERA, G; PAJONAL, PAJ) EN EL BAJO DELTA DEL RÍO PARANÁ. ....   | 75 |
| FIGURA 4.1. VISTA DE LAS PARCELAS PARA MUESTREO DE ABUNDANCIA-COBERTURA EN LOS PREDIOS PRODUCTIVOS EN EL BAJO DELTA DEL RÍO PARANÁ. A) FORESTACIÓN JOVEN DE ÁLAMO SIN GANADO, B) CAMPO GANADERO, C) FORESTACIÓN ADULTA CON GANADO. ....   | 86 |
| FIGURA 4.2. PARCELAS DE COSECHA DE BIOMASA UTILIZADA EN LOS DIFERENTES AMBIENTES ESTUDIADOS EN EL BAJO DELTA DEL RÍO PARANÁ. LA IMAGEN SUPERIOR MUESTRA LA PARCELA ANTES DE LA COSECHA Y LA INFERIOR LUEGO DE SER COSECHADA. ....   | 87 |
| FIGURA 4.3. CURVAS DE RAREFACCIÓN PARA LOS DISTINTOS AMBIENTES ANALIZADOS DEL BAJO DELTA DEL PARANÁ EN FUNCIÓN DE LAS ESPECIES VEGETALES RELEVADAS PARA CADA UNA DE LAS ESTACIONES CONSIDERADAS. EL EJE Y REPRESENTA LA RIQUEZA DE ESPECIES Y EL EJE X EL NÚMERO DE MUESTRAS. EN LÍNEA PUNTEADA SE GRAFICAN LOS INTERVALOS DE CONFIANZA DE CADA CURVA. G = GANADERÍA; FGA: PREDIO FORESTO- GANADERO CON   |    |

|   |     |
|---|-----|
| ÁLAMOS ADULTOS; FA = PREDIO FORESTAL DE ÁLAMO ADULTO; FGJ = PREDIO FORESTO-GANADERO CON ÁLAMOS JÓVENES; FJ = PREDIO FORESTAL DE ÁLAMO JOVEN; PAJ = PAJONAL. LA LÍNEA ROJA PUNTEADA REPRESENTA LAS MUESTRAS ANALIZADAS. ....   | 94  |
| FIGURA 4.4. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES. ARRIBA COLOREADO POR AMBIENTE FA = PREDIO FORESTAL DE ÁLAMO ADULTO; FGA: PREDIO FORESTO-GANADERO CON ÁLAMOS ADULTOS; FGJ = PREDIO FORESTO-GANADERO CON ÁLAMOS JÓVENES; FJ = PREDIO FORESTAL DE ÁLAMO JOVEN; G = GANADERÍA; PAJ = PAJONAL. ABAJO COLOREADO POR ESTACIÓN. LOS SUFIJOS EA (ESTRATO ALTO, MAYOR A 30CM) Y EB (ESTRATO BAJO, MENOR A 30CM) HACEN REFERENCIA A LA ALTURA DE LAS PLANTAS. LAS ELIPSES REPRESENTAN EL 95% DE LOS DATOS DE CADA AMBIENTE. ....  | 96  |
| FIGURA 4.5. MEDIAS AJUSTADAS SEGÚN EL MODELO LINEAL GENERAL CON MODELADO DE VARIANZA PARA LOS SCORES DE LOS COMPONENTES PRINCIPALES 1 (A LA IZQUIERDA) Y 2 (A LA DERECHA). SE MUESTRAN LAS COMPARACIONES DE LOS EFECTOS PRINCIPALES DEL USO. LAS COMPARACIONES MÚLTIPLES DE DGC INDICAN, CON LETRAS DISTINTAS, MEDIAS SIGNIFICATIVAMENTE DIFERENTES ( $p < 0,05$ ). MEDIA $\pm$ EE .....  | 98  |
| FIGURA 4.6. RIQUEZA DE GRUPOS FUNCIONALES VS RIQUEZA ESPECÍFICA OBSERVADA DE VEGETACIÓN EN CADA UNO DE LOS AMBIENTES ANALIZADOS EN BAJO DELTA INSULAR DEL RÍO PARANÁ. FA: FORESTACIÓN ADULTA, FGA: FORESTACIÓN GANADERA ADULTA, FGJ: FORESTACIÓN GANADERA JOVEN, FJ: FORESTACIÓN JOVEN, G: CAMPO GANADERO, PAJ: PAJONAL. ....   | 102 |
| FIGURA 4.7. DISPERSIÓN FUNCIONAL POR AMBIENTE. MEDIAS AJUSTADAS SEGÚN EL MODELO LINEAL GENERAL CON MODELADO DE VARIANZA PARA LOS VALORES DE DISPERSIÓN FUNCIONAL POR AMBIENTE EN EL BAJO DELTA INSULAR DEL RÍO PARANÁ. LAS COMPARACIONES MÚLTIPLES DE DGC INDICAN, CON LETRAS DISTINTAS, MEDIAS SIGNIFICATIVAMENTE DIFERENTES ( $p < 0,05$ ). MEDIA $\pm$ EE .....  | 103 |
| FIGURA 4.8. BIOMASA VEGETAL EN CADA UNO DE LOS AMBIENTES ANALIZADOS DEL BAJO DELTA INSULAR DEL RÍO PARANÁ. FA: FORESTACIÓN ADULTA, FGA: FORESTACIÓN GANADERA ADULTA, FGJ: FORESTACIÓN GANADERA JOVEN, FJ: FORESTACIÓN JOVEN, G: CAMPO GANADERO, PAJ: PAJONAL. FYFL: FLOR Y FRUTOS DE PLANTAS LATIFOLIADAS, LS: PARTE SECA DE PLANTAS LATIFOLIADAS, LV: PARTE VERDE DE PLANTAS LATIFOLIADAS, FYFG: FLOR Y FRUTOS DE PLANTAS GRAMINIFORMES Y EQUISETOIDES, GS: PARTE SECA DE PLANTAS GRAMINIFORMES Y EQUISETOIDES, GV: PARTE VERDE DE PLANTAS GRAMINIFORMES Y EQUISETOIDES. ....  | 104 |
| FIGURA 4.9. DIAGRAMA DE VENN PARA EL MUESTREO VISUAL (A) Y PARA EL AUDITIVO (B). SE MUESTRA EL NÚMERO DE ESPECIES COMPARTIDAS ENTRE LOS DISTINTOS AMBIENTES DEL BAJO DELTA INSULAR DEL RÍO PARANÁ. P: PAJONAL; FG: CAMPO FORESTO-GANADERO; F: CAMPO FORESTAL; G: CAMPO GANADERO. ....   | 117 |
| FIGURA 4.10. CURVAS DE RAREFACCIÓN PARA LOS DISTINTOS AMBIENTES ANALIZADOS DEL BAJO DELTA DEL PARANÁ EN FUNCIÓN DE LAS ESPECIES RELEVADAS EN LOS MUESTREOS AUDITIVOS, PARA CADA UNA DE LAS ESTACIONES CONSIDERADAS. EN LÍNEA PUNTEADA SE GRAFICAN LOS INTERVALOS DE CONFIANZA DE CADA CURVA. G = GANADERÍA; FGA: PREDIO FORESTO-GANADERO CON ÁLAMOS ADULTOS; FA = PREDIO FORESTAL DE ÁLAMO ADULTO; FGJ = PREDIO FORESTO-GANADERO CON ÁLAMOS JÓVENES; FJ = PREDIO FORESTAL DE ÁLAMO JOVEN; PAJ = PAJONAL. EL RECUADRO ROJO REPRESENTA LAS MUESTRAS ANALIZADAS. ....  | 119 |
| FIGURA 4.11. CURVAS DE RAREFACCIÓN BASADAS EN MUESTRAS PARA LOS DISTINTOS AMBIENTES ANALIZADOS DEL BAJO DELTA DEL PARANÁ EN FUNCIÓN DE LAS ESPECIES RELEVADAS EN LOS MUESTREOS AUDITIVOS PARA CADA UNA DE LAS ESTACIONES CONSIDERADAS. EN LÍNEA PUNTEADA SE GRAFICAN LOS INTERVALOS DE CONFIANZA DE CADA CURVA. G = GANADERÍA; FGA: PREDIO FORESTO-GANADERO; FA = PREDIO FORESTAL DE; PAJ = PAJONAL. EL RECUADRO ROJO REPRESENTA LAS MUESTRAS ANALIZADAS. ....  | 121 |
| FIGURA 4.12. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES DE LAS MUESTRAS EN EL ESPACIO DE LAS ESPECIES DE ANUROS REGISTRADAS EN LOS DIFERENTES AMBIENTES DEL BAJO DELTA INSULAR DEL RÍO PARANÁ (MUESTREO VISUAL). A) COLOREADO EN FUNCIÓN DE LOS AMBIENTES. G: CAMPO GANADERO; PAJ: PAJONAL; FGA: FORESTACIÓN GANADERA ADULTA; FJG: FORESTACIÓN JOVEN GANADERA; FA: FORESTACIÓN ADULTA SIN GANADO; FJ: FORESTACIÓN JOVEN SIN GANADO. B) COLOREADO SEGÚN LA ESTACIÓN. LAS ELIPSES REPRESENTAN EL 95% DE LOS DATOS DE CADA AMBIENTE. <i>SCI_SQU</i> : <i>SCINAX SQUALIROSTRIS</i> ; <i>SCI_BER</i> : <i>SCINAX BERTHAE</i> ; <i>SCI_GRA</i> : <i>SCINAX GRANULATUS</i> ; <i>HYP_PUL</i> : <i>HYPISOBAS PULCHELLUS</i> ; <i>PSE_MIN</i> : <i>PSEUDIS MINUTA</i> ; <i>DEN_NAN</i> : <i>DENDROPSOPHUS NANUS</i> ; <i>LEP_LAT</i> : <i>LEPTODACTYLUS LATRANS</i> ; <i>PSE_FAL</i> : <i>PSEUDOPALUDICOLA FALCIPES</i> ; <i>RHI_FER</i> : <i>RHINELLA FERNANDEZAE</i> ..... | 123 |
| FIGURA 4.13. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES DE LAS MUESTRAS EN EL ESPACIO DE LAS ESPECIES DE ANUROS REGISTRADAS EN LOS DIFERENTES AMBIENTES DEL BAJO DELTA INSULAR DEL RÍO PARANÁ (MUESTREO AUDITIVO). A) COLOREADO EN FUNCIÓN DE LOS AMBIENTES G: MATRIZ GANADERA; PAJ: MATRIZ NATURAL; FG: MATRIZ FORESTO-GANADERA; F: MATRIZ FORESTAL. B) COLOREADO SEGÚN LA ESTACIÓN. <i>SCI_SQU</i> : <i>SCINAX SQUALIROSTRIS</i> ; <i>HYP_PUL</i> : <i>HYPISOBAS PULCHELLUS</i> ; <i>PSE_MIN</i> : <i>PSEUDIS MINUTA</i> ; <i>DEN_NAN</i> : <i>DENDROPSOPHUS NANUS</i> ; <i>LEP_LAT</i> : <i>LEPTODACTYLUS LATRANS</i> ; <i>PSE_FAL</i> : <i>PSEUDOPALUDICOLA FALCIPES</i> ; <i>RHI_FER</i> : <i>RHINELLA FERNANDEZAE</i> .....  | 125 |

|   |     |
|---|-----|
| FIGURA 4.14. FRECUENCIA RELATIVA DE USO DE HÁBITAT PARA LAS ESPECIES DE ANUROS REGISTRADAS EN LOS DISTINTOS AMBIENTES DEL BAJO DELTA INSULAR DEL RÍO PARANÁ. ....   | 127 |
| FIGURA 4.15. ANÁLISIS DE NICHOS DE LAS ESPECIES DE ANUROS EN LOS DISTINTOS AMBIENTES PRESENTES EN EL BAJO DELTA DEL RÍO PARANÁ. A. ORDENAMIENTO DE LAS VARIABLES AMBIENTALES. T: TEMPERATURA DEL AGUA, SS: SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN, CE: CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA, COD: CARBONO ORGÁNICO DISUELTO, CHL. A: CLOROFILA A, OD: OXÍGENO DISUELTO, PT: FÓSFORO TOTAL, PRS: FÓSFORO REACTIVO SOLUBLE, MOS: MATERIA ORGÁNICA DISUELTA, COBERTURA VEGETAL DEL CUERPO DE AGUA, TEMP_NOC: TEMPERATURA NOCTURNA. B. ROTACIÓN DE LOS EJES DE MARGINALIDAD DEL ANÁLISIS DE NICHOS RESPECTO A LOS COMPONENTES PRINCIPALES (CP) DEL ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES. ....  | 128 |
| FIGURA 4.16. NICHOS DE <i>LEPTODACTYLUS LATRANS</i> (A LA IZQUIERDA) Y <i>SCINAX SQUALIROSTRIS</i> (A LA DERECHA). LOS PUNTOS REPRESENTAN LOS MUESTREOS POR ESTACIÓN REALIZADOS SOBRE LOS CANALES EN EL BAJO DELTA DEL RÍO PARANÁ. PARA CADA ESPECIE, LA ELIPSE REPRESENTA LAS CONDICIONES AMBIENTALES PROMEDIO EN QUE LA ESPECIE ESTÁ PRESENTE. ....   | 129 |
| FIGURA 4.17. REPRESENTACIÓN GRÁFICA DE LA RELACIÓN ENTRE LAS COMUNIDADES DE ANUROS PRESENTES EN LOS DISTINTOS AMBIENTES DEL BAJO DELTA DEL RÍO PARANÁ PARA EL MUESTREO VISUAL. LAS ESPECIES DENTRO DE CADA CÍRCULO REPRESENTAN LA COMUNIDAD DE CADA AMBIENTE. EN AMARILLO G: CAMPO GANADERO; EN NARANJA FG: CAMPO FORESTO-GANADERO; EN VERDE F: CAMPO FORESTAL; EN AZUL PAJ: AMBIENTE NATURAL. A) SE MUESTRA EL ANIDAMIENTO DE LOS AMBIENTES INTERVENIDOS EN EL AMBIENTE NATURAL Y DE LAS FORESTACIONES SIN GANADO DENTRO DE LAS FORESTACIONES CON GANADO (CÍRCULOS MÁS GRANDES INCLUYEN ESPECIES DE CÍRCULOS MÁS PEQUEÑOS); B) SE MUESTRA LA RELACIÓN ENTRE LAS COMUNIDADES DE ANUROS PRESENTES EN LOS AMBIENTES INTERVENIDOS (CÍRCULOS PUNTEADOS INDICAN LAS ESPECIES NO COMPARTIDAS QUE SE RECAMBIA). .... | 131 |
| FIGURA 4.18. REPRESENTACIÓN GRÁFICA DE LA RELACIÓN ENTRE LAS COMUNIDADES DE ANUROS PRESENTES EN LOS DISTINTOS AMBIENTES DEL BAJO DELTA DEL RÍO PARANÁ PARA EL MUESTREO AUDITIVO. LAS ESPECIES DENTRO DE CADA CÍRCULO REPRESENTAN LA COMUNIDAD DE CADA AMBIENTE. EN AMARILLO G: CAMPO GANADERO; EN NARANJA FG: CAMPO FORESTO-GANADERO; EN VERDE F: CAMPO FORESTAL; EN AZUL PAJ: AMBIENTE NATURAL. SE MUESTRA EL ANIDAMIENTO DE LOS AMBIENTES (CÍRCULOS MÁS GRANDES INCLUYEN ESPECIES DE CÍRCULOS MÁS PEQUEÑOS). ....   | 132 |
| FIGURA 5.1. ESQUEMA DE TRANSFORMACIÓN DE LOS PAJONALES NATURALES A LOS DISTINTOS USOS PRODUCTIVOS EN EL BAJO DELTA INSULAR DEL RÍO PARANÁ. SE MUESTRAN LAS PRINCIPALES ALTERACIONES QUE SE PRODUCEN POR LA INCORPORACIÓN DE ESTAS PRODUCCIONES A LOS AMBIENTES DE HUMEDAL Y SUS CONSECUENCIAS SOBRE LAS VARIABLES ANALIZADAS A LO LARGO DE LOS CAPÍTULOS. PT: FÓSFORO TOTAL, COD: CARBONO ORGÁNICO DISUELTO, MOS: MATERIA ORGÁNICA EN SUSPENSIÓN, %H: PORCENTAJE DE HUMEDAD DEL SUELO, CE: CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA, IINV: ÍNDICE DE SUSCEPTIBILIDAD DE INVASIÓN, RF: REDUNDANCIA FUNCIONAL, DF: DIVERSIDAD FUNCIONAL, H: DIVERSIDAD DE ANUROS, DA: DENSIDAD APARENTE, %MO: PORCENTAJE DE MATERIA ORGÁNICA DEL SUELO. ....   | 141 |
| FIGURA 5.2. RELACIÓN ENTRE LAS VARIABLES SELECCIONADAS Y EL GRADIENTE ANTRÓPICO. SE MUESTRAN LAS RELACIONES ENTRE LAS VARIABLES ELEGIDAS PARA LA CONFORMACIÓN DEL ÍNDICE Y LOS DISTINTOS AMBIENTES DEL BAJO DELTA DEL RÍO PARANÁ. ....  | 151 |

## Índice de Tablas

|   |     |
|---|-----|
| TABLA 3.1. VALORES MEDIOS DE LAS VARIABLES FÍSICO-QUÍMICAS DEL AGUA.....  | 46  |
| TABLA 3.2. VALORES DE LOS AUTOVECTORES DE LOS DOS PRIMEROS COMPONENTES (CP1 Y CP2)<br>PARA LAS DISTINTAS VARIABLES FÍSICO-QUÍMICAS.....   | 48  |
| TABLA 3.3. ESPECIES VEGETALES.....  | 51  |
| TABLA 3.4. VALORES MEDIOS DE PH, PORCENTAJE DE MATERIA ORGÁNICA (%MO), CONDUCTIVIDAD<br>ELÉCTRICA (CE), PORCENTAJE DE HUMEDAD (%H) Y DENSIDAD APARENTE (DA). FA:<br>FORESTACIÓN ADULTA; FGA: FORESTACIÓN ADULTA CON GANADERÍA; FGJ: FORESTACIÓN<br>JOVEN CON GANADERÍA; FJ: FORESTACIÓN JOVEN; G: CAMPO GANADERO; PAJ: PAJONAL.<br>LOS VALORES ENTRE PARÉNTESIS EXPRESAN EL NÚMERO DE MUESTRAS CONSIDERADAS<br>POR USO PARA LAS PRIMERAS 4 VARIABLES (PH, %MO, CE Y %H) Y EL NÚMERO DE<br>MUESTRAS CONSIDERADAS PARA LA DA. (MEDIA ± EE)..... | 71  |
| TABLA 3.5. VALORES DE LOS AUTOVECTORES DE LOS DOS PRIMEROS COMPONENTES (CP1 Y CP2)<br>PARA LAS DISTINTAS VARIABLES EDÁFICAS.....  | 73  |
| TABLA 4.1. LISTA DE ESPECIES VEGETALES ENCONTRADAS EN LA TOTALIDAD DE LOS MUESTREOS .....   | 90  |
| TABLA 4.2. VALORES MEDIOS DE LOS ATRIBUTOS COMUNITARIOS ANALIZADOS (H, DIVERSIDAD DE<br>SHANNON-WENER; S, RIQUEZA OBSERVADA; EQ, EQUITATIVIDAD DE PIELOU)<br>DISCRIMINADOS POR ESTACIÓN.....  | 92  |
| TABLA 4.3. VALORES MEDIOS DE LOS ATRIBUTOS COMUNITARIOS ANALIZADOS (H, DIVERSIDAD DE<br>SHANNON-WENER; S, RIQUEZA OBSERVADA; EQ, EQUITATIVIDAD DE PIELOU) EN LOS<br>DISTINTOS AMBIENTES DEL BAJO DELTA INSULAR DEL RÍO PARANÁ. FA = PREDIO FORESTAL<br>DE ÁLAMO ADULTO; FGA: PREDIO FORESTO-GANADERO CON ÁLAMOS ADULTOS; FGJ =<br>PREDIO FORESTO-GANADERO CON ÁLAMOS JÓVENES; FJ = PREDIO FORESTAL DE ÁLAMO<br>JOVEN; G = GANADERÍA; PAJ = PAJONAL. ....  | 93  |
| TABLA 4.4. VALORES DE LA RIQUEZA OBSERVADA (SOB), ESTIMADOR DE JACKKNIFE 1 (MEDIA ± EE) Y<br>PORCENTAJE DEL INVENTARIO RELEVADO PARA EL MUESTREO DE VEGETACIÓN REALIZADO<br>EN LOS DISTINTOS AMBIENTES .....  | 94  |
| TABLA 4.5. VALORES DE LOS AUTOVECTORES DE LOS DOS PRIMEROS COMPONENTES (CP1 Y CP2)<br>PARA LAS DISTINTAS ESPECIES VEGETALES.....  | 97  |
| TABLA 4.6. RASGOS Y GRUPOS FUNCIONALES PARA LAS ESPECIES VEGETALES.....   | 98  |
| TABLA 4.7. ABUNDANCIA DE CADA UNO DE LOS GRUPOS FUNCIONALES (G) EN LOS DISTINTOS<br>AMBIENTES DEL BAJO DELTA INSULAR DEL RÍO PARANÁ.....  | 101 |
| TABLA 4.8. ESPECIES DE ANFIBIOS RELEVADAS EN PAJONALES NATURALES Y USOS PRODUCTIVOS DEL<br>BAJO DELTA INSULAR DEL RÍO PARANÁ. LAS MEDIDAS ROSTRO-CLOACA FUERON<br>OBTENIDAS A PARTIR DE INFORMACIÓN BIBLIOGRÁFICA (HEREDIA 2008; ZARACHO <i>ET AL.</i><br>2011; GHIRARDI & LÓPEZ 2017).....   | 114 |
| TABLA 4.9. ATRIBUTOS COMUNITARIOS PARA LOS DISTINTOS AMBIENTES ANALIZADOS EN EL BAJO<br>DELTA DEL RÍO PARANÁ A PARTIR DE LOS MUESTREOS VISUALES. ....   | 117 |
| TABLA 4.10. ATRIBUTOS COMUNITARIOS OBTENIDOS A PARTIR DE LOS MUESTREOS AUDITIVOS EN LOS<br>DISTINTOS AMBIENTES ANALIZADOS EN EL BAJO DELTA INSULAR DEL RÍO PARANÁ.....  | 118 |
| TABLA 4.11. VALORES DE LA RIQUEZA OBSERVADA (SOB), ESTIMADOR DE JACKKNIFE (MEDIA ± EE) Y<br>PORCENTAJE DEL INVENTARIO RELEVADO PARA EL MUESTREO VISUAL REALIZADO EN LOS<br>DISTINTOS AMBIENTES ANALIZADOS EN EL BAJO DELTA INSULAR DEL RÍO PARANÁ.....  | 120 |
| TABLA 4.12. VALORES DE LA RIQUEZA OBSERVADA (SOB), ESTIMADOR DE JACKKNIFE (MEDIA ± EE) Y<br>PORCENTAJE DEL INVENTARIO RELEVADO PARA EL MUESTREO AUDITIVO REALIZADO EN LOS<br>DISTINTOS AMBIENTES ANALIZADOS EN EL BAJO DELTA DEL RÍO PARANÁ.....  | 122 |
| TABLA 4.13. VALORES DE LOS AUTOVECTORES DE LOS DOS PRIMEROS COMPONENTES (CP1 Y CP2)<br>PARA LAS DISTINTAS ESPECIES ANUROS PARA EL MUESTREO VISUAL EN DISTINTOS<br>AMBIENTES DEL BAJO DELTA INSULAR DEL RÍO PARANÁ.....  | 124 |
| TABLA 4.14. VALORES DE LOS AUTOVECTORES DE LOS DOS PRIMEROS COMPONENTES (CP1 Y CP2)<br>PARA LAS DISTINTAS ESPECIES ANUROS REGISTRADAS EN EL MUESTREO AUDITIVO EN<br>DISTINTOS AMBIENTES DEL BAJO DELTA INSULAR DEL RÍO PARANÁ.....  | 126 |
| TABLA 4.15. CORRELACIÓN DE PEARSON ENTRE LAS VARIABLES AMBIENTALES SIGNIFICATIVAS<br>MEDIDAS EN LOS DISTINTOS AMBIENTES DEL BAJO DELTA INSULAR DEL RÍO PARANÁ Y LOS<br>DOS PRIMEROS EJES DEL OMI (CS1 Y CS2) PARA EL MUESTREO AUDITIVO (*P<0,05;<br>**P<0,01; ***P<0,001). ....   | 127 |



|  |     |
|--|-----|
| TABLA 4.16. PARÁMETROS DEL ÍNDICE MEDIO PERIFÉRICO (OMI) PARA LAS ESPECIES DE ANUROS REGISTRADOS EN EL MUESTREO AUDITIVO EN DISTINTOS AMBIENTES DEL BAJO DELTA DE RÍO PARANÁ. EL P VALOR PERTENECE AL TEST DE PERMUTACIÓN DE MONTE-CARLO (*P < 0,05; **P < 0,01).  | 129 |
| TABLA 4.17. VALORES DEL ÍNDICE DE DISIMILITUD DE SORESEN Y SUS COMPONENTES DE RECAMBIO (SR) Y DE ANIDAMIENTO (SAN) PARA EL MUESTREO VISUAL   | 130 |
| TABLA 5.1. VARIABLES CONSIDERADAS PARA INCORPORAR EN EL ÍNDICE DE INTEGRIDAD ECOLÓGICA.  | 147 |
| TABLA 5.2. MEDIA DE LAS VARIABLES ESTANDARIZADAS ENTRE 0 Y 1. SE MUESTRAN LOS VALORES PARA LAS VARIABLES SELECCIONADAS PARA SER INCORPORADAS AL ÍNDICE DE INTEGRIDAD ECOLÓGICA. COD: CARBONO ORGÁNICO DISUELTO, PT: FÓSFORO TOTAL, MOS: MATERIA ORGÁNICA EN SUSPENSIÓN, CHL A: CLOROFILA A, COB VEG: COBERTURA VEGETAL, OD: OXÍGENO DISUELTO, PHS: PH DEL SUELO, %H: PORCENTAJE DE HUMEDAD DEL SUELO, DA: DENSIDAD APARENTE, SCI_GIG: ABUNDANCIA DE <i>SCIRPUS GIGANTEUS</i> , DF: DIVERSIDAD FUNCIONAL, RF: REDUNDANCIA FUNCIONAL, CYN_DAC: ABUNDANCIA DE <i>CYNODON DACTYLON</i> , HA: DIVERSIDAD DE ANUROS, SA: RIQUEZA DE ANUROS, SSQ: PRESENCIA DE <i>SCINAX SQUALIROSTRIS</i> , SB: PRESENCIA DE <i>SCINAX BERTHAE</i> , IINV: ÍNDICE DE SUSCEPTIBILIDAD DE INVASIÓN, IIE: ÍNDICE DE INTEGRIDAD ECOLÓGICA, CAT: CATEGORÍA. | 151 |
| TABLA 5.3. VARIABLES CONSIDERADAS PARA EL ANÁLISIS DE INTEGRIDAD ECOLÓGICA DE LOS DISTINTOS TIPOS DE USO DEL SUELO EN EL BAJO DELTA DEL RÍO PARANÁ CON SU VALOR DE IMPORTANCIA.  | 152 |
| TABLA 5.4. ÍNDICE DE INTEGRIDAD ECOLÓGICA.   | 153 |
| TABLA ANEXO 1. VALORES MEDIOS DE NITRATOS Y NITRÓGENO TOTAL PARA LOS CURSOS DE AGUA ANALIZADOS EN EL BAJO DELTA INSULAR DEL RÍO PARANÁ.  | 165 |
| TABLA ANEXO 2. CONCENTRACIONES DE REFERENCIA DE SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN PARA EL ICOSUS (ADAPTADO DE RAMÍREZ <i>ET AL.</i> 1999).   | 166 |
| TABLA ANEXO 3. CONCENTRACIONES DE FÓSFORO TOTAL DE REFERENCIA PARA ICOTRO (RAMÍREZ <i>ET AL.</i> 1997).  | 166 |
| TABLA ANEXO 4. ESPECIES DE ANUROS CITADAS PARA EL BAJO DELTA DEL RÍO PARANÁ.   | 169 |

## Agradecimientos

Agradezco a mi director el Dr. Rubén Quintana que acompañó mi camino, participando activamente en mi formación profesional, orientándome y guiándome cuando las incertidumbres abundaban, por ayudarme con las interpretaciones ecológicas, y sobre todo por permitirme proponer mis ideas con el riesgo de equivocarme pero pudiendo aprender a partir de mis errores. Agradezco el trato de iguales en lugar de mero aprendiz que sólo sigue la línea del investigador.

Al Laboratorio de Biodiversidad, Limnología y Biología de la Conservación del Instituto de Investigación e Ingeniería Ambiental perteneciente a la Universidad Nacional de San Martín por darme el lugar de trabajo y los recursos para poder llevar adelante esta investigación.

Agradezco a todos mis compañeros y amigos del laboratorio sin los cuales hoy no estaría acá, gracias por el apoyo constante y por ayudarme a no bajar los brazos.

A Anto por acompañarme a las múltiples campañas que también sirvieron como sustento para su propia tesis de licenciatura, por permitirme ser su directora asistente en ese hermoso trabajo por su colaboración continua, esa organización increíble en el campo y esas comidas tan ricas. A todos los ayudantes de campo que vinieron a participar de las campañas y muestreos durante estos años, en especial a Juan Pombo porque a pesar de conocer lo duro de la tarea regreso en múltiples oportunidades con el mismo entusiasmo que la primera vez.

Quiero agradecer especialmente a los productores que me permitieron entrar a sus campos y en muchas ocasiones nos ofrecieron un lugar para instalar la carpa y acceder al baño. En particular agradezco a la familia Blasich por los mates compartidos, las charlas y los hermosos momentos en el Delta.

Al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) y a la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica por apoyar este trabajo, con becas y subsidios, y por el apoyo a la investigación y a la ciencia en la Argentina.

A la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales por permitirme continuar mi formación en esta casa de estudios que tanto amo.

Finalmente, pero no menos importante un agradecimiento muy especial a mi familia que siempre apoya todas mis decisiones por más locas que las consideren y siempre están presentes y al lado mío para lo que los necesite, los amo.

A Fede que si bien no estuvo durante los 5 años de esta tesis le tocó entrar en mi vida en los últimos años que son los momentos más caóticos, en los que uno deja de ser uno mismo para convertirse en una especie de zombie ambulante con el sólo objetivo de terminar la tesis! Gracias por el aguante y espero continúes en mi vida por mucho tiempo más.



## **Resumen**

La integridad de un ecosistema es un concepto que resulta esencial tener en cuenta cuando se busca hacer uso de los bienes y servicios que éste ofrece. En particular, los humedales han sido reconocidos como ecosistemas que otorgan una enorme variedad de bienes y servicios a la sociedad. Sin embargo, en la actualidad estos ambientes se encuentran entre los ecosistemas más afectados por las actividades humanas. En la Argentina, la región del Delta del Paraná es un área de alto valor ecológico dentro del territorio nacional y constituye un extenso macromosaico de humedales con una alta diversidad biológica debido a que en la zona confluyen especies de origen subtropical y de las zonas templadas circundantes. En el Bajo Delta insular, la forestación con salicáceas era, tradicionalmente, la principal actividad desarrollada, pero en las últimas décadas una importante fracción de la ganadería fue desplazada hacia estos ambientes, generando una complejidad de usos en la zona cuyo impacto en la integridad del sistema se desconoce. Por estos motivos, en el presente estudio se busca profundizar el conocimiento sobre las consecuencias que tiene la diversidad de modalidades productivas actuales sobre la misma. Para ello se consideraron cuatro compartimientos de dicha integridad: dos componentes abióticos (agua y suelo) y dos bióticos (vegetación y anuros). Para analizar el componente agua se tomaron tres puntos en cuatro cursos lineales de agua (canales o arroyos naturales) inmersos en una matriz dominada por cada uno de los ambientes analizados. Para el resto de los componentes se seleccionaron forestaciones de álamo adulta (10-14 años) y joven (3-5 años) con y sin ganado, campos ganaderos y un ambiente natural (pajonal) como control. En todos los casos el muestreo fue estacional entre 2013 y 2016. En ambos componentes abióticos (agua y suelo), la combinación de los usos productivos considerados (forestal y ganadero) parecería presentar un efecto aditivo o sinérgico sobre las variables analizadas, presentando la menor calidad de agua y suelo en los ambientes con ambas producciones combinadas. En el caso de los componentes bióticos se observó un aumento considerable de especies de hábitos terrestres tanto vegetales como de

anuros. Dos especies de anuros (*Scinax squalirrostris* y *Scinax berthae*) fueron casi exclusivas del pajonal. Además, en el caso de la vegetación, se evidencia un aumento de especies exóticas en todos los usos respecto del ambiente natural. Es importante destacar que si bien existen efectos propios y atribuibles al tipo de producción, también hay prácticas de manejo globales relacionadas sobre todo al control del agua que influyen drásticamente en estos ambientes donde el ciclo hidrológico y las inundaciones frecuentes son un factor preponderante para su mantenimiento como un ecosistema funcional. Los resultados alcanzados en el presente estudio aportan al conocimiento de los efectos de las distintas modalidades productivas sobre distintos componentes de la integridad ecológica de los humedales en el Delta del río Paraná y contribuirán a la planificación ambiental territorial del Delta con miras a un desarrollo sustentable que posibilite el mantenimiento conjunto de la estructura y funcionamiento del sistema (y su consiguiente provisión de bienes y servicios) con las actividades productivas desarrolladas.

## **Ecological integrity of wetlands under different production systems in the Lower Delta of the Parana River**

### **Abstract**

The integrity of an ecosystem is a concept that is essential to have in mind when seeking to make use of the goods and services that it offers. In particular, wetlands have been recognized as ecosystems that provide a huge variety of goods and services to society. However, these environments are now among the ecosystems most affected by human activities. In Argentina, the Paraná Delta region is an area of high ecological value within the national territory and constitutes an extensive macromosaic of wetlands with a high biological diversity due to the fact that in the zone converge species of subtropical origin and of the surrounding temperate zones. In the Lower Delta island, afforestation with salicaceae was traditionally the main activity developed, but in the last decades an important fraction of the livestock was displaced towards these environments, generating

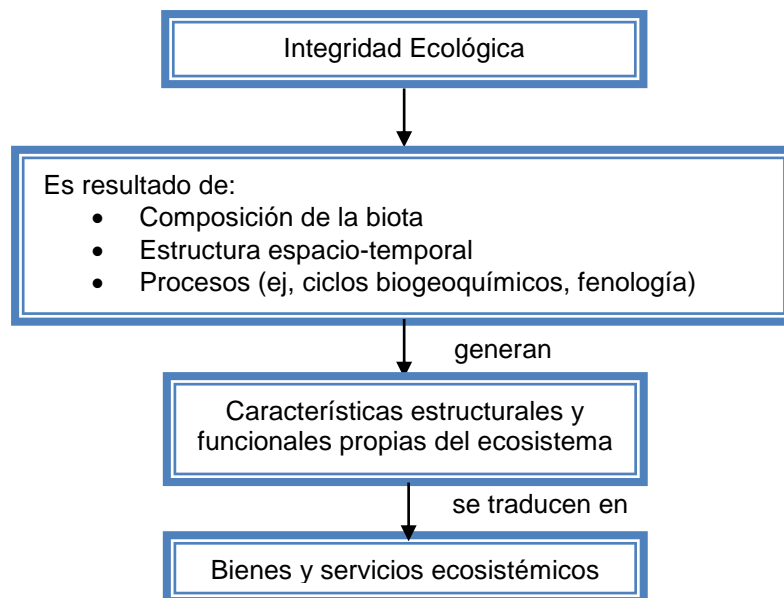
a complex of uses in the zone whose impact on the integrity of the system is unknown. For these reasons, the present study seeks to deepen knowledge about the consequences of the diversity of current productive modalities on it. For this purpose, four compartments were considered: two abiotic components (water and soil) and two biotics (vegetation and anurans). In order to analyze the water component, three points were taken in four linear courses of water (natural channels or streams) immersed in (10-14 years) and young (3-5 years) with and without livestock, livestock fields and a natural environment (pajonal) as control. In all cases the sampling was seasonal between 2013 and 2016. In both abiotic components (water and soil), the combination of productive uses considered (forest and livestock) would seem to have an additive or synergic effect on the analyzed variables, presenting the lowest quality of water and soil in the environments with both productions combined. In the case of the biotic components, there was a considerable increase in both plant and anuran terrestrial species. Two species of anurans (*Scinax squalirrostris* and *Scinax berthae*) were almost exclusively of the pajonal. In addition, in the case of vegetation, there is evidence of an increase in exotic species in all uses relative to the natural environment. It is important to note that although there are specific effects attributable to the type of production, there are also global management practices related mainly to water control that drastically influence these environments where the hydrological cycle and frequent flooding are a preponderant factor for their maintenance as a functional ecosystem. The results obtained in the present study contribute to the knowledge of the effects of the different productive modalities on different components of the ecological integrity of the wetlands in the Delta of the Paraná river and will contribute to the territorial environmental planning of the Delta with a view to a sustainable development that allows the joint maintenance of the structure and operation of the system (and its consequent supply of goods and services) with the productive activities developed.

# Capítulo 1. Presentación del trabajo

## 1.1 *Marco conceptual*

La integridad de un ecosistema es un concepto que resulta imprescindible cuando se busca hacer uso sustentable de los bienes y servicios que éste ofrece. Sin embargo, existen múltiples definiciones del término en función de lo planteado por diferentes autores. En este sentido, Westra *et al.* (2000) afirman que a pesar de ser un concepto que resulta familiar y fundamental, no se ha logrado aún una definición clara. Karr and Dudley (1981) la definen como la capacidad de un sistema de soportar y mantener una comunidad de organismos balanceada, integrada, adaptable, con una composición de especies, diversidad y organización funcional comparable a la de los hábitats naturales de la región en donde se encuentre. Adaptando esta última definición, Parrish *et al.* (2003) suman la idea de que un sistema tiene integridad o es viable cuando sus características ecológicas dominantes (por ejemplo, elementos de composición, estructura, función y procesos ecológicos) tienen lugar dentro de sus rangos naturales de variación y puede resistir y recuperarse de la mayoría de las perturbaciones impuestas por la dinámica ambiental natural o por disturbios antrópicos. Otros autores se refieren a ella como un concepto que abarca componentes estructurales y funcionales de los ecosistemas, y está estrechamente relacionado con la integridad y estabilidad de las comunidades bióticas (Özkundakci *et al.* 2014). Kay (1991), por su parte, la define en base a las leyes de la termodinámica refiriéndose a ella como la capacidad de un ecosistema de alcanzar y mantener un punto operativo óptimo, es decir, un estado donde las fuerzas desorganizadoras del cambio ambiental externo y las fuerzas termodinámicas organizadoras se equilibran. Un ejemplo de esto es una comunidad clímax que representa un equilibrio temporal. Sin embargo, durante el tiempo evolutivo nuevas especies entrarán en la ecuación, al igual que los nuevos fenómenos ambientales, y esto dará lugar a una nueva comunidad clímax, es decir, un

nuevo punto de funcionamiento óptimo. Equihua Zamora *et al.* (2014) retoman este concepto y plantean que la integridad ecológica surge de los procesos de auto-organización (ciclos biogeoquímicos, cambios espacio-temporales, etc.) derivados de mecanismos termodinámicos que operan a través de la biota existente localmente, así como de la energía y los materiales a su disposición, hasta alcanzar puntos operativos óptimos que no son fijos, sino que oscilan según varíen las condiciones físicas o se produzcan cambios en la biota. Estos autores señalan que aunque los procesos de auto-organización pueden desembocar en condiciones muy diversas, *“los ecosistemas muestran a los ojos de la experiencia humana una cierta constancia como configuraciones identificables”* y tales configuraciones se asocian con los servicios ecosistémicos que brindan. Un ecosistema con un alto nivel de integridad continuará evolucionando y desarrollándose dándole al sistema su capacidad de resiliencia (Figura 1.1).

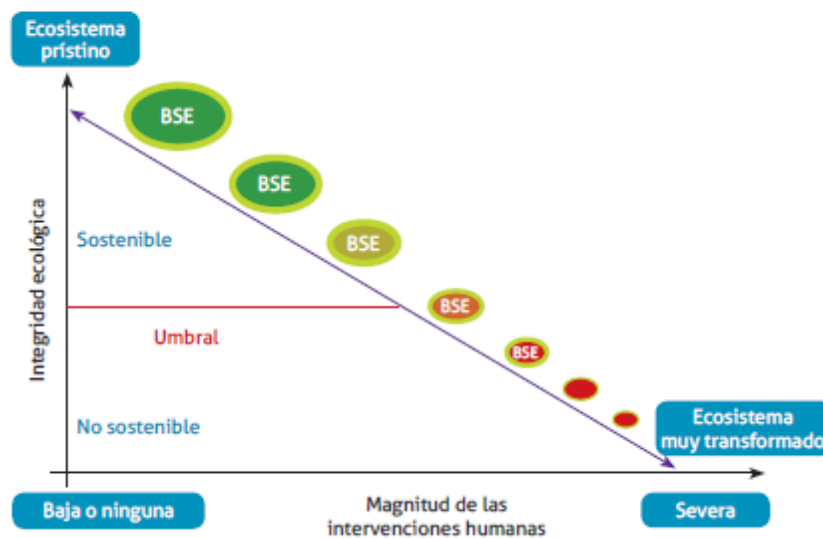


**Figura 1.1. Esquema conceptual de la relación entre la integridad ecológica de un sistema como resultado de la biota presente localmente y acorde con las existencias de materiales y energía. Esto se refleja en la relación entre las variables estructurales y funcionales observables que y la generación de bienes y servicios ecosistémicos (adaptado de Equihua Zamora *et al.* 2014).**

En este contexto, se asume que la integridad tiene frecuentemente un máximo en la condición más alejada de la intervención humana y un mínimo en ambientes mayormente alterados. Asociado a esto, existe un umbral para el cual la provisión de



bienes y servicios puede verse comprometida. La figura 1.2 muestra la relación entre la integridad ecológica y la generación de bienes y servicios por parte de un ecosistema. A medida que la magnitud de las intervenciones humanas se incrementa, este umbral puede ser superado y por consiguiente el ecosistema pierde su capacidad de proveer bienes y servicios a la sociedad (Quintana *et al.* 2014).



**Figura 1.2.** Relación entre integridad ecológica y generación de bienes y servicios ecosistémicos (BSE).  
(Fuente: Quintana *et al.* 2014 modificado de Karr 2000).

En particular, los humedales han sido reconocidos como ecosistemas que otorgan una enorme variedad de bienes (e.g., productos alimenticios, forraje para ganadería, materiales para la construcción, etc.) y servicios (e.g., amortiguación de inundaciones, provisión y purificación de aguas, entre otros) a la sociedad. Desde el punto de vista funcional, estos sistemas también tienen una importancia fundamental en el mantenimiento de la integridad de los ecosistemas vecinos, por ejemplo, reteniendo y exportando nutrientes, acumulando sedimentos y controlando procesos erosivos. Además, cumplen un papel clave en el ciclo de vida de muchas especies tanto vegetales como animales, constituyendo hábitats críticos para las mismas (Keddy 2010; Minotti *et al.* 2010; Bedford *et al.* 2011). Actualmente se reconoce la importancia de los humedales a nivel mundial y se ha estimado que, junto con los ecosistemas costeros, los humedales involucran el 40% del total de servicios que se estima proveen los ecosistemas del

planeta (Costanza *et al.* 1997). Sin embargo, en la actualidad estos ecosistemas se encuentran entre los más afectados por las actividades humanas (Gardiner 1994; Jones *et al.* 1995; Gardner *et al.* 2015).

En la Argentina, la región del Delta del Paraná es un área de alto valor ecológico dentro del territorio nacional y constituye un extenso macromosaico de humedales (Malvárez 1999), con una alta diversidad biológica debido a que en la zona confluyen tanto especies de origen subtropical que descienden por los corredores que constituyen los ríos Paraná y Uruguay y de las zonas templadas circundantes (Quintana & Bó 2011). En la porción más austral de la región, denominada “Bajo Delta insular”, la forestación con salicáceas era, tradicionalmente, la principal actividad económica (Sica 2016). Sin embargo, en las últimas décadas y debido a la reciente expansión de los cultivos anuales intensivos en la región central de la Argentina (Paruelo *et al.* 2006), una importante fracción de la actividad ganadera fue desplazada hacia estos ambientes, generando una complejidad de usos en la zona cuyo impacto en la integridad del sistema se desconoce. Surgen en este contexto sistemas de ganadería extensiva pura en pastizales (“a cielo abierto”) y modalidades que combinan ambas producciones en sistemas foresto-ganaderos (Quintana *et al.* 2014). En el caso de la ganadería, su desarrollo fue beneficiado por la elevada productividad natural de estos ambientes, sumada a un prolongado período de aguas bajas que predominó en los últimos años. La intensificación en el sistema pecuario introdujo una serie de efectos sobre la estructura y funcionamiento de los humedales afectando a la vegetación y la fauna de manera similar a lo que ocurre en otros ecosistemas pero con poca información de su efecto sobre el suelo y el agua (Petchey & Gaston 2002; Herkovits & Perez-Coll 2003; Reeves & Champion 2004; Magnano 2017). Por otro lado, el efecto de la nueva modalidad foresto-ganadera ha sido poco estudiado para la región (Casaubon *et al.* 2016) pero se ha visto que en otros ecosistemas o regiones del mundo esta resulta más beneficiosa para el ecosistema que las actividades por separado (Evans & Turnbull 2004; Jose 2009).

Asociado a estas múltiples actividades se introducen una serie de acciones sobre el ambiente como la realización de obras para el manejo del agua (endicamientos, canalizaciones y zanjeos) así como rellenados y drenado que modifican drásticamente las condiciones originales del humedal(Sica 2016).

Por estos motivos, en el presente estudio se busca profundizar el conocimiento sobre las consecuencias que tiene la diversidad de modalidades productivas actuales sobre la integridad ecológica de estos humedales considerando aspectos estructurales y funcionales del suelo, el agua, la vegetación y las comunidades de anuros. Los resultados obtenidos contribuirán a la planificación ambiental territorial del Bajo Delta con miras a un desarrollo sustentable que posibilite el mantenimiento conjunto de la estructura y funcionamiento de este humedal (y su consiguiente provisión de bienes y servicios) con las actividades productivas desarrolladas.

### **1.1.1 Objetivo general**

El objetivo general del presente trabajo es analizar los efectos de las distintas modalidades productivas (sistemas forestales, ganaderos, o foresto-ganaderos) y sus transformaciones asociadas sobre la integridad ecológica de los humedales del Bajo Delta Insular del Río Paraná.

### **1.1.2 Objetivos específicos**

Para cumplimentar con el objetivo general, se plantea analizar y evaluar estacionalmente distintos compartimientos ecosistémicos, comparando sitios sometidos a las distintas modalidades productivas respecto a áreas en las cuales todavía se encuentran humedales naturales. Particularmente, se plantea en este estudio:

- 1) Analizar y evaluar estacionalmente la calidad del agua en sitios sometidos a las distintas modalidades productivas y en sitios naturales.

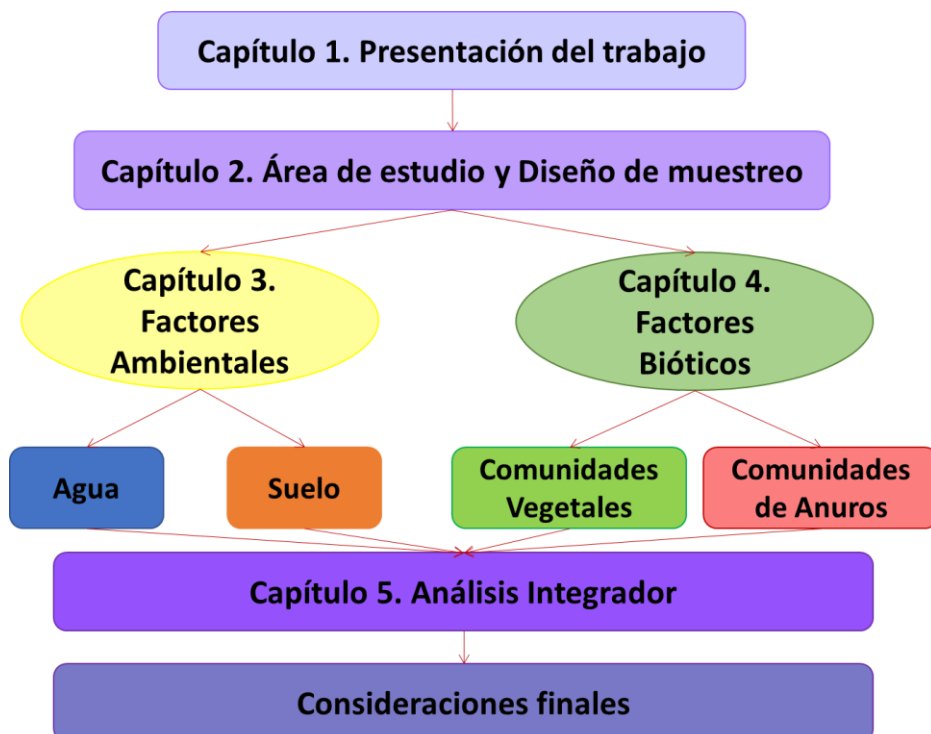
2) Analizar y evaluar como las distintas modalidades productivas (y sus transformaciones asociadas) afectan las condiciones originales del suelo de este humedal.

3) Analizar en sitios sometidos a las distintas modalidades productivas y sitios naturales las características estructurales y funcionales de la vegetación y evaluar estacionalmente los cambios como resultado de la aplicación de dichas actividades.

4) Analizar y evaluar como las distintas modalidades productivas afectan la estructura de las comunidades de anuros.

## ***1.2 Estructura de la tesis***

La tesis se estructura en 5 capítulos (figura 1.3).



**Figura 1.3.** Estructura general de la tesis

En el primer capítulo se describe el marco conceptual en que se basó el presente estudio, haciendo hincapié en la importancia de considerar el mantenimiento de la integridad ecológica de los ecosistemas naturales (en este caso particularmente los humedales) y su alteración como consecuencia de los cambios en el uso del suelo. También en este capítulo se plantean el objetivo general, los objetivos específicos, las hipótesis y las predicciones asociadas al presente estudio y la estructura de la tesis.

El capítulo 2 se focaliza en el área de estudio, en el cual se describe las características climáticas, edáficas, hidrológicas así como los usos de la tierra que se llevan a cabo en la misma. Además, se describe el diseño de muestreo general así como los ambientes considerados en el trabajo.

Los capítulos 3 y 4 analizan los componentes de la integridad ecológica considerados en el presente trabajo, divididos en Factores Ambientales (Agua y Suelo) en el capítulo 3 y Factores Bióticos (Comunidades vegetales y Comunidades de Anuros) en el capítulo 4. En cada capítulo se describen los efectos de cada una de las modalidades productivas consideradas sobre estos componentes de la integridad ecológica en forma individual desde diferentes aspectos estructurales y funcionales.

En el capítulo 5 se discuten conjuntamente los resultados obtenidos en los capítulos 3 y 4 a fin de analizar conjuntamente los efectos de las distintas modalidades productivas sobre la integridad ecológica de los humedales de la región.

Por último, se especifican las consideraciones finales del trabajo.

## Capítulo 2. Área de estudio y Diseño de muestreo

### 2.1 Área de estudio

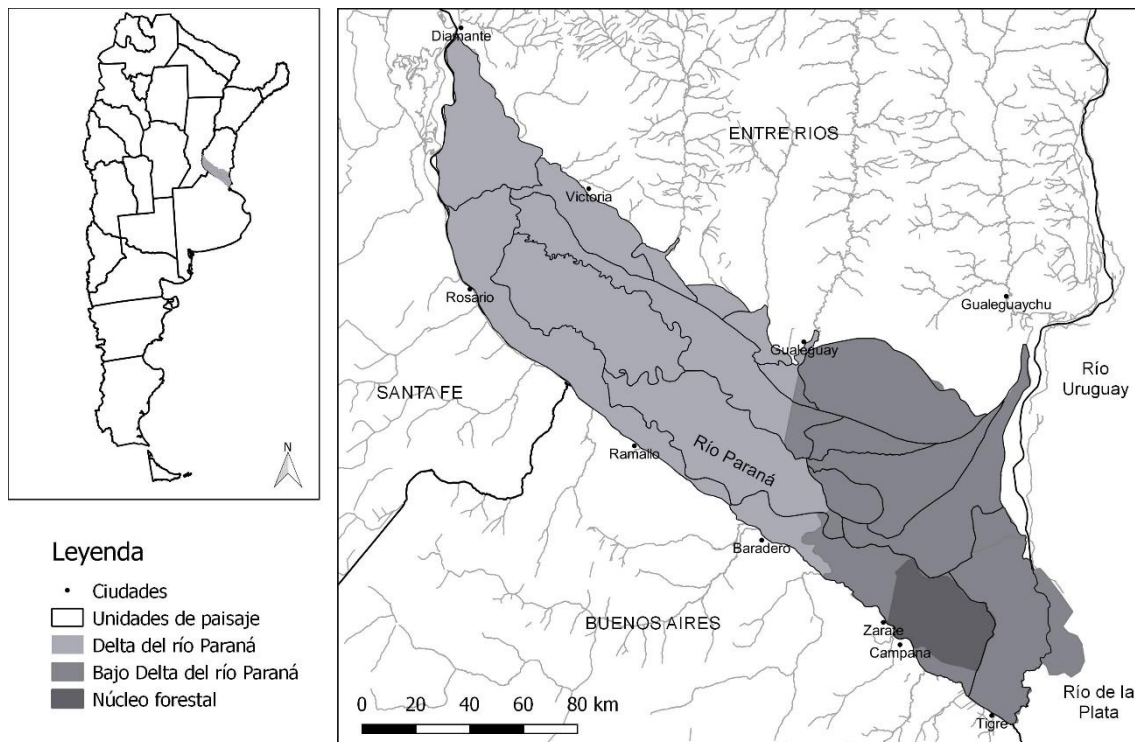
#### 2.1.1 Humedales fluviales del Delta del Paraná

Los humedales son ecosistemas que se encuentran temporal o permanentemente anegados y en donde el agua es el factor primario que controla al ambiente, así como a la vida vegetal y animal asociada (Malvárez & Bó 2004). El régimen hidrológico puede ser muy variable en cuanto a la frecuencia e intensidad de la inundación o anegamiento, permanencia y tasa de recambio del agua. Los humedales se distinguen por las características particulares de sus suelos, que reflejan la dinámica hidrológica local, y por la presencia de plantas adaptadas a las condiciones de inundación o de alternancia de períodos de exceso y déficit hídrico. De esta manera, los humedales no son necesariamente transiciones (ecotonos) entre los sistemas acuáticos y terrestres, sino que poseen características estructurales y funcionales propias (Kandus *et al.* 2006).

Uno de los mosaicos de humedales más importantes de la Argentina es la región del Delta del Paraná, el último de una cadena de macrosistemas de humedales dulceacuícolas (*sensu* Neiff *et al.* 1994) que se emplazan a lo largo del eje fluvial Paraguay-Paraná y que comienzan en Brasil con el gran Pantanal y continúan con los humedales asociados al curso del río Pilcomayo, los Esteros del Iberá, los bajos submeridionales, la misma planicie de inundación del Paraná Medio y el Delta del Paraná (MAGyP 2011). Este último se extiende a lo largo de los 300 km finales de la Cuenca del Río Paraná, entre los 32° 04' S y 60° 38' 60" O, al sur de la ciudad de Diamante (Entre Ríos) y 34° 19' 12.09" S y 58° 27' 48.46" O en las cercanías de la ciudad de Buenos Aires (Figura 2.1).

De acuerdo al origen geomorfológico, las condiciones hidrológicas y la composición y configuración de los ambientes que lo componen, en la región se distinguen al menos 9

unidades de paisaje que reflejan la elevada heterogeneidad de la región (Malvárez 1999).



**Figura 2.1.** Ubicación del Delta del río Paraná en Argentina y en particular del Bajo Delta, mostrando el área de estudio de la presente tesis (núcleo forestal).

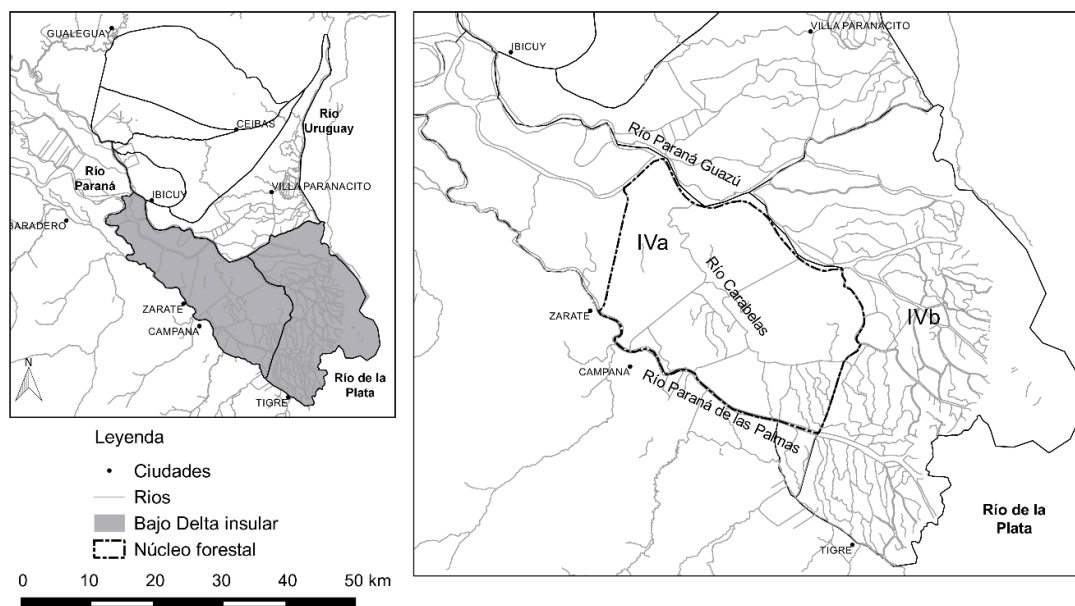
Su alta diversidad biológica y ambiental así como los procesos ecológicos y biogeoquímicos que en la región del Delta se desarrollan dependen del mantenimiento de los ciclos de inundación y sequía. Es a estos ciclos que se subordina la oferta de bienes y servicios que brindan los humedales de esta región (Kandus *et al.* 2011b). La misma se caracteriza por un perfil biogeográfico particular ya que se trata de una intrusión subtropical en una región templada. Como consecuencia de ello, especies de linaje tropical y subtropical que avanzan hasta el Delta por los corredores de los ríos Paraná y Uruguay pueden establecerse y coexistir con especies típicas de las zonas templadas aledañas (Ringuelet 1961). El sector más austral de este sistema corresponde al Bajo Delta, que cubre una superficie aproximada de 7.500 km<sup>2</sup> (Figura 2.1) y se divide en el Bajo Delta no Insular, al sur de la provincia de Entre Ríos y el Bajo Delta Insular (320.000 ha), en la porción norte de la provincia de Buenos Aires y al sur

de la de Entre Ríos. Este último se corresponde con la unidad de paisaje: Pajonales y bosques de las islas deltaicas (Kandus *et al.* 2006).

### **2.1.2 El Bajo Delta Insular**

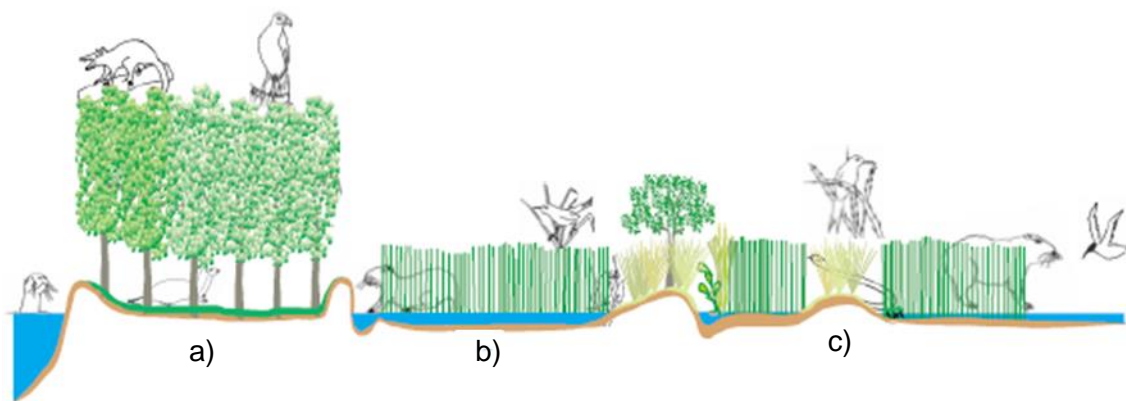
Constituye una llanura deltaica en activo crecimiento por la formación de nuevas islas sobre el estuario del Río de la Plata. Incluye a todas las islas que tienen una morfogénesis estrictamente deltaica. Esto es, aquellas que se formaron por el depósito de sedimentos traídos por el río Paraná, los cuales precipitan al entrar en contacto con el estuario del Río de la Plata (Borodowski & Suárez 2005; Biondini & Kandus 2006). Las islas poseen una típica forma de “cubeta”, con un borde relativamente elevado (albardón) que acompaña a los cursos de agua. En este borde se ubicaba un bosque ribereño de alta biodiversidad llamado "Monte Blanco" (Burkart 1957), el cual, actualmente, ha sido sustituido casi por completo por forestaciones comerciales, permaneciendo solo como parches relictuales en una matriz forestal (Kalesnik *et al.* 2008). El interior de las islas, anegado temporaria o permanentemente, presenta una extensa cobertura de juncuales y pajonales. En la actualidad, grandes áreas de estos bajos han sido drenados o endicados para el desarrollo de plantaciones forestales de salicáceas (álamo y sauce) y más recientemente, por pastizales ganaderos (Quintana & Bó 2011).





**Figura 2.2.** Ubicación del Bajo Delta Insular del río Paraná mostrando las unidades de paisaje que lo conforman y el Núcleo Forestal (área de estudio).

Las características ecológicas de las islas de este subsistema son el resultado de la acción conjunta de procesos fluviales (régimen hidrológico de los ríos) y costeros (oleaje y mareas) que determinan un gradiente de influencia fluvial-estuariáica que se expresa en la presencia de diferentes comunidades vegetales (Kandus 1997). Este gradiente permite identificar dos grandes subunidades denominadas “Planicie deltaica” (IVa) y “Delta frontal” (IVb) (Kandus *et al.* 2006). El área de estudio del presente trabajo se localizó en la primera de dichas subunidades (Figura 2.2), ubicada en la porción más septentrional de la región, con una mayor influencia fluvial y conformada por islas de gran extensión, con amplias superficies de bajos permanentemente inundados surcados por arroyos ciegos y extensos albardones que las rodean (Fig.2.3). El Delta frontal está conformado por islas de menor tamaño, definidas por los cursos de agua que se abren como un abanico desde los ríos principales y con gran influencia de las mareas del río de la Plata.



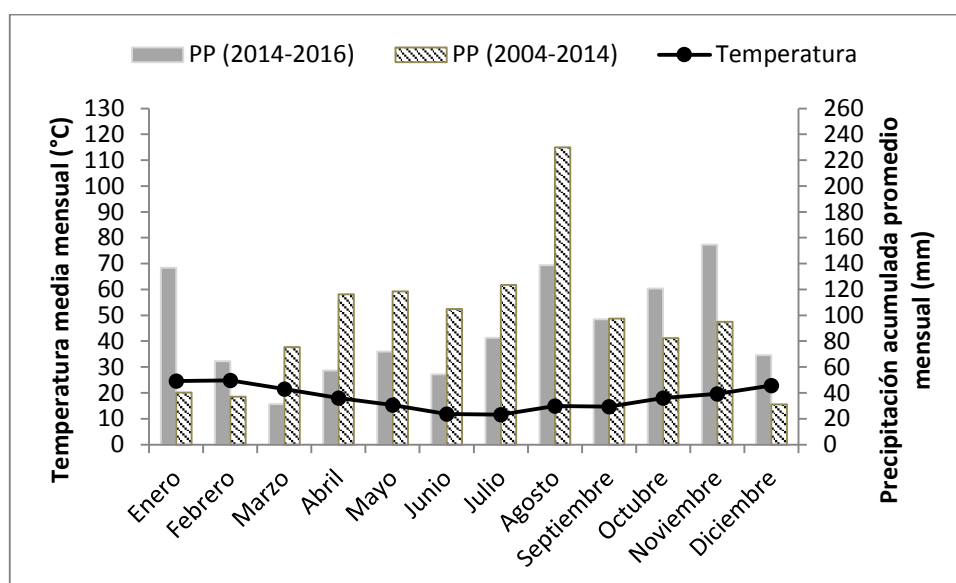
**Figura 2.3.** Perfil de una isla típica de la unidad IVa mostrando los principales tipos de ambientes: a) forestación de sauce y álamo endicada; b) juncal; c) Espira de meandro. Algunas especies de fauna representativas (de izquierda a derecha): Lobito de río; Comadreja overa; Hurón chico; Taguató; Coipo; Junquero; Rana Criolla; Pajonalera de Pico Curvo; Culebra verde; Carpincho; Gaviota capucho café. (Fuente: Kandus *et al.* 2006).

### 2.1.3 Clima

La región se caracteriza por poseer un clima templado con lluvias todo el año y temperatura media del mes más cálido superior a 22 °C (Malvárez 1999). El invierno es la estación más fría y seca mientras que el verano es la estación más cálida y lluviosa. Las temperaturas medias anuales oscilan alrededor de los 17 °C, con temperaturas mínimas medias de 6 °C y máximas medias de 30 °C. Las heladas son frecuentes en otoño e invierno (INTA 1989). Sin embargo, en la zona de islas se conforma un microclima algo más cálido y húmedo debido a la gran cantidad de agua que acarrear los ríos de la región (principalmente el río Paraná) y las extensas zonas normalmente anegadas de la llanura aluvial que producen un efecto moderador en la temperatura. Se reduce la amplitud térmica diaria y el número de días con heladas (Hoffman y García 1968). En términos generales, se trata de un clima caracterizado por la ausencia de temperaturas extremas y donde, si bien las precipitaciones son más abundantes en los meses más cálidos, la mayor evapotranspiración durante los mismos determina un período con potenciales limitaciones de agua sin llegar a registrarse situaciones de déficit hídrico (Kalesnik & Kandel 2004). El total de las precipitaciones anuales es de alrededor de 1000 mm (Servicio Meteorológico Nacional 1980). El fenómeno de El Niño Oscilación del Sur (ENSO) puede provocar eventos inusuales de inundación con

características extremas en cuanto a su intensidad, duración y distribución (Kandus *et al.* 2011a).

Históricamente para la última década se observa que los meses de verano (diciembre-febrero) fueron más secos ya que la precipitación media acumulada fue menor a la temperatura media para ese período (Figura 2.5). En el caso del período de estudio, se ve que la relación se invierte resultando en meses más húmedos que lo históricamente registrado.



**Figura 2.4.** Climatograma del Bajo Delta del Paraná. Las barras grises representan la precipitación acumulada promedio mensual para el período de estudio (2014-2016), las barras rayadas representan la precipitación acumulada promedio mensual para el período de 2004-2014, ambos con el eje a la derecha y los puntos unidos con líneas representan la temperatura media mensual con el eje a la izquierda.

Los meses con menores precipitaciones acumuladas fueron de febrero a julio mientras que de agosto a enero se registraron las precipitaciones más importantes.

#### 2.1.4 Suelos

Los suelos de la región son hidromórficos de origen aluvial y relativamente jóvenes, con sedimentos depositados durante el Holoceno en la mayoría de su superficie (Bonfils 1962; Gómez & Ferrao 1986). Los Entisoles constituyen la clase de suelos dominante (Soil Survey Staff 2010) sujetos a un régimen ambiental Fluvico y Acuico (Ceballos 2011). El pH es muy bajo, ideal para plantaciones forestales de salicáceas (SAGPyA 2001). Las porciones deprimidas presentan suelos de los tipos Haplacuentaérico y

Haplacuelhístico, los que se caracterizan por altos contenidos de materia orgánica (hasta 40%), relaciones carbono/nitrógeno altas (mayores a 16) y bajos valores de pH (entre 4 y 5). Kandus and Malvárez (2004) encontraron que los sitios con bajos valores de pH estuvieron previamente dominados por limos y arcillas. La acumulación de carbono orgánico en los suelos de los sectores bajos de las islas así como su mayor acidez relativa se deben a que la degradación de la materia orgánica es baja (fundamentalmente por las condiciones anaeróbicas dominantes durante el sostenido período de anegamiento). En estos ambientes, las capas de materia orgánica pueden llegar a tener 30 cm de espesor y contener unas 61 tn de carbono. ha<sup>-1</sup>. Su principal fuente es el material transportado en suspensión por el río e ingresado al interior de las islas durante los períodos de inundación. Los materiales originales corresponden a texturas medias, principalmente franco-arenosas y franco-areno-limosas. Los mismos provienen del retrabajo de las arenas y limos y, en algunos casos, de sedimentos marinos (determinando la ocurrencia de suelos con altas concentraciones de sodio). Estos sedimentos, predominantemente finos, presentan una adecuada capacidad para el almacenamiento de iones y nutrientes (Neiff & Malvárez 2004).

### **2.1.5 Manejo del agua**

Dado que la frecuencia natural de inundaciones en el Delta del Paraná torna no sustentable la producción agropecuaria, los productores han desarrollado técnicas de manejo del agua y de sistematización de las tierras. En su estado natural, esta región no presenta una buena aptitud para el desarrollo de plantaciones de Salicáceas ni para la actividad ganadera debido a las condiciones de anegamiento excesivo. Por lo tanto, antes de la siembra se debe realizar un control del agua a través del drenaje y la construcción de canales o diques a lo largo del perímetro de las áreas a ser plantadas (Ceballos 2011; Fracassi *et al.* 2017). El sistema tradicional consiste en la apertura de canales o zanjás conectadas con algún curso de agua que facilitan el escurrimiento de los excedentes hídricos provocados por desbordes de los ríos y repuntes de las mareas.

Pueden ser simples zanjas que atraviesan las plantaciones (de ancho menor que 3 m), o canales (con anchos entre 5 y 20 m) que rodean a las mismas y las atraviesan (MAGyP 2011).

Sin embargo, la expansión de la actividad frutícola y posteriormente forestal, con la implantación de híbridos de mayor rendimiento pero con menor tolerancia a las inundaciones, junto con mayores requerimientos de calidad y sostén de la cantidad de producción, incentivaron el desarrollo de obras de defensa que regularan o impidieran el ingreso de las aguas en las plantaciones (Kandus & Minotti 2010). De este modo hoy en día se realizan técnicas como atajarrepuntes, endicamientos o “pólderes”, es decir, diques o terraplenes contruidos en torno a superficies que se desean preservar con fines productivos (forestales, ganaderos o foresto-ganaderos) cuya función primaria es evitar el ingreso del agua (Kandus *et al.* 2011b; Quintana *et al.* 2014). Muchos de ellos son transitables con vehículos motorizados, constituyendo parte de la red de caminos actualmente existente dentro de las islas.

### **2.1.6 Principales sistemas productivos: Plantaciones forestales, ganadería y sistemas foresto-ganaderos**

El Delta contiene las mayores plantaciones de salicáceas del país (Petray 2000), concentrándose el 60% en la porción del Delta Insular, con un 75% de forestaciones de sauce (*Salix babylonica*, *S. nigra* y sus híbridos) y un 25% de álamo (*Populus nigra*, *P. deltoides* y sus híbridos) (Borodowski 2006).

En la actualidad, la forestación con especies de salicáceas es la principal actividad productiva del Bajo Delta Insular (SAGPyA 1999; Casaubon *et al.* 2001), aunque ocupa aproximadamente el 50% de la superficie plantada respecto a 1979 (58 km<sup>2</sup>) y a un 20% respecto a la superficie total del Bajo Delta (Borodowski & Suárez 2005). En el 2005 la superficie forestada fue de unas 58.000 ha mientras que actualmente se estima en unas 80.000 ha de las cuales unas 60.000 se encuentran bajo manejo (MAGyP 2010; Sica 2016). Esta cifra, sin embargo, no es homogénea en el paisaje ya que actualmente la

mayor concentración de forestaciones activas se encuentra en el denominado “Núcleo Forestal” localizado en el sector de islas de los partidos de Campana y San Fernando (Figura 2.2).

En cuanto a los objetivos de plantación de salicáceas, las mismas son utilizadas en gran parte para la fabricación de distintos tipos de papel y cartón y para la realización de tableros de aglomerado, principalmente el sauce. La implantación de cada una de estas dos especies forestales requiere obras de sistematización y manejo silvícola diferentes, lo que determinaría un impacto diferencial sobre la biodiversidad según la especie considerada. Las plantaciones varían en densidad, con espaciamientos de 3 x 2 m o 3 x 3 m cuando el objetivo es triturado (generalmente de sauce). Los álamos, sin embargo, son preferidos para madera de debobinado y aserrado, por lo que el espaciamiento entre individuos varía entre 6 x 2 m, 6 x 4 m y 6 x 6 m, aunque puede haber casos con distanciamientos de 5 x 5 m. En cuanto a los cuidados de estas especies, se puede mencionar la poda de formación (aunque no es una práctica generalizada para el sauce) (Cerrillo & Ortiz 2009), la limpieza del terreno a través de guadaño y el aplastamiento de malezas con rolo (Fracassi 2012). Además, se caracterizan por estar sometidos a prácticas particulares de manejo relacionadas con el uso del fuego, de agroquímicos y del suelo al igual que en otras partes del mundo (Evans & Turnbull 2004; Chungu *et al.* 2010), las cuales también pueden amenazar a la biodiversidad nativa (Heywood & Watson 1995; Tschardtke *et al.* 2012).

Como actividad complementaria con la producción forestal, en los últimos años muchos productores (tanto pequeños como medianos y grandes) incorporaron la actividad ganadera (Quintana *et al.* 2014). La región del Delta del Paraná se caracteriza por presentar dos componentes fundamentales para el apropiado desarrollo de la ganadería: la presencia de un buen suministro de agua apta para el consumo animal y la existencia de extensas áreas con alta abundancia de especies forrajeras nativas de excelente calidad (Quintana *et al.* 2014; Rossi *et al.* 2014; Magnano 2017). En el caso particular de estas últimas, las comunidades de pastizales del Delta del Paraná

presentan una gran riqueza de especies que son una importante fuente natural de forraje tanto para la fauna silvestre –como el ciervo de los pantanos (*Blastocerus dichotomus*), el carpincho (*Hydrochoerus hydrochaeris*) y el coipo o falsa nutria (*Myocastor coypus*), entre otras– como para el ganado doméstico. Estudios realizados han demostrado que muchas especies típicas de los bañados del Delta son aptas para el buen desarrollo de la ganadería, dado que superan los valores de contenido de proteína bruta y digestibilidad necesarios para que un forraje sea considerado de buena calidad (Quintana *et al.* 2014). Inicialmente y hasta hace unas pocas décadas atrás, predominaba en la región la “ganadería de islas”, la cual era extensiva e involucraba una baja carga animal con un marcado carácter estacional (Quintana *et al.* 2014). Durante los meses cálidos (veranada), coincidente con el período de aguas bajas, los animales eran introducidos en las islas para su engorde con la vegetación nativa, retirándolos de las mismas y llevándolos hacia establecimientos relativamente cercanos ubicados en el continente en otoño. Este sistema productivo, en cierta medida adaptado a la dinámica de estos humedales, permaneció más o menos estable hasta las últimas décadas del siglo XX, momento en el cual se produce un cambio importante en la modalidad productiva ganadera del Delta asociada a las modificaciones en la matriz productiva del país, particularmente en la región pampeana, en donde se generó una profundización del proceso de “agriculturización” (Paruelo *et al.* 2006; González *et al.* 2008). Esto sumado a la proximidad de la región a los grandes centros urbanos e industriales del país y la incorporación de grandes obras de infraestructura favorecieron el creciente uso de las tierras insulares para la ganadería. Esto provocó que la ganadería bovina en el Delta pasara de un sistema estacional y de baja carga a uno permanente y de alta carga (Quintana *et al.* 2014).

Originalmente, esta actividad se llevó a cabo en el Delta Medio y Superior y en la porción no insular del Delta Inferior mientras que en el Bajo Delta Insular su desarrollo es más reciente y, en general, se realiza conjuntamente con la actividad forestal, aunque en los últimos años también han comenzado a establecer predios dedicados exclusivamente

a la actividad pecuaria. Esto último debido al mayor valor de mercado de la carne en relación con la madera y al menor tiempo de espera necesario para colocar los productos (Quintana *et al.* 2014).

La modalidad de pastoreo predominante es continua o alternada, con rotaciones temporales entre rodales. La receptividad anual ganadera en los campos varía entre 0,3-0,5 EV/ha.año y 0,7-1 EV/ha.año. Asociada a esta actividad también se suele complementar el pastoreo del pastizal natural con pasturas implantadas y eventualmente verdeos (Quintana *et al.* 2014). Este cambio ha transformado la región en un sistema foresto-ganadero, donde la ganadería cumple la función de controlar los riesgos de incendios accidentales por consumo de biomasa forrajera combustible del sotobosque (Quintana *et al.* 2014).

## **2.2      *Diseño de muestreo***

El sitio elegido para el estudio es el Núcleo Forestal de la Zona de Islas de los partidos bonaerenses de Campana y San Fernando (Buenos Aires), caracterizado por la actividad forestal intensiva bajo diques, con la posterior incorporación de ganado vacuno en sistemas mixtos o solo ganaderos. Estos ambientes se caracterizan por poseer una extensa red de canales, zanjias y sangrías, así como la presencia de bombas y compuertas que permiten el drenado de los campos o la entrada de agua cuando es necesario.

Se compararon distintos atributos de la vegetación, la fauna, el agua y el suelo bajo tres tipos de modalidades productivas: ganadería, forestaciones de álamo y sistemas foresto-ganaderos (producción conjunta forestal de álamo y ganadera). Estas dos últimas en dos etapas de desarrollo distintas (joven, entre 3 y 5 años y adulto, entre 12 y 14 años). Se parte de la premisa de la existencia de un gradiente de intervención humana según el cual los sistemas forestales presentarían la menor alteración de la integridad, un estado intermedio para la ganadería y con una mayor modificación del sistema en la modalidad foresto-ganadera. Este gradiente de intervención fue planteado



en función del tipo de manejo que cada uso implica. El estudio pretende comparar estas modalidades productivas con un ambiente de referencia representado por un pajonal dominado por herbáceas hidrófitas el cual se encuentra aún sometido al régimen de inundación natural. Este ambiente testigo representa la condición original de estos humedales sobre el cual se asentó casi el total de la superficie dedicada a la producción.

### **2.2.1 Descripción de los ambientes**

Todos los usos se desarrollan bajo dique y drenaje de los campos mediante una red de canales y bombas. En el caso de las forestaciones, el rodal corresponde a una forma de ordenamiento de las plantaciones donde los árboles tienen rasgos comunes en composición de especies, edad, tipo de manejo, etc. En todos los sitios forestales o foresto-ganaderos estudiados la especie plantada fue *Populus deltoides*.

Forestación de álamo adulta sin ganado (FA): Estos rodales tuvieron una edad entre 13 y 15 años con una distancia de plantación entre árboles de 4 x 2 m (Figura 2.5, FA). Durante el tiempo que duró este estudio estos rodales no fueron sometidos a ningún tipo de manejo de malezas.

Forestación de álamo adulta con ganado (FGA): Los rodales considerados tuvieron una edad entre 13 y 14 años con una distancia de plantación de 6 x 6 m (Figura 2.5, FGA). Las prácticas de manejo que se llevaron a cabo durante el período de muestreo incluían la eliminación de la vegetación herbácea utilizando guadañas y el aplastamiento de malezas y especies herbáceas invasoras con rolo. A su vez, se realizaban podas de formación cortando las ramas bajas para el crecimiento adecuado de los árboles.

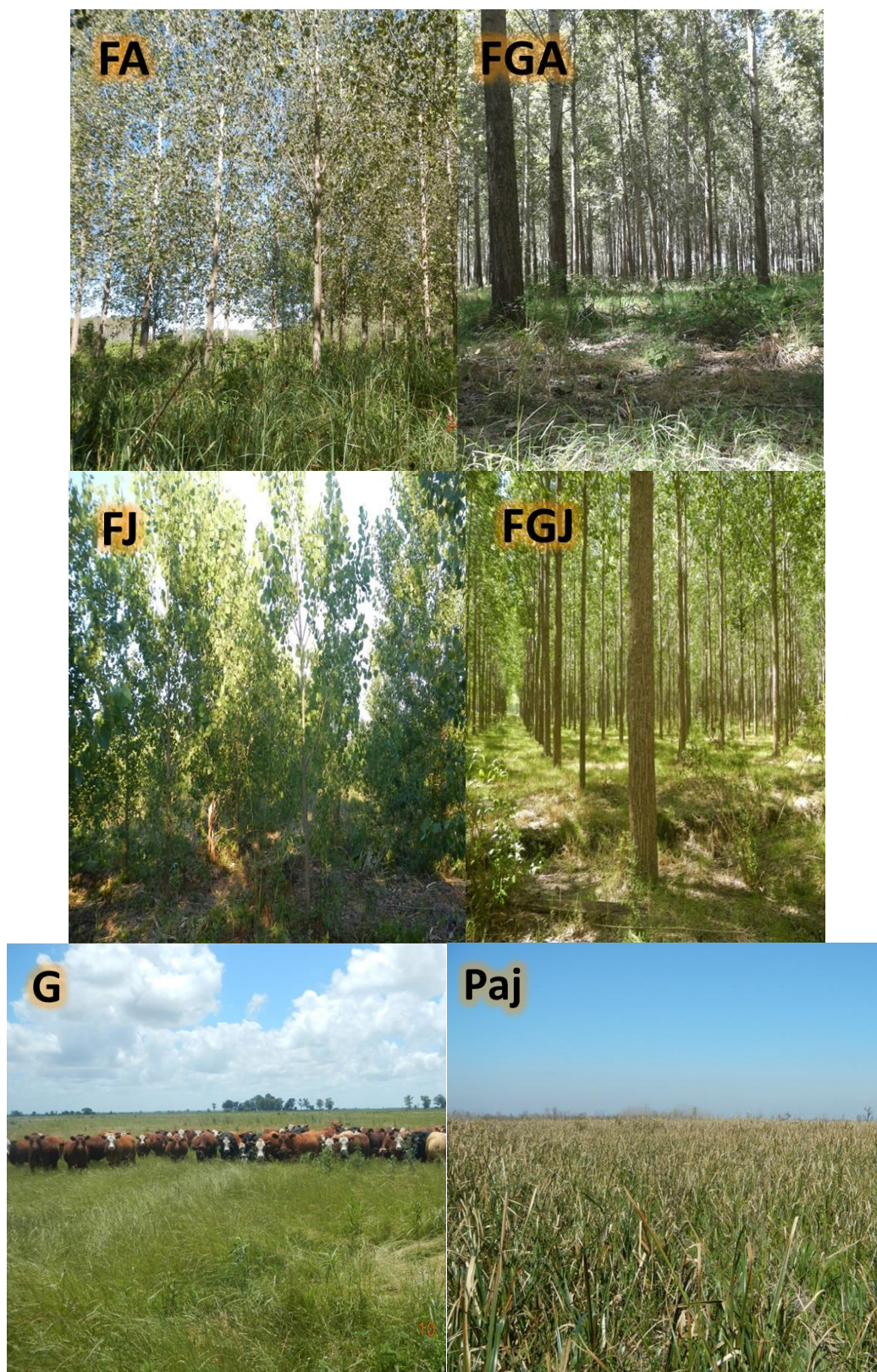
Forestación de álamo joven sin ganado (FJ): Estos rodales tienen una edad de 3 a 5 años con una distancia de plantación de 4 x 2 m (Figura 2.5, FJ), habiéndose producido

una sola vez durante el período de trabajo acciones de desmalezado mediante herbicidas en la primera estación de muestreo.

Forestación de álamo joven con ganado (FGJ): Los rodales considerados tienen una edad entre 4 y 5 años con una distancia de plantación entre árboles de 6 x 6 m (Figura 2.5, FGJ). En cuanto a los cuidados, durante el período de muestreo tuvieron lugar varios eventos de desmalezado mediante el aplastamiento con rolo.

Ganadería (G): Los campos ganaderos se caracterizaron por cargas de 0,5 a 1,5 vacas por hectárea, siendo campos de engorde, reproducción y cría (Figura 2.5, G).

Pajonal (Paj): Son parches de ambientes naturales conformados por pajonales de cortadera (*Scirpus giganteus*) los que conservan la dinámica hidrológica original, por lo que se encuentran afectados a las inundaciones recurrentes (Figura 2.5, Paj).



**Figura 2.5.** Ambientes muestreados en el Bajo Delta Insular del Río Paraná: Forestación de álamo adulta sin ganado (FA), Forestación de álamo adulta con ganado (FGA), Forestación de álamo joven sin ganado (FJ), Forestación de joven con ganado (FGJ), Campo Ganadero (G), Pajonal natural (P).

## Capítulo 3. Factores ambientales

### 3.1 *Agua*

#### 3.1.1 Introducción

El agua es un componente fundamental en los humedales dado que la dinámica de estos ambientes está completamente regulada por el régimen hidrológico (Keddy & Fraser 2000). Cambios en dicho régimen, tales como la variación en la frecuencia de los pulsos de inundación, los niveles de anegamiento y la velocidad del flujo del agua, determinan cambios notorios en la biota y los procesos que ocurren en estos ecosistemas (Brinson 1993). Por esta razón, tanto plantas como animales presentan múltiples adaptaciones fisiológicas y comportamentales particulares que le permiten la supervivencia en este tipo de ambientes (Madanes & De Micheli 2011; Bó & Quintana 2013). El agua en estos sistemas cumple, además, roles importantes como, por ejemplo, movilizar nutrientes, dispersar propágulos, transportar sedimentos y proveer de oxígeno a los sistemas radiculares (Fennessy & Mitsch 2001). Muchos autores han señalado las estrechas relaciones que existen entre distintos parámetros hidrológicos y la respuesta de los ecosistemas de humedal (e.g., Mitsch & Ewel 1979; Gosselink *et al.* 1981). Sin embargo, estas relaciones se ven alteradas debido a la intervención antrópica que afecta las funciones y los procesos ecológicos de los humedales. Por otra parte, los ecosistemas en los que el agua es un componente clave, como sucede en los humedales, son resistentes y pueden soportar un cierto nivel de impacto (Ramsar, 2015) pero pasado cierto umbral la calidad del agua puede verse comprometida, pasando a considerarse contaminada. De acuerdo a la definición de 1961 de las Naciones Unidas, “un agua está contaminada cuando se ve alterada en su composición o estado, directa o indirectamente, como consecuencia de la actividad humana, de tal modo que quede menos apta para uno o todos los usos a que va destinada, para los que sería apta en su calidad natural” (Orozco Barrenetxea *et al.* 2003).

En el caso particular del Delta del Río Paraná, se trata de un macromosaico de humedales fluviales cuyo funcionamiento está determinado por las inundaciones frecuentes vinculadas, en forma directa, a las crecidas de los grandes ríos de la zona (Paraná, Gualeguay y Uruguay) y las precipitaciones locales, de régimen estacional. En la porción final, además, cobra importancia la influencia de las mareas que afectan las aguas del río de la Plata, en forma diaria, y los de las sudestadas (Malvárez 1999; Neiff 1999).

En el Bajo Delta Insular existe una intensa modificación del régimen hidrológico por las múltiples obras que acompañan el desarrollo productivo de la zona. Los endicamientos y canalizaciones (ver capítulo 2) alteran los patrones de inundación naturales de los humedales evitando el ingreso de agua, alterando su tiempo de permanencia dentro de la isla, impidiendo la entrada de materia orgánica y nutrientes, y direccionándola por la red de zanjaz y canales para eliminar lo que se considera como un exceso hídrico para las producciones (Quintana & Bó 2010). En este contexto, los canales, en particular, cobran relevancia bajo estas nuevas condiciones debido a que colectan el agua de los predios productivos (tanto la que entra por las precipitaciones como la proveniente de la napa freática), pudiendo funcionar como hábitat para mucha de la biota que antes habitaba en los pajonales naturales o, incluso, proveer un nuevo tipo de hábitat para especies que originalmente no se encontraban en esos humedales. Por esta razón, dichos canales constituyen un elemento importante dentro de estos predios productivos, contribuyendo a la integridad de estos ecosistemas. Sin embargo, hay que considerar también que tanto los canales como los arroyos naturales inmersos en estos ambientes pueden concentrar los contaminantes provenientes de la escorrentía desde los campos productivos lindantes. Existe una amplia variedad de agentes contaminantes asociados a las producciones en las islas (herbicidas, insecticidas, heces de los animales, etc.), e intentar medirlos a todos es una tarea extremadamente compleja, por lo que en el presente trabajo se seleccionaron una serie de parámetros (físicos, químicos y biológicos, ver en sección 3.1.5) indicadores de contaminación, y por ende de la calidad

de agua (APHA 1998; Orozco Barrenetxea *et al.* 2003) para caracterizar cuerpos de agua inmersos en distintas matrices productivas (forestal, foresto-ganadera y ganadera) y en un matriz natural (pajonales).

### **3.1.2 Objetivo**

Analizar y evaluar cómo las distintas modalidades productivas (y sus transformaciones asociadas) afectan la calidad del agua estacionalmente.

### **3.1.3 Objetivos específicos**

- 1) Analizar y comparar las propiedades físicas y químicas del agua en los distintos cursos de agua.
- 2) Analizar y comparar las variables bióticas que influyen sobre la calidad del agua en dicho cursos de agua.
- 3) Evaluar la calidad de agua de los cursos de agua localizados en distintos usos productivos y su comparación con aquellos localizados en pajonales naturales.

### **3.1.4 Hipótesis y predicciones**

H1: Los cursos de agua asociados a ambientes naturales presentan una mejor calidad de agua que aquellos inmersos en ambientes con mayor intervención antrópica

*Predicción 1.1: Los valores de fósforo reactivo soluble, fósforo total, carbono orgánico disuelto, materia orgánica en suspensión y sólidos totales en suspensión serán menores en cursos de agua asociados a humedales naturales que en aquellos asociados a ambientes intervenidos (forestales, foresto-ganaderos y ganaderos).*

*Predicción 1.2: La cobertura vegetal y clorofila a de los cuerpos de agua será mayor en las matrices productivas que en aquellos asociados a la matriz natural, con un dominio*

*de especies flotantes libres debido a la mayor disponibilidad de nutrientes aportados por los desechos generados por las producciones.*

*Predicción 1.3: Los valores de los índices de calidad y contaminación de agua serán mejores en cursos de agua asociados a la matriz natural respecto de aquellos asociados a matrices productivas.*

### **3.1.5 Materiales y Métodos**

#### **Diseño de muestreo**

Se enfocó el estudio en cuerpos de agua lineales (canales o arroyos naturales, figura 3.1) con un ancho de 9 a 11 m y 2 a 3 m de profundidad inmersos en una matriz productiva (forestal, ganadera y foresto-ganadera) y en una matriz natural (pajonales). Todos los cursos de agua se encuentran conectados con el río Carabelas y reciben su influencia ya sea por bombas, por compuertas que regulan la entrada de agua por diferencia de nivel o por conexión natural (en el caso del curso natural). Se realizó un muestreo estacional de manera de abarcar la mayor variabilidad de los parámetros medidos. Se seleccionó un cuerpo de agua tanto dentro de cada matriz productiva como de la matriz natural y se dispusieron 3 sitios de muestreo dentro de cada uno de ellos separados al menos por 500 m para asegurar la independencia de las mediciones (N=12). Los sitios se ubicaron uno cerca de la conexión con el río, uno a una distancia media y el último hacia el interior del campo.





**Figura 3.1.** Cursos de agua muestreados en los diferentes ambientes estudiados en el Bajo Delta Insular del Río Paraná. a) Matriz natural (); b) Matriz forestal; c) Matriz foresto-ganadera; d) Matriz ganadera.

### Variables seleccionadas

La justificación de la elección de las variables y su importancia en la integridad del cuerpo de agua se describe en el Anexo.

- En campo

Se consideraron las siguientes variables *in situ*:

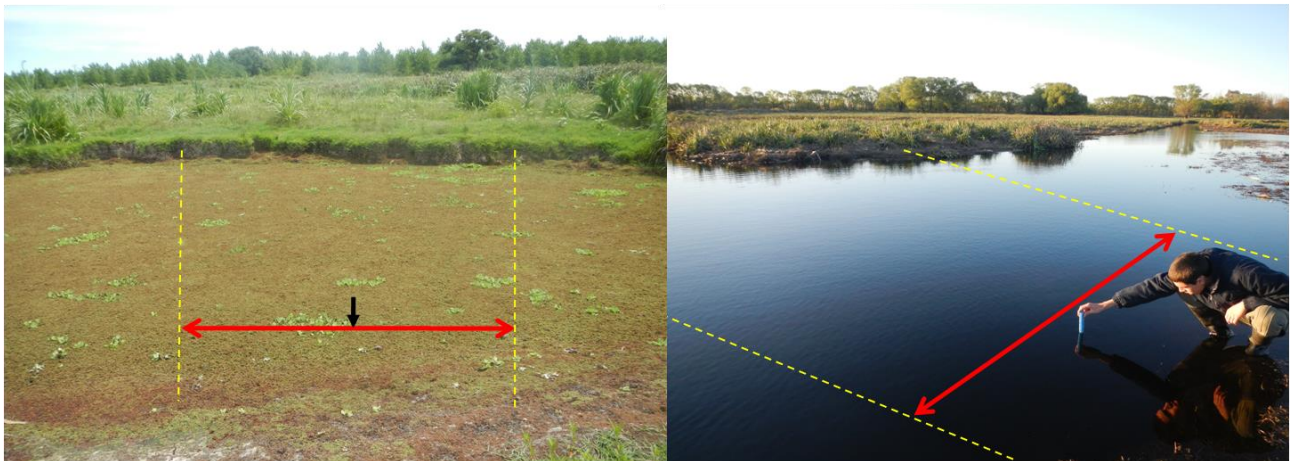
- *Temperatura* ( $T^{\circ}$ ): fue medida con una sonda de temperatura y pH marca Lutron. Sus registros se realizaron en una misma franja horaria en todos los cuerpos de agua para evitar diferencias debido al momento del día.
- *Conductividad* (CE): se midió con un conductímetro HANNA DIST 3.



- *Oxígeno Disuelto (OD) y Porcentaje de Saturación de Oxígeno (%SO)*: El OD se midió con una sonda de oxígeno disuelto Lutron PDO-519. El porcentaje de saturación de oxígeno fue estimado usando los datos de OD y temperatura considerando que los sitios están a la misma altura que el nivel del mar.
- pH: fue medido con una sonda de temperatura y pH marca Lutron pH-222.

Además, se registró el porcentaje de cobertura de vegetación en una ventana de 1 m para ambos lados del punto de muestreo, desde una margen hasta la otra del canal (Figura 3.2). Se registraron las especies presentes y su forma de vida según Sculthorpe (1967) y Cook (1990):

- Hidrófitas fijas al substrato
  1. Hidrófitas emergentes (E)
  2. Hidrófitas de hojas flotantes (HF)
  3. Hidrófitas sumergidas (S)
- Flotantes libres (FL)



**Figura 3.2.** Curso de agua muestreado en dos situaciones contrastantes: a la izquierda se observa un canal con un 100% cobertura vegetal mientras que a la derecha otro que presenta un 100% de agua libre. La flecha negra indica el punto de muestreo, la flecha roja indica el ancho de la franja (2 m) y las líneas punteadas amarillas muestran la franja considerada para estimar la cobertura vegetal en el punto.

Por otra parte, se registró la profundidad promedio y se tomaron muestras de agua en botellas plásticas de 100 ml y de 2 litros lavadas previamente con una dilución de ácido

clorhídrico al 2%. Estas fueron conservadas congeladas y refrigeradas respectivamente y trasladadas al laboratorio para su posterior procesamiento.

- En laboratorio

Se filtraron 2 litros de agua a través de filtros de fibra de vidrio GF/F de 0,45 micrómetros de poro. El primer litro fue filtrado a través de un filtro premuflado. A partir de él se obtuvieron 60 ml (conservado en un frasco de vidrio color caramelo previamente muflado) para la determinación de carbono orgánico disuelto (COD) y 100 ml para la determinación de fósforo reactivo soluble (PRS). El material retenido en el filtro (luego de pasar el litro completo o hasta que sature el filtro) fue utilizado para la determinación de clorofila *a* (Chl*a*). Se conservó a 18°C hasta su análisis.

- *Carbono orgánico disuelto* (COD): Para su determinación se utilizó un equipo TOC-L Shimadzu (Técnica 5310, Standard Methods, 1992). La muestra líquida se acidificó e hizo burbujear con aire analítico para la eliminación del carbono inorgánico de la muestra y luego se mineralizó en un horno. El CO<sub>2</sub> generado se detectó a través de un detector de IR con un intervalo de medición 0-125 mgC/L.
- *Fósforo reactivo soluble* (PRS): para su determinación se siguió el método de reducción ácido ascórbico utilizando reactivos y espectrofotómetro HACH (método N° 8048).
- *Clorofila a* (Chl *a*): para estimar su concentración se extrajeron los pigmentos fotosintéticos de los filtros colectados, los cuales se cortaron en pedazos y se colocaron en tubos Falcon con etanol al 99% caliente (60–70 °C) y se guardaron por 24 horas a 4 °C en oscuridad (Mush 1980). Transcurrido el tiempo, las muestras se centrifugaron a 3.000 rpm durante 10 minutos para separar los restos del filtro. La concentración de clorofila *a* libre de feopigmentos se determinó por espectrofotometría (LAMBDA 35, Perkin Elmer) midiendo a 665 y 750 nm antes y después de acidificar con ácido clorhídrico 0,1 N (ecuación 1).

La concentración de clorofila a se estimó de acuerdo a la siguiente ecuación (Marker 1980):

$$[\text{Clorofila } a \text{ sin feopigmentos } (\mu\text{g/L})] = F \cdot [(\text{Abs}^a_{665} - \text{Abs}^a_{750}) - (\text{Abs}^d_{665} - \text{Abs}^d_{750})] \cdot k \cdot v$$

Donde:

$\text{Abs}^a$  = Absorbancia antes de acidificar

$\text{Abs}^d$  = Absorbancia después de acidificar

F = Constante (2,43 para etanol)

k = Coeficiente de absorción específica (11,2 para etanol)

V = Volumen del extracto en ml/litros de agua filtrada.

El segundo litro fue utilizado para coleccionar material a través de un filtro prepesado y determinar los sólidos en suspensión totales (SS) y la materia orgánica en suspensión (MO).

- *Sólidos en suspensión totales (SS)*: su determinación se basa en filtrar un volumen de agua conocido a través un filtro secado y prepesado. Luego el filtro se coloca en estufa a 105 °C por 24 hs o hasta que alcance un peso constante. A continuación, se procede a pesar el material retenido en el filtro. La diferencia entre dicho valor y el peso del filtro representa la concentración de sólidos totales en suspensión de acuerdo a la siguiente ecuación (APHA 2005):

$$SS \text{ (mg. L}^{-1}\text{)} = \text{Peso}_{\text{filtro con material}} - \text{Peso}_{\text{filtro sin material}}$$

- *Materia orgánica en suspensión (MOS)*: para su determinación se calcinó el filtro previamente secado en estufa y pesado a una temperatura de 440 °C por 1 hora a fin de que solo quede la ceniza inorgánica. La pérdida en peso de la muestra

representa el contenido de materia orgánica en suspensión la cual fue estimada de acuerdo a la siguiente ecuación (APHA 2005):

$$MOS (mg. L^{-1}) = SS - \text{Peso filtro con material muflado}$$

- *Fósforo total* (PT): Finalmente con la muestra de 100 ml de agua sin filtrar se determinó el fósforo total por digestión con persulfato de potasio y ácido bórico (APHA 2005) seguida de las determinaciones de fósforo reactivo soluble (PRS) como se describió anteriormente.

Las concentraciones de nitrógeno total y disuelto no se consideraron en el presente trabajo. Mediciones en los sitios de muestreo estudiados reflejan poca variación entre matrices de uso productivo y matriz natural, registrando valores por debajo de lo considerado perjudicial para la vida acuática (ver Anexo).

### Análisis de datos

En primer lugar, se llevó a cabo un ordenamiento de las muestras mediante un Análisis de Componentes Principales (ACP) basado en las variables físico-químicas antes mencionadas (T°, CE, OD, %SO, pH, COD, PRS, PT, SS, MOS) teniendo en cuenta todos los sitios y fechas de muestreo. Se descartaron del análisis las variables que presentaron correlaciones mayores a 0,5. Se estandarizaron las variables a fin de que sean comparables dado que están medidas en distintas unidades. Se evaluó el aporte de las variables al ordenamiento mediante una correlación de Pearson entre los scores de los dos primeros componentes y los valores de cada variable. Para evaluar la significancia de las diferencias que se observasen en el ordenamiento, se utilizaron los dos primeros componentes del ACP como variables resumen en un modelo lineal general o generalizado mixto con modelado de varianza según el cumplimiento de los supuestos. Se ingresaron al modelo el ambiente y la estación como efectos fijos y el

punto de muestreo como efecto aleatorio. El modelado de varianza se realizó con la función VarIdent (Pinheiro & Bates 2000) por la interacción de ambiente y estación.

Los cursos de agua fueron también caracterizados en base a las especies vegetales presentes y las formas de vida dominantes. Se realizó un modelo lineal general o generalizado mixto (según cumplimiento de los supuestos) con el ambiente y la estación como efectos fijos y el punto como efecto aleatorio y la cobertura vegetal y la clorofila *a* como variables respuesta. Se modeló la varianza con la función VarIdent (Pinheiro & Bates 2000) por la interacción entre ambiente y estación cuando fue necesario. Además, se relacionaron las condiciones físico-químicas con la concentración de clorofila *a* (como reflejo de la biomasa fitoplanctónica) y el porcentaje de cobertura vegetal. Para ello se realizó una correlación de Pearson entre los scores de los dos primeros componente del ACP y los valores de cobertura vegetal y los de clorofila *a* y en caso de no ser significativas las correlaciones se exploró su relación con las variables por separado.

Finalmente, con el objeto de determinar la calidad del agua en los distintos cursos, se calculó el índice de calidad de agua (WQI) según el *Water Research Center* (WRC), cuyos valores varían entre 0 y 100, correspondiendo el valor máximo a una mejor calidad de agua. Se utilizaron para este cálculos las siguientes variables: %SO, pH, T° y PT. Además se calcularon 3 índices de contaminación que evalúan la implicancia de parámetros particulares: ICOTRO (índice de contaminación trófico), basado en la concentración de fósforo total (niveles más altos indican mayor nivel de eutrofización; ver anexo); ICOSUS (índice de contaminación por sólidos suspendidos), basado en concentración de sólidos en suspensión (niveles más altos indican mayor nivel de contaminación por sólidos en suspensión) e ICoPH (índice de contaminación por pH) basado en los valores de pH, con un rango de variación entre 0 y 1, siendo 0 la condición natural con valores de pH entre 6 y 8 (Ramírez *et al.* 1997; Ramírez *et al.* 1999) (ver anexo).

### 3.1.6 Resultados

- *Variables físico-químicas*

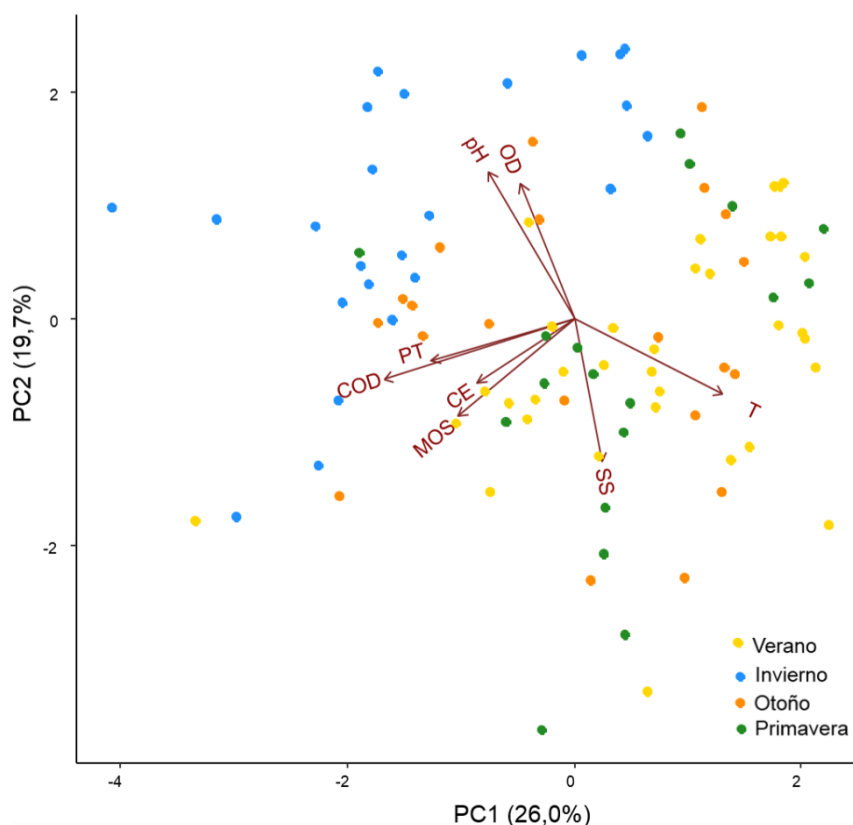
En la Tabla 3.1 se muestran los valores medios de las variables físico-químicas consideradas para todos los cursos de agua en el Bajo Delta del Río Paraná discriminados por cada estación del año.

**Tabla 3.1.** Valores medios de las variables físico-químicas del agua analizadas en los cursos de agua inmersos en las matrices productivas y en el ambiente natural en el Bajo Delta Insular del río Paraná, discriminados por cada estación del año. F: forestal; FG: foresto-ganadero; G: ganadero; Paj: pajonal. PT: fósforo total, MOS: materia orgánica en suspensión, SS: sólidos en suspensión, PRS: fósforo reactivo soluble, T: temperatura del agua, OD: oxígeno disuelto, CE: conductividad eléctrica, COD: carbono orgánico disuelto. (Media  $\pm$  EE).

| Estación  | Ambiente | PT (mg/l)       | Chl a ( $\mu$ g/l) | MOS (mg/l)        | SS (mg/l)          | PRS (mg/l)      | T ( $^{\circ}$ C) | OD (mg/l)       | CE ( $\mu$ S/cm)   | pH              | COD (mg/l)       |
|-----------|----------|-----------------|--------------------|-------------------|--------------------|-----------------|-------------------|-----------------|--------------------|-----------------|------------------|
| Invierno  | F        | 1,24 $\pm$ 0,27 | 5,54 $\pm$ 2,60    | 15,27 $\pm$ 5,08  | 38,33 $\pm$ 17,35  | 0,38 $\pm$ 0,17 | 12,97 $\pm$ 0,86  | 3,70 $\pm$ 0,74 | 439,67 $\pm$ 61,75 | 7,19 $\pm$ 0,04 | 24,16 $\pm$ 0,94 |
|           | FG       | 2,95 $\pm$ 0,83 | 6,69 $\pm$ 4,05    | 16,45 $\pm$ 3,99  | 40,61 $\pm$ 13,68  | 1,16 $\pm$ 0,47 | 12,9 $\pm$ 0,81   | 4,72 $\pm$ 1,40 | 284,83 $\pm$ 37,27 | 7,11 $\pm$ 0,05 | 29,86 $\pm$ 2,17 |
|           | G        | 1,34 $\pm$ 0,33 | 2,02 $\pm$ 0,91    | 17,42 $\pm$ 9,69  | 44,28 $\pm$ 28,65  | 0,93 $\pm$ 0,31 | 13,88 $\pm$ 1,17  | 5,73 $\pm$ 1,12 | 264,50 $\pm$ 10,76 | 7,46 $\pm$ 0,07 | 25,03 $\pm$ 0,56 |
|           | Paj      | 0,72 $\pm$ 0,07 | 1,84 $\pm$ 0,65    | 6,13 $\pm$ 1,67   | 40,47 $\pm$ 17,38  | 0,16 $\pm$ 0,05 | 16,05 $\pm$ 0,08  | 6,51 $\pm$ 0,24 | 175,93 $\pm$ 4,14  | 7,19 $\pm$ 0,12 | 9,02 $\pm$ 1,00  |
| Otoño     | F        | 1,10 $\pm$ 0,10 | 3,49 $\pm$ 1,87    | 3,19 $\pm$ 1,70   | 107,33 $\pm$ 45,49 | 0,43 $\pm$ 0,18 | 16,87 $\pm$ 1,86  | 1,92 $\pm$ 0,34 | 380,67 $\pm$ 47,07 | 6,60 $\pm$ 0,02 | 18,30 $\pm$ 4,43 |
|           | FG       | 1,69 $\pm$ 0,19 | 1,90 $\pm$ 0,58    | 4,50 $\pm$ 2,06   | 57,37 $\pm$ 14,45  | 0,86 $\pm$ 0,32 | 21,63 $\pm$ 1,00  | 2,13 $\pm$ 0,17 | 396,00 $\pm$ 95,66 | 5,67 $\pm$ 0,27 | 22,71 $\pm$ 3,35 |
|           | G        | 1,46 $\pm$ 0,47 | 3,36 $\pm$ 1,13    | 9,62 $\pm$ 5,80   | 96,40 $\pm$ 51,58  | 0,20 $\pm$ 0,05 | 18,47 $\pm$ 1,98  | 2,75 $\pm$ 0,93 | 307,00 $\pm$ 55,77 | 6,81 $\pm$ 0,10 | 18,34 $\pm$ 4,20 |
|           | Paj      | 0,70 $\pm$ 0,08 | 0,18 $\pm$ 0,11    | 7,00 $\pm$ 4,07   | 108,53 $\pm$ 26,51 | 0,29 $\pm$ 0,09 | 18,58 $\pm$ 1,29  | 5,65 $\pm$ 0,16 | 212,67 $\pm$ 9,84  | 6,95 $\pm$ 0,20 | 13,13 $\pm$ 2,55 |
| Primavera | F        | 1,48 $\pm$ 0,22 | 4,13 $\pm$ 2,01    | 13,11 $\pm$ 3,38  | 30,64 $\pm$ 14,68  | 0,83 $\pm$ 0,11 | 23,87 $\pm$ 1,33  | 2,73 $\pm$ 0,57 | 218,50 $\pm$ 30,93 | 6,24 $\pm$ 0,05 | 14,82 $\pm$ 3,16 |
|           | FG       | 2,38 $\pm$ 0,52 | 17,69 $\pm$ 9,12   | 11,18 $\pm$ 0,66  | 32,37 $\pm$ 17,58  | 1,62 $\pm$ 0,21 | 25,62 $\pm$ 0,79  | 5,83 $\pm$ 1,12 | 254,00 $\pm$ 43,66 | 5,43 $\pm$ 0,42 | 27,67 $\pm$ 2,10 |
|           | G        | 1,54 $\pm$ 0,15 | 12,09 $\pm$ 7,30   | 25,82 $\pm$ 10,83 | 132,13 $\pm$ 73,60 | 1,27 $\pm$ 0,05 | 24,90 $\pm$ 1,15  | 3,25 $\pm$ 1,02 | 248,67 $\pm$ 7,84  | 6,28 $\pm$ 0,05 | 21,86 $\pm$ 1,33 |
|           | Paj      | 0,59 $\pm$ 0,08 | 0,57 $\pm$ 0,26    | 3,35 $\pm$ 0,18   | 13,47 $\pm$ 5,02   | 0,42 $\pm$ 0,05 | 23,38 $\pm$ 0,92  | 4,58 $\pm$ 1,08 | 146,83 $\pm$ 3,98  | 6,45 $\pm$ 0,05 | 8,73 $\pm$ 1,13  |
| Verano    | F        | 1,00 $\pm$ 0,18 | 23,92 $\pm$ 12,37  | 6,49 $\pm$ 2,25   | 75,96 $\pm$ 34,12  | 0,28 $\pm$ 0,04 | 26,27 $\pm$ 0,91  | 2,12 $\pm$ 0,31 | 264,44 $\pm$ 17,63 | 6,49 $\pm$ 0,09 | 15,75 $\pm$ 2,00 |
|           | FG       | 1,61 $\pm$ 0,60 | 4,76 $\pm$ 2,42    | 13,4 $\pm$ 5,21   | 65,03 $\pm$ 17,46  | 0,46 $\pm$ 0,18 | 27,53 $\pm$ 1,26  | 1,79 $\pm$ 0,26 | 222,00 $\pm$ 42,12 | 6,19 $\pm$ 0,20 | 21,70 $\pm$ 3,05 |
|           | G        | 1,53 $\pm$ 0,43 | 16,61 $\pm$ 5,01   | 14,02 $\pm$ 3,89  | 54,78 $\pm$ 25,15  | 0,48 $\pm$ 0,13 | 28,02 $\pm$ 1,01  | 2,93 $\pm$ 1,17 | 380,22 $\pm$ 31,90 | 6,95 $\pm$ 0,12 | 23,17 $\pm$ 1,96 |
|           | Paj      | 0,54 $\pm$ 0,12 | 1,44 $\pm$ 0,60    | 4,58 $\pm$ 1,55   | 29,05 $\pm$ 4,40   | 0,31 $\pm$ 0,11 | 25,91 $\pm$ 0,82  | 2,97 $\pm$ 0,37 | 193,78 $\pm$ 17,92 | 6,81 $\pm$ 0,07 | 8,75 $\pm$ 0,53  |

En términos generales se observó que los valores más altos de nutrientes (PT, PRS, y COD), MOS y SS se encuentran en los cursos de agua inmersos en las matrices productivas. La temperatura presentó un patrón estacional con los valores más altos en primavera y verano. Por otro lado, el pH y el OD también presentaron cierto patrón estacional con los valores más altos durante el invierno. No se observó ningún patrón claro para el caso de la CE (Tabla 3.1).

En función de dichas variables, los dos primeros ejes del análisis de componentes principales explicaron el 45,7% de la variabilidad de los datos (Figura 3.3). El componente 1 que explicó el 26% de la variabilidad total mostró una separación de las muestras debido principalmente a la estacionalidad, quedando hacia los valores negativos del eje la mayor parte de las muestras tomadas en invierno con los valores más altos de fósforo total, carbono orgánico disuelto, materia orgánica disuelta, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto y pH, variables que correlacionaron negativamente con el CP1 (Tabla 3.2).



**Figura 3.3.** Análisis de componentes principales de las muestras en el espacio de las variables físico-químicas medidas. Coloreadas por estación, en los cursos de agua analizados en el Bajo Delta del Río

Paraná. PT: fósforo total, MOS: materia orgánica en suspensión, SS: sólidos en suspensión, T: temperatura del agua, OD: oxígeno disuelto, CE: conductividad eléctrica, COD: carbono orgánico disuelto.

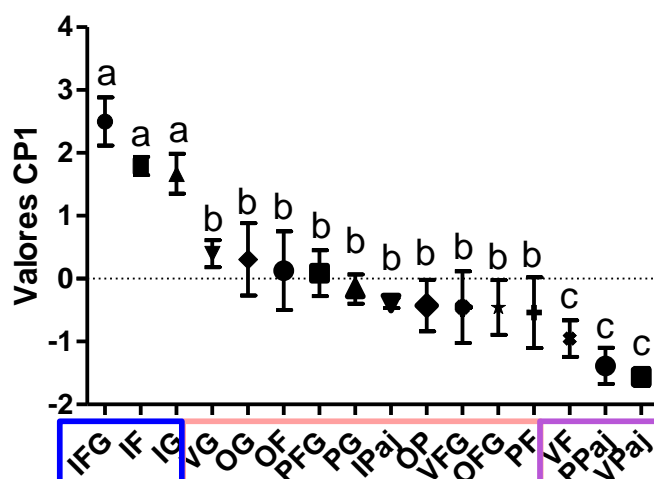
Hacia los valores positivos de dicho eje se ubicó la mayor parte de las muestras de verano con los mayores valores de temperatura del agua, variable que mostró una correlación positiva con el CP1 (Tabla 3.2). Las estaciones intermedias de otoño y primavera se ubicaron en torno al cero de este eje con valores intermedios para las variables mencionadas (Figura 3.3).

**Tabla 3.2.** Valores de los autovectores de los dos primeros componentes (CP1 y CP2) para las distintas variables físico-químicas consideradas en los distintos cursos de agua del Bajo Delta del Río Paraná. CE: conductividad eléctrica, OD: oxígeno disuelto, T: temperatura del agua, COD: carbono orgánico disuelto, SS: sólidos en suspensión, MOS: materia orgánica en suspensión, PT: fósforo total. Los asteriscos señalan la significancia de la correlación de cada variable con los scores de los dos primeros componentes (CP1 y CP2).  $p < 0,05^*$ ;  $p < 0,01^{**}$ ;  $p < 0,001^{***}$

| Variables                      | CP1       | CP2       |
|--------------------------------|-----------|-----------|
| CE ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) | -0,289*** | -0,219*** |
| OD (mg/l)                      | -0,158*   | 0,464***  |
| T ( $^{\circ}\text{C}$ )       | 0,443***  | -0,258*** |
| COD (mg/l)                     | 0,567***  | -0,207*   |
| SS (mg/l)                      | 0,085     | -0,488*** |
| MOS (mg/l)                     | -0,345*** | -0,334*** |
| PT (mg/l)                      | -0,427*** | -0,145    |
| pH                             | -0,255*** | 0,507***  |

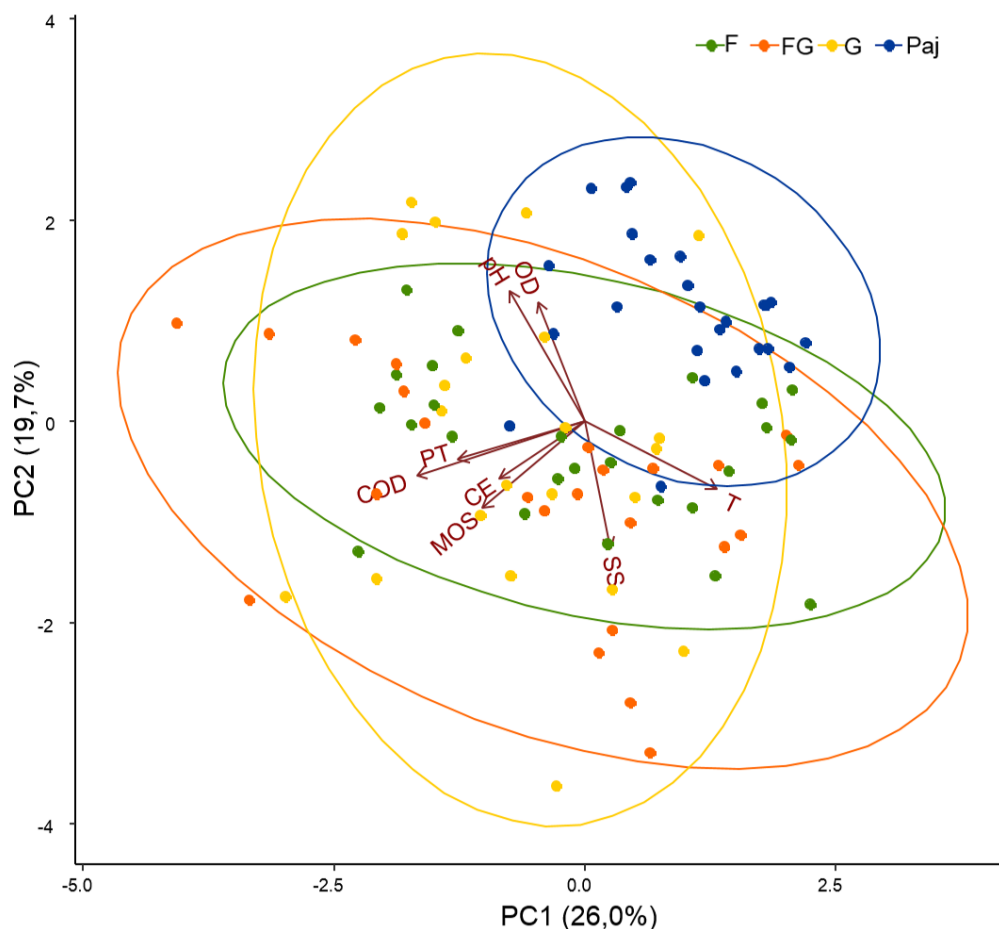
El modelo lineal general mostró que la interacción entre la estación y el uso fue significativa ( $F_9=4,62$ ;  $p < 0,001$ ) para este componente, diferenciando 3 grupos: el primero compuesto por las muestras de invierno de los cursos de agua inmersos en matrices productivas; el segundo integrado por las muestras de otoño, primavera y verano de los cursos de agua inmersos en las matrices ganadera y foresto-ganadera sumado a las de otoño y primavera de matriz forestal y las de invierno de la matriz natural. Por último, las muestras de verano de los cursos de agua inmersos en la matriz forestal y natural y las de primavera de la matriz natural conformaron el último grupo (Figura 3.4). El aporte de la parcela como efecto aleatorio al modelo no fue significativo por lo que se excluyó del análisis.





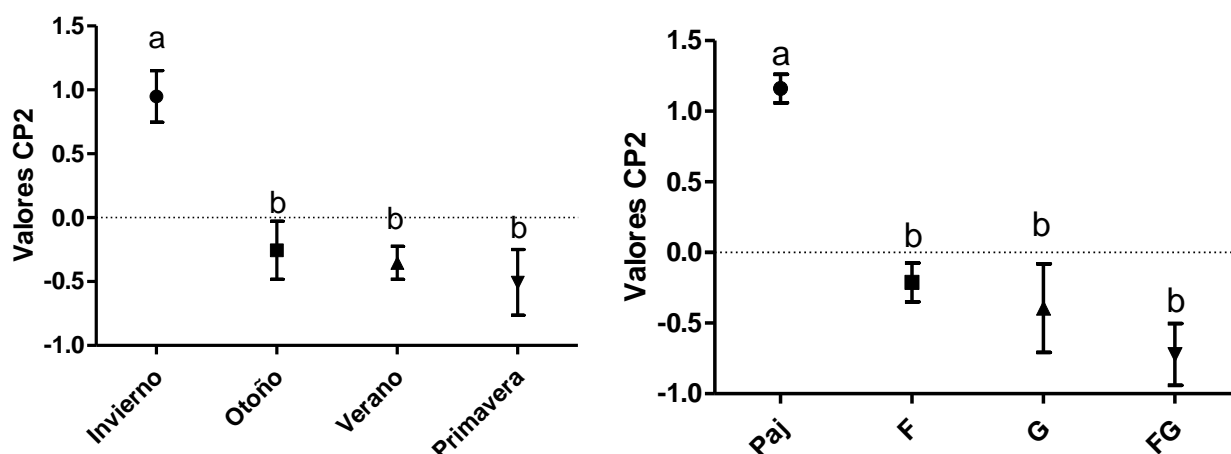
**Figura 3.4.** Medias ajustadas para la comparación de los valores del CP1. Medias ajustadas ( $\pm$  EE) según el modelo lineal general con modelado de varianza para los scores del componente principal 1 por ambiente y estación. Las comparaciones múltiples de DGC (Prueba de Di Rienzo, Guzmán y Casanoves) indican, con letras distintas, medias significativamente diferentes ( $p < 0,05$ ).

Por su parte, el componente 2 reflejó más la variabilidad entre los ambientes, quedando hacia los valores positivos del mismo la mayor parte de las muestras del curso de agua inmerso en la matriz natural, caracterizadas por los valores más altos de pH y oxígeno disuelto, variables correlacionadas positivamente con el CP2. La distribución del resto de las muestras no presenta una separación clara entre usos; sólo se observa un leve gradiente donde el curso de agua inmerso en la matriz foresto-ganadera se localizó hacia los valores negativos del eje, con mayores valores de sólidos en suspensión y materia orgánica disuelta; las muestras pertenecientes al curso de agua inmerso en la matriz forestal se ubicaron más cercanos al cero, con valores intermedios de estas variables mientras que las muestras pertenecientes al campo ganaderos presentaron tanto valores positivos como negativos de este eje (Figura 3.5). Esto refleja una mayor homogeneidad en la matriz natural respecto de las matrices productivas, las que presentaron una mayor variabilidad.



**Figura 3.5.** Análisis de componentes principales de las muestras en el espacio de las variables físico-químicas medidas, coloreadas según la matriz ambiental circundante (forestal, F; foresto-ganadera, FG; ganadera, G; pajonal, Paj). Las áreas coloreadas representan las zonas de mayor concentración de las muestras de cada curso de agua. Azul: ambiente natural; Verde: predio forestal; Naranja: predio foresto-ganadero; Amarillo: campo ganadero. Las elipses representan el 95% de los datos de cada ambiente.

El modelo lineal general en base al segundo componente mostró diferencias significativas en cuanto a la estación ( $F_3=11,28$ ,  $p<0,0001$ ) siendo el invierno el que se diferencia del resto de las estaciones (Figura 3.6). También se observaron diferencias significativas en relación al uso ( $F_3=36,14$ ,  $p<0,0001$ ), permitiendo distinguir el pajonal del resto de los usos (Figura 3.6). La interacción entre ambos factores no fue significativa ni tampoco el aporte de la parcela.



**Figura 3.6.** Medias ajustadas ( $\pm$  EE) según el modelo lineal general con modelado de varianza para los scores del componente principal 2. Se muestran las comparaciones de los efectos principales de la estación (izquierda) y la matriz (derecha). Las comparaciones múltiples de DGC indican, con letras distintas, medias significativamente diferentes ( $p < 0,05$ ).

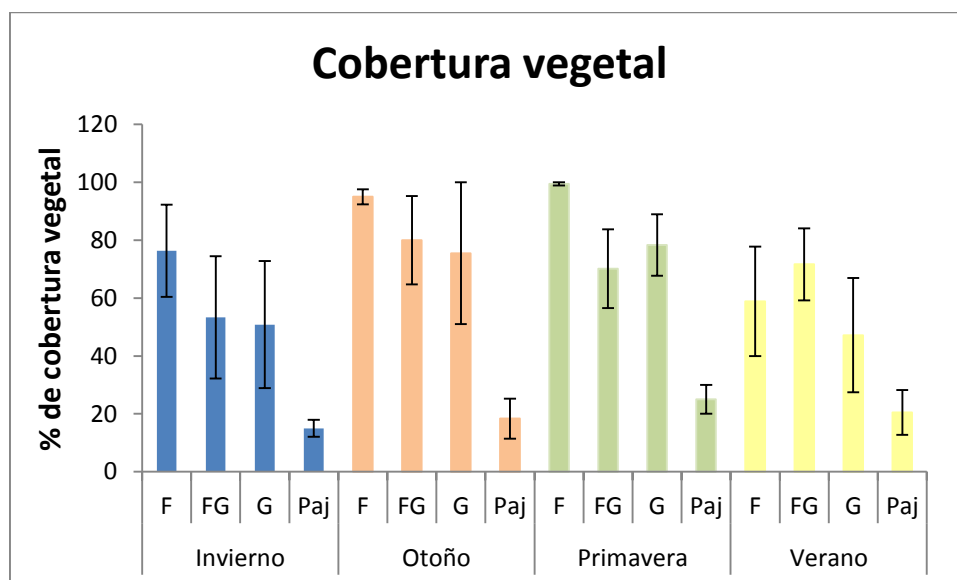
- *Caracterización según composición vegetal, porcentaje de cobertura y formas de vida presentes*

Se registró un total de 11 especies pertenecientes a 9 familias, con la mayor riqueza en los cursos inmersos en la matriz forestal ( $S=10$ ), seguido de los cursos inmersos en las matrices ganadera ( $S=8$ ) y foresto-ganadera ( $S=6$ ) y la menor riqueza en los cursos de agua inmersos en la matriz natural ( $S=5$ ).

**Tabla 3.3.** Especies vegetales presentes en los distintos cursos de agua del Bajo Delta Insular del río Paraná. F: forestal; FG: foresto-ganadero; G: campo ganadero; Paj: pajonal.

| Especie                            | F | FG | G | Paj |
|------------------------------------|---|----|---|-----|
| <i>Myriophyllum aquaticum</i>      | x |    | x |     |
| <i>Panicum elephantipes</i>        | x | x  | x | x   |
| <i>Azolla filiculoides</i>         | x |    | x |     |
| <i>Salvinia biloba</i>             | x | x  | x |     |
| <i>Hydrocotyle bonariensis</i>     | x | x  |   |     |
| Lemnaceae                          | x |    | x |     |
| <i>Pistia stratiotes</i>           | x | x  | x | x   |
| <i>Eichhornia</i> sp.              |   | x  | x |     |
| <i>Pontederia</i> sp.              | x |    |   | x   |
| <i>Alternanthera philoxeroides</i> | x |    |   | x   |
| <i>Scirpus giganteus</i>           |   | x  | x | x   |
| <i>Cyperus</i> sp.                 | x |    |   |     |

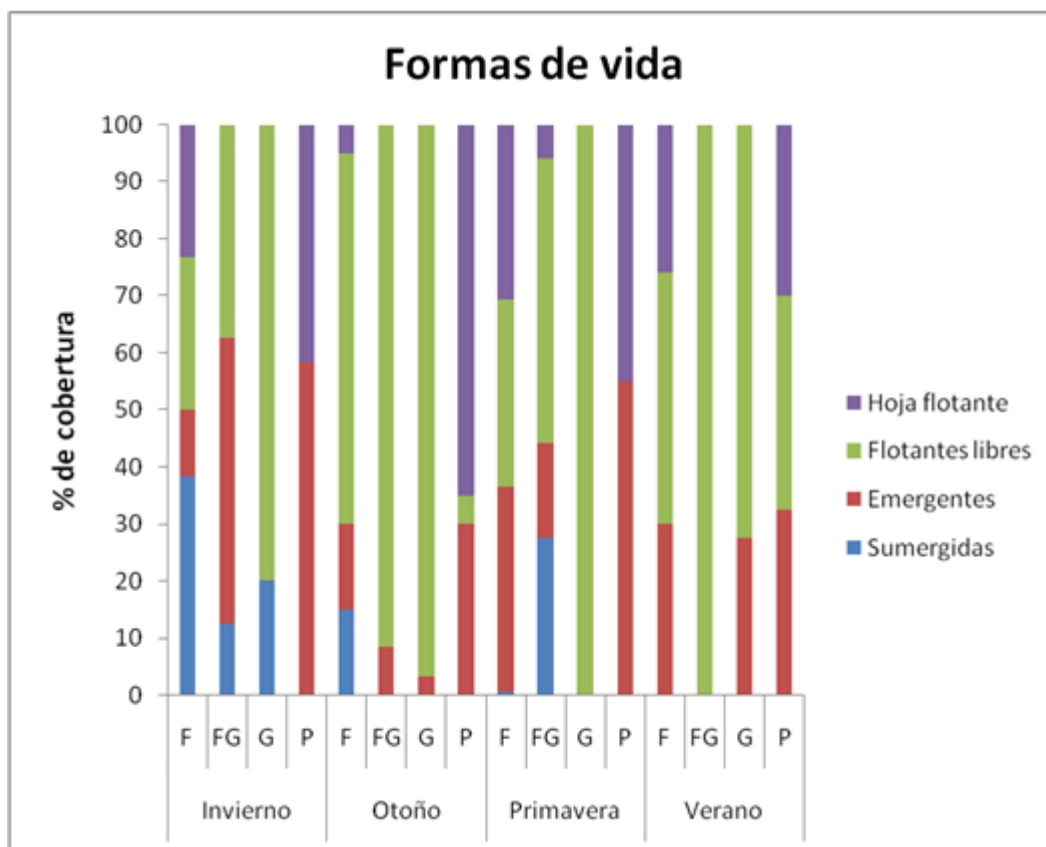
Un patrón similar se refleja en el porcentaje de superficie del curso de agua cubierta por vegetación (Figura 3.7)



**Figura 3.7.** Porcentaje promedio de cobertura vegetal de los cursos de agua inmersos en cada matriz productiva (forestal, F; foresto-ganadera, FG; ganadera, G) y en la matriz natural (pajonal, P) a lo largo de las 4 estaciones del año en el Bajo Delta Insular del Río Paraná.

Al relacionar estos valores de cobertura con los scores de los primeros dos componentes del ACP se ve una correlación negativa significativa solo con el segundo eje ( $r^2 = -0,54$ ,  $p < 0,0001$ ) indicando una menor cobertura en los cursos de agua inmersos en la matriz natural y mayor en los cursos inmersos en las matrices productivas y una correlación positiva con la materia orgánica en suspensión y los sólidos en suspensión (las dos variables más importantes en la generación de este componente). Por otro lado, al analizar la relación de la cobertura con los ambientes y las estaciones, el modelo lineal general mostró sólo diferencias significativas entre ambientes ( $F_3 = 55,88$ ,  $p < 0,0001$ ), siendo el pajonal el que se separa del resto con los menores valores de cobertura.

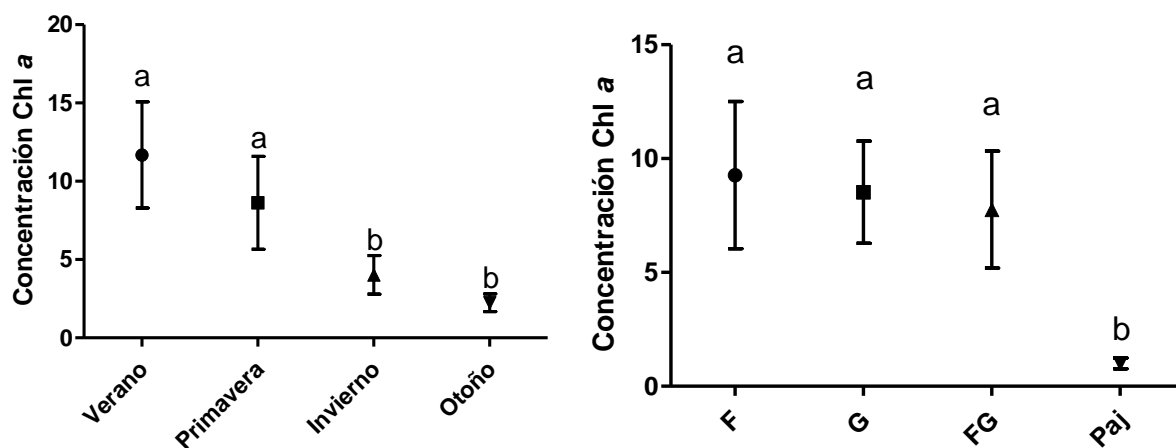
En cuanto a las formas de vida (Figura 3.8), se observa que, en términos generales, en el ambiente natural predomina la vegetación emergente y de hoja flotante mientras que en las matrices con ganadería (FG y G), se ve una mayor proporción de especies flotantes libres y en menor proporción emergentes.



**Figura 3.8.** Porcentaje promedio de cobertura de cada una de las formas de vida en los curso de agua inmersos en cada matriz productiva (forestal, F; foresto-ganadera, FG; ganadera, G) y en la matriz natural (pajonal, P) a lo largo de las 4 estaciones del año en el Bajo Delta del Río Paraná.

Los resultados muestran cierta variación estacional, aumentando en invierno la proporción de especies sumergidas en todos los usos.

En el caso de la concentración de clorofila *a*, no se encontró una correlación significativa con ninguno de los componentes principales pero sí se observó una relación directa con la temperatura ( $r^2=0,31$ ,  $p=0,001$ ) y con los sólidos en suspensión ( $r^2=0,24$ ,  $p=0,02$ ), presentando una marcada variación estacional ( $F_3=4,21$ ,  $p=0,008$ ), con los mayores valores durante la primavera y el verano y una variación entre ambientes ( $F_3=8,03$ ,  $p<0,0001$ ) siendo el curso de agua inmerso en la matriz natural el que presenta valores más bajos (Figura 3.9).

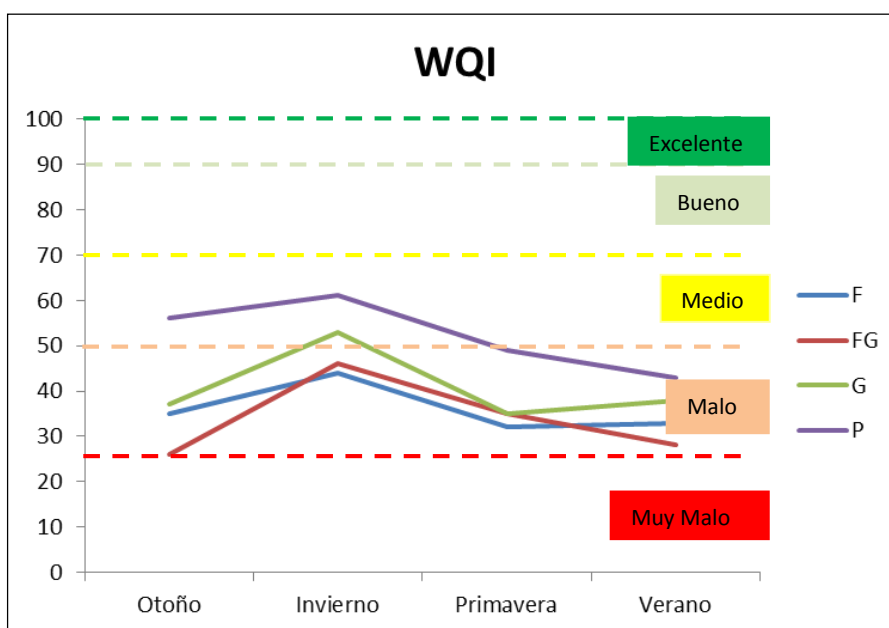


**Figura 3.9.** Medias ajustadas ( $\pm$  EE).según el modelo lineal general con modelado de varianza de la concentración de clorofila a (Chl a) separados por estación (a la izquierda) y por ambiente (a la derecha) en los cuerpos de agua del Bajo Delta Insular del Río Paraná.

- Índices de calidad de agua y contaminación

#### Índice de calidad de agua

Al calcular el índice de calidad de agua se observa que el curso de agua inmerso en la matriz natural presenta la mejor situación, con una calidad media a lo largo de todas las estaciones excepto en verano cuando la misma puede considerarse mala (Figura 3.10).



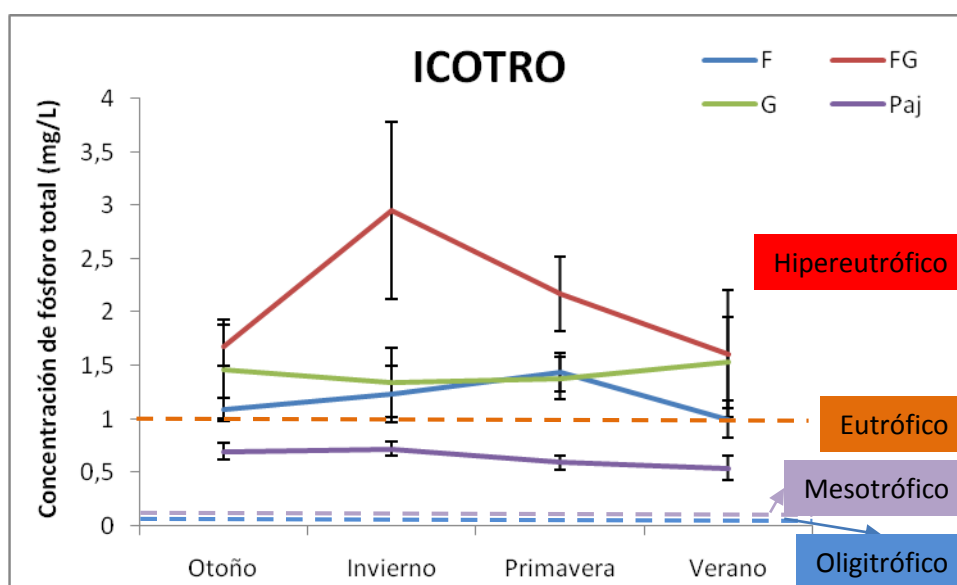
**Figura 3.10.** Valores del índice de calidad de agua de Water Research Center en los curso de agua inmersos en cada matriz productiva (forestal, F; foresto-ganadera, FG; ganadera, G) y en la matriz natural (pajonal, P) a lo largo de las 4 estaciones del año en el Bajo Delta Insular del Río Paraná.

El resto de los cursos de agua presentan una mala calidad a lo largo del año, siendo la matriz foresto-ganadera la que presentó los valores más bajos en dos de las estaciones (otoño y verano).

### Índice de contaminación de agua

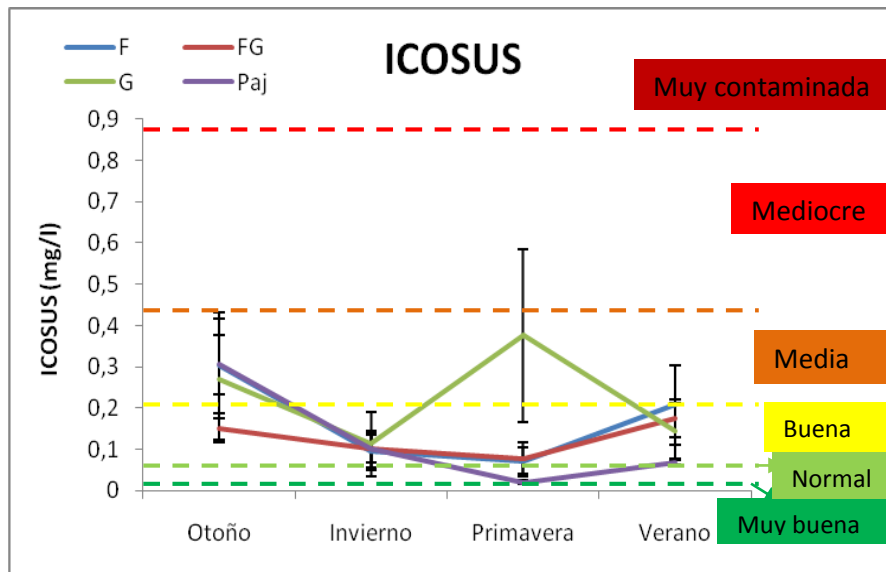
Al analizar los valores obtenidos del ICOTRO se observa que el curso de agua inmerso en la matriz natural cae dentro del rango considerado eutrófico para este índice, sin distinción estacional. Mientras que el resto de los cursos de agua presentan, a lo largo del año, valores que se corresponden a condiciones hipereutróficas (Figura 3.11).

Cabe resaltar que si bien todas las matrices productivas se encuentran dentro del mismo rango de eutrofización, la matriz foresto-ganadera resulta tener los valores de fósforo total más altos para todas las estaciones.



**Figura 3.11.** Valores del índice de contaminación trófico (ICOTRO) que refleja la concentración de fósforo total promedio en los curso de agua inmersos en cada matriz productiva (forestal, F; foresto-ganadera, FG; ganadera, G) y en la matriz natural (pajonal, P) a lo largo de las 4 estaciones del año en el Bajo Delta Insular del Río Paraná.

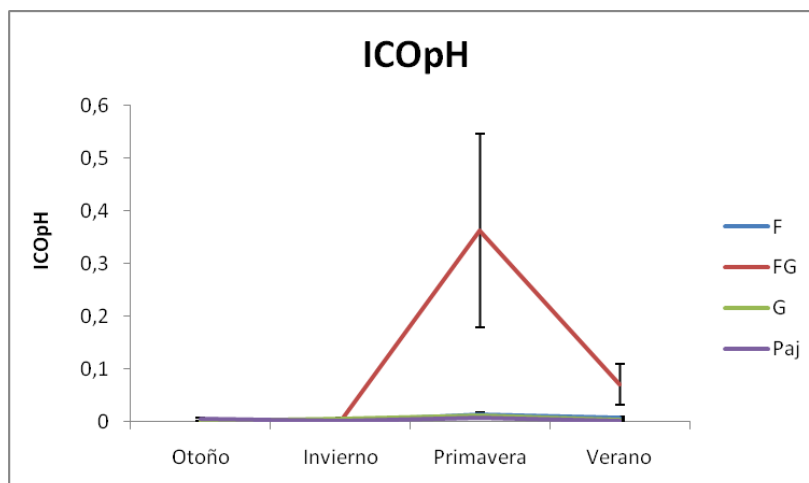
En el caso de ICOSUS, se observa un grado de contaminación bueno a normal en el curso de agua inmerso en la matriz natural mientras que el resto de los casos presentan un nivel de contaminación medio a bueno (Figura 3.12).



**Figura 3.12.** Valores del índice de contaminación por sólidos en suspensión (ICOTRO) promedio en los curso de agua inmersos en cada matriz productiva (forestal, F; foresto-ganadera, FG; ganadera, G) y en la matriz natural (pajonal, P) a lo largo de las 4 estaciones del año.

Se observa, además, cierto patrón estacional con una menor calidad de agua en las estaciones de verano y otoño .

En relación al ICOpH, se observa que todos los cursos de agua presentan a lo largo del año valores cercanos a cero, lo cual indica que se encuentran dentro del rango de variación natural ( $6 < \text{pH} < 8$ ). Sólo se observa un aumento del ICOpH en primavera para el curso de agua inmerso en la matriz foresto-ganadera con valores de pH entre 4,5 y 5,6 (Figura 3.13).



**Figura 3.13.** Valores promedio del índice de contaminación en función del valor de pH (ICOpH) en los curso de agua inmersos en cada matriz productiva (forestal, F; foresto-ganadera, FG; ganadera, G) y en la matriz natural (pajonal, P) a lo largo de las 4 estaciones del año en el Bajo Delta del Río Paraná. Valores más cercanos a cero implican un pH dentro del rango normal de variación (6-8), valores más cercanos a uno reflejan pH por encima o por debajo del rango normal.



### 3.1.7 Discusión

La integridad ecológica de un curso de agua depende tanto de sus características físico-químicas como de factores bióticos relacionados con la cobertura vegetal o la biomasa fitoplanctónica. En cuanto a las variables físico-químicas consideradas, se observó un patrón estacional principalmente asociado con la temperatura y los sólidos en suspensión siendo el verano la estación con mayores valores para dichas variables. Un aumento en la temperatura del agua aumenta la velocidad de las reacciones químicas y biológicas y disminuye la solubilidad del oxígeno, entre otros efectos. En general, al aumentar la temperatura en 10 °C, los procesos metabólicos incrementan de 2 a 3 veces la demanda de oxígeno (Margalef 1983). Esto puede conducir, en la época estival al agotamiento del oxígeno disuelto en el agua. Además, cuando estas variaciones son acompañadas de un aumento en la concentración de Chl *a*, como ocurre en este caso, se dan procesos de eutrofización (Carlson 1977) que tienen efectos sobre la dinámica de la fauna, entre otros efectos (Mancera P. & Vidal V. 1994; Vallarino 2002; Grosman & Sanzano 2016; Gómez 2017). García Cabrera (2006) atribuye a dicho cambio las variaciones en los patrones de distribución del lobito de río (*Lontra longicaudis*) en los canales presentes en predios forestales del Bajo Delta. Esta especie abandona los canales de esta zona en la época de verano debido probablemente a que los mayores niveles de eutrofización de esta época provocan una disminución de las poblaciones de peces, los que constituyen la base de su dieta en esta región. Es importante resaltar que estos fenómenos son más pronunciados en los ambientes intervenidos que en el ambiente natural, considerando que los primeros alcanzan niveles de clorofila *a* entre 40-90 µg/l en las estaciones de primavera y verano, superando los valores umbrales propuestos por distintos organismos para una floración algal (e.g., 40 µg/l planteados por el estado de Florida -Havens and Walker (2002) y 65 µg/l -ACUMAR (2009)-). En el caso de ACUMAR (2009), este valor se considera un umbral para definir al agua como apta para actividades recreativas con contacto directo. En el presente estudio, el ambiente natural nunca superó estos valores a lo largo del período de muestreo, mostrando una mejor calidad respecto a la de los predios productivos

Si bien en el presente trabajo estos aumentos en la clorofila *a* no se asociaron a los niveles de fósforo total registrado como se ha visto en muchos otros trabajos (Rodrigo et al. 2001; Havens & Walker 2002; Ledesma et al. 2013), los cursos de agua inmersos en las matrices productivas presentaron los valores más altos de nutrientes (fósforo total, carbono orgánico disuelto y materia orgánica en suspensión) que el curso de agua inmerso en la matriz natural. Esto probablemente este asociado al aporte de material vegetal senescente en el caso de las forestaciones y de materia orgánica a través de las heces del ganado en el caso de los usos que implican ganadería (FG y G) (Mesa et al. 2016) así como del aporte de herbicidas como glifosato que suelen verterse directamente sobre los canales para el control de las macrófitas acuáticas (Major et al. 2003), evitando que la vegetación forme carpetas que puedan impedir el acceso del ganado al agua dado que los mismos constituyen los sitios donde los animales abreven. El resultado de estas aplicaciones, en particular, favorece el aumento del fósforo en el agua como producto de degradación del glifosato lo que a su vez fertiliza a los mismos (Vera 2011; Civeira 2012). Los valores obtenidos por el índice ICOTRO (índice de contaminación trófico) también apoyan este planteo. En este sentido, el índice mostró que, si bien todos los cursos de agua inmersos en matrices productivas son hipereutróficos, la matriz foresto-ganadera fue la que mayores valores presentó para todas las estaciones. Estas observaciones estarían reflejando una posible sinergia entre las dos modalidades productivas (forestal y ganadera). En otros sistemas se ha visto que la implementación de modalidades foresto-ganaderas resulta beneficioso para mejorar la calidad de los cursos de agua (e.g. Mitsch & Gosselink 1993; Pezo & Ibrahim 1999; Mahecha 2002; Ríos et al. 2007; Alonso 2011) dado que los árboles pueden evitar el escurrimiento de heces y demás productos de degradación hacia los mismos. Sin embargo, en estos ambientes donde la vegetación original era un pajonal que actuaba como una gran trampa de sedimentos y nutrientes, su reemplazo por especies forestales puede no tener el mismo efecto sobre el fósforo total en los cursos de agua. Asociado a la disponibilidad de nutrientes y a la cantidad de sólidos en suspensión puede existir una doble interacción con la cobertura vegetal puesto que esta depende de los factores antes mencionados pero a la vez influye sobre ellos. Entonces en el curso de agua inmerso en la matriz

natural no se puede establecer si la baja cobertura vegetal es una consecuencia de la baja disponibilidad de nutrientes o si la baja disponibilidad de nutrientes se debe a que este cuerpo de agua es el que mayor porcentaje de especies emergentes y de hoja flotante presenta, las cuales tienen la capacidad de retener sedimentos y colaboran con la remoción de contaminantes (Miglioranza et al. 2004). En vista de los resultados obtenidos, era esperable que en los cuerpos de agua inmersos en las matrices productivas se observaran los mayores valores de sólidos en suspensión y nutrientes debido al predominio de vegetación flotante libre. Este tipo de vegetación ofrece otros beneficios al ecosistema como la retención mecánica de fitoplancton por su sistema radicular o ser refugio para el zooplancton ante la depredación de peces, entre otros, pero cuando cubren por completo o en gran parte un curso de agua (un comportamiento frecuente en cuerpos eutróficos) producen gran cantidad de detrito orgánico (Welch, 1980). Por esta razón, es de esperar que en estos cuerpos de agua los valores de las variables mencionadas anteriormente sean mayores. La distinción en este caso de cuál es la causa y cuál la consecuencia es difícil puesto que las plantas acuáticas condicionan las propiedades físico-químicas del agua y la estructura de otras comunidades bióticas y, a su vez, su crecimiento está limitado por las características del sistema (Wetzel 1990; Mitsch & Gosselink 1993; Jeppesen et al. 2012). En el caso de las modalidades que involucran ganado, por ejemplo, este puede tener un forrajeo selectivo sobre la vegetación emergente liberando recursos para especies flotantes como *Pistia stratiotes* que forman un tapizado sobre el curso de agua y esto puede generar, a su vez, aumentos en los sólidos en suspensión o simplemente el aporte de heces genera un aumento en la concentración de nutrientes lo que favorece el crecimiento de las plantas flotantes.

El índice ICOSUS refleja este mismo patrón de sólidos en suspensión, presentando al curso de agua inmerso en la matriz natural como el de mejor calidad. En el caso de la matriz ganadera, además, se observa un pico en primavera que podría deberse a que es la época de nacimientos y cría, lo que incrementa el número de cabezas de ganado habitual (de aproximadamente 1 vaca/ha) y, por ende, del material en descomposición aportado por el ganado. Esta carga ganadera es sensiblemente superior a la presente en la matriz foresto-ganadera, la cual, en promedio, es de

aproximadamente 0,5 vacas/ha. También se ve que en invierno hay una disminución de sólidos disueltos en todos los ambientes, posiblemente relacionado a que en esa estación muere mucha de la vegetación flotante permitiendo un aumento de la abundancia de plantas sumergidas, las cuales presentan una relación inversa con la turbidez del agua (Meerhoff & Mazzeo 2004).

Por otra parte, el curso de agua inmerso en la matriz natural presentó los valores más elevados de oxígeno disuelto y pH. Esto resulta importante pues el oxígeno disuelto es condicionante para la diversidad y abundancia de muchos organismos, entre ellos larvas de insectos acuáticos (Pérez et al. 2015), renacuajos y peces (Gómez 2017) y muestra el efecto negativo que tendría el reemplazo total de humedales por predios productivos endicados. Teniendo en cuenta que para la preservación de la vida acuática se requiere de un valor umbral de oxígeno disuelto de 5 mg/l (ACUMAR 2009), el curso natural sería óptimo puesto que presenta dicho valor en la mayor parte de las muestras analizadas. Sin embargo, esta situación no se observa en los cursos de agua inmersos en las matrices productivas ya que estos cursos presentaron valores promedios por debajo de este umbral. Sin embargo, hay que considerar que si bien dicho valor umbral abarca un amplio espectro de condiciones fisiológicas basado en la prueba de algunos organismos ensayados en laboratorio, no significa que en valores menores a este no puedan desarrollarse organismos acuáticos autóctonos en los cuales no se ha ensayado la concentración de oxígeno umbral necesaria para su supervivencia.

Por otro lado, el pH influye en la presencia de distintos organismos acuáticos (Domínguez & Fernández 2009; Morelli & Verdi 2014). En el caso de curso de agua inmerso en la matriz natural, los valores de pH fueron los más altos registrados (entre 7 y 7,5). Dichos valores se consideran un indicador de una buena aptitud de hábitat para la vida acuática (ACUMAR 2009). En relación a esto, ICOpH mostró además que sólo el ambiente foresto-ganadero durante el verano y la primavera presentó valores por fuera de la variación considerada natural (6-8) con un valor de pH de 4,5 a 5,5. Esto cobra relevancia puesto que el pH ácido puede afectar el éxito reproductivo, la mortalidad de embriones y de larvas de los anfibios (Molina & Péfaur 2010; Arenas Rodríguez 2015) y, en el caso de los peces, puede afectar la supervivencia de los alevines e incrementar la cantidad de muco

branquial impidiendo el intercambio gaseoso en los adultos (Barile et al. 2016). En este sentido, los cambios en el uso del suelo en el área no implicarían modificaciones drásticas del nivel de pH en los cursos de agua analizados.

Por último, al comparar los valores del índice de calidad de agua (WQI) se observa que ninguno de los cursos de agua presenta una calidad óptima, considerándose que la del curso de agua rodeado de la matriz natural resultó levemente mejor que la del resto.

En vista de lo mencionado anteriormente y coincidente con lo esperado por la hipótesis de trabajo, el curso de agua inmerso en la matriz natural es el que conserva una mejor calidad de agua para la vida acuática en base a las variables consideradas, lo que es concordante con lo hallado por Cárdenas *et al.* (2007) al estudiar los efectos de las modalidades foresto-ganaderas y ganaderas sobre microcuencas. Por otro lado, se esperaba que un mayor grado de intervención, como sucede en el caso de la matriz foresto-ganadera, se vea reflejado en un mayor impacto sobre las variables físico-químicas. Sin embargo, esto no sucedió puesto que todos los usos productivos muestran una calidad de agua regular con índices levemente peores en la matriz foresto-ganadera. Es importante destacar que esta es una de las primeras aproximaciones para conocer los efectos de las distintas modalidades productivas sobre los cursos de agua en esta zona, con lo cual sería necesario abarcar en estudios futuros una mayor cantidad de canales y arroyos que le otorguen mayor representatividad al estudio y considerar otras posibles variables como la demanda química de oxígeno, la demanda biológica de oxígeno, el complejo de nitrógeno en todas sus formas e indicadores biológicos (e.g., *in situ* y *ex situ* con ensayos ecotoxicológicos) que tal vez puedan verse afectados por otras sustancias utilizadas en dichos usos productivos como es el caso de hormiguicidas (utilizados en las forestaciones) y herbicidas (utilizados en los usos que involucran ganadería) que no pueden ser medidos con facilidad a partir de una muestra de agua.

## **3.2      Suelos**

### 3.2.1 Introducción

El suelo es uno de los componentes fundamentales de los ecosistemas terrestres, al punto tal que la FAO (2005) plantea que los suelos sanos son el fundamento del sistema alimentario al ser la base de la agricultura y el medio en el que crecen casi todas las plantas destinadas a la producción de alimentos. La buena calidad física del suelo determina un ambiente adecuado para el desarrollo de las raíces vegetales, además del ingreso y almacenamiento óptimo del agua necesaria para el crecimiento de las plantas (Taboada & Alvarez 2008). El hombre, a través del manejo agrícola o ganadero, modifica la calidad física del suelo, lo cual tiene consecuencias graves en sus condiciones químicas y biológicas (Dexter 2004).

En el caso de los humedales, que poseen suelos hídricos (Keddy & Fraser 2000), su transformación o degradación para otros usos, con condiciones de menor anegamiento, generan cambios drásticos en el ambiente que implican la consolidación, subsidencia y compactación de los mismos (Wösten *et al.* 1997; Hargreaves *et al.* 2003; Kool *et al.* 2006; Gebhardt *et al.* 2010), las alteraciones en los ciclos biogeoquímicos (Olila *et al.* 1997; Hargreaves *et al.* 2003; Kool *et al.* 2006; Lal 2007; Gebhardt *et al.* 2010) con los consiguientes cambios en el tipo de vegetación (Nosetto *et al.* 2006; Murphy *et al.* 2009; Bó *et al.* 2010). Otra consecuencia de estas modificaciones es el cambio en el pH del suelo, naturalmente ácido, que puede disminuir la solubilidad del hierro, fósforo, manganeso, zinc y cobre, volviéndolos menos disponibles para las plantas. A su vez una mayor aireación puede generar la formación de los óxidos de estos metales y en combinación con pH ácido resultar fitotóxicos (Barbaro *et al.* 2014).

Además, el drenaje de estos ambientes genera oxidación de la materia orgánica acumulada en estos sistemas, incrementando la actividad biológica que acelera las tasas de descomposición y la movilización del carbono por los gases liberados a la atmósfera (Megonigal *et al.* 2005; Lal 2007). Esto cobra relevancia considerando que se estima que aproximadamente el 20% del depósito total de carbono orgánico del suelo se encuentra almacenado en humedales (Gorham 1991; Maltby & Immirzi 1993; Houghton 2003; Lal 2007). Por lo tanto, esta transformación de materia orgánica en

CO<sub>2</sub> tiene también consecuencias sobre el cambio climático al incrementarse las emisiones de gases de efecto invernadero.

En el Delta del río Paraná, las prácticas productivas tradicionales implicaban la canalización de los humedales a fin de facilitar la evacuación de los excedentes hídricos, con la consiguiente pérdida de materia orgánica y nutrientes del sistema (Bó *et al.* 2010). Actualmente, y tal como fuera mencionado en el capítulo 2, las modalidades productivas implican la construcción de terraplenes a fin de evitar el ingreso de agua proveniente de crecientes y/o mareas. En el interior de estos diques se suele trazar una red de zanjas y canales de drenaje con el fin de permitir el transporte local de agua (Brinson & Malvárez 2002; Ceballos 2011; Quintana & Bó 2011). Actualmente el 14% de la superficie del Delta se encuentra endicada principalmente para fines forestales, foresto-ganaderos y ganaderos (Minotti & Kandus 2013) aunque se observa una tendencia creciente a la conversión de humedales para actividades agrícolas y de desarrollos urbanos (Quintana & Bó 2011). Una de las principales consecuencias de estas prácticas es que los suelos que antes permanecían saturados durante la temporada de aguas altas, generaban condiciones anaeróbicas con niveles de acidez propicias para el crecimiento y regeneración de la vegetación hidrófila. En las condiciones actuales, los suelos drenados se airean, generando condiciones aeróbicas, que los vuelven aptos para el crecimiento de especies con baja tolerancia al anegamiento (Bó *et al.* 2010) y al mismo tiempo cambian el soporte físico de los mismos, lo que permite realizar labores de manejo, ingresar maquinarias e instalar infraestructura (Ceballos 2011). A su vez, en los suelos de las plantaciones forestales del Bajo Delta los contenidos de potasio y magnesio se incrementan a partir de los 40 cm de profundidad del suelo posiblemente debido al efecto de las forestaciones sobre la hidrología. Dicho efecto se da por la combinación de una serie de factores como un incremento del ascenso capilar del agua en épocas de déficit hídrico (que en esta región se corresponde con el verano), la disminución de la lixiviación, la absorción de agua subterránea y la exclusión de sales por parte de las raíces y, finalmente, por el aporte de una napa freática cargada de solutos y cercana a la superficie durante el otoño-invierno (Jobbagy & Jackson 2004; Jobbágy & Jackson 2004; Ceballos 2011). Esto puede generar aumentos en la conductividad eléctrica de los suelos en esta región tras

sucesivos ciclos forestales, generando problemas de toxicidad y salinidad (Ceballos 2011). Otra de las actividades presente en la región es la ganadería, la cual genera una reducción de la porosidad debido a procesos de compactación en suelos muy húmedos a saturados. El pisoteo causa además daños por amasado, que se expresa mediante las pérdidas de los espacios porales y de la estabilidad estructural (Greenwood & McKenzie 2001). Los cambios en las condiciones hídricas conducen a la entrada de aire en el espacio poroso de estos suelos aumentando su susceptibilidad a ser compactados.

En el presente capítulo se analizan algunas propiedades físicas y químicas del suelo consideradas relevantes para evaluar los efectos de las modalidades productivas dominantes (y sus transformaciones asociadas) en las islas del Bajo Delta del río Paraná sobre la calidad de los suelos y su relación con la integridad del sistema.

### **3.2.2 Objetivo**

Analizar y evaluar cómo las distintas modalidades productivas (y sus transformaciones asociadas) afectan las condiciones originales del suelo.

### **3.2.3 Objetivos específicos**

- 1) Analizar distintas propiedades físicas en suelos presentes en sitios sometidos a las diferentes modalidades productivas y sitios naturales
- 2) Analizar distintas propiedades químicas en suelos pertenecientes a sitios sometidos a diferentes modalidades productivas y sitios naturales.

### **3.2.4 Hipótesis y predicciones**

La relación entre las modalidades productivas y las variables edáficas elegidas para caracterizar a los suelos no es siempre lineal debido a las interacciones entre ellas. Por ejemplo, un aumento del



contenido de materia orgánica (debido a un cambio en el uso de la tierra) puede generar efectos contrapuestos sobre otra de las variables analizadas como es la densidad aparente (Ceballos 2003), siendo su valor dependiente del equilibrio de estos efectos. Por esta razón, es necesario plantear una hipótesis de trabajo que abarque ambas circunstancias sin direccionalidad para después analizar y discutir los efectos que actúan sobre las variables elegidas, sus consecuencias sobre la calidad de los suelos y su aporte a la integridad del sistema.

H2: Las condiciones del suelo varían entre los ambientes naturales respecto a aquellos de mayor intervención antrópica.

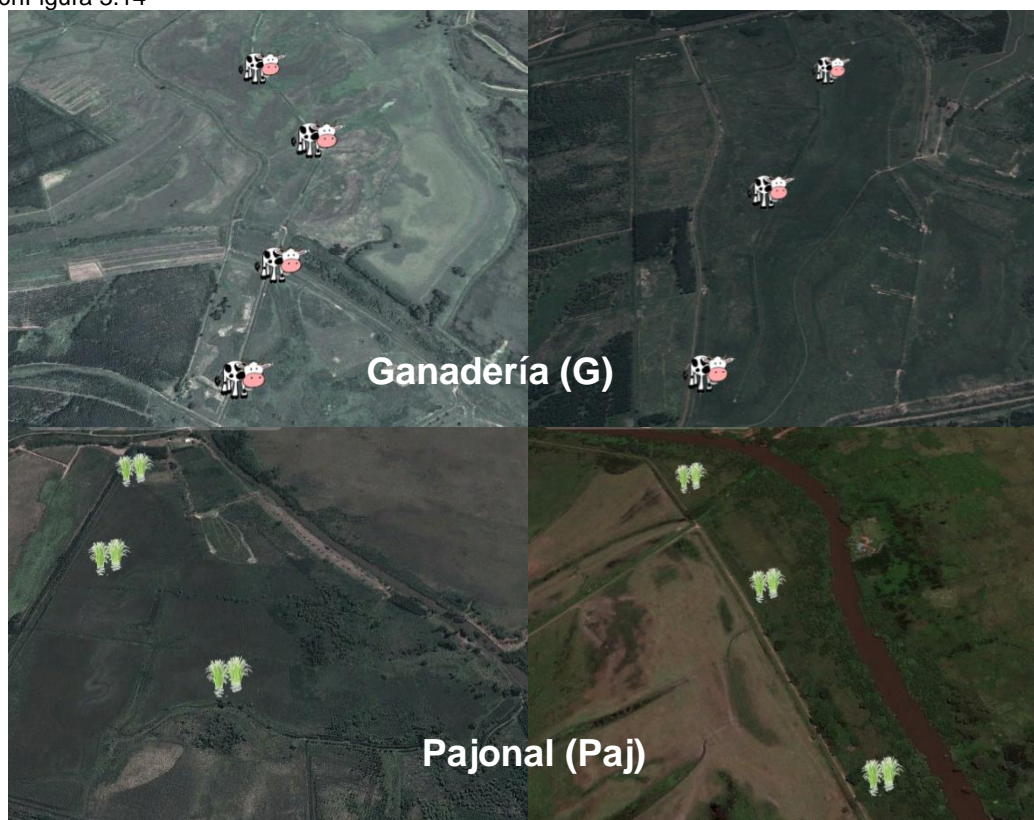
*Predicción 2.1: El contenido de materia orgánica, pH, conductividad, densidad aparente y humedad se modificarán en parcelas ubicadas en ambientes intervenidos (forestales, foresto-ganaderos y ganaderos) respecto de parcelas ubicadas en humedales naturales.*

### **3.2.5 Materiales y Métodos**

Se seleccionaron entre 6 y 7 sitios al azar dentro de cada uso y en el ambiente natural para la toma de muestras de suelo (Figura 3.14). Los muestreos se realizaron en forma estacional durante el período de otoño de 2015 a verano de 2016. Se consideró un solo año de muestreo para estas variables debido a que se asume que, a menos que ocurra un evento extraordinario o modificaciones en el uso del suelo, no habría grandes variaciones interanuales en estos parámetros (Darío Ceballos com. Pers.).



ContinuaciónFigura 3.14



**Figura 3.14.** Sitios seleccionados para el muestreo de suelos, vegetación y anuros dentro de cada ambiente en el Bajo Delta del Río Paraná.

En cada punto se utilizó un barreno de 12" (Figura 3.15) para tomar una muestra de suelo de los primeros 10 cm de profundidad. Se consideraron sólo los primeros 10 cm por ser los que concentran la mayor actividad biológica tanto de artrópodos como de densidad de raíces (Magnano 2017; Nanni 2017) y es un espesor apropiado para el establecimiento de las cuevas de algunas especies de anuros cavadores (Heredia 2008). A partir de dichas muestras se midieron estacionalmente las siguientes variables edáficas: porcentaje de humedad del suelo (%H), pH, conductividad eléctrica (CE), y contenido de materia orgánica (MO).





**Figura 3.15.** Barreno para muestreo de suelo. A la izquierda un esquema del dispositivo y a la derecha una muestra tomada en campo.

Por otra parte, se tomaron muestras en los mismos sitios con el método del cilindro (Figura 3.16) para determinar la densidad aparente. La densidad aparente se define como la masa de suelo por unidad de volumen y describe la compactación del suelo, representando la relación entre sólidos y espacio poroso (Keller & Håkansson 2010). Es una forma de evaluar la resistencia del suelo a la elongación de las raíces y esta metodología es la más adecuada para suelos como los que se encuentran en el Delta del Paraná. En este caso no se tomaron muestras de manera estacional debido a que se asume que, a menos que ocurra un evento extraordinario o modificaciones en el uso del ambiente, no habría grandes variaciones de esta variable a lo largo del año (Darío Ceballos com. Pers.).



**Figura 3.16** Muestreador de densidad aparente (método del cilindro). A la izquierda un esquema del dispositivo y a la derecha una muestra tomada a campo.

Para la metodología y el cálculo de cada variable edáfica tomada se siguieron los protocolos obtenidos de la Estación Experimental INTA Delta.

**Porcentaje de humedad del suelo (H).** Las muestras colectadas en el campo fueron pesadas *in situ* (peso húmedo, ph) y luego trasladadas al laboratorio donde se secaron en una estufa a 60 °C por 72 hs o hasta alcanzar un peso constante. En ese punto las muestras volvieron a pesarse (peso seco, ps). El porcentaje de humedad se obtuvo por diferencia de estos dos pesos según la siguiente ecuación:

$$H = \frac{(ph - ps)}{ph} \times 100$$

**Contenido de materia orgánica (MO):** El suelo seco resultante del punto anterior se calcinó en una mufla a 550 °C durante dos horas (Zagal & Sadzawka 2007). Luego se pesó el suelo calcinado (pc). El contenido de materia orgánica se calculó a partir de la siguiente ecuación:

$$MO (g) = ps - pc$$

**Densidad aparente (DA):** Se define como la masa por unidad de volumen. Para la extracción de las muestras se utilizó un cilindro de 534,29 cm<sup>3</sup> de volumen. Las muestras fueron secadas en estufa a 60 °C por 72hs o hasta alcanzar un peso constante. Posteriormente las mismas fueron pesadas (peso seco, ps). La densidad aparente se calculó en función de la siguiente ecuación (Campbell & Henshall 1991):

$$DA (g/cm^3) = ps / Vol \text{ del cilindro}$$

**pH y Conductividad Eléctrica (CE):** Se utilizó una alícuota de 10 g de suelo seco a partir de las muestras tomadas estacionalmente. Se realizó un extracto compuesto por suelo y agua destilada en proporción 1:2,5 (Vallone *et al.* 2007) y utilizando un medidor multiparamétrico HACH modelo SENSION156 pH/COND/DO MTR/PROBES si midió el pH y la conductividad de cada muestra.

Debido a la dificultad de la toma de muestras en el ambiente natural por encontrarse siempre inundado o encharcado sólo se pudieron analizar 4 muestras para este ambiente. En el caso de la densidad aparente sólo se logró una muestra, razón por la cual su valor se muestra en la figura 3.20 de la sección de Resultados pero no fue considerado para el análisis de los datos.

### **Análisis de datos**

Se realizó un ordenamiento de las muestras mediante un Análisis de Componentes Principales (ACP) basado en las variables físico-químicas antes mencionadas (pH, CE, MO, %H) teniendo en cuenta todos los sitios y fechas de muestreo. Para comprobar la correlación entre las variables se realizaron correlaciones de Pearson.

Para determinar si existieron diferencias significativas entre usos se realizó un modelo lineal general a utilizando los componentes principales 1 y 2 como variables resumen, y se ingresó al modelo el ambiente y la estación como efectos fijos. Se modeló la varianza con la función VarIdent (Pinheiro & Bates 2000) por la interacción ambiente y estación.

Para determinar la diferencia en cuanto a la densidad aparente observada entre los distintos usos se realizó un modelo lineal general, con el uso como efecto fijo.

En todos los casos se utilizaron los programas Infostat (Di Rienzo *et al.* 2016), RStudio (Team 2015) y R (Team 2017).

### **3.2.6 Resultados**

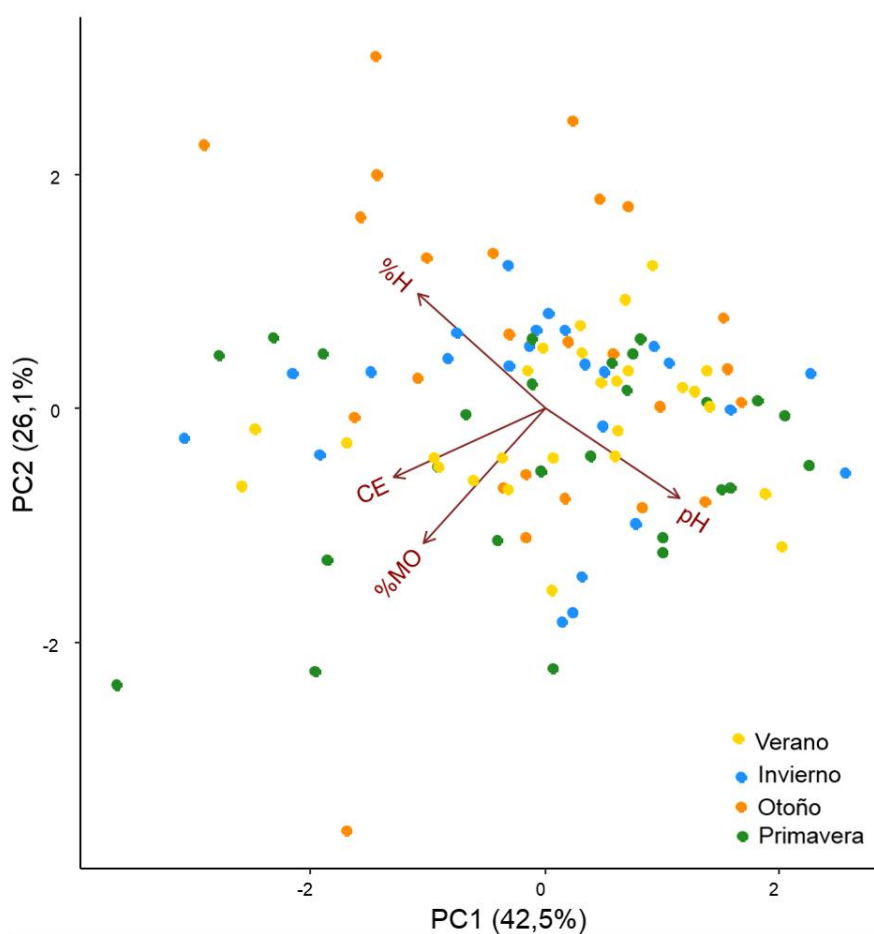
Al observar los valores de las distintas variables edáficas consideradas, se observa una variación entre los distintos ambientes de los tres usos productivos considerados. En la Tabla 3.4 se resumen los valores medios de dichas variables.

**Tabla 3.4.** Valores medios de pH, porcentaje de materia orgánica (%MO), conductividad eléctrica (CE), porcentaje de humedad (%H) y densidad aparente (DA). FA: forestación adulta; FGA: forestación adulta con ganadería; FGJ: forestación joven con ganadería; FJ: forestación joven; G: campo ganadero; Paj: pajonal. Los valores entre paréntesis expresan el número de muestras consideradas por uso para las primeras 4 variables (pH, %MO, CE y %H) y el número de muestras consideradas para la DA. (Media  $\pm$  EE).

| Ambiente           | pH              | %MO              | CE                   | %H              | DA              |
|--------------------|-----------------|------------------|----------------------|-----------------|-----------------|
| <b>FA (10; 7)</b>  | 4,81 $\pm$ 0,11 | 9,78 $\pm$ 1,22  | 1139,25 $\pm$ 169,64 | 0,40 $\pm$ 0,03 | 0,70 $\pm$ 0,06 |
| <b>FGA (23; 6)</b> | 5,27 $\pm$ 0,07 | 9,78 $\pm$ 0,66  | 684,88 $\pm$ 68,50   | 0,30 $\pm$ 0,01 | 0,91 $\pm$ 0,06 |
| <b>FGJ (23; 6)</b> | 4,80 $\pm$ 0,08 | 8,17 $\pm$ 0,61  | 761,00 $\pm$ 60,50   | 0,32 $\pm$ 0,02 | 0,77 $\pm$ 0,04 |
| <b>FJ (22; 6)</b>  | 5,27 $\pm$ 0,10 | 8,74 $\pm$ 0,56  | 871,53 $\pm$ 173,97  | 0,28 $\pm$ 0,02 | 0,83 $\pm$ 0,07 |
| <b>G (21; 10)</b>  | 4,85 $\pm$ 0,13 | 14,11 $\pm$ 1,11 | 1581,60 $\pm$ 129,72 | 0,30 $\pm$ 0,03 | 0,72 $\pm$ 0,08 |
| <b>Paj (4; 1)</b>  | 3,87 $\pm$ 0,21 | 7,11 $\pm$ 1,11  | 824,69 $\pm$ 307,69  | 0,48 $\pm$ 0,05 | 0,288           |

En términos generales se observa un pH menor en el ambiente natural (Paj) seguido de los campos ganaderos, las forestaciones jóvenes con ganado y las forestaciones adultas sin ganado y por último las forestaciones adultas con ganado y las forestaciones jóvenes sin ganado. El porcentaje de materia orgánica es mucho mayor en los campos ganaderos respecto del resto de los ambientes. La conductividad eléctrica es muy variable en todo los ambientes siendo los campos ganaderos y las forestaciones adultas sin ganado los ambientes que presentan los valores más altos, y las forestaciones adultas con ganado y las forestaciones jóvenes sin ganado los que presentan los valores más bajos. El porcentaje de humedad fue más alto en el ambiente natural. La densidad aparente fue mayor en las forestaciones adultas con ganado, seguido de las forestaciones jóvenes con ganado, las forestaciones jóvenes sin ganado y los campos ganaderos, y por último las forestaciones adultas sin ganado. El ambiente natural presentó el valor más bajo de compactación pero sólo se pudo tomar una única muestra (Tabla 3.4).

El ACP explicó un 68,6% de la variabilidad total (42,5% por el CP1 y 26,1% por el CP2). Los resultados muestran que no hay una diferenciación estacional marcada en los parámetros analizados (Figura 3.17), por lo cual no se consideró la estación en el modelo lineal general de los dos primeros ejes (CP1 y CP2). El modelo final consideró el ambiente como factor fijo con modelado de varianza VarIdent por uso para ambos componentes.

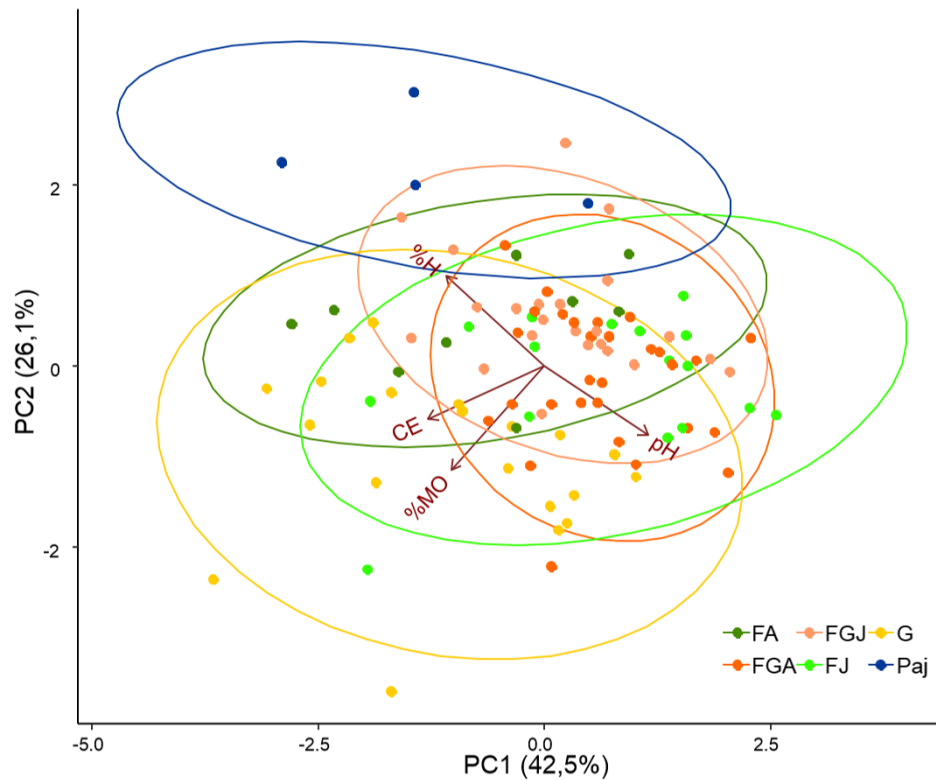


**Figura 3.17.** Análisis de componentes principales de las muestras en el espacio para las variables edáficas obtenidas en los diferentes ambientes del Bajo Delta del Paraná: porcentaje de Humedad (%H), porcentaje de Materia orgánica (%MO), Conductividad eléctrica (CE) y pH.

A lo largo de CP1 se observa cierta separación de las muestras debido al tipo de ambiente, ubicándose hacia los valores positivos del eje las muestras de los sitios ganaderos (G), del ambiente natural (Paj) y de la forestación adulta sin ganado (FA), con los mayores valores de conductividad eléctrica, porcentaje de materia orgánica y porcentaje de humedad, variables que se correlacionaron



positivamente con dicho eje. Hacia los valores negativos del eje se ubicaron las muestras de las forestaciones adultas y jóvenes con ganado (FGA y FGJ) y las de las forestaciones jóvenes sin ganado (FJ), con los mayores valores de pH, variable correlacionada negativamente con dicho eje.



**Figura 3.18.** Análisis de componentes principales de las muestras en el espacio para las variables edáficas obtenidas en los diferentes ambientes del Bajo Delta del Paraná: porcentaje de Humedad (%H), porcentaje de Materia orgánica (%MO), Conductividad eléctrica (CE) y pH. Los diferentes colores indican el tipo de ambiente (forestal adulto, FA; foresto-ganadero adulto, FGA; forestal joven, FJ; foresto-ganadero joven, FGJ; ganadera, G; pajonal, Paj). Las elipses representan el 95% de los datos de cada ambiente.

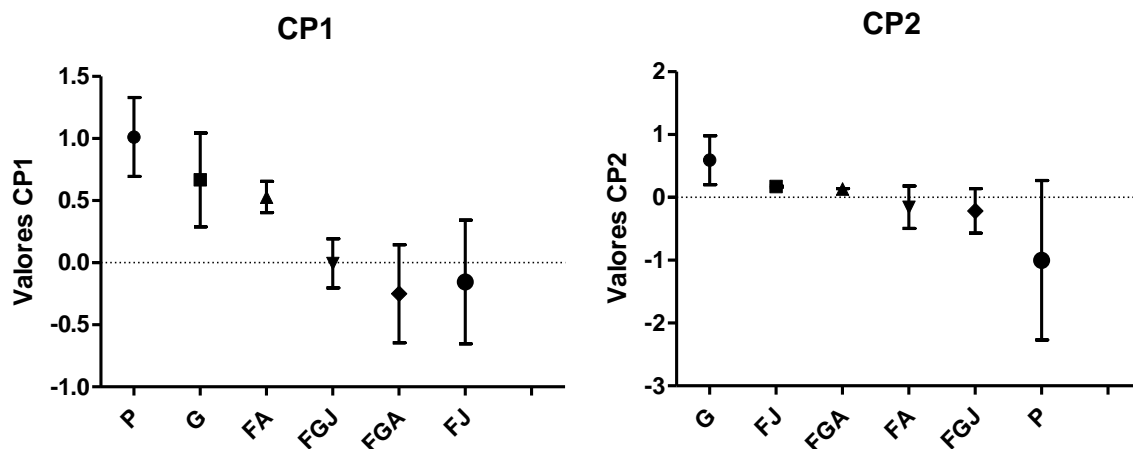
Todas las variables resultaron significativas en su correlación con ambos ejes (CP1 y CP2; Tabla 3.5).

**Tabla 3.5.** Valores de los autovectores de los dos primeros componentes (CP1 y CP2) para las distintas variables edáficas consideradas en los diferentes ambientes del Bajo Delta del Río Paraná. Los asteriscos señalan la significancia de la correlación de cada variable con los scores de los dos primeros componentes (CP1 y CP2).  $p < 0,05^*$ ;  $p < 0,01^{**}$ ;  $p < 0,001^{***}$

| Variable                             | CP 1      | CP 2      |
|--------------------------------------|-----------|-----------|
| Porcentaje de humedad (%H)           | 0,4753*** | -0,548*** |
| Porcentaje de Materia Orgánica (%MO) | 0,4505*** | 0,64***   |
| pH                                   | -0,502*** | 0,426***  |
| Conductividad Eléctrica (CE)         | 0,565***  | 0,33***   |

El modelo lineal general en base al primer componente muestra que estas diferencias entre ambientes fueron significativas ( $F_5=7,82$ ;  $p < 0,001$ ), permitiendo discernir entre estos dos grupos

(Paj, G y FA vs FGJ, FGJ y FJ; Figura 3.19).



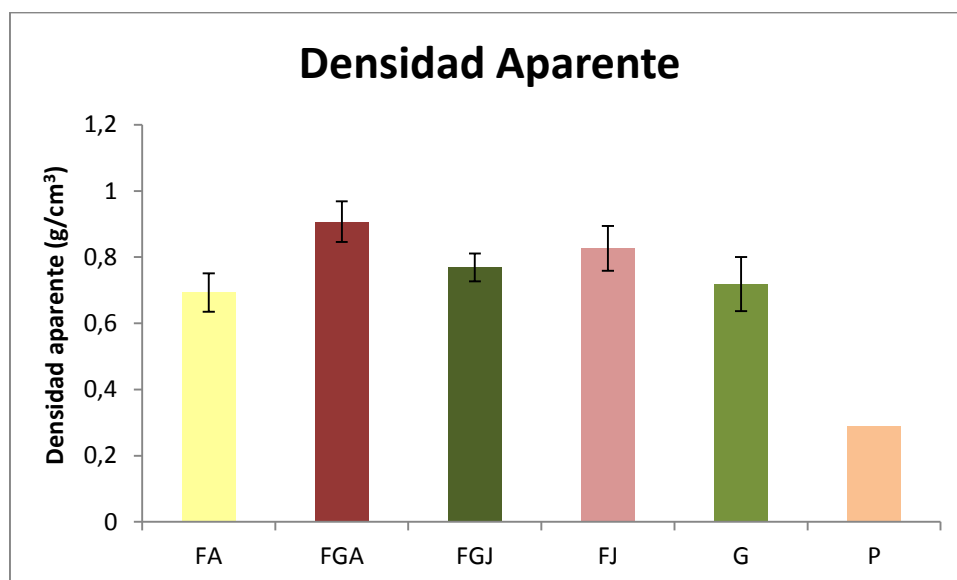
**Figura 3.19.** Medias ajustadas ( $\pm$  EE) según el modelo lineal general con modelado de varianza para los scores del componente principal 2. Se muestran las comparaciones de los efectos principales de la estación

En el caso del componente principal 2 quedaron hacia los valores positivos del eje las muestras de los sitios ganaderos, con mayores valores de conductividad eléctrica, pH y porcentaje de materia orgánica, variables que se correlacionaron positivamente con dicho eje. Hacia los valores negativos se ubicó el resto de las muestras, con los mayores valores de porcentaje de humedad. Esta variable se correlacionó negativamente con dicho eje (Tabla 3.5). El modelo lineal general a partir de este componente mostró diferencias significativas ( $F_5=22,656$ ;  $p<0,001$ ), permitiendo discriminar 4 grupos: los sitios pertenecientes al campo ganadero (G); un grupo conformado por los sitios foresto-ganaderos con forestación adulta (FGA) conjuntamente con los sitios correspondientes a forestaciones jóvenes (FJ); uno que incluyó a los sitios correspondientes a forestaciones adultas sin ganao (FA) y a sitios foresto-ganaderos con forestaciones jóvenes (FGJ); y un último grupo conformado solo por los sitios provenientes del ambientes natural (Paj) (Figura3.19).

Estos resultados muestran que el ambiente natural, con mayor porcentaje de humedad y menor valor de pH, se distingue del resto. Los suelos provenientes de predios ganaderos se caracterizaron por presentar altos valores de conductividad eléctrica y porcentajes de materia orgánica mientras que los campos foresto-ganaderos con forestaciones adultas y los campos forestales jóvenes presentaron los menores valores de porcentaje de humedad y los mayores valores de pH, y por

último, los campos foresto-ganaderos con forestaciones jóvenes y las forestaciones adultas sin ganado mostraron valores intermedios de pH y porcentaje de humedad.

En la figura 3.20 se muestran los valores de densidad aparente para los suelos provenientes de los diferentes ambientes considerados.



**Figura 3.20.** Densidad aparente de los suelos de los distintos ambientes (forestal adulto, FA; foresto-ganadero adulto, FGA; forestal joven, FA; foresto-ganadero joven, FGJ ganadera, G; pajonal, Paj) en el Bajo Delta del Río Paraná.

No se observaron diferencias significativas entre usos ( $F_4=1,54$ ;  $p=0,2150$ ); sin embargo, se observa una tendencia en la cual los valores para la forestación adulta fueron los menores, seguido por los predios ganaderos y los foresto-ganaderos con forestación adulta. En el caso de las forestaciones jóvenes, los predios foresto-ganaderos mostraron los valores más bajos respecto a aquellos exclusivamente forestales. En todos los casos las medias de los usos son muy superiores al valor calculado para la única muestra de obtenida en el ambiente natural.

### 3.2.7 Discusión

Una de las conclusiones que primero surge al analizar los resultados es que existe un efecto muy importante sobre los suelos al realizar un endicamiento seguido del drenado (y a veces rellenado) de los predios para llevar a cabo actividades productivas en la región. Esto tiene un efecto directo sobre algunas variables, y en el caso de otras el efecto depende de la posterior combinación con

alguna de las modalidades productivas. Un ejemplo de lo primero son los valores de pH más bajos encontrados en el ambiente natural coincidente con lo esperado para suelos de humedales que permanecen parte del tiempo anegados, propiciando así condiciones de anaerobiosis que favorecen los procesos de acidificación del suelo (Quintana *et al.* 2014; Magnano 2017). A su vez los ambientes no endicados conservan el aporte de materia orgánica proveniente del río (Magnano 2017) que también influye sobre la acidez del suelo, dado que su descomposición libera componentes ácidos (Morrás 2008).

En otras variables el efecto final depende de la interacción entre el endicamiento de los humedales y las actividades productivas instaladas. Los campos ganaderos presentaron un aumento considerable del porcentaje de materia orgánica asociado posiblemente a la introducción de especies no nativas como forraje para el ganado, las que se caracterizan por una velocidad de descomposición mayor que las especies nativas (Travieso-Bello *et al.* 2005); a esto se le suma la materia orgánica proveniente de las excretas del propio ganado bovino. Este mismo efecto se observó en humedales de la región pampeana (Chaneton & Lavado 1996). Sin embargo, en humedales del Delta Medio, en donde la ganadería se lleva a cabo en áreas fuera de diques, la exclusión del ganado genera aumentos considerables de la materia orgánica en períodos cortos de tiempo (Magnano 2017) debido a que el material transportado por el río es capturado por la vegetación que crece en grandes cantidades sin la presencia de ganado. Esto indicaría una interacción entre el endicamiento que reduce la materia orgánica aportada por el río y la actividad ganadera que aumenta el aporte de la misma, el resultado en este caso es un mayor porcentaje de materia orgánica en los campos ganaderos respecto de otros usos. Por otro lado, es necesario considerar que este aumento registrado en el presente trabajo se da particularmente en los primeros 10 cm del suelo, por lo que sería recomendable analizar qué sucede en las capas más profundas. En el caso de las forestaciones, el incremento en el porcentaje de la materia orgánica es prácticamente insignificante respecto del ambiente natural. Esto se condice en parte con lo obtenido por Ceballos (2011), quien señala que no hay diferencias significativas para los primeros 10 cm del suelo, pero si a profundidades de 10 a 50 cm, con ganancias del 68% extra de materia orgánica en

las forestaciones. Sin embargo, Vicari *et al.* (2011) observaron que los pajonales de *Scirpus giganteus* de esta zona tienen 10 veces más materia orgánica en los suelos dentro de los primeros 75 cm de profundidad con lo cual es necesario explorar otras profundidades para llegar a una conclusión más concreta respecto al efecto del endicamiento y esta actividad sobre la materia orgánica. Más allá de lo observado respecto a esta variable, cabe destacar que en los suelos de humedales, la materia orgánica es un componente preponderante y sus transformaciones químicas juegan un papel central en su fertilidad y en los ciclos biogeoquímicos locales y globales (Ceballos 2011). Por lo que la oxidación que se produce en estos suelos como resultado del drenado para el establecimiento de las distintas modalidades productivas, acelera las tasas de descomposición generando grandes pérdidas de carbono como producto de la actividad microbológica (Megonigal *et al.* 2005; Tarnocai 2006).

Por otro lado, el porcentaje de humedad se ve considerablemente reducido en los ambientes intervenidos respecto al ambiente natural. En el caso de los campos ganaderos, esto puede estar relacionado al aumento de la compactación sumado a la reducción de la cobertura vegetal que disminuye la capacidad del suelo de retener humedad (Leung *et al.* 2015). En el caso las forestaciones con y sin ganado, aún cuando la cobertura de los árboles y la presencia de un mantillo formado por desechos orgánicos sobre el suelo mineral (una característica relevante de los suelos de las forestaciones; Schlatter 1993) colaboran con el mantenimiento de la humedad del suelo dentro de los rodales, los valores de humedad registrados en las mismas no se asemejan a aquellos observados en el humedal.

La humedad del suelo es relevante puesto que combinada con el contenido de arcilla que tiene los suelos hídricos de la región puede tener efectos sobre compactación del mismo (Greenwood & McKenzie 2001). Si bien los suelos en los ambientes intervenidos no presentan una saturación de agua constante, en algunos momentos del año la humedad es muy elevada, lo que junto con las cargas generadas por el tránsito de maquinarias agrícolas o por el mismo ganado facilitan la ocurrencia de procesos de compactación (McNabb *et al.* 2001; Scherer-Lornzen 2005). Además, se

ve afectado el desarrollo de la vegetación hidrófila y su fauna asociada que dependen de los altos niveles de humedad registrados en los suelos de los humedales.

En cuanto a la conductividad eléctrica, esta mostró una gran variación entre ambientes presentando el mayor valor en los campos ganaderos. En el caso de las forestaciones, los valores también son altos debido posiblemente al establecimiento de vegetación con mayor consumo de agua subterránea que la original, lo que puede favorecer la concentración de sales en la zona de absorción radicular (Jobbagy & Jackson 2004; Jobbágy & Jackson 2004). Por los valores obtenidos ( $<1\text{dS/m}$  ( $1+5\text{ v/v}$ )), se puede afirmar que en ninguno de los casos se detectó una salinización de los suelos ya que todos los valores se encontraron por debajo de este umbral. Sin embargo, no puede descartarse que dentro de los diques se den estos fenómenos ya que existen antecedentes de salinización dentro de predios forestales endicados dado que en el Delta se encuentran depósitos salinos a poca profundidad que fueron depositados por el mar hace 4500 años (Iriondo & Altamirano 1988). La salinización de suelos genera problemas de toxicidad de los diferentes iones involucrados así como aumento de la presión osmótica y menor disponibilidad de agua para los cultivos (Rengasamy 2010).

La densidad aparente, es otra variable que se ve afectada tanto por las modificaciones en el ciclo hidrológico como por las actividades productivas que se desarrollan posteriormente. El endicamiento y drenaje de los humedales produce un aumento de la densidad aparente en todos los ambientes respecto del pajonal natural debido a que se generan procesos de consolidación y/o compactación por disminución de la porosidad del suelo. Rovdan *et al.* (2002) han señalado, luego del drenaje de suelos similares a los del Bajo Delta (Gley y Gley subhúmicos), que existe un incremento de la densidad aparente inducido por la reducción en la porosidad total de 31% en los primeros 10 cm y 7% en una profundidad de 10 a 35 cm. Si bien en el presente trabajo no es posible realizar una comparación con el ambiente natural, Ceballos (2011) encontró valores de densidad aparente (en los primeros 10 cm de profundidad) en pajonales de la zona, similares al obtenido para la muestra del pajonal analizada aquí. También observó que su posterior reemplazo por forestaciones de álamos generó una reducción de la porosidad del 82% atribuible a la mayor

susceptibilidad de estos suelos a compactarse dado que no cuentan con el agua cuya incompresibilidad contribuye a sostener el espacio poroso de mejor manera que el aire. Resultados similares también han sido reportados por otros autores (Hadas 1990; Fredlund & Rahardjo 1993; Aust *et al.* 1995; Engelaar *et al.* 2000).

Finalmente, si bien la densidad aparente no mostró diferencias significativas entre usos, se ve una tendencia con valores más bajos en la forestación adulta sin ganado, seguida por el campo ganadero y por último, la forestación de álamo adulto con ganado. Considerando estos 3 ambientes y descartando el efecto de consolidación generado por el drenado como se explicó anteriormente, se ve que el efecto de la ganadería sobre la compactación del suelo es mayor que la forestación pura y, a su vez, el efecto del sistema foresto-ganaderos es mayor que el obtenido para ambas producciones por separado. Esto puede estar asociado a que en las forestaciones con ganado se suman el efecto del pisoteo del ganado y las tareas de mantenimiento que se realizan en estas forestaciones, como el paso del rolo. En el caso de las forestaciones jóvenes se invierte el patrón, ya que los predios foresto-ganaderos presentaron una menor densidad aparente. Esto estaría relacionado a las prácticas de mantenimiento que se realizan en los primeros años de estas producciones cuando se desea combinarla con la cría de ganado como es el caso del rastrillaje de los suelos. Cabe aclarar que en ninguno de los casos se detectó una densidad aparente que pudiera afectar el desarrollo de las raíces que, para suelos arcillosos, sucede a partir de los 1,5-1,6 g/cm(Reynolds *et al.* 2002).

En resumen, la hipótesis de trabajo se cumplió puesto que las variables elegidas permitieron diferenciar los ambientes analizados, en particular el ambiente natural del resto. No todas las variables aumentaron o disminuyeron con la incorporación del uso. En el caso del pH, por ejemplo, se detectaron los menores valores de esta variable en el ambiente natural.

Si bien los suelos de los distintos usos productivos se consideran muy ricos en relación al porcentaje de materia orgánica (Tavera 1985) el hecho de estar endicados puede llevar a una pérdida de esta a largo plazo como producto del cese de aporte por parte del río durante los pulsos de inundación. En ninguno de los casos se observó una densidad aparente tan alta que impidiera el desarrollo

radicular pero no se descarta este efecto luego de subsecuentes ciclos productivos, destacando además que los valores hallados para los ambientes con alguna actividad productiva están muy por encima del obtenido para el pajonal natural. Estos cambios sumados a la variación el porcentaje de humedad y la conductividad eléctrica podría traer aparejado consecuencias sobre otros de los componentes analizados a lo largo de la tesis (agua, vegetación, comunidades de anuros) afectando la integridad del sistema (ver capítulo 5).



## Capítulo 4. Factores Bióticos

### 4.1 Vegetación

#### 4.1.1 Introducción

Las plantas son un importante componente dentro de un ecosistema, utilizadas muchas veces como indicadores de las condiciones del mismo. Las principales características que las hacen apropiadas para este fin son sus niveles de riqueza relativamente altos, sus rápidas tasas de crecimiento y su respuesta directa a los cambios ambientales tanto naturales como antropogénicos. Son usadas tanto a nivel de especie analizando características poblacionales que reflejan, por ejemplo, el impacto de determinados usos productivos (Magnano *et al.* 2018); a nivel comunitario analizando cambios en la diversidad, riqueza o composición que pueden dar cuenta de una o varias características físico-químicas del suelo, microclimas o condiciones hidrológicas (Fennessy 2002; Maraseni & Pandey 2014; Hedwall & Brunet 2016); como así también a nivel de paisaje analizando los patrones de distribución en el espacio y el tiempo como reflejo de cambios ocasionados por el calentamiento global, cambios en el uso de la tierra, etc (Yengoh *et al.* 2015; Sica *et al.* 2016). Por otro lado, cambios en su diversidad están acompañados de cambios en la composición funcional de la vegetación que a su vez alteran numerosas funciones y servicios ecosistémicos, por ejemplo, el incremento en la producción de biomasa y alteración de las tasas de ciclado de nutrientes debido al pastoreo intensivo que favorece plantas de rápido crecimiento no palatables (Lavorel & Grigulis 2012; Allan *et al.* 2015).

En particular, en el caso de los humedales, las comunidades vegetales son usadas además como un indicador de la presencia de los mismos, para definir sus límites y como base para muchos de los esquemas de clasificación de humedales (Fennessy 2002; Morrás 2008). Las plantas de humedales presentan características particulares como crecer en sustratos anegados en forma permanente o por algunos períodos considerables de tiempo, especialmente durante la época de

crecimiento vegetal, que genera condiciones anaeróbicas (Cowardin *et al.* 1979; Kandus *et al.* 2011b).

En el Delta del Paraná, hay identificadas más de 700 especies de plantas vasculares (Kalesnik & Malvárez 1996). En el Bajo Delta insular, particularmente en la subunidad IVb (Kandus *et al.* 2006) a la cual pertenece el área de estudio del presente trabajo (descrito en el capítulo 2), dominan las forestaciones de con especies exóticas de salicáceas (álamo y sauce) y pastizales ganaderos quedando pocos relictos de los pajonales naturales antiguamente dominantes en la zona. Esto se relaciona con un proceso de “pampeanización” que viene ocurriendo ya hace varias décadas en el delta y que reemplaza a los humedales originales aplicando una visión propia de los campos de tierra firme de la vecina región pampeana (Galafassi 2001). Esto, como se comentó en los capítulos anteriores, trae consigo una serie de modificaciones (drenado, rellenado, canalizaciones) que generan condiciones favorables para especies no tolerantes al anegamiento e introduce nuevas amenazas al ambiente original como la llegada de especies exóticas (PySek 1995; Kalesnik 2000; Bó *et al.* 2010), la introducción de especies forrajeras (para suplementar el ganado) y la proliferación de especies consideradas malezas que pueden perjudicar las producciones (Quintana *et al.* 2014). A su vez, cada uso productivo presente en el Bajo Delta del río Paraná tiene una influencia particular sobre la composición de la vegetación. La ganadería en humedales que han sido endicados o drenados, como los del bajo delta, modifica la composición vegetal debido a la herbivoría selectiva, al pisoteo y a la dispersión de semillas por parte del ganado, pudiendo verse sus efectos sobre la riqueza y composición específica aún 10 años después de haber excluido el ganado (Travieso-Bello *et al.* 2005). En otros humedales que no han sido endicados los efectos de la ganadería se ven reflejados sobre todo en la biomasa, riqueza y composición de las zonas altas pero no así en las zonas más bajas del gradiente (Magnano 2017). Por otro lado, Reeves and Champion (2004), señalan casos en donde la riqueza de especies aumentó mientras que en otros se observó una disminución de la misma. Usualmente la riqueza de especies aumenta cuando el pastoreo disminuye la cobertura de especies dominantes las que normalmente suelen excluir a aquellas menos competitivas (Milchunas *et al.* 1988; Bollen 2014). Sin embargo, si las especies dominantes

son poco palatables o presentan características de resistencia frente a la herbivoría, la actividad ganadera dará como resultado una disminución del número de especies vegetales (Keddy 2010). En el caso de las forestaciones pueden ocasionar la pérdida o disminución del sotobosque por efecto de la sombra y acumulación de hojarasca (Ohep & Herrera 1985; Van Der Hammen 1997) o en caso de especies forestales pertenecientes al género *Eucalyptus* o *Populus*, puede generar alelopatía por fenoles que inhiben el crecimiento de otras especies (Lima 1996; Hofstede 2001). Sin embargo, el efecto de la combinación de forestaciones y ganado en sistemas foresto-ganaderos (una producción en crecimiento actualmente en las islas) ha sido poco estudiado para la zona. Por esta razón, en el presente capítulo se busca conocer y analizar los cambios ocasionados por las diferentes modalidades productivas del Bajo Delta Insular del río Paraná sobre los humedales de la región (pajonales) utilizando a las comunidades vegetales como indicadoras de la intervención antrópica y su impacto sobre la integridad de los mismos.

#### **4.1.2 Objetivo**

Analizar cómo las distintas modalidades productivas (y sus transformaciones asociadas) afectan las características estructurales y funcionales de la vegetación en cada estación.

#### **4.1.3 Objetivos específicos**

- 1) Analizar los cambios en la estructura, composición, diversidad y abundancia de especies vegetales en los distintos ambientes considerados.
- 2) Analizar los cambios en la diversidad funcional de las comunidades vegetales de los distintos ambientes con algún uso productivo respecto del ambiente natural.
- 3) Evaluar la prevalencia de especies exóticas en los ambientes con algún uso productivo respecto del ambiente natural.
- 4) Analizar las modificaciones en la biomasa vegetal de cada uno de los ambientes considerados.

#### **4.1.4 Hipótesis y predicciones**

H3: La intervención antrópica provoca un recambio en la composición florística, permitiendo el establecimiento de especies exóticas, aumentando la riqueza y diversidad de estos ambientes respecto de los ambientes naturales

*Predicción 3.1: La cobertura y el número de especies vegetales será menor en parcelas ubicadas en humedales naturales que en parcelas de ambientes intervenidos (forestales, foresto-ganaderos y ganaderos).*

*Predicción 3.2: La cobertura y el número de especies vegetales nativas o con adaptaciones a condiciones de anegamiento será mayor en parcelas ubicadas en humedales naturales que en parcelas de ambientes intervenidos (forestales, foresto-ganaderos y ganaderos).*

H4: Los ambientes naturales presentan mayor biomasa, diversidad y redundancia funcional y menor susceptibilidad a la invasión de especies exóticas respecto a aquellos con mayor intervención antrópica

*Predicción 4.1: La diversidad funcional y redundancia funcional de especies será mayor, en parcelas ubicadas en humedales naturales que en parcelas de ambientes intervenidos (forestales, foresto-ganaderos y ganaderos).*

*Predicción 4.2: La biomasa, especialmente de especies graminiformes y equisetoides, será mayor en parcelas ubicadas en ambientes de humedales naturales (utilizadas como control) que en parcelas de ambientes intervenidos (forestales, foresto-ganaderos y ganaderos).*

#### 4.1.5 Materiales y métodos

Se planteó un muestreo estacional durante el período invierno de 2014 a verano de 2016. En el caso de las forestaciones se consideraron dos edades de rodal (joven, entre 3 y 5 años, y adulto, entre 12 y 14 años), puesto que se presume que esto puede influir en la vegetación herbácea del sotobosque. Se establecieron en los campos de toma de muestras de suelo (figura 3.14, capítulo 3, sección Suelo) entre 4 y 7 parcelas de seguimiento continuo en donde se registró la composición florística y cobertura del estrato herbáceo de hasta 30cm de altura y de más de 30cm. Se utilizó la escala de abundancia-cobertura de Braun-Blanquet (Braun Blanquet 1979) registrando el porcentaje de cobertura de cada especie vegetal en parcelas de 1 x 1 m (figura 4.1) en los tres usos considerados y de 5 x 5 m para las parcelas localizadas en los ambientes de pajonal. El cambio de tamaño de parcela en el pajonal se debe al tipo de vegetación presente (matas de *Scirpus giganteus* con más de 1m de diámetro de base y unos 2 m de altura) en esos lugares (Mostacedo & Fredericksen 2000). Las parcelas se ubicaron en lugares representativos del ambiente circundante, lejos de zonas de transición con otros ambientes para evitar el efecto de borde.





**Figura 4.1.** Vista de las parcelas para muestreo de abundancia-cobertura en los predios productivos en el Bajo Delta del Río Paraná. a) Forestación joven de álamo sin ganado, b) Campo ganadero, c) Forestación adulta con ganado.

Un ejemplar de cada especie fue herborizado para su posterior identificación en laboratorio mediante bibliografía (e.g., Lahitte *et al.* 2000; Hurrell *et al.* 2006; Quintana *et al.* 2012) y la consulta a un experto (Dr. Pablo Picca, Laboratorio de Plantas Vasculares, Dpto. de Biodiversidad y Biología Experimental, FCEN, UBA).

Se estimó, además, la cobertura de broza y suelo desnudo y los valores porcentuales de materia vegetal verde y seca.

Por otra parte, de cada especie se registraron rasgos funcionales asociados al rol de la vegetación en el sistema: palatabilidad (forrajera primaria, forrajera secundaria, tóxica, no palatable, sin dato), origen (exóticas y nativas), ciclo de vida (anuales y perennes) y tolerancia al anegamiento (si o no). Además, se cosechó la biomasa en parcelas de 60 x 30 cm (figura 4.2) asignadas al azar en las cercanías de las parcelas de seguimiento para la estimación de la cobertura de las especies vegetales. El material colectado en campo se trasladó al laboratorio para su posterior separación en broza, material verde, seco y reproductivo (flor y fruto) de latifoliadas y graminiformes y equisetoides, secado en estufa a 60 °C por 48 horas o hasta alcanzar peso constante y finalmente pesado. Para ambos tipos de muestreos, se procuró una separación no menor a 200 m entre una y otra para asegurar la independencia de las observaciones. Se completó un total de 4 a 7 parcelas por ambiente por estación (N=216).





**Figura 4.2.** Parcelas de cosecha de biomasa utilizada en los diferentes ambientes estudiados en el Bajo Delta del Río Paraná. La imagen superior muestra la parcela antes de la cosecha y la inferior luego de ser cosechada.

### Análisis de datos

En todos los casos se registró la riqueza (S) y se calcularon diversos parámetros comunitarios (Diversidad de Shannon-Wener, H; Equidad de Pielou, Eq). Los valores obtenidos fueron comparados mediante modelos lineales generales o generalizados mixtos según cumplimiento de

los supuestos. Se aplicó el modelado de varianza VarIdent (Pinheiro y Bates 2000) por la interacción ambiente y estación y se consideró la influencia de la parcela como efecto aleatorio.

A partir de los promedios totales y por estación se construyeron curvas de rarefacción para cada tipo de muestreos basadas en muestras (Colwell *et al.* 2004) con el fin de comparar la riqueza de especies observada entre los diferentes tipos de ambientes y separadas por estación. Mediante la extrapolación del número de muestras ( $n = 50$ ), se evaluó si el esfuerzo de muestreo fue adecuado por comparación con el número alcanzado al llegar al plateau. La extrapolación se realizó utilizando el método de Bootstrap (Colwell *et al.* 2004) y se construyeron intervalos de confianza del 95% para evaluar la significación estadística ( $p < 0,05$ ), comparando los límites superior e inferior de dichos intervalos (Cumming *et al.* 2007) en cada curva. Por otra parte, se estimó la riqueza esperada de especies para cada ambiente utilizando el índice Jackknife 1 (Moreno & Halffter 2001) y se lo utilizó para evaluar cuán completo fue el inventario de especies de cada ambiente como el porcentaje de especies observado del total de especies esperadas por el estimador Jackknife 1. Estos análisis se realizaron utilizando el programa estadístico EstimateS, Version 9.1.0 (Colwell *et al.* 2004).

Para determinar si los ambientes difieren en composición específica y estructura se realizó un análisis de componentes principales (ACP; uno para cada tipo de muestreo) con corrección de Hellinger (Borcard *et al.* 2011) en función de las especies, basado en una matriz de covarianza. Se eliminaron las especies raras (aquellas que aparecieron en una única parcela a lo largo de todo el período) con el fin de caracterizar los ambientes en función a las comunidades presentes. La matriz incluyó todos los muestreos de todas las estaciones y todos los años. Por último, se seleccionaron las especies con mayor contribución a cada componente y se evaluó su significancia a través de una correlación de Pearson. Estos análisis se llevaron a cabo utilizando los programas Infostat (Di Rienzo *et al.* 2016), RStudio (Team 2015) y R (Team 2017). Para determinar si existen diferencias significativas entre ambientes se utilizó un modelo lineal general o generalizado con el ambiente y la estación como efectos fijos y la parcela como efecto aleatorio según el cumplimiento de los



supuestos. En caso de ser necesario se modeló la varianza por ambiente y estación a través del método de VarIdent (Pinheiro & Bates 2000).

Para el análisis de la diversidad funcional se generaron grupos funcionales en base a los rasgos relevados mediante un análisis de conglomerados construido a partir de una matriz de distancia de Gower, método de ligamiento de Ward y línea de corte basada en la similitud promedio. A partir de los grupos generados se estimaron los valores de dispersión funcional (Laliberté & Legendre 2010) para cada sitio en cada estación del año mediante la utilización del paquete estadístico FD (Laliberté & Legendre 2010) y la función dbFD del programa R (Team 2017). Se evaluó la significancia de la diferencia mediante modelos lineales generales o generalizado mixtos según el cumplimiento de los supuestos. Se modeló la varianza mediante la función VarIdent (Pinheiro y Bates 2000) por ambiente y estación.

Se calculó el Índice de invasión de Bridgewater and Backshall (1981) en el cual se divide el número de especies exóticas por el número de especies totales. Su significancia se evaluó mediante modelos lineales generales o generalizados mixtos dependiendo del cumplimiento de los supuestos. Los datos de biomasa se resumieron mediante un análisis de componentes principales y luego se evaluó la significancia de los componentes con mayor variabilidad explicada mediante modelos lineales generales o generalizados mixtos según el cumplimiento de los supuestos. En este caso no se consideró la parcela como efecto aleatorio puesto que estas sólo pueden ser cosechadas una única vez.

#### **4.1.6 Resultados**

Se detectaron un total de 115 especies pero sólo 91 pudieron ser identificadas a nivel de género o especie. Se identificaron 71 géneros pertenecientes a 28 familias (Tabla 4.1).

**Tabla 4.1.** Lista de especies vegetales encontradas en la totalidad de los muestreos. Se indica para cada una de las especies la referencia compuesta de las 3 primeras letras del género y las 3 primeras letras del epíteto específico. Se muestra además la familia a la que corresponden y el ambiente donde fueron encontradas. FA = Predio forestal de álamo adulto; FGA: Predio foresto-ganadero con álamos adultos; FGJ = Predio foresto-ganadero con álamos jóvenes; FJ = Predio forestal de álamo joven; G = Ganadería; Paj = Pajonal.

| Especie   | Referencia | Familia         | FA | FGA | FGJ | FJ | G | Paj |
|---|------------|-----------------|----|-----|-----|----|---|-----|
| <i>Aeschynomene montevidensis</i> Vogel.                        | Aes_mon    | Fabaceae        | -  | -   | -   | -  | - | X   |
| <i>Ipomea</i> sp.   | Ipo_sp     | Convolvulaceae  | -  | X   | -   | -  | - | -   |
| <i>Stellaria</i> sp.  | Ste_sp     | Caryophyllaceae | -  | X   | X   | -  | - | -   |
| <i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb.              | Amb_ten    | Asteraceae      | -  | -   | X   | -  | X | -   |
| <i>Ambrosia tenuifolia</i> Spreng.                              | Asp_sil    | Asteraceae      | -  | -   | -   | -  | X | -   |
| <i>Aster squamatus</i> (Spreng.) Hieron.                        | Ast_squ    | Asteraceae      | -  | -   | -   | X  | X | -   |
| <i>Axonopus fissifolius</i> (Raddi) Kuhlm.                      | Axo_fis    | Poaceae         | -  | -   | -   | -  | X | -   |
| <i>Baccharis notorsergila</i> . Griseb.                         | Bac_not    | Asteraceae      | -  | -   | -   | -  | X | -   |
| <i>Baccharis salicifolia</i> (Ruiz & Pav.) Pers.                | Bac_sal    | Asteraceae      | -  | X   | X   | -  | X | X   |
| <i>Boehmeria cylindrica</i> (L.) Sw.                            | Boe_cyl    | Urticaceae      | -  | -   | -   | -  | - | X   |
| <i>Bromus catharticus</i> Vahl                                  | Bro_cat    | Poaceae         | -  | -   | X   | X  | X | -   |
| <i>Carex bonariensis</i> Desf. ex Poir.                         | Car_bon    | Cyperaceae      | -  | -   | -   | -  | X | -   |
| <i>Carex riparia sub sp. chilensis</i> (Brongn.) Kük.           | Car_chi    | Cyperaceae      | X  | -   | -   | -  | - | X   |
| <i>Carex</i> sp.  | Car_sp     | Cyperaceae      | X  | X   | X   | X  | X | X   |
| <i>Carduus</i> sp.  | Card_sp    | Asteraceae      | -  | X   | X   | X  | - | X   |
| <i>Cayaponia podantha</i> Cogn.                                 | Cay_pod    | Cucurbitaceae   | X  | -   | X   | -  | - | X   |
| <i>Cerastium glomeratum</i> Thuill.                             | Cer_glo    | Cariofiláceae   | -  | -   | -   | -  | X | -   |
| <i>Cestrum parqui</i> L'Hérit                                   | Ces_par    | Solanaceae      | -  | X   | -   | -  | - | -   |
| <i>Cissus palmata</i> Poir.                                     | Cis_pal    | Asteraceae      | -  | -   | -   | -  | - | X   |
| <i>Conyza sumatrensis</i> (S.F.Blake) Pruski & G.Sancho         | Con_sum    | Asteraceae      | -  | -   | -   | X  | - | -   |
| <i>Cortaderia selloana</i> (Schult. & Schult.f) Asch. & Graebn. | Cor_sel    | Poaceae         | X  | -   | -   | -  | - | -   |
| <i>Cotula australis</i> (Sieber ex Spreng.) Hook. F.            | Cot_au     | Cyperaceae      | -  | X   | -   | -  | X | X   |
| <i>Cyclosporum leptophyllum</i> (Pers.) Sprague                 | Cyc_lep    | Apiaceae        | -  | -   | X   | -  | - | -   |
| <i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.                              | Cyn_dac    | Cyperaceae      | -  | X   | -   | X  | X | -   |
| <i>Cyperus brevifolius</i> (Rottb.) Endl. ex Hassk.             | Cyp_bre    | Cyperaceae      | -  | -   | X   | -  | X | -   |
| <i>Cyperus virens</i> Michx.                                    | Cyp_vir    | Poaceae         | -  | X   | -   | -  | - | -   |
| <i>Dichondra microcalyx</i> (Hallier f.) Fabris.                | Dic_mic    | Convolvulaceae  | -  | X   | -   | -  | - | -   |
| <i>Echinodorus grandiflorus</i> (Cham. et Schltdl.) Micheli.    | Ech_gra    | Alismataceae    | -  | -   | -   | -  | - | X   |
| <i>Eclipta prostrata</i> (L.) L.                                | Ecl_pro    | Asteraceae      | -  | -   | X   | X  | X | -   |
| <i>Eleocharis aff viridans</i>                                  | Ele_vir    | Cyperaceae      | -  | X   | -   | -  | X | X   |
| <i>Eleocharis bonariensis</i> Nees.                             | Ele_bon    | Cyperaceae      | -  | -   | -   | -  | X | -   |
| <i>Eryngium pandanifolium</i> Cham. & Schltdl.                  | Ery_pan    | Apiaceae        | X  | X   | X   | X  | X | X   |
| <i>Eupatorium hecatanthum</i> Sch. Bip.                         | Eup_he     | Asteraceae      | -  | X   | X   | -  | X | X   |
| <i>Fraxinus</i> sp.   | Fra_sp     | Oleaceae        | X  | -   | -   | -  | - | -   |
| <i>Fumaria officinalis</i> L.                                   | Fum_off    | Fumariaceae     | -  | X   | X   | -  | - | -   |
| <i>Gamochaeta spicata</i> (Lam.) Cabrera.                       | Gam_spi    | Asteraceae      | -  | -   | -   | -  | X | X   |

| Espece   | Referencia | Familia        | FA | FGA | FGJ | FJ | G | Paj |
|--|------------|----------------|----|-----|-----|----|---|-----|
| <i>Geranium dissectum</i> L.                       | Ger_dis    | Geraniaceae    | -  | -   | -   | X  | - | -   |
| <i>Glyceria multiflora</i> Steud.                  | Gly_mul    | Poaceae        | -  | -   | -   | -  | X | -   |
| <i>Hydrocotyle bonariensis</i> Lam.                | Hyd_bon    | Araliaceae     | X  | X   | X   | X  | X | X   |
| <i>Hymenachne grumosa</i> (Nees) Zuloaga.          | Hym_gru    | Poaceae        | -  | -   | -   | -  | - | X   |
| <i>Iris pseudacorus</i> L.                         | Iri_pse    | Iridaceae      | X  | -   | X   | -  | - | X   |
| <i>Juncus dichotomus</i> Elliot.                   | Jun_dic    | Juncaceae      | -  | X   | -   | -  | X | X   |
| <i>Leersia hexandra</i> Sw.                        | Lee_hec    | Poaceae        | -  | X   | -   | X  | - | X   |
| <i>Lolium multiflorum</i> Lam.                     | Lol_mul    | Poaceae        | -  | X   | X   | X  | X | -   |
| <i>Lolium perenne</i> L.                           | Lol_per    | Poaceae        | -  | X   | -   | -  | - | -   |
| <i>Ludwigia</i> sp.                                | Lud_sp     | Onagraceae     | -  | -   | -   | -  | - | X   |
| <i>Medicago lupulina</i> L.                        | Med_lup    | Fabaceae       | -  | -   | -   | X  | - | -   |
| <i>Mikania urticifolia</i> Hook. & Arn.            | Mik_urt    | Asteraceae     | -  | -   | -   | -  | - | X   |
| <i>Muehlenbeckia sagittifolia</i> (Ortega) Meisn.  | Mue_sag    | Polygonaceae   | X  | -   | -   | -  | - | -   |
| <i>Muhlenbergia schreberi</i> J. F. Gmel.          | Muh_sch    | Poaceae        | -  | X   | X   | X  | - | -   |
| <i>Panicum dichotomiflorum</i> Michx.              | Pan_dic    | Poaceae        | -  | -   | X   | X  | - | -   |
| <i>Panicum sabulum</i> var. <i>Polycladum</i> Lam. | Pan_sab    | Poaceae        | -  | X   | X   | -  | - | -   |
| <i>Paspalum distichum</i> L.                       | Pas_dis    | Poaceae        | -  | X   | X   | -  | X | -   |
| <i>Paspalum haumanii</i> Parodi.                   | Pas_hau    | Poaceae        | -  | -   | -   | -  | X | -   |
| <i>Paspalum</i> sp1.                               | Pas_sp1    | Poaceae        |    | X   |     |    | X |     |
| <i>Paspalum</i> sp2.                               | Pas_sp2    | Poaceae        | -  | -   | -   | -  | X | -   |
| <i>Paspalum</i> sp3.                               | Pas_sp3    | Poaceae        | -  | -   | -   | -  | X | -   |
| <i>Paspalum</i> sp4.                               | Pas_sp4    | Poaceae        | -  | X   | -   | -  | X | -   |
| <i>Paspalum</i> sp5.                               | Pas_sp5    | Poaceae        | -  | X   | -   | X  | X | -   |
| <i>Paspalum urvillei</i> Steud.                    | Pas_urv    | Poaceae        | -  | -   | X   | X  | - | -   |
| <i>Pavonia betonicifolia</i> C. Presl              | Pav_bet    | Malvaceae      | -  | -   | -   | X  | - | -   |
| <i>Pfaffia glomerata</i> (Spreng.) Pedersen.       | Pfa_glo    | Amaranthaceae  | -  | -   | -   | -  | - | X   |
| <i>Phyla canescens</i> (B.B.K.) Greene.            | Phy_can    | Verbenaceae    | -  | -   | X   | -  | X | -   |
| <i>Phyla nodiflora</i> (L.) Greene.                | Phy_nod    | Verbenaceae    | -  | -   | -   | -  | X | -   |
| <i>Phytolacca americana</i> L.                     | Phy_ame    | Phytolaccaceae | -  | X   | -   | -  | - | -   |
| <i>Plantago</i> sp.                                | Pla_sp     | Plantaginaceae | -  | X   | X   | X  | X | -   |
| <i>Pluchea sagittalis</i> Less.                    | Plu_sag    | Asteraceae     | -  | -   | X   | X  | - | -   |
| <i>Poa annua</i> L.                                | Poa_ann    | Poaceae        | -  | -   | -   | -  | X | -   |
| <i>Polygonum acuminatum</i> Kunth.                 | Pol_acu    | Polygonaceae   | -  | X   | X   | -  | - | X   |
| <i>Polypogon chilensis</i> (Kunth) Pilg.           | Pol_chi    | Polygonaceae   | -  | -   | -   | -  | X | -   |
| <i>Polypogon monspeliensis</i> (L.) Desf.          | Pol_mon    | Polygonaceae   | -  | -   | -   | X  | X | -   |
| <i>Polygonum punctatum</i> Elliot.                 | Pol_pun    | Polygonaceae   | -  | X   | X   | -  | X | X   |
| <i>Polygonum stelligerum</i> Cham.                 | Pol_ste    | Polygonaceae   | -  | -   | -   | -  | - | X   |
| <i>Populus deltoides</i> Marshall                  | Pop_del    | Salicaceae     | X  | -   | -   | -  | - | -   |
| <i>Rubus divaricatus</i> P. J. Müller              | Rub_div    | Rosaceae       | X  | -   | -   | X  | - | -   |
| <i>Rumex</i> sp.                                   | Rum_sp     | Polygonaceae   | -  | -   | X   | X  | - | -   |
| <i>Schoenoplectus californicus</i> (C.A. Mey.)     | Sch_cal    | Cyperaceae     | -  | -   | -   | -  | - | X   |
| <i>Scirpus giganteus</i> Kunth.                    | Sci_gig    | Cyperaceae     | -  | -   | -   | -  | - | X   |

| Especie                                    | Referencia | Familia         | FA | FGA | FGJ | FJ | G | Paj |
|--|------------|-----------------|----|-----|-----|----|---|-----|
| <i>Senecio madagascariensis</i> Poir.      | Sen_mad    | Asteraceae      | -  | X   | -   | -  | - | -   |
| <i>Solanum bonariense</i> L.               | Sol_bon    | Solanaceae      | -  | X   | X   | -  | X | -   |
| <i>Solidago chilensis</i> Meyen.           | Sol_chi    | Asteraceae      | -  | -   | -   | -  | - | X   |
| <i>Spergula levis</i> (Cambess.) D. Dietr. | Spe_lev    | Caryophyllaceae | -  | -   | -   | -  | X | -   |
| <i>Stellaria media</i> (L.) Cirillo.       | Ste_med    | Caryophyllaceae | -  | X   | X   | -  | X | -   |
| <i>Stellaria parva</i> Pedersen.           | Ste_par    | Caryophyllaceae | -  | -   | -   | -  | X | -   |
| <i>Stipa Hyalina</i> Nees.                 | Sti_hya    | Poaceae         | -  | X   | X   | -  | - | -   |
| <i>Taraxacum officinale</i> Webb           | Tar_off    | Asteraceae      | -  | -   | -   | X  | - | -   |
| <i>Trifolium repens</i> L.                 | Tri_rep    | Fabaceae        | -  | X   | X   | X  | X | -   |
| <i>Typha latifolia</i> L.                  | Typ_lat    | Typhaceae       | -  | -   | -   | -  | X | X   |
| <i>Verbena litoralis</i> Kunth.            | Ver_lit    | Verbenáceas     | -  | X   | X   | X  | - | X   |
| <i>Vicia platensis</i> Speg.               | Vic_pla    | Fabaceae        | -  | -   | -   | X  | - | -   |
| <i>Xanthium cavanillesii</i> Schouw.       | Xan_cav    | Asteraceae      | -  | -   | -   | -  | X | -   |

En cuanto a la diversidad (H) sólo mostró diferencias significativa estacionalmente ( $F_3=3,2$ ,  $p=0,0248$ ) siendo las estaciones de primavera e invierno las más diversas por sobre el otoño y el verano (Tabla 4.2). En este caso no fue necesario el modelado de varianza y el aporte de la parcela fue significativo ( $p<0,0001$ ) explicando el 43,86% de la variabilidad total lo que muestra que fue correcto considerarla en el análisis.

**Tabla 4.2.** Valores medios de los atributos comunitarios analizados (H, diversidad de Shannon-Wener; S, riqueza observada; Eq, equitatividad de Pielou) discriminados por estación.

|           | Invierno                   | Otoño                      | Primavera                  | Verano                    |
|-----------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|---------------------------|
| <b>H</b>  | 1,168 ± 0,053 <sup>a</sup> | 1,056 ± 0,065 <sup>b</sup> | 1,191 ± 0,054 <sup>a</sup> | 1,035 ± 0,05 <sup>b</sup> |
| <b>S</b>  | 6,018 ± 0,285              | 5,559 ± 0,423              | 5,725 ± 0,281              | 5,581 ± 0,3               |
| <b>Eq</b> | 0,675 ± 0,024              | 0,662 ± 0,027              | 0,709 ± 0,023              | 0,639 ± 0,022             |

Si bien no se detectaron diferencias significativas entre usos se ve un patrón donde los ambientes de pajonal, forestaciones jóvenes con ganado y forestaciones adultas sin ganado son menos diversas que los campos ganaderos, las forestaciones jóvenes sin ganado y las forestaciones adultas con ganado (Tabla 4.3).

La riqueza (S) por su parte no mostró diferencias significativas entre ambientes o estacionalmente. Tampoco se requirió en este caso del modelado de varianzas y el aporte de la parcela fue

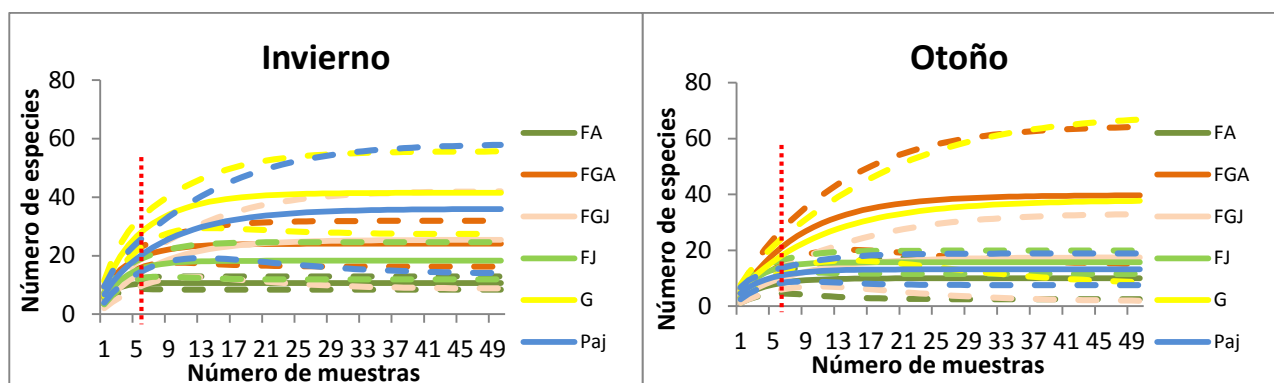
significativo explicando el 47,26% de la variabilidad total. A pesar de no detectar diferencias significativas entre usos, se ve una tendencia con los valores más bajos en las forestaciones adultas sin ganado y las forestaciones jóvenes con ganado seguidas de la forestación adulta con ganado y el pajonal natural, y por último las forestaciones jóvenes sin ganado y los campos ganaderos con los valores más altos.

**Tabla 4.3.** Valores medios de los atributos comunitarios analizados (H, diversidad de Shannon-Wener; S, riqueza observada; Eq, equitatividad de Pielou) en los distintos ambientes del Bajo Delta Insular del río Paraná. FA = Predio forestal de álamo adulto; FGA: Predio foresto-ganadero con álamos adultos; FGJ = Predio foresto-ganadero con álamos jóvenes; FJ = Predio forestal de álamo joven; G = Ganadería; Paj = Pajonal.

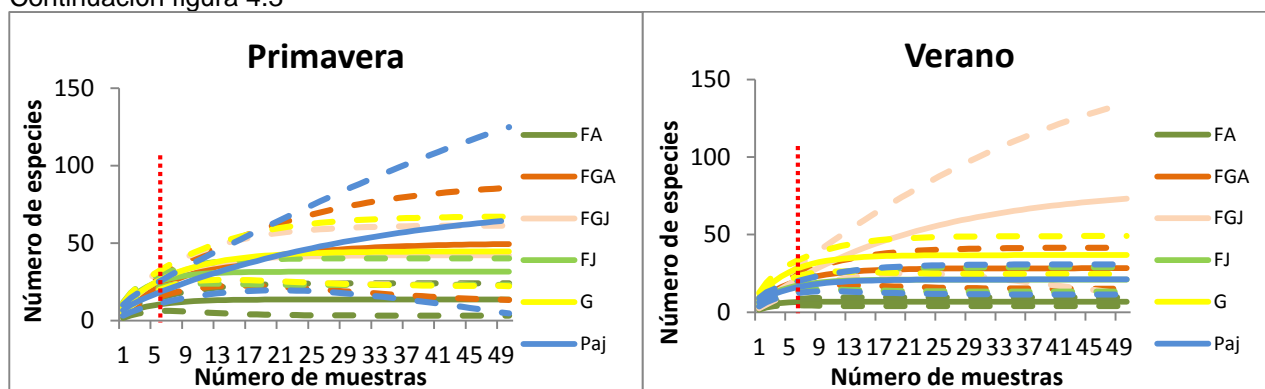
|           | FA            | FGA           | FGJ           | FJ            | G             | Paj                        |
|-----------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|----------------------------|
| <b>H</b>  | 1,018 ± 0,072 | 1,171 ± 0,061 | 0,979 ± 0,071 | 1,231 ± 0,066 | 1,255 ± 0,056 | 0,993 ± 0,07               |
| <b>S</b>  | 4,409 ± 0,358 | 5,5 ± 0,367   | 4,848 ± 0,392 | 6,429 ± 0,318 | 6,574 ± 0,338 | 5,833 ± 0,365              |
| <b>Eq</b> | 0,726 ± 0,033 | 0,732 ± 0,024 | 0,681 ± 0,035 | 0,675 ± 0,031 | 0,687 ± 0,023 | 0,564 ± 0,028 <sup>b</sup> |

Por otra parte la equidad (Eq) mostró sólo diferencias significativas entre ambientes ( $F_5=4,26$ ,  $p=0,0011$ ) siendo el pajonal el ambiente menos equitativo. El aporte de la parcela como efecto aleatorio no resultó significativo y se requirió de modelado de varianza a través de la función VarIdent por ambiente y estación.

En el caso de las curvas de rarefacción (Figura 4.3) se observó que hay una variación estacional marcada indicando que el verano es la estación que menos esfuerzo de muestreo requiere y con las muestras analizadas en el presente trabajo es suficiente para llegar al plateau en la mayor parte de los ambientes con excepción de las forestaciones jóvenes con ganado



Continuación figura 4.3



**Figura 4.3.** Curvas de rarefacción para los distintos ambientes analizados del Bajo Delta del Paraná en función de las especies vegetales relevadas para cada una de las estaciones consideradas. El eje y representa la riqueza de especies y el eje x el número de muestras. En línea punteada se grafican los intervalos de confianza de cada curva. G = Ganadería; FGA: Predio foresto- ganadero con álamos adultos; FA = Predio forestal de álamo adulto; FGJ = Predio foresto-ganadero con álamos jóvenes; FJ = Predio forestal de álamo joven; PAJ = Pajonal. La línea roja punteada representa las muestras analizadas.

Esto también se ve en la completitud del inventario para esta época que alcanza valores entre 70 y 80% con excepción del caso antes mencionado que alcanza sólo el 59% (Tabla 4.4).

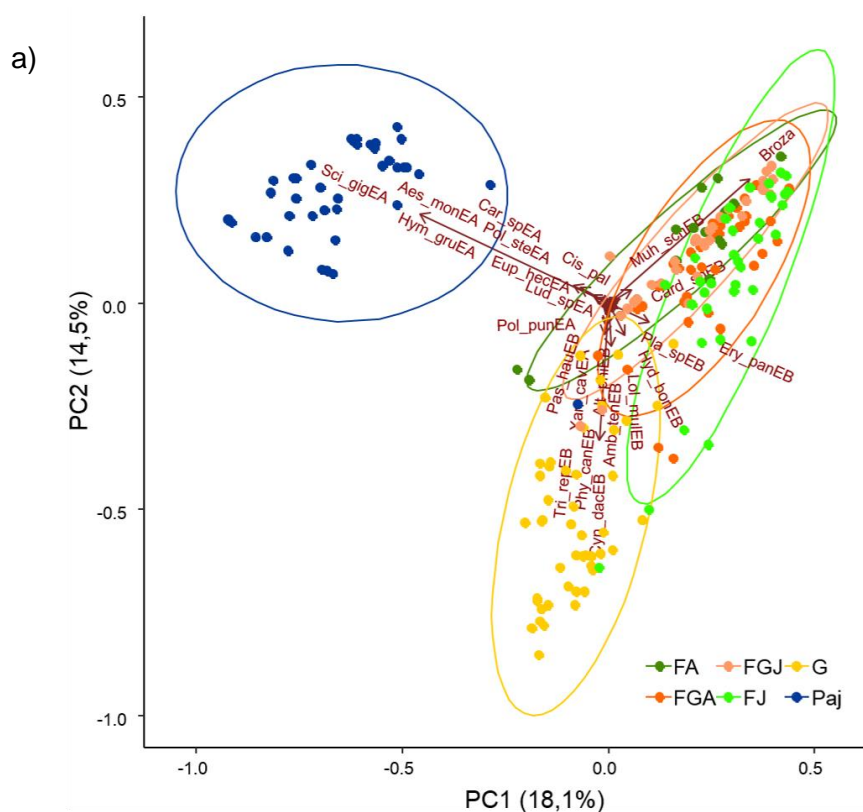
**Tabla 4.4.** Valores de la riqueza observada ( $S_{obs}$ ), estimador de Jackknife 1 ( $Media \pm EE$ ) y porcentaje del inventario relevado para el muestreo de vegetación realizado en los distintos ambientes analizados en el Bajo Delta Insular del Río Paraná. G = Ganadería; FGA: Predio foresto-ganadero con álamos adultos; FA = Predio forestal de álamo adulto; FGJ = Predio foresto-ganadero con álamos jóvenes; FJ = Predio forestal de álamo joven; PAJ = Pajonal.

| Estación  | Ambiente | $S_{obs}$ | Jackknife 1       | Inventario (%) |
|-----------|----------|-----------|-------------------|----------------|
| Invierno  | FA       | 10        | $12,25 \pm 0,375$ | 81,633         |
|           | FGA      | 20        | $25,83 \pm 0,976$ | 77,429         |
|           | FGJ      | 15        | $23,33 \pm 1,139$ | 64,295         |
|           | FJ       | 15        | $20,6 \pm 0,912$  | 72,816         |
|           | G        | 29        | $40,93 \pm 1,107$ | 70,853         |
|           | Paj      | 21        | $31 \pm 1,825$    | 67,742         |
| Otoño     | FA       | 7         | $10 \pm 0,61$     | 70,000         |
|           | FGA      | 21        | $33,5 \pm 1,882$  | 62,687         |
|           | FGJ      | 10        | $15 \pm 0,747$    | 66,667         |
|           | FJ       | 14        | $18,17 \pm 0,629$ | 77,050         |
|           | G        | 18        | $28 \pm 1,053$    | 64,286         |
|           | Paj      | 11        | $14,33 \pm 0,861$ | 76,762         |
| Primavera | FA       | 9         | $12,75 \pm 0,375$ | 70,588         |
|           | FGA      | 23        | $34,67 \pm 1,359$ | 66,340         |
|           | FGJ      | 27        | $40,33 \pm 1,359$ | 66,948         |
|           | FJ       | 26        | $35,17 \pm 1,335$ | 73,927         |
|           | G        | 27        | $40,33 \pm 1,874$ | 66,948         |
|           | Paj      | 19        | $29 \pm 1,053$    | 65,517         |
| Verano    | FA       | 6         | $7,5 \pm 0,435$   | 80,000         |
|           | FGA      | 20        | $28,33 \pm 1,008$ | 70,597         |

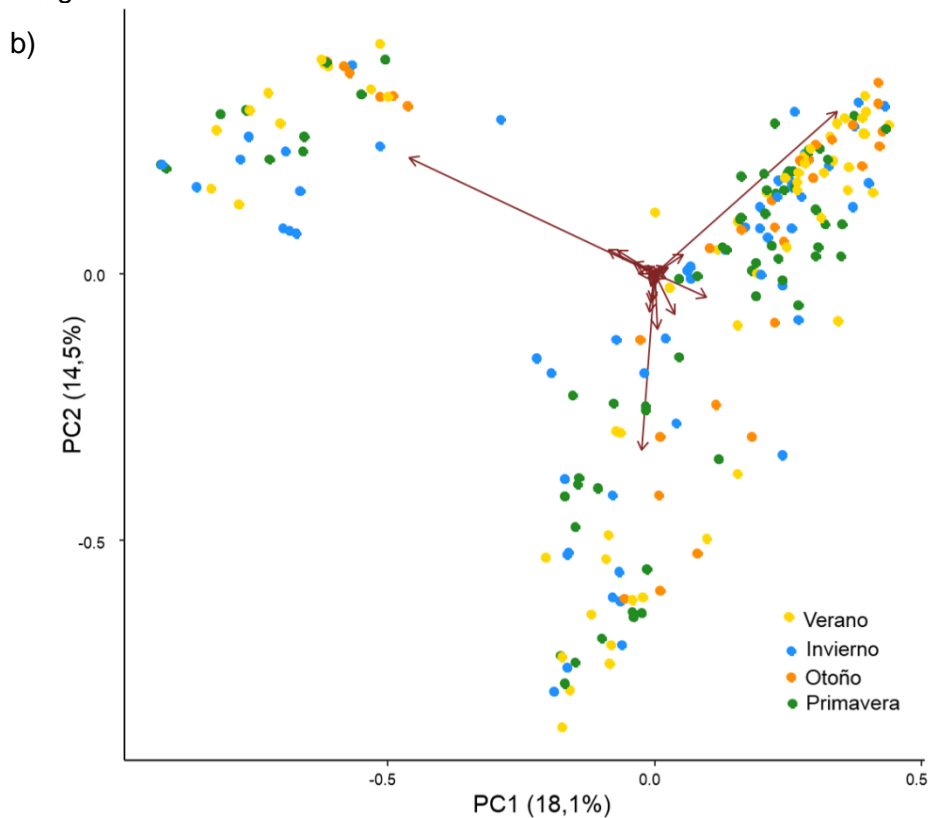
| Estación | Ambiente | S <sub>obs</sub> | Jacknife 1    | Inventario (%) |
|----------|----------|------------------|---------------|----------------|
|          | FGJ      | 21               | 35,17 ± 1,225 | 59,710         |
|          | FJ       | 17               | 22,83 ± 0,976 | 74,463         |
|          | G        | 28               | 38,83 ± 2,605 | 72,109         |
|          | Paj      | 16               | 21,83 ± 1,225 | 73,294         |

En el resto de las estaciones la completitud del inventario con las muestras analizadas en el presente trabajo varía entre el 60 y 80% alcanzando el plateau en la mayor parte de los casos de invierno y otoño con excepción del campo ganadero en ambas estaciones, el pajonal en invierno y el campo foresto-ganadero en otoño. En la primavera el pajonal es el que está más alejado de la asíntota pero alcanza una completitud del 65% (Tabla 4.4). En todos los casos la completitud del inventario es aceptable.

El análisis de ACP considerando la composición, estructura (estratos) y abundancia de las especies vegetales, la broza y el suelo desnudo estacionalmente explicó el 32,6% de la variabilidad total de los datos. El factor dominante en el ordenamiento es el uso por sobre la estación en ambos ejes (Figura 4.4).



Continuación Figura 4.4



**Figura 4.4.** Análisis de componentes principales. Arriba coloreado por ambiente FA = Predio forestal de álamo adulto; FGA: Predio foresto-ganadero con álamos adultos; FGJ = Predio foresto-ganadero con álamos jóvenes; FJ = Predio forestal de álamo joven; G = Ganadería; Paj = Pajonal. Abajo coloreado por estación. Los sufijos EA (estrato alto, mayor a 30cm) y EB (estrato bajo, menor a 30cm) hacen referencia a la altura de las plantas. Las elipses representan el 95% de los datos de cada ambiente.

El análisis permite separar claramente el pajonal de los distintos usos, caracterizado por un único estrato de plantas mayores a 30cm, con predominio de especies como *Scirpus giganteus*, *Carex* sp., *Polygonum punctatum*, *Polygonum stelligerum*, *Ludwigia* sp., *Hymenachne grumosa* y *Aeschynomene montevidensis*, variables que correlacionaron positivamente con el eje 1 y negativamente con el eje 2 (Tabla 4.5). El uso ganadero se caracteriza por un estrato bajo menor a 30 cm dominado por *Cynodon dactylon*, *Phyla canescens*, *Ambrosia tenuifolia*, *Alternanthera philoxeroides*, *Trifolium repens* y *Lolium multiflorum* entre otras, variables que correlacionaron positivamente con el eje 2 principalmente. Las forestaciones por su parte se caracterizan por altas cantidades de broza y un estrato bajo menor a 30 cm con especies como *Muhlenbergia schreberi*, *Trifolium repens*, e *Hydrocotyle bonariensis* que presentaron correlaciones negativas con el eje 1



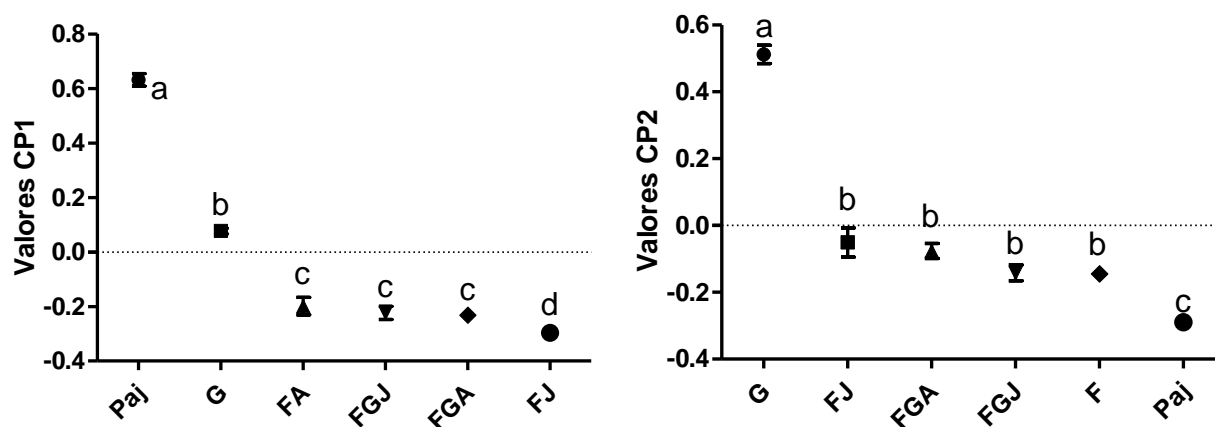
principalmente. En el caso de las forestaciones jóvenes sin ganado además se observó una mayor abundancia especies como *Lolium multiflorum* y *Eryngium pandanifolium* acompañada también por grandes cantidades de broza.

**Tabla 4.5.** Valores de los autovectores de los dos primeros componentes (CP1 y CP2) para las distintas especies vegetales consideradas en los diferentes ambientes del Bajo Delta del Río Paraná. Sólo se muestran las especies que mostraron una correlación significativa con alguno de los dos ejes. Los asteriscos señalan la significancia de la correlación  $p < 0,05^*$ ;  $p < 0,01^{**}$ ;  $p < 0,001^{***}$ .

| Variables | CP1              | CP2              | Variables | CP1             | CP2             |
|-----------|------------------|------------------|-----------|-----------------|-----------------|
| Aes_monEA | <b>0,065***</b>  | <b>-0,036***</b> | Lee_hexEA | <b>0,016**</b>  | -0,005          |
| Alt_phiEB | 0,005            | <b>0,048***</b>  | Lol_mulEB | -0,003          | <b>0,197***</b> |
| Amb_tenEB | 0,001            | <b>0,013***</b>  | Lud_spEA  | <b>0,049***</b> | <b>-0,024**</b> |
| Axo_fisEB | 0,004            | <b>0,032*</b>    | Mik_urtEA | <b>0,011**</b>  | -0,004          |
| Bac_notEB | 0,001            | <b>0,013*</b>    | Muh_schEB | <b>-0,088**</b> | <b>-0,061*</b>  |
| Broza     | <b>-0,571***</b> | <b>-0,547***</b> | Pas_hauEA | 0,003           | <b>0,03**</b>   |
| Car_bonEB | 0,001            | <b>0,008**</b>   | Pas_hauEB | 0,013           | <b>0,046*</b>   |
| Car_spEA  | <b>0,115</b>     | <b>-0,078</b>    | Pas_sp2EB | 0,004           | <b>0,016**</b>  |
| Card_spEB | -0,039           | <b>-0,019</b>    | Pas_sp3EB | 0,009           | <b>0,096***</b> |
| Cer_gloEB | 0,002            | <b>0,02**</b>    | Pas_urvEB | <b>-0,042*</b>  | -0,016          |
| Cis_pal   | <b>0,006**</b>   | -0,004           | Pfa_gloEA | <b>0,007**</b>  | -0,003          |
| Cot_ausEB | 0                | <b>0,012*</b>    | Phy_canEB | 0,019           | <b>0,137***</b> |
| Cyn_dacEB | 0,05             | <b>0,615***</b>  | Phy_nodEB | 0,001           | <b>0,015**</b>  |
| Cyp_breEB | 0,001            | <b>0,028***</b>  | Pla_spEB  | <b>-0,036*</b>  | 0,024           |
| Ech_graEA | <b>0,008**</b>   | -0,002           | Pol_chiEB | 0,004           | <b>0,016**</b>  |
| Ech_graEB | <b>0,006**</b>   | -0,005           | Pol_punEA | <b>0,046***</b> | 0               |
| Ele_bonEB | 0,005            | <b>0,054*</b>    | Pol_steEA | <b>0,033***</b> | <b>-0,019**</b> |
| Ery_panEB | <b>-0,159***</b> | <b>0,092*</b>    | Sci_chiEB | 0,014           | <b>0,025*</b>   |
| Eup_hecEA | <b>0,014**</b>   | -0,006           | Sci_gigEA | <b>0,757***</b> | <b>-0,41***</b> |
| Gam_spiEB | 0,002            | <b>0,026***</b>  | Sci_gigEB | <b>0,007*</b>   | -0,005          |
| Ger_disEB | <b>-0,027*</b>   | -0,001           | Spe_levEB | 0,002           | <b>0,01*</b>    |
| Her5EB    | 0                | <b>0,017**</b>   | Tri_repEB | 0,012           | <b>0,103***</b> |
| Hyd_bonEB | <b>-0,059***</b> | <b>0,148***</b>  | Typ_latEA | <b>0,008*</b>   | -0,002          |
| Hym_gruEA | <b>0,142***</b>  | <b>-0,083</b>    | Ver_litEB | <b>-0,024*</b>  | -0,009          |
| Jun_dicEA | <b>0,007*</b>    | -0,003           | Xan_cavEA | 0,002           | <b>0,019**</b>  |
| Jun_dicEB | 0,002            | <b>0,017**</b>   | Xan_cavEB | 0,002           | <b>0,017*</b>   |

El modelo lineal general a partir del primer eje mostró diferencias significativas en cuanto al uso ( $F_5=268,17$ ,  $p < 0,0001$ ) permitiendo diferenciar cuatro grupos: el pajonal por un lado, el campo ganadero por otro, otro grupo conformado por las muestras de las forestaciones jóvenes sin ganado y otro conformado por todas las forestaciones restantes (Figura 4.5). Por otro lado, la estación fue marginalmente significativa ( $F_3=2,96$ ,  $p=0,0336$ ) siendo el otoño la única estación que difiere del resto probablemente por el mayor aporte de broza en todos los ambientes. El análisis lineal general

en base al segundo componente mostró diferencias significativas en cuanto al uso ( $F_5=132,53$ ,  $p<0,05$ ) pero sólo permitió diferenciar tres grupos el pajonal, el campo ganadero y las forestaciones (Figura 4.5).



**Figura 4.5.** Medias ajustadas según el modelo lineal general con modelado de varianza para los scores de los componentes principales 1 (a la izquierda) y 2 (a la derecha). Se muestran las comparaciones de los efectos principales del uso. Las comparaciones múltiples de DGC indican, con letras distintas, medias significativamente diferentes ( $p<0,05$ ). Media  $\pm$  EE

Al analizar la diversidad funcional en función de los rasgos relevados se generaron 19 grupos (Tabla 4.6).

**Tabla 4.6.** Rasgos y grupos funcionales para las especies vegetales relevadas en los distintos predios productivos y en el ambiente natural del Bajo Delta del Río Paraná. Se indica para cada una de las especies los rasgos y grupo funcional (GF) al que pertenecen, su origen (E: exótico; N: nativo), su palatabilidad (F1: forrajera primaria; F2: forrajera secundaria; T: tóxica; NP: no palatable; SD: sin dato), su ciclo de vida (A: anual; P: perenne) y la tolerancia al anegamiento. Ver referencia de las especies en la Tabla 4.1.

| Especie | Origen |   | Palatabilidad |    |   |    |    | Ciclo de vida |       | Tolera el anegamiento |    | GF |
|---------|--------|---|---------------|----|---|----|----|---------------|-------|-----------------------|----|----|
|         | E      | N | F1            | F2 | T | NP | SD | Perennes      | Anual | Si                    | No |    |
| Aes_mon | -      | X | -             | -  | - | X  | -  | X             | -     | X                     | -  | 1  |
| Aff_sme | X      | - | -             | -  | - | X  | -  | -             | X     | X                     | -  | 2  |
| Alt_phi | -      | X | -             | X  | - | -  | -  | X             | -     | X                     | -  | 3  |
| Amb_ten | -      | X | -             | -  | - | X  | -  | X             | -     | -                     | X  | 4  |
| Ast_squ | -      | X | -             | -  | - | X  | -  | X             | -     | X                     | -  | 1  |
| Axo_fis | -      | X | X             | -  | - | -  | -  | X             | -     | X                     | -  | 5  |
| Bac_not | -      | X | -             | -  | - | X  | -  | X             | -     | -                     | X  | 4  |
| Bac_sal | -      | X | -             | -  | X | -  | -  | X             | -     | X                     | -  | 6  |
| Boe_cyl | -      | X | -             | X  | - | -  | -  | X             | -     | X                     | -  | 3  |
| Bro_cat | X      | - | X             | -  | - | -  | -  | X             | -     | -                     | X  | 7  |
| Car_sp  | -      | X | X             | -  | - | -  | -  | X             | -     | X                     | -  | 5  |
| Card_sp | X      | - | -             | X  | - | -  | -  | X             | -     | -                     | X  | 8  |

| Especie | Origen |   | Palatabilidad |    |   |    |    | Ciclo de vida |       | Tolera el anegamiento |    | GF |
|---------|--------|---|---------------|----|---|----|----|---------------|-------|-----------------------|----|----|
|         | E      | N | F1            | F2 | T | NP | SD | Perennes      | Anual | Si                    | No |    |
| Cay_pod | -      | X | -             | -  | - | -  | X  | X             | -     | X                     | -  | 9  |
| Cer_glo | X      | - | -             | -  | - | X  | -  | -             | X     | -                     | X  | 10 |
| Ces_par | X      | - | -             | -  | X | -  | -  | X             | -     | -                     | X  | 11 |
| Cis_pal | -      | X | -             | -  | - | -  | X  | X             | -     | X                     | -  | 9  |
| Con_sum | X      | - | -             | -  | - | X  | -  | X             | -     | -                     | X  | 4  |
| Cor_sel | -      | X | -             | -  | - | X  | -  | X             | -     | -                     | X  | 4  |
| Cot_au  | X      | - | -             | -  | - | X  | -  | -             | X     | -                     | X  | 10 |
| Cyc_lep | X      | - | -             | -  | - | X  | -  | X             | -     | -                     | X  | 12 |
| Cyn_dac | X      | - | -             | -  | - | X  | -  | X             | -     | -                     | X  | 12 |
| Cyp_bre | -      | X | -             | X  | - | -  | -  | X             | -     | X                     | -  | 3  |
| Cyp_vir | -      | X | -             | X  | - | -  | -  | X             | -     | X                     | -  | 3  |
| Dic_mic | -      | X | -             | X  | - | -  | -  | X             | -     | X                     | -  | 3  |
| Ech_gra | -      | X | -             | -  | - | X  | -  | X             | -     | X                     | -  | 1  |
| Ecl_pro | X      | - | -             | -  | - | X  | -  | X             | -     | -                     | X  | 12 |
| Ele_aff | -      | X | -             | X  | - | -  | -  | X             | -     | X                     | -  | 3  |
| Ele_bon | -      | X | -             | X  | - | -  | -  | X             | -     | X                     | -  | 3  |
| Ery_pan | -      | X | -             | -  | - | X  | -  | X             | -     | X                     | -  | 1  |
| Eup_hec | -      | X | -             | -  | - | X  | -  | -             | X     | X                     | -  | 13 |
| Fra_sp  | X      | - | -             | X  | - | -  | -  | -             | X     | X                     | -  | 14 |
| Fum_off | X      | - | -             | -  | - | X  | -  | -             | X     | -                     | X  | 10 |
| Gam_spi | -      | X | -             | -  | - | X  | -  | -             | X     | -                     | X  | 15 |
| Ger_dis | X      | - | -             | -  | - | -  | X  | -             | X     | -                     | X  | 16 |
| Gly_mul | -      | X | X             | -  | - | -  | -  | X             | -     | X                     | -  | 5  |
| Hyd_bon | -      | X | -             | -  | - | -  | X  | X             | -     | X                     | -  | 9  |
| Hym_gru | -      | X | X             | -  | - | -  | -  | X             | -     | X                     | -  | 5  |
| Iri_pse | X      | - | -             | -  | - | X  | -  | X             | -     | X                     | -  | 17 |
| Jun_dic | -      | X | -             | X  | - | -  | -  | X             | -     | X                     | -  | 3  |
| Lee_hex | -      | X | X             | -  | - | -  | -  | X             | -     | X                     | -  | 5  |
| Lol_mul | X      | - | X             | -  | - | -  | -  | -             | X     | -                     | X  | 16 |
| Lol_per | X      | - | X             | -  | - | -  | -  | X             | -     | X                     | -  | 17 |
| Lud_spE | -      | X | -             | -  | - | -  | X  | X             | -     | X                     | -  | 9  |
| Med_lup | X      | - | -             | X  | - | -  | -  | -             | X     | -                     | X  | 16 |
| Mik_urt | -      | X | -             | -  | - | X  | -  | X             | -     | X                     | -  | 1  |
| Mue_sag | -      | X | -             | -  | - | X  | -  | X             | -     | -                     | X  | 4  |
| Muh_sch | X      | - | -             | X  | - | -  | -  | X             | -     | -                     | X  | 8  |
| Pan_dic | X      | - | X             | -  | - | -  | -  | -             | X     | X                     | -  | 14 |
| Pan_sab | -      | X | -             | X  | - | -  | -  | X             | -     | -                     | X  | 18 |
| Pas_dis | -      | X | -             | X  | - | -  | -  | X             | -     | -                     | X  | 18 |
| Pas_hau | -      | X | -             | X  | - | -  | -  | X             | -     | -                     | X  | 18 |
| Pas_sp1 | -      | - | -             | X  | - | -  | -  | -             | X     | -                     | X  | 19 |

| Especie | Origen |   | Palatabilidad |    |   |    |    | Ciclo de vida |       | Tolera el anegamiento |    | GF |
|---------|--------|---|---------------|----|---|----|----|---------------|-------|-----------------------|----|----|
|         | E      | N | F1            | F2 | T | NP | SD | Perennes      | Anual | Si                    | No |    |
| Pas_sp2 | -      | - | -             | X  | - | -  | -  | -             | X     | -                     | X  | 19 |
| Pas_sp3 | -      | - | -             | X  | - | -  | -  | -             | X     | -                     | X  | 19 |
| Pas_sp4 | -      | - | -             | X  | - | -  | -  | -             | X     | -                     | X  | 19 |
| Pas_sp5 | -      | - | -             | X  | - | -  | -  | -             | X     | -                     | X  | 19 |
| Pas_urv | -      | X | X             | -  | - | -  | -  | X             | -     | -                     | X  | 18 |
| Pav_bet | -      | X | -             | -  | - | -  | X  | X             | -     | X                     | -  | 9  |
| Pfa_glo | -      | X | -             | -  | - | X  | -  | -             | X     | X                     | -  | 13 |
| Phy_can | -      | X | -             | X  | - | -  | -  | X             | -     | -                     | X  | 18 |
| Phy_nod | -      | X | -             | X  | - | -  | -  | X             | -     | -                     | X  | 18 |
| Phy_ame | X      | - | -             | -  | X | -  | -  | X             | -     | -                     | X  | 11 |
| Pla_spE | X      | - | -             | X  | - | -  | -  | X             | -     | -                     | X  | 8  |
| Plu_sag | -      | X | -             | -  | - | -  | X  | X             | -     | X                     | -  | 9  |
| Poa_ann | X      | - | -             | X  | - | -  | -  | -             | X     | -                     | X  | 16 |
| Pol_acu | -      | X | -             | -  | X | -  | -  | X             | -     | X                     | -  | 6  |
| Pol_chi | -      | X | -             | X  | - | -  | -  | -             | X     | -                     | X  | 15 |
| Pol_mon | X      | - | -             | X  | - | -  | -  | -             | X     | X                     | -  | 14 |
| Pol_pun | -      | X | -             | -  | X | -  | -  | X             | -     | X                     | -  | 6  |
| Pol_ste | -      | X | -             | -  | X | -  | -  | X             | -     | X                     | -  | 6  |
| Pop_del | X      | - | -             | X  | - | -  | -  | X             | -     | -                     | X  | 8  |
| Rub_div | X      | - | -             | -  | - | X  | -  | X             | -     | -                     | X  | 12 |
| Rum_spE | X      | - | -             | -  | X | -  | -  | X             | -     | -                     | X  | 11 |
| Sch_cal | -      | X | -             | X  | - | -  | -  | X             | -     | X                     | -  | 3  |
| Sci_gig | -      | X | -             | X  | - | -  | -  | X             | -     | X                     | -  | 3  |
| Sen_mad | X      | - | -             | -  | X | -  | -  | X             | -     | -                     | X  | 11 |
| Sol_bon | -      | X | -             | -  | X | -  | -  | X             | -     | -                     | X  | 18 |
| Sol_chi | -      | X | -             | -  | X | -  | -  | X             | -     | X                     | -  | 6  |
| Spe_lev | X      | - | -             | -  | - | X  | -  | -             | X     | X                     | -  | 2  |
| Ste_med | X      | - | -             | -  | - | X  | -  | -             | X     | X                     | -  | 2  |
| Ste_par | -      | X | -             | -  | - | -  | X  | -             | X     | -                     | X  | 15 |
| Sti_hya | -      | X | -             | X  | - | -  | -  | X             | -     | -                     | X  | 18 |
| Tar_off | X      | - | -             | X  | - | -  | -  | X             | -     | -                     | X  | 8  |
| Tri_rep | X      | - | X             | -  | - | -  | -  | X             | -     | -                     | X  | 7  |
| Typ_lat | -      | X | -             | -  | - | X  | -  | X             | -     | X                     | -  | 1  |
| Ver_lit | -      | X | -             | -  | - | X  | -  | X             | -     | X                     | -  | 1  |
| Vic_pla | -      | X | -             | X  | - | -  | -  | -             | X     | X                     | -  | 13 |
| Xan_cav | X      | - | -             | -  | X | -  | -  | -             | X     | X                     | -  | 14 |

Los grupos 8, 12, 14, 16, 18 y 19 están presente en todos los usos y muy poco representados en el pajonal (Tabla 4.7). Están conformados, en términos generales, por especies no tolerantes al anegamiento, exóticas, perennes como *Cardus* sp., *Muhlenbergia schreberi* y *Cynodon dactylon*.

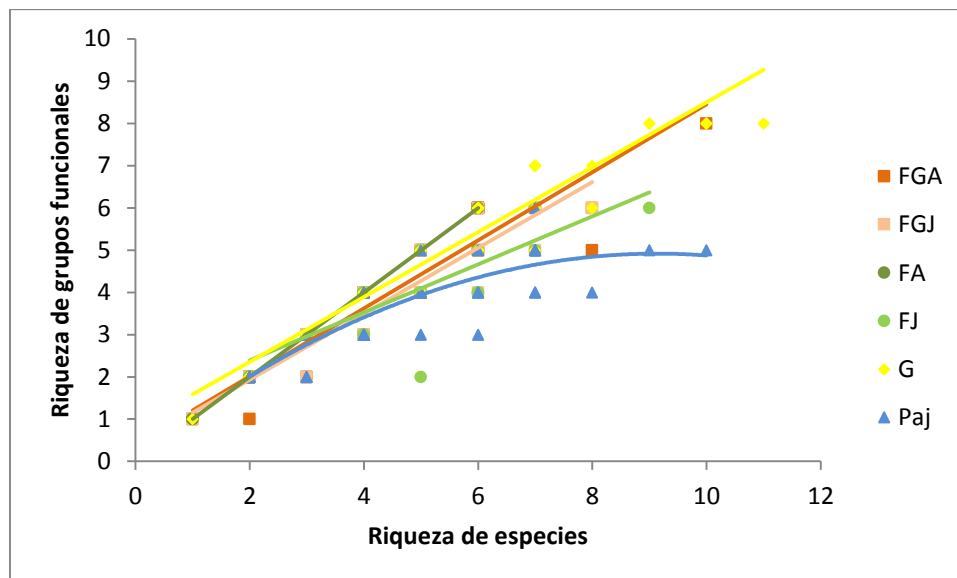
**Tabla 4.7.** Abundancia de cada uno de los grupos funcionales (G) en los distintos ambientes del Bajo Delta Insular del Río Paraná. Se muestran en forma ilustrativa las abundancias redondeadas sin decimales de cada grupo funcional en los distintos ambientes. Surgen de la suma de todos los valores de abundancia de las especies presentes en cada grupo para todas las muestras. FA = Predio forestal de álamo adulto; FGA: Predio foresto-ganadero con álamos adultos; FGJ = Predio foresto-ganadero con álamos jóvenes; FJ = Predio forestal de álamo joven; G = Ganadería; Paj = Pajonal.

| Ambientes | G1  | G2  | G3   | G4  | G5   | G6  | G7  |
|-----------|-----|-----|------|-----|------|-----|-----|
| FA        | 75  | 0   | 0    | 138 | 777  | 0   | 0   |
| FGA       | 176 | 37  | 76   | 0   | 194  | 286 | 5   |
| FGJ       | 81  | 7   | 12   | 0   | 556  | 33  | 41  |
| G         | 289 | 9   | 460  | 25  | 110  | 242 | 184 |
| Paj       | 208 | 0   | 2989 | 0   | 709  | 73  | 0   |
| FJ        | 731 | 0   | 0    | 4   | 154  | 0   | 7   |
|           | G8  | G9  | G10  | G11 | G12  | G13 | G14 |
| FA        | 110 | 4   | 0    | 0   | 113  | 0   | 91  |
| FGA       | 547 | 127 | 16   | 28  | 45   | 2   | 0   |
| FGJ       | 135 | 196 | 10   | 15  | 40   | 1   | 191 |
| G         | 23  | 149 | 31   | 0   | 1367 | 1   | 64  |
| Paj       | 1   | 59  | 1    | 0   | 0    | 31  | 0   |
| FJ        | 95  | 146 | 0    | 1   | 163  | 2   | 81  |
|           | G15 | G16 | G17  | G18 | G19  |     |     |
| FA        | 0   | 0   | 29   | 0   | 0    |     |     |
| FGA       | 0   | 191 | 40   | 729 | 157  |     |     |
| FGJ       | 0   | 7   | 14   | 165 | 2    |     |     |
| G         | 62  | 516 | 0    | 644 | 445  |     |     |
| Paj       | 5   | 0   | 1    | 0   | 0    |     |     |
| FJ        | 0   | 146 | 0    | 190 | 15   |     |     |

Los grupos 3 y 13 fueron casi exclusivos del pajonal con especies tolerantes al anegamiento nativas como *Scirpus giganteus* y *Schoenoplectus californicus*. El grupo 15 fue casi exclusivo de los campos ganaderos compuesto por especies nativas, anuales no tolerantes al anegamiento como *Polypogon chilensis*. A su vez los grupos 6, 7 y 10 se presentaron en mayor abundancia en los ambientes que involucraban el uso ganadero, siendo en general especies perennes tóxicas como *Baccharis salicifolia* y *Solidago chilensis*. Los grupos 4 y 17 con especies mayormente perennes y no tolerantes al anegamiento como *Ambrosia tenuifolia* y *Cortaderia selloana*, se presentaron en mayor abundancia en ambientes forestales.

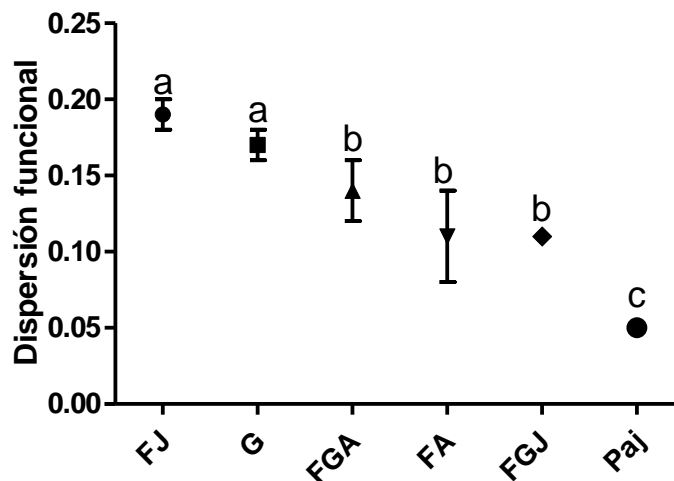
Los grupos 5, 9 y 1 se presentaron en todos los ambientes en altas abundancia siendo especies nativas, tolerantes al anegamiento y perennes como *Carex* sp. y *Eryngium pandanifolium*. Finalmente los grupos 2 y 11 estuvieron conformados por especies exóticas tóxica o no palatables como *Cestrum parqui* y *Phytolacca americana* y se presentaron en mayor abundancia en las forestaciones con ganado.

Al comparar la riqueza de grupos funcionales en función de la riqueza taxonómica de cada ambiente (Figura 4.6) se observa que hay una relación lineal creciente en todos los usos pero en el ambiente natural la relación presenta una asíntota que indica redundancia de especies, es decir, que a medida que aumenta la riqueza taxonómica se incorporan especies con rasgos funcionales similares.



**Figura 4.6.** Riqueza de grupos funcionales vs riqueza específica observada de vegetación en cada uno de los ambientes analizados en Bajo Delta Insular del río Paraná. FA: forestación adulta, FGA: forestación ganadera adulta, FGJ: forestación ganadera joven, FJ: forestación joven, G: campo ganadero, Paj: pajonal.

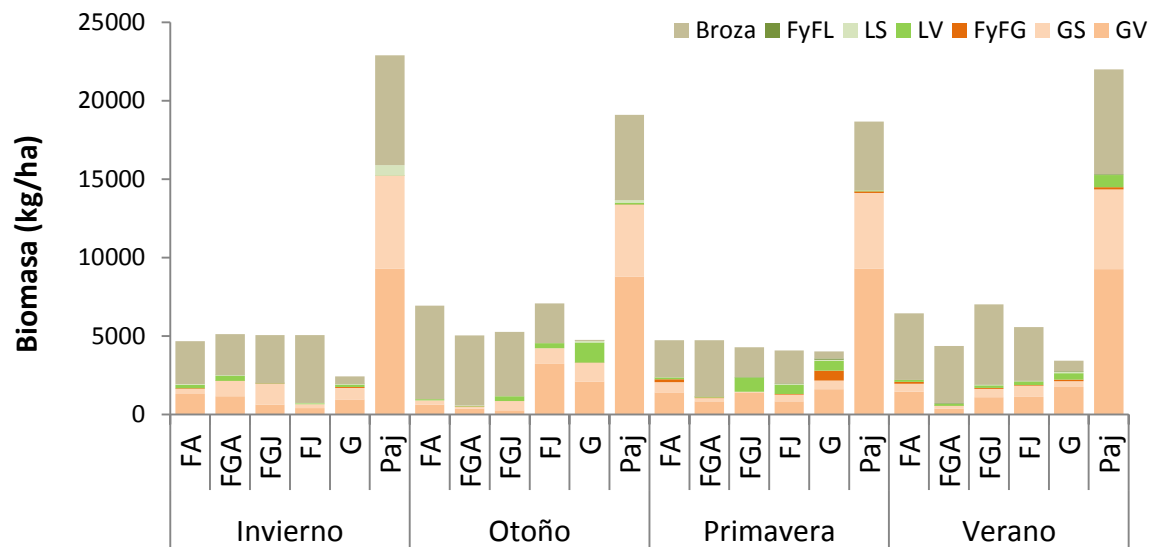
El análisis de la dispersión funcional mostró diferencias significativas entre ambientes ( $F_{5,95}=55,95$ ,  $p<0,0001$ ) siendo el ambiente de pajonal el que menor dispersión funcional presentó (Figura 4.7). Se modeló la varianza con la función VarIdent por la interacción ambiente y estación. El aporte de la parcela no fue significativo.



**Figura 4.7.** Dispersión funcional por ambiente. Medias ajustadas según el modelo lineal general con modelado de varianza para los valores de dispersión funcional por ambiente en el Bajo Delta Insular del río Paraná. Las comparaciones múltiples de DGC indican, con letras distintas, medias significativamente diferentes ( $p < 0,05$ ). Media  $\pm$  EE

En relación al índice de invasión este mostró diferencias significativas en cuanto al ambiente ( $F_5=8,29$ ,  $p < 0,0001$ ) siendo el pajonal el único que se diferencia del resto de los ambientes con el menor valor del índice, es decir, que posee la menor proporción de especies exóticas en relación al número total de especies.

Por último el ACP en base a la biomasa de cada compartimiento (broza; graminiformes y equisetoides; latifoliadas) explicó el 69% de la variabilidad total con el primer componente principal por lo que se optó por quedarse con este único eje para evaluar las diferencias entre ambientes al comparar. El modelo lineal general sobre este componente mostró diferencias significativas debido al uso ( $F_5=23,07$ ,  $p > 0,0001$ ) siendo el pajonal el que mayor valor. Esto se relaciona a la mayor biomasa de todos los compartimientos detectada en este ambiente (Figura 4.8).



**Figura 4.8.** Biomasa vegetal en cada uno de los ambientes analizados del Bajo Delta Insular del río Paraná. FA: forestación adulta, FGA: forestación ganadera adulta, FGJ: forestación ganadera joven, FJ: forestación joven, G: campo ganadero, Paj: pajonal. FyFL: flor y frutos de plantas latifoliadas, LS: parte seca de plantas latifoliadas, LV: parte verde de plantas latifoliadas, FyFG: flor y frutos de plantas graminiformes y equisetoides, GS: parte seca de plantas graminiformes y equisetoides, GV: parte verde de plantas graminiformes y equisetoides.

#### 4.1.7 Discusión

La primera conclusión que surge a partir de los resultados es que los ambientes presentaron diferencias estructurales y funcionales. Si bien los ambientes no difirieron significativamente en cuanto a la riqueza y diversidad específica, se evidenció una clara dominancia de *Scirpus giganteus* en el pajonal, lo que se reflejó en su baja equidad. Resultados similares fueron descriptos en trabajos previos (Malvárez 1999; Kalesnik 2000; Kandus *et al.* 2003), en donde mencionan que la vegetación de estos ambientes suele estar dominado por asociaciones monoespecíficas de la especie antes mencionadas. Sin embargo, cabe destacar que los pajonales considerados en el presente estudio presentaron una mayor riqueza que la descrita en esos trabajos y al considerar la extrapolación de las curvas de rarefacción se ve que en primavera, sobre todo, el pajonal podría llegar a alcanzar valores más altos que el resto de los ambientes. Esto también fue observado por Bergonzi (Tesis de Licenciatura, en preparación) para años anteriores en los mismos pajonales. Esta mayor riqueza puede deberse a que estos pajonales constituyen relictos que sobreviven en una matriz de áreas endicadas bajo distintos usos productivos que, en general, se encuentran



cercanos a las orillas de los ríos, recibiendo una influencia mayor que los pajonales de centro de isla descritos por otros autores (e.g., Kandus 1999; Malvárez 1999). Estar sometidos a inundaciones periódicas puede ocasionar situaciones intermedias de disturbio (Connell 1978; Guo 1996; Pollock *et al.* 1998; Weiher 2003) con especies que permanecen durante todo el ciclo del sistema y especies que aparecen y desaparecen según los ciclos hidrológicos. Este fenómeno se ha encontrado tanto para humedales como para otros ecosistemas (e.g., Tilman 1982; Rodríguez *et al.* 2011).

Por otro lado, al analizar la composición específica y estructural, se observa que gran cantidad de broza y vegetación de estratos bajos (<30 cm) caracteriza a las forestaciones sin distinción de edades o combinación o no con ganadería; la vegetación de estrato alto (> 30cm) caracteriza a los pajonales y la vegetación en estratos bajo (<30 cm) con muy poca broza es propio de los campos ganaderos. En particular, en estos últimos se observa una dominancia de *Cynodon dactylon*, una especie exótica que suele aparecer en ambientes disturbados (Harlan & de Wet 1969) con gran plasticidad morfológica pudiendo desarrollarse como rastrera (Dong & de Kroon 1994) en ambiente con alta presión ganadera como los aquí estudiados. Dentro de las forestaciones, sólo las jóvenes sin ganado presentaron diferencias respecto al resto, caracterizadas por mayores abundancias de *Lolium multiflorum* y *Eryngium pandanifolium* y un sotobosque más denso. Esto puede estar relacionado con una menor entrada de luz a los estratos medio y bajo dentro de las forestaciones adultas (con o sin ganado), al menos en los meses de mayor productividad (primavera y verano), afectando el desarrollo del sotobosque. Por su parte, las forestaciones jóvenes con ganado sufren conjuntamente la combinación del efecto propio del ganado (pisoteo y herbivoría) y las tareas de mantenimientos (raleo, paso de rolo, etc.) que conducen a una reducción drástica del sotobosque. Kalesnik (2000) observó que en forestaciones abandonadas localizadas en albardones, en las cuales no se realizan tareas de mantenimiento, el sotobosque adquiere un mayor desarrollo que incluye el crecimiento de renovales de especies exóticas invasoras que en el futuro llegan a reemplazar a las forestaciones, desarrollándose un bosque secundario dominado por dichas especies exóticas y, por lo tanto, muy diferente en cuanto a composición del bosque ribereño

original. Esto se condice con que las forestaciones jóvenes sin ganado tengan un sotobosque más denso, dado que las tareas de mantenimiento son reducidas y no se encuentra sometido a los efectos del ganado como la herbivoría y el pisoteo.

Al considerar la diversidad funcional para los distintos ambientes, se observa que el pajonal presenta los valores más bajos de dispersión funcional y una alta redundancia de especies. Esto significa que la pérdida de una especie puede ser compensada por otra con una función similar y la adición de especies tampoco resulta en una modificación al sistema (Tilman *et al.* 1997; Hooper *et al.* 2005). Esta característica mantiene la estabilidad de un ecosistema que se desarrolla en ambientes cambiantes como es el caso de los humedales (Jackson *et al.* 2001; Hooper *et al.* 2005). En esta situación prevalecen especies nativas y tolerantes al anegamiento como *Scirpus giganteus*. Sin embargo si la pérdida de especies supera cierto umbral, los procesos ecosistémicos colapsan (Scherer-Lornzen 2005), como sucede al alterar el régimen hidrológico que provoca un mayor ingreso de especies exóticas y no tolerantes al anegamiento como *Carduus* sp. y *Cynodon dactylon*. Además, se observaron los efectos propios de los usos como el aumento de especies tóxicas perennes en ambientes que involucran ganadería probablemente asociado a la herbivoría selectiva de las vacas. En estos sistemas sometidos a pastoreo disminuye la cobertura de especies palatables (muchas veces dominantes) generándose un reemplazo por no palatables como *Xanthium cavanillesii* que en situaciones sin pastoreo son menos competitivas (Milchunas *et al.* 1988).

El índice de invasión mostró que los ambientes bajo algún uso productivo tuvieron una mayor susceptibilidad de albergar especies exóticas que los ambientes naturales, lo que fue señalado en por otros autores (Kalesnik & Quintana 2006; Bó *et al.* 2010). Entonces, si bien los ambientes sometidos a algún uso productivo tienen mayor diversidad funcional esta se asocia a un mayor número de especies exóticas, lo cual muestra no solo la pérdida de especies típicas de humedal sino que en parte es reemplazada por especies nuevas en el sistema.

Estos cambios en la composición y estructura de las comunidades vegetales cobran relevancia en vistas de que pueden ocasionar cambios en otros grupos taxonómicos (tales como bacterias

epífitas, fitoplancton, algunas especies de algas, perifiton, macroinvertebrados, anfibios y peces, entre otros) debido a que la vegetación propia de humedales provee una estructura de hábitat crítica para ellos (Fennessy 2002) y en el caso de los usos productivos sólo se conservan pocas especies de plantas de humedales dentro de los distintos predios.

En cuanto a los efectos sobre la biomasa, se observó que la principal diferencia radica en la biomasa total producida por los distintos ambientes, siendo el pajonal el que presenta los mayores valores. Es importante aclarar que en estos análisis no se consideró la biomasa producida por los árboles de las forestaciones dado que se trabajó sólo con el estrato herbáceo. Vicari *et al.* (2011) estimó que la biomasa de las forestaciones de *Salix californicus* es 10 veces mayor que la de los pajonales de *Scirpus giganteus*. Otra característica a destacar es que, si bien no se detectaron diferencias entre usos en cuanto a esta variable, se observó que los campos ganaderos presentan una menor cantidad de broza que el resto de los ambientes. Esto es consistente con lo observado por Magnano (2017) que atribuye esta baja en la broza en los sitios pastoreados a una mayor proporción de plantas jóvenes y más verdes asociado al continuo pastoreo del rebrote (Casasús *et al.* 2007), disminuyendo así la acumulación de materia orgánica sobre el suelo. Si en futuros análisis se trabajara con los porcentajes de biomasa de cada compartimiento en lugar del peso seco de biomasa quizás podrían notarse diferencias entre los ambientes.

En resumen, las prácticas de manejo modifican la estructura y composición específica de las comunidades vegetales corroborando la primer y tercer predicción. Sin embargo, en relación a la segunda predicción se observó un patrón inverso al esperado, asociado a una mayor redundancia de especies en el ambiente natural como se discutió previamente. Conocer lo que sucede con la estructura y funcionamiento de la vegetación aporta con información útil para conocer la integridad del ecosistema ya que las plantas cumplen múltiples funciones dentro del mismo, entre ellas, tienen la capacidad de mejorar la calidad del agua mediante la absorción de nutrientes, metales y otros contaminantes (Gersberg *et al.* 1986; Peverly & Wang 1995; Tanner *et al.* 1998).

## **4.2 Comunidades de Anuros**

### **4.2.1 Introducción**

Los anfibios son un grupo particularmente interesante por la multiplicidad de funciones que cumplen dentro de ecosistemas acuáticos y terrestres y por su sensibilidad ante cambios en el ambiente. Su ciclo de vida doble (estadios netamente acuáticos seguidos de formas que habitan hábitats terrestres y de humedales), sus adaptaciones fisiológicas altamente especializadas y sus requerimientos específicos de microhábitat le otorgan características singulares y útiles en los estudios de ecosistemas (Blaustein & Wake 1990; Blaustein *et al.* 1994; Stebbins 1997; Wells 2010). Por esta razón, los patrones de presencia, distribución y composición de sus comunidades se destacan como indicadores de la calidad ambiental para evaluar y pronosticar la magnitud de los efectos que generan las actividades humanas (Pollet & Bendell-Young 2000; Carignan & Villard 2002; Rice *et al.* 2006; Schivo 2015). En particular, los anuros presentan algunas ventajas por sobre otras comunidades bióticas a la hora de ser utilizados para este fin ya que cumplen con varias de las características necesarias para ser considerados buenos indicadores biológicos: son de fácil colección y medición, están relacionados con el efecto que se desea indicar, existe información biológica y ecológica de ellos, son muy importantes dentro de la comunidad a la que pertenecen debido a la multiplicidad de funciones que cumplen, se pueden identificar taxonómicamente al nivel de especie y son comparables en situaciones y sistemas similares (Pinilla 1998).

Actualmente se reconoce que las alteraciones sobre los sistemas naturales a escalas locales y globales (fragmentación, transformación, pérdida de hábitat, cambio climático) generan cambios drásticos en la estructura y composición de las comunidades de anfibios en todo el mundo (Carey & Alexander 2003; Hopkins 2007; Bickford *et al.* 2010; Schivo 2015; Marsh *et al.* 2017). Además, este grupo faunístico es sensible a los contaminantes presentes en el ambiente debido a su piel permeable, su sistema inmune rudimentario y por su etapa larval que tiene desarrollo obligado en los cursos de agua donde se concentran habitualmente estas sustancias (Rowe *et al.* 2003; Wake & Vredenburg 2008). Sumado a esto, enfermedades como la causada por el hongo

*Batrachochytrium dendrobatidis* hacen que este grupo se encuentre particularmente afectado, y actualmente se reconoce una declinación a escala global en el número de especies de este grupo (Thomas *et al.* 2004; Collins 2010).

Si bien los anfibios se encuentran representados en múltiples tipos de ambientes (Rice *et al.* 2006), dada su estrecha relación con el agua, la mayor parte de ellos utiliza como hábitat fundamental los humedales en los cuales desarrollan al menos una parte de su ciclo de vida y cumplen una gran diversidad de roles tales como propiciar los flujos de materiales y energía entre los medios terrestre y acuático, dispersar semillas o ser agentes polinizadores (Hocking & Babbitt 2014; Cortes-Gomez *et al.* 2015). Por estas razones, los cambios en la diversidad de este grupo pueden alterar el funcionamiento ecosistémico y, por ende, los bienes y servicios que éstos proveen (Hooper *et al.* 2005, Díaz *et al.* 2007, Norris *et al.* 2010). Por esta razón, conocer la respuesta de los anuros a los cambios ocurridos en los humedales del Bajo Delta Insular del Río Paraná como consecuencia de las actividades que en ellos se desarrollan constituye un importante aporte al conocimiento del estado de los mismos.

En este contexto, la finalidad del presente capítulo es analizar distintos parámetros estructurales de las comunidades de anuros en relación a las distintas modalidades productivas consideradas en este estudio.

#### **4.2.2 Objetivo**

El objetivo general del presente capítulo es analizar y evaluar cómo las distintas modalidades productivas (y sus transformaciones asociadas) afectan la estructura de las comunidades de anuros.

#### **4.2.3 Objetivos específicos**

- 1) Analizar la composición, diversidad y abundancia de especies de anuros en los distintos ambientes considerados.
- 2) Caracterizar a las especies en función del uso de microhábitat y su relación con las distintas variables físico-químicas y biológicas de los cursos de agua y evaluar la influencia de las distintas modalidades productivas en la presencia y abundancia de especies especialistas de humedal.

#### **4.2.4 Hipótesis y predicciones**

H5: La intervención antrópica provoca un cambio en la estructura de la comunidad de anuros que se refleja en una disminución en la diversidad y riqueza de especies respecto al ambiente natural.

*Predicción 5.1: El número de especies de anuros y su abundancia serán mayores en parcelas ubicadas en ambientes naturales (pajonales) que en parcelas de ambientes productivos (forestales, foresto-ganaderos y ganaderos).*

H6: Los ambientes de humedal presentan diferentes condiciones ambientales respecto de los ambientes con algún uso productivo que propician el establecimiento de especies con diferentes características ecológicas.

*Predicción 6.1: El número y abundancia de especies con requerimientos de hábitat específico propios de humedal será mayor en parcelas ubicadas en humedales que en parcelas de ambientes productivos (forestales, foresto-ganaderos y ganaderos).*

*Predicción 6.2: Los ambientes con mayor intervención antrópica tendrán un recambio de especies especialistas de humedal por especies generalistas.*

#### **4.2.5 Materiales y métodos**

Los muestreos se llevaron a cabo durante los periodos del año en que los anuros presentan su mayor actividad (Lips *et al.* 1999) entre 2013 y 2016. Los relevamientos se realizaron dentro de la franja horaria de 19:00 a 00:00 hs por tratarse de especies con hábitos nocturnos o crepusculares (Rodríguez-Mahecha *et al.* 2006). Con el objetivo de lograr un inventario lo más completo posible y por la diversidad de ambientes a muestrear se utilizaron dos metodologías complementarias:

- *Muestreo visual por parcela* (INTA 1989): Se establecieron 6 parcelas de 6x6 m en cada una de los tres usos considerados (campo ganadero, G; predios forestales, F; predios foresto-ganaderos, FG) y en el ambiente natural (pajonales, Paj). En el caso de las forestaciones, se consideraron dos edades de desarrollo del rodal (joven, J -entre 3 y 5 años- y adulto, A- entre 12 y 14 años). Esta discriminación por edad se realizó considerando que la misma podría tener un efecto diferencial sobre las comunidades de anuros, similarmente a lo que ocurre con la vegetación. En cada punto (N=36) se realizó una búsqueda exhaustiva de anuros la cuál fue realizada por 3 personas durante 15 minutos, abarcando toda la parcela y registrando el número de individuos, la especie y el lugar donde fue hallado. Las 3 personas involucradas en el muestreo fueron entrenadas previamente con descripciones y fotografías de las especies esperadas para el área según bibliografía (eg., Heredia 2008; Guzmán & Raffo 2011; Zaracho *et al.* 2011; Quintana *et al.* 2012). Se optó por este tipo de muestreo en lugar del muestreo por transecta por tratarse de ambientes relativamente homogéneos pero con una visibilidad y accesibilidad bajas que dificultarían la realización de esta última técnica. Por otra parte, el muestreo por parcelas resulta útil para medir diferencias entre áreas o monitorear cambios a lo largo del tiempo (Rodríguez-Mahecha *et al.* 2006) como se pretende

realizar en este trabajo. Las parcelas fueron seleccionadas al azar en las cercanías de las parcelas designadas para el muestreo de vegetación de manera de poder relacionar estos dos componentes. Se realizó un registro fotográfico para posteriormente poder confirmar la identificación realizada a campo por un especialista (Dr. Julián Faivovich. MACN-CONICET).

- *Muestreo auditivo por puntos*(Rodríguez-Mahecha et al. 2006): se establecieron puntos de muestreo asociados a las estaciones de muestreo de aguas (N=12). En cada lugar, en un radio de 50 m, se registraron todos los individuos cantando durante 15 min. El muestreo fue realizado por 3 personas entrenadas previamente con los cantos de las especies esperadas para la zona obtenidos en distintas fuentes (e.g., Straneck et al. 1993, SIB-Parques Nacionales, Amphibia Web, EcoRegistros7). Esta técnica resulta útil cerca de los cursos de agua por ser lugares utilizados por distintas especies para reproducirse y es un método eficiente para registrar especies con diferentes hábitos que pueden resultar difíciles de detectar visualmente por su tamaño o coloración. Sin embargo, las hembras, los estadios juveniles y los individuos que no estén en periodo de apareamiento quedan fuera del inventario auditivo (Lips et al. 1999). Por esta razón es una buena opción complementarlo con técnicas de muestreo visual como el muestreo por parcela antes descripto. En cada punto las vocalizaciones fueron registradas usando un grabador Sony ICD-PX312.

En cada punto de muestreo se registró, además, la temperatura y la humedad ambiente con un termohigrómetro digital TFA modelo 30.5003.

### Análisis de datos

En todos los casos se registró la riqueza (S) y se calcularon diversos parámetros comunitarios (Diversidad de Shannon-Wener, H; Equidad de Pielou, Eq) y se compararon mediante modelos lineales generales o generalizados mixtos según cumplimiento de los supuestos. Estos análisis se realizaron mediante los programas RStudio (Team 2015) y R (Team 2017) con los paquetes vegan (Oksanen et al., 2015) y lme4 (Bates et al., 2015).



A partir de los promedios totales y por estación se construyeron curvas de rarefacción para cada tipo de muestreo basadas en muestras (Colwell *et al.* 2004) con el fin de comparar la riqueza de especies observada entre los diferentes tipos de ambientes y entre estaciones (primavera o verano). Mediante la extrapolación del número de muestras ( $n = 14$ ), se evaluó si el esfuerzo de muestreo fue adecuado por comparación con el número necesario para llegar a un plateau. La extrapolación se realizó utilizando el método de Bootstrap (Colwell *et al.* 2012) y se construyeron intervalos de confianza del 95% para evaluar la significación estadística ( $p < 0,05$ ), comparando en cada curva los límites superior e inferior de estos intervalos (Cumming *et al.* 2007). Por otra parte, se estimó la riqueza esperada de especies para cada ambiente utilizando el índice Jackknife 1 (Moreno y Halffter 2001) y se lo utilizó para evaluar cuán completo fue el inventario de especies de cada ambiente como el porcentaje de especies observado del total de especies esperadas por dicho estimador. Estos análisis se realizaron utilizando el programa estadístico EstimateS, Version 9.1.0 (Colwell *et al.* 2004).

A fin de evaluar si los ambientes difirieron en composición específica se realizó un análisis de componentes principales (ACP) para cada tipo de muestreo con corrección de Hellinger en función de las especies, basado en una matriz de correlación. Se optó por este análisis en lugar de un ACP basado en una matriz de covarianzas debido a que hay especies que se encuentran en todos los usos con densidades muy altas cuyo efecto opacaría la importancia del resto de las especies en el ordenamiento de los sitios. Dicho análisis se llevó a cabo con el fin de caracterizar los ambientes en función a las comunidades de anuros presentes. La matriz incluyó todos los muestreos de todas las estaciones y de todos los años. Por último, se seleccionaron las especies con mayor contribución a cada componente y se evaluó su significancia a través de una correlación de Pearson. Estos análisis se llevaron a cabo utilizando los programas Infostat (Di Rienzo 2011), RStudio (Team 2015) y R (Team 2017).

Además, para evaluar la relación entre las especies y el ambiente se realizó con los datos del muestreo auditivo un análisis “Outlying Mean Index” (OMI) incluyendo las especies presentes en



cada ambiente con las variables físico-químicas del agua descritas en el capítulo 3, parte A (temperatura y humedad ambiental, temperatura del agua, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto, pH, carbono orgánico disuelto, fósforo reactivo soluble, fósforo total, sólidos en suspensión, materia orgánica en suspensión, Clorofila *a*) y las dos variables tomadas al momento del muestreo de anuros (temperatura nocturna y humedad ambiental). De esta forma, se pudo establecer el nicho de cada especie en relación a dichas variables.



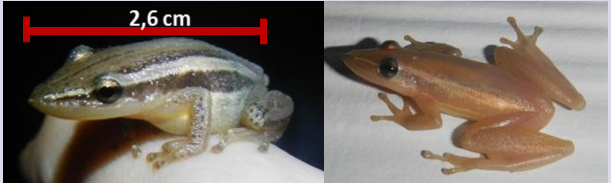

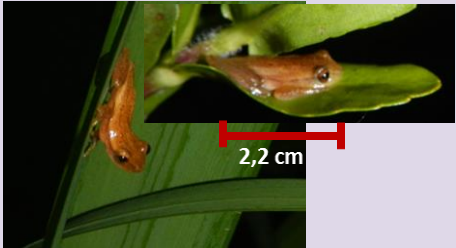

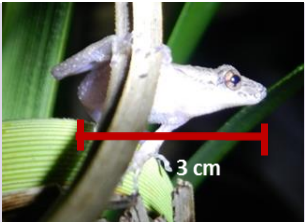
Para estimar los posibles cambios en el número y abundancia de especies de anuros cuyos requerimientos de hábitat se asocian al humedal o si existe un recambio dado por el uso, se calculó la diversidad beta a través del índice de disimilitud de Sørensen (Sor) y los componentes de recambio de especies (Sr) y anidamiento de las comunidades (San) (Calderón-Patrón *et al.* 2012). Todas las ecuaciones de los índices utilizados en este capítulo se detallan en el Anexo.


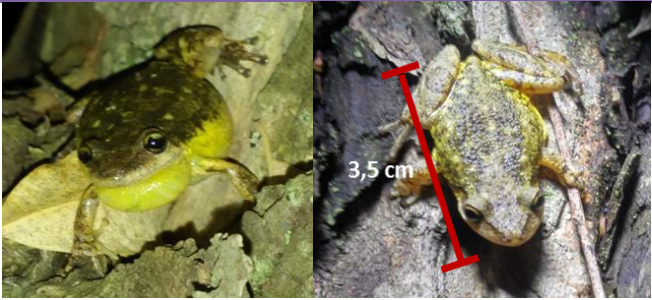



#### 4.2.6 Resultados

Se registró un total de 11 especies de anuros pertenecientes a 7 géneros (*Rhinella*, *Hypsiboas*, *Dendropsophus*, *Scinax*, *Pseudis*, *Leptodactylus* y *Pseudopaludicola*) y 3 familias (Hylidae, Leptodactylidae y Bufonidae) (Tabla 4.8). De éstas, sólo 9 se encontraron en los ambientes analizados. El número de especies detectadas varió entre muestreos, siendo 9 para el muestreo visual y 7 para el auditivo.

**Tabla 4.8.** Especies de anfibios relevadas en pajonales naturales y usos productivos del Bajo Delta Insular del río Paraná. Las medidas rostro-cloaca fueron obtenidas a partir de información bibliográfica (Heredia 2008; Zaracho *et al.* 2011; Ghirardi & López 2017).

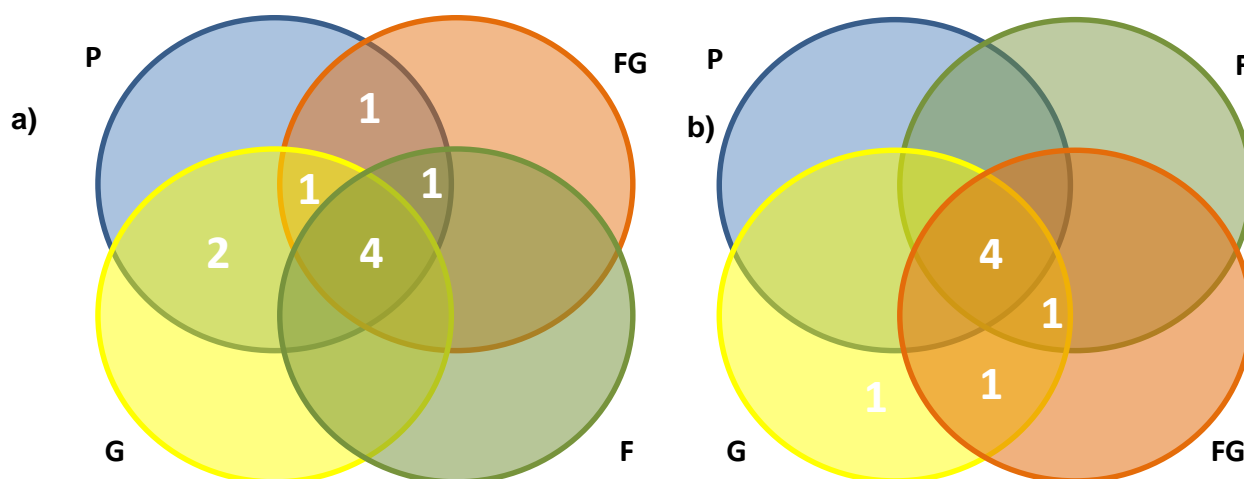
| Espece   | Familia                 | Largo rostro-cloaca  |
|--|-------------------------|---|
| <b><i>Rhinella fernandezae</i></b><br>(Gallardo, 1975) | <b><i>Bufonidae</i></b> |                       |

| Espece  | Familia        | Largo rostro-cloaca  |
|---|----------------|---|
| <i>Hypsiboas pulchellus</i><br>(Duméril and Bibron, 1841) | <i>Hylidae</i> |                       |
| <i>Scinax squalirostris</i><br>(Lutz, 1925)               | <i>Hylidae</i> |                       |
| <i>Scinax granulatus</i><br>(Peters, 1871)                | <i>Hylidae</i> |                       |
| <i>Dendropsophus nanus</i> (Boulenger, 1889)              | <i>Hylidae</i> |                      |
| <i>Pseudis minuta</i><br>(Günther, 1858)                  | <i>Hylidae</i> |                     |
| <i>Scinax berthae</i><br>(Barrio, 1962)                   | <i>Hylidae</i> |                    |

| Especie  | Familia                | Largo rostro-cloaca  |
|--|------------------------|---|
| <b><i>Scinax nasicus</i></b><br><b>(Cope, 1862)</b><br>No registrada en los<br>ambientes analizados.<br>Encontrada en las<br>cercanías de las<br>oficinas del predio<br>forestal "El Oasis"  | <b>Hylidae</b>         |                       |
| <b><i>Leptodactylus latrans</i></b><br><b>(Steffen, 1815)</b>  | <b>Leptodactylidae</b> |                      |
| <b><i>Pseudopaludicola</i></b><br><b><i>falcipes</i> (Hensel,</b><br><b>1867)</b>  | <b>Leptodactylidae</b> |                      |
| <b><i>Leptodactylus</i></b><br><b><i>latinasus</i> (Jiménez de</b><br><b>la Espada, 1875)</b><br>No registrada en los<br>ambientes analizados.<br>Encontrada en las<br>cercanías del cruce de<br>la balsa de Otamendi<br>del lado del INTA Delta | <b>Leptodactylidae</b> |                     |

Es importante destacar que todas las especies del muestreo visual se encontraron presentes en el ambiente natural (Figura 4.9). Si bien *Scinax squallirostris* estuvo presente tanto en el ambiente natural como en el campo ganadero y *Scinax berthae* fue hallada en el ambiente natural y en los predios forestal y foresto-ganadero, puede considerarse que ambas son casi exclusivas del ambiente natural puesto que sus abundancias en los campos sometidos a algún uso fueron muy bajas (entre 2 y 4 individuos). En el caso de muestreo auditivo, se observó un patrón diferente ya

que el campo ganadero resultó el de mayor riqueza, incluyendo una especie exclusiva (*Scinax squalirrostris*) aunque en baja.



**Figura 4.9.** Diagrama de Venn para el muestreo visual (a) y para el auditivo (b). Se muestra el número de especies compartidas entre los distintos ambientes del Bajo Delta Insular del Río Paraná. P: pajonal; FG: campo foresto-ganadero; F: campo forestal; G: campo ganadero.

Al analizar los parámetros comunitarios, se observa que en el caso del muestreo visual la interacción entre el uso y la estación fue significativa tanto para el índice de diversidad de Shannon-Wever ( $F_5=2,96$ ,  $p=0,0173$ ) como para la riqueza observada ( $F_5=5,99$ ,  $p=0,0001$ ). Esto indica que en primavera fue detectada la mayor diversidad en el campo ganadero y en el pajonal natural, principalmente debido a una mayor riqueza dado que la equidad fue similar en ambos casos (Tabla 4.9).

**Tabla 4.9.** Atributos comunitarios para los distintos ambientes analizados en el Bajo Delta del Río Paraná a partir de los muestreos visuales. Se detallan las medias obtenidas según el modelo final corrido en cada caso. Tanto para H como para S la interacción resultó significativa por lo que se muestra la media y desvío para todas las combinaciones. En el caso de la equidad, sólo resultó significativo el ambiente por lo que se muestran las medias de ambas estaciones para cada ambiente. H: Diversidad; S: Riqueza; Eq: Equidad. Letras diferentes implican diferencias significativas ( $p<0,05$ ).

| Índice | Estación | FA                     | FAG                    | FJ                     | FJG                    | G                      | Paj                    |
|--------|----------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|
| H      | P        | 0,00±0,23 <sup>b</sup> | 0,58±0,12 <sup>b</sup> | 0,23±0,11 <sup>b</sup> | 0,52±0,17 <sup>b</sup> | 0,85±0,06 <sup>a</sup> | 0,92±0,08 <sup>a</sup> |
|        | V        | 0,21±0,21 <sup>b</sup> | 0,57±0,16 <sup>b</sup> | 0,60±0,16 <sup>b</sup> | 0,66±0,10 <sup>b</sup> | 0,58±0,12 <sup>b</sup> | 0,53±0,11 <sup>b</sup> |
| S      | P        | 0,63±0,16 <sup>b</sup> | 1,33±0,28 <sup>b</sup> | 1,25±0,25 <sup>b</sup> | 1,25±0,30 <sup>b</sup> | 2,64±0,25 <sup>a</sup> | 3,25±0,33 <sup>a</sup> |
|        | V        | 1,14±0,14 <sup>b</sup> | 1,25±0,25 <sup>b</sup> | 1,25±0,13 <sup>b</sup> | 1,92±0,26 <sup>b</sup> | 2,00±0,26 <sup>b</sup> | 1,50±0,23 <sup>b</sup> |
| Eq     | P-V      | 0,15±0,17 <sup>a</sup> | 0,73±0,11 <sup>b</sup> | 0,55±0,12 <sup>b</sup> | 0,69±0,11 <sup>b</sup> | 0,73±0,06 <sup>b</sup> | 0,73±0,07 <sup>b</sup> |

En el caso de las forestaciones presentaron los valores más bajos de diversidad y riqueza sin diferencias significativas entre ellas aunque si se observa una tendencia donde las forestaciones con ganado tienen valores un poco más altos. Por otro parte, la equidad de Pielou sólo presentó diferencias significativas en cuanto al uso ( $F_5=2,66$ ,  $p=0,029$ ) siendo la comunidad de la forestación adulta de álamo sin ganado la menos equitativa durante todos los muestreos (Tabla 4.9).

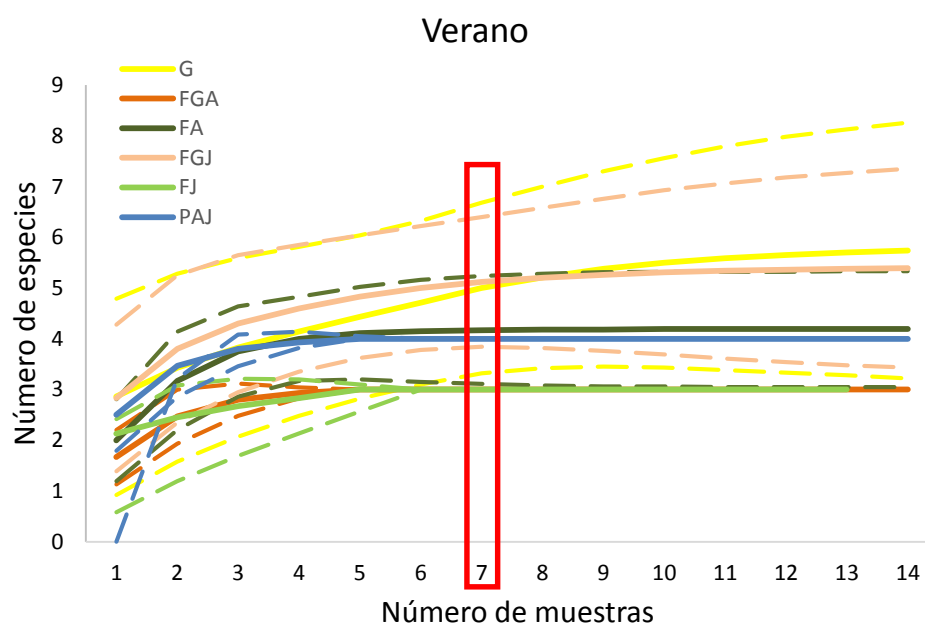
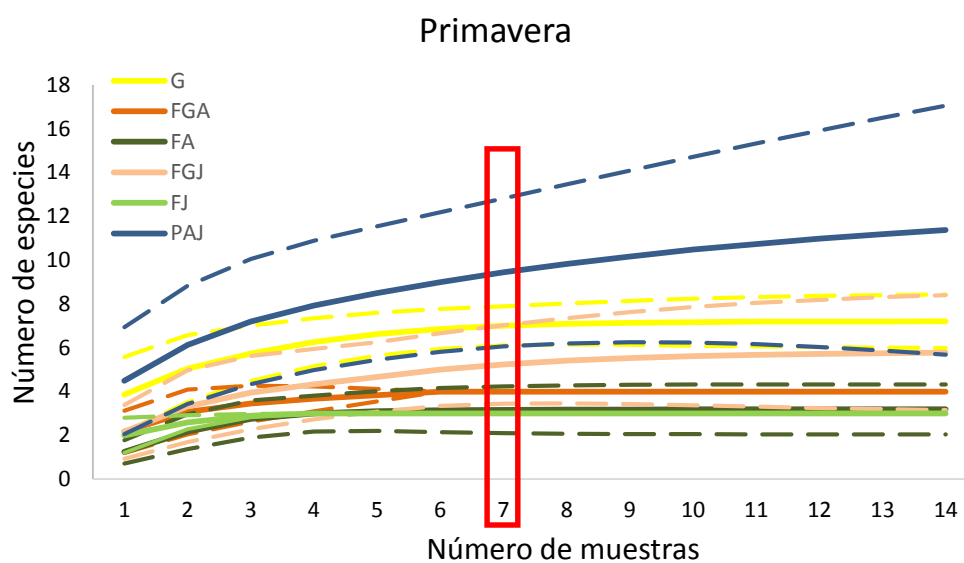
Por otro lado, en el muestreo auditivo la interacción no fue significativa para ninguno de los atributos comunitarios, presentando sólo diferencias significativas por uso (H,  $F_3=14,72$ ,  $p<0,0001$ ; S,  $F_3=10,33$ ,  $p<0,0001$ ; Eq,  $F_3=11,5$ ,  $p<0,0001$ ). El pajonal fue el ambiente que presentó la menor diversidad, riqueza, y equidad mientras que los ambientes con ganado tuvieron los mayores valores (Tabla 4.10).

**Tabla 4.10.** Atributos comunitarios obtenidos a partir de los muestreos auditivos en los distintos ambientes analizados en el Bajo Delta Insular del Río Paraná. En ninguno de los casos la estación resultó significativa por lo que se muestran las medias de ambas estaciones para cada ambiente. H: Diversidad; S: Riqueza; Eq: Equidad. Letras diferentes implican diferencias significativas ( $p<0,05$ ).

| Índice | F                      | FG                     | G                      | Paj                    |
|--------|------------------------|------------------------|------------------------|------------------------|
| H      | 0,35±0,11 <sup>b</sup> | 0,58±0,11 <sup>b</sup> | 0,56±0,08 <sup>b</sup> | 0,05±0,04 <sup>a</sup> |
| S      | 1,78±0,34 <sup>b</sup> | 2,17±0,29 <sup>b</sup> | 2,10±0,25 <sup>b</sup> | 0,64±0,20 <sup>a</sup> |
| Eq     | 0,35±0,11 <sup>b</sup> | 0,61±0,11 <sup>b</sup> | 0,63±0,09 <sup>b</sup> | 0,08±0,06 <sup>a</sup> |

Al analizar las curvas de rarefacción para el muestreo visual se observó una superposición de los intervalos de confianza de las curvas, lo que implica que no se pueden detectar diferencias significativas en los valores de riqueza total alcanzada. Además, la presencia de variaciones estacionales produce cambios en la tendencia general. En primavera, el pajonal presentó los valores más elevados mientras que en verano el campo ganadero fue el más rico. El pajonal y las forestaciones jóvenes con ganado no parecen alcanzar un *plateau* en primavera considerando el número de muestras tomadas. Esto indica que se requeriría un mayor esfuerzo de muestreo en estos ambientes en esa estación (Figura 4.10).





**Figura 4.10.** Curvas de rarefacción para los distintos ambientes analizados del Bajo Delta del Paraná en función de las especies relevadas en los muestreos auditivos, para cada una de las estaciones consideradas. En línea punteada se grafican los intervalos de confianza de cada curva. G = Ganadería; FGA: Predio foresto-ganadero con álamos adultos; FA = Predio forestal de álamo adulto; FGJ = Predio foresto-ganadero con álamos jóvenes; FJ = Predio forestal de álamo joven; PAJ = Pajonal. El recuadro rojo representa las muestras analizadas.

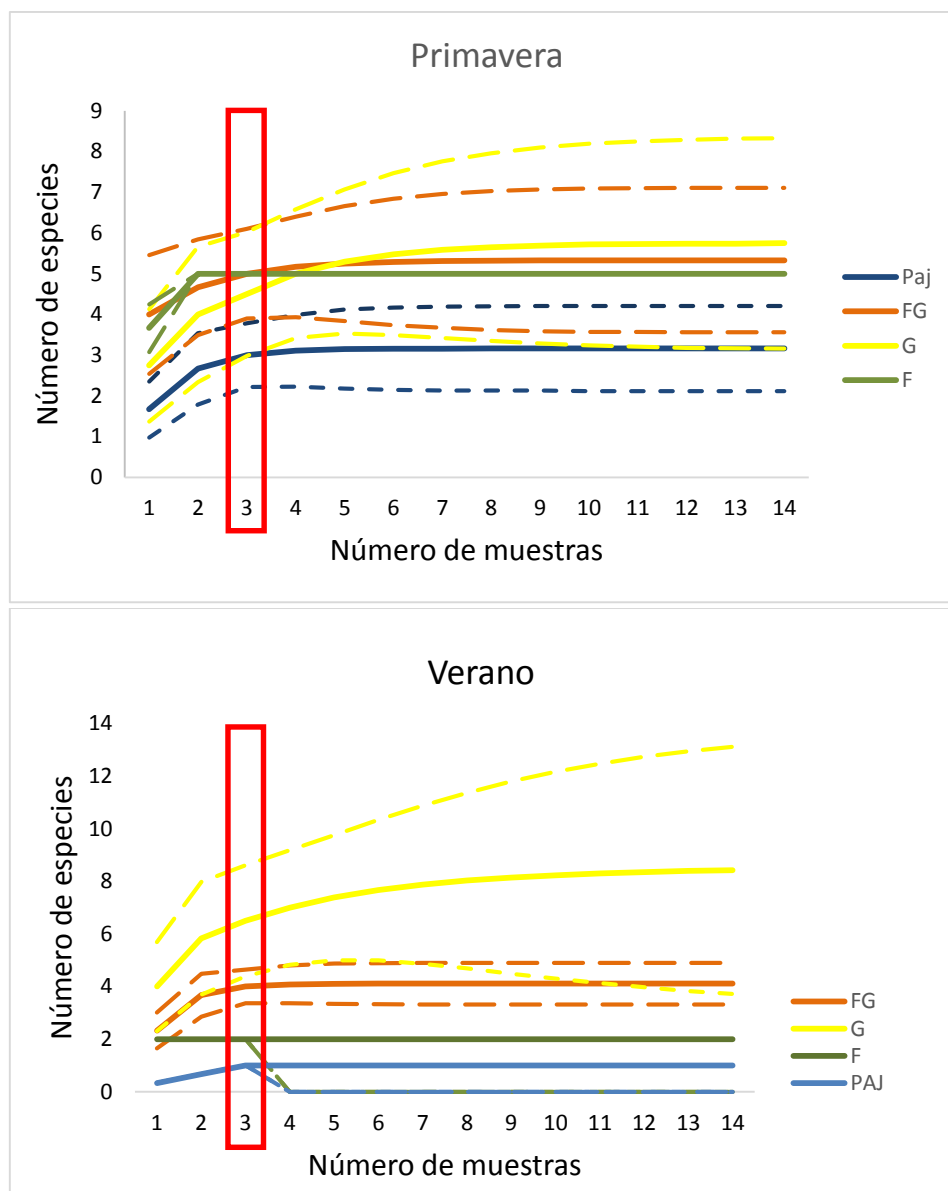
Sin embargo, los valores del estimador de Jackknife muestran que con el esfuerzo aplicado se logró una completitud del inventario en general superior al 75%, lo cual puede considerarse aceptable (Tabla 4.11). En el caso del verano, todas las curvas llegaron al plateau con excepción del campo ganadero, alcanzando una mayor completitud del inventario en general.

**Tabla 4.11.** Valores de la riqueza observada ( $S_{ob}$ ), estimador de Jackknife (media  $\pm$  EE) y porcentaje del inventario relevado para el muestreo visual realizado en los distintos ambientes analizados en el Bajo Delta Insular del Río Paraná. G = Ganadería; FGA: Predio foresto-ganadero con álamos adultos; FA = Predio forestal de álamo adulto; FGJ = Predio foresto-ganadero con álamos jóvenes; FJ = Predio forestal de álamo joven; Paj = Pajonal.

| Estación  | Ambiente | Riqueza ( $S_{ob}$ ) | Jackknife 1      | Inventario (%) |
|-----------|----------|----------------------|------------------|----------------|
| Primavera | FA       | 3                    | $3,75 \pm 0,375$ | 80             |
|           | FGA      | 4                    | $4,83 \pm 0,339$ | 82,816         |
|           | FJ       | 3                    | $3,29 \pm 0,145$ | 91,185         |
|           | FGJ      | 5                    | $6,67 \pm 0,429$ | 74,963         |
|           | G        | 7                    | $7,86 \pm 0,325$ | 89,059         |
|           | Paj      | 9                    | $11,5 \pm 0,457$ | 78,261         |
| Verano    | FA       | 4                    | $4,75 \pm 0,375$ | 84,211         |
|           | FGA      | 3                    | $3 \pm 0$        | 100            |
|           | FJ       | 3                    | $3,83 \pm 0,339$ | 78,329         |
|           | FGJ      | 5                    | $5,83 \pm 0,339$ | 85,763         |
|           | G        | 5                    | $6,71 \pm 0,42$  | 74,516         |
|           | Paj      | 4                    | $4 \pm 0$        | 100            |

En el caso del muestreo auditivo, no se observó una variación estacional muy marcada y al igual que en el visual hubo una gran superposición de los intervalos de confianza de las curvas. Los campos ganaderos fueron los que mayor riqueza presentaron en relación a los otros ambientes y, contrariamente a lo esperado, el pajonal es el que presentó la menor riqueza.





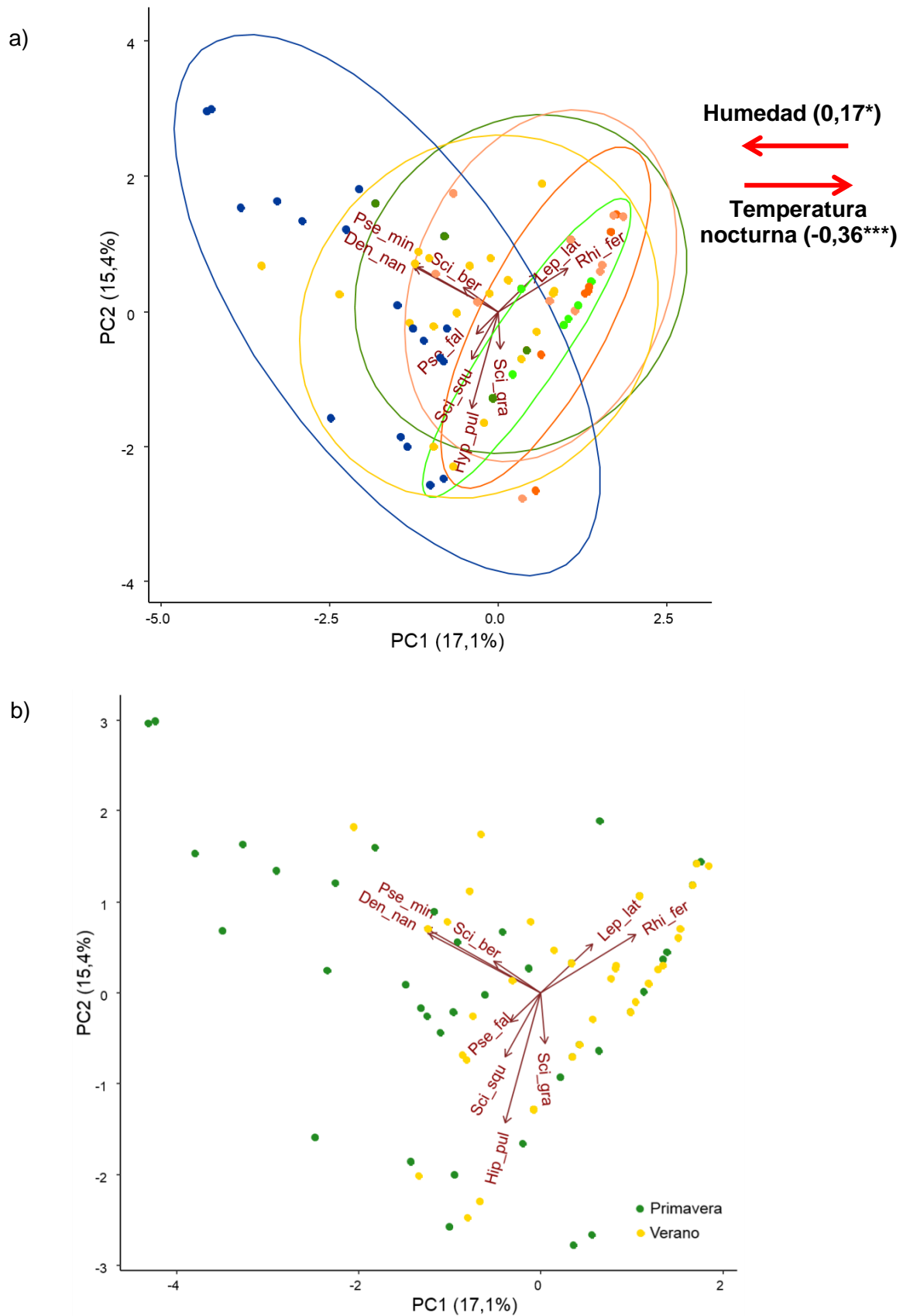
**Figura 4.11.**Curvas de rarefacción basadas en muestras para los distintos ambientes analizados del Bajo Delta del Paraná en función de las especies relevadas en los muestreos auditivos para cada una de las estaciones consideradas . En línea punteada se grafican los intervalos de confianza de cada curva. G = Ganadería; FGA: Predio foresto-ganadero; FA = Predio forestal de; PAJ = Pajonal. El recuadro rojo representa las muestras analizadas.

En este caso, todas las curvas alcanzan un *plateau* con excepción del campo ganadero en ambas estaciones, por lo que puede considerarse que el muestreo, en general, fue suficiente, lo que se corrobora con la completitud del inventario (Tabla 4.12). La única excepción fue para el Pajonal en verano en donde se esperaban al menos dos especies por el estimador de Jackknife y sólo se detectó una.

**Tabla 4.12.** Valores de la riqueza observada ( $S_{ob}$ ), estimador de Jackknife (media  $\pm$  EE) y porcentaje del inventario relevado para el muestreo auditivo realizado en los distintos ambientes analizados en el Bajo Delta del Río Paraná. G = Ganadería; FGA: Predio foresto-ganadero con álamos adultos; FA = Predio forestal de álamo adulto; FGJ = Predio foresto-ganadero con álamos jóvenes; FJ = Predio forestal de álamo joven; Paj = Pajonal.

| Estación  | Ambiente | Riqueza ( $S_{ob}$ ) | Jackknife 1      | Inventario (%) |
|-----------|----------|----------------------|------------------|----------------|
| Primavera | F        | 5                    | $5 \pm 0$        | 100            |
|           | FG       | 5                    | $5,67 \pm 0,387$ | 88,184         |
|           | G        | 5                    | $6,5 \pm 0,866$  | 76,923         |
|           | Paj      | 3                    | $3,67 \pm 0,387$ | 81,744         |
| Verano    | F        | 2                    | $2 \pm 0$        | 100            |
|           | FG       | 4                    | $4,67 \pm 0,387$ | 85,653         |
|           | G        | 7                    | $8,5 \pm 0,502$  | 82,353         |
|           | Paj      | 1                    | $1,67 \pm 0,387$ | 59,880         |

El ACP en base al muestreo visual explicó el 32,5% de la variabilidad total; los ambientes se separaron principalmente a lo largo del eje 1, quedando el pajonal hacia los valores negativos del mismo, asociado a especies como *Pseudis minuta*, *Dendropsophus nanus* y *Scinax berthae*. También con valores negativos del eje 1 pero más cercanos al cero se ubican los sitios pertenecientes a los predios ganaderos con especies como *Pseudopaludicola falcipes*, *Scinax squalirrostris* y *Hypsiboas pulchellus*. Hacia los valores positivos del eje se ubican las forestaciones sin distinción de edad o presencia de ganado con especies como *Rhinella fernandezae*, *Leptodactylus latrans* y *Scinax granulatus* (Tabla 4.13, Figura 4.12, a).



**Figura 4.12.** Análisis de componentes principales de las muestras en el espacio de las especies de anuros registradas en los diferentes ambientes del Bajo Delta Insular del Río Paraná (muestreo visual). a) Coloreado en función de los

ambientes. G: campo ganadero; Paj: pajonal; FGA: forestación ganadera adulta; FJG: forestación joven ganadera; FA: forestación adulta sin ganado; FJ: forestación joven sin ganado. b) Coloreado según la estación. Las elipses representan el 95% de los datos de cada ambiente. *Sci\_squ*: *Scinax squalirrostris*; *Sci\_ber*: *Scinax berthae*; *Sci\_gra*: *Scinax granulatus*; *Hyp\_pul*: *Hypsiboas pulchellus*; *Pse\_min*: *Pseudis minuta*; *Den\_nan*: *Dendropsophus nanus*; *Lep\_lat*: *Leptodactylus latrans*; *Pse\_fal*: *Pseudopaludicola falcipes*; *Rhi\_fer*: *Rhinella fernandezae*

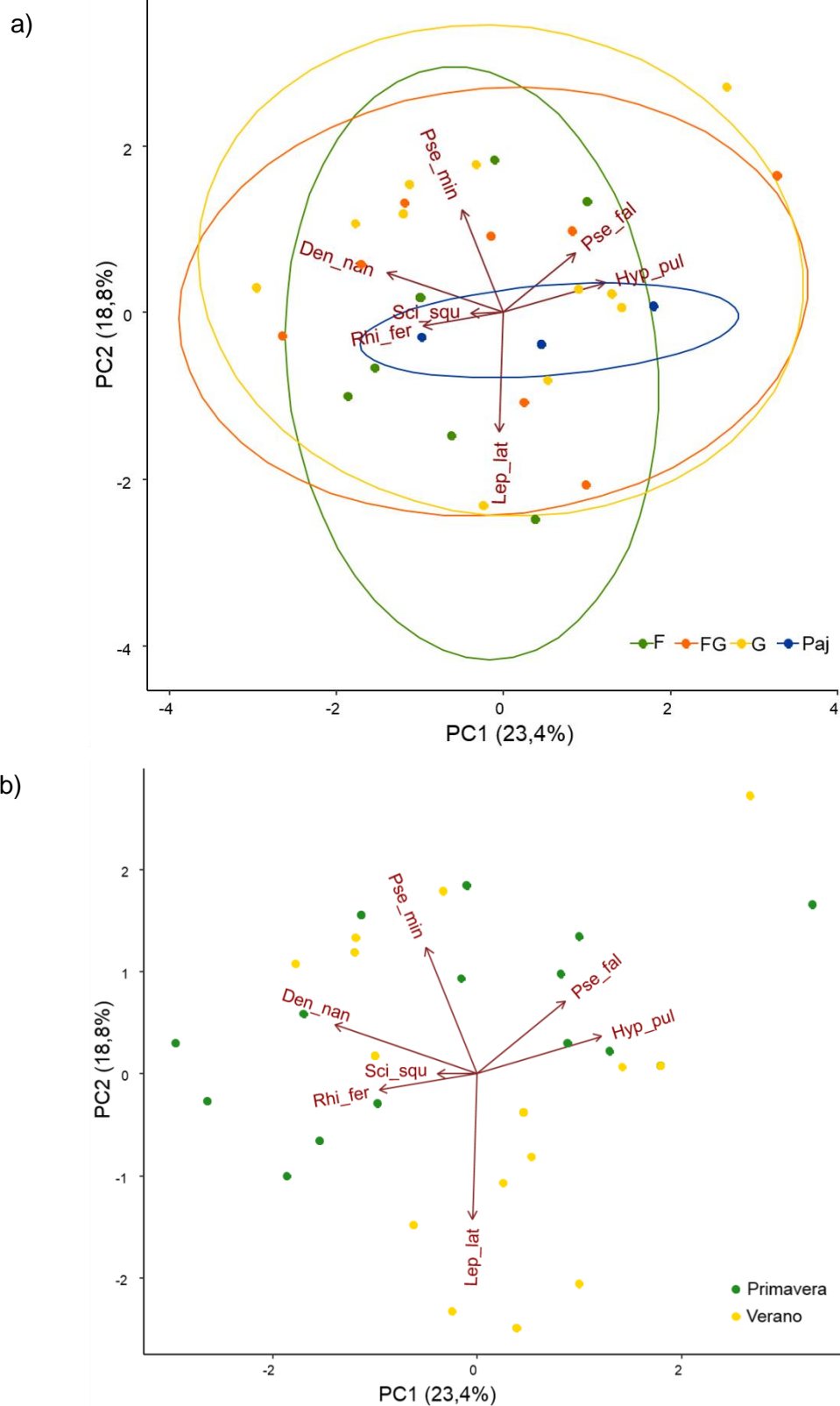
Por el contrario, no se observa una clara separación de los sitios en función de la estacionalidad (Figura 4.12,b).

El eje 1 presentó una correlación significativa negativa con la humedad y positiva con la temperatura, lo cual indica que el pajonal es el ambiente con mayor humedad y menor temperatura ambiente mientras que los predios ganaderos tienen valores intermedios para ambas variables y las forestaciones presenta la menor humedad y mayor temperatura ambiente nocturna.

**Tabla 4.13.** Valores de los autovectores de los dos primeros componentes (CP1 y CP2) para las distintas especies anuros para el muestreo visual en distintos ambientes del Bajo Delta Insular del Río Paraná. Los asteriscos señalan la significancia de la correlación  $p < 0,05^*$ ;  $p < 0,01^{**}$ ;  $p < 0,001^{***}$ .

| Variables                                  | CP1      | CP2      |
|--|----------|----------|
| <i>Dendropsophus nanus</i> (Den_nan)       | 0,56***  | -0,33*** |
| <i>Hypsiboas pulchellus</i> (Hip_pul)      | 0,17*    | 0,66***  |
| <i>Leptodactylus latrans</i> (Lep_lat)     | -0,25*** | -0,25*** |
| <i>Pseudopaludicola falcipes</i> (Pse_fal) | 0,14*    | 0,15*    |
| <i>Pseudis minuta</i> (Pse_min)            | 0,54***  | -0,30*** |
| <i>Rhinella fernandezae</i> (Rhi_fer)      | -0,45*** | -0,29*** |
| <i>Scinax berthae</i> (Sci_ber)            | 0,22***  | -0,16*   |
| <i>Scinax granulatus</i> (Sci_gra)         | -0,02    | 0,26***  |
| <i>Scinax squalirrostris</i> (Sci_squ)     | 0,17*    | 0,32***  |

El ACP basado en los muestreos auditivos explicó el 42,2% de la variabilidad total. En este caso no se ve una separación clara de los ambientes en función de la composición de especies de anuros como en el muestreo visual (Figura 4.13, a) pero si se observa una marcada estacionalidad (Figura 4.13, b).



**Figura 4.13.** Análisis de componentes principales de las muestras en el espacio de las especies de anuros registradas en los diferentes ambientes del Bajo Delta Insular del Río Paraná (muestreo auditivo). a) Coloreado en función de los ambientes G: matriz ganadera; Paj: matriz natural; FG: matriz foresto-ganadera; F: matriz forestal. b) Coloreado según la estación. *Sci\_squ*: *Scinax squalirrostris*; *Hyp\_pul*: *Hypsiboas pulchellus*; *Pse\_min*: *Pseudis minuta*; *Den\_nan*:

*Dendropsophus nanus*; *Lep\_lat*: *Leptodactylus latrans*; *Pse\_fal*: *Pseudopaludicola falcipes*; *Rhi\_fer*: *Rhinella fernandezae*

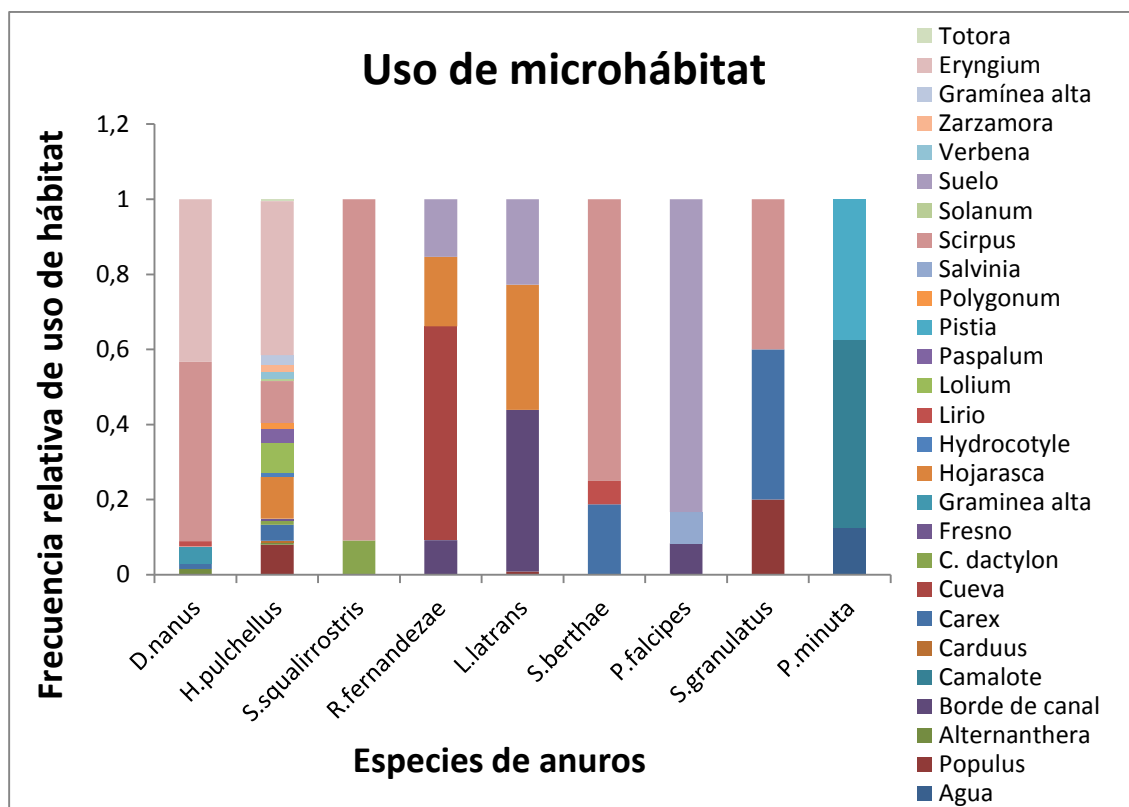
Hacia los valores positivos del eje 2 se ubican mayormente los sitios pertenecientes al verano con *Leptodactylus latrans* principalmente, y hacia los valores negativos los correspondientes a la primavera con especies como *Pseudis minuta*, *Dendropsophus nanus* y *Pseudopaludicola falcipes* (Tabla 4.14)

**Tabla 4.14.** Valores de los autovectores de los dos primeros componentes (CP1 y CP2) para las distintas especies anuros registradas en el muestreo auditivo en distintos ambientes del Bajo Delta Insular del Río Paraná. Sólo se muestran las especies que presentaron una correlación significativa con alguno de los dos ejes. Los asteriscos señalan la significancia de la correlación  $p < 0,05^*$ ;  $p < 0,01^{**}$ ;  $p < 0,001^{***}$ .

| Espece                                     | CP1       | CP2       |
|--|-----------|-----------|
| <i>Dendropsophus nanus</i> (Den_nan)       | 0,595***  | -0,227    |
| <i>Hypsiboas pulchellus</i> (Hip_pul)      | -0,519*** | -0,175    |
| <i>Leptodactylus latrans</i> (Lep_lat)     | 0,022     | 0,676***  |
| <i>Pseudopaludicola falcipes</i> (Pse_fal) | -0,366*** | -0,337**  |
| <i>Pseudis minuta</i> (Pse_min)            | 0,213     | -0,584*** |
| <i>Rhinella fernandezae</i> (Rhi_fer)      | 0,410***  | 0,075     |

- Uso de microhábitat y análisis de nicho

Al observar la frecuencia de aparición de las especies de anuros en los distintos tipos de microhábitats (Figura 4.14) se observaron especies tanto generalistas (e.g., *H. pulchellus* y *D. nanus*) y especies con un uso de microhábitat más restringidos (e.g., *S. squalirrostris*, *S. berthae*, *P. minuta* y *P. falcipes*). En particular, es importante notar la estrecha asociación entre *S. squalirrostris* y *S. berthae* con *Scirpus giganteus*, la especie dominante en el pajonal. Del mismo modo, a otras especies como *P. minuta* se la encontró principalmente asociada a vegetación flotante o en el agua y especies como *R. fernandezae*, *L. latrans* y *P. falcipes*, con hábitos más terrestres, se encontraron en cuevas, hojarasca o bordes de canal.



**Figura 4.14.** Frecuencia relativa de uso de hábitat para las especies de anuros registradas en los distintos ambientes del Bajo Delta Insular del Río Paraná.

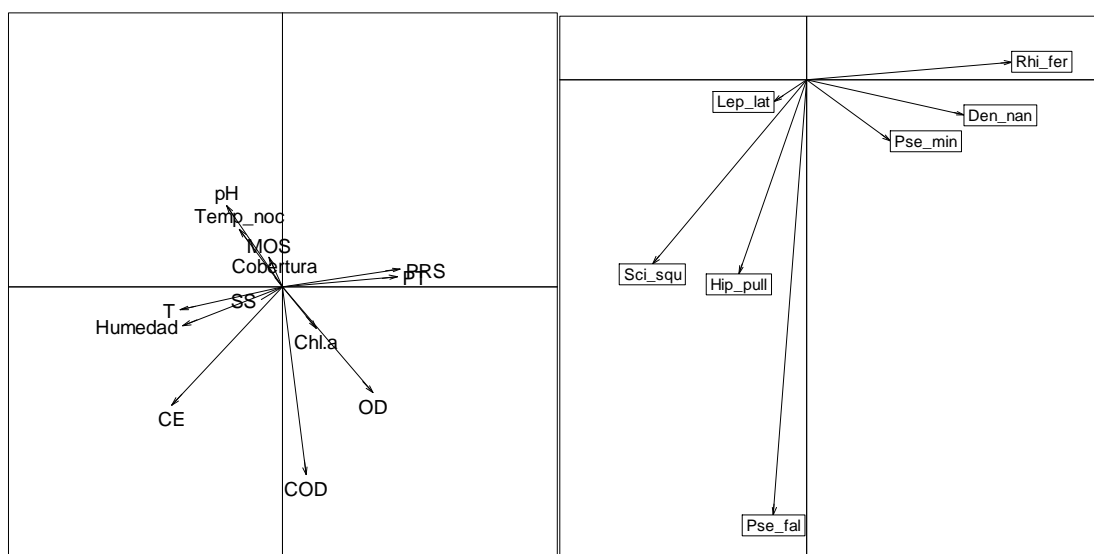
En relación al análisis de nicho (OMI), al evaluar la relación entre las especies y las variables ambientales, se observa que para el muestreo auditivo los dos primeros ejes explicaron el 73,22% de la marginalidad total (42,41% y 30,81% para los ejes 1 y 2, respectivamente). El primer eje de marginalidad se caracterizó por presentar, hacia el extremo positivo, ambientes con mayor contenido de carbono orgánico disuelto, fósforo total y fósforo reactivo soluble y hacia el extremo negativo sitios con mayor temperatura del agua, humedad ambiental, pH y temperatura nocturna (Tabla 4.15).

**Tabla 4.15.** Correlación de Pearson entre las variables ambientales significativas medidas en los distintos ambientes del Bajo Delta Insular del Río Paraná los dos primeros ejes del OMI (CS1 y CS2) para el muestreo auditivo (\* $p < 0,05$ ; \*\* $p < 0,01$ ; \*\*\* $p < 0,001$ ).

| Variable | CS1       | CS2       |
|----------|-----------|-----------|
| pH       | -0,417**  | 0,37*     |
| CE       | -         | -0,671*** |
| OD       | -         | -0,648*** |
| T        | -0,544*** | -         |
| PRS      | 0,741***  | -         |
| COD      | 0,427**   | -0,802*** |

| Variable | CS1         | CS2    |
|----------|-------------|--------|
| PT       | 0,758***    | -      |
| Temp_noc | -0,379*     | 0,391* |
| Humedad  | -0,54495401 | -      |

En el extremo negativo del segundo eje se ubicaron los sitios con mayor contenido de carbono orgánico, oxígeno disuelto y conductividad eléctrica y hacia el extremo positivo los ambientes con mayor pH y temperatura nocturna (Figura 4.15, a).



**Figura 4.15.** Análisis de nicho de las especies de anuros en los distintos ambientes presentes en el Bajo Delta del Río Paraná. A. Ordenamiento de las variables ambientales. T: temperatura del agua, SS: sólidos en suspensión, CE: conductividad eléctrica, COD: carbono orgánico disuelto, Chl. a: clorofila a, OD: oxígeno disuelto, PT: fósforo total, PRS: fósforo reactivo soluble, MOS: materia orgánica disuelta, Cobertura vegetal del cuerpo de agua, Temp\_noc: temperatura nocturna. B. Rotación de los ejes de marginalidad del análisis de nicho respecto a los componentes principales (CP) del Análisis de Componentes Principales.

La marginalidad promedio del ensamble de especies resultó ser significativo (55,3%,  $p = 0,00899$ ), lo que revela una asociación entre la composición de especies y las variables ambientales consideradas.

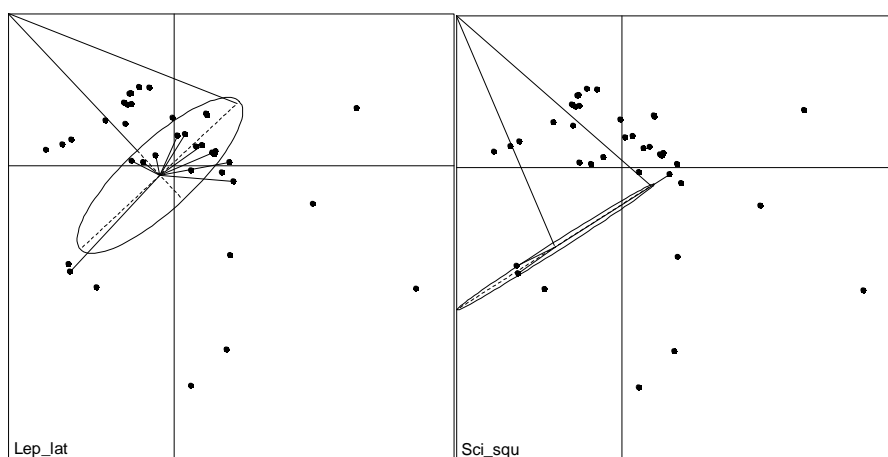
De las especies analizadas sólo *S. squalirrostris* presentó una marginalidad marginalmente significativa (17,8%,  $p=0,0469$ ) lo que implicaría una distribución no uniforme en el espacio y, por ende, una alta especialización de hábitat (Tabla 4.16). Todas las especies mostraron bajos valores de tolerancia, lo que indicaría que todas tienen una amplitud de nicho muy acotada.



**Tabla 4.16.** Parámetros del índice medio periférico (OMI) para las especies de anuros registrados en el muestreo auditivo en distintos ambientes del Bajo Delta de Río Paraná. El p valor pertenece al test de permutación de Monte-Carlo (\*p < 0,05; \*\*p < 0,01).

|                  | Inercia | Valor OMI | Tolerancia | Tolerancia residual |
|------------------|---------|-----------|------------|---------------------|
| D.nanus          | 14,97   | 11,1      | 19,5       | 69,4                |
| H.pulchellus     | 15,23   | 18,5      | 13         | 68,5                |
| L.latrans        | 12,03   | 17,1      | 2          | 80,9                |
| P.falcipes       | 25,39   | 56,6      | 7,1        | 36,3                |
| P.minuta         | 13,21   | 10,8      | 14,2       | 75                  |
| R.fernandezae    | 10,71   | 55        | 6,5        | 38,6                |
| S.squalirrostris | 17,8    | 59        | 16,8       | 24,20*              |

Las especies distribuidas cerca del centro de coordenadas, como *L. latrans* (Figura 4.16, a), responden a las condiciones de hábitat más generales o al menos no responden a las variables consideradas en este estudio. Por el contrario, especies como *Scinax squalirrostris* presentan una relación muy estrecha con la temperatura del agua y la humedad ambiental.



**Figura 4.16.** Nichos de *Leptodactylus latrans* (a la izquierda) y *Scinax squalirrostris* (a la derecha). Los puntos representan los muestreos por estación realizados sobre los canales en el Bajo Delta del Río Paraná. Para cada especie, la elipse representa las condiciones ambientales promedio en que la especie está presente.

### Diversidad beta

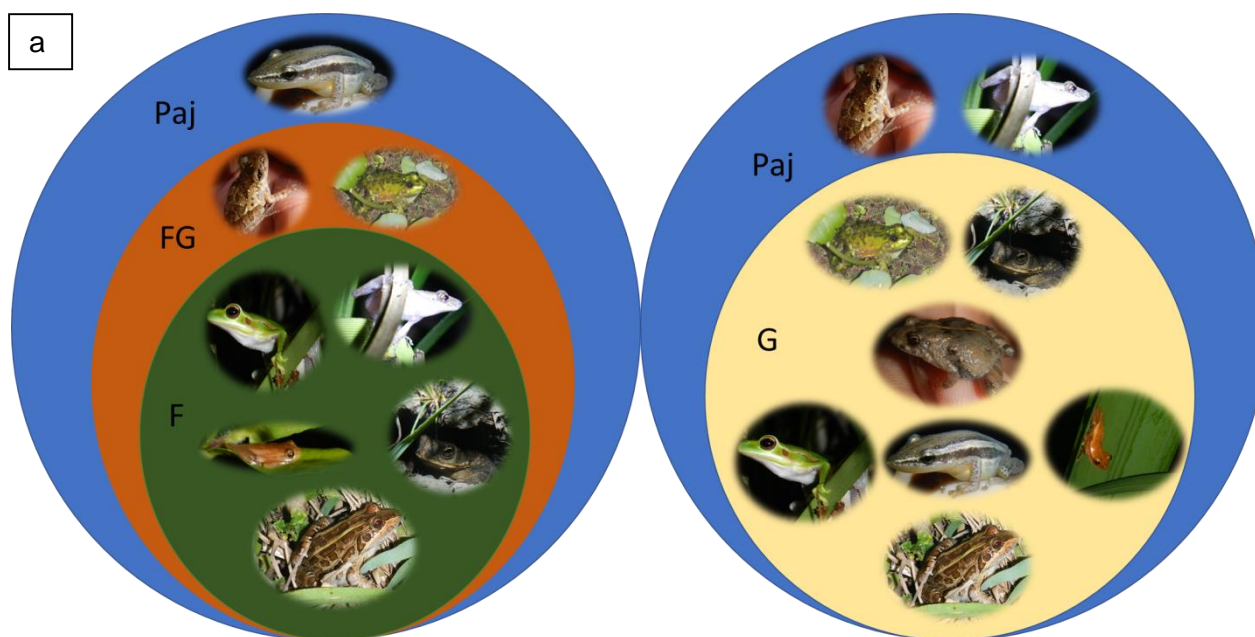
Para esta comparación se consideraron los tres usos (sin distinción de edades para los rodales forestales) y el ambiente natural (Pajonal). Se decidió no considerar por separado los rodales de diferente edad dado que en los análisis previos no pareció ser muy importante el efecto de la edad de los mismos sobre las comunidades de anuros. Al comparar los valores obtenidos por el índice de Sorensen ( $S_o$ ) y sus componente de recambio ( $S_r$ ) y anidamiento ( $S_{an}$ ) (Tabla 4.17) para el

muestreo visual se observó que el pajonal presentó la mayor diferencia con las forestaciones y en menor medida con los predios foresto-ganaderos y ganaderos.

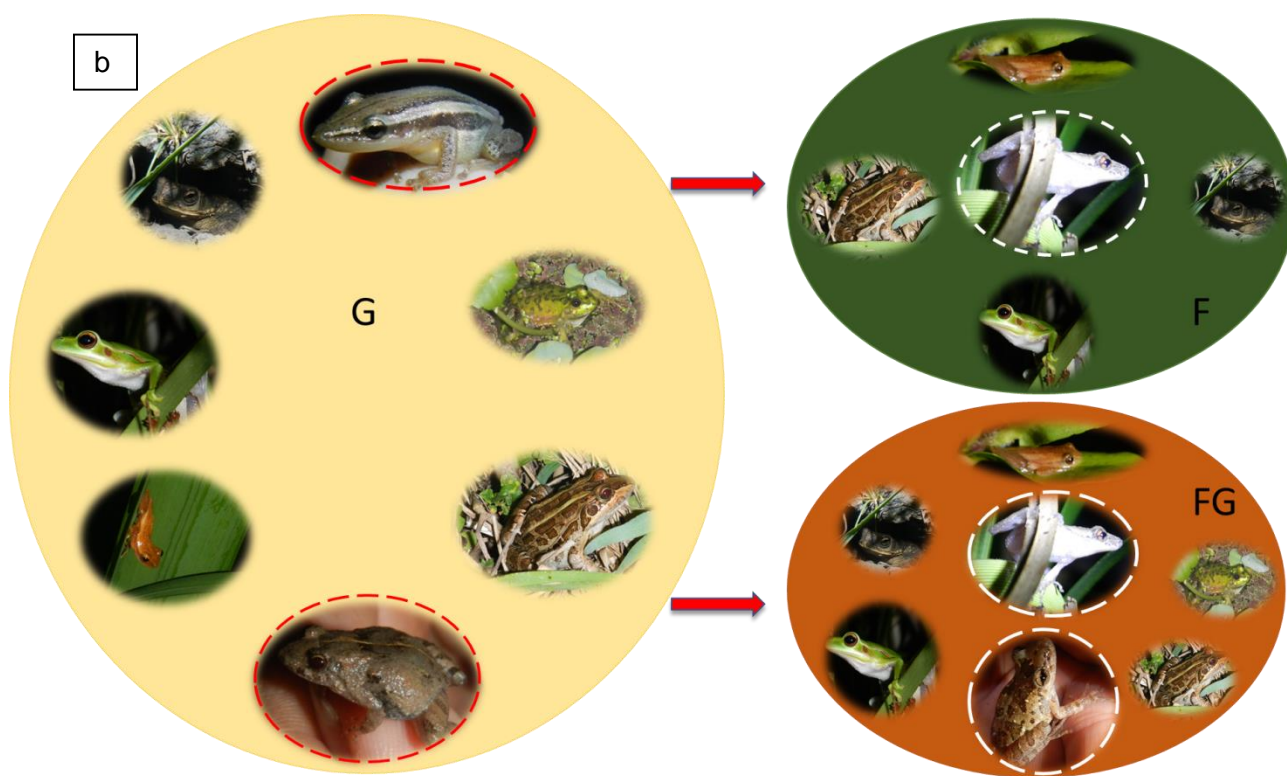
**Tabla 4.17.** Valores del índice de disimilitud de Sorensen y sus componentes de recambio ( $S_r$ ) y de anidamiento ( $S_{an}$ ) para el muestreo visual entre los ambientes analizados para el Bajo Delta Insular del Río Paraná. F: forestación; FG: forestación ganadera; G: campo ganadero; Paj: pajonal natural. Valores más cercanos a 1 indican mayor diferencia mientras que valores cercanos a cero indican mayor similitud.

|          | F-FG  | F-G   | F-Paj | FG-G  | FG-Paj | G-Paj |
|----------|-------|-------|-------|-------|--------|-------|
| $S_o$    | 0,167 | 0,333 | 0,286 | 0,286 | 0,125  | 0,125 |
| $S_r$    | 0     | 0,2   | 0     | 0,286 | 0      | 0     |
| $S_{an}$ | 0,167 | 0,133 | 0,286 | 0     | 0,125  | 0,125 |

En todos los casos, la diferencia estuvo dada principalmente por el componente de anidamiento, siendo el pajonal el que mayor número de especies presentó (Figura 4.17, a).



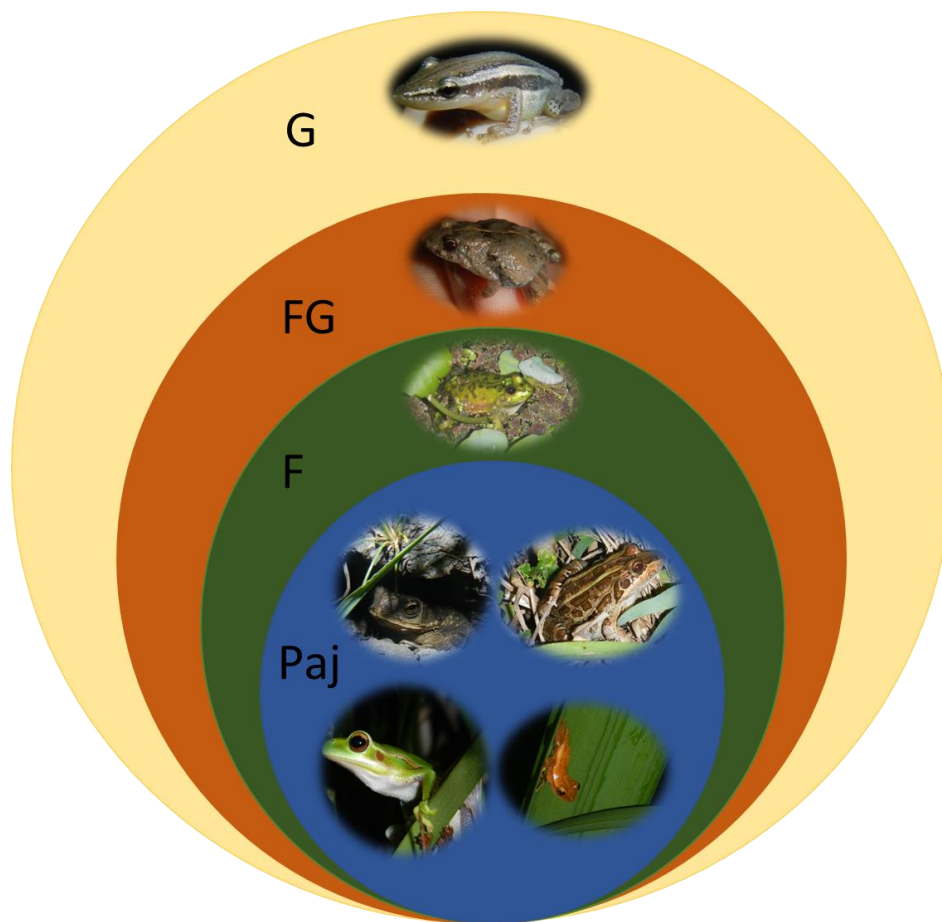
Continuación figura 4.17



**Figura 4.17.** Representación gráfica de la relación entre las comunidades de anuros presentes en los distintos ambientes del bajo Delta del Río Paraná para el muestreo visual. Las especies dentro de cada círculo representan la comunidad de cada ambiente. En amarillo G: campo ganadero; en naranja FG: campo foresto-ganadero; en verde F: campo forestal; en azul Paj: ambiente natural. a) Se muestra el anidamiento de los ambientes intervenidos en el ambiente natural y de las forestaciones sin ganado dentro de las forestaciones con ganado (círculos más grandes incluyen especies de círculos más pequeños); b) Se muestra la relación entre las comunidades de anuros presentes en los ambientes intervenidos (círculos punteados indican las especies no compartidas que se recambian)

En el caso de los campos ganaderos y las forestaciones sin ganado, se observa una diferencia dada principalmente por un mayor número de especies en el campo ganadero y el recambio de una especie (Figura 4.17, b). Al comparar los campos ganaderos con los predios foresto-ganaderos la diferencia es mayor debido al recambio de dos especies teniendo ambas comunidades la misma riqueza.

Al analizar los datos obtenidos a partir del muestreo auditivo se ve que existe una comunidad completamente anidada, siendo el campo ganadero el de mayor número de especies hasta el pajonal con sólo 4 especies (Figura 4.18).



**Figura 4.18.** Representación gráfica de la relación entre las comunidades de anuros presentes en los distintos ambientes del bajo Delta del Río Paraná para el muestreo auditivo. Las especies dentro de cada círculo representan la comunidad de cada ambiente. En amarillo G: campo ganadero; en naranja FG: campo foresto-ganadero; en verde F: campo forestal; en azul Paj: ambiente natural. Se muestra el anidamiento de los ambientes (círculos más grandes incluyen especies de círculos más pequeños).

#### 4.2.7 Discusión

Este estudio aporta por primera vez información sistematizada sobre la comunidad de anuros en la zona de islas del Bajo Delta del Río Paraná. Si bien existen algunos datos previos (e.g., (e.g., Quintana *et al.* 1992; Guzmán & Raffo 2011), los mismos no son el resultado de investigaciones específicas sobre este grupo en dicha región. Al comparar las especies registradas en este estudio con las de estos trabajos previos se observa que se detectaron 11 de las 23 especies reconocidas para la zona (Ver Anexo). Esto podría ser un primer indicio que refleje el efecto de las modificaciones hechas en las islas generando una comunidad de anuros empobrecida respecto de un ambiente menos intervenido como resulta ser la reserva natural Otamendi. Esto podría explicarse bajo la

hipótesis del filtro ambiental que establece que las condiciones ambientales actúan como un filtro permitiendo que solamente algunas especies con determinados rasgos persistan en un área (Zobel 1997). La presencia de estos filtros ambientales no solo restringen el número de especies presentes sino también su abundancia (Hooper *et al.* 2005; Mouillot *et al.* 2007; Mason *et al.* 2008). Otra explicación alternativa a esta diferencia en el número de especies detectadas, es que hay ambientes dentro de las islas que no fueron considerados en el presente trabajo como los bosques secundarios. Estos podrían albergar otras especies no encontradas en los ambientes analizados. Por otro lado, cabe destacar que en la reserva natural Otamendi existe un amplio de registro de las comunidades de anfibios debido a un largo historial de trabajos de investigación y relevamiento realizados en este sitio. Sin embargo, resulta llamativa la ausencia en las islas de *Rhinella arenarum*, una especie bastante común en la zona continental del Bajo Delta del río Paraná y presente en las islas hace algunas décadas (Quintana *et al.* 1992).

Ambas técnicas de relevamiento resultaron complementarias siendo el muestreo visual el que mayor número de especies permitió registrar. El esfuerzo de muestreo puede considerarse adecuado ya que se alcanzaron entre el 75 y el 91% de la completitud del inventario para primavera y entre el 75 y el 100% para el verano.

En relación a los usos de la tierra propios de las islas y su efecto sobre las comunidades de anuros, es necesario considerar las fuertes transformaciones que se requieren para desarrollar estas actividades como, por ejemplo, el rellenado o drenado de zonas de humedales así como la construcción de endicamientos y las consiguientes canalizaciones en su interior, entre otras. Se sabe que la conversión de ambientes naturales en agroecosistemas está asociada generalmente con la pérdida, fragmentación o simplificación del hábitat para las especies de fauna (de la Fuente y Suárez 2008). La complejidad y diversidad de hábitats y la heterogeneidad de la vegetación de los sitios favorece su diversidad y es fundamental para determinar la estructura y composición del ensamble de anfibios presente (Vasconcelos *et al.* 2009; da Silva *et al.* 2011; Da Silva *et al.* 2012; Suárez *et al.* 2016). Desde ese punto de vista, la pérdida de un ambiente como el pajonal, el cual es reemplazado por forestaciones con o sin ganado disminuye la diversidad y la riqueza de anuros

al menos en la estación de primavera (como se vio en los muestreos visuales) donde la mayor parte de las especies tienen su pico reproductivo. Esto probablemente se deba al cambio abrupto de cobertura vegetal (pajonal a forestación) que genera cambios en las condiciones microambientales del lugar (como la disminución de la humedad y aumento de las temperaturas nocturnas) afectando a muchas de las especies más susceptibles a la desecación (e.g., *Scinax squalirrostris*). Esto se diferencia de los resultados obtenidos por Schivo (2015) en sus muestreos visuales para humedales de Corrientes, donde las forestaciones de pinos fueron los ambientes que presentaron mayor riqueza. Sin embargo, hay que aclarar que en el caso de su estudio los muestreos fueron realizados sobre cuerpos de agua inmersos en una matriz forestal y no dentro de los rodales como en el presente trabajo por lo que esta diferencia puede radicar en una cuestión metodológica.

En el caso del pastizal ganadero, la disminución en la riqueza y en la diversidad respecto del ambiente natural no es significativa. Esto se contradice con lo hallado por Gangenova et al. (2012) quienes compararon pajonales y pastizales en Entre Ríos y encontraron que la riqueza en los primeros fue mayor que en los pastizales. Esta diferencia con el presente trabajo se puede explicar con el hecho de que en los pastizales ganaderos de las islas del Bajo Delta del río Paraná aún se conservan pequeños parches de *Scirpus giganteus* (planta dominante en el ambiente natural) y de *Eryngium pandalifolium* lo cual favorece la presencia de ciertas especies como *S. squalirrostris*. Además; la variabilidad en la riqueza y en la diversidad que se observó a lo largo de los 2 años de muestreo puede influir en la potencia del análisis estadístico para discriminar entre los dos ambientes.

Si bien las diferencias no fueron significativas entre ambos ambientes (G y Paj), hubo especies como *Scinax berthae* y *Scinax granulatus* que nunca se registraron para los campos ganaderos en ninguno de los dos tipos de muestreos.

Al comparar lo que sucede con los muestreos auditivos sobre los cuerpos de agua, se ve que los resultados obtenidos son similares a lo hallado en las lagunas de Corrientes (Schivo, 2015), siendo el ambiente natural menos diverso y rico que las forestaciones. En este caso, los muestreos son más parecidos entre los dos trabajos dado que en ambos se consideran cuerpos de agua inmersos

en las matrices productivas. Siguiendo con este análisis, la riqueza y la diversidad obtenidas para los campos ganaderos del presente estudio fueron las mayores de todas a diferencia de los que ocurre en los humedales de Corrientes. Este patrón de mayor diversidad y riqueza en ambientes con algún uso productivo podría relacionarse al hecho de que en los ambientes intervenidos los cuerpos de agua podrían estar funcionando como atractores de las especies de anuros ya que mantienen cierta aptitud de hábitat que resulta beneficiosa para las mismas (e.g., la presencia de parches de *Scirpus giganteus* en los campos ganaderos). En este sentido, el trabajo de Semlitsch and Bodie (2003) muestra que las especies de anuros utilizan ambientes de humedales inmersos en zonas altamente disturbadas. Siguiendo con esta lógica, el cuerpo de agua inmerso en la matriz natural presenta valores más bajos de riqueza y diversidad probablemente porque las especies se concentran en el interior de los pajonales donde la aptitud y disponibilidad de hábitat es mayor.

*Scinax berthae*, *Sncinax squalirrostris* y *Pseudis minuta*, especies con alta dependencia del agua y la humedad, estuvieron presentes en el pajonal con mayor frecuencia que en el resto de los ambientes, en particular, las primeras dos asociadas a *Carex* sp. y *Scirpus giganteus*. Estos es coincidente con lo esperado para estas especies dado que son propias de cuerpos de agua permanentes o semipermanentes, con vegetación emergente del tipo de ciperáceas y juncos (Zaracho et al. 2012). *Pseudopaludicola falcipes* y *Hypsiboas pulchellus*, por su parte, fueron más abundantes en los campos ganaderos, lo cual es esperable por ser la primera una especie típica de pastizales húmedos o, en el caso de *H. pulchellus*, generalista de hábitat (Ghirardi et al. 2011). Por último, en las forestaciones sin distinción de edades, con explotación simultánea de ganado o sin él, estuvieron más representadas especies como *Leptodactylus latrans*, *Rhinella fernandezae* y *Scinax granulatus*. Esto resulta consistente ya que se tratan de especies con hábitos más terrestres, más resistentes a la desecación y, en el caso de *Scinax granulatus*, de hábitos arborícolas (Zaracho et al. 2011).

Todas estas asociaciones también fueron observadas por Gangenova et al. (2012) en su comparación entre pajonales, pastizales y selvas de Entre Ríos con excepción de *Rhinella feranadezae* que fue registrada mayormente en el pajonal y *Scinax granulatus* en el pastizal, es

decir, que la especie estarían respondiendo a las diferentes estructuras de la vegetación más que a las actividades productivas dado que en el caso de Entre Ríos los pastizales y selvas son ambientes naturales a diferencia de los del presente trabajo donde tanto las forestaciones como los pastizales son hábitats implantados que incorporan además al ganado. En el caso de *R. fernandezae* las tareas de mantenimiento que se realizan en las forestaciones (como el rastrillaje que remueve la tierra y genera multiplicidad de espacios para la formación de sus cuevas) y la introducción de especies vegetales que atraen a muchas de sus presas (hormigas y coleópteros; Nanni 2017) pueden favorecer su presencia en estos lugares. De la misma manera *S. granulatus* que comparte su preferencia por estas presas puede verse atraída hacia las forestaciones por la mayor disponibilidad de ellas y por sus hábitos más arborícolas.

*H. pulchellus* y *D. nanus* fueron detectadas en altas abundancias en todos los ambientes analizados. Esto puede estar relacionado con que son especies generalistas de hábitat y presentaron una tolerancia relativamente alta en comparación con las otras especies de anuros registradas. Estos resultados son consistentes con los hábitos descritos por otros autores para ambas especies de anuros (Ghirardi et al., 2017, Guzman y Raffo, 2011, Zaracho et al., 2012, Quintana et al., 2012).

Se esperaba que la cobertura vegetal de los cuerpos de agua fuera un factor relevante en la determinación de la abundancia y la composición de las comunidades de anuros como ha sido señalada por Jansen and Healey (2003). Sin embargo esto no fue observado, posiblemente debido a que la cobertura vegetal en verano y primavera fue similar en todos los sitios, lo cual no permitió evidenciar la relevancia de la vegetación presente en los pajonales o su relación con determinadas especies como *P. minuta*.

Al comparar las comunidades de anuros de los distintos ambientes se observa que para el muestreo visual el pajonal anida a las comunidades relevadas en los tres usos productivos. Esto muestra la relevancia del ambiente natural para estas comunidades puesto que ninguno de los usos alcanza el número de especies presentes en el pajonal. Esto es consistente con lo observado por Francesco Ficetola and De Bernardi (2004) donde las comunidades de anfibios en humedales de Italia muestran un fuerte anidamiento, persistiendo anfibios comunes que pueden moverse a través de la



matriz antrópica usando canales, y pueden mantener metapoblaciones en todo el paisaje, por el contrario especies más raras son más sensibles a la alteración del hábitat y se ven fuertemente afectadas por los efectos del aislamiento y la intervención humana. Esto es similar a lo que ocurre en el presente trabajo donde hay especies más comunes que se encuentran en todos los ambientes, como se mencionó antes a *H. pulchellus*, y especies más raras como *S. squalirrostris* que sólo se ubican en el ambiente natural.

Por otro lado, la relación entre usos muestra que estos no son equivalentes ni en riqueza ni en composición de especies dado que hay un recambio de las mismas más marcado entre los campos ganaderos y las forestaciones. Esto es similar a lo planteado por Gangenova *et al.* (2012) *et al.* (2012), los cuales señalan un recambio entre especies de pastizal y de selva y un anidamiento completo entre las especies de pajonal y de pastizal y entre las de pajonal y de selva.

En el presente trabajo se observa, además, que la presencia de ganado en las forestaciones favorece de alguna manera el número de especies de anuros. Una posible explicación a esto es que el aporte de materia fecal por parte del ganado aumenta la abundancia de coleópteros (Nanni 2017) que son presa de varias especies de anuros como *Rhinella fernandezae* y *Scinax granulatus*. En el caso de los cursos de agua, los resultados obtenidos muestran una comunidad completamente anidada, lo que constituye un indicio más de que estos cursos podrían estar funcionando como atractores de las especies de anuros en los ambientes que han sido intervenidos por la acción del hombre, pudiendo deberse las diferencias observadas a los cambios en la riqueza de cada ambiente, como fuera mencionado anteriormente. Esta función de los canales como atractores también se ha observado para otras especies de animales en el Delta del río Paraná. Un ejemplo de ello es la utilización de los mismos por especies como *Lontra longicaudis* (lobito de río) para desplazarse a lo largo del ambiente modificado por las forestaciones (García Cabrera 2006) o como hábitat para aves acuáticas (Sica 2016).

En síntesis, la primera hipótesis del presente trabajo que refiere que los ambientes naturales o menos intervenidos poseen una mayor diversidad de anfibios (entendiendo esto como todos los atributos comunitarios asociados) que aquellos ambientes con mayor intervención antrópica se

cumplió para el caso de los muestreos visuales pero no así para los auditivos sobre los canales. En el caso de la segunda hipótesis que plantea que los ambientes de humedal presentan diferentes condiciones ambientales respecto de los ambientes con algún uso productivo que propician el establecimiento de especies con diferentes características ecológicas se cumplió solo para los muestreos visuales. Esto da cuenta que el efecto de los usos (entendiendo por uso todo no solo los cambios en las coberturas vegetales sino también las prácticas de manejo asociadas; ver capítulo 2) sobre las especies se reflejó tanto en la disminución de su número en los distintos ambientes como en la concentración de especies en los cursos de agua inmersos en las matrices productivas. Además, cabe resaltar que ante la posible pérdida de los relictos de pajonal que quedan hoy en el Bajo Delta Insular del Río Paraná, ninguno de los ambientes productivos o la combinación de ellos podría sostener la comunidad de anuros existente en los pajonales. Asociado a esto, además, la desaparición de especies no sería azarosa sino que afectaría en primera instancia a *S. squalirrostris* y *S. berthae* por lo que se ha observado al analizar la diversidad beta entre los distintos ambientes. Se esperaba, por otro lado, que las modificaciones en el ambiente como el drenado de las zonas internas de los endicamientos y la apertura de canales permitiera el establecimiento de especies que no podrían hacerlo en los pajonales. Sin embargo estas transformaciones solo generaron incrementos en las abundancias de las especies con hábitos más terrestres.

## Capítulo 5. Integridad Ecológica

### 5.1 Introducción

La integridad ecológica se plantea como el más completo e incluyente de los conceptos que informan sobre el nivel de conservación de los ecosistemas (Angermeier & Karr 1994). Existen múltiples definiciones al respecto (como los mencionados en el capítulo 1) pero para este trabajo se consideraron los enfoques de Parrish *et al.* (2003) y Kay (1991) dado que se entiende que la integridad de un ecosistema se ve reflejada tanto en las comunidades de organismos presentes como en su capacidad de mantener un funcionamiento similar al de los ambientes naturales de la región.

Sin embargo, evaluar todas las comunidades bióticas y todos los procesos que ocurren en un ecosistema resulta poco operativo. Por esta razón, existen diversas aproximaciones para su estudio, desde trabajar con variables de paisaje (Vélez Restrepo & Gómez Sal 2008) hasta variables locales como características físico-químicas del agua o el suelo que puede dar cuenta del nivel de eutrofización o procesos de salinización (Schoenholtz *et al.* 2000; Van den Broeck *et al.* 2015), o comunidades bióticas específicas como indicadoras de los efectos de las actividades antrópicas (Micacchion 2002; Miller *et al.* 2006; Sirombra & Mesa 2012; DeNicola & Stapleton 2016).

Para facilitar la interpretación, esta información suele integrarse en índices que permiten hacer una evaluación rápida del estado del ecosistema, como los índices de integridad biótica descritos por Teels and Adamus (2002) pensados para ambientes de humedal, pero que pueden adaptarse a múltiples situaciones y comunidades o el índice de Ortega *et al.* (2004) que incorpora variables físico-químicas del agua, variables bióticas y de paisaje. El concepto detrás de un índice de integridad es medir la severidad de la degradación ecológica como desviaciones o “anomalías” en referencia a una condición de línea base que se asume es característica de la condición natural del sistema en una región dada (Equihua Zamora *et al.* 2014). Por esta razón, el éxito de un índice depende en gran medida de que se elijan métricas que reflejen diversas respuestas de un sistema biológico ante las distintas perturbaciones antrópicas (Karr & Chu 1999).

En este contexto, en el presente trabajo se estudiaron algunos compartimientos del ecosistema considerados sensibles a la hora de modificarse un humedal y fueron utilizados como indicadores de los procesos que en él ocurren. Para evaluar cómo los cambios ocurridos en los humedales del Bajo Delta del río Paraná afectan la integridad del sistema, en el presente capítulo se incorporará la información obtenida a lo largo de la tesis y se elaborará un índice que refleje la interacción entre estas variables. La condición de referencia contra la cual comparar será el pajonal debido a que se considera que es el ambiente que predominaba originalmente y el que fue reemplazado, en su mayor parte, predios endicados en los que se llevan a cabo las diferentes modalidades productivas en las islas del Bajo Delta del río Paraná. Contar con información sobre los cambios en la integridad de los humedales de esta región permitirá evaluar los efectos de las actividades productivas que se llevan a cabo en la misma así como plantear estrategias de manejo de las producciones a fin de compatibilizar el desarrollo del Bajo Delta con la conservación de la estructura y funcionamiento de sus humedales.

## **5.2      Objetivo**

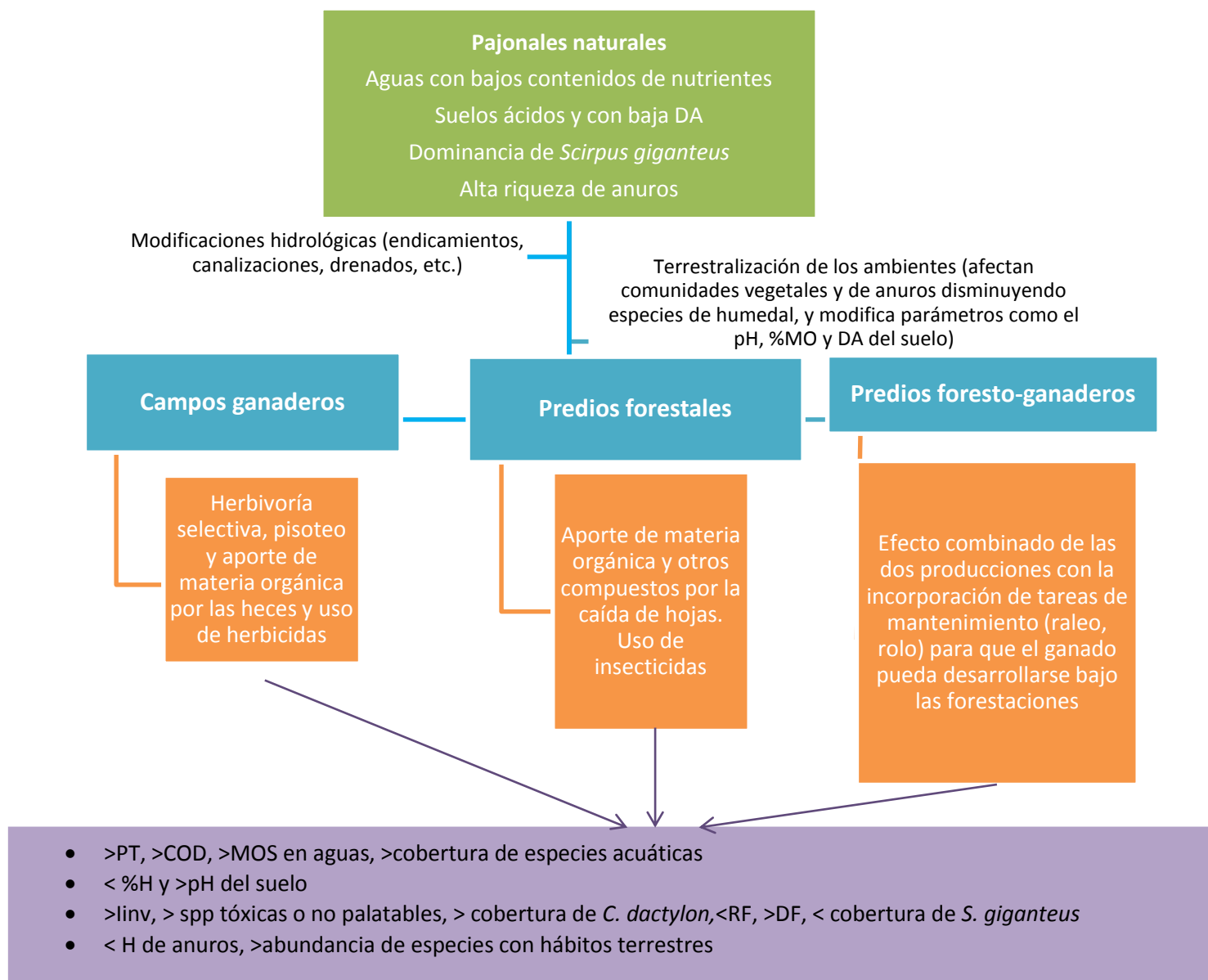
Identificar los niveles de integridad ecológica de los distintos usos productivos considerados en este estudio.

## **5.3      Objetivos específicos**

- 1) Identificar y seleccionar variables claves para evaluar la integridad de los ambientes y su relevancia relativa.
- 2) Formular matemáticamente un índice que incorpore estas variables y permita evaluar la integridad ecológica de los distintos ambientes considerados.
- 3) Establecer un valor de integridad para los distintos usos analizados e identificar cuál de ellos conserva una mayor integridad ecológica.

## **5.4      Materiales y métodos**

Para analizar el nivel de integridad ecológica de los ambientes en el Bajo Delta Insular del Río Paraná bajo distintos usos del suelo es necesario considerar cuáles son las modificaciones sufridas en el ambiente para así entender cuáles son las variables que pudieran reflejar mejor las condiciones ambientales del lugar (Figura 5.1).



**Figura 5.1.** Esquema de transformación de los pajonales naturales a los distintos usos productivos en el Bajo Delta Insular del Río Paraná. Se muestran las principales alteraciones que se producen por la incorporación de estas producciones a los ambientes de humedal y sus consecuencias sobre las variables analizadas a lo largo de los capítulos. PT: fósforo total, COD: carbono orgánico disuelto, MOS: materia orgánica en suspensión, %H: porcentaje de humedad del suelo, CE: conductividad eléctrica, linv: índice de susceptibilidad de invasión, RF: redundancia funcional, DF: diversidad funcional, H: diversidad de anuros, DA: densidad aparente, %MO: porcentaje de materia orgánica del suelo.

En función de este esquema, se seleccionaron variables de cada compartimiento como indicadores candidatos en base a los análisis realizados en cada capítulo. La selección de estas métricas se

basó en la sensibilidad y la capacidad de diagnóstico de los indicadores para distinguir la influencia antropogénica de los cambios naturales, es decir, aquellas que reflejaran variaciones entre ambientes asociados a los cambios mencionados en la figura 5.1. Las variables que no variaron significativamente entre ambientes, como por ejemplo el pH del agua, no fueron incorporadas a los análisis. Además, se evaluó la relación de cada uno de los indicadores candidatos con los distintos ambientes suponiendo un gradiente de intervención antrópica desde los pajonales naturales sin intervención, los campos ganaderos y forestales con intervención intermedia, hasta los predios foresto-ganaderos con la mayor intervención de manera de definir la relación entre el *estresor* (grado de intervención) y su respuesta (indicador). Para el análisis no se consideró la edad de los rodales debido a que se trata de una parte propia del ciclo de esta actividad y, para este capítulo, se pretende evaluar la integridad del uso en su totalidad, no sus cambios temporales.

Se seleccionaron las variables que presentaran una correlación con el gradiente debido a que si las métricas seleccionadas están estrechamente correlacionadas con el gradiente de perturbación humana, entonces el índice de integridad que se deriva del compuesto de esas métricas también reflejará esta situación (Teels & Adamus 2002).

Para la construcción del índice de integridad ecológica se siguieron los pasos propuestos por Barbour *et al.* (1995) que consiste en seleccionar las métricas (como fue descrito anteriormente), normalizarlas en una escala estándar e integrarlas en una única ecuación con la siguiente forma:

$$\text{Índice} = \sum \text{Variables seleccionadas}$$

A fin de hacer comparables las variables de los distintos compartimientos, las mismas fueron estandarizadas a un rango entre cero y uno. Esta transformación consistió en restarle a cada valor la mínima observación de todo el conjunto de valores de la variable a estandarizar y dividirlo por la diferencia entre el máximo y el mínimo registrado para esa variable (Di Rienzo *et al.* 2016).

Por último, se asignó a cada variable un coeficiente de importancia (entre 4 y 2) que da cuenta de su peso al momento de evaluar la integridad de los ecosistemas. Estos coeficientes son el resultado de la combinación de los siguientes criterios:

- Las variables que estén más asociadas a la condición del humedal original y se vean afectadas por las modificaciones del ciclo hidrológico combinado con las actividades productivas recibieron un valor de 4 (e.g., el pH ácido del suelo o la abundancia de *Scirpus giganteus*).
- Las variables que reflejen o sean producto directo de una actividad productiva recibieron el valor de 3 (e.g., el PT en aguas o la abundancia de *Cynodon dactylon*).
- Se valoró negativamente a las variables de difícil obtención ya sea por la complejidad de la toma de muestra, requerimiento de conocimiento especializado o por condiciones ambientales que no permiten su medición con un coeficiente de -1.
- Se valoró negativamente también con un coeficiente de -1 las variables que presentaron mucha variabilidad entre mediciones y, por lo tanto, requirieran de un mayor número de muestras para obtener un valor certero.

El signo del coeficiente se asignó de acuerdo a si presentó una relación directa o inversa con el gradiente de intervención antrópica.

Considerando el rango de variación del ambiente natural se dividió el rango de variación total del índice en 4 intervalos iguales (malo, regular, bueno, muy bueno) de manera tal que los valores más altos del índice se correspondan con la mayor integridad ecológica de los ambientes naturales.

## 5.5 Resultados

### Agua

Las principales variables de este compartimiento incorporadas fueron **fósforo total** (PT), **carbono orgánico disuelto** (COD) y **materia orgánica en suspensión** (MOS) que como se discutió en el capítulo 3a pueden reflejar el nivel de eutrofización de los cuerpos de agua como producto de las distintas modalidades productivas que incorporan diversos materiales de desechos y nutrientes (figura 5.1).

Asociado a eso, la **concentración de clorofila a** (Chl a) se ve aumentada en los cursos de agua inmersos en matrices productivas.

A su vez, en ambientes eutrofizados, el **oxígeno disuelto** (OD) puede limitar el desarrollo de la vida acuática o semiacuática. Esta variable se ve disminuida en ambientes con algún uso productivo y alcanza sus mayores valores en los ambientes naturales.

Por último, la **cobertura vegetal** de los cuerpos de agua refleja también el grado de intervención antrópica puesto que en los ambientes con algún uso productivo presentan mayor cobertura y en particular mayor abundancia de especies flotantes.

El resto de las variables analizadas fueron desestimadas por no tener una relación clara con el grado de intervención antrópica.

### Suelos

El **pH** es una variable que está íntimamente relacionada con la condición de los humedales originales puesto que los suelos en estos ambientes permanecen parte del tiempo anegados, propiciando así condiciones de anaerobiosis que favorecen los procesos de acidificación del suelo (Quintana et al., 2014, Magnano 2017). Es una de las variables que se ve modificada al alterar los regímenes hidrológicos e incorporar las distintas modalidades productivas.

Otro caso similar sucede con la **densidad aparente** (DA) que aumenta con los factores mencionados en el párrafo anterior y se asocia con la capacidad de infiltración del agua y la posibilidad de penetración de las raíces en el suelo.

En el caso del **porcentaje de materia orgánica** (%MO), se esperaba que esta reflejara parte de la dinámica que implica la inundación de los humedales con un mayor aporte de MO a los suelos,



como observó Magnano (2017) luego de un período corto de inundación. Vicari (2010) y Pratolongo et al. (2007) también mencionan la capacidad de los pajonales de *Scirpus giganteus* para almacenar altos porcentajes de MO en los suelos. Además los humedales son considerados globalmente muy importantes por su potencial para almacenar C debido a la alta productividad de las plantas y a la baja descomposición de materia orgánica que se acumula en los suelos inundados (Collins y Kuehl, 2000). Sin embargo, se observó una relación inversa para esta variable. Esto fue explicado por Ceballos (2006) para el caso del reemplazo de los pajonales naturales por forestaciones de álamo, sugiriendo que el aumento de MO en estos suelos drenados es el resultado de la incorporación inicial de toda la materia orgánica originalmente almacenada en los humedales (que fueron reemplazados) a los suelos sumado a la penetración más profunda de las raíces de las especies arbóreas que al descomponerse también aportan materia orgánica. Es importante aclarar, además, que en humedales herbáceos con anegamiento semipermanente como los pajonales de este estudio, elevadas cantidades de MO son acumuladas en su biomasa y en la necromasa de la broza (Mitsch y Gosselink 2007; Pratolongo et al. 2008) y no necesariamente incorporadas al suelo en sus capas más profundas. Por todo esto y debido a que no se pudo establecer una tendencia clara de esta variable con las modificaciones antrópicas se decidió excluirla del análisis.

El porcentaje de humedad en los suelos, por su parte, presentó una relación directa con las condiciones originales del humedal y se vio influenciada por los distintos usos productivos incorporados en la región.

Por último, la conductividad eléctrica es una variable que podría estar influenciada por las distintas actividades productivas pero no mostró una relación clara con el grado de intervención y además presentó una gran variación en las mediciones dentro de cada uso por lo que obtener un valor certero de la misma requeriría un mayor número de muestras. Por esta razón se la descartó del análisis.

### Vegetación

En el caso de las comunidades vegetales, se hubiera esperado detectar cambios en cuanto a la diversidad y riqueza específica entre ambientes pero esta no fue significativa (capítulo 4a). Se observa una tendencia con valores de riqueza más altos en los ambientes de humedal y campos ganaderos respecto del resto de los ambientes y una mayor diversidad en los campos ganaderos respecto del resto de los ambientes pero la variabilidad de estas variables no permiten detectar diferencias entre sitios por lo que no se las consideró dentro del análisis.

Las diferencias en equidad muestran que hay una clara dominancia de ***Scirpus giganteus*** en los ambientes naturales por lo que se consideró la abundancia de esta especie como relevante por su relación directa con las condiciones del humedal original (Malvárez 1999) Kalesnik 2000).

Otra de las variables consideradas relevantes es la **diversidad** (DF) y la **redundancia funcional** (RF) que como fueron formuladas en este trabajo dan cuenta del origen, palatabilidad, tolerancia al anegamiento y ciclo de vida de las especies vegetales. Resaltando además que una mayor RF indica una mayor estabilidad del sistema ante perturbaciones externas. En el caso de esta variable, por tratarse de una relación entre el número de especies taxonómicas y el número de grupos funcionales, se la transformó a una variable categórica siendo 0 la ausencia de RF y 1 la presencia de la misma.

Si bien hay diferencias en cuanto a la diversidad funcional entre ambientes, esta debe ir acompañada del **índice de invasión** (linv) para explicar si estas diferencias se relacionan a una mayor o menor entrada de especies exóticas que puede afectar la integridad de los ecosistemas. Asociado a esto se consideró la abundancia de ***Cynodon dactylon*** como un reflejo de la intervención antrópica dado que es una especie exótica que aparece frecuentemente en ambientes altamente disturbados.

### Anuros

En el caso de la comunidad de anuros, se consideró la **riqueza** y **diversidad** (sólo de los muestreos visuales) como medidas resumen de este compartimento, siendo las variables más afectadas por el cambio en el uso de la tierra. Además se consideró la presencia de ***Scinax squallirrostris*** y ***Scinax berthae*** como especies asociadas a las condiciones originales de los humedales de estas

zonas pero no se consideró la abundancia de estas especies porque la misma resultó muy variable entre muestras. Por esta razón se consideró que la presencia de estas especies resultaba ser una mejor opción para incorporar al índice. Esto se fundamenta en que una población debe ser viable en un sitio durante un período de tiempo antes de que uno pueda detectar consistentemente la presencia de la misma (Karr y Chu 1999). Por esta razón, la ausencia de una especie en un sitio (especialmente una especie con poca capacidad de dispersión como las ranas) puede sugerir que las poblaciones viables no se mantienen, lo cual es relevante en este contexto frente a los cambios en el uso del suelo.

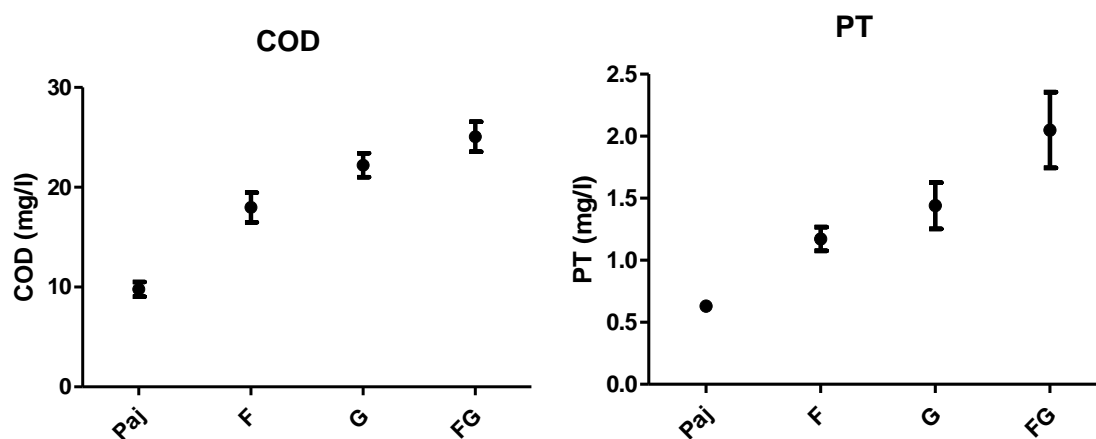
En la Tabla 5.1 se muestran los valores de referencia y las variables seleccionadas para el análisis de integridad así como el comportamiento esperado frente a perturbaciones antrópicas.

**Tabla 5.1.** Variables consideradas para incorporar en el índice de Integridad ecológica.

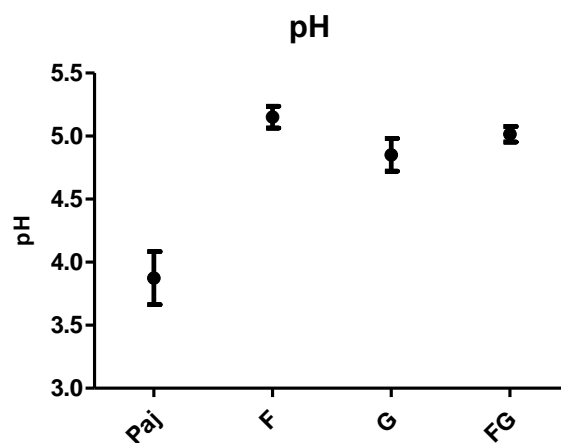
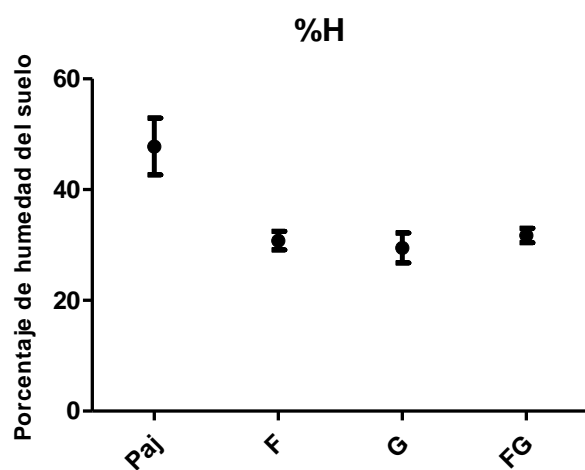
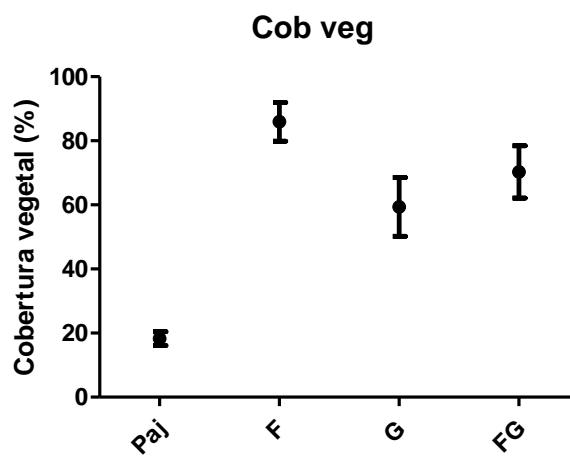
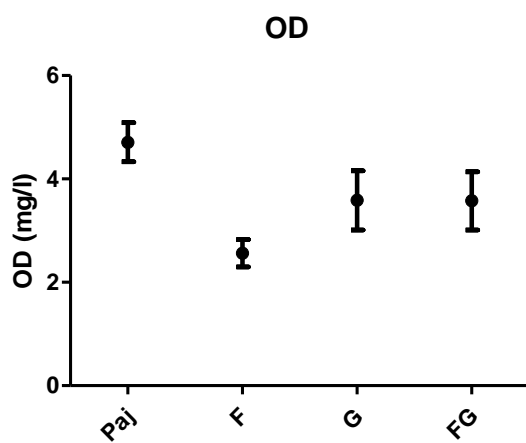
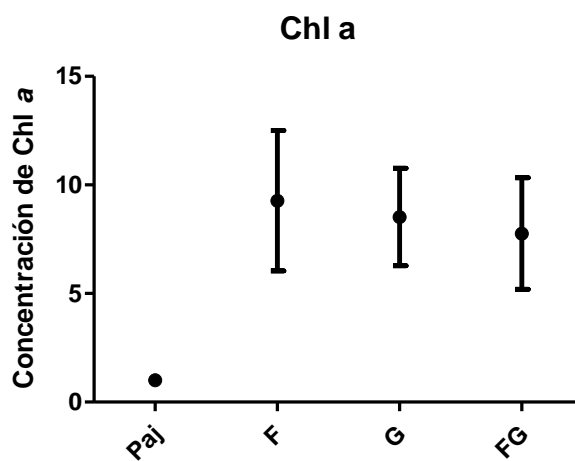
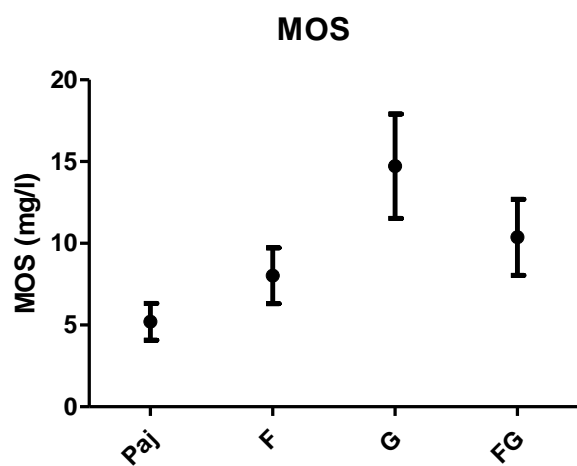
| <b>Variable</b>                                    | <b>Respuesta esperada</b> | <b>Rango de referencia</b> |
|--|---------------------------|----------------------------|
| <b><u>Agua</u></b>                                 |                           |                            |
| <b>Fósforo total (mg/l) (PT)</b>                   | Aumento                   | <b>0,629 ± 0,253</b>       |
| <b>Materia orgánica en suspensión (mg/l) (MOS)</b> | Aumento                   | <b>5,419 ± 5,855</b>       |
| <b>Carbono orgánico disuelto (mg/l) (COD)</b>      | Aumento                   | <b>9,777 ± 3,782</b>       |
| <b>Oxígeno Disuelto (mg/l) (OD)</b>                | Disminución               | <b>4,709 ± 1,957</b>       |
| <b>Clorofila a (µg/l) (Chl a)</b>                  | Aumento                   | <b>1,054 ± 0,273</b>       |
| <b>Cobertura vegetal sobre el agua (%)</b>         | Aumento                   | <b>18,28 ± 2,178</b>       |
| <b><u>Suelo</u></b>                                |                           |                            |
| <b>pH</b>  | Aumento                   | <b>3,874 ± 0,21</b>        |
| <b>Porcentaje de humedad (%) (%H)</b>              | Disminución               | <b>47,8 ± 5,2</b>          |
| <b>Densidad aparente (g/cm<sup>3</sup>) (DA)</b>   | Aumento                   | <b>0,288</b>               |
| <b><u>Vegetación</u></b>                           |                           |                            |
| <b>Abundancia de <i>S. giganteus</i></b>           | Disminución               | <b>70,81 ± 3,47</b>        |
| <b>Dispersión Funcional (DF)</b>                   | Aumento                   | <b>0,046 ± 0,004</b>       |
| <b>Redundancia Funcional (RF)</b>                  | -                         | <b>1</b>                   |
| <b>Índice de invasión (Iinv)</b>                   | Aumento                   | <b>0,013 ± 0,009</b>       |

| Variable                           | Respuesta esperada | Rango de referencia |
|------------------------------------|--------------------|---------------------|
| Abundancia de <i>C. dactylon</i>   | Aumento            | 0                   |
| <b><u>Anuros</u></b>               |                    |                     |
| Diversidad específica (H)          | Disminución        | 0,92±0,08           |
| Riqueza específica (S)             | Disminución        | 3,25±0,33           |
| Presencia <i>S. squalirrostris</i> | -                  | 1                   |
| Presencia <i>S. berthae</i>        | -                  | 1                   |

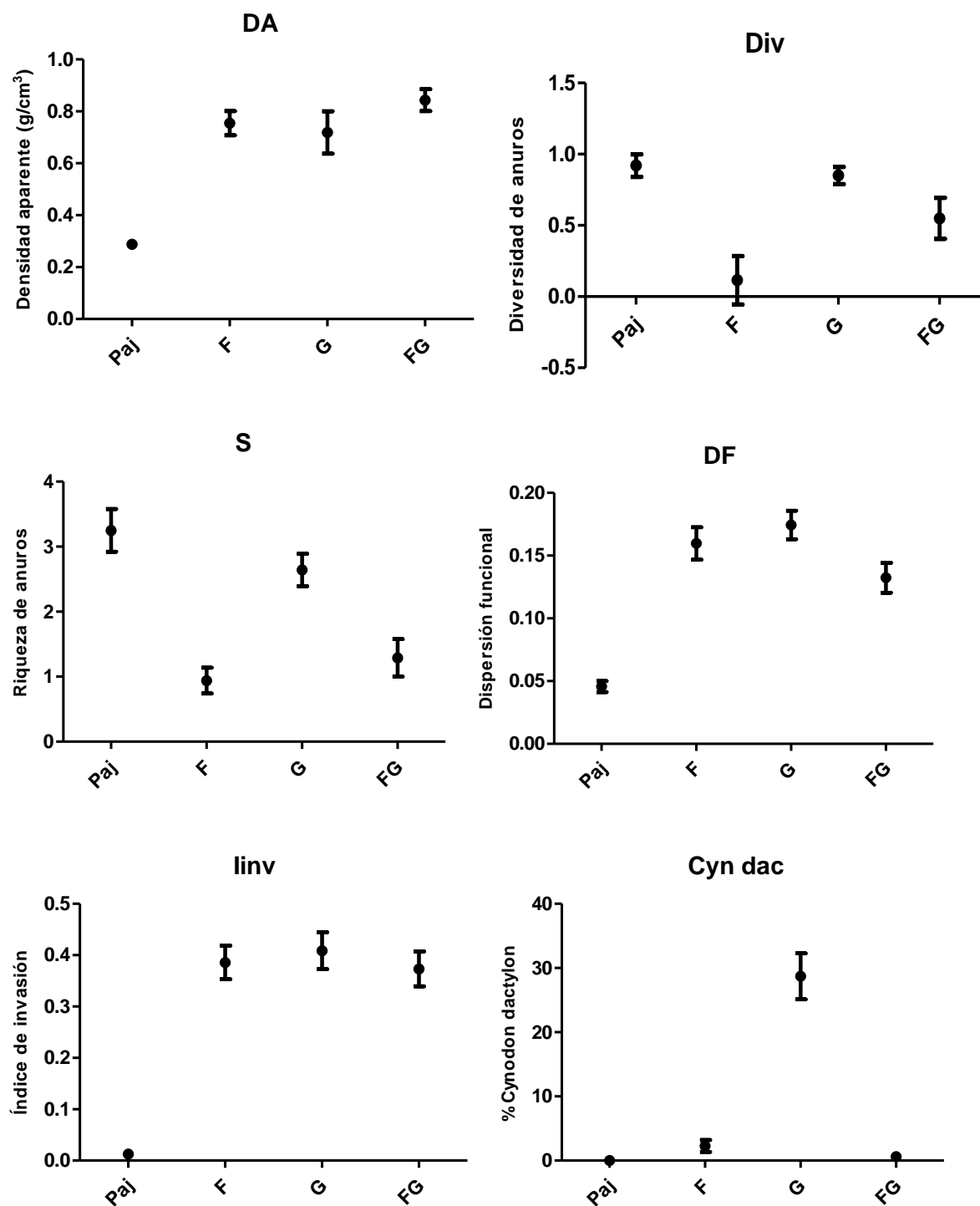
Se muestran las relaciones obtenidas para las distintas variables consideradas y el gradiente antrópico (figura 5.2).



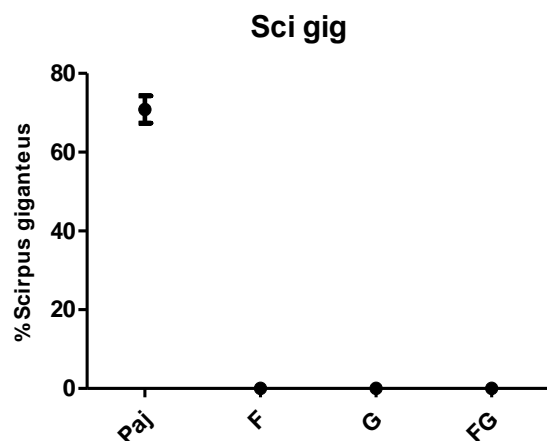
Continuación Figura 5.2



Continuación Figura 5.2



Continuación Figura 5.2



**Figura 5.2.** Relación entre las variables seleccionadas y el gradiente antrópico. Se muestran las relaciones entre las variables elegidas para la conformación del índice y los distintos ambientes del Bajo Delta del río Paraná.

La mayor parte de las variables mostraron una relación positiva con el gradiente, con excepción de OD, %H, abundancia de *S. giganteus*, S y H de anuros que presentaron una relación inversa.

Se muestran en la tabla 5.2 los promedios de las variables estandarizadas al rango entre 0 y 1.

**Tabla 5.2.** Media de las variables estandarizadas entre 0 y 1. Se muestran los valores para las variables seleccionadas para ser incorporadas al índice de integridad ecológica. COD: carbono orgánico disuelto, PT: fósforo total, MOS: materia orgánica en suspensión, Chl a: clorofila a, Cob veg: cobertura vegetal, OD: oxígeno disuelto, pHs: pH del suelo, %H: porcentaje de humedad del suelo, DA: densidad aparente, Sci\_gig: abundancia de *Scirpus giganteus*, DF: diversidad funcional, RF: redundancia funcional, *Cyn\_dac*: abundancia de *Cynodon dactylon*, Ha: diversidad de anuros, Sa: riqueza de anuros, Ssq: presencia de *Scinax squalirostris*, Sb: presencia de *Scinax berthae*, linv: índice de susceptibilidad de invasión, IIE: índice de integridad ecológica, Cat: categoría.

| Uso | COD  | PT   | MOS     | Chl a | Cob veg | OD   | pH   | %H   | DA    | Sci_gig   |
|-----|------|------|---------|-------|---------|------|------|------|-------|-----------|
| F   | 0,34 | 0,19 | 0,12    | 0,12  | 0,86    | 0,22 | 0,58 | 0,49 | 0,46  | 0         |
| FG  | 0,53 | 0,33 | 0,16    | 0,08  | 0,7     | 0,32 | 0,53 | 0,51 | 0,55  | 0         |
| G   | 0,45 | 0,23 | 0,23    | 0,11  | 0,59    | 0,32 | 0,48 | 0,47 | 0,43  | 0         |
| Paj | 0,12 | 0,1  | 0,08    | 0,01  | 0,18    | 0,44 | 0,14 | 0,8  | 0     | 0,69      |
| Uso | DF   | RF   | Cyn_dac | Ha    | Sa      | Ssq  | Sb   | linv | IIE   | Cat       |
| F   | 0,46 | 0    | 0,03    | 0,26  | 0,32    | 0    | 1    | 0,39 | -1,1  | Regular   |
| FG  | 0,38 | 0    | 0,01    | 0,46  | 0,40    | 0    | 1    | 0,37 | 0,12  | Regular   |
| G   | 0,51 | 0    | 0,33    | 0,56  | 0,51    | 1    | 0    | 0,41 | 0,29  | Regular   |
| Paj | 0,13 | 1    | 0       | 0,61  | 0,56    | 1    | 1    | 0,01 | 19,68 | Muy Bueno |

En función de los criterios mencionados en materiales y métodos y lo descripto anteriormente, se asignaron los siguientes coeficientes a las distintas variables (Tabla 5.3).

**Tabla 5.3.** Variables consideradas para el análisis de integridad ecológica de los distintos tipos de uso del suelo en el Bajo Delta del Río Paraná con su valor de importancia.

| Variable                                      | Valor de importancia | Justificación  |
|---|----------------------|--|
| Carbono orgánico disuelto (mg/l) en agua      | -2                   | Aumenta con las actividades productivas. Su medición es accesible pero costosa y posee una variabilidad adecuada   |
| Fósforo total (mg/l) en agua                  | -3                   | Presenta una relación directa con las actividades productivas. Su medición es accesible y posee una variabilidad adecuada.   |
| Materia Orgánica en Suspensión (mg/l) en agua | -2                   | Se ve afectado por las actividades productivas. Su medición es accesible pero posee una variabilidad muy alta.   |
| Clorofila a ( $\mu\text{g/l}$ ) en agua       | -3                   | Su concentración aumenta con las actividades productivas. Su medición es accesible y posee una variabilidad adecuada   |
| Oxígeno Disuelto (mg/l) en agua               | 3                    | Refleja una condición propia del humedal y se ve afectada por las modificaciones en el ciclo hidrológico. Su medición es muy accesible aunque presenta mucha variabilidad entre muestras.  |
| Cobertura vegetal del cuerpo de agua          | -3                   | Su cobertura aumenta con las actividades productivas. Su medición es accesible y posee una variabilidad adecuada   |
| pH del suelo                                  | -4                   | Refleja una condición original del humedal que se caracteriza por suelos ácidos, su medición es relativamente accesible y presenta una variabilidad moderada entre muestras.   |
| %H del suelo                                  | 4                    | Refleja una condición original del humedal que se caracteriza por suelos húmedos y se ve afectada por las modificaciones en el ciclo hidrológico. Su medición es relativamente accesible y presenta una variabilidad moderada entre muestras.                      |
| Densidad Aparente (DA)                        | -2                   | Aumenta como resultado directo de las actividades productivas y cambios en el régimen hidrológico. Su medición depende de las condiciones de encharcamiento y puede ser dificultoso en los ambientes naturales. Presenta una variabilidad moderada entre muestras. |
| Dispersión Funcional                          | -2                   | Se ve afectado por las actividades productivas, su medición requiere amplio conocimiento taxonómico, de características de las plantas y de muestreo vegetal, presenta una variabilidad moderada entre muestras.   |
| Redundancia Funcional                         | 3                    | Refleja una condición del humedal original y se ve afectado por las actividades productivas, su medición requiere amplio conocimiento taxonómico, de características de las plantas y de muestreo vegetal.   |
| Índice de invasión                            | -2                   | Aumenta con la incorporación de las actividades productivas. Su medición requiere cierto conocimiento taxonómico y de su origen, presenta una variabilidad moderada entre muestras.  |
| Abundancia de <i>S. giganteus</i>             | 4                    | Presentó alta relevancia debido a su relación directa con la condición del humedal, su detección requiere tan sólo reconocer la especie.   |
| Diversidad de anuros ( $H_a$ )                | 3                    | Presentó una relación directa con las condiciones del humedal y disminuye con la incorporación de las actividades productivas. Su medición requiere de cierto conocimiento taxonómico y de muestreo de anuros, presenta una variabilidad moderada entre muestras.  |
| Riqueza de anuros ( $S_a$ )                   | 3                    | Presentó una relación directa con las condiciones del humedal y disminuye con la incorporación de las actividades productivas. Su medición requiere de cierto conocimiento taxonómico y de muestreo de anuros, presenta una variabilidad moderada entre muestras.  |



| Variable                               | Valor de importancia | Justificación   |
|--|----------------------|---|
| Abundancia de <i>S. squalirrostris</i> | 4                    | Presentó alta relevancia debido a su relación directa con la condición del humedal, su detección requiere tan sólo reconocer la especie visual o auditivamente. |
| Abundancia de <i>S. berthae</i>        | 4                    | Presentó alta relevancia debido a su relación directa con la condición del humedal, su detección requiere tan sólo reconocer la especie visual o auditivamente. |

Finalmente en función de lo descripto anteriormente y los coeficientes asignados para cada variable, la ecuación resultante es:

### *Índice de Integridad ecológica*

$$IIE = \sum (-2 * COD - 3 * PT - 2 * MOS - 3 * Chla + 3 * OD - 3 * Cobveg - 4 * pHsuelo + 4 * \%Hsuel - 2 * DA - 2 * \%DF + 3 * RF - 2 * Inv + 4 * AbunSg - 3 * AbunCd + 3 * Ha + 3 * Sa + 4 * Ssq + 4 * Sb)$$

En vista de la formulación del índice de integridad ecológica y de que las variables fueron estandarizadas a valores entre 0 y 1, el mismo presenta un rango de variación entre -24 y 30, categorizado de la siguiente manera: (-24 a -10,5) Malo; (-10,6 a 3) Regular; (3 a 16,5) Bueno y (16,5 a 30) Muy bueno.

Reemplazando los valores medios de cada variable en esta fórmula se obtuvo el valor del índice de integridad para cada uno de los usos productivos (Tabla 5.4).

**Tabla 5.4.** Índice de integridad ecológica. Se muestran los índices de integridad ecológica calculados para cada ambiente y la categoría a la que pertenecen. F: predio forestal; FG: predios foresto-ganaderos; G: campos ganaderos; Paj: pajonales.

| Ambiente   | Índice de Integridad Ecológica | Categoría |
|------------|--------------------------------|-----------|
| <b>F</b>   | -1,1                           | Regular   |
| <b>FG</b>  | 0,12                           | Regular   |
| <b>G</b>   | 0,29                           | Regular   |
| <b>Paj</b> | 19,68                          | Muy bueno |

En dicha tabla se observa que el ambiente natural mostró la mayor integridad y una integridad regular para el resto de los ambientes (aunque con valores muy inferiores respecto al pajonal). A pesar de no haber diferencias en cuanto a la categoría final (los tres usos caen dentro de la categoría “regular”), se ve una tendencia que pone a los predios foresto-ganaderos como los que mejor

conservan la integridad del ecosistema seguido de los campos ganaderos y por último de las forestaciones sin ganado.

## **5.6        Discusión**

En base a lo discutido a lo largo de toda la tesis, la primera cuestión que genera un cambio drástico en el funcionamiento de los humedales son la modificaciones sobre los ciclos hidrológicos (endicamientos, canalizaciones, etc.) que afecta a variables tales como el pH y la densidad aparente del suelo y los ingresos de materia orgánica desde el río hacia el sistema (Vicari *et al.* 2011; Magnano 2017). A su vez, también influye sobre las comunidades vegetales disminuyendo el número de especies adaptadas a las condiciones del humedal original (Bó *et al.* 2010). La posterior incorporación de las distintas modalidades productivas que reemplazan a los pajonales naturales influye en otras variables más directamente como el aumento de nutrientes en los cursos de agua inmersos en las matrices productivas debido a nuevos aportes como el proveniente de las heces del ganado y del material senescente de las forestaciones de especies caducifolias. A esto se suma la aplicación de herbicidas que tienden a aumentar los niveles del fósforo total lo que, a su vez, aumenta la cobertura de macrófitas acuáticas flotantes. Además la interacción de las comunidades vegetales con el ganado, las forestaciones o la combinación de ambas afectan su composición vegetal, apareciendo un mayor número de especies no palatables o tóxicas (e.g., *Xanthium cavanillesii*) y especies asociadas a disturbios como *Cynodon dactylon* (Harlan & de Wet 1969). Sumado a esto, aumenta la susceptibilidad de invasión de estas comunidades debido a la combinación de la regulación de los ciclos hidrológicos (que antes modulaban la abundancia y composición de especies) y los disturbios ocasionados por las distintas producciones. En relación a esto, se produce un aumento en la diversidad funcional y una disminución en la redundancia funcional, alterando la capacidad de estos sistemas de soportar perturbaciones naturales o antrópicas.

A su vez, estos cambios repercuten en las comunidades de anuros disminuyendo su riqueza y diversidad y afectando a especies con una relación estrecha con los pajonales naturales como *Scinax squillostris* y *Scinax berthae*.

La integración de toda esta información en un único valor permite conocer rápidamente el estado de un ambiente y constituye una herramienta importante para generar aportes hacia prácticas de manejo que tiendan a mejorar la calidad de los ecosistemas en donde se desarrollan (EPA 2002). En este caso, la reunión de toda la información permitió establecer un rango de integridad ecológica de los ambientes considerados. Una de las primeras conclusiones que surge al analizar los resultados de este capítulo es que el valor del índice obtenido para el ambiente natural es mucho mayor que los obtenidos para los ambientes que involucran un uso productivo, destacando la necesidad de conservar estos ambientes y evidenciando que los cambios generados por las producciones bajo dique alteran drásticamente la integridad de los humedales. Esto mismo se ha evidenciado en otros trabajos donde se destaca la importancia de estos ecosistemas como proveedores de bienes y servicios ecosistémicos y cuya dependencia de los ciclos hidrológicos hacen que las modificaciones hidráulicas tengan importantes efectos sobre su estructura y funcionamiento (Kingsford 2000; Bó *et al.* 2010; Minotti *et al.* 2010; Talukdar & Pal 2017).

Una segunda conclusión en función de lo analizado es que no se logró evidenciar el gradiente esperado bajo el cual el ambiente foresto-ganadero sería el ambiente que menos integridad presentó. Por el contrario, a pesar que los tres usos mostraron valores de integridad dentro de la categoría “regular”, se observa una tendencia que pone a los predios foresto-ganaderos con un valor de integridad muy similar al de los campos ganaderos y por último de las forestaciones sin ganado. Esto es consistente con otros trabajos (Ibrahim *et al.* 2007; Villanueva *et al.* 2009; Casar 2016; Casaubon *et al.* 2016; Sotelo *et al.* 2017) quienes proponen a la modalidad foresto-ganadera como una alternativa que favorece la conservación de los ecosistemas frente a las modalidades tradicionales de cría de ganado en pastizales abiertos. Casaubon *et al.* 2016, por ejemplo, hace hincapié en desarrollar esta modalidad en el Bajo Delta del río Paraná, resaltando los aumentos en el rendimiento de los campos asociado a la diversificación de las producciones. Sin embargo, es

importante aclarar que ninguna de las comparaciones refleja la relación de estos sistemas frente a los ambientes originales que reemplazaron, relación que si se observa en el presente capítulo, mostrando que, a pesar de tener un valor de índice de integridad levemente mayor que las tradicionales forestaciones de salicáceas puras, el mismo se encuentra muy alejado del obtenido para los pajonales naturales, tal como fuera mencionado. Otra explicación que puede influir en el mayor valor del índice observado para esta producción combinada respecto de las forestaciones sin ganado se encontraría relacionada con las tareas de mantenimiento adicionales necesarias para el desarrollo conjunto de las dos producciones (e.g., el raleo y el roleado del sotobosque). Esto afectaría los valores de algunas de las variables consideradas en el presente trabajo, aumentando su valor total de integridad (e.g., la densidad aparente de los suelos y la reducción del número de especies exóticas que invaden estos sistemas). En vista de estos resultados, surgen otros interrogantes tales como cuál sería la intensidad de estas tareas requerida para mantener la integridad del sistema y si esto repercute en mayores gastos económicos que podrían no ser rentables a largo plazo. También cabría preguntarse si un exceso de tareas de mantenimiento podría tener efectos negativos sobre la integridad del sistema a largo plazo. Al respecto, Casar (2016) menciona que la respuesta a esto último podría ser afirmativa y debería ser un punto a considerar para el desarrollo de estos sistemas productivos en áreas ocupadas por ecosistemas naturales.

Por otro lado, al considerar los valores de los índices obtenidos para las forestaciones se observa un valor del índice mucho menor. Esto se puede relacionar con las diferencias que implica el reemplazo de un pajonal por una forestación. Corbelli *et al.* (2015) encontraron que el efecto de las forestaciones sobre las comunidades de aves y hormigas depende del tipo de ecosistema que reemplazan (e.g., selvas, estructuralmente más parecidas, o pastizales, estructuralmente más diferentes), siendo más importante el efecto cuanto mayor sea la diferencia entre el ambiente original y el que lo reemplaza. Esto mismo puede reflejarse en el caso de la integridad ecológica que resulta menor en el caso del reemplazo de los pajonales por una producción estructuralmente muy distinta como son las forestaciones. En el otro extremo, el reemplazo de los pajonales por un

pastizal ganadero tiene consecuencias levemente menores que la producción antes mencionada (índice de integridad levemente mayor) por ser estructuralmente más similares. Esto se ve particularmente reflejado en las comunidades de anuros que disminuyen su riqueza y diversidad en forma más acentuada en las forestaciones respecto de los pastizales ganaderos.

Sintetizando, el índice de integridad ecológica desarrollado resultó útil para resumir la información recabada a lo largo de este trabajo de tesis, permitiendo por primera vez poder comparar el grado de integridad ecológica para cada uno de los usos productivos analizados en relación al humedal original sobre el que se desarrollan. Sin embargo, es importante recordar que esto solo constituye una aproximación a la realidad y por lo tanto pueden existir otras variables no consideradas en el presente trabajo que pudieran ser relevantes al momento de evaluar la integridad de estos usos productivos en relación a los humedales que están reemplazando. Otros índices similares han sido desarrollados para humedales litorales (e.g., Ortega *et al.* 2004) incorporaron variables a escala de paisaje otorgándole otra dimensión a la comprensión de la integridad ecológica, razón por la cual esta sería una posible línea de trabajo futura para incorporar en este análisis del Bajo Delta Insular del río Paraná.

Por otro lado, el índice desarrollado en el presente capítulo tiene la ventaja de incluir parámetros de diversos compartimientos del ecosistema, tanto bióticos como abióticos, que se asocian a procesos ecológicos y, además, utiliza características de una especie o conjunto de especies que pueden proporcionar información útil con respecto a la respuesta del ambiente ante las perturbaciones humanas. Por esta razón, el mismo puede constituir una herramienta útil y completa a la hora de realizar monitoreos y planificar prácticas que favorezcan el mantenimiento de un ecosistema productivo con una integridad ecológica similar a la observada en los ambientes naturales de la región.

## Consideraciones Finales

### Conclusiones generales

Los resultados alcanzados en esta tesis contribuyen con información inédita sobre los efectos de las distintas modalidades productivas en la integridad ecológica de los humedales fluviales del Bajo Delta Insular del río Paraná, la cual contribuye al planteo de estrategias de manejo sustentable en la región.

Provee además una herramienta útil para la comparación de la integridad ecológica de estos sistemas abarcando una amplia gama de compartimientos (agua, suelo, vegetación y comunidades de anuros) que contribuyen a la integridad del mismo.

No todas las variables analizadas responden de la misma forma ante las perturbaciones antrópicas, por lo que considerar un enfoque integral y poder compararlo con la condición natural como referencia (que hasta ahora había sido considerada en pocos trabajos y analizando sólo unos pocos compartimientos), permite tener una visión más completa de las consecuencias de las modificaciones efectuadas en el ambiente para llevar adelante las distintas actividades productivas sobre la integridad de estos sistemas.

Se destacó la importancia de los pajonales para conservar tanto la calidad del agua y el suelo como las comunidades vegetales y de anuros. En este último caso, además, cabe resaltar que ante la posible pérdida de los relictos de pajonal que quedan hoy en el Bajo Delta Insular del Río Paraná, ninguno de los ambientes productivos o la combinación de ellos podría sostener la comunidad de anuros existente en los pajonales y la pérdida de especies no sería azarosa sino que afectaría en primera instancia a *S. squalirrostris* y *S. berthae*.

Surge de los análisis de las comunidades de anuros, la importancia que cobran los canales artificiales dejados dentro de los ambientes productivos como sostén para estas especies, siendo importantes atractores por la disponibilidad de hábitats que presentan frente al entorno altamente modificado.

Por otro lado, conocer la riqueza de especies de anuros presentes en las islas y las interacción con las distintas modalidades productivas es una herramienta fundamental para la implementación de medidas que favorezcan un uso sustentable de la zona en vistas del PIECAS-DP (Plan Integral Estratégico para la Conservación y el Aprovechamiento Sustentable del Delta del Paraná) acordado entre la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación y las Provincias de Buenos Aires, Entre Ríos y Santa Fe.

Otra función importante que se evidencia en los pajonales naturales es su baja susceptibilidad a la invasión por parte de especies vegetales exóticas, lo cual resulta de suma importancia para mantener la integridad de los sistemas, así como también su mayor redundancia funcional que lo hacen más estable y resistente a las variaciones causadas por la pérdida o incorporación de especies. Conocer lo que sucede con la estructura y funcionamiento de la vegetación aporta información útil para el manejo de estos ambientes, ya que las plantas cumplen múltiples funciones dentro de estos, y en particular en el caso de los humedales tienen la capacidad de mejorar la calidad del agua mediante la absorción de nutrientes, metales y otros contaminantes.

Es importante resaltar que esta tesis plantea una de las primeras aproximaciones para conocer los efectos de las distintas modalidades productivas sobre los cursos de agua en esta zona. Se esperaba que un mayor grado de intervención, como sucede en el caso de la matriz foresto-ganadera, se vea reflejado en un mayor impacto sobre la calidad de agua, sin embargo, todos los usos productivos mostraron una calidad de agua regular con índices levemente peores en la matriz foresto-ganadera.

En el caso de los suelos los principales efectos observados en las variables analizadas se relacionan con el endicamiento de los humedales y no tanto a los usos productivos, aunque en todos los casos la respuesta final de cada una de estas variables es reflejo de la interacción de ambos factores. La calidad de los suelos en general fue buena, pudiendo afectar la integridad del sistema principalmente el porcentaje de humedad y las diferencias de pH, que pueden generar restricciones al establecimiento de la vegetación hidrófila propia de los humedales.

Finalmente, al contrario de lo esperado, el ambiente foresto-ganadero no resultó ser la actividad productiva que mayor impacto tuvo sobre la integridad ecológica del sistema sino que obtuvo un valor del índice de integridad similar a los pastizales ganaderos, siendo la forestación pura la que más se alejó del valor de integridad obtenido para los pajonales naturales. Sin embargo, es importante recordar que los valores de todas las actividades productivas estuvieron muy alejados del obtenido para el ambiente natural.

### **Recomendaciones para futuras investigaciones**

Esta tesis brinda información inédita que puede contribuir al establecimiento de pautas de gestión de las distintas modalidades productivas en el Bajo Delta Insular del Río Paraná. El fin último es contribuir a una producción ambientalmente sustentable que conserve la integridad ecológica de estos humedales y mantenga la provisión de bienes y servicios ecosistémicos que los mismos brindan a la sociedad. En función de esto, se sugieren algunas recomendaciones para futuras investigaciones:

En relación a los cursos de agua, sería necesario abarcar una mayor cantidad de canales y arroyos que le otorguen mayor representatividad al estudio y considerar otras posibles variables como la demanda química de oxígeno, la demanda biológica de oxígeno, el complejo de nitrógeno en todas sus formas e indicadores biológicos (e.g., in situ y ex situ con ensayos ecotoxicológicos) que tal vez puedan verse afectados por las sustancias utilizadas en dichos usos productivos como es el caso de hormiguicidas (utilizados en las forestaciones) y herbicidas (utilizados en los usos que involucran ganadería) que no pueden ser medidos con facilidad a partir de una muestra de agua.

En el caso de los suelos se podrían incorporar una mayor cantidad de muestras y otras metodologías alternativas para determinar el porcentaje o la cantidad de materia orgánica que podría ser una variable relevante en la integridad de los humedales pero cuya respuesta frente a las modificaciones antrópicas no está del todo clara en el presente trabajo.



Resulta importante ampliar el estudio hacia otro de los ambientes dominantes en el Bajo Delta Insular del río Paraná, las forestaciones de Sauce con o sin la incorporación de ganado que no pudo ser analizado en el presente trabajo.

Se podrían considerar otros grupos faunísticos como indicadores para incorporar al análisis de la integridad ecológica de estos humedales como es el caso de las aves o especies relevantes por su interés en la conservación como el ciervo de los pantanos.

El presente trabajo se enfocó en los componentes de la integridad ecológica a escala local, por lo que extender el estudio a una escala regional incorporando además variables de paisaje podría aportar información acerca de la condición general de este macromosaico de humedales que es el Delta del río Paraná.

Por último, otro enfoque que se podría incorporar es relacionar estos cambios en la integridad de los ecosistemas con la afectación de los servicios ecosistémicos que brindan los humedales a la sociedad.

## Anexo

### **Agua**

#### Justificación de la selección de variables

*Temperatura (T°)*: Es una variable física que influye notablemente en la calidad del agua afectando parámetros o características tales como la solubilidad de los gases y sales, la cinética de reacciones químicas y bioquímicas, el desplazamiento de equilibrios químicos, la tensión superficial del agua y el desarrollo de organismos presentes en el agua, entre otros. La influencia más significativa es la disminución de la solubilidad del oxígeno al aumentar la temperatura y la aceleración de los procesos de descomposición (Orozco Barrenetxea et al., 2003).

*Conductividad (CE)*: Es una medida de la capacidad de una solución acuosa para transportar la corriente eléctrica y depende de la presencia de iones, su concentración total, movilidad, estado de oxidación y temperatura de medición. La mayoría de los compuestos inorgánicos, tales como ácidos, bases y sales, son buenos conductores. Por el contrario, los compuestos orgánicos que no se disocian en soluciones acuosas tienen una conductividad muy escasa o nula (APHA, 1998).

*Oxígeno Disuelto (OD) y Porcentaje de Saturación de Oxígeno (%SO)*: La cantidad de oxígeno disuelto y el porcentaje de saturación de oxígeno son indicadores importantes de la calidad del agua, ya que el oxígeno es un elemento indispensable para la vida acuática. Es necesario en altos niveles tanto para los peces como para otras formas de vida aeróbica mientras que para el desarrollo de bacterias se requiere en niveles reducidos. Su solubilidad en agua es limitada y depende de la presión parcial del oxígeno en la atmósfera y principalmente de la temperatura del agua (Whitten et al. 1992). Para que un agua se considere poco contaminada, la concentración de oxígeno debe ser al menos superior al 50% del valor de saturación a esa presión y temperatura. Además la concentración máxima de OD en el intervalo normal de temperaturas debe ser de aproximadamente 9 mg/L, considerándose que cuando la concentración es menor a 4 mg/L, el agua no es apta para

el desarrollo de vida (Jiménez 2000). Este parámetro está íntimamente relacionado con la cantidad de materia orgánica presente ya que su oxidación requiere consumo de oxígeno disuelto (Orozco Barrenetxea et al., 2003).

*pH*: La medición de este parámetro es una de las más importantes y frecuentes en la química del agua. La concentración del ión hidrógeno es un indicador de calidad tanto de las aguas residuales como de las naturales. El intervalo de pH en los cuerpos de agua naturales generalmente es de 4 a 9, y la mayoría tienen ligero carácter básico debido a la presencia de bicarbonatos y carbonatos (APHA, 1998).

La *vegetación* en los cursos de agua tiene un papel muy importante ya que ofrece refugio y alimento a muchas especies de animales, colabora con la oxigenación de los cuerpos de agua y reduce la proliferación excesiva de fitoplancton. Sin embargo, en grandes cantidades puede alterar la química del agua por la absorción de minerales y nutrientes del agua y de los sedimentos, así como acumula y almacena nutrientes por largos períodos, los cuales son liberados al producirse la descomposición del material vegetal muerto (Sommaruga *et al.* 1993; Mazzeo *et al.* 1995). Puede, además, perjudicar el desarrollo de la vida acuática dado que limita la entrada de luz y, en consecuencia, disminuir la productividad del fitoplancton a niveles críticos, afectando al resto de los organismos que dependen de él (Meerhoff & Mazzeo 2004).

*Carbono orgánico disuelto* (COD): Es el carbono orgánico remanente en una muestra de agua después de filtrar la misma y se expresa en mg/L. La concentración de COD está relacionada con el estado trófico del cuerpo de agua y con el tipo de influencia al que está sometido (contribución alóctona, contaminación, etc.). Se relaciona con la herbivoría del zooplancton sobre el fitoplancton y su materia fecal así como de otros restos de materia orgánica natural en descomposición (Pérez & Restrepo 2008). Las alteraciones producidas por el hombre dentro de las cuencas, como la disminución de las entradas de material particulado al curso de agua debido a la eliminación de la

vegetación ribereña y la tala de bosques o entradas adicionales de COD procedente de explotaciones agrícolas como el uso de fertilizantes y herbicidas, entre otros, afectan las concentraciones y la exportación del carbono orgánico disuelto en los ríos (Meyer y Tate, 1983; Moore y Jackson, 1989; Eckhardt y Moore, 1990).

*Fósforo reactivo soluble* (PRS) y *Fósforo total* (PT): el ortofosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) es la única forma de fósforo inorgánico que se encuentra en cantidades significativas en los cursos de agua. A pesar de que es un elemento esencial para la vida, contribuye junto con el nitrógeno a la eutrofización de lagos y otros cuerpos de agua (UNEP, 2005). El fósforo reactivo soluble disponible en los cuerpos lóticos (ríos), evidencia el aporte antrópico proveniente de actividades agrícolas (fertilizantes, herbicidas y pesticidas), ganaderas (estiércol), industriales y urbanas (aguas residuales, vertidos). A mediano plazo puede producir proliferación de fitoplancton que al morir producen una deficiencia de oxígeno disuelto en la columna de agua.

El fósforo total aumenta la productividad en lagos, pero no así en arroyos y ríos donde la cantidad de sólidos en suspensión disminuyen la entrada de luz

Para la determinación del fósforo total, la muestra fue digerida con la siguiente solución de digestión:

5g de  $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$  (persulfato de K)

3g de  $\text{H}_3\text{BO}_3$  (ácido bórico)

en 100ml de NaOH 0.375M

Para preparar el NaOH:

Disolver 1.5g de NaOH en  $\text{H}_2\text{O}$  deionizada llevar a 100ml.

Se digirieron 50 ml de muestra con 5ml de agente oxidante y se autoclavó por 30 minutos. Luego se siguió el procedimiento utilizado para medir el fósforo reactivo soluble. En ambos casos para determinar las concentraciones de fósforo se utilizó un espectrofotómetro Hach (Hach Company,

USA) con los reactivos apropiados para el análisis y siguiendo el protocolo del método 8048, phosphorus, reactive, (orthophosphate).

*Clorofila a* (Chl a): la determinación de la concentración de pigmentos fotosintéticos permite estimar la biomasa y la capacidad fotosintética del fitoplancton que es un indicador importante del estado de la masa de agua.

*Sólidos en suspensión totales* (SS): es la medida de los sólidos sedimentables y de los no sedimentables que pueden ser retenidos en un filtro. La presencia de sólidos en suspensión incrementa la turbidez del agua y la cantidad de sólidos disueltos. Este parámetro incluye materia orgánica (e.g., grasas, pelos, fibras, etc.) e inorgánica (limos, arena y arcillas).

*Materia orgánica en suspensión* (MOS): son compuestos orgánicos con tamaño de partícula por encima de 10 mm que provienen de los restos de organismos que alguna vez estuvieron vivos tales como plantas y animales y sus productos de residuo en el ambiente.

En ninguno de los cuerpos de agua el nitrato superó los 10mg/L que puede ser tóxico para muchos organismos (Tabla Anexo1). Debido a que la variación entre los cuerpos de agua fue poca y menor a 0.2mg/L y a los altos costos de efectuar esta medición se decidió no trabajar con estos valores.

**Tabla Anexo1.** Valores medios de Nitratos y Nitrógeno total para los cursos de agua analizados en el Bajo Delta Insular del río Paraná.

| Uso              | Nitratos (mg/L) | Nitrógeno Total (mg/L) |
|------------------|-----------------|------------------------|
| Pajonal          | 0,01 ± 0,01     | 1,283± 0,458           |
| Forestal         | 0,003 ± 0,006   | 1,76 ± 0,22            |
| Foresto-ganadero | 0               | 1,87 ± 0,467           |
| Ganadero         | 0               | 1,503 ± 1,236          |

### Índices de contaminación por sólidos suspendidos: ICOSUS

ICOSUS=-0,02+0,003\*sólidos en suspensión (g/m<sup>3</sup>)

Sólidos en suspensión mayores a 340 g/m<sup>3</sup> tienen ICOSUS=1

Sólidos en suspensión mayores a 10 g/m<sup>3</sup> tienen ICOSUS=0

**Tabla Anexo 2.** Concentraciones de referencia de sólidos en suspensión para el ICOSUS(adaptado de Ramírez *et al.* 1999).

| <b>Sólidos en suspensión</b> |                           |
|------------------------------|---------------------------|
| <b>Concentración</b>         | <b>Calidad</b>            |
| <10                          | Muy buena cuenca alta     |
| 10-25                        | Normal. Cuenca alta-media |
| 25-50                        | Buena. Cuenca media-baja  |
| 50-75                        | Buena. Cuenca baja        |
| 75-150                       | Media. Contaminados       |
| 150-300                      | Mediocre. Contaminados    |
| >300                         | Muy contaminados          |

### Índices de contaminación trófico: ICOTRO

El ICOTRO se fundamenta en la concentración del fósforo total. A diferencia de los índices anteriores, en los cuales se determina un valor particular entre 0 y 1, la concentración del fósforo total define por sí misma una categoría discreta a saber:

**Tabla Anexo 3.** Concentraciones de fósforo total de referencia para ICOTRO (Ramírez *et al.* 1997)

| <b>Estado</b>  | <b>Fósforo total</b>       |
|----------------|----------------------------|
| Oligotrófico   | <0,01 g/m <sup>3</sup>     |
| Mesotrófico    | 0,01-0,02 g/m <sup>3</sup> |
| Eutrófico      | 0,02-1 g/m <sup>3</sup>    |
| Hipereutrófico | >1 g/m <sup>3</sup>        |

### Índices de contaminación por pH: ICOpH

Ramírez *et al.* (1999) encontraron que hay un rango de variación natural para el pH de los cursos de agua entre pH 6 y 8 (condición perfectamente natural de las aguas). Tal variación se ha tenido en cuenta de tal modo que cambios en esta variable alrededor de dicho rango, no revisten deterioro en su condición.

El cálculo del índice es:

$$ICOpH = \frac{e^{-31,08+3,45*pH}}{1 + e^{-31,08+3,45*pH}}$$

Si pH es menor a 7 entonces  $pH' = 14 - pH$  y se reemplaza pH' en la fórmula anterior.

### ***Diversidad, Riqueza y Equidad***

#### **Riqueza específica**

La riqueza específica (S) es la forma más sencilla de medir la biodiversidad, ya que se basa únicamente en el número de especies presentes, sin tomar en cuenta el valor de importancia de las mismas. La forma ideal de medir la riqueza específica es contar con un inventario completo que permita conocer el número total de especies (S) obtenido por un censo de la comunidad.

#### **Jackknife de Primer Orden (Jack1)**

Es un estimador no paramétricos en el sentido estadístico, ya que no asumen el tipo de distribución del conjunto de datos y no los ajustan a un modelo determinado (Moreno y Halffter 2001).

$$Jack\ 1 = S + L (m-1/m)$$

donde: m = número de muestras

Se basa en el número de especies que ocurren solamente en una muestra (L). Es una técnica para reducir el sesgo de los valores estimados; en este caso para reducir la subestimación del verdadero número de especies en una comunidad con base en el número representado en una muestra reduciendo el sesgo del orden  $1/m$  (Krebs 1989).

#### **Índice de Shannon-Wiener ( $H'$ )**

Expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra. Mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a que especie pertenecerá un al azar de una colección (Moreno y Halffter 2001). Asume que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra. Adquiere valores entre cero, cuando hay una sola especie, y el logaritmo de S, cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Magurran 2013).

$$H' = - \sum p_i \log p_i$$

donde:  $p_i$  = abundancia proporcional de la especie  $i$ , es decir, el número de individuos de la especie  $i$  dividido entre el número total de individuos de la muestra.

#### Índice de Pielou (1969), $J'$ .

Es uno de los índices más utilizados

$$J' = \frac{H}{\log_2 S}$$

donde:  $H$  = índice de Shannon-Wiener,  $\log_2 S$  = es la diversidad máxima ( $H'_{\max}$ ) que se obtendría si la distribución de las abundancias de las especies en la comunidad fuesen perfectamente equitativas

#### Análisis de nicho, Outlying Mean Index (OMI)

El OMI maximiza la varianza en la ocurrencia de especies a lo largo de ejes de ordenamiento derivados de una matriz de datos ambientales. A diferencia de otros análisis directos de ordenamiento, el OMI da un peso más equitativo a los sitios de muestreo aun cuando la abundancia de especies sea baja (Dolédec et al. 2000).


El análisis OMI descompone la inercia total de una especie (i.e., la variabilidad de la abundancia de la especie en los sitios caracterizados por determinadas variables ambientales) en tres variables: marginalidad o valor de OMI, tolerancia y tolerancia residual (Dolédec et al. 2000; Galassi et al. 2009). La inercia total es proporcional a la marginalidad media y representa una cuantificación de la influencia de las variables ambientales en la separación de los nichos de las especies. Para una especie dada, su marginalidad representa cuánto se desvía de una especie hipotética que se distribuye uniformemente en condiciones ambientales de referencia "promedio". Es decir, es una medida de la distancia entre el promedio de las condiciones ambientales donde la especie está



presente y el promedio de las condiciones ambientales de los sitios muestreados. Un valor de marginalidad alto indica que la especie está presente en condiciones ambientales específicas y, por lo tanto, su nicho específico incluirá un subconjunto de las condiciones ambientales presentes. La tolerancia es una medida de la amplitud del nicho de una dada especie y corresponde a la dispersión de los sitios en donde la especie está presente a lo largo del gradiente ambiental considerado. La tolerancia residual representa a la proporción de la variabilidad del nicho que no es explicada por las variables ambientales consideradas. De este modo, la tolerancia residual puede ser utilizada como un índice para evaluar cuán confiable es el conjunto de variables ambientales medidas para definir el nicho de las especies (Dolédec et al. 2000; Galassi et al. 2009).

## Anuros

**Tabla Anexo 4.** Especies de anuros citadas para el Bajo Delta del Río Paraná. En negrita se resaltan las especies registradas en el presente estudio. GR: especies citadas por Guzman y Raffo, 2011; Q: representa las especies citadas por Quintana et al., 1992. (\*) *Rhinella arenarum* constituye una especie esperada para la zona pero que en el presente estudio no fue hallada.

| Especies de pajonal y pastizales húmedos                             | Especies de Pastizal   |
|--|--|
| <i>Leptodactylus latinasus</i> (Jiménez de la Espada, 1875) (GR)     | <i>Scinax granulatus</i> (Peters, 1871)  |
| <i>Leptodactylus latrans</i> (Steffen, 1815) (GR; Q)                 | <i>Rhinella fernandezae</i> (Gallardo, 1975) (GR; Q)                                 |
| <b><i>Leptodactylus gracilis</i> (Duméril and Bibron, 1840) (GR)</b> | <b><i>Ceratophrys ornata</i> (Bell, 1843) (GR; Q)</b>                                |
| <i>Leptodactylus mystacinus</i> (Burmeister, 1861) (GR; Q)           |  |
| <b><i>Physalaemus biligonigerus</i> (Cope, 1861) (GR)</b>            | <b><i>Rhinella arenarum</i> (Hensel, 1867) (GR; Q)*</b>                              |
| <b><i>Physalaemus fernandezae</i> (Müller, 1926) (GR)</b>            |  |
| <i>Pseudopaludicola falcipes</i> (Hensel, 1867) (GR)                 |  |
| <i>Hypsiboas pulchellus</i> (Duméril and Bibron, 1841) (GR; Q)       |  |
| <i>Dendropsophus nanus</i> (Boulenger, 1889) (GR)                    |  |
| <b><i>Dendropsophus sanborni</i> (Schmidt, 1944) (GR)</b>            |  |
| <i>Scinax squalirostris</i> (Lutz, 1925) (GR)                        |  |
| <i>Scinax berthae</i> (Barrio, 1962) (GR; Q)                         |  |
| <b><i>Pseudis limellum</i> (Cope, 1862) (GR; Q)</b>                  | <b><i>Odontophrynus americanus</i> (Duméril and Bibron, 1841) (GR; Q)</b>            |
| <i>Pseudis platensis</i> (Gallardo, 1961) (Q)                        |  |
| <i>Pseudis minuta</i> (Günther, 1858) (GR)                           |  |
| <b><i>Elachistocleis bicolor</i> (Guérin-Méneville, 1838) (GR)</b>   | <i>Scinax nasicus</i> (Cope, 1862) (Q)   |

## Bibliografía

- ACUMAR (2009). Environmental sanitation plan for the Matanza-Riachuelo watershed. In: Authority of the Matanza-Riachuelo watershed Buenos Aires, Argentina, p. 587.
- Alonso J. (2011). Los sistemas silvopastoriles y su contribución al medio ambiente. *Revista Cubana de Ciencia Agrícola*, 45.
- Allan E., Manning P., Alt F., Binkenstein J., Blaser S., Blüthgen N., Böhm S., Grassein F., Hölzel N., Klaus V.H., Kleinebecker T., Morris E.K., Oelmann Y., Prati D., Renner S.C., Rillig M.C., Schaefer M., Schlöter M., Schmitt B., Schöning I., Schrumpf M., Solly E., Sorkau E., Steckel J., Steffen-Dewenter I., Stempfhuber B., Tschapka M., Weiner C.N., Weisser W.W., Werner M., Westphal C., Wilcke W. & Fischer M. (2015). Land use intensification alters ecosystem multifunctionality via loss of biodiversity and changes to functional composition. *Ecology Letters*, 18, 834-843.
- Angermeier P.L. & Karr J.R. (1994). Biological integrity versus biological diversity as policy directives: protecting biotic resources. In: *Ecosystem management*. Springer, pp. 264-275.
- APHA (1998). Standard Methods for the examination of water and waste water American Public Health Association. In, p. 874.
- APHA (2005). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Association, Eaton Andrew D. American Water Works Association Water Environment Federation, Washington, D.C.
- Arenas Rodríguez A. (2015). Efectos letales y subletales en embriones y renacuajos de anuros expuestos a pH ácidos y básicos.
- Aust W.M., Tippet M.D., Burger J.A. & McKee W.H. (1995). Compaction and rutting during harvesting affect better drained soils more than poorly drained soils on wet pine flats. *Southern Journal of Applied Forestry*, 19, 72-77.
- Barbaro L.A., Karlanian M.A. & Mata D.A. (2014). Importancia del pH y la Conductividad Eléctrica (CE) en los sustratos para plantas. In: Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria.
- Barbour M.T., Stribling J.B. & Karr J.R. (1995). Multimetric approach for establishing biocriteria and measuring biological condition. *Biological assessment and criteria: Tools for water resource planning and decision making*, 63-77.
- Barile J., Escudero M. & Jara L. (2016). Efecto del pH sobre la supervivencia embrionaria, periodo embrionario y de eclosión de *Galaxias maculatus*. *Revista de biología marina y oceanografía*, 51, 181-185.
- Bedford B.I., Leopold D.J. & Gibbs J.P. (2011). Wetland Ecosystems. In: *Encyclopedia of Biodiversity* (ed. S.A. L). Academic Press Orlando, Florida, pp. 781-804.
- Bickford D., Howard S.D., Ng D.J. & Sheridan J.A. (2010). Impacts of climate change on the amphibians and reptiles of Southeast Asia. *Biodiversity and Conservation*, 19, 1043-1062.
- Biondini M. & Kandus P. (2006). Transition matrix analysis of land-cover change in the accretion area of the Lower Delta of the Paraná River (Argentina) reveals two succession pathways. *Wetlands*, 26, 981-991.
- Blaustein A.R. & Wake D.B. (1990). Declining amphibian populations: a global phenomenon? *Trends in Ecology & Evolution*, 5, 203-204.
- Blaustein A.R., Wake D.B. & Sousa W.P. (1994). Amphibian Declines: Judging Stability, Persistence, and Susceptibility of Populations to Local and Global Extinctions. *Conservation Biology*, 8, 60-71.
- Bó R. & Quintana R. (2013). PATRONES DE USO DE LA FAUNA SILVESTRE POR LAS SOCIEDADES HUMANAS ORIGINARIAS EN LOS HUMEDALES DEL DELTA DEL

- RÍO PARANÁ Y SECTORES ADYACENTES. *Cuadernos del Instituto Nacional de Antropología y Pensamiento Latinoamericano—Series Especiales*, 1.
- Bó R.F., Quintana R.D., Courtalón P., Astrada E., Bolkovic M.L., Coco G.L. & Magnano A. (2010). Efectos de los cambios en el régimen hidrológico por las actividades humanas sobre la vegetación y la fauna silvestre del Delta del Río Paraná. *Endicamientos y terraplenes en el Delta del Paraná. Situación, efectos ambientales y marco jurídico*. Buenos Aires: Fundación Humedales/Wetlands International, 33-63.
- Bollen A. (2014). Grazing in wetlands: aboveground and belowground responses to herbivory. In.
- Bonfils C.G. (1962). *Los Suelos del delta del rio Parana. Factores generadores, clasificación y uso*.
- Borcard D., Gillet F. & Legendre P. (2011). *Numerical ecology with R*. Springer Science & Business Media.
- Borodowski E. (2006). Álamos y sauces en el Delta del Paraná: situación del sector y silvicultura. *Actas de las I Jornadas Argentinas de Salicáceas, Buenos Aires, Argentina*, 61-70.
- Borodowski F. & Suárez R. (2005). Caracterización forestal de la región del Delta del Paraná. In: *Proyecto Forestal de Desarrollo* (ed. Delta DN), p. 8.
- Bot A. & Benites J. (2005). *The importance of soil organic matter: key to drought-resistant soil and sustained food production*. Food & Agriculture Org.
- Braun Blanquet J. (1979). Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales. H. Blume. In.
- Bridgewater P. & Backshall D. (1981). Dynamics of some Western Australian ligneous formations with special reference to the invasion of exotic species. In: *Vegetation dynamics in grasslands, heathlands and mediterranean ligneous formations*. Springer, pp. 141-148.
- Brinson M.M. (1993). A hydrogeomorphic classification for wetlands. In: EAST CAROLINA UNIV GREENVILLE NC.
- Brinson M.M. & Malvárez A.I. (2002). Temperate freshwater wetlands: types, status, and threats. *Environmental conservation*, 29, 115-133.
- Burkart A. (1957). Ojeada sinóptica sobre: La vegetación del Delta del Río Paraná. *Darwiniana*, 11, 457-561.
- Calderón-Patrón J.M., Moreno C.E. & Zuria I. (2012). La diversidad beta: medio siglo de avances. *Revista mexicana de biodiversidad*, 83, 879-891.
- Campbell D. & Henshall K. (1991). Soil analysis. *Soil Analysis: Physical Methods*. New York: Marcel Dekker, 620.
- Cárdenas A.Y., Reyes B., Ríos N., Woo A., Ramírez E. & Ibrahim M. (2007). Impacto de los sistemas silvopastoriles en la calidad del agua de dos microcuencas ganaderas de Matiguás, Nicaragua. 2007, 13.
- Carey C. & Alexander M.A. (2003). Climate change and amphibian declines: is there a link? *Diversity and Distributions*, 9, 111-121.
- Carignan V. & Villard M.-A. (2002). Selecting Indicator Species to Monitor Ecological Integrity: A Review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 78, 45-61.
- Carlson R.E. (1977). A trophic state index for lakes1. *Limnology and Oceanography*, 22, 361-369.
- Casar L.P. (2016). Silvopastoril, un sistema en expansión en la Argentina. *RIA. Revista de Investigaciones Agropecuarias*, 42, 120-124.
- Casasús I., Bernués A., Sanz A., Villalba D., Riedel J. & Revilla R. (2007). Vegetation dynamics in Mediterranean forest pastures as affected by beef cattle grazing. *Agriculture, ecosystems & environment*, 121, 365-370.
- Casaubon E.A., Cornaglia P.S., Peri P.L., Gatti M.L., Clavijo M.P., Borodowski E.D. & Cueto G.R. (2016). Silvopastoral Systems in the Delta Region of Argentina. In: *Silvopastoral Systems in*

- Southern South America* (eds. Peri PL, Dube F & Varella A). Springer International Publishing Cham, pp. 41-62.
- Casaubon E.A., Gurini L.B. & Cueto G.R. (2001). Diferente calidad de estación en una plantación de *Populus deltoides* cv Catfish 2 del Bajo Delta bonaerense del Río Paraná (Argentina). *Forest Systems*, 10, 217-231.
- Ceballos D. (2011). El reemplazo de pastizales anegadizos por plantaciones de álamos con suelos drenados en el Bajo Delta del Río Paraná: cambios físicos y biogeoquímicos en el suelo y en el ecosistema. *Maestría, UBA, Buenos Aires*.
- Cerrillo T. & Ortiz S. (2009). Mejoramiento genético del sauce-Resultados de ensayos comparativos a edad temprana. In: *Actas del XIII Congreso Forestal Mundial. Buenos Aires, Argentina. 10pp.*
- Civeira G. (2012). Recopilación sobre los efectos del glifosato en agroecosistemas. *Instituto de Suelo, INTA Castelar. HERRERO, MARÍA A. & GIL, SUSANA B.*(2008)“Consideraciones ambientales de la intensificación en Producción Animal”. En: *Ecología Austral*, 18.
- Colwell R.K., Chao A., Gotelli N.J., Lin S.-Y., Mao C.X., Chazdon R.L. & Longino J.T. (2012). Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages. *Journal of plant ecology*, 5, 3-21.
- Colwell R.K., Mao C.X. & Chang J. (2004). Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves. *Ecology*, 85, 2717-2727.
- Collins J.P. (2010). Amphibian decline and extinction: What we know and what we need to learn. *Diseases of Aquatic Organisms*, 92, 93-99.
- Connell J.H. (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199, 1302-1310.
- Cook C. (1990). *Aquatic plant book* SPB Academic Publishing, The Hague.
- Corbelli J.M., Zurita G.A., Filloy J., Galvis J.P., Vespa N.I. & Bellocq I. (2015). Integrating taxonomic, functional and phylogenetic beta diversities: interactive effects with the biome and land use across taxa. *PloS one*, 10, e0126854.
- Cortes-Gomez A., Ruiz-Agudelo C.A., Valencia-Aguilar A. & Ladle R.J. (2015). Ecological functions of neotropical amphibians and reptiles: a review. *Universitas Scientiarum*, 20, 229-245.
- Costanza R., d'Arge R., De Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V. & Paruelo J. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253.
- Cowardin L.M., Carter V., Golet F.C. & LaRoe E.T. (1979). Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States. In: US Department of the Interior, US Fish and Wildlife Service.
- Cumming G., Fidler F. & Vaux D.L. (2007). Error bars in experimental biology. *The Journal of cell biology*, 177, 7-11.
- Chaneton E.J. & Lavado R.S. (1996). Soil Nutrients and Salinity after Long-Term Grazing Exclusion in a Flooding Pampa Grassland. *Journal of Range Management*, 49, 182-187.
- Chungu D., Muimba-Kankolongo A., Wingfield M.J. & Roux J. (2010). Plantation forestry diseases in Zambia: contributing factors and management options. *Annals of forest science*, 67, 802.
- Da Silva F.R., Candeira C.P. & de Cerqueira Rossa-Feres D. (2012). Dependence of anuran diversity on environmental descriptors in farmland ponds. *Biodiversity and Conservation*, 21, 1411-1424.
- da Silva F.R., Gibbs J.P. & de Cerqueira Rossa-Feres D. (2011). Breeding habitat and landscape correlates of frog diversity and abundance in a tropical agricultural landscape. *Wetlands*, 31, 1079-1087.
- DeNicola D.M. & Stapleton M.G. (2016). Using macroinvertebrates to assess ecological integrity of streams remediated for acid mine drainage. *Restoration Ecology*, 24, 656-667.

- Dexter A.R. (2004). Soil physical quality: Part I. Theory, effects of soil texture, density, and organic matter, and effects on root growth. *Geoderma*, 120, 201-214.
- Di Rienzo J., Casanoves F., Balzarini M., Gonzalez L., Tablada M. & Versión C. (2016). Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>.
- Domínguez E. & Fernández H.R. (2009). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo ^ eTucumán Tucumán.
- Dong M. & de Kroon H. (1994). Plasticity in Morphology and Biomass Allocation in *Cynodon dactylon*, a Grass Species Forming Stolons and Rhizomes. *Oikos*, 70, 99-106.
- Engelaar W.M., Matsumaru T. & Yoneyama T. (2000). Combined effects of soil waterlogging and compaction on rice (*Oryza sativa* L.) growth, soil aeration, soil N transformations and <sup>15</sup>N discrimination. *Biology and Fertility of Soils*, 32, 484-493.
- EPA U.S. (2002). Methods for Evaluating Wetland Condition: Developing Metrics and Indexes of Biological Integrity. In: Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency Washington, DC.
- Equihua Zamora M., García Alaniz N., Pérez-Maqueo O., Benítez Badillo G., Kolb M., Schmidt M., Equihua Benítez J., Maeda P. & Álvarez Palacios J. (2014). Integridad ecológica como indicador de la calidad ambiental. *Bioindicadores: Guardianes de nuestro futuro ambiental*, 695-718.
- Evans J. & Turnbull J.W. (2004). *Plantation forestry in the tropics: The role, silviculture, and use of planted forests for industrial, social, environmental, and agroforestry purposes*. Oxford University Press.
- Fennessy M.S. & Mitsch W.J. (2001). Effects of hydrology on spatial patterns of soil development in created riparian wetlands. *Wetlands Ecology and Management*, 9, 103-120.
- Fennessy S. (2002). Methods for evaluating wetland condition: using vegetation to assess environmental conditions in wetlands. *EPA 843-B-00-0002j*.
- Fracassi N. (2012). Diversidad de mamíferos y aves en forestaciones y pajonales de Salicáceas del Bajo Delta del río Paraná. In: Tesis de Magister en Recursos Naturales, Escuela de Graduados "Alberto Soriano", Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires (FAUBA), Buenos Aires, Argentina.
- Fracassi N.G., Pereira J.A., Mujica G., Hauri B. & Quintana R.D. (2017). Estrategias de conservación de la biodiversidad en paisajes forestales del Bajo Delta del Paraná-uniendo a los actores clave de la región. *Mastozoología neotropical*, 24, 59-68.
- Francesco Ficetola G. & De Bernardi F. (2004). Amphibians in a human-dominated landscape: the community structure is related to habitat features and isolation. *Biological Conservation*, 119, 219-230.
- Fredlund D.G. & Rahardjo H. (1993). *Soil mechanics for unsaturated soils*. John Wiley & Sons.
- Galafassi G.P. (2001). La pampeanización del Delta: Una perspectiva antropológica del proceso de transformación productiva, social y ambiental del Bajo Delta del Paraná: la relación entre naturaleza, sociedad y desarrollo.
- Gangenova E., Guzmán A. & Marangoni F. (2012). Diversidad de anfibios anuros del Parque Nacional El Palmar *Cuadernos de herpetología*, 26, 13-20.
- García Cabrera S. (2006). Uso y selección de hábitat del lobito de río, *Lontra longicaudis*, en una Forestación del Bajo Delta del Paraná. In: *Aquatic Botany*, p. 91.
- Gardiner J. (1994). Pressures on wetlands. In: *Wetlands Management International Conference* London: The Institution of Civil Engineers, pp. 1-23.
- Gardner R.C., Barchiesi S., Beltrame C., Finlayson C., Galewski T., Harrison I., Paganini M., Perennou C., Pritchard D., Rosenqvist A. & Walpole M. (2015). State of the World's Wetlands

- and Their Services to People: A Compilation of Recent Analyses. *Wetlands Management International Conference*, 21.
- Gebhardt S., Fleige H. & Horn R. (2010). Shrinkage processes of a drained riparian peatland with subsidence morphology. *Journal of soils and sediments*, 10, 484-493.
- Gersberg R., Elkins B., Lyon S. & Goldman C. (1986). Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands. *Water research*, 20, 363-368.
- Ghirardi R. & López J.A. (2017). *Anfibios de Santa Fe*.
- Ghirardi R., López J.A., Scarabotti P.A., Steciow M.M. & Perotti M.G. (2011). Primer registro del hongo quitridio en *Lithobates catesbeianus* de Argentina: especies exóticas y conservación. *Revista mexicana de biodiversidad*, 82, 1337-1339.
- Gómez L. & Ferrao F. (1986). Carta semidetallada de suelos del área Arroyo Ñancay-Brazo Largo. *Escala*, 1, 160.
- Gómez S.E. (2017). Análisis de las mortandades masivas de peces en el siglo 20, Argentina, Sud America. 2017, 28, 8.
- González G.L., Rossi C.A., Pereyra A.M., De Magistris A.A., Lacarra H.R. & Varela E.A. (2008). Determinación de la calidad forrajera en un pastizal natural de la región del delta bonaerense argentino. *Zootecnia tropical*, 26, 223-225.
- Gorham E. (1991). Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Ecological applications*, 1, 182-195.
- Gosselink J.G., Bayley S.E., Conner W.H. & Turner R.E. (1981). Ecological factors in the determination of riparian wetland boundaries. In: *Developments in Agricultural and Managed Forest Ecology*. Elsevier, pp. 197-220.
- Greenwood K. & McKenzie B. (2001). Grazing effects on soil physical properties and the consequences for pastures: a review. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 41, 1231-1250.
- Grosman F. & Sanzano P. (2016). Mortandades de *Pejerrey Odontesthes bonariensis* originadas por floraciones de cianobacterias en dos ambientes de Argentina. *Revista AquaTIC*.
- Guo Q. (1996). Effects of bannertail kangaroo rat mounds on small-scale plant community structure. *Oecologia*, 106, 247-256.
- Guzmán A. & Raffo L. (2011). Guía de los anfibios del Parque Nacional El Palmar y la Reserva Otamendi.
- Hadas A. (1990). Directional strength in aggregates as affected by aggregate volume and by a wet/dry cycle. *European Journal of Soil Science*, 41, 85-93.
- Hargreaves K., Milne R. & Cannell M. (2003). Carbon balance of afforested peatland in Scotland. *Forestry*, 76, 299-317.
- Harlan J.R. & de Wet J.M.J. (1969). Sources of Variation in *Cynodon dactylon* (L). Pers.1. *Crop Science*, 9, 774-778.
- Havens K.E. & Walker W.W. (2002). Development of a Total Phosphorus Concentration Goal in the TMDL Process for Lake Okeechobee, Florida (USA). *Lake and Reservoir Management*, 18, 227-238.
- Hedwall P.-O. & Brunet J. (2016). Trait variations of ground flora species disentangle the effects of global change and altered land-use in Swedish forests during 20 years. *Global Change Biology*, 22, 4038-4047.
- Heredia J. (2008). *Anfibios del Centro de Argentina*. L.O.L.A., Buenos Aires, Argentina.
- Herkovits J. & Perez-Coll C.S. (2003). AMPHITOX: a customized set of toxicity tests employing amphibian embryos. In: *Multiple stressor effects in relation to declining amphibian populations*. ASTM International.

- Heywood V.H. & Watson R.T. (1995). *Global biodiversity assessment*. Cambridge University Press Cambridge.
- Hocking D.J. & Babbitt K.J. (2014). Amphibian contributions to ecosystem services. *Herpetological Conservation and Biology*, 9, 1-17.
- Hofstede R. (2001). El impacto de las actividades humanas sobre el páramo. *Los páramos del Ecuador. Particularidades, problemas y perspectivas*. Abya Yala/Proyecto Páramo, Quito, Ecuador, 161-185.
- Hooper D.U., Chapin F., Ewel J., Hector A., Inchausti P., Lavorel S., Lawton J., Lodge D., Loreau M. & Naeem S. (2005). Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological monographs*, 75, 3-35.
- Hopkins W.A. (2007). Amphibians as models for studying environmental change. *Ilar Journal*, 48, 270-277.
- Houghton R.A. (2003). The contemporary carbon cycle. *Treatise on geochemistry*, 8, 473-513.
- Hurrell J., Bazzano D. & Delucchi G. (2006). *Biota Rioplatense XI. Dicotiledóneas herbáceas I nativas y exóticas*.
- Ibrahim M., Villanueva C. & Casasola F. (2007). Sistemas silvopastoriles como una herramienta para el mejoramiento de la productividad y rehabilitación ecológica de paisajes ganaderos en Centro América.
- INTA (1989). Mapa de Suelos de la Provincia de Buenos Aires. In. Secretaria de Agricultura, Ganadería y Pesca Argentina.
- Iriondo M. & Altamirano L. (1988). Delta del Parana. In: *Simposio Internacional sobre el Holoceno en America del Sur. Comision del Cuaternario de A. del Sur*.
- Jackson J.B., Kirby M.X., Berger W.H., Bjorndal K.A., Botsford L.W., Bourque B.J., Bradbury R.H., Cooke R., Erlandson J. & Estes J.A. (2001). Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *science*, 293, 629-637.
- Jansen A. & Healey M. (2003). Frog communities and wetland condition: relationships with grazing by domestic livestock along an Australian floodplain river. *Biological Conservation*, 109, 207-219.
- Jeppesen E., Sondergaard M., Sondergaard M. & Christofferson K. (2012). *The structuring role of submerged macrophytes in lakes*. Springer Science & Business Media.
- Jiménez A.A. (2000). Determinación de los parámetros físico-químicos de calidad de las aguas. *Revista interdisciplinar de gestión ambiental*, 2, 12-19.
- Jobbagy E.G. & Jackson R.B. (2004). Groundwater use and salinization with grassland afforestation. *Global Change Biology*, 10, 1299-1312.
- Jobbagy E.G. & Jackson R.B. (2004). The uplift of soil nutrients by plants: biogeochemical consequences across scales. *Ecology*, 85, 2380-2389.
- Jones D., Cocklin C. & Cutting M. (1995). Institutional and landowner perspectives on wetland management in New Zealand. *Journal of Environmental Management* 45, 143-161.
- Jose S. (2009). Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. *Agroforestry Systems*, 76, 1-10.
- Kalesnik F. & Kandel C. (2004). *Reserva de Biosfera Delta del Paraná. Formación en educación para el ambiente y el desarrollo*.
- Kalesnik F. & Malvárez A. (1996). Uso antrópico potencial de las especies vegetales nativas y naturalizadas del Bajo Delta del Río Paraná, Argentina. *Vida Silvestre Neotropical*, 5, 12-21.
- Kalesnik F. & Quintana R. (2006). Las especies invasoras en los sistemas de humedales del Bajo Delta del Río Paraná. . In: *La situación ambiental argentina 2005* (eds. Brown A, Martínez Ortiz U, Acerbi M & Corcuera J). Fundación Vida Silvestre Buenos Aires, Argentina, pp. 164-167.

- Kalesnik F., Valles L., Quintana R. & Aceñolaza P. (2008). Parches Relictuales de Selva en Galería (Monte Blanco) en la región del Bajo Delta del Río Paraná. In: *TEMAS DE LA BIODIVERSIDAD DEL LITORAL FLUVIAL ARGENTINO III* (ed. Aceñolaza FG) Tucumán, pp. 169-191.
- Kalesnik F.A. (2000). Relación entre las comunidades vegetales de los neoeosistemas de Albardón y la heterogeneidad ambiental del Bajo Delta del Río Paraná: Tendencias sucesionales y proyecciones sobre la composición futura. In. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires.
- Kandus P. (1997). Análisis de patrones de vegetación a escala regional en el Bajo Delta Bonaerense del Río Paraná (Argentina). In. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires.
- Kandus P. (1999). El concepto de sucesión vegetal y su aplicación en sistemas de humedales deltaicos. *Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica*, 173-184.
- Kandus P. & Malvárez A.I. (2004). Vegetation patterns and change analysis in the lower delta islands of the Paraná River (Argentina). *Wetlands*, 24, 620-632.
- Kandus P., Malvárez A.I. & Madanes N. (2003). Estudio de las comunidades de plantas herbáceas de las islas bonaerenses del Bajo Delta del Río Paraná (Argentina). *Darwiniana, nueva serie*, 41, 1-16.
- Kandus P. & Minotti P. (2010). Distribución de terraplenes y áreas endicadas en la región del Delta del Paraná. *Endicamientos y terraplenes en el Delta del Paraná: Situación, efectos ambientales y marco jurídico. Fundación para la Conservación y el Uso Sustentable de los Humedales. Buenos Aires, Argentina. Wetlands Internacional*, 15-32.
- Kandus P., Minotti P. & Borro M. (2011a). Contribuciones al conocimiento de los humedales del Delta del Río Paraná: herramientas para la evaluación de la sustentabilidad. In: (ed. Edita U). San Martín: Universidad Nacional de Gral. San Martín.
- Kandus P., Quintana R.D. & B R.F. (2006). *Patrones de paisajes y biodiversidad del Bajo Delta del Ro'Paran : mapa de ambientes*. Pablo casamajor.
- Kandus P., Quintana R.D., Minotti P.G., Oddi J.d.P., Baigún C., Trilla G.G. & Ceballos D. (2011b). Ecosistemas de humedal y una perspectiva hidrogeomórfica como marco para la valoración ecológica de sus bienes y servicios. *Valoración de servicios ecosistémicos: conceptos, herramientas y aplicaciones para el ordenamiento territorial. Ediciones Inta, Buenos Aires*, 265-292.
- Karr J. & Chu E. (1999). Restoring life in running waters: Better biological monitoring Island Press Washington. *DC Google Scholar*.
- Karr J.R. (2000). Health, integrity, and biological assessment: The importance of measuring whole things. *Ecological integrity: Integrating environment, conservation, and health*, 209.
- Karr J.R. & Dudley D.R. (1981). Ecological perspective on water quality goals. *Environmental management*, 5, 55-68.
- Kay J.J. (1991). A nonequilibrium thermodynamic framework for discussing ecosystem integrity. *Environmental management*, 15, 483-495.
- Keddy P. & Fraser L.H. (2000). Four general principles for the management and conservation of wetlands in large lakes: the role of water levels, nutrients, competitive hierarchies and centrifugal organization. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 5, 177-185.
- Keddy P.A. (2010). *Wetland ecology: principles and conservation*. Cambridge University Press, United States of America, New York.
- Keller T. & Håkansson I. (2010). Estimation of reference bulk density from soil particle size distribution and soil organic matter content. *Geoderma*, 154, 398-406.



- Kingsford R.T. (2000). Ecological impacts of dams, water diversions and river management on floodplain wetlands in Australia. *Austral Ecology*, 25, 109-127.
- Kool D.M., Buurman P. & Hoekman D.H. (2006). Oxidation and compaction of a collapsed peat dome in Central Kalimantan. *Geoderma*, 137, 217-225.
- Lahitte H., Hurrell J., Jankowski L., Bazzano D., Sáenz A., Tourn M. & Roitman G. (2000). Plantas trepadoras. *Nativas y Exóticas. Biota Rioplatense V. Inventario de la biota de la región del Delta del Paraná, Isla Martín García y Ribera Platense. Literature of Latin America (LOLA). Buenos Aires, Argentina.*
- Lal R. (2007). Carbon management in agricultural soils. *Mitigation and adaptation strategies for global change*, 12, 303-322.
- Laliberté E. & Legendre P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91, 299-305.
- Lavorel S. & Grigulis K. (2012). How fundamental plant functional trait relationships scale-up to trade-offs and synergies in ecosystem services. *Journal of Ecology*, 100, 128-140.
- Ledesma C., Bonansea M., Rodríguez C.M. & Sánchez Delgado A.R. (2013). Determinación de indicadores de eutrofización en el embalse Río Tercero, Córdoba (Argentina). *Revista Ciência Agronômica*, 44, 419-425.
- Leung A.K., Garg A., Coe J.L., Ng C.W.W. & Hau B.C.H. (2015). Effects of the roots of *Cynodon dactylon* and *Schefflera heptaphylla* on water infiltration rate and soil hydraulic conductivity. *Hydrological Processes*, 29, 3342-3354.
- Lima W. (1996). *Impacto ambiental del Eucalipto.*, Sao Paulo.
- Lips K.R., Reaser J.K., Young B. & Ibañez R. (1999). El monitoreo de anfibios en América Latina: Un manual para coordinar esfuerzos. *The nature conservancy*, 2.
- Madanes N. & De Micheli A.T. (2011). Adaptaciones de las plantas que habitan el Bajo Delta Insular del río Paraná. In: *El Patrimonio natural y cultural del Bajo Delta Insular del Río Paraná. Bases para su conservación y uso sostenible*. (eds. Quintana R, Valentina Villar M, Astrada E, Saccone P & Mazof S).
- Magnano A. (2017). Efectos de las actividades ganaderas sobre un ecosistema de humedal del Delta del río Paraná. In: *Departamento de Ecología, Genética y Evolución. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales*. Universidad de Buenos Aires Argentina, p. 177.
- Magnano A.L., Nanni A.S., Krug P., Astrada E., Vicari R. & Quintana R.D. (2018). Effects of livestock exclusion on density, survival and biomass of the perennial sagebrush grass *Hymenachne pernambucense* (Poaceae) from a temperate fluvial wetland. *Acta Oecologica*, 86, 72-78.
- MAGyP M.d.A., Ganadería y Pesca (2010). Mapa de plantaciones forestales 2008-2009. Bajo Delta Bonaerense y Entrerriano. Área de Sistema de Información Geográfica e Inventario Forestal. . In. Dirección de Producción Forestal.
- MAGyP M.d.A., Ganadería y Pesca (2011). Programa de servicios agrícolas provinciales. Proyecto desarrollo sustentable del Delta Bonaerense Anexo VI. In: Argentina.
- Mahecha L. (2002). El silvopastoreo: una alternativa de producción que disminuye el impacto ambiental de la ganadería bovina. *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias*, 15, 226-231.
- Major W., Grue C., Gardner S. & Grassley J. (2003). Concentrations of glyphosate and AMPA in sediment following operational applications of Rodeo® to control smooth cordgrass in Willapa Bay, Washington, USA. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, 71, 912-918.
- Maltby E. & Immirzi P. (1993). Carbon dynamics in peatlands and other wetland soils regional and global perspectives. *Chemosphere*, 27, 999-1023.

- Malvárez A.I. (1999). El Delta del Río Paraná como mosaico de humedales. *Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica*, 35-54.
- Malvárez A.I. & Bó R.F. (2004). *Documentos del curso taller "Bases ecológicas para la clasificación e inventario de humedales en Argentina"*. Buenos Aires.
- Mancera P. J.E. & Vidal V. L.A. (1994). FLORECIMIENTO DE MICROALGAS RELACIONADO CON MORTANDAD MASIVA DE PECES EN EL COMPLEJO LAGUNAR CIÉNAGA GRANDE DE SANTA MARTA, CARIBE COLOMBIANO. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras - INVEMAR*, 23, 103-117.
- Maraseni T.N. & Pandey S.S. (2014). Can vegetation types work as an indicator of soil organic carbon? An insight from native vegetations in Nepal. *Ecological Indicators*, 46, 315-322.
- Margalef R. (1983). Limnologia. Barcelona. *Omega*, 1.
- Marker A. (1980). The measurement of photosynthetic pigments in freshwaters and standardization of methods: conclusions and recommendations. *Arch Hydrobiol Beih*, 14, 91-106.
- Marsh D.M., Cosentino B.J., Jones K.S., Apodaca J.J., Beard K.H., Bell J.M., Bozarth C., Carper D., Charbonnier J.F. & Dantas A. (2017). Effects of roads and land use on frog distributions across spatial scales and regions in the Eastern and Central United States. *Diversity and Distributions*, 23, 158-170.
- Mason N.W., Lanoiselée C., Mouillot D., Wilson J.B. & Argillier C. (2008). Does niche overlap control relative abundance in French lacustrine fish communities? A new method incorporating functional traits. *Journal of Animal Ecology*, 77, 661-669.
- Mazzeo N., Gorga J., Crosa D., Ferrando J. & Pintos W. (1995). Spatial and Temporal Variation of Physicochemical Parameters in a Shallow Reservoir Seasonally Covered by *Pistia stratiotes* L. in Uruguay. *Journal of Freshwater Ecology*, 10, 141-149.
- McNabb D., Startsev A. & Nguyen H. (2001). Soil wetness and traffic level effects on bulk density and air-filled porosity of compacted boreal forest soils. *Soil Science Society of America Journal*, 65, 1238-1247.
- Meerhoff M. & Mazzeo N. (2004). *Importancia de las plantas flotantes libres de gran porte en la conservación y rehabilitación de lagos someros de Sudamérica*.
- Megonigal J., Mines M. & Visscher P. (2005). Linkages to trace gases and aerobic processes. *Biogeochemistry*, 8, 350-362.
- Mesa L.M., Maldini C., Mayora G., Saigo M., Marchese M. & Giri F. (2016). Decomposition of cattle manure and colonization by macroinvertebrates in sediment of a wetland of the Middle Paraná River. *Journal of Soils and Sediments*, 16, 2316-2325.
- Micacchion M. (2002). Amphibian index of biotic integrity (AmphIBI) for wetlands. *Final Report EPA Grant n°CD985875-01, Ohio*.
- Miglioranza K.S.B., de Moreno J.E.A. & Moreno V.c.J. (2004). Organochlorine pesticides sequestered in the aquatic macrophyte *Schoenoplectus californicus* (C.A. Meyer) Soják from a shallow lake in Argentina. *Water Research*, 38, 1765-1772.
- Milchunas D., Sala O. & Lauenroth W.K. (1988). A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. *The American Naturalist*, 132, 87-106.
- Miller S.J., Wardrop D.H., Mahaney W.M. & Brooks R.P. (2006). A plant-based index of biological integrity (IBI) for headwater wetlands in central Pennsylvania. *Ecological Indicators*, 6, 290-312.
- Minotti P.G., Baigún C., Kandus P., Quintana R.D., Borro M., Schivo F., Morandeira N., Gramuglia P. & Brancolini F. (2010). Servicios ecosistémicos en la ecorregión del Delta del Paraná: Consideraciones sobre usos y tendencias y criterios para su conservación. *Estrategias integradas de mitigación y adaptación a cambios globales PIUBAC-CYTED*, Buenos Aires, 259-272.

- Minotti P.G. & Kandus P. (2013). Actualización y Profundización del Mapa de Endicamientos y Terraplenes de la Región del Delta del Paraná — 2013. In.
- Mitsch, W.J. & Gosselink J.G. (1993). *Wetlands*, Van Nostrand Reinhold, New York, USA.
- Mitsch W.J. & Ewel K.C. (1979). Comparative biomass and growth of cypress in Florida wetlands. *American Midland Naturalist*, 417-426.
- Molina C. & Péfaur J.E. (2010). Declinación de poblaciones de anfibios: Una revisión bibliográfica comentada (1960-2000).
- Morelli E. & Verdi A. (2014). Diversidad de macroinvertebrados acuáticos en cursos de agua dulce con vegetación ribereña nativa de Uruguay. *Revista mexicana de biodiversidad*, 85, 1160-1170.
- Moreno C.E. & Halffter G. (2001). Spatial and temporal analysis of  $\alpha$ ,  $\beta$  and  $\gamma$  diversities of bats in a fragmented landscape. *Biodiversity & Conservation*, 10, 367-382.
- Morrás H. (2008). El suelo la delgada piel del planeta. *Ciencia Hoy*.
- Mostacedo B. & Fredericksen T.S. (2000). *Manual de métodos básicos de muestreo y análisis en ecología vegetal*. BOLFOR, Santa Cruz, Bolivia.
- Mouillot D., Dumay O. & Tomasini J.A. (2007). Limiting similarity, niche filtering and functional diversity in coastal lagoon fish communities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71, 443-456.
- Murphy M., Laiho R. & Moore T.R. (2009). Effects of water table drawdown on root production and aboveground biomass in a boreal bog. *Ecosystems*, 12, 1268-1282.
- Mush E. (1980). Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. *Arch. Hydrobiol. Beih*, 14, 14-36.
- Nacional S.M. (1980). Estadística Climatológica. In: *Progress in natural science* (ed. n°6 B). Fuerza Aérea Argentina Buenos Aires, Argentina, p. 156.
- Nanni A. (2017). Análisis de las comunidades de Carabidae y Afodiidae (Insecta, Coleóptera) bajo diferentes usos del suelo en el Bajo Delta del río Paraná. In: *Facultad de Ciencias Exactas y Naturales*. Universidad de Buenos Aires.
- Neiff J., Iriondo M. & Carignan R. (1994). Large tropical South American wetlands: an overview. In: *Proc. of the Internat. Workshop on the Ecology and Management of Aquatic-Terrestrial Ecotones*, pp. 156-165.
- Neiff J.J. (1999). El régimen de pulsos en ríos y grandes humedales de Sudamérica. *Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica*, 229.
- Neiff J.J. & Malvárez A.I. (2004). Grandes humedales fluviales. *Documentos del Curso Taller Bases Ecológicas para la clasificación e inventario de humedales en Argentina (AI Malvárez y RF Bó, comp.)*. Buenos Aires, 77-85.
- Nosetto M., Jobbágy E. & Paruelo J. (2006). Carbon sequestration in semi-arid rangelands: comparison of *Pinus ponderosa* plantations and grazing exclusion in NW Patagonia. *Journal of Arid Environments*, 67, 142-156.
- Ohep N. & Herrera S. (1985). Impacto de las plantaciones de coníferas sobre la vegetación originaria del páramo de Mucubají.
- Olila O., Reddy K. & Stites D. (1997). Influence of draining on soil phosphorus forms and distribution in a constructed wetland. *Ecological Engineering*, 9, 157-169.
- Orozco Barrenetxea C., Pérez Serrano A., González Delgado M.N., Rodríguez Vidal F.J. & Alfayate Blanco J.M. (2003). *Contaminación ambiental: Una visión desde la química*, Madrid, España.
- Ortega M., Velasco J., Millán A. & Guerrero C. (2004). An ecological integrity index for littoral wetlands in agricultural catchments of semiarid Mediterranean regions. *Environmental management*, 33, 412-430.

- Özkundakci D., Hamilton D.P., Kelly D., Schallenberg M., de Winton M., Verburg P. & Trolle D. (2014). Ecological integrity of deep lakes in New Zealand across anthropogenic pressure gradients. *Ecological Indicators*, 37, 45-57.
- Parrish J.D., Braun D.P. & Unnasch R.S. (2003). Are we conserving what we say we are? Measuring ecological integrity within protected areas. *BioScience*, 53, 851-860.
- Paruelo J.M., Guerschman J.P., Piñeiro G., Jobbagy E.G., Verón S.R., Baldi G. & Baeza S. (2006). Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: marcos conceptuales para su análisis. *agrociencia*, 10, 47-61.
- Pérez G.R. & Restrepo J.J.R. (2008). *Fundamentos de limnología neotropical*. Universidad de Antioquia.
- Pérez H.Á., Ibañez S.G. & Rosas-Acevedo J.L. (2015). Análisis de Componentes Principales, como herramienta para interrelaciones entre variables fisicoquímicas y biológicas en un ecosistema léntico de Guerrero, México. *Revista Iberoamericana de Ciencias*, 2.
- Petchey O.L. & Gaston K.J. (2002). Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters*, 5, 402-411.
- Petray E. (2000). Las actividades relativas al cultivo y la utilización del álamo y del sauce. Período 1966-1999. In. Comisión Nacional del Álamo de Argentina.
- Peverly J.H. & Wang T. (1995). Growth and trace metal absorption by *Phragmites australis* in wetlands constructed for landfill leachate treatment. *Ecological Engineering*, 5, 21-35.
- Pezo D. & Ibrahim M. (1999). *Sistemas silvopastoriles*. CATIE.
- Pinheiro J.C. & Bates D.M. (2000). Mixed-effects models in S and S-PLUS Springer. *New York*.
- Pinilla G.A.P.A. (1998). *Indicadores biológicos en ecosistemas acuáticos continentales de Colombia: compilación bibliográfica*. U. Jorge Tadeo Lozano.
- Pollet I. & Bendell-Young L.I. (2000). Amphibians as indicators of wetland quality in wetlands formed from oil sands effluent. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19, 2589-2597.
- Pollock M.M., Naiman R.J. & Hanley T.A. (1998). Plant species richness in riparian wetlands—a test of biodiversity theory. *Ecology*, 79, 94-105.
- PySek P. (1995). On the terminology used in plant invasion studies. *Plant invasions: general aspects and special problems*, 71-81.
- Quintana R., Bó R., Merler J., Minotti P. & Malvárez A. (1992). Situación y uso de la fauna silvestre en la región del Bajo Delta del río Paraná, Argentina. *Iheringia, Ser. Zool*, 73, 13-33.
- Quintana R.D. & Bó R.F. (2010). Caracterización general de la región del Delta del Paraná. *Endicamientos y terraplenes en el Delta del Paraná: Situación, efectos ambientales*, 5.
- Quintana R.D. & Bó R.F. (2011). ¿Por qué el Delta del Paraná es una región única dentro del territorio de la Argentina? . In: *El Patrimonio natural y cultural del Bajo Delta Insular del Río Paraná. Bases para su conservación y uso sostenible* (ed. otros RDQy), pp. 43-53.
- Quintana R.D., Bó R.F., Astrada E. & Reeves C. (2014). Lineamientos para una ganadería ambientalmente sustentable en el Delta del Paraná. *Fundación para la Conservación y el Uso Sustentable de los Humedales, Argentina, Buenos Aires*.
- Quintana R.D., Malzof S., Laura , Villar M.V., Saccone P.L., Astrada E., Prado W., Rosenfeldt S. & Brancolini F. (2012). *Plantas, animales y hongos de las islas : una introducción a la biodiversidad del Bajo Delta del Río Paraná*. Aprendelta. Buenos Aires.
- Ramírez A., Restrepo R. & Cardeñoso M. (1999). ÍNDICES DE CONTAMINACIÓN PARA CARACTERIZACIÓN DE AGUAS CONTINENTALES Y VERTIMIENTOS. FORMULACIONES. *CT&F - Ciencia, Tecnología y Futuro*, 1, 89-99.

- Ramírez A., Restrepo R. & Viña G. (1997). CUATRO ÍNDICES DE CONTAMINACIÓN PARA CARACTERIZACIÓN DE AGUAS CONTINENTALES. FORMULACIONES Y APLICACIÓN. *CT&F - Ciencia, Tecnología y Futuro*, 1, 135-153.
- Reeves P. & Champion P. (2004). Effects of livestock grazing on wetlands. *National Institute of Water and Atmospheric Research Ltd., No. EVW042732004*.
- Rengasamy P. (2010). Soil processes affecting crop production in salt-affected soils. *Functional Plant Biology*, 37, 613-620.
- Reynolds W., Bowman B., Drury C., Tan C. & Lu X. (2002). Indicators of good soil physical quality: density and storage parameters. *Geoderma*, 110, 131-146.
- Rice K., Mazzotti F., Waddles J. & Conill M. (2006). Uso de Anfibios como Indicadores del Exito de la Restauracion de Ecosistemas. *Universidad de la Florida. Wildlife Ecology and Conservation*.
- Ringuelet (1961). Rasgos Fundamentales de la Zoogeografía Argentina. *Physis*, 22, 151-170.
- Ríos N., Cárdenas A.Y., Andrade H., Ibrahim M., Jiménez F., Sancho F., Ramírez E., Reyes B. & Woo A. (2007). Escorrentía superficial e infiltración en sistemas ganaderos convencionales y silvopastoriles en el trópico subhúmedo de Nicaragua y Costa Rica. *Agroforestería en las Américas*, 45, 66-71.
- Rodrigo M., Rojo C., Armengol X. & Mañá M. (2001). Heterogeneidad espacio-temporal de la calidad del agua en un humedal costero: El Marjal de la Safor (Valencia). *limnetica*, 20, 329-339.
- Rodríguez-Mahecha J.V., Angulo A., Rueda-Almonacid J.V. & La Marca E. (2006). *Técnicas de inventario y monitoreo para los anfibios de la región tropical andina*. Conservación Internacional.
- Rodríguez M., Álvarez J., Pascual M.R. & Sal A.G. (2011). Variaciones en la estructura aérea y subterránea de pastos de montaña según el grado de aprovechamiento. *Pastos*, 17, 348-361.
- Rossi C.A., De Magistris A.A., González G.L., Carou N.E. & De Loof E.P. (2014). *Plantas de interés ganadero de la región del Bajo Delta del Paraná (Argentina)*. First edn. UNLZ. Facultad de Ciencias Agrarias.
- Rovdan E., Witkowska-Walczak B., Walczak R. & Slawinski C. (2002). Changes in the hydrophysical properties of peat soils under anthropogenic evolution. *International agrophysics*, 16, 219-226.
- Rowe C.L., Hopkins W.A. & Bridges C. (2003). Physiological ecology of amphibians in relation to susceptibility to natural and anthropogenic factors. *Amphibian decline: an integrated analysis of multiple stressor effects*, 9-57.
- SAGPyA (1999). Estado del avance del 1. Inventario de bosques cultivados a marzo de 1999: Informe de consultoría. In. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación Buenos Aires, Argentina.
- SAGPyA (2001). Argentina, investment opportunities in plantation forests. In. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentación Buenos Aires, Argentina.
- Sculthorpe C.D. (1967). *Biology of aquatic vascular plants*. St. Martin's Press, London.
- Scherer-Lornzen M. (2005). Biodiversity and ecosystem functioning: basic principles. In: *Biodiversity: Structure and Function*. Eolss Reino Unido.
- Schivo F.M. (2015). Modelos de respuestas de anfibios frente a cambios ambientales en humedales de Corrientes. In. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires.
- Schlatter J.E. (1993). Fertilidad del suelo, conceptos y su aplicación en la actividad forestal. In: *Charlas y conferencias 8, Facultad de Ciencias Forestales*. Universidad Austral de Chile Valdivia, Chile, pp. 76-86.

- Schoenholtz S.H., Miegroet H.V. & Burger J.A. (2000). A review of chemical and physical properties as indicators of forest soil quality: challenges and opportunities. *Forest Ecology and Management*, 138, 335-356.
- Semlitsch R.D. & Bodie J.R. (2003). Biological Criteria for Buffer Zones around Wetlands and Riparian Habitats for Amphibians and Reptiles  
Criterios Biológicos para Zonas de Amortiguamiento Alrededor de Hábitats de Humedales y Riparios para Anfibios y Reptiles. *Conservation Biology*, 17, 1219-1228.
- Sica Y., Quintana R., Radeloff V. & Gavier-Pizarro G. (2016). Wetland loss due to land use change in the Lower Paraná River Delta, Argentina. *Science of the Total Environment*, 568, 967-978.
- Sica Y.V. (2016). Cambios en el uso del suelo y sus efectos a diferentes escalas espaciales y temporales sobre la diversidad de aves en el Bajo Delta del río Paraná. In. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires.
- Sirombra M.G. & Mesa L.M. (2012). A method for assessing the ecological quality of riparian forests in subtropical Andean streams: QBRY index. *Ecological Indicators*, 20, 324-331.
- Sommaruga R., Crosa D. & Mazzeo N. (1993). Study on the Decomposition of *Pistia stratiotes* L. (Araceae) in Cisne Reservoir, Uruguay. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 78, 263-272.
- Sotelo M., Suárez Salazar J.C., Álvarez Carrillo F., Castro Núñez A., Calderón Soto V.H. & Arango J. (2017). Sistemas sostenibles de producción ganadera en el contexto amazónico Sistemas silvopastoriles: ¿una opción viable? In. Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT).
- Stebbins R.C. (1997). *A natural history of amphibians*. Princeton University Press.
- Suárez R.P., Zaccagnini M.E., Babbitt K.J., Calamari N.C., Natale G.S., Cerezo A., Codugnello N., Boca T., Damonte M.J., Vera-Candioti J. & Gavier-Pizarro G.I. (2016). Anuran responses to spatial patterns of agricultural landscapes in Argentina. *Landscape ecology*, 31, 2485-2505.
- Taboada M. & Alvarez C.R. (2008). Fertilidad física de los suelos. In. Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires (Argentina). Facultad de Agronomía.
- Talukdar S. & Pal S. (2017). Impact of dam on inundation regime of flood plain wetland of punarbhava river basin of barind tract of Indo-Bangladesh. *International Soil and Water Conservation Research*, 5, 109-121.
- Tanner C.C., Sukias J.P. & Upsdell M.P. (1998). Organic matter accumulation during maturation of gravel-bed constructed wetlands treating farm dairy wastewaters. *Water Research*, 32, 3046-3054.
- Tarnocai C. (2006). The effect of climate change on carbon in Canadian peatlands. *Global and planetary Change*, 53, 222-232.
- Tavera S. (1985). Criterios para la interpretación y aprovechamiento de los reportes de laboratorio para las áreas de asistencia técnica. In. Publicación.
- Team R. (2015). RStudio: integrated development for R. *RStudio, Inc., Boston, MA* URL <http://www.rstudio.com>.
- Team R.C. (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2016. In.
- Teels B.M. & Adamus P.R. (2002). *Methods for evaluating wetland condition: Developing metrics and indexes of biological integrity*. US Environmental Protection Agency, Office of Science and Technology and Office of Wetlands, Oceans and Watersheds.
- Thomas C.D., Cameron A., Green R.E., Bakkenes M., Beaumont L.J., Collingham Y.C., Erasmus B.F., De Siqueira M.F., Grainger A. & Hannah L. (2004). Extinction risk from climate change. *Nature*, 427, 145-148.
- Tilman D. (1982). *Resource competition and community structure*. Princeton university press.

- Tilman D., Knops J., Wedin D., Reich P., Ritchie M. & Siemann E. (1997). The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science*, 277, 1300-1302.
- Travieso-Bello A.C., Moreno-Casasola P. & Campos A. (2005). Efecto de diferentes manejos pecuarios sobre el suelo y la vegetación en humedales transformados a pastizales. *Interciencia*, 30.
- Tscharntke T., Tylianakis J.M., Rand T.A., Didham R.K., Fahrig L., Batary P., Bengtsson J., Clough Y., Crist T.O. & Dormann C.F. (2012). Landscape moderation of biodiversity patterns and processes-eight hypotheses. *Biological Reviews*, 87, 661-685.
- Vallarino E.A. (2002). La comunidad bentónica intermareal de *Brachidontes rodriguezii* (D'Orb.) y su relación con el efluente cloacal de la ciudad de Mar del Plata (38° S). [The intertidal benthonic community *Brachidontes rodriguezii* (D'Orb.) and its relations with the city of Mar del Plata sewage disposal (38° S)].
- Vallone R., Ostinelli M. & Carreira D. (2007). Primer ensayo de comparación interlaboratorios. . In. RISLAV.
- Van den Broeck M., Waterkeyn A., Rhazi L., Grillas P. & Brendonck L. (2015). Assessing the ecological integrity of endorheic wetlands, with focus on Mediterranean temporary ponds. *Ecological Indicators*, 54, 1-11.
- Van Der Hammen T. (1997). El bosque de Condalia. *Caldasia*, 19, 355-359.
- Vasconcelos T., Santos T.d., Rossa-Feres D. & Haddad C.F.B. (2009). Influence of the environmental heterogeneity of breeding ponds on anuran assemblages from southeastern Brazil. *Canadian Journal of Zoology*, 87, 699-707.
- Vélez Restrepo L.A. & Gómez Sal A. (2008). Un marco conceptual y analítico para estimar la integridad ecológica a escala de paisaje. 2008, 184, 14.
- Vera M.S. (2011). Impacto del glifosato y algunos de sus formulados comerciales sobre el perifiton de agua dulce. In. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires.
- Vicari R., Kandus P., Pratolongo P. & Burghi M. (2011). Carbon budget alteration due to landcover-landuse change in wetlands: the case of afforestation in the Lower Delta of the Paraná River marshes (Argentina). *Water and Environment Journal*, 25, 378-386.
- Villanueva C., Ibrahim M., Casasola F., Ríos N. & Sepúlveda C. (2009). Sistemas silvopastoriles: una herramienta para la adaptación al cambio climático de las fincas ganaderas en América Central. *Políticas y sistemas de incentivos para el fomento y adopción de buenas prácticas agrícolas*, 103.
- Wake D.B. & Vredenburg V.T. (2008). Are we in the midst of the sixth mass extinction? A view from the world of amphibians. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105, 11466-11473.
- Weiher E. (2003). Species richness along multiple gradients: testing a general multivariate model in oak savannas. *Oikos*, 101, 311-316.
- Wells K.D. (2010). *The ecology and behavior of amphibians*. University of Chicago Press.
- Westra L., Miller P., Karr J.R., Rees W.E. & Ulanowicz R.E. (2000). Ecological integrity and the aims of the global integrity project. *Ecological integrity: Integrating environment, conservation, and health*, 25.
- Wetzel R.G. (1990). Land-water interfaces: metabolic and limnological regulators. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 24, 6-24.
- Whitten K.W., Gailey K.D., Davis R.E., de Sandoval M.T.A.O. & Muradás R.M.G. (1992). *Química general*. McGraw-Hill.
- Wösten J., Ismail A. & Van Wijk A. (1997). Peat subsidence and its practical implications: a case study in Malaysia. *Geoderma*, 78, 25-36.

- WRC. Monitoring the Quality of Surface Waters. URL <http://www.water-research.net/index.php/water-treatment/water-monitoring/monitoring-the-quality-of-surfacewaters>
- Yengoh G.T., Dent D., Olsson L., Tengberg A.E. & Tucker III C.J. (2015). *Use of the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) to Assess Land Degradation at Multiple Scales: Current Status, Future Trends, and Practical Considerations*. Springer.
- Zagal E. & Sadzawka A. (2007). Protocolo de métodos de análisis para suelos y lodos. *Universidad de Concepción, Servicio Agrícola y Ganadero: Santiago, Chile*.
- Zaracho V.H., Céspedes J.A., Alvarez B.B. & Lavilla E. (2011). *Anfibios de Corrientes: una guía de campo*. Fundación Miguel Lillo, Ministerio de Educación de la Nación.
- Zobel M. (1997). The relative rol of species pools in determining plant species richness: an alternative explanation of species coexistence? *Trends in Ecology & Evolution*, 12, 266-269.